

Projektträgerschaft
Programm Lebensgrundlage
Umwelt und ihre Sicherung

Forschungsbericht FZKA-BWPLUS

**Immissionsprognosen mit mikroskaligen Modellen
Vergleich von berechneten und gemessenen Größen**

von

G. Schädler, W. Bächlin, A. Lohmeyer
Ingenieurbüro Dr.-Ing. Achim Lohmeyer, 76229 Karlsruhe

Die Arbeiten der Projektträgerschaft Programm Lebensgrundlage
Umwelt und ihre Sicherung
werden mit Mitteln des Landes
Baden-Württemberg gefördert

Förderkennzeichen: PEF 2 96 004

78 Seiten
31 Literaturstellen

Januar 1999

INHALTSVERZEICHNIS

ZUSAMMENFASSUNG	1
SUMMARY	1
1 EINLEITUNG	2
2 VORLIEGENDE UND AKTUELLE ARBEITEN ZUM THEMA	4
3 BESCHREIBUNG DES UNTERSUCHUNGSGEBIETS UND DES VERWENDETEN BEBAUUNGSKATASTERS	5
4 MESSUNGEN	7
4.1 Meteorologische Daten	7
4.1.1 Meßdaten der Station Schwabenzentrum	7
4.1.2 Messungen des Amtes für Umweltschutz der Landeshauptstadt Stuttgart (AfU)	8
4.2 Immissionsmessungen	9
4.3 Windkanalmessungen.....	11
5 VORBELASTUNG	13
6 VERKEHRSDATEN	18
7 EMISSIONSFAKTOREN	21
8 BESCHREIBUNG DER VERWENDETEN STRÖMUNGS- UND AUSBREITUNGSMODELLE	23
8.1 Modellbeschreibung ABC	23
8.2 Modellbeschreibung DASIM-KFZ	25
8.3 Modellbeschreibung MISKAM	27
9 DURCHFÜHRUNG DER RECHNUNGEN	29
9.1 Allgemeines.....	29
9.2 ABC.....	30
9.3 DASIM.....	30
9.4 MISKAM	31
9.5 Rechenzeitbedarf der Modelle	31
10 ERGEBNISSE DER STRÖMUNGSRECHNUNGEN	33
10.1 Anströmrichtung 30°	33
10.2 Anströmrichtung 320°	37
10.3 Vergleich von gemessenen und berechneten Windrichtungen an verschiedenen Meßpunkten des Amtes für Umweltschutz.....	41
11 ERGEBNISSE DER AUSBREITUNGSRECHNUNGEN	44
11.1 Flächenhafte Konzentrationsverteilungen bei Anströmung aus 30° und aus 320°	44
11.2 Abhängigkeit der dimensionslosen Konzentrationen von der Anströmrichtung	48
11.2.1 IVD-Station	48
11.2.2 UMEG-Station	53

11.2.3 MP2	53
11.2.4 MP5	56
12 STATISTISCHE KENNWERTE	58
12.1 Ergebnisse für die IVD-Station	62
12.2 Ergebnisse für die UMEG-Station	66
12.3 Meßpunkt 2 des Amts für Umweltschutz in der Römerstraße.....	70
12.4 Fazit	72
13 ZUSAMMENFASSENDEN BEMERKUNGEN UND OFFENE FRAGEN	73
14 LITERATUR.....	75

Hinweise:

Die Tabellen und Abbildungen sind kapitelweise durchnummeriert.

Literaturstellen sind im Text durch Name und Jahreszahl zitiert. In Kapitel 14 findet sich dann die genaue Angabe der Literaturstelle.

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

ZUSAMMENFASSUNG

Zur Erstellung von Immissionsprognosen in bebautem Gebiet werden häufig numerische Modelle eingesetzt, u.a. wegen der enorm angestiegenen Leistungsfähigkeit der PC's. Die Frage nach der Qualität der auf diese Weise erstellten Immissionsprognosen wurde und wird meist an der Qualitätsprüfung der Ausbreitungsmodelle festgemacht, obgleich die Ausbreitungsmodellierung nur ein Glied in der gesamten Prognosekette ist. In mehreren von PEF geförderten Projekten wurden bislang die Rechenergebnisse von Ausbreitungsmodellen untereinander und mit Windkanalmessungen verglichen. In einem weiteren Projekt wurde ein Vergleich mit Naturmessungen für eine Straße und an einem Punkt durchgeführt. Das vorliegende Projekt schließt hier an mit der Zielsetzung, einen weiteren Vergleich von Modellrechnungen mit Naturdaten durchzuführen, wobei hier im Gegensatz zum erwähnten Projekt auch Punkte außerhalb des eigentlichen Straßenraums betrachtet werden.

Das Untersuchungsgebiet umfaßte den Bereich der Hauptstätter Straße in Stuttgart. Es lagen dort Immissionsmessungen an mehreren Meßpunkten vor, ferner Bebauungs-, Meteorologie- und Verkehrsdaten. Die Emissionsfaktoren wurden sowohl nach dem im Vorgängerprojekt verwendeten Verfahren als auch unter Verwendung des Programms MOBILEV bestimmt. An dem Vergleich nahmen in Fortführung des Vorläuferprojekts weiterentwickelte Versionen der dort eingesetzten Modelle teil, welche für die hier gegebene Situation (dreidimensional, mehrere Linienquellen) ausgelegt waren. Es waren dies die beiden diagnostischen Modelle ABC und DASIM sowie das prognostische Modell MISKAM.

Bei den Strömungsfeldern wurden grundlegende Effekte wie die Kanalisierung und Ausbildung von Walzen im Straßenbereich von allen Modellen erfaßt. In Details, z.B. Strömung über Freiflächen zwischen Gebäuden gab es z.T. widersprüchliche Aussagen der Modelle. Bei der Abhängigkeit der berechneten Konzentrationen von der Windrichtung zeigen sich deutliche qualitative und besonders auch quantitative Unterschiede zwischen den Modellen.

Mit der hier verwendeten Methodik sind die Modelle in der Lage, bei entsprechender Emissionsmodellierung und Berücksichtigung der fahrzeuginduzierten Turbulenz die gemessenen statistischen Kennwerte mit einer Genauigkeit von im vorliegenden Fall $\pm 20\%$ wiederzugeben. Ferner wurde festgestellt, daß bei Ausschöpfen der Freiheiten z.B. in der Emissionsmodellierung ähnlich große Unterschiede in den Ergebnissen entstehen können wie bei der Verwendung verschiedener Ausbreitungsmodelle.

SUMMARY

To calculate yearly averages and percentiles of pollutant concentrations in built-up areas one often uses numerical models, one reason being the enormous increase in performance of personal computers. The quality of such prognoses is still very often identified with the quality of the dispersion model used, although dispersion modeling is just one element in the prognosis chain. In several projects supported by PEF, dispersion models have been compared to each other and with wind tunnel data. Another project compared model results with field data at one point in a given street. The present project extends this project by comparing model results with field data at several points, some of them outside the street canyon proper. The domain of study was the Hauptstätter Straße area in Stuttgart, Germany. Available Data included concentration measurements at several monitoring sites, meteorological data, data on traffic flow and position and height of buildings. Emission factors were determined by using the method used in the previous project and by using the MOBILEV program package. The participating wind field and dispersion models were the diagnostic models ABC and DASIM and the prognostic model MISKAM; these models were also considered in the previous project.

Basic features of the wind fields like channeling and the formation of rotors within the street canyon were predicted by all models. However, sometimes contrary model predictions were obtained in areas like junctions and backyards. Significant differences between the models were also observed in the predicted dependence of the concentrations on the wind direction. With proper modelling of the emissions and inclusion of traffic induced turbulence, the models could reproduce the measured averages and percentiles with an accuracy of about $\pm 20\%$ in the present case. Different methods of emission modelling caused differences in the results similar to using different dispersion models.

1 EINLEITUNG

Nach wie vor besteht großer Bedarf an flächendeckenden Immissionsprognosen in bebauten Gebieten, besonders für primär verkehrsbedingte Schadstoffe. Eine Immissionsprognose besteht aus mehreren Schritten, welche am Ende bei der Berechnung der statistischen Kennwerte zusammengefügt werden. Diese Komponenten sind: die Auswahl eines geeigneten Untersuchungsgebiets, die Auswahl geeigneter meteorologischer Daten, die Bestimmung der Schadstoffvorbelastung, die Ermittlung der Verkehrsdaten für das Untersuchungsgebiet, die Bestimmung der Emissionen, die Ausbreitungsrechnung und schließlich die Berechnung der statistischen Kennwerte wie Jahresmittelwert oder 98-Perzentilwert. Angesichts dieser Vielzahl von Einzelschritten und des großen Datenbedarfs stellt sich die Frage, ob sich eine einheitliche Vorgehensweise bei solchen Immissionsprognosen angeben läßt und wie sich die praktisch unvermeidbaren Unsicherheiten in den Eingangsdaten sowie verschiedene Rechenverfahren auf die Güte der konkreten Immissionsprognose auswirken. Mit der Vereinheitlichung der Methode hat sich die VDI-Arbeitsgruppe „Ausbreitung von Kfz-Emissionen“ beschäftigt; es liegt der Entwurf einer Richtlinie (VDI 3782, Blatt 8) vor. Im vorliegenden Projekt wurde angestrebt, den Empfehlungen dieser Richtlinie zu folgen.

Da meist flächendeckende Prognosen gefordert sind, werden für die Ausbreitungsrechnung häufig mikroskalige numerische Modelle eingesetzt. Bisher stand vor allem die Qualität der Ergebnisse der Ausbreitungsmodelle im Mittelpunkt des Interesses, sicher nicht zuletzt deswegen, weil hier neben der Emissionsbestimmung der jeweilige Bearbeiter die meisten Eingriffsmöglichkeiten hat und Ausbreitungsmodelle früher allgemein zur Verfügung standen als Emissionsmodelle. In früheren durch „Projekt Europäisches Forschungszentrum für Maßnahmen der Luftreinhaltung“ (PEF) geförderten Projekten wurden bereits Untersuchungen zur Qualität von Strömungs- und Ausbreitungsmodellen durchgeführt, und zwar sowohl Vergleiche mit Windkanaluntersuchungen (z.B. Röckle und Richter, 1995 und Röckle et al. 1998) als auch mit Naturmessungen (z.B. Schädler et al., 1996). Dabei konnten einerseits Schwachstellen der Modelle identifiziert und somit den Modellentwicklern Hinweise für die Weiterentwicklung gegeben werden, andererseits wurden erste Empfehlungen bezüglich der Modelle gegeben, wobei die Aussagen bzgl. der statistischen Kennwerte Jahresmittelwert und 98-Perzentilwert auf den Ergebnissen einer Meßstelle in der Göttinger Straße in Hannover basieren. Weiterhin wurde der dringende Bedarf des Vergleiches der Model-

lergebnisse mit anderen Meßdatensätzen gesehen, um die Ergebnisse auf eine breitere statistische Basis zu stellen. Im Falle der Göttinger Straße wurden zudem nur Meß- und Rechenwerte an einem Punkt verglichen. Da Immissionsprognosen aber Aussagen für ganze Flächen liefern sollen, ist man auch an Vergleichen zumindest an mehreren Punkten in der Fläche interessiert.

Das vorliegende Projekt ist daher insofern als Fortsetzung des Projektes „Vergleich und Bewertung derzeit verfügbarer mikroskaliger Strömungs- und Ausbreitungsmodelle“ zu sehen, als sein Ziel die Berechnung der flächenhaften verkehrsbedingten Immissionsverhältnisse in einem stark belasteten Gebiet mit verschiedenen Ausbreitungsmodellen und der Vergleich mit Naturmeßdaten an - soweit möglich - mehreren Punkten dieser Fläche ist.

Das Untersuchungsgebiet war der Bereich der Hauptstätter Straße in Stuttgart, da dort an verschiedenen Punkten Wind- und Konzentrationsmessungen zeitlich hochaufgelöst vorlagen. Eine genaue Beschreibung findet sich in Abschnitt 3.

Die Immissionsprognosen (Episodenrechnungen und statistische Kennwerte) werden durchgeführt mit den Modellen, die in dem bereits genannten Projekt (Schädler et al., 1996) eingesetzt waren und die für dreidimensionale und flächenhafte Berechnungen geeignet sind. Dies sind die Modelle ABC, DASIM und MISKAM.

2 VORLIEGENDE UND AKTUELLE ARBEITEN ZUM THEMA

Vergleiche von berechneten und in der Natur oder im Windkanal gemessenen Immissionswerten wurden bislang vor allem im Rahmen von Forschungsprojekten, gelegentlich auch im Auftrag von Behörden durchgeführt.

Vergleiche mit Messungen finden sich z.B. in Blinda et al. (1992), Eichhorn et al. (1995), Wichmann-Fiebig (1994), Röckle und Richter (1995), Röckle et al. (1998), Schädler et al. (1996) sowie in den "Proceedings of the Workshops on Harmonisation within Atmospheric Dispersion Modelling for Regulatory Purposes" (1992, 1993, 1994). Daneben existieren einige Arbeiten, vor allem Diplomarbeiten, in welchen Strömungs- und Ausbreitungsmodelle Tests unter idealisierten Bedingungen unterzogen werden und die Plausibilität der Ergebnisse beurteilt wird (z.B. Panskus, 1995, Siano, 1994).

Im PEF-Projekt „Strömungsmechanische Aspekte in der Stadtplanung im Hinblick auf eine Reduktion von Kfz-Immissionen“ (Kastner-Klein und Plate, 1998) werden an einem Windkanalmodell die Konzentrationsverteilungen an verschiedenen Punkten im Bereich der Hauptstätter Straße in Stuttgart gemessen. Ein Vergleich von Windkanaldaten mit numerischen Modellrechnungen ist das Thema eines PEF-Projektes, welches am Meteorologischen Institut der Universität Hamburg durchgeführt wird. Dabei wird auch die Frage der fahrzeuginduzierten Turbulenz behandelt. Die Arbeit von Rastetter (1998) befaßt sich ebenfalls mit dem Problem der fahrzeuginduzierten Turbulenz.

Die Auswirkungen der Unsicherheiten in den Eingangsdaten auf die Immissionsprognose sind Thema des PEF-Berichts "Einfluß der Eingangsparameter auf berechnete Immissionswerte für Kfz-Abgase: Sensitivitätsanalyse" (Flassak et al., 1996).

Modellrechnungen im Bereich der Hauptstätter Straße wurden auch im Rahmen des Projektes „Wege zu einer umweltverträglichen Mobilität am Beispiel der Region Stuttgart“ durchgeführt.

3 BESCHREIBUNG DES UNTERSUCHUNGSGEBIETS UND DES VERWENDETEN BEBAUUNGSKATASTERS

Die Hauptstätter Straße ist die wichtigste Ein- und Ausfallstraße für den vom Süden kommenden Verkehr zum Innenstadtgebiet von Stuttgart. Das tägliche Verkehrsaufkommen liegt bei etwa 45 000 Kfz/Tag mit einem PKW-Anteil von etwa 92 %. Sie verläuft von Südwest nach Nordost und hat eine Länge von etwa 1.5 km. Das hier betrachtete, zwischen Marienplatz und Österreichischem Platz liegende Segment hat eine Länge von etwa 400 m. Die Hauptstätter Straße ist aufgrund ihres Verlaufs entlang des Nesenbachtals parallel zu den beiden häufigsten Windrichtungen und etwa senkrecht zu einem weiteren Maximum orientiert (vgl. Abschnitt 4.1). Sie ist beidseitig zum großen Teil mit mehrgeschossigen Wohnhäusern bebaut, deren Höhe meist zwischen 10 m und 20 m liegt (vgl. **Tab. 3.1**). Allerdings finden sich selten durchgängige Hausfronten, vielmehr gibt es häufig Durchlässe oder nach hinten versetzte Gebäude, so daß die Strömungsverhältnisse stark lokal geprägt sind.

Höhen zwischen	Prozent der Gebäude
0 und 5 m	5
5 und 10 m	11
10 und 20 m	83
20 und 30 m	1

Tab. 3.1: Verteilung der Gebäudehöhen in der Hauptstätter Straße und Umgebung

Vom Institut für Landschaftsplanung und Ökologie wurden Bebauungsdaten (Grundrisse und Höhen) zur Verfügung gestellt. Die Bebauungshöhen stammen aus früheren Erhebungen und wurden durch aktuelle Beobachtungen und Schätzungen (Stockwerkszahl) ergänzt. Das dort erfaßte Gebiet ist parallel zur Hauptstätter Straße orientiert mit einer Längserstreckung von etwa 1 700 m und einer Breite von je etwa 300 m links und rechts der Hauptstätter Straße. Die Daten wurden anhand von Karten im Maßstab 1:500 des Stadtmessungsamtes Stuttgart sowie anhand eines Luftbildes vom 02.04.1997 kontrolliert, ferner wurde ein Abgleich mit dem am Institut für Hydrologie und Wasserwirtschaft der Universität Karlsruhe laufenden Parallelprojekt "Strömungsmechanische Aspekte in der Stadtplanung im Hinblick auf eine Reduktion von Kfz-Immissionen" durchgeführt. Die Grundrisse der berücksichtigten Gebäude sind in **Abb. 3.1** dargestellt. In der Abbildung sind außerdem

die Positionen der hier betrachteten Meßstationen kenntlich gemacht. Dabei ist die Station der Gesellschaft für Umweltmessungen und Umwelterhebungen, Karlsruhe (im folgenden als UMEG bezeichnet) mit UMEG, die des Instituts für Verfahrenstechnik und Dampfkeselwesen der Universität Stuttgart (im folgenden als IVD bezeichnet) mit IVD und die Meßpunkte des Amtes für Umweltschutz der Landeshauptstadt Stuttgart (im folgenden mit AfU bezeichnet) sind mit MP2, MP3 und MP5 bezeichnet. Ferner ist die Lage und Größe der Rechengebiete der numerischen Modelle eingetragen.



Abb. 3.1: Überblick über das Untersuchungsgebiet mit Lage der verwendeten Meßpunkte und Rändern der Rechengebiete der Modelle (gestrichelt: ABC und DASIM, durchgezogen: MISKAM).

4 MESSUNGEN

4.1 Meteorologische Daten

4.1.1 Meßdaten der Station Schwabenzentrum

Für den Zeitraum von 1991 bis 1997 wurden vom Amt für Umweltschutz der Landeshauptstadt Stuttgart Meßdaten der Station Schwabenzentrum zur Verfügung gestellt. Die Station befindet sich auf einem Dach in 31 m über Grund und liegt etwa 1 000 m Luftlinie nordöstlich der Hauptstätter Straße. Die Meßdaten umfassen Halbstundenwerte von Windrichtung, Windgeschwindigkeit, Temperatur, Druck, Feuchte und Globalstrahlung sowie Konzentrationswerte verschiedener Schadstoffe (CO, NO, NO₂, O₃, SO₂ und Staub). Im Jahr 1996 standen wegen Umbau der Station Meßdaten von Windrichtung und Windgeschwindigkeit nur von Januar bis Juni zur Verfügung.

Die folgende **Tab. 4.1** gibt einen Überblick über die mittleren Windgeschwindigkeiten für verschiedene Zeiträume.

Zeitraum	mittlere Windgeschwindigkeit in m/s
1991-1995	2.2
1995/1996	1.9
1. Halbjahr 1996	2.0
1. Halbjahr 1997	2.5

Tab. 4.1: An der Station Schwabenzentrum gemessene mittlere Windgeschwindigkeiten für verschiedene Zeiträume

Die Tabelle zeigt, daß die gemessenen Windgeschwindigkeiten im Bereich von ca. $\pm 10\%$ variieren. Der starke Anstieg der Windgeschwindigkeit im ersten Halbjahr 1997 könnte auf den Umbau der Station zurückzuführen sein.

Die gemessene Windrichtungsverteilung zeigt **Abb. 4.1**. Aus der Abbildung ist deutlich die Leitwirkung des Nesenbachtals, entlang dem die Hauptstätter Straße verläuft, zu erkennen. Die Hauptwindrichtung liegt bei etwa 220°, weitere Maxima treten bei etwa 30° und 320° auf. Die Hauptstätter Straße liegt demnach parallel zu den Windrichtungsmaxima 220° und 30°, aber nahezu senkrecht zum Maximum 320°.

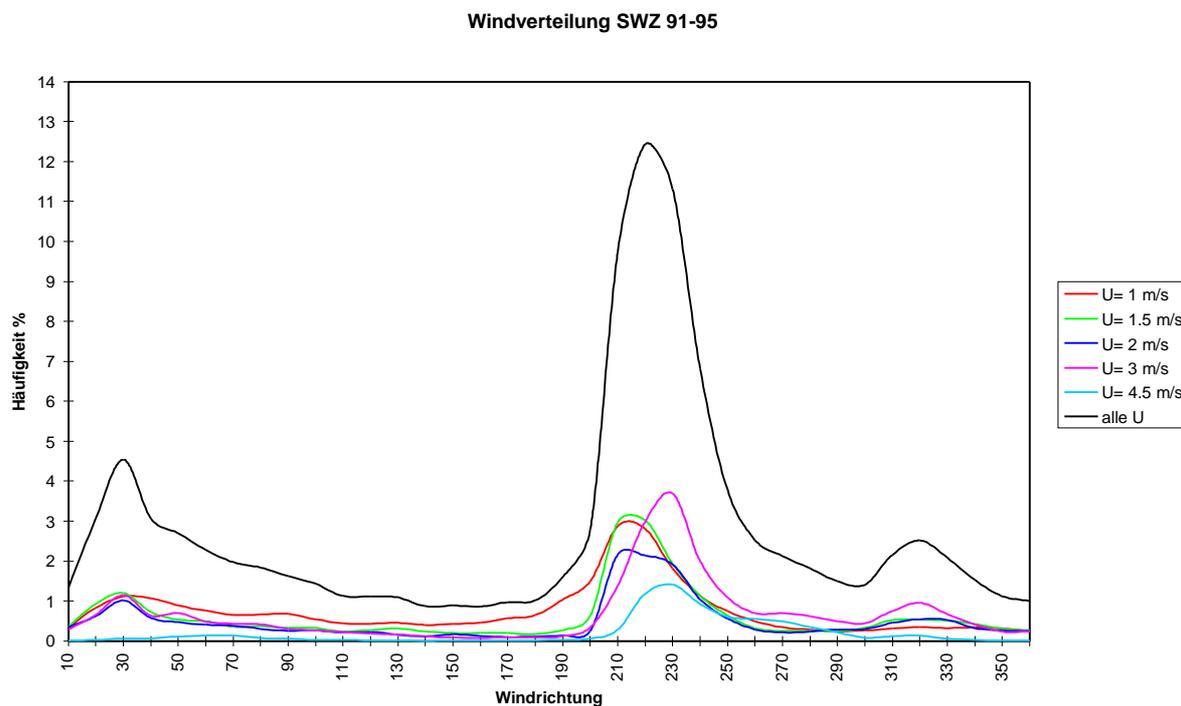


Abb. 4.1: Häufigkeitsverteilung in % der am Schwabenzentrum gemessenen Windrichtungen für verschiedene Windgeschwindigkeitsklassen entsprechend den Rechenwerten der TA Luft.

Um sowohl die räumliche Homogenität der Windverteilung im Bereich der Hauptstätter Straße als auch die Verwendbarkeit der Station Schwabenzentrum als meteorologische Referenzstation für die Immissionsberechnungen zu überprüfen, wurden mit einem diagnostischen Windfeldmodell berechnete synthetische Windrosen für den Bereich Hauptstätter Straße analysiert. Das Ergebnis zeigt, daß die meteorologischen Daten der Station Schwabenzentrum als repräsentativ für den Überdachbereich des Untersuchungsgebiets betrachtet werden können.

Daher wurde für die in den späteren Abschnitten vorgestellten Strömungs-, Ausbreitungs- und Immissionsberechnungen angenommen, daß die an der Station Schwabenzentrum gemessenen Windrichtungen als repräsentativ für die zum jeweiligen Termin herrschenden Windrichtungen oberhalb des Einflußbereichs der Bebauung betrachtet werden können.

4.1.2 Messungen des Amtes für Umweltschutz der Landeshauptstadt Stuttgart (AfU)

Vom Amt für Umweltschutz der Landeshauptstadt Stuttgart wurden während temporärer halbstündiger Messungen mit einem mobilen Meßwagen in den Jahren 1996 und 1997 Windrichtung, Windgeschwindigkeit sowie Schadstoffkonzentrationen der Stoffe CO, NO und NO₂ in verschiedenen, im Umkreis der Hauptstätter Straße liegenden Straßen gemessen. Die Meßhöhe für die meteorologischen Daten betrug 4 m, die für die Schadstoffkonzentrationen 3.5 m über Grund. In den Auswerteprotokollen wird für die Meßdaten jeweils ein Streukreisradius von mehreren Metern angegeben, da das Meßfahrzeug nicht immer an der gleichen Stelle geparkt werden konnte. Durch die an manchen Meßpunkten ausgeprägte lokale Variation der Wind- und Konzentrationsverhältnisse im Straßenraum ergeben sich daher Schwierigkeiten beim Vergleich der Messungen mit den ortsfesten Rechnungen. Die ungefähre Lage der verwendeten Stationen ist in **Abb. 3.1** mit MP2, MP3 und MP5 markiert.

4.2 Immissionsmessungen

Im Bereich der Hauptstätter Straße und ihrer näheren Umgebung liegen folgende Schadstoffkonzentrationsmessungen vor:

- Messungen der Station Schwabenzentrum bis Mitte 1997 als Zeitreihe, Meßhöhe 31 m
- Messungen des IVD im ersten Halbjahr 1997 als Zeitreihe, Meßhöhe 3.7 m
- Messungen des Amtes für Umweltschutz der Landeshauptstadt Stuttgart für das Jahr 1996 als Zeitreihe; wegen fehlender meteorologischer Daten kann hiervon nur das erste Halbjahr 1996 verwendet werden. Aus den vorliegenden Daten wurden 3 geeignete Meßpunkte ausgewählt; die jeweiligen Meßhöhen waren 3.5 m
- Jahresmittelwerte und 98-Perzentilwerte der UMEG von November 1995 bis Oktober 1996, Meßhöhe 2 m

Als Schadstoffe werden in diesem Bericht NO_x (als NO₂-Äquivalent) sowie CO betrachtet. Die Lage der Meßstationen (außer Schwabenzentrum) geht aus **Abb. 3.1** hervor.

Die folgende **Tab. 4.2** gibt einen Überblick über veröffentlichte bzw. aus den zur Verfügung gestellten Zeitreihen abgeleitete statistische Kennwerte. Für die NO_x -Konzentrationen wurde die NO -Konzentration mit dem Faktor 46/30 in eine NO_2 -Konzentration umgerechnet und zur vorhandenen NO_2 -Konzentration addiert.

Die CO -Werte der Station Schwabenzentrum bis 1996 sind nur auf $\pm 500 \mu\text{g}/\text{m}^3$ genau, da die Konzentrationen nur als ganzzahlige mg/m^3 -Werte in der Zeitreihe abgespeichert worden waren.

Die Umrechnung der vom IVD angegebenen Volumenanteile (ppbv) in Massenanteile ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) geschah unter Verwendung der Dichte ρ (kg/m^3) für Normbedingungen aus der idealen Gasgleichung $p/p = R_m/M T$ und der Umrechnung $1 \text{ ppbv} = \rho \cdot 1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ wie folgt:

CO : $1 \text{ ppbv} = 1.25 \mu\text{g}/\text{m}^3$

NO : $1 \text{ ppbv} = 1.34 \mu\text{g}/\text{m}^3$

NO_2 : $1 \text{ ppbv} = 2.05 \mu\text{g}/\text{m}^3$

Station	Jahr	Mittel NO_x	98% NO_x	Mittel CO	98% CO
SWZ	1991-1995	128	472	1 740	5 000
SWZ	1996, 1.Hj	100	326	1 300	4 000
SWZ	1996, gesamt	99	324	1 320	4 000
SWZ	1997, 1.Hj	136	653	1 740	4 600
IVD	1997, 1.Hj	230	796	1 544	4 042
UMEG	11/95-10/96	312	740	1 700	3 800

Tab. 4.2: Meßwerte Hauptstätter Straße und Umgebung. Alle Werte in $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (Hj = Halbjahr, SWZ = Schwabenzentrum)

Es fällt auf, daß am Schwabenzentrum, obwohl in größerer Meßhöhe, bei CO teilweise höhere Konzentrationen gemessen werden als an den straßennahen Stationen des IVD und der UMEG.

4.3 Windkanalmessungen

Parallel zum vorliegenden Projekt wurden im ebenfalls von PEF geförderten Projekt "Strömungsmechanische Aspekte in der Stadtplanung im Hinblick auf eine Reduktion von Kfz-Immissionen" (Kastner-Klein und Plate, 1998) Konzentrationsmessungen an einem Modell der Hauptstätter Straße durchgeführt. Dadurch eröffnet sich eine weitere Vergleichsmöglichkeit für die Modellergebnisse. Nähere Informationen zu diesem Projekt finden sich in Kastner-Klein und Plate (1998). Es liegen erste Konzentrationsmessungen an den in **Abb. 4.2** aufgeführten Aufpunkten jeweils getrennt für die Hauptstätter Straße und die Tübinger Straße als Linienquellen vor.



Abb. 4.2: Meßpunkte der Windkanalexperimente

Dimensionlose Konzentrationen wurden aus diesen Meßwerten mit $c^* = c \cdot U_{\text{ref}} \cdot H / (Q/L)$ berechnet, wobei u_{ref} die Windgeschwindigkeit in der Referenzhöhe 10 m ist und die geometrische Normierungshöhe $H = 20$ m beträgt. Der Profilexponent für das Windprofil in der Anströmung war $\alpha = 0.23$. Die Auswertehöhe betrug 3.6 m.

Das Projekt wird derzeit bearbeitet, so daß noch keine abschließenden Ergebnisse vorliegen. Es ist geplant, im noch zu erstellenden Abschlußbericht dieses Projekts mit der gleichen Methodik wie im vorliegenden Bericht berechnete statistische Kennwerte für einige Meßpunkte aufzuführen.

5 VORBELASTUNG

Die Vorbelastung in den Rechengebieten der Modelle wurde für die Schadstoffe NO_x und CO unter Berücksichtigung des umgebenden Straßennetzes der Stadt Stuttgart mit dem Modell PROKAS berechnet. Dabei wurde das im Entwurf der Richtlinie VDI 3782, Blatt 8 "Ausbreitungsrechnung für Kfz-Emissionen" empfohlene Verfahren angewandt. Die **Abb. 5.1** bis **Abb. 5.4** zeigen die berechneten Vorbelastungswerte für NO_x und CO. Die Abbildungen zeigen in weiten Bereichen eine gleichmäßige Vorbelastung, wobei nach Süden hin, zum Marienplatz, höhere Werte zu beobachten sind.

Eine punktgenaue Auswertung ergibt für die Stationen IVD und UMEG folgende Zahlenwerte (in µg/m³):

Station	Mittel NO _x	98% NO _x	Mittel CO	98% CO
IVD	65	270	1 050	3 310
UMEG	61	240	1 040	3 300

Es war ursprünglich geplant, auch die Meßdaten der Station Schwabenzentrum als Vorbelastungswerte mit heranzuziehen. Wie **Tab. 4.2** jedoch zeigt, waren die CO-Perzentile am Schwabenzentrum teilweise höher als an den straßennahen Stationen der UMEG und des IVD. Ferner konnte die räumliche Variation der Vorbelastung auf diese Weise nicht erfaßt werden. Deswegen wurden die Schwabenzentrum-Messungen nicht als Vorbelastungswerte für die Immissionsberechnungen verwendet.

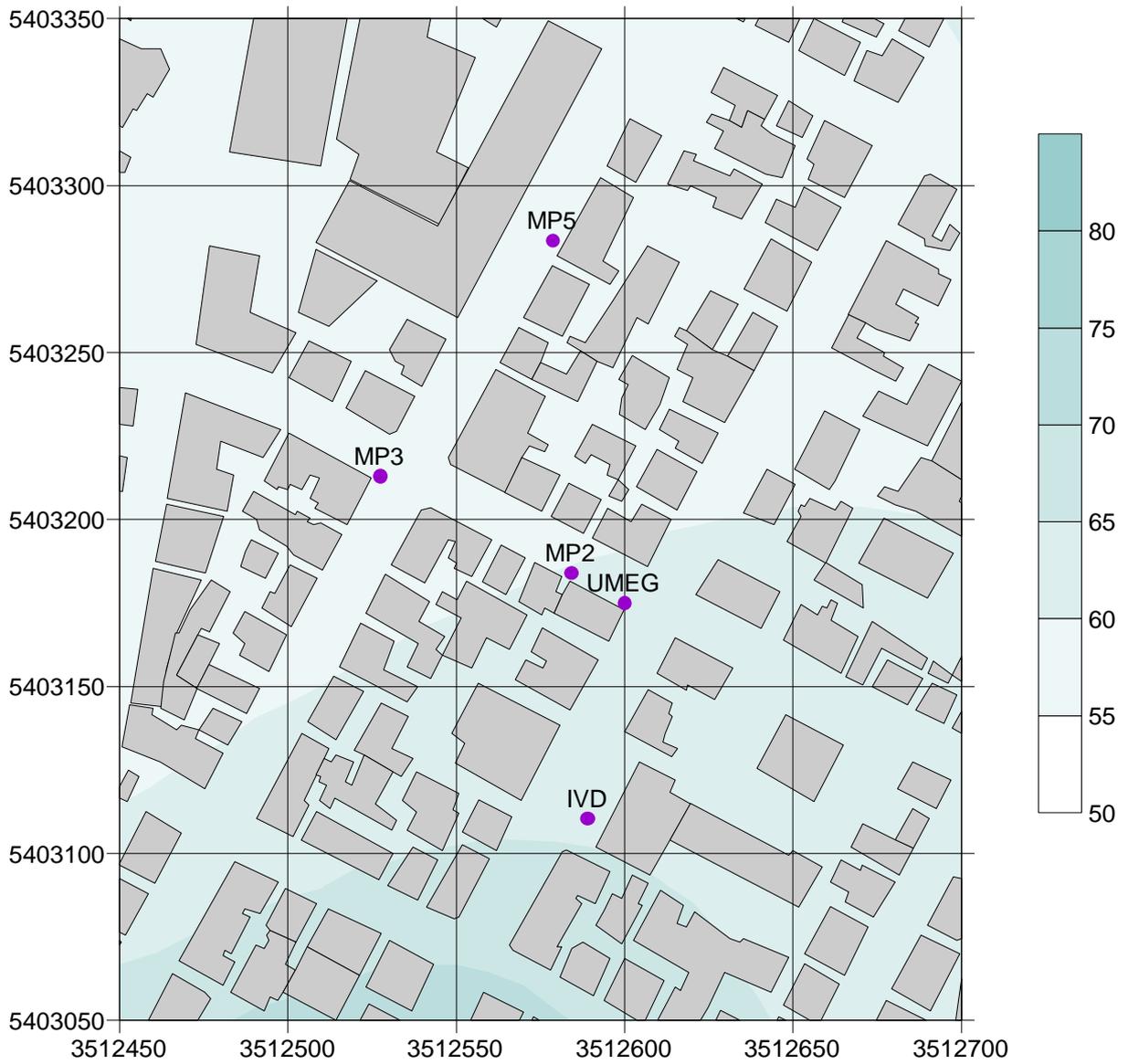


Abb. 5.1: Jahresmittelwert der NO_x-Vorbelastung (µg/m³) im Bereich der Hauptstätter Straße

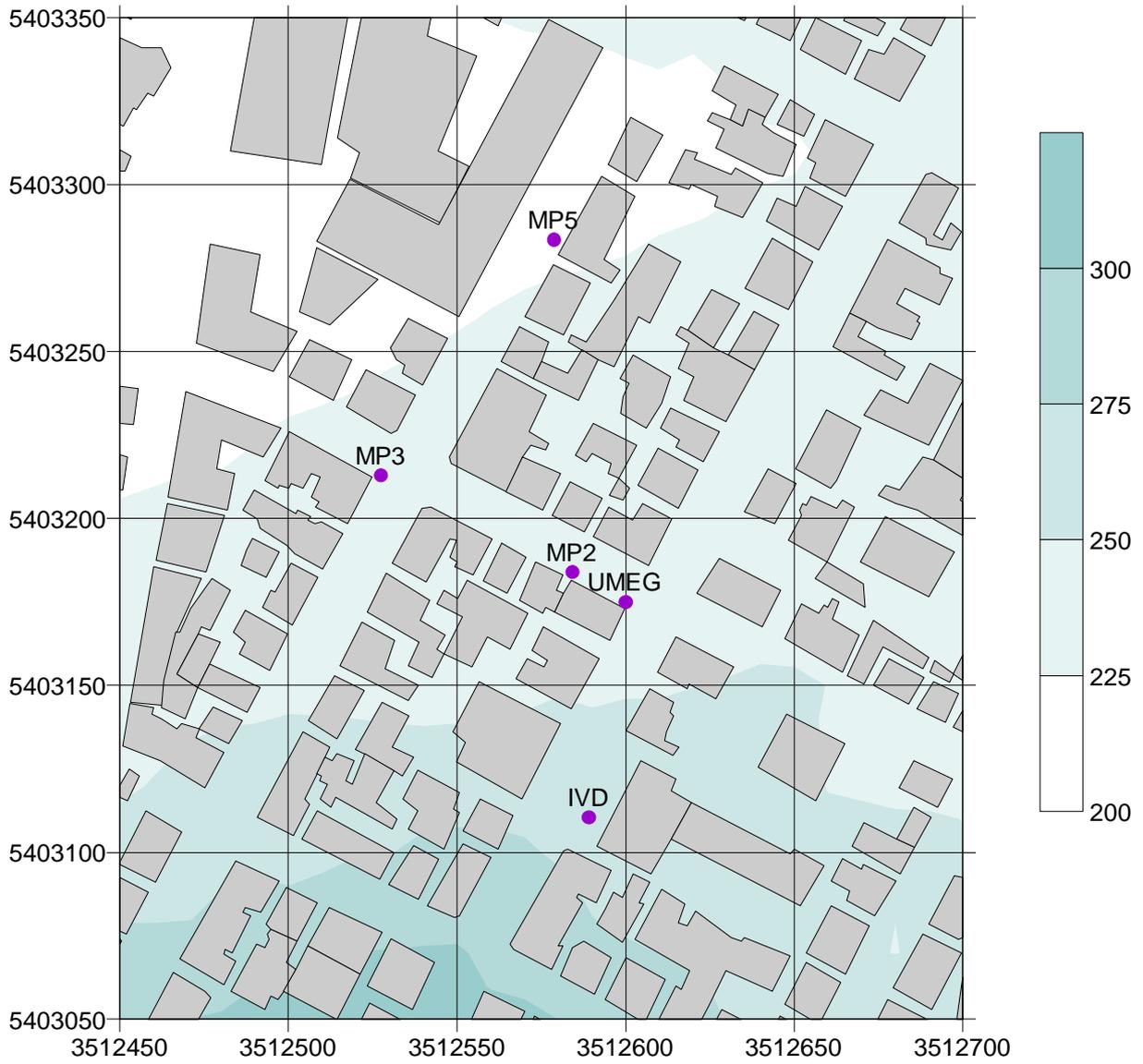


Abb. 5.2: 98-Perzentilwert der NO_x-Vorbelastung (µg/m³) im Bereich der Hauptstätter Straße

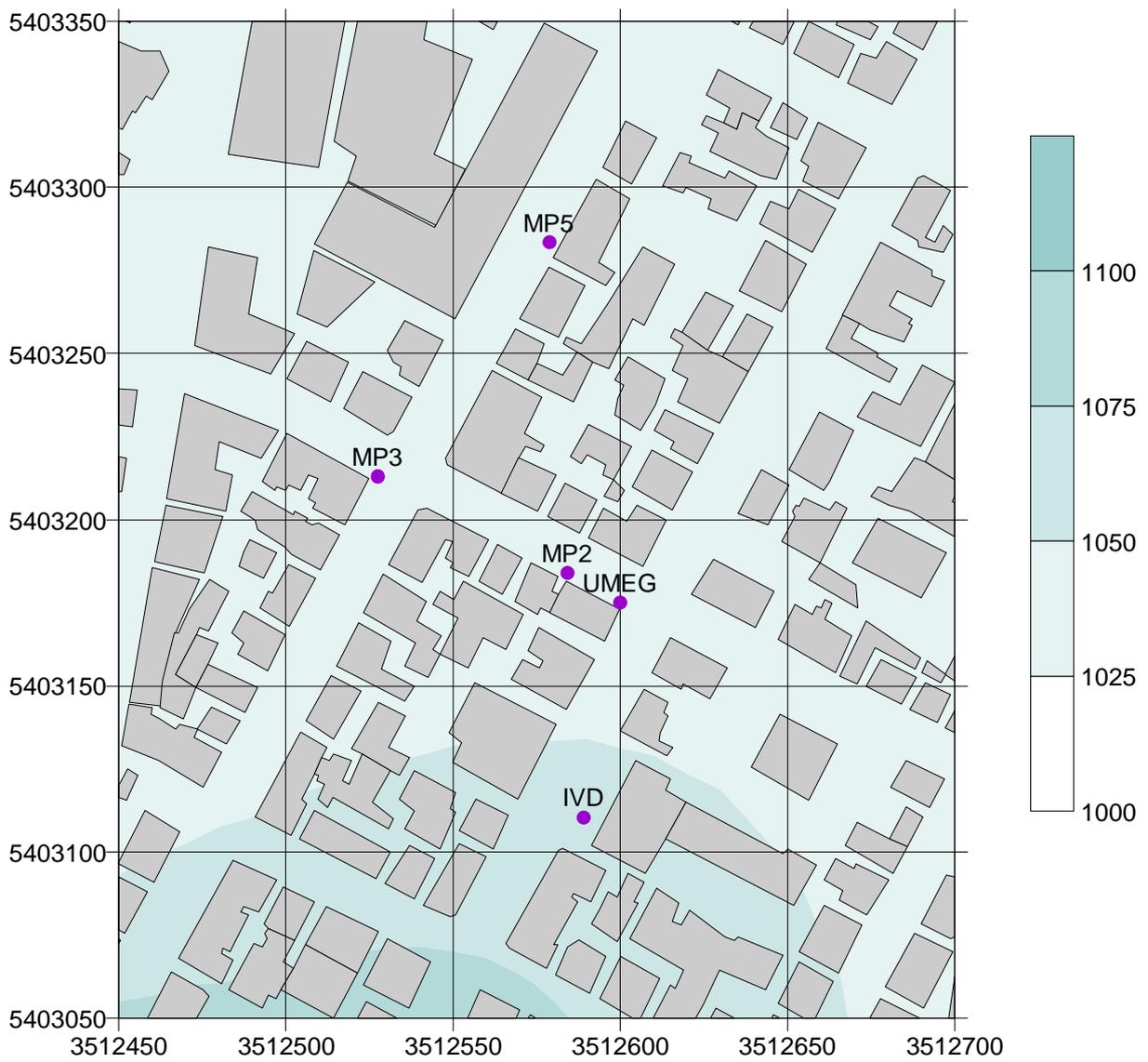


Abb. 5.3: Jahresmittelwert der CO-Vorbelastung ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) im Bereich der Hauptstätter Straße

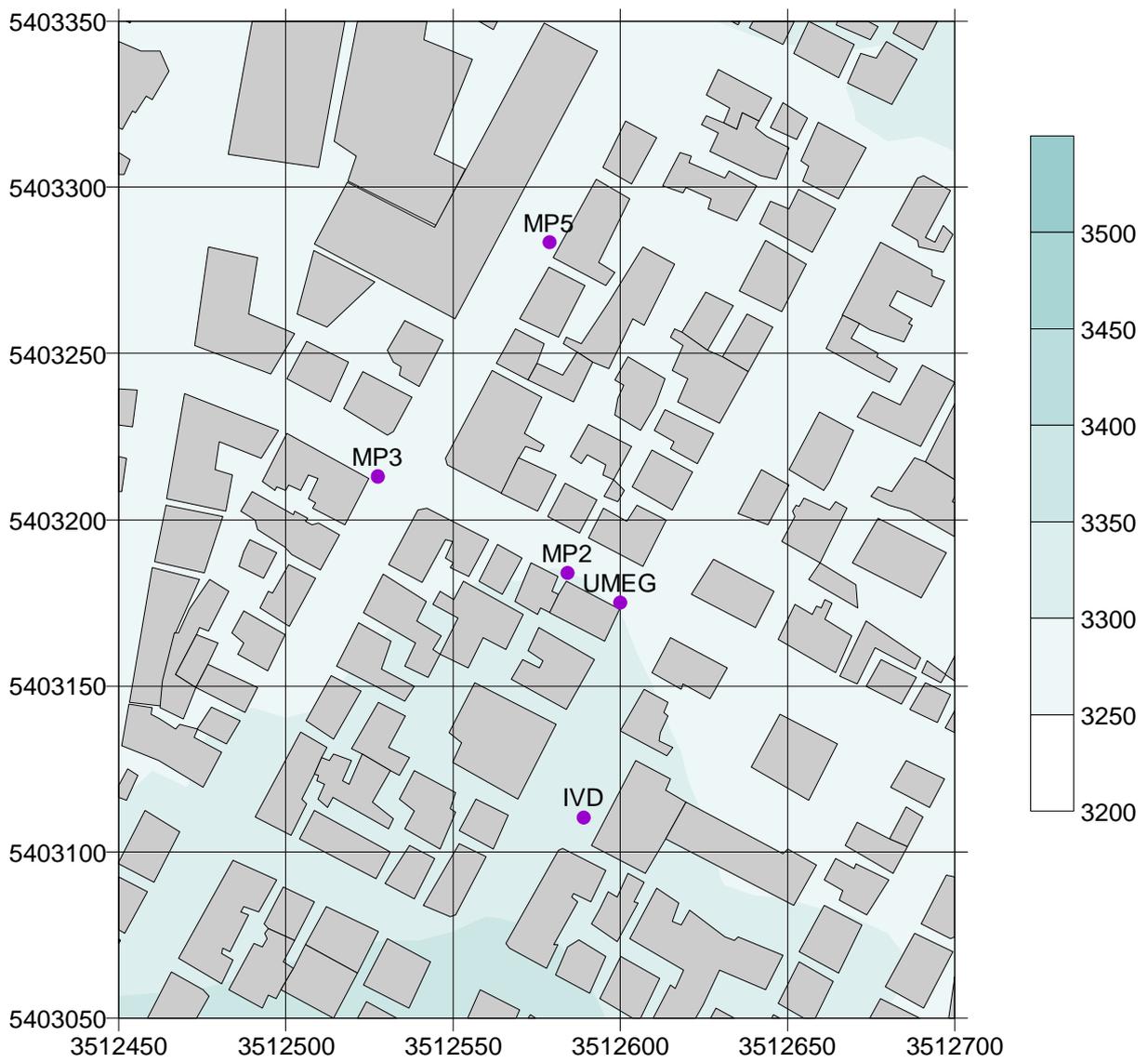


Abb. 5.4: 98-Perzentilwert der CO-Vorbelastung ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) im Bereich der Hauptstätter Straße

6 VERKEHRSDATEN

Für die Immissionsberechnungen werden Daten zum zeitlichen Verlauf des Verkehrsaufkommens benötigt, um daraus die momentane KFZ-Emissionsdichte zu berechnen. Es standen folgende Informationen zur Verfügung:

- Verkehrszählungen des Stadtplanungsamts Stuttgart in der Hauptstätter Straße zwischen Marienplatz und Österreichischem Platz einschließlich Cotta-, Römer- und Kolbstraße vom Donnerstag, dem 05.11.1992 zwischen 06.00 und 22.00 Uhr. Dabei wurden insgesamt etwa 44 000 Fahrzeuge gezählt mit einem etwas höheren Anteil stadteinwärts als stadtauswärts. Der Schwerverkehranteil liegt bei etwa 7.5 %. Das Verkehrsaufkommen der Querstraßen liegt bei etwas weniger als 5 % der Hauptstätter Straße. Am Marienplatz wurden 42 445 Fahrzeuge gezählt.
- digitale Daten des Stadtplanungsamtes Stuttgart zum durchschnittlichen täglichen Verkehrsaufkommen (DTV) für das Stuttgarter Straßennetz. Diese Daten wurden in Nagel et al. (1998) mit weiteren Informationen zum Netz zu einer aktualisierten Datei kombiniert. Aus diesen Daten ergibt sich, daß das Verkehrsaufkommen im betrachteten Teil der Hauptstätter Straße etwas höher ist als im Heschlach-Tunnel.
- Zählungen des Instituts für Straßen- und Verkehrswesen der Universität Stuttgart im Heschlach-Tunnel über mehrere Wochen des Jahres 1994 (Törgykes, 1998). Der Heschlach-Tunnel schließt südlich des Marienplatzes an die Hauptstätter Straße an, so daß ähnliches Verkehrsaufkommen und ähnlicher Verkehrstagesgang angenommen werden kann. Verkehrsdaten zum Heschlach-Tunnel finden sich in Törgykes (1998). Diese Angaben sind in der **Tab. 6.1** den verfügbaren Daten zur Hauptstätter Straße (Mittel über alle Straßensegmente) gegenübergestellt.

		Heschlach-Tunnel, 00-24 Uhr	LKW-Anteil in %	Hauptstädter Straße, 06-22 Uhr, ca.	LKW-Anteil in %, 06-22 Uhr
werktags	gesamt	41 900	6.2	43 800	7.4
samstags	gesamt	35 700	4.0		
sonntags	gesamt	32 700	2.6		

Tab. 6.1: Verkehrszahlen Heschlach-Tunnel und Hauptstätter Straße. LKW-Anteil = Tagessumme LKW/Tagessumme KFZ

Wie die Tabelle zeigt, ist in der Hauptstätter Straße an Werktagen bereits zwischen 6 und 22 Uhr der DTV höher als im Heschl-Tunnel. Unter Verwendung der Daten des Stadtplanungsamtes Stuttgart für das Stuttgarter Straßennetz wird daher für die folgenden Immissionsberechnungen ein werktäglicher DTV-Wert von 45 000 KFZ/24h angesetzt. Hinsichtlich des zeitlichen Verlaufs des Verkehrsaufkommens in der Hauptstätter Straße wird angenommen, daß zwischen Heschl-Tunnel und Hauptstätter Straße keine signifikanten Zu- und Abflüsse mit wesentlich anderem Verkehrstagesgang stattfinden, so daß die Tagesgänge für Werktag, Samstag und Sonntag des Heschl-Tunnels sowie das Verhältnis des Verkehrsaufkommens Werktag/Samstag und Werktag/Sonntag auf die Hauptstätter Straße durch Skalierung übertragen werden können. In Anbetracht dieser Annahme sowie des Stichprobencharakters der Zählung in der Hauptstätter Straße muß beim Verkehrsaufkommen von einer Unsicherheit von $\pm 5\%$ bis 10% ausgegangen werden.

Demgemäß wurden folgende DTV-Werte und LKW-Anteile für die Hauptstätter Straße angesetzt:

Wochentag	DTV in Kfz/24 h	LKW-Anteil in %
werktags	45 000	7.5
samstags	39 400	4.0
sonntags	35 900	2.6
Wochenmittel	42 900	6.3

Die so hochgerechneten Verkehrstagesgänge für die Hauptstätter Straße zeigt die folgende **Abb. 6.1**.

Für die ebenfalls im Rechengbiet liegenden Tübinger Straße und Römerstraße wurde auf der Basis der Angaben des Stadtplanungsamtes und der Straßennetzdaten ein DTV von 5% des DTV der Hauptstätter Straße sowie ein LKW-Anteil von 2.5% (Tübinger Straße) und 2% (andere Straßen) angenommen.

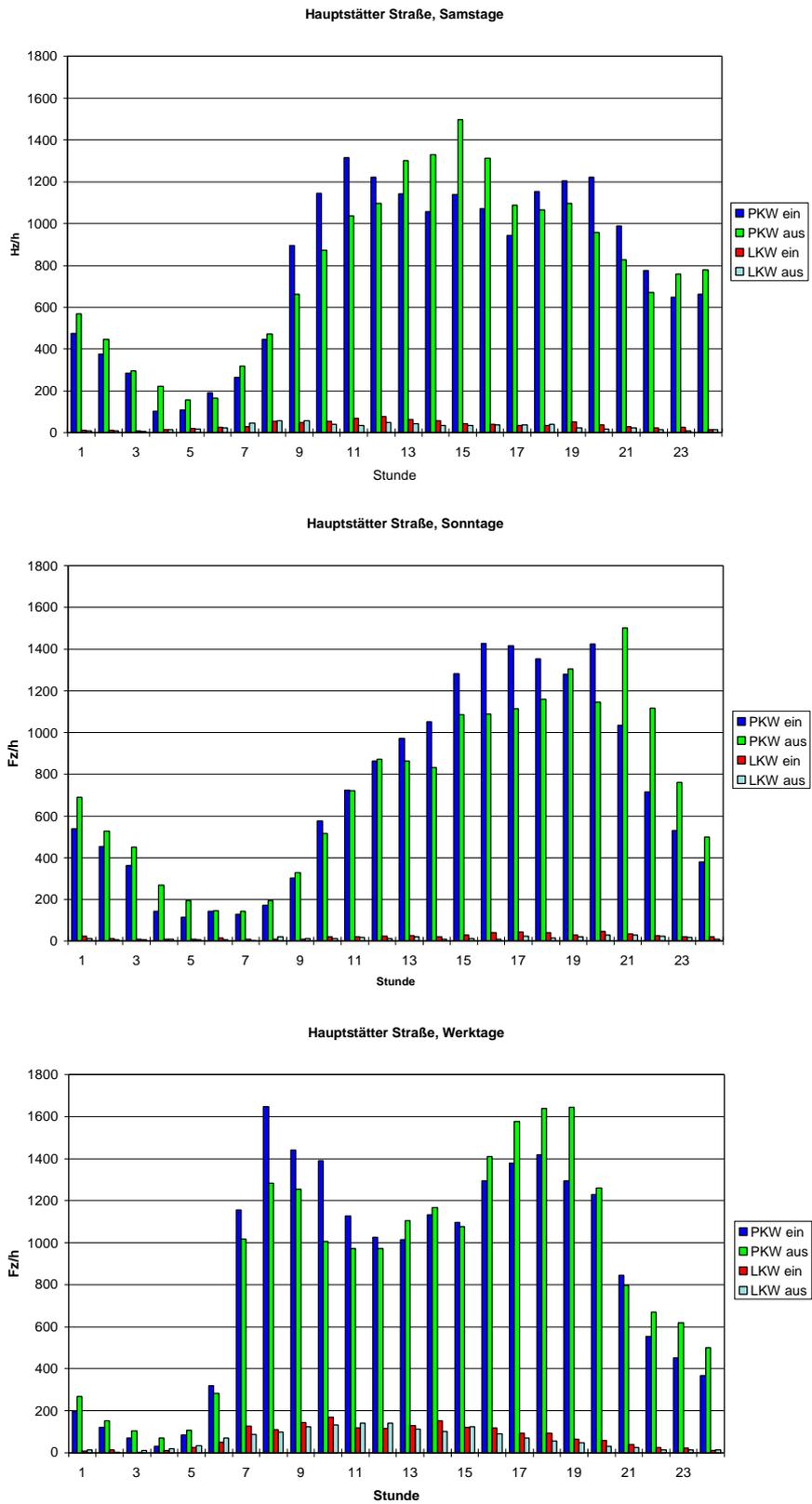


Abb. 6.1: Für die Hauptstätter Straße angesetzte Verkehrstagesgänge

7 EMISSIONSFAKTOREN

Zur Erstellung der Emissionsprognose und für die anschließende Immissionsberechnung werden kfz-spezifische Emissionsfaktoren benötigt. Diese Emissionsfaktoren hängen u.a. von der Flottenzusammensetzung, dem Bezugsjahr und der Verkehrssituation (und damit auch von der Zeit) ab. Zur Ermittlung der Emissionsfaktoren stehen verschiedene Verfahren zur Verfügung, welche sich in ihren Ergebnissen unterscheiden. Um den Einfluß solcher Verfahren auf die Immissionsprognose aufzuzeigen, wurden für die Emissionsberechnung von NO_x und CO folgende Verfahren/Emissionsfaktoren verwendet:

1. die in Nagel et al. (1998) für Stuttgart angegebenen Emissionsfaktoren. Sie beruhen auf Messungen des TÜV Rheinland und wurden in "Abgas-Emissionsfaktoren von PKW in der Bundesrepublik Deutschland" (UBA, 1994) veröffentlicht. In einer weiteren Studie wurden Emissionsfaktoren von LKW und Bussen erhoben; diese finden sich in "Abgas-Emissionsfaktoren von Nutzfahrzeugen in der Bundesrepublik Deutschland für das Bezugsjahr 1990" (UBA, 1995a). Die genannten Emissionsdaten wurden in einem Handbuch für Emissionsfaktoren des Straßenverkehrs (UBA, 1995b) herausgegeben. Die so erhaltenen Emissionsfaktoren sind in **Tab. 7.1** mit EF95 bezeichnet.
2. es wurden die Emissionsfaktoren unter Verwendung der für die Hauptstätter Straße spezifischen Daten mit dem Programm MOBILEV (Skrzipczyk und Steven, 1997) neu berechnet. Dabei wurden für die Hauptstätter Straße folgende Annahmen getroffen:
 - vorfahrtberechtigte Hauptverkehrsstraße innerorts (IO_HVS2)
 - Radialstraße Kernstadtrand
 - Länge 600 m (zwischen Marienplatz und Österreichischem Platz)
 - beide Richtungen, 4 Fahrspuren
 - DTV werktags 45 000, LKW-Anteil 7.5 %
 - Kaltstart- und Stauzuschläge MOBILEV-intern bestimmtDie Ergebnisse dieser Rechnungen sind in **Tab. 7.1** mit MO gekennzeichnet.
3. es wurde eine Emissionsbestimmung mit MOBILEV und dem tatsächlichen Verkehrstagesgang der Hauptstätter Straße durchgeführt. Diese Werte sind in **Tab. 7.1** mit MO-HS gekennzeichnet.

Als LKW wurden Fahrzeuge ab 3.5 t Gewicht klassifiziert.

Bezeichnung	NO _x		CO	
	PKW	LKW	PKW	LKW
EF95	0.9	8.61	5.33	3.33
MO	0.809	8.135	4.50	3.20
MO-HS	0.69	7.44	4.66	2.73

Tab. 7.1: Mit verschiedenen Verfahren ermittelte Emissionsfaktoren für die Hauptstätter Straße (Angaben in mg/(m Kfz). HS = Hauptstätter Straße

Die Abweichung der Emissionsfaktoren der einzelnen Szenarien vom Mittelwert über alle drei Szenarien liegt bei etwa $\pm 15\%$.

Für die Tübinger Straße (TS) und die Römerstraße (RS) wurden die in **Tab 7.2** angegebenen, mit MOBILEV ermittelten Emissionsfaktoren unter Verwendung des in Abschnitt 6 angegebenen DTV-Wertes und LKW-Anteils angesetzt.

Straße	Fahrmodus	Emissionsfaktoren NO _x		Emissionsfaktoren CO	
		PKW	LKW	PKW	LKW
TS	IO_HVS3	0.81	9.0	5.0	3.6
RS	IO_Kern	0.87	12.9	7.4	5.9

Tab. 7.2: Mit verschiedenen Verfahren ermittelte Emissionsfaktoren für die Hauptstätter Straße (Angaben in mg/(m Kfz))

8 BESCHREIBUNG DER VERWENDETEN STRÖMUNGS- UND AUSBREITUNGSMODELLE

Aufbauend auf den Ergebnissen des PEF-Projekts "Vergleich und Bewertung derzeit verfügbarer mikroskaliger Strömungs- und Ausbreitungsmodelle" wurden im vorliegenden Projekt die dreidimensionalen Strömungs- und Ausbreitungsmodelle ABC, DASIM und MISKAM eingesetzt. Eine Beschreibung älterer Versionen der Modelle findet sich in Schädler et al. (1996). In der Zwischenzeit wurden an den Modellen sowohl hinsichtlich der Modellphysik und -numerik als auch hinsichtlich der Bedienung Veränderungen vorgenommen. Inzwischen arbeiten z.B. alle Modelle mit variablen Felddimensionen, was die Auswahl des Rechengebietes wesentlich flexibler macht. Bei ABC wurde die Kontrolle und graphische Aufbereitung der Ein- und Ausgabedaten verbessert, die Ausbreitungsrechnung kann nun optional mit dem „ASMUS-Ansatz“ (E-I-Ansatz, Lösung der stationären Diffusionsgleichung, vgl. Gross et al., 1994) durchgeführt werden und die direkte Berechnung statistischer Kennwerte ist möglich. DASIM-KFZ wurde mit einer menügeführten Benutzeroberfläche ausgestattet, spezielle Module sollen die Erstellung von Verkehrsimmissionsprognosen im Hinblick auf die 23. BImSchV. erleichtern (z.B. Emissionen, Berechnung statistischer Kennwerte) und die Kontrolle und graphische Aufbereitung der Ein- und Ausgabedaten wurde verbessert. Bei MISKAM / WinMISKAM kann die Turbulenz über einen E- ϵ -Ansatz erfaßt werden, es wurden Prä- und Postprozessoren für die Ein- und Ausgabe sowie Schnittstellen für den Import von Emissions- und Vorbelastungsdaten erstellt.

Im folgenden werden die verwendeten Modelle kurz beschrieben. Für genauere Informationen wird auf die jeweiligen Handbücher verwiesen.

8.1 Modellbeschreibung ABC

Name des Modells: ABC

Version 1998

Kontakt:

Dr. R. Röckle, IMA, Eisenbahnstraße 43, 79098 Freiburg

Modelltyp:

- dreidimensionales semiempirisches diagnostisches Strömungsmodell (Differenzenverfahren)
- Diffusionskoeffizienten entweder mit diagnostischem K-Ansatz oder mit prognostischem E-I-Ansatz (von Modell ASMUS übernommen)
- dreidimensionales Eulersches Ausbreitungsmodell, stationäre Lösungen

Prae- und Postprozessoren:

es werden Hilfsprogramme zur Kontrolle der Eingangsdateien, zur Ergebnisdarstellung und zur Berechnung statistischer Kennwerte zur Verfügung gestellt.

Benötigte Eingabedaten und Ablauf der Rechnung:

- Hindernisdatei: diese Datei muß nach festen im Handbuch beschriebenen Regeln erstellt werden; benötigt werden Informationen zum Hindernistyp sowie zu Lage und Höhe des Hindernisses
- Eingabedaten für die Strömungsrechnung: Namen der Hindernisdatei und der Ausgabedateien, Informationen zu Gitter und oberen Randbedingungen, Stabilitätsparameter, Windrichtung, Windgeschwindigkeit in der gewählten Anemometerhöhe, Rauigkeit, Nullpunktverschiebung und Profilexponent, Steuerparameter für Ausgabe und Abbruchkriterium
- Eingabedaten für die Ausbreitungsrechnung: Dateien mit Windfeldern und Diffusionskoeffizienten, Ausgabedateien, Quellparameter (Quellstärke, Quellposition, Emissionsdauer), Simulationsdauer (nur bei nichtstationärer Rechnung)
- Ablauf der Rechnung: Berechnung des (stationären) Strömungsfeldes - Berechnung der Diffusionskoeffizienten - Berechnung des (stationären) Konzentrationsfeldes

Ausgabedaten:

Windfeld, Feld der Diffusionskoeffizienten, Konzentrationsfeld, Protokolldateien

Literatur:

- Röckle et al. (1998)
- Röckle und Richter (1995)
- Röckle (1990)
- Gross (1997)
- Gross et al. (1994)
- Handbuch ABC (1997)

Kurzbeschreibung der Modellphysik und -numerik:

- Strömungsfeld: Initialwindfeld aus logarithmischem oder Potenzprofil, Gebäudeeinfluß nach Daten von Hosker (1984) berücksichtigt; daraus Berechnung eines divergenzarmen Windfeldes auf versetztem Gitter

- Diffusionskoeffizienten: entweder diagnostischer K-Ansatz mit $K = l \cdot S$, Mischungsweg l aus minimalem Wandabstand, S aus Scherungstermen oder alternativ prognostischer Ansatz für kinetische Turbulenzenergie E und K aus $K = a \cdot l \cdot \sqrt{E}$
- Ausbreitungsrechnung: stationäre Lösung der Advektions-Diffusionsgleichung auf ver-setztem Gitter, Advektion mit upstream-Verfahren, Zeitschrittsteuerung
- Abbruchkriterium bei stationärer Rechnung: relative mittlere Änderung der Konzentrationen $<$ wählbare Fehlerschranke
- Gitter: cartesisches Gitter, horizontal äquidistant, vertikal nichtäquidistant

8.2 Modellbeschreibung DASIM-KFZ

Name des Modells: DASIM-KFZ

Version 1.2, 1996

Kontakt:

Institut für Meteorologie, Technische Hochschule Darmstadt, Hochschulstraße 1, 64289 Darmstadt (Frau A. Hopf und Frau S. Preis-Blinda)

Modelltyp:

- dreidimensionales diagnostisches Strömungsmodell (Differenzenverfahren), Berücksichtigung der Bebauung unter Verwendung von Windkanaldaten
- Diffusionskoeffizienten diagnostisch mit K-Ansatz
- dreidimensionales diagnostisches Eulersches Ausbreitungsmodell

Prae- und Postprozessoren:

es werden WINDOWS-Programme zur Erstellung der Eingangsdateien, zur Ergebnisdarstellung und zur Berechnung statistischer Kennwerte zur Verfügung gestellt.

benötigte Eingabedaten und Ablauf der Rechnung:

- Hindernisdatei: diese Datei muß nach festen, im Handbuch beschriebenen Regeln erstellt werden; benötigt werden Informationen zum Hindernistyp sowie zu Lage und Höhe des Hindernisses
- Strömungsrechnung: Namen der Hindernisdatei und der Ausgabedateien, Informationen zu Gitter und oberen Randbedingungen, Stabilitätsparameter, Windrichtung, Windgeschwindigkeit in der gewählten Anemometerhöhe, Rauigkeit, Nullpunktverschiebung und Proflexponent, Steuerparameter für Ausgabe und Abbruchkriterium

- Ausbreitungsrechnung: Dateien mit Windfeldern und Diffusionskoeffizienten, Ausgabedateien, Quellparameter (Quellstärke, Quellposition, Emissionsdauer), Simulationsdauer
- Ablauf der Rechnung: Berechnung des (stationären) Strömungsfeldes - Berechnung der Diffusionskoeffizienten - Berechnung des Konzentrationsfeldes

Ausgabedaten:

Windfeld, Feld der Diffusionskoeffizienten, Konzentrationsfeld, Protokolldateien

Literatur:

- Röckle et al. (1998)
- Blinda et al. (1992)
- Handbuch DASIM-KFZ (1996)

Kurzbeschreibung der Modellphysik und -numerik:

- Strömungsfeld: Initialwindfeld aus logarithmischem oder Potenzprofil, Gebäudeeinfluß nach Daten von Hosker (1984, 1985) berücksichtigt; daraus Berechnung eines divergenzarmen Windfeldes auf versetztem Gitter. Vorgehensweise ist analog zu ABC mit einigen Erweiterungen (z.B. Sekundärwirbel bei tiefen Schluchten)
- Diffusionskoeffizienten: K-Ansatz mit $K = l^2 * R$, Mischungsweg l aus minimalem Wandabstand, R aus Rotation des Geschwindigkeitsfeldes
- Ausbreitungsrechnung: Lösung der Schadstoffbilanzgleichung auf versetztem Gitter, Advektion und Diffusion zentriert, Zeitschrittsteuerung
- Abbruchkriterium bei stationärer Rechnung: relative Gesamtänderung der Konzentrationen < Fehlerschranke
- Gitter: cartesisches Gitter, horizontal äquidistant, vertikal nichtäquidistant
- durch die modellinterne Korrektur der Diffusionskoeffizienten hängen diese und damit auch die berechneten Konzentrationsfelder von der Anströmgeschwindigkeit ab. Daher müssen zur Berechnung statistischer Kennwerte jeweils Rechnungen für 1, 2 und 3 m/s Anströmgeschwindigkeit durchgeführt werden.

8.3 Modellbeschreibung MISKAM

Name des Modells: MISKAM

Version 3.6, 1998

Kontakt:

Dr. J. Eichhorn, Institut für Physik der Atmosphäre, Johannes Gutenberg-Universität,
55099 Mainz

Modelltyp:

- dreidimensionales prognostisches Strömungsmodell (Differenzenverfahren)
- Diffusionskoeffizienten alternativ mit diagnostischem K-Ansatz oder mit prognostischem E- ϵ -Ansatz
- dreidimensionales prognostisches Eulersches Ausbreitungsmodell

Prae- und Postprozessoren:

es werden Hilfsprogramme zur Erstellung und Kontrolle der Eingangsdateien sowie zur Ergebnisauswertung und -darstellung zur Verfügung gestellt.

Benötigte Eingabedaten und Ablauf der Rechnung:

- Datei mit Informationen zum Rechengitter, zur Bebauung, zur Rauigkeit und zur Lage der Quellen; diese Datei muß nach festen in der Dokumentation beschriebenen Regeln erstellt werden
- Eingabedatei für die Strömungsrechnung: Namen der Hindernisdatei, Windrichtung, Windgeschwindigkeit, Anemometerhöhe, Orientierung des Gitters, Rauigkeit und thermische Schichtung sowie Wahl des Abbruchkriteriums
- Eingabedatei für die Ausbreitungsrechnung: Dateien mit Windfeldern und Diffusionskoeffizienten, Ausgabedateien, Abbruchkriterium, Rauigkeit, thermische Schichtung
- Ablauf der Rechnung: Berechnung des Strömungsfeldes und der Diffusionskoeffizienten - Berechnung des Konzentrationsfeldes

Ausgabedaten:

Windfeld, Druckfeld und Diffusionskoeffizienten, Konzentrationsfeld, Protokolldateien

Literatur:

- Eichhorn (1989)
- Röckle et al. (1998)

- Handbuch MISKAM (1998)

Kurzbeschreibung der Modellphysik und -numerik:

- Strömungsfeld: Initialwindfeld aus logarithmischem Profil, Windfeldprognose aus dreidimensionalen Boussinesq-approximierten nichthydrostatischen Bewegungsgleichungen auf versetztem Gitter
- Diffusionskoeffizienten: alternativ K-Ansatz mit $K = l * D$ (Mischungsweg l aus minimalem Wandabstand, D Deformation) oder E- ϵ -Ansatz
- Ausbreitungsrechnung: prognostische Lösung der Advektions-Diffusionsgleichung auf versetztem Gitter, Advektion mit upstream-Verfahren, Zeitschrittsteuerung
- Abbruchkriterium bei stationärer Rechnung: maximale relative Änderung der Konzentrationen < Fehlerschranke
- Gitter: cartesisches Gitter, horizontal nichtäquidistant, vertikal nichtäquidistant

9 DURCHFÜHRUNG DER RECHNUNGEN

9.1 Allgemeines

Die Längsachse der Hauptstätter Straße ist um 28° im Uhrzeigersinn gegen Nord gedreht. Um die "rechtwinklige" Struktur des Untersuchungsgebietes auszunutzen (genauere Abbildung der Bebauung auf dem Rechengitter), wurden die Rechengebiete um diesen Winkel gedreht, so daß die Längsachse der Hauptstätter Straße parallel zur y-Achse orientiert ist.

Bei der Definition der Rechengebiete für die Modellrechnungen wurde versucht, weitgehend den in Abschnitt 10.2 des Entwurfs der Richtlinie VDI 3782, Blatt 8 „Ausbreitungsrechnung für KFZ-Emissionen“ gemachten Empfehlungen zu folgen. Dies betrifft insbesondere folgende Punkte:

- Abstand zwischen Rand des Rechengebiets und Rand des Untersuchungsgebiets mindestens das Dreifache der mittleren Bebauungshöhe im Rechengebiet
- Emissionen sollen im gesamten Rechengebiet berücksichtigt werden
- Höhe des Rechengebiets mindesten das Dreifache der maximalen Gebäudehöhe
- horizontale Gitterauflösung so, daß in den relevanten Straßenquerschnitten mindestens 6 - 8 Boxen liegen
- Höhe der untersten Box mindestens das Doppelte der größten verwendeten Rauheitslänge
- vertikale Auflösung bis zur Höhe der mittleren Straßenrandbebauung konstant
- Emissionen zwischen 0 und 3 m über Grund verteilen
- Firsthöhe als Gebäudehöhe ansetzen
- zwischen Quelle und Rezeptor soll mindestens 1 Box liegen

Daneben mußte auch folgenden Aspekten Rechnung getragen werden:

- detaillierte Erfassung der Hauptstätter Straße und der umliegenden relevanten Straßen
- Gebiet auch bei der notwendigen feinen Auflösung der Hauptstätter Straße mit äquidistanten Modellen wie ABC und DASIM hinreichend groß, aber im Hinblick auf Rechenzeit- und Speicherplatzbedarf praktikabel
- verfügbare Meßstationen im Gebiet enthalten
- Gebiet hinreichend groß, um Randeinflüsse zu minimieren und andererseits Umgebungsrauhigkeit zu erfassen.

Aus den von den Modellen für die jeweiligen Linienquellen berechneten Konzentrationen wurden dimensionslose Konzentrationen c^* gemäß $c^* = c \cdot U_{\text{ref}} \cdot H / (Q/L)$ berechnet. Dabei ist U_{ref} die Windgeschwindigkeit in der Referenzhöhe $H_{\text{ref}} = 10$ m über Grund (die Werte werden den von den Modellen berechneten Profilen entnommen), H ist eine Längenskala; hier wird ein Wert in der Größenordnung der Bebauungshöhe von 20 m verwendet. Die absoluten Werte dieser Größen sind nicht relevant, sie sind nur als Referenzwerte für die konsistente Umrechnung der Konzentrationen von Wichtigkeit.

9.2 ABC

Das Rechengebiet für die ABC-Rechnungen war wie bei DASIM 300 m x 400 m groß (vgl. **Abb. 3.1**) mit einer horizontalen Maschenweite von 2 m. Der Nullpunkt hatte die Gauß-Krüger-Koordinaten 3512367, 5403097. In der Vertikalen wurde mit 20 Boxen bei einer bodennahen Auflösung (bis 30 m über Grund) von 3 m gearbeitet. Die numerischen Parameter für die Rechnungen wurden von Defaulteinstellungen bzw. den Empfehlungen im Handbuch übernommen. Die Diffusionskoeffizienten wurden mit dem E-I-Ansatz berechnet, für die Ausbreitungsrechnungen wurde das stationäre Ausbreitungsmodell verwendet. Die Windfelder wurden für 36 Windrichtungen mit einer Windgeschwindigkeit von 10 m/s in 100 m über Grund berechnet. Für die spätere Berechnung der dimensionslosen Konzentrationen wurde die Windgeschwindigkeit in der Referenzhöhe 10 m über Grund dem von ABC berechneten Initialprofil entnommen.

Es wurden jeweils als Quellen die Hauptstätter Straße, die Tübinger Straße und die Römerstraße betrachtet und die dimensionslosen Konzentrationen berechnet. Bei der Berechnung statistischer Kennwerte wurden diese dimensionslosen Konzentrationen mit dem jeweiligen Verkehrsaufkommen (vgl. Abschnitt 6) gewichtet.

9.3 DASIM

Das Rechengebiet für DASIM war mit demjenigen für ABC identisch, ebenso die vertikale Auflösung. Es wurden ebenfalls Windfelder für 36 Windrichtungen mit einer Windgeschwindigkeit von 2 m/s in 10 m über Grund berechnet.

Die Zahlenwert der von DASIM angesetzten unteren Schranke für die Austauschkoefizienten bewirkt, daß die Austauschkoefizienten bei niedrigen Windgeschwindigkeiten (unterhalb etwa 3 m/s) nicht proportional zur Windgeschwindigkeit sind. Dadurch sind auch die berechneten Konzentrationen bei diesen Windgeschwindigkeiten nicht umgekehrt proportional zur Windgeschwindigkeit. Aus diesem Grund werden für die Windgeschwindigkeiten 1 m/s, 2 m/s und 3 m/s die Konzentrationen getrennt berechnet.

Es wurden die drei Straßen Hauptstätter Straße, Tübinger Straße und Römerstraße jeweils getrennt gerechnet.

9.4 MISKAM

Die Größe des MISKAM-Rechengebiets betrug 344 m mal 490 m; der Nullpunkt hatte die Gauß-Krüger-Koordinaten 3512341, 5403091. Es war horizontal in 84 x 91 Boxen unterteilt, wobei von der Möglichkeit des horizontal nichtäquidistanten Gitters Gebrauch gemacht wurde mit Maschenweiten zwischen 2 und 16 m. In den Bereichen Hauptstätter Straße, Tübinger Straße und Römerstraße, Cottastraße und Kolbstraße betrug die horizontale Auflösung wie bei ABC und DASIM 2 m. Da bei MISKAM der Oberrand geschlossen ist, d.h. dort ein horizontal homogenes Windfeld ohne Vertikalgeschwindigkeiten angenommen wird, wurde dieser Rand in eine Höhe von 500 m über Grund gesetzt. Dafür wurden 26 Boxen in der Vertikalen verwendet, wobei die untersten 20 Boxen (bis 140 m über Grund) die gleiche Auflösung wie ABC und DASIM (3 m bis 30 m über Grund) hatten.

Es wurden die Hauptstätter Straße, Tübinger Straße und die Römerstraße jeweils getrennt gerechnet.

9.5 Rechenzeitbedarf der Modelle

Die **Tab. 9.1** gibt einen Überblick über den Rechenzeitbedarf (je Anströmrichtung in min) der 3 Modelle für die Strömungsrechnung und 3 Ausbreitungsrechnungen (bei DASIM 3x3 Ausbreitungsrechnungen, vgl. Abschnitt 9.3), jeweils gerechnet auf einem Pentium II 300 MHz-PC. Die Werte sind Anhaltswerte, da der Rechenzeitbedarf von der Anströmrichtung abhängt.

Modell	Anzahl Boxen	Rechenzeitbedarf (min)
ABC	150x200x20	ca. 20
DASIM	150x200x20	ca. 70
MISKAM	84x91x26	ca. 100

Tab. 9.1 Rechenzeitbedarf der Modelle je Windrichtung

10 ERGEBNISSE DER STRÖMUNGSRECHNUNGEN

In diesem Abschnitt werden die mit den Modellen berechneten Strömungsfelder exemplarisch für die Windrichtungen 30° und 320° diskutiert. In den folgenden Abbildungen sind diese Felder für die Schicht 3 - 6 m über Grund dargestellt, so daß für alle Stationen außer der UMEG-Station die Strömungsverhältnisse im Meßniveau dargestellt werden.

10.1 Anströmrichtung 30°

Bei dieser Anströmrichtung werden die Hauptstätter Straße und die Tübinger Straße nahezu parallel, die Römer-, Cotta- und Kolbstraße quer angeströmt (vgl. **Abb. 3.1**). Die von den Modellen berechneten Strömungsfelder (**Abb. 10.1** bis **Abb. 10.3**) sind im parallel angeströmten Bereich der Hauptstätter Straße und der Tübinger Straße ähnlich. Unterschiede ergeben sich vor allem in den quer angeströmten Straßen, in Kreuzungsbereichen sowie in den Freiflächen zwischen den Gebäuden:

- quer angeströmte Straßen: hier bilden die diagnostischen Modelle ABC und DASIM meist kleinräumigere Wirbelstrukturen aus als das prognostische Modell MISKAM. Dies läßt sich gut am Beispiel der Römerstraße beobachten, wo ABC und DASIM jeweils 4 Wirbel mit etwa den Abmessungen der Häuserfronten ausbilden, während MISKAM nur 2 größere Wirbel berechnet. Ähnliches läßt sich auch in der Kolbstraße beobachten.
- Kreuzungsbereiche: hier greift die straßenparallele Strömung bei den Modellen ABC und MISKAM in Form eines mehr oder weniger ausgedehnten Wirbels in die Seitenstraßen ein, wobei diese Wirbel bei ABC kleinere Abmessungen als bei MISKAM haben, wo sie teilweise die halbe Straßenlänge einnehmen. Bei DASIM findet dieses Eingreifen entweder nicht statt oder aber die Wirbel sind deutlich kleiner. Dies läßt sich gut am Beispiel der Römerstraße (UMEG und MP2) beobachten.
- Freiflächen: hier ergeben sich zum Teil entgegengesetzte Aussagen; z.B. nördlich der Römerstraße zwischen Hauptstätter Straße und Tübinger Straße und im Häuserblock südöstlich vom MP3.

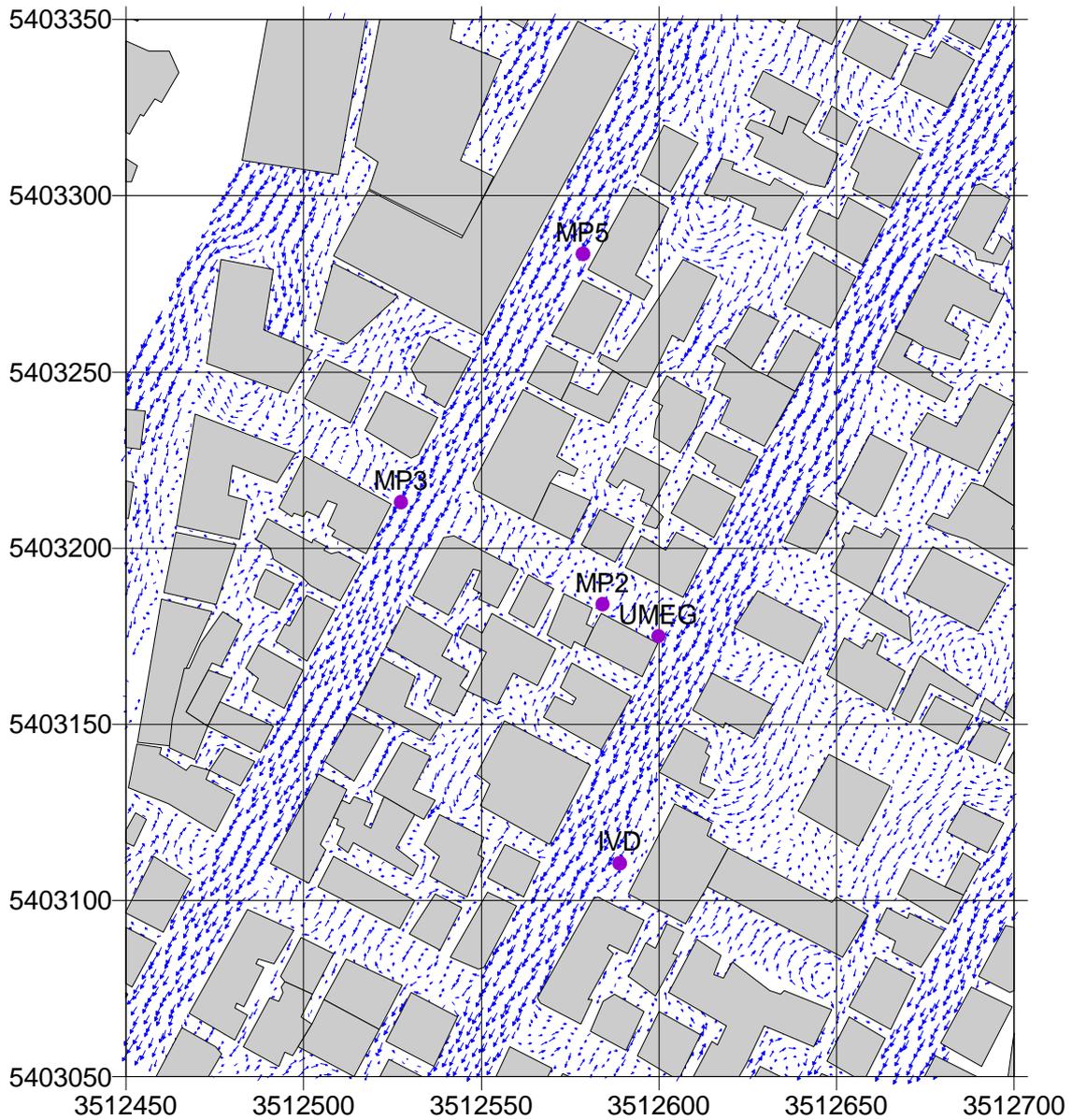


Abb. 10.1: Mit ABC berechnetes Windfeld in 3 - 6 m über Grund bei Anströmung aus 30°

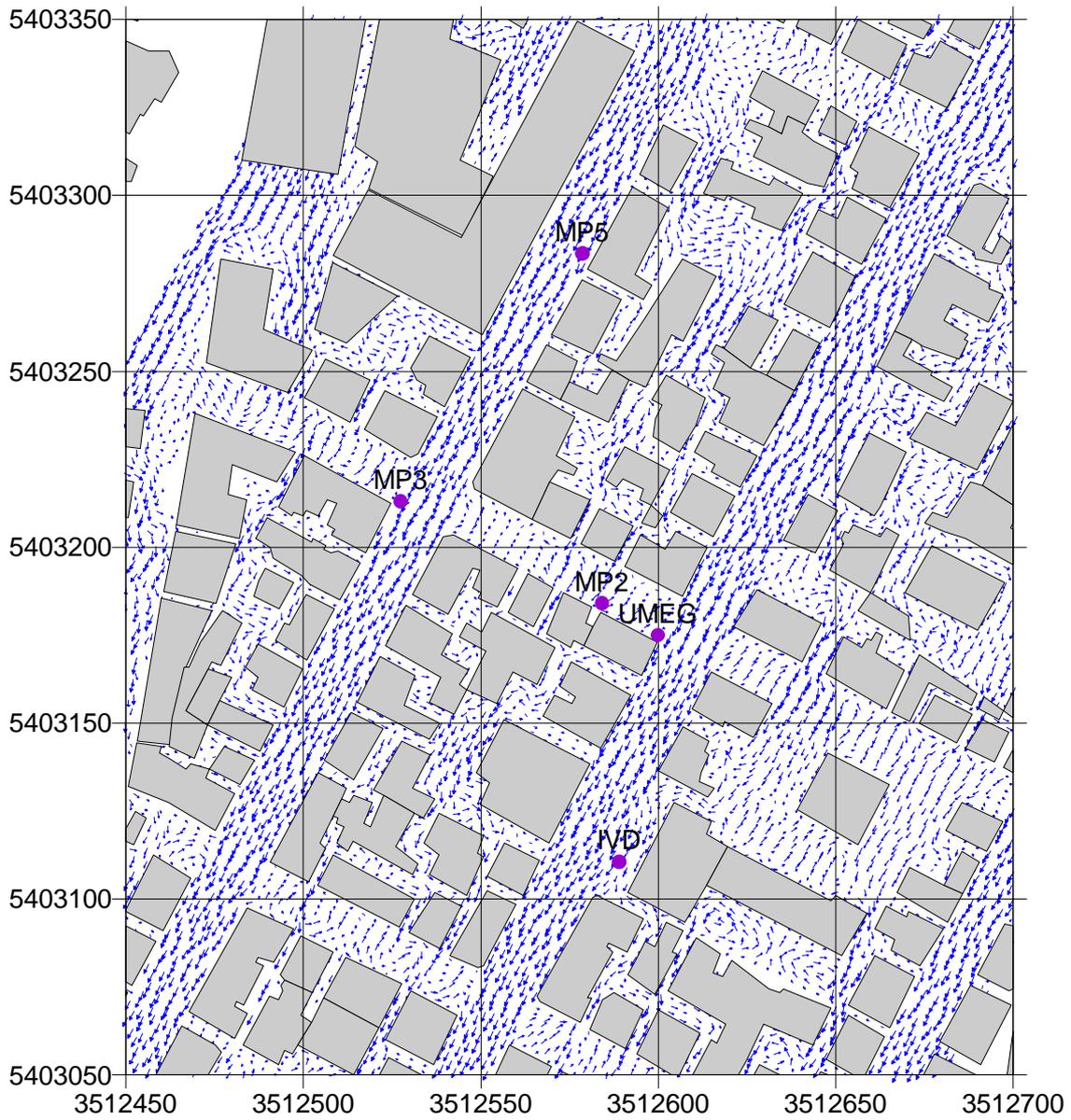


Abb. 10.2: Mit DASIM berechnetes Windfeld in 3 - 6 m über Grund bei Anströmung aus 30°



Abb. 10.3: Mit MISKAM berechnetes Windfeld in 3 - 6 m über Grund bei Anströmung aus 30°

10.2 Anströmrichtung 320°

Bei dieser Richtung wird die Römerstraße nahezu parallel, die Hauptstätter Straße und Tübinger Straße quer angeströmt. In den parallel angeströmten Straßen sind die von den Modellen berechneten Strömungsfelder wieder ähnlich, während sich in den quer angeströmten Straßen, Kreuzungen und Freiflächen z.T. deutliche Unterschiede zeigen. Auffällig ist besonders das stärkere Mäandern der Strömung in der Hauptstätter Straße und der Tübinger Straße bei den Modellen ABC und DASIM im Vergleich zu MISKAM. Es ist besonders ausgeprägt bei DASIM. In Freiflächen zwischen den Gebäuden berechnen die verschiedenen Modelle teilweise entgegengesetzte Strömungsrichtungen.

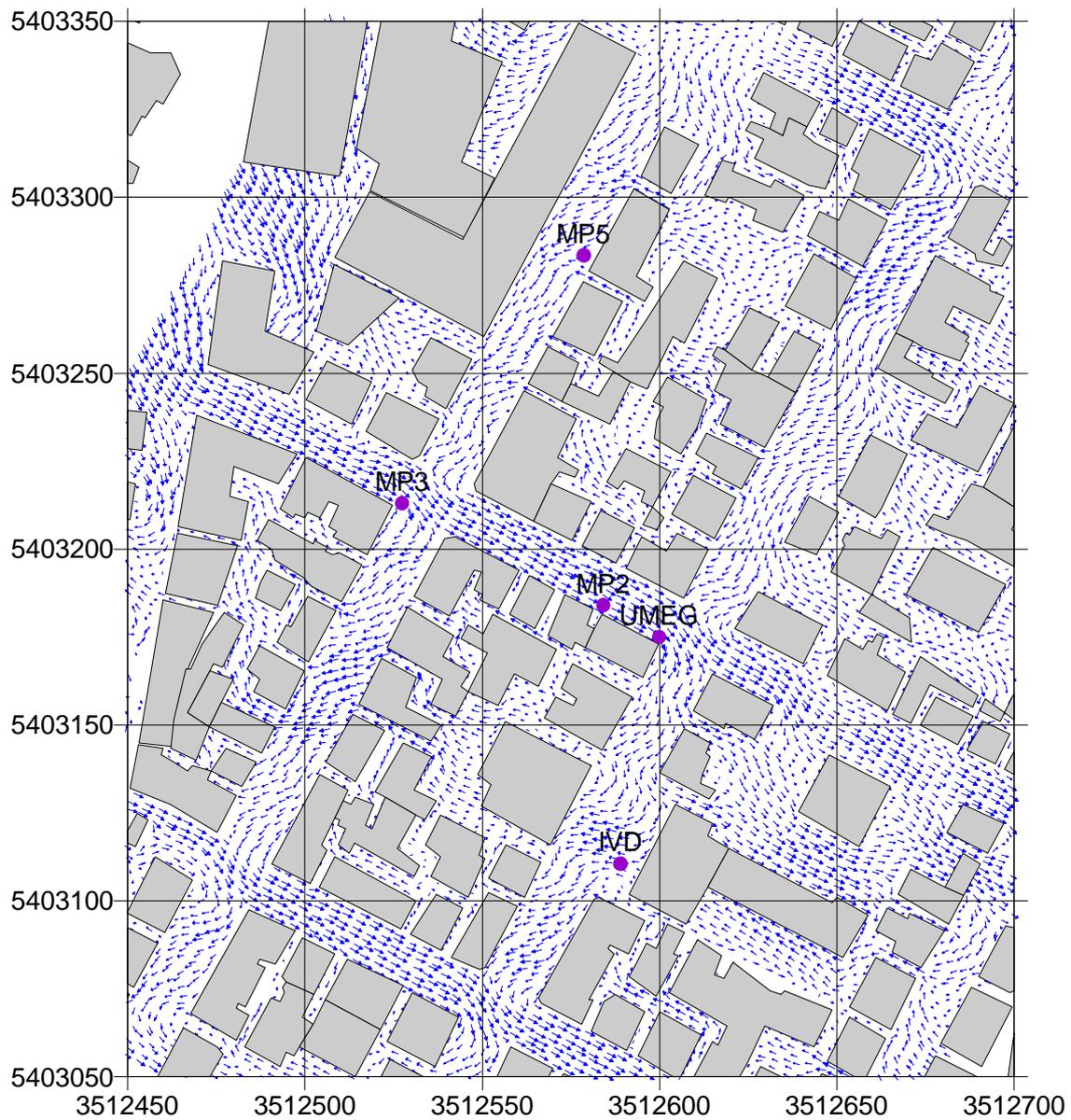


Abb. 10.4: Mit ABC berechnetes Windfeld in 3 - 6 m über Grund bei Anströmung aus 320°

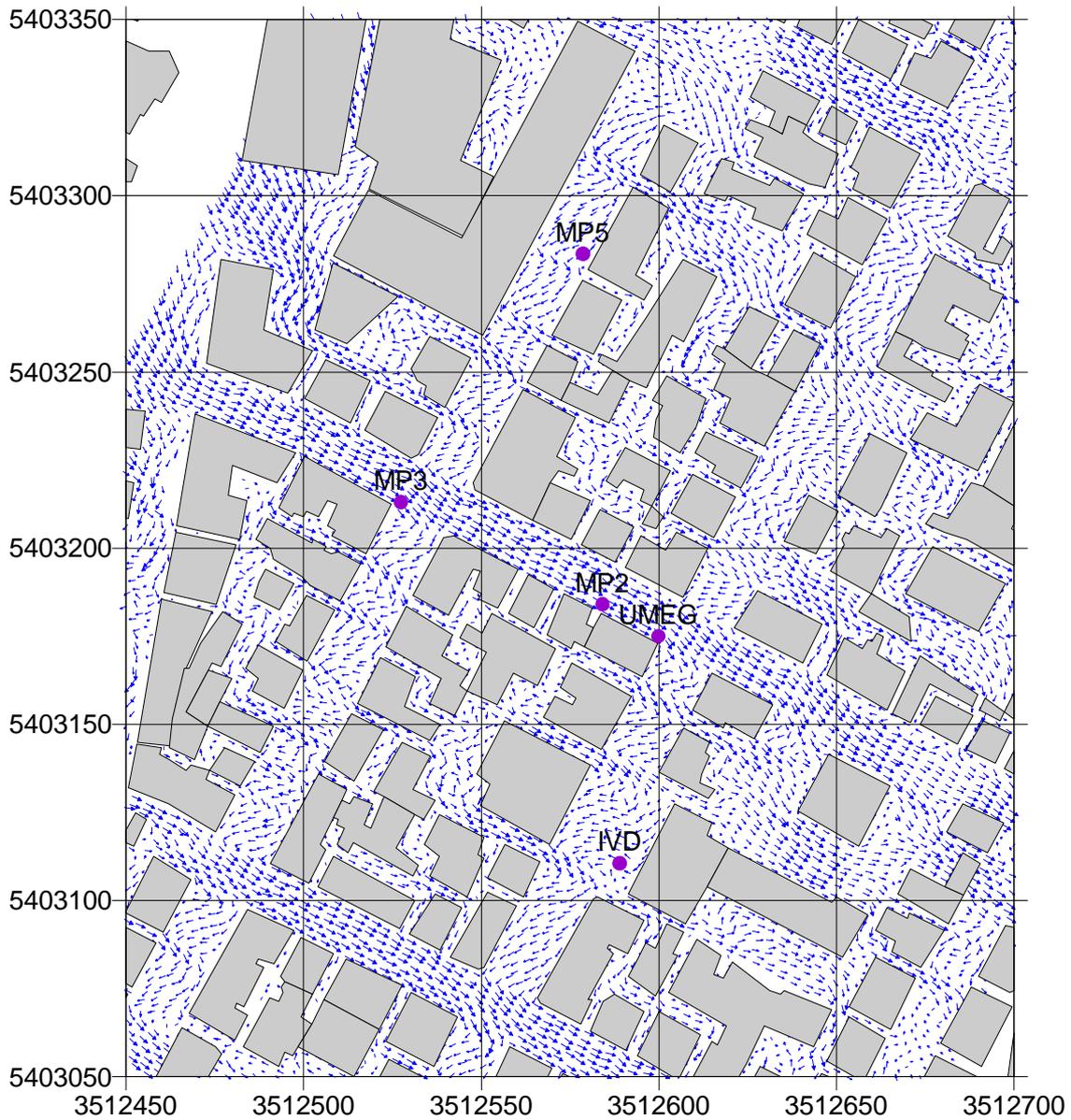


Abb. 10.5: Mit DASIM berechnetes Windfeld in 3 - 6 m über Grund bei Anströmung aus 320°

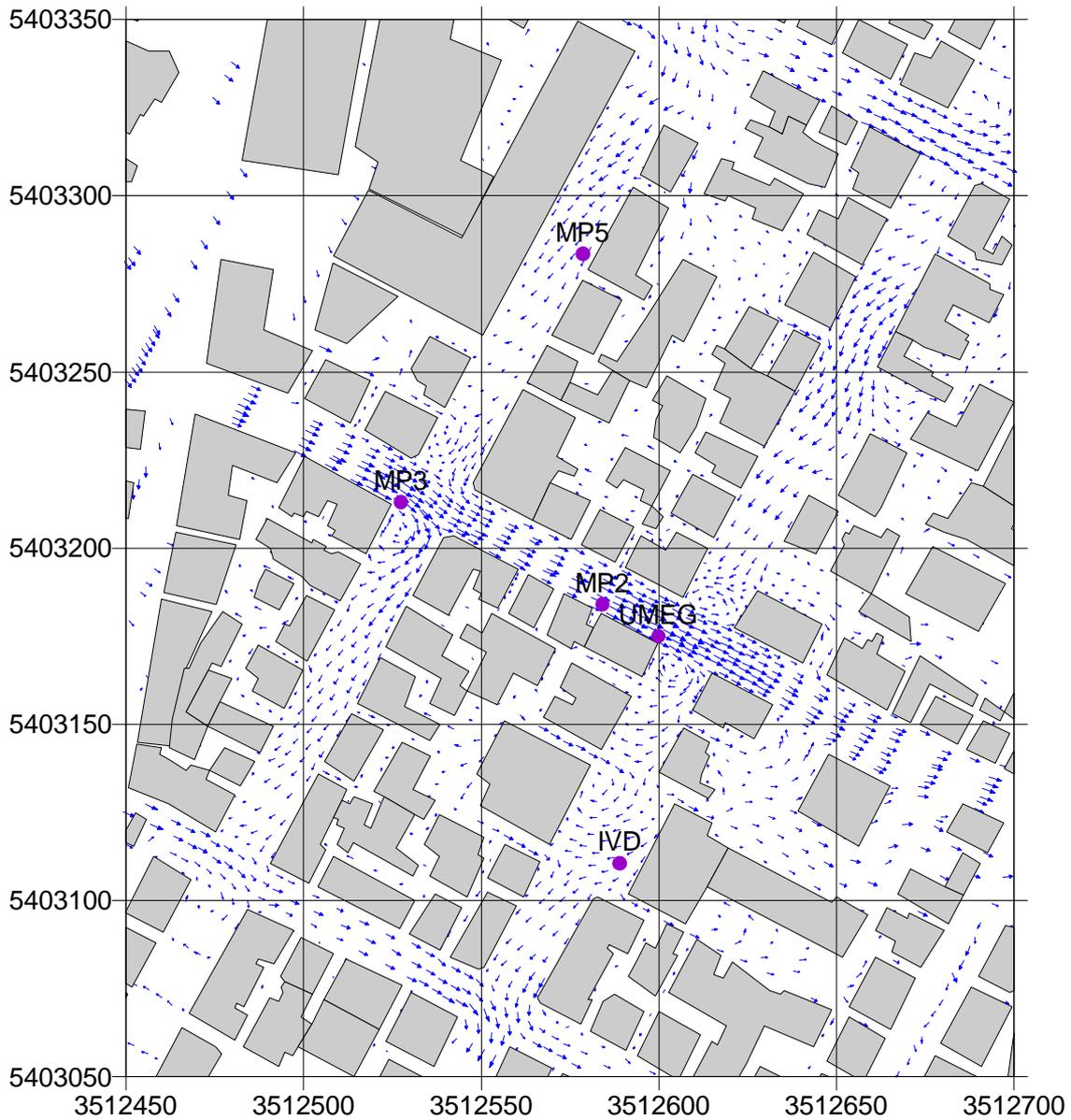


Abb. 10.6: Mit MISKAM berechnetes Windfeld in 3 - 6 m über Grund bei Anströmung aus 320°

10.3 Vergleich von gemessenen und berechneten Windrichtungen an verschiedenen Meßpunkten des Amtes für Umweltschutz

Eine qualitative Beurteilung der berechneten Windfelder wird durch den Vergleich der von den Modellen berechneten Windrichtungen mit Messungen ermöglicht. Hierzu bieten sich die an den Meßpunkten des Amtes für Umweltschutz der Landeshauptstadt Stuttgart gemessenen Windrichtungen an. Dabei wird folgendermaßen vorgegangen: für einen gegebenen Meßtermin wird die Windrichtung am Meßpunkt in etwa 4 m über Grund über der zeitgleich am Schwabenzentrum gemessenen Windrichtung in 31 m über Grund aufgetragen. Hierbei wird angenommen, daß die am Schwabenzentrum gemessene Windrichtung repräsentativ für die von der Bebauung unbeeinflusste Anströmung ist („Überdachwind“). Ebenso wird über dieser am Schwabenzentrum gemessenen Windrichtung die von den Modellen am Meßpunkt für diese Anströmrichtung berechnete Windrichtung aufgetragen. Aus solchen Darstellungen können auch Effekte wie Kanalisierung und Ausbildung eines Rotors abgelesen werden.

Die so berechnete Windrichtungsverteilung sollte sich im Idealfall mit der gemessenen Verteilung decken. In der Realität sind allerdings Abweichungen schon deshalb zu erwarten, weil die Lage der Meßpunkte wie bereits erwähnt, von Termin zu Termin um einige Meter variierte. Um statistisch abgesicherte Aussagen zu erhalten, müßten ferner mehr Meßtermine als die verfügbaren etwa 15 vorliegen. Der Vergleich wurde für die im ersten Halbjahr 1996 liegenden Meßtermine durchgeführt, da wie bereits erwähnt, von Juli bis Dezember 1996 keine Daten vom Schwabenzentrum vorlagen.

Die für den Vergleich verwendeten Punkte sind MP2, MP3 und MP5; ihre Lage ist in **Abb. 3.1** ersichtlich. Punkt MP2 liegt in der Römerstraße, einer senkrecht zur Hauptstätter Straße verlaufenden Nebenstraße, Punkt MP3 liegt an der Kreuzung Tübinger Straße/Römerstraße und MP5 ist ein an der Ostseite der Tübinger Straße (einer weniger befahrenen Parallelstraße der Hauptstätter Straße) liegender Meßpunkt.

a) MP 2 (Römerstraße/Ecke Hauptstätter Straße): hier wird man bei straßenparalleler Anströmung (120° und 300°) erwarten, daß Überdachwind und Wind in der Straße parallel sind; während bei Queranströmung (30° und 210°) durch die Ausbildung eines Rotors der Wind in der Straße und der Überdachwind entgegengesetzte Richtungen haben sollten. In **Abb. 10.7** oben sind die gemessenen sowie die mit den Modellen berechneten Windrichtungen über der entsprechenden Windrichtung am Schwabenzentrum darge-

stellt. Aus den Meßwerten läßt sich das erwähnte Verhalten näherungsweise ablesen. ABC und MISKAM zeigen ein ähnliches Verhalten, während DASIM die straßenparallele Kanalisierung, nicht aber die gegenläufige Strömung bei Queranströmung, wiedergibt.

- b) MP 3 (Römerstraße/Ecke Tübinger Straße): bei diesem in Kreuzungsnähe liegenden Punkt ist eine Aussage über die zu erwartenden Strömungsverhältnisse schwierig. Wie in Abschnitt 10.1 und 10.2 dargelegt, differieren in solchen Bereichen die Modellaussagen deutlich. Der Vergleich mit den Meßdaten wird auch dadurch erschwert, daß große örtliche Gradienten herrschen und somit die Meßergebnisse wegen der sich ändernden Position des Meßfahrzeugs von Termin zu Termin variieren. Diesen Schluß könnte man auch aus **Abb. 10.7** Mitte ziehen: die Aussagen der Modelle sind recht ähnlich, während die Meßwerte teilweise deutlich davon abweichen. Interessant ist, daß sich bei allen drei Modellen die Windrichtung in der Höhe mehr oder minder unverändert auf den Meßpunkt an der Kreuzung überträgt.
- c) MP 5 (Tübinger Straße): hier wird man bei straßenparalleler Anströmung (30° und 210°) erwarten, daß Überdachwind und Wind in der Straße parallel sind; während bei Queranströmung (120° und 300°) durch die Ausbildung eines Rotors der Wind in der Straße und der Überdachwind entgegengesetzte Richtung haben sollten. Ferner sollte bei den straßenparallelen Anströmrichtungen eine Kanalisierung in einem gewissen Winkelbereich auftreten. In **Abb. 10.7** unten sind die gemessenen sowie die mit den Modellen berechneten Korrelationen dargestellt. Aus den Meßwerten läßt sich das erwähnte Verhalten in etwa ablesen. ABC und DASIM geben es wieder, während MISKAM die straßenparallele Kanalisierung, nicht aber die antiparallele Strömung, wiedergibt.

Insgesamt werden Effekte wie die Kanalisierung der Strömung und der Winkelbereich, innerhalb dessen diese Kanalisierung auftritt, von den Modellen gut erfaßt. Unterschiede in den Aussagen bei Queranströmung werden u.a. durch die unterschiedliche Größe von berechneten Rezirkulationszonen hervorgerufen. Der Vergleich mit Meßwerten ermöglicht eine erste Einschätzung, ist aber wegen der geringen Anzahl von Meßwerten statistisch nicht abgesichert.

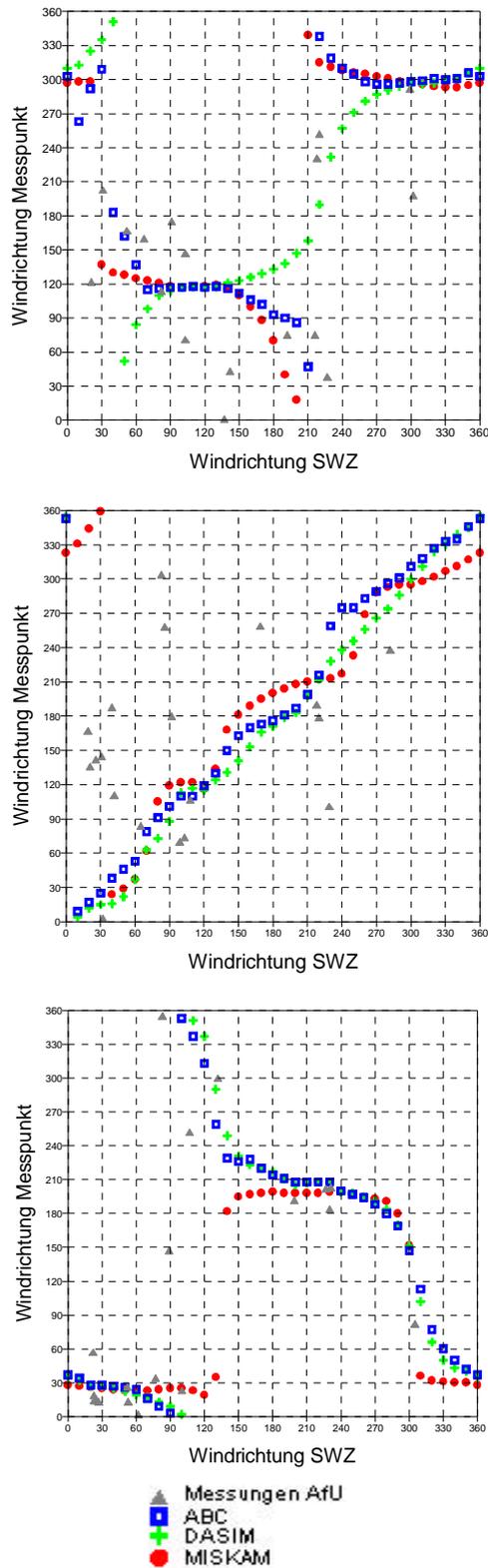


Abb. 10.7: Vergleich von gemessenen und berechneten Windrichtungen am Meßpunkt 2 (oben), Meßpunkt 3 (Mitte) und Meßpunkt 5 (unten)

11 ERGEBNISSE DER AUSBREITUNGSRECHNUNGEN

Die Ausbreitungsrechnungen wurden für die 36 Anströmrichtungen 10° bis 360° in 10°-Schritten durchgeführt. Dabei wurde jeweils eine Ausbreitungsrechnung für die Hauptstätter Straße, die Tübinger Straße und die Römerstraße als Linienquellen durchgeführt. Die Ergebnisse wurden, wie bereits in Abschnitt 9.1 beschrieben, in dimensionslose Konzentrationen gemäß $c^* = c U(H_{ref}) H / (Q/L)$ umgerechnet. Dabei sei hier darauf verwiesen, daß im Gegensatz zur Darstellung in früheren PEF-Berichten hier als Normierungsgrößen U in 10 m Höhe und $H = 20$ m aus rechentechnischen Gründen verwendet wurde. In Abschnitt 11.1 werden zunächst die von den Modellen berechneten Konzentrationsfelder in der Schicht 3 - 6 m über Grund für die Anströmrichtungen 30° und 320° dargestellt und diskutiert, anschließend werden die an den Meßpunkten berechneten c^* -Verteilungen diskutiert.

Für die Konzentrationsverteilungen wird eine logarithmische Darstellung gewählt, um auch Bereiche mit niedrigeren Konzentrationen sichtbar zu machen.

11.1 Flächenhafte Konzentrationsverteilungen bei Anströmung aus 30° und aus 320°

Die **Abb. 11.1** bis **Abb. 11.3** zeigen jeweils die berechneten dimensionslosen Konzentrationen für Anströmung aus 30° mit der Hauptstätter Straße als Linienquelle. Die Abbildungen zeigen, daß bei dieser straßenparallelen Anströmung der Hauptstätter Straße jeweils maximal 50 m links und rechts der Straße die dimensionslose Konzentrationen auf 1/100 abgenommen haben, wobei allerdings diese Entfernung und auch die Abklingrate von Modell zu Modell variieren. Bei DASIM werden die Schadstoffe am weitesten in die Seitenbereiche der Hauptstätter Straße verfrachtet, bei MISKAM am wenigsten. Dies hat natürlich Auswirkungen auf die Konzentrationswerte an Meßpunkten in den Seitenstraßen. Für diese Unterschiede in den Konzentrationsverteilungen kommen folgende Ursachen in Frage:

- Unterschiede im advektiven Transport durch unterschiedliche Strömungsfelder, vgl. die Abbildungen in Abschnitt 10
- Unterschiede im diffusiven Transport durch unterschiedliche Austauschkoefizienten: jedes Modell verwendet einen anderen Ansatz zur Berechnung der Austauschkoefizienten; aus diesen unterschiedlichen Austauschkoefizienten wiederum resultieren unterschiedliche Konzentrationsverteilungen

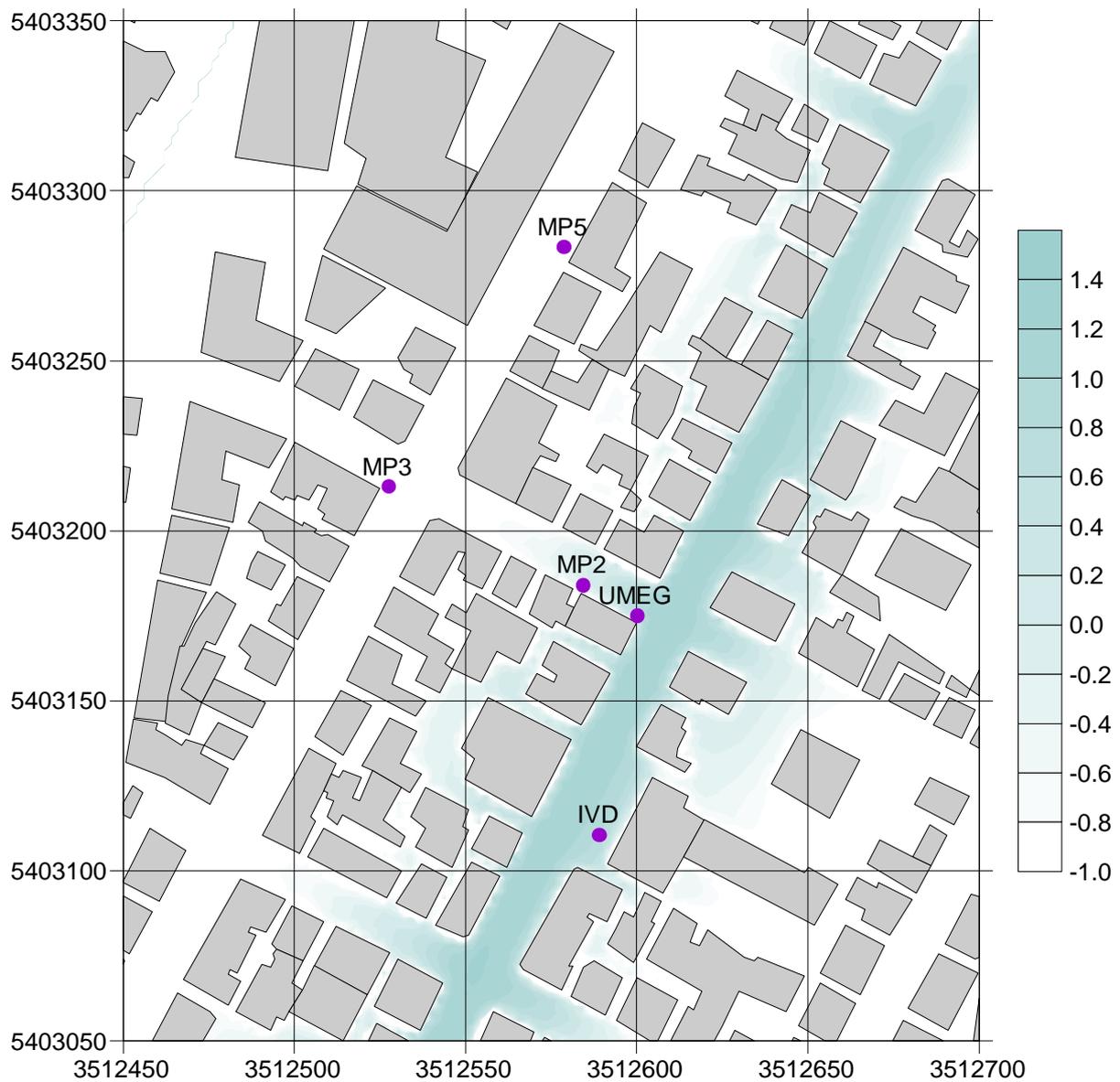


Abb. 11.1: Mit ABC berechnete dimensionslose Konzentrationen in der Schicht 3 - 6 m über Grund bei Anströmung aus 30°. Quelle ist Hauptstätter Straße. Es ist der dekadische Logarithmus der dimensionslosen Konzentration c^* dargestellt.
 $c^* = (c \cdot U \cdot H) / (Q/L)$ mit $H = 20$ m

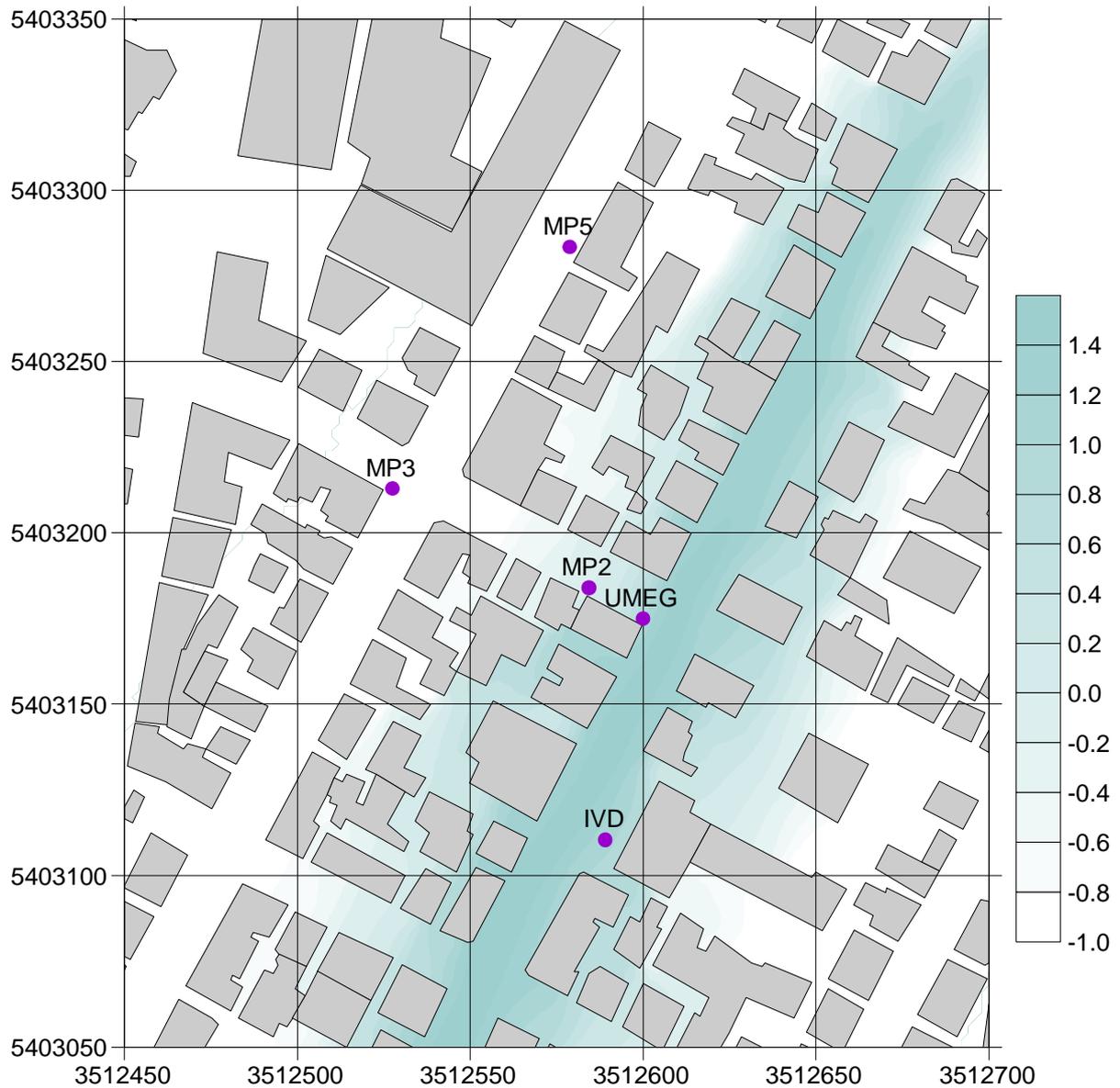


Abb. 11.2: Mit DASIM berechnete dimensionslose Konzentrationen in der Schicht 3 - 6 m über Grund bei Anströmung aus 30°. Quelle ist Hauptstätter Straße. Es ist der dekadische Logarithmus der dimensionslosen Konzentration c^* dargestellt.
 $c^* = (c \cdot U \cdot H) / (Q/L)$ mit $H = 20$ m

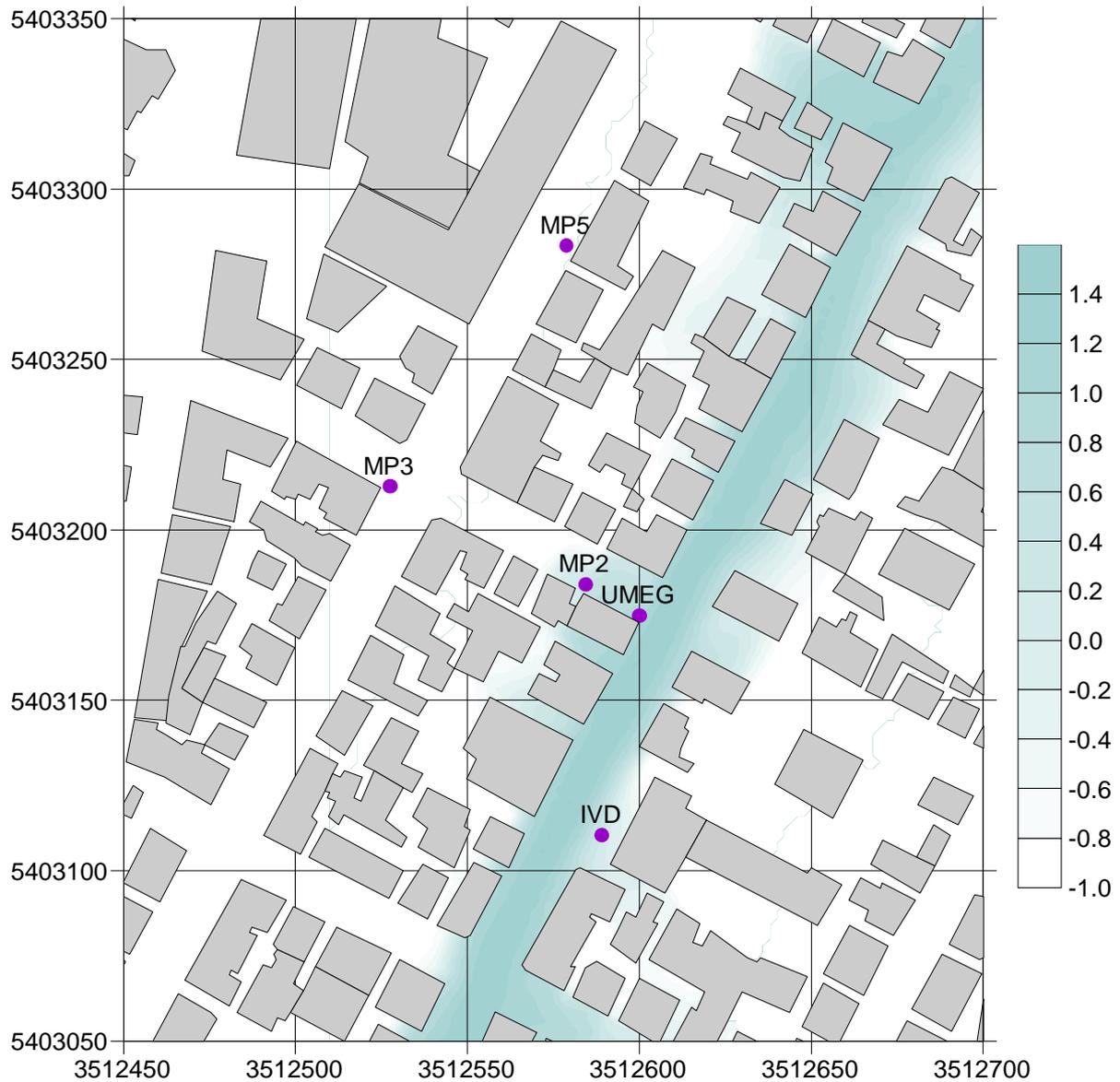


Abb. 11.3: Mit MISKAM berechnete dimensionslose Konzentrationen in der Schicht 3 - 6 m über Grund bei Anströmung aus 30°. Quelle ist Hauptstätter Straße. Es ist der dekadische Logarithmus der dimensionslosen Konzentration c^* dargestellt.
 $c^* = (c \cdot U \cdot H) / (Q/L)$ mit $H = 20$ m

Das unterschiedliche Verhalten der Modelle in Kreuzungsbereichen spiegelt sich hier ebenfalls deutlich wieder: MP2 erfährt z.B. bei MISKAM höhere Konzentrationen als bei ABC oder DASIM. Auch auf den Freiflächen zwischen den Gebäuden variieren die Modell-

prognosen: DASIM prognostiziert dort allgemein höhere Werte als ABC und MISKAM, während ABC an Stellen nennenswerte Konzentrationen errechnet, an denen MISKAM keine signifikanten Konzentrationen berechnet und umgekehrt.

Ähnliche Unterschiede ergeben sich auch bei Anströmung aus 320° (**Abb. 11.4** bis **Abb. 11.6**), also Queranströmung der Hauptstätter Straße. Die leeseitigen Konzentrationen nehmen am stärksten bei MISKAM, am schwächsten bei DASIM ab. Die Durchlüftung von Kreuzungsbereichen ist bei MISKAM wesentlich stärker ausgeprägt als bei ABC und DASIM. Interessant ist auch, daß ABC auch in stromauf gelegenen Innenhöfen im nördlichen Teil der Hauptstätter Straße noch merkliche Konzentrationen errechnet.

11.2 Abhängigkeit der dimensionslosen Konzentrationen von der Anströmrichtung

In diesem Abschnitt wird an den Punkten IVD, UMEG, MP2 und MP5 die Abhängigkeit der berechneten dimensionslosen Konzentrationen von der Anströmrichtung diskutiert. Die Konzentrationen wurden wie in Abschnitt 9.1 beschrieben mit der Quellstärke der jeweiligen Linienquelle dimensionslos gemacht. An den genannten Punkten werden diese dimensionslosen Konzentrationen für die Quellen Hauptstätter Straße, Tübinger Straße und Römerstraße dargestellt. Es muß beachtet werden, daß aus diesen Darstellungen noch nicht auf die gesamte Zusatzbelastung am jeweiligen Punkt geschlossen werden kann, da zu deren Berechnung die dimensionslosen Konzentrationen der einzelnen Quellen mit den jeweiligen Emissionsfaktoren und Verkehrsaufkommen gewichtet werden müssen.

11.2.1 IVD-Station

Beim Vergleich der von den Modellen berechneten Verteilungen (**Abb. 11.7**) für die Hauptstätter Straße, welche erwartungsgemäß von den drei Linienquellen den höchsten Beitrag liefert, fallen zunächst die erheblichen qualitativen und quantitativen Unterschiede zwischen den Modellen auf. Während bei ABC und besonders bei DASIM die größten Werte bei straßenparalleler Anströmung aus nördlicher Richtung sowie bei Queranströmung aus östlichen bis südöstlichen Richtungen auftreten, berechnet MISKAM die höchsten Werte bei diagonalen Anströmrichtungen. Die maximalen c^* -Werte liegen bei ABC um 11, bei DASIM bei 20 und bei MISKAM bei 16. Ein Blick auf die Strömungsfelder legt die Vermutung nahe, daß die Unterschiede auf die unterschiedlichen Strömungsfelder zurückzuführen sind.

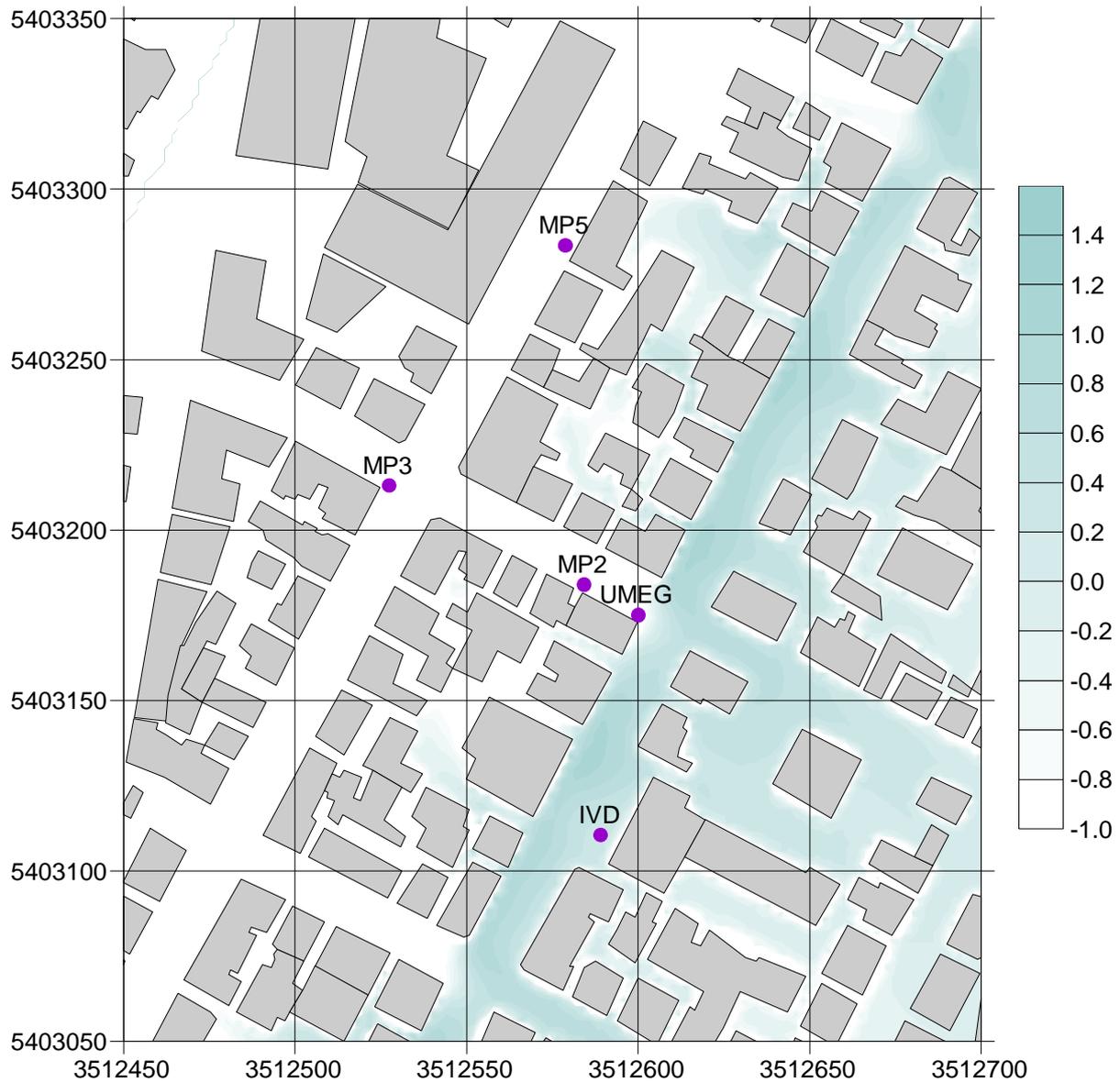


Abb. 11.4: Mit ABC berechnete dimensionslose Konzentrationen in der Schicht 3 - 6 m über Grund bei Anströmung aus 320°. Quelle ist Hauptstätter Straße. Es ist der dekadische Logarithmus der dimensionslosen Konzentration c^* dargestellt.
 $c^* = (c \cdot U \cdot H) / (Q/L)$ mit $H = 20$ m

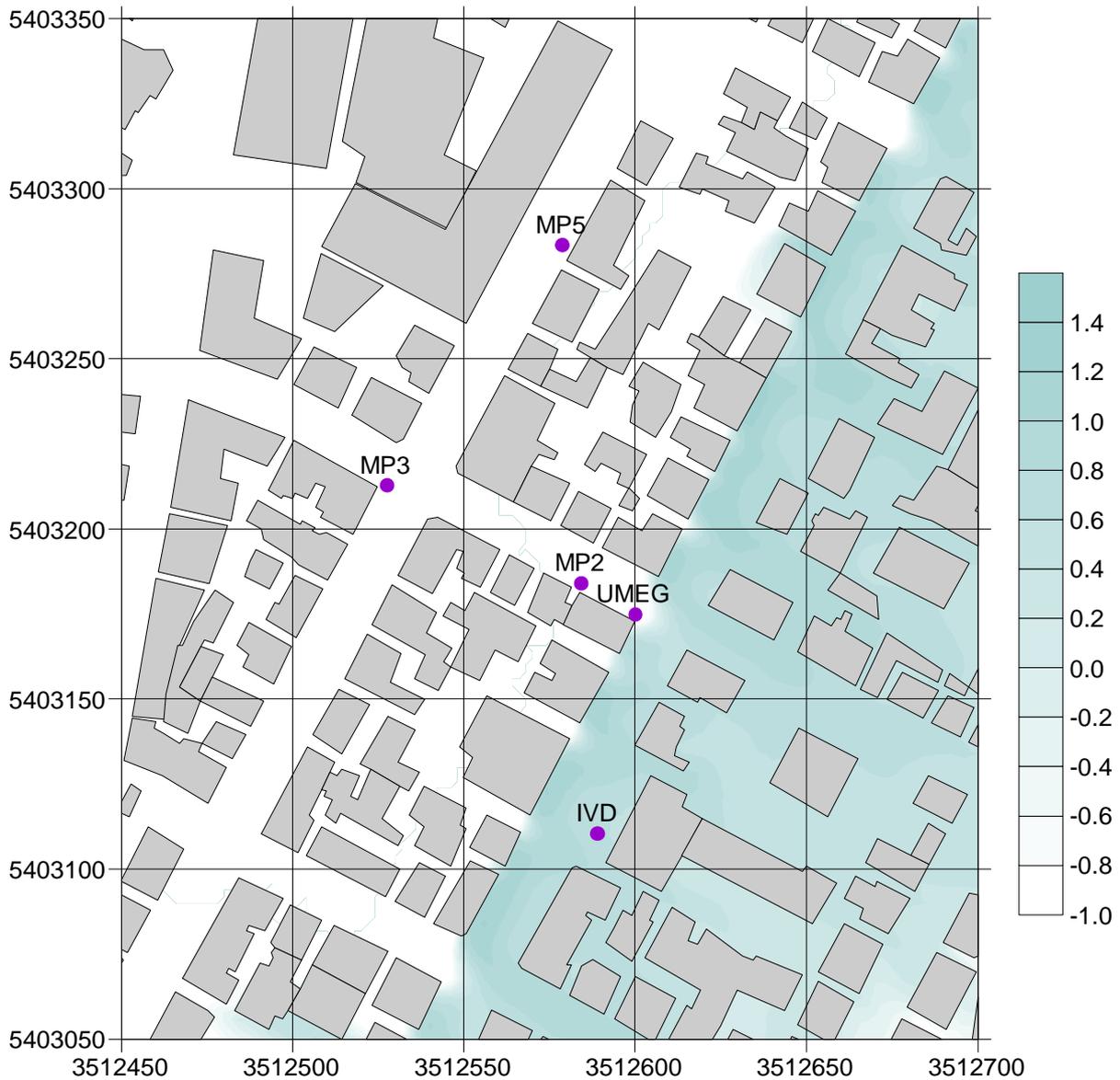


Abb. 11.5: Mit DASIM berechnete dimensionslose Konzentrationen in der Schicht 3 - 6 m über Grund bei Anströmung aus 320°. Quelle ist Hauptstätter Straße. Es ist der dekadische Logarithmus der dimensionslosen Konzentration c^* dargestellt.
 $c^* = (c \cdot U \cdot H) / (Q/L)$ mit $H = 20$ m

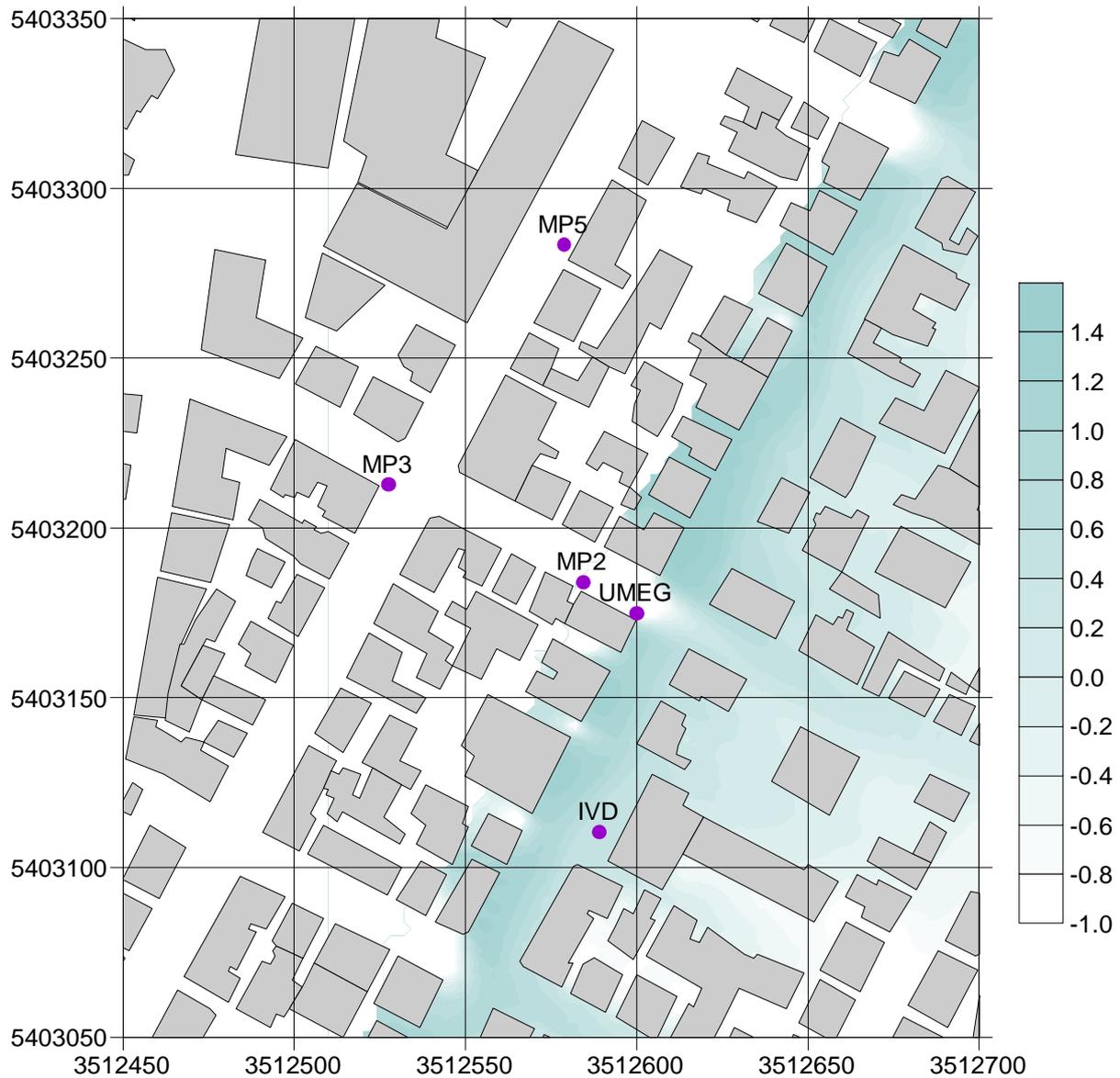


Abb. 11.6: Mit MISKAM berechnete dimensionslose Konzentrationen in der Schicht 3 - 6 m über Grund bei Anströmung aus 320°. Quelle ist Hauptstätter Straße. Es ist der dekadische Logarithmus der dimensionslosen Konzentration c^* dargestellt. $c^* = (c \cdot U \cdot H) / (Q/L)$ mit $H = 20$ m

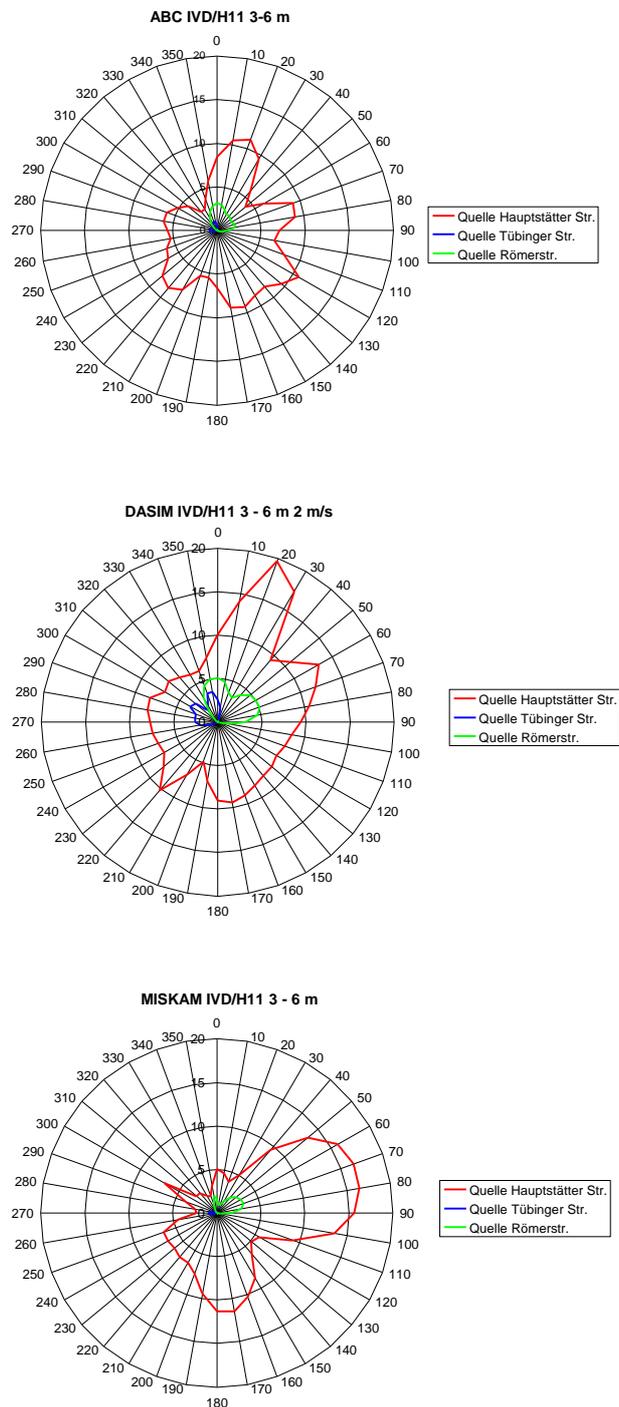


Abb. 11.7: Berechnete Verteilungen der dimensionslosen Konzentrationen für die IVD-Station: ABC (oben), DASIM (Mitte) und MISKAM (unten).

$$c^* = (c \cdot U \cdot H) / (Q/L) \text{ mit } H = 20 \text{ m}$$

Die Beiträge der Römerstraße sind etwa um die Faktoren 3 bis 5 kleiner, wobei sich die Verteilungen wohl auch wegen der größeren Entfernung zur Römerstraße mehr ähneln.

Um etwa den Faktor 5 bis 10 niedrigere Beiträge von der Tübinger Straße werden von ABC und DASIM bei Windrichtungen um Nordost errechnet, MISKAM berechnet keine nennenswerten Beiträge von der Tübinger Straße.

11.2.2 UMEG-Station

Bei der UMEG-Station (**Abb. 11.8**) kommen die höchsten c^* -Beiträge von der Linienquelle Römerstraße. Dabei sind die von ABC und DASIM berechneten Verteilungen qualitativ ähnlich, wobei aber die von ABC berechneten Werte (Maximum um 15) i.a. niedriger sind als die von DASIM berechneten (um 25). Beide weisen eine relativ gleichmäßige Verteilung bei westlicher Anströmung der Hauptstätter Straße sowie ein einzelnes Maximum bei Parallelanströmung der Römerstraße aus Osten auf. Dieses lokale Maximum wird auch von MISKAM berechnet, die absolut höchsten Werte werden jedoch von MISKAM bei Queranströmung der Römerstraße berechnet.

Die Beiträge der Hauptstätter Straße sind an der UMEG-Station etwas niedriger als die der Römerstraße, die Beiträge der Tübinger Straße deutlich geringer. Auch hier errechnet DASIM unter den drei Modellen die höchsten Beiträge von der entfernten Quelle Tübinger Straße, worin sich die bereits in Abschnitt 11.1 beobachtete schwache Abnahme der Konzentration mit der Quellentfernung widerspiegelt.

11.2.3 MP2

Der AfU-Meßpunkt 2 (MP2, **Abb. 11.9**) liegt in der Römerstraße. Erwartungsgemäß werden am MP2 die größten c^* -Werte für die Römerstraße berechnet. Wegen des sich dann ausbildenden Rotors werden Konzentrationsmaxima bei Queranströmung berechnet; dieses Maximum ist am ausgeprägtesten bei MISKAM. Bei Parallelanströmung berechnen ABC und DASIM c^* -Werte ähnlicher Größe wie bei Queranströmung, wobei die Verteilung bei ABC kontinuierlicher ist. Die von MISKAM bei Parallelanströmung berechneten Werte sind deutlich niedriger als bei Queranströmung und haben den Charakter eines lokalen Maximums. Die Beiträge der entfernteren Linienquellen Hauptstätter Straße und Römerstraße weisen bei allen drei Modellen eine ähnliche Verteilung auf, wobei die Beiträge auch hier bei DASIM zahlenmäßig am höchsten sind.

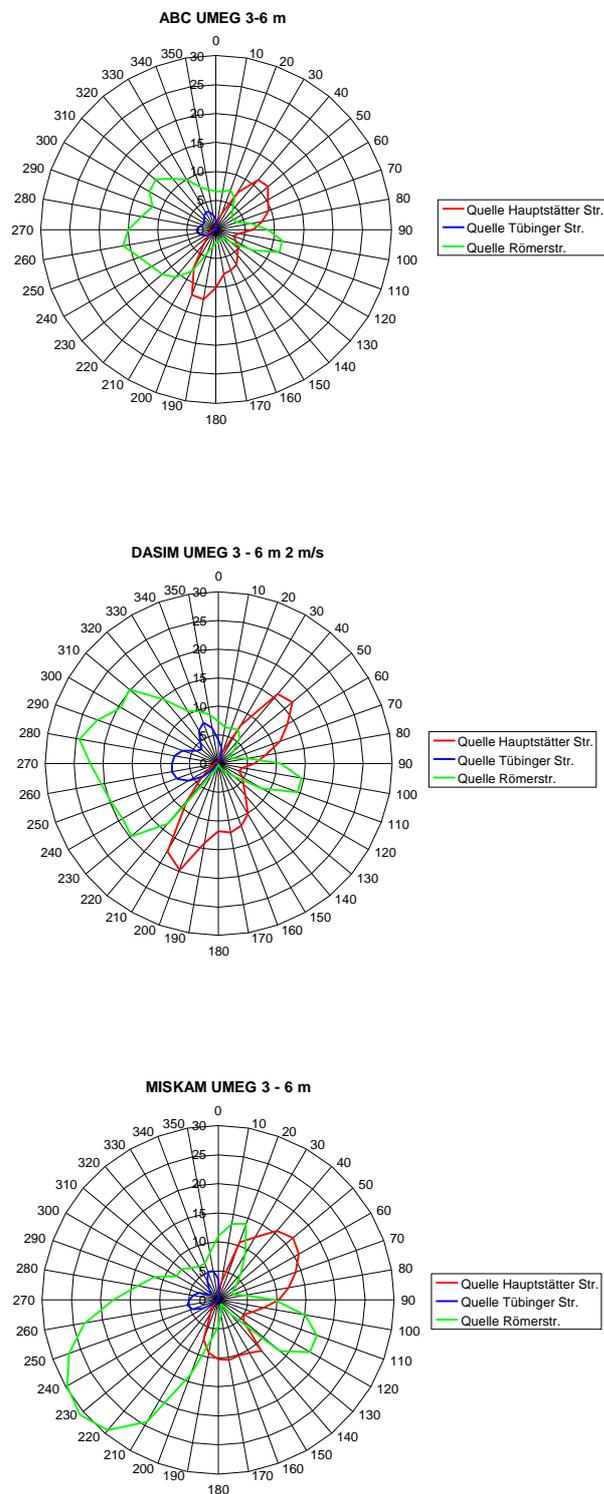


Abb. 11.8: Berechnete Verteilungen der dimensionslosen Konzentrationen für die UMEG-Station: ABC (oben), DASIM (Mitte) und MISKAM (unten).
 $c^* = (c \cdot U \cdot H) / (Q/L)$ mit $H = 20$ m

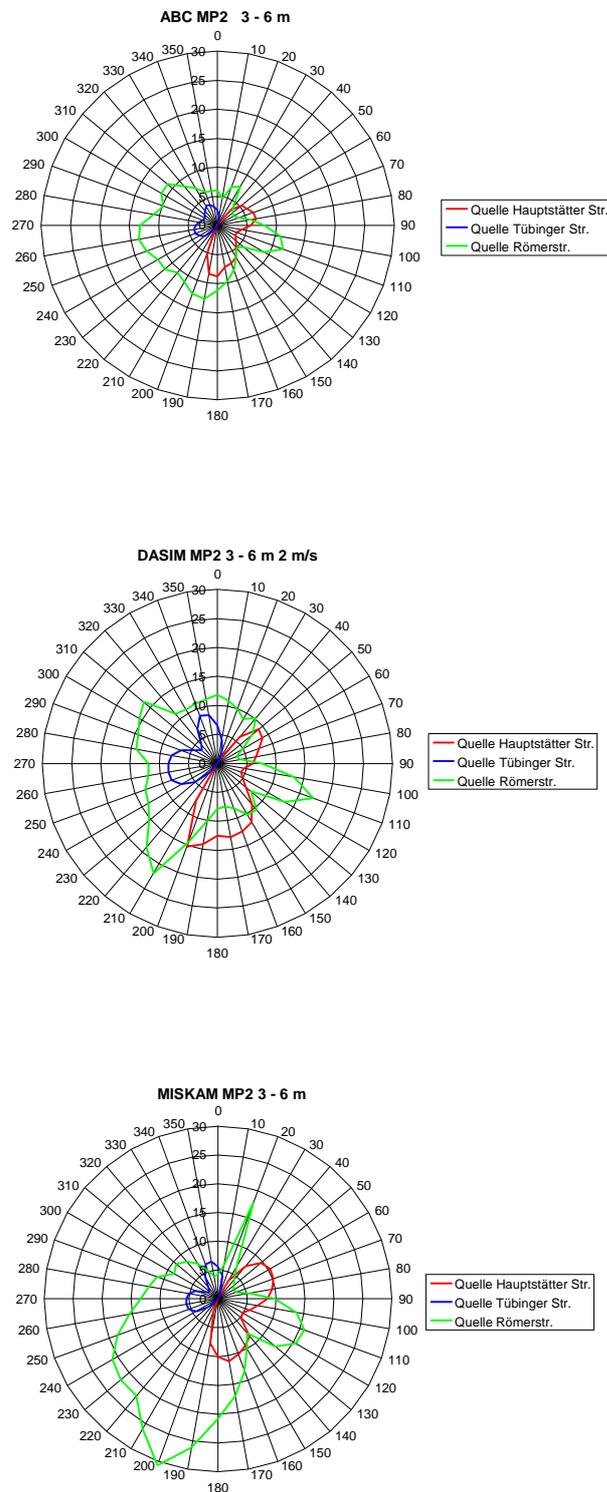


Abb. 11.9: Berechnete Verteilungen der dimensionslosen Konzentrationen für MP2: ABC (oben), DASIM (Mitte) und MISKAM (unten).

$$c^* = (c \cdot U \cdot H) / (Q/L) \text{ mit } H = 20 \text{ m}$$

11.2.4 MP5

Der AfU-Meßpunkt 5 (MP5, **Abb. 11.10**) liegt in der Tübinger Straße. Bei vergleichbarer Struktur sind die Beiträge der Römerstraße gering, noch geringer diejenigen der Hauptstätter Straße. Die von den Modellen berechneten Verteilungen mit der Tübinger Straße als Quelle unterscheiden sich deutlich: ABC berechnet etwa gleich hohe Werte bei Parallel- und bei Queranströmung mit zusätzlichen Maxima bei Diagonalanströmung. DASIM berechnet Maxima von ähnlicher Größe bei Parallel-, Diagonal- und Queranströmung mit deutlich niedrigeren Werten dazwischen; die absolut höchsten Werte treten bei Parallelanströmung auf. MISKAM berechnet die höchsten c^* -Werte bei Queranströmung mit teilweise abrupten Übergängen zwischen Quer- und Parallelanströmung.

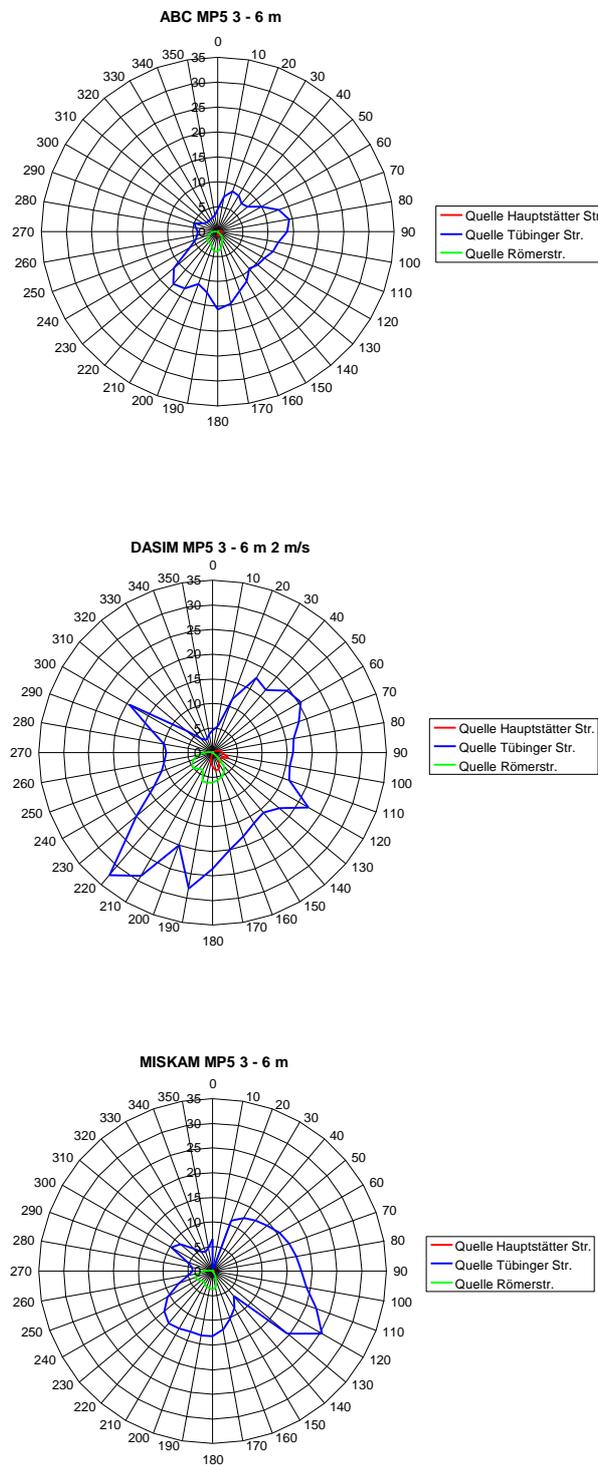


Abb. 11.10: Berechnete Verteilungen der dimensionslosen Konzentrationen für MP5:
 ABC (oben), DASIM (Mitte) und MISKAM (unten)
 $c^* = (c \cdot U \cdot H) / (Q/L)$ mit $H = 20$ m

12 STATISTISCHE KENNWERTE

Die von den Modellen berechneten dimensionslosen Konzentrationen wurden mit einem einheitlichen statistischen Auswerteverfahren bearbeitet. Von den mit den Modellen angebotenen Möglichkeiten zur Emissionsberechnung und zur statistischen Auswertung wurde aus Gründen der Vergleichbarkeit der Ausbreitungsmodellierung kein Gebrauch gemacht.

Statistische Kennwerte (Mittelwerte und 98-Perzentile) wurden für die IVD-Station über das erste Halbjahr 1997 und für die UMEG-Station von Juli 1995 bis Juni 1996 berechnet. Die UMEG-Meßdaten beziehen sich auf den Zeitraum November 1995 bis Oktober 1996; wie bereits erwähnt, stehen jedoch für das zweite Halbjahr 1996 keine meteorologischen Meßdaten der Station Schwabenzentrum zur Verfügung, so daß für diese Zeit keine statistische Auswertung möglich ist. Um dennoch den Zeitraum eines Jahres abzudecken, wurden die Statistiken daher für die Spanne Juli 1995 bis Juni 1996 berechnet.

Ferner werden die aus den Messungen am AfU-Meßpunkt 2 (MP2) berechneten Mittelwerte mit den aus den Modellrechnungen abgeleiteten verglichen.

Zur Berechnung der statistischen Kennwerte wurden unter Verwendung der Halbstundenwerte von Windrichtung und Windgeschwindigkeit des Schwabenzentrums, der Stundenwerte des Verkehrsaufkommens sowie der von den Modellen berechneten dimensionslosen Konzentrationen Zeitreihen für die durch die jeweilige Quelle verursachte Zusatzbelastung berechnet (s.u.). Diese Zusatzbelastungen wurden für jede der Quellen Hauptstätter Straße, Tübinger Straße und Römerstraße berechnet und dann zur gesamten Zusatzbelastung addiert. Die dimensionslosen Konzentrationen wurden auf die jeweilige Rezeptorhöhe linear interpoliert. Aus dieser Zeitreihe der gesamten Zusatzbelastung konnten dann Mittelwerte und 98-Perzentile der Zusatzbelastung berechnet werden.

Die Überlagerung des mit den Modellergebnissen berechneten 98-Perzentils der Zusatzbelastung mit dem 98-Perzentil der Vorbelastung zum 98-Perzentil der Gesamtbelastung stellt ein Problem dar. Da insbesondere die Vorbelastung der vorwiegend verkehrsbedingten Schadstoffe wie NO_x einem Tagesgang unterliegt, müßten zur Berechnung des 98-Perzentilwertes korrekterweise zeitgleiche Werte der Vor- und Zusatzbelastung zu einer Gesamtbelastung überlagert werden. Besonders bei einer geringen Anzahl von Werten scheint dies sehr wichtig zu sein, wie weiter unten am Beispiel der AfU-Messungen erläutert wird.

Da die Vorbelastungswerte zeitlich nicht hochaufgelöst und nicht korreliert mit der Zusatzbelastung vorliegen, wurde zur Überlagerung der Perzentile das in der TA Luft beschriebene Verfahren herangezogen. Das Verfahren setzt voraus, daß sowohl die Vorbelastung als auch die Zusatzbelastung logarithmisch normal verteilt sind und daß die beiden Häufigkeitsverteilungen voneinander unabhängig sind (Kalmbach und Schmölling, 1986). Insbesondere die zweite Voraussetzung ist bei verkehrsbedingten Immissionen wohl nur näherungsweise erfüllt.

Ein weiteres Problem ist die Berücksichtigung der fahrzeuginduzierten Turbulenz (fiT). Diese bewirkt durch die erhöhte turbulente Durchmischung eine Reduktion der Schadstoffkonzentrationen im Straßenbereich. Eine explizite Berücksichtigung der fahrzeuginduzierten Turbulenz bei der Ausbreitungsrechnung ist derzeit noch nicht praktikabel; um die fahrzeuginduzierte Turbulenz dennoch zumindest näherungsweise zu erfassen, wird häufig so vorgegangen, daß man bei der Konzentrationsberechnung nicht von $c \sim 1/u$ (u = Windgeschwindigkeit) ausgeht, sondern von $c \sim 1/u^n$, wobei n ein Exponent kleiner 1 ist. Näheres hierzu findet man in Schädler et al. (1996) sowie im Entwurf der Richtlinie VDI 3782, Blatt 8.

Es erscheint plausibel anzunehmen, daß sich die fahrzeuginduzierte Turbulenz nur auf die Konzentrationen in der Nähe der jeweiligen Quellen auswirkt. So wird z.B. die von den Fahrzeugen in der Hauptstätter Straße erzeugte Turbulenz keine Auswirkungen auf die Konzentrationen in der Tübinger Straße haben. Wie weit die Wirkung reicht, ist jedoch nicht bekannt. Es ist nicht klar, inwieweit die fahrzeuginduzierte Turbulenz, z.B. an der IVD-Station in 3.7 m über Grund wirkt. Daher wurden jeweils zwei Rechnungen durchgeführt: einmal ohne Berücksichtigung der fahrzeuginduzierten Turbulenz (Exponent 1), einmal mit fahrzeuginduzierter Turbulenz. In den Fällen, in denen mit fahrzeuginduzierter Turbulenz gerechnet wurde, wurde der Exponent 0.35 gemäß Entwurf der Richtlinie VDI 3782, Blatt 8 „Ausbreitung von Kfz-Emissionen“ gewählt. Es wird davon ausgegangen, daß sich die fahrzeuginduzierte Turbulenz nur bei geringen Abständen zwischen Quelle und Rezeptor auswirkt; daher wurden bei den Rechnungen mit Berücksichtigung der fahrzeuginduzierten Turbulenz die Exponenten für die jeweiligen Quellen entsprechend der **Tab. 12.1** angesetzt.

Meßpunkt	Hauptstätter Straße	Tübinger Straße	Römerstraße
IVD	0.35	1	1
UMEG	0.35	1	0.35
MP2	1	1	0.35

Tab. 12.1: Exponenten bei der Umrechnung der dimensionslosen Konzentrationen von den einzelnen Linienquellen an den Meßpunkten für die Rechnungen mit Berücksichtigung der fahrzeuginduzierten Turbulenz

Die Berechnung von Mittelwerten und 98-Perzentilen wurde für die UMEG- und die IVD-Station durchgeführt, da die dort vorliegende Anzahl der Meßwerte eine solche Auswertung zuließen.

Im folgenden werden die unter Verwendung der Modellergebnisse berechneten Mittelwerte und Perzentilwerte der Zusatzbelastung sowie der relative Fehler der berechneten Gesamtbelastung, definiert als $(\text{Rechenwert} - \text{Meßwert})/\text{Meßwert}$ für die Modelle vorgestellt. Dabei werden die folgenden 6 Szenarien betrachtet (Zahlenwerte der jeweiligen Emissionsfaktoren, s. Abschnitt 7). In Klammern sind die in den folgenden Abbildungen verwendeten Abkürzungen angegeben.

- Emissionsfaktoren nach Handbuch ohne Berücksichtigung der fahrzeuginduzierten Turbulenz (ofiT, EF95)
- Emissionsfaktoren nach MOBILEV Standard ohne Berücksichtigung der fahrzeuginduzierten Turbulenz (ofiT, MO)
- Emissionsfaktoren nach MOBILEV mit detaillierter Berücksichtigung des Verkehrsaufkommens der Hauptstätter Straße, ohne Berücksichtigung der fahrzeuginduzierten Turbulenz (ofiT, MO-HS)
- Emissionsfaktoren nach Handbuch mit Berücksichtigung der fahrzeuginduzierten Turbulenz nach **Tab. 12.1** (mfiT, EF95)
- Emissionsfaktoren nach MOBILEV Standard mit Berücksichtigung der fahrzeuginduzierten Turbulenz nach **Tab. 12.1** (mfiT, MO)

- Emissionsfaktoren nach MOBILEV mit detaillierter Berücksichtigung des Verkehrsaufkommens der Hauptstätter Straße, mit Berücksichtigung der fahrzeuginduzierten Turbulenz nach **Tab. 12.1** (mfiT, MO-HS)

Bevor die Ergebnisse im einzelnen diskutiert werden, sollen an dieser Stelle einige Überlegungen zur Größe des zu erwartenden Fehlers in der Gesamtbelastung eingeschaltet werden. Der zu erwartende Fehler hängt ab von

- der Qualität der verfügbaren Eingangsdaten, also Meteorologie, Verkehrsaufkommen, Verkehrstagesgänge, Fahrzeugflotte, Emissionsdaten, Vorbelastung
- dem betrachteten Schadstoff über die Emissionsfaktoren und das Verhältnis Vorbelastung/Zusatzbelastung. Falls der Hauptanteil der Gesamtbelastung von der Vorbelastung herrührt, wird die Güte der modellierten Gesamtbelastung vor allem von der Qualität der Vorbelastungswerte abhängen
- dem statistischen Kennwert: Perzentile können mit größeren Unsicherheiten behaftet sein als Mittelwerte

Nach Flassak et al. (1996) sind für NO_x im vorliegenden Fall einer innerörtlichen Hauptverkehrsstraße die relevanten Einflußfaktoren das Verkehrsaufkommen und die Meteorologie. Die Methode der Emissionsfaktorberechnung hat ebenfalls Einfluß auf die Immissionsprognose. Legt man die den Abschnitten 4.1, 6 und 7 angegebenen Unsicherheiten zugrunde, so läßt sich bei Addition der Einzelfehler eine obere Schranke des Fehlers in der Zusatzbelastung von etwa 20 % abschätzen.

Gemäß Entwurf der Richtlinie VDI 3782, Blatt 8 ist nur bei guter Datenlage (d.h. vor-Ort-Messungen von Meteorologie, Vorbelastung und Verkehrsaufkommen) mit Abweichungen zwischen Messung und Rechnung von weniger als 10 % zu rechnen. Falls dies nicht der Fall ist, können Abweichungen zwischen Messung und Rechnung im Bereich ± 30 %, u.U. auch mehr, auftreten. Dabei sind allerdings Unsicherheiten in den Meßdaten (z.B. Position des Aufnehmers, Kalibrierung), welche diese Abweichungen relativieren können, nicht berücksichtigt. Ferner ist zu bedenken, daß Meßwerte Mittelwerte über sehr kleine Volumina sind, die mit den hier verwendeten Modellen berechneten Werte jedoch Boxmittelwerte über mehrere Kubikmeter darstellen.

12.1 Ergebnisse für die IVD-Station

Die mit ABC, DASIM und MISKAM berechnete Zusatzbelastung für die 6 Szenarien zeigt **Abb. 12.1**.

Für den Mittelwert NO_x liegt die Zusatzbelastung für die einzelnen Modelle und Szenarien zwischen etwa 110 und 220 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ und liegt somit im Bereich des Doppelten bis Dreifachen der angesetzten Vorbelastung. Der 98-Perzentilwert der NO_x -Zusatzbelastung variiert je nach Modell und Szenario zwischen etwa 390 und 930 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Dies entspricht etwa dem 1.5- bis 3-fachen der angesetzten Vorbelastung. Die höchsten Perzentilwerte werden von MISKAM berechnet.

Für den Mittelwert CO liegt die Zusatzbelastung je nach Modell und Szenario zwischen etwa 510 und 870 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, entsprechend etwa 50 % bis 90 % der Vorbelastung. Der 98-Perzentilwert der CO-Zusatzbelastung variiert zwischen etwa 1 500 und 3 400 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Dies entspricht etwa 50 % bis 100 % der angesetzten Vorbelastung. Auch hier werden die höchsten Perzentilwerte von MISKAM berechnet.

Die Bandbreite der Perzentilwerte ist geringfügig höher als die der Mittelwerte; niedrigster und höchster Wert unterschieden sich etwa um den Faktor 2.

Die prozentualen Abweichungen der berechneten von den gemessenen Gesamtbelastungen zeigt **Abb. 12.2**.

Das Szenario, welches der Methodik früherer Vergleiche (z.B. Schädler et al. 1996) am nächsten kommt, ist Emissionsfaktoren nach Handbuch mit Berücksichtigung der fahrzeuginduzierten Turbulenz (mfiT, EF95).

Die für diesen Fall berechnete prozentuale Abweichung zwischen der berechneten und gemessenen Gesamtbelastung liegt beim Mittel NO_x zwischen -10 % (MISKAM) und 5 % (DASIM), beim 98-Perzentil NO_x zwischen etwa -25 % (ABC, DASIM) und -10 % (MISKAM). Bei CO liegen die entsprechenden Werte zwischen etwa 6 % (MISKAM) und 14 % (DASIM) bzw. -3 % (ABC) und 5 % (MISKAM).

Die von MOBILEV berechneten Emissionsfaktoren sind niedriger als die nach Handbuch berechneten, vgl. Abschnitt 7. Mit den dort als MO bezeichneten Emissionsfaktoren und bei Berücksichtigung der fahrzeuginduzierten Turbulenz liegt die prozentuale Abweichung zwi-

schen der berechneten und gemessenen Gesamtbelastung beim Mittel NO_x zwischen -15 % (MISKAM) und -1 % (DASIM), beim 98-Perzentil NO_x zwischen etwa -32 % (ABC) und -16 % (MISKAM). Bei CO liegen die entsprechenden Werte zwischen etwa 1 % (MISKAM) und 7 % (DASIM) bzw. -6 % (ABC) und 0 % (MISKAM).

Abgesehen von der bei ABC und DASIM zu beobachtenden deutlichen Unterschätzung des 98-Perzentils der Gesamtbelastung bei NO_x liegen die relativen Fehler für alle drei betrachteten Modelle also im Bereich zwischen -10 % und 14 %, wenn man die Emissionsfaktoren nach Handbuch zugrunde legt. Bei Verwendung der Emissionsfaktoren nach MOBILEV liegt die Spanne zwischen -16 % und 7 %. In Anbetracht der verfügbaren Daten und im Hinblick auf die oben diskutierten zu erwartenden Fehler kann dies als gute Übereinstimmung gewertet werden.

Betrachtet man die Szenarien, so lassen sich folgende allgemeinen Tendenzen feststellen:

- Einfluß der fahrzeuginduzierten Turbulenz: ohne Berücksichtigung der fahrzeuginduzierten Turbulenz werden höhere Zusatzbelastungen berechnet als mit Berücksichtigung der fahrzeuginduzierten Turbulenz; dies betrifft besonders die 98-Perzentilwerte. Dadurch erhöhen sich auch die berechneten Gesamtbelastungen, so daß ohne Berücksichtigung der fahrzeuginduzierten Turbulenz Unterschätzungen seltener und Überschätzungen häufiger auftreten.
- Emissionsfaktoren: die nach Handbuch ermittelten Faktoren liefern höhere Kennwerte als die mit MOBILEV ermittelten. Dabei sind bei NO_x die Werte bei detaillierter Berücksichtigung des Verkehrsaufkommens der Hauptstätter Straße niedriger als bei der MOBILEV-Standardmethode, bei CO sind die Werte bei detaillierter Berücksichtigung höher, wobei diese Unterschiede von den LKW-Emissionen herrühren.

Bei den betrachteten Szenarien liegen - bis auf das Szenario ofiT, EF95, welches generell die höchsten Zusatzbelastungen liefert, und das Szenario mfiT, MO-HS - die relativen Fehler der Gesamtbelastung außer dem 98-Perzentil NO_x bei ABC und DASIM innerhalb einer Spanne von ± 20 %.

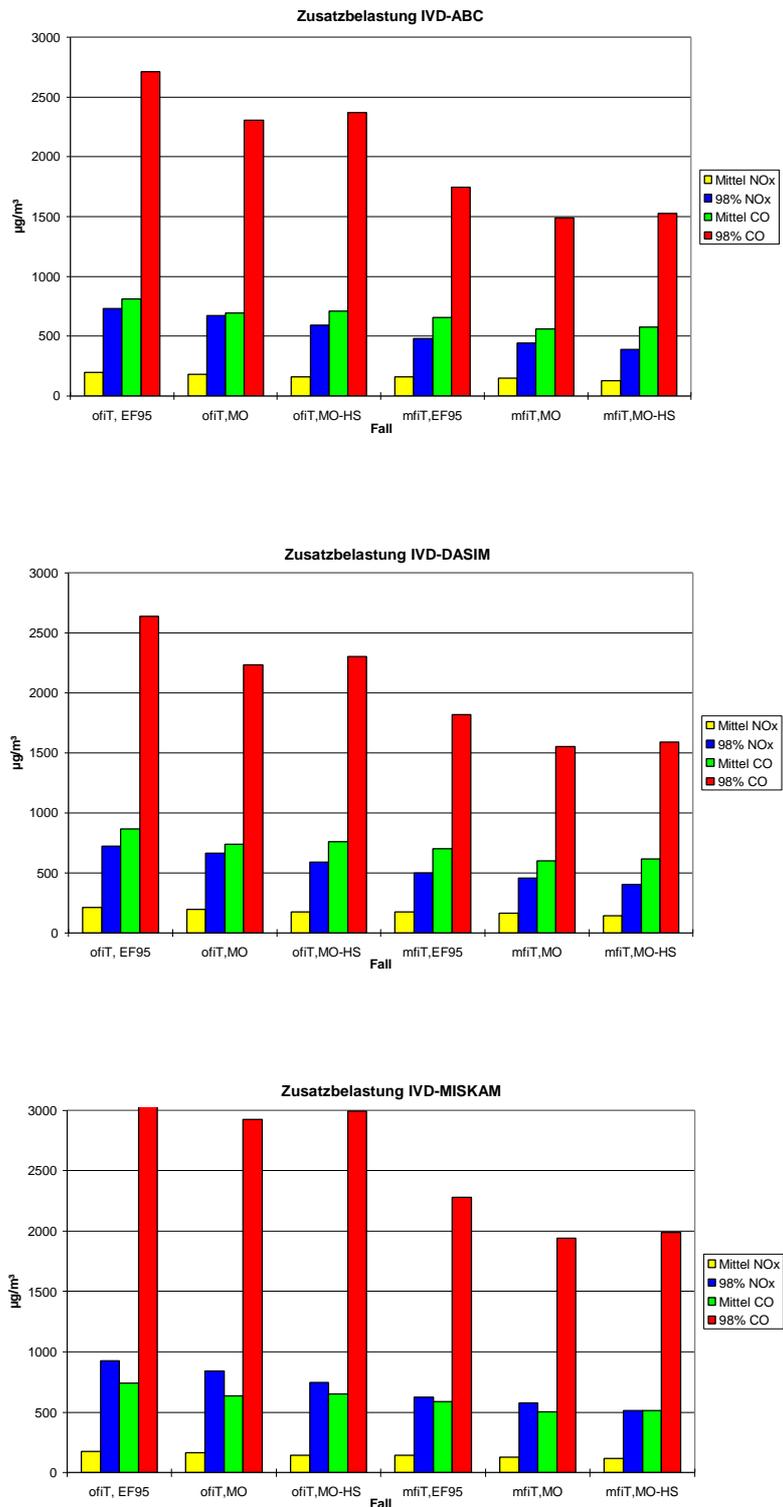


Abb. 12.1: Berechnete Zusatzbelastungen an der IVD-Station für die im Text beschriebenen 6 Szenarien ;
oben: ABC, Mitte: DASIM, unten: MISKAM

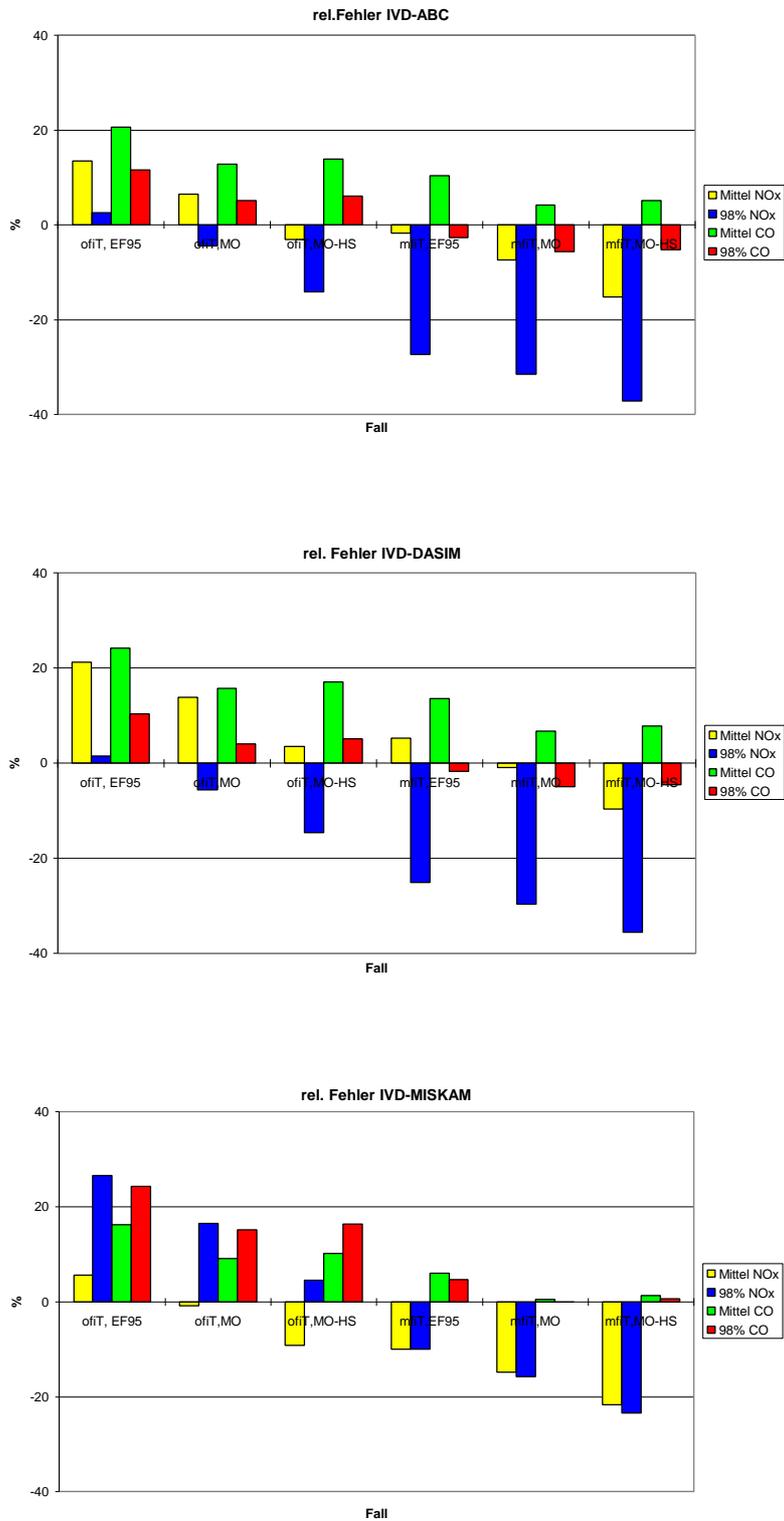


Abb. 12.2: Relativer Fehler der Gesamtbelastung an der IVD-Station für die im Text beschriebenen 6 Szenarien; oben: ABC, Mitte: DASIM, unten: MISKAM

12.2 Ergebnisse für die UMEG-Station

Die mit ABC, DASIM und MISKAM berechnete Zusatzbelastung für die oben definierten 6 Szenarien zeigt **Abb. 12.3**.

Für den Mittelwert NO_x liegt die Zusatzbelastung je nach Modell und Szenario zwischen etwa 140 und 280 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ und liegt somit im Bereich des Doppelten bis Vierfachen der angesetzten Vorbelastung. Der 98-Perzentilwert der NO_x -Zusatzbelastung variiert je nach Modell und Szenario zwischen etwa 530 und 1 530 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Dies entspricht etwa dem Doppelten bis Sechsfachen der angesetzten Vorbelastung. Die höchsten Perzentilwerte werden auch hier von MISKAM berechnet.

Für den Mittelwert CO liegt die Zusatzbelastung je nach Modell und Szenario zwischen etwa 600 und 1 100 $\mu\text{g}/\text{m}^3$; entsprechend etwa 60 % bis 100 % der Vorbelastung. Der 98-Perzentilwert der CO-Zusatzbelastung variiert je nach Modell und Szenario zwischen etwa 2 000 und 5 400 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Dies entspricht etwa 60 % bis 160 % der angesetzten Vorbelastung. Die höchsten Perzentilwerte werden wiederum von MISKAM berechnet.

Die Bandbreite der Perzentilwerte ist bei der quellnahen UMEG-Station besonders im Falle des NO_x höher als die der Mittelwerte: niedrigster und höchster Perzentilwert unterschieden sich etwa um den Faktor 3, während sich der niedrigste und höchste Mittelwert etwa um den Faktor 2 unterschieden.

Die prozentuale Abweichung der berechneten von der gemessenen Gesamtbelastung zeigt **Abb. 12.4**.

Wie bei der Diskussion der IVD-Station in Abschnitt 12.1 wird zunächst das Szenario „Emissionsfaktoren nach Handbuch mit Berücksichtigung der fahrzeuginduzierten Turbulenz“ (mfiT, EF95) diskutiert. Die für diesen Fall berechnete prozentuale Abweichung zwischen der berechneten und gemessenen Gesamtbelastung liegt beim Mittel NO_x zwischen -25 % (ABC) und -21 % (MISKAM), beim 98-Perzentil NO_x zwischen etwa -8 % (DASIM) und 17 % (MISKAM). Bei CO liegen die entsprechenden Werte zwischen etwa -3 % (DASIM) und 4 % (MISKAM) bzw. -6 % (DASIM) und 20 % (MISKAM).

Verwendet man die Emissionsfaktoren nach MOBILEV (MO) und berücksichtigt der fahrzeuginduzierten Turbulenz, so liegt die berechnete prozentuale Abweichung zwischen der berechneten und gemessenen Gesamtbelastung beim Mittel NO_x zwischen -29 % (ABC) und

-25 % (MISKAM), beim 98-Perzentil NO_x zwischen etwa -8 % (DASIM) und 9 % (MISKAM). Bei CO liegen die entsprechenden Werte zwischen etwa -5 % (ABC) und -2 % (MISKAM) bzw. -6 % (DASIM) und 13 % (MISKAM).

Die relativen Fehler für alle drei betrachteten Modelle liegen für diese beiden Szenarien also im Bereich zwischen -25 % und 20 % (Emissionsfaktoren nach Handbuch) bzw. zwischen -29 % und 13 % (MOBILEV Fall MO); dies liegt innerhalb der oben diskutierten zu erwartenden Fehlerspanne.

Betrachtet man die anderen Szenarien, so zeigen sich ähnliche Tendenzen wie bereits bei der IVD-Station beobachtet (Berücksichtigung der fahrzeuginduzierten Turbulenz bzw. Verwendung der mit MOBILEV berechneten Emissionsfaktoren führt zu niedrigeren Zusatzbelastungen).

Im Gegensatz zu den bei der IVD-Station erhaltenen Ergebnissen werden jedoch von allen Modellen wesentlich zu hohe Perzentilwerte berechnet, wenn die fahrzeuginduzierte Turbulenz nicht berücksichtigt wird. Dies dürfte auf die verkehrsnah Lage der UMEG-Station zurückzuführen sein, bei welcher sich der Einfluß der fahrzeuginduzierten Turbulenz deutlich bemerkbar macht.

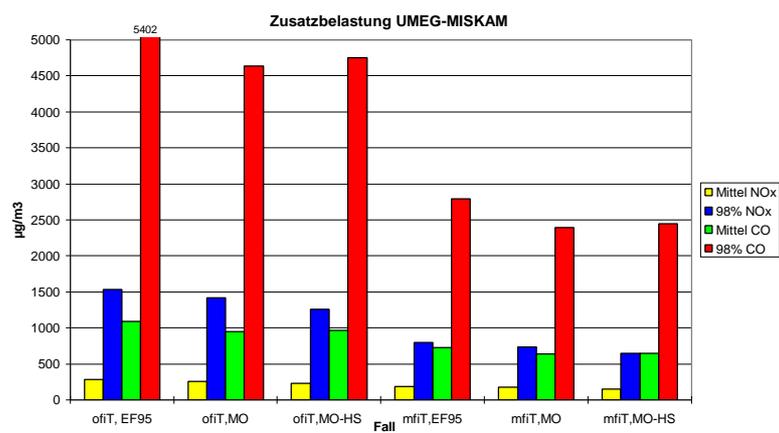
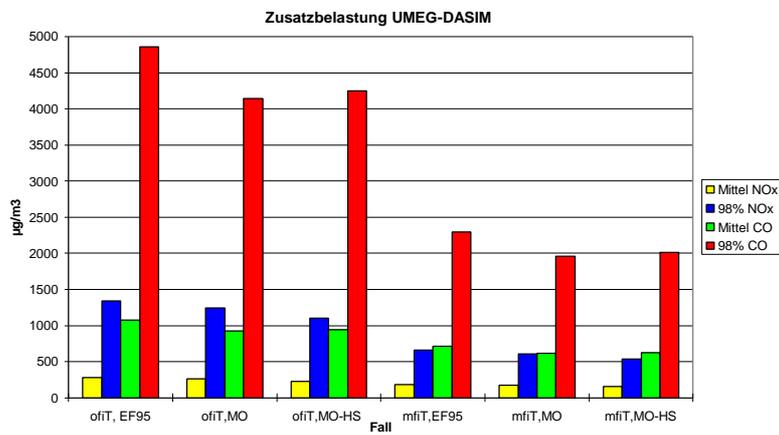
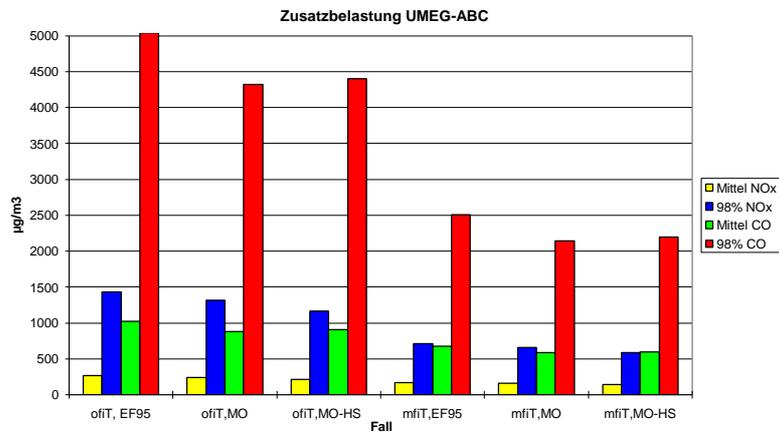


Abb. 12.3: Berechnete Zusatzbelastungen an der UMEG-Station für die im Text beschriebenen 6 Szenarien ;
oben: ABC, Mitte: DASIM, unten: MISKAM

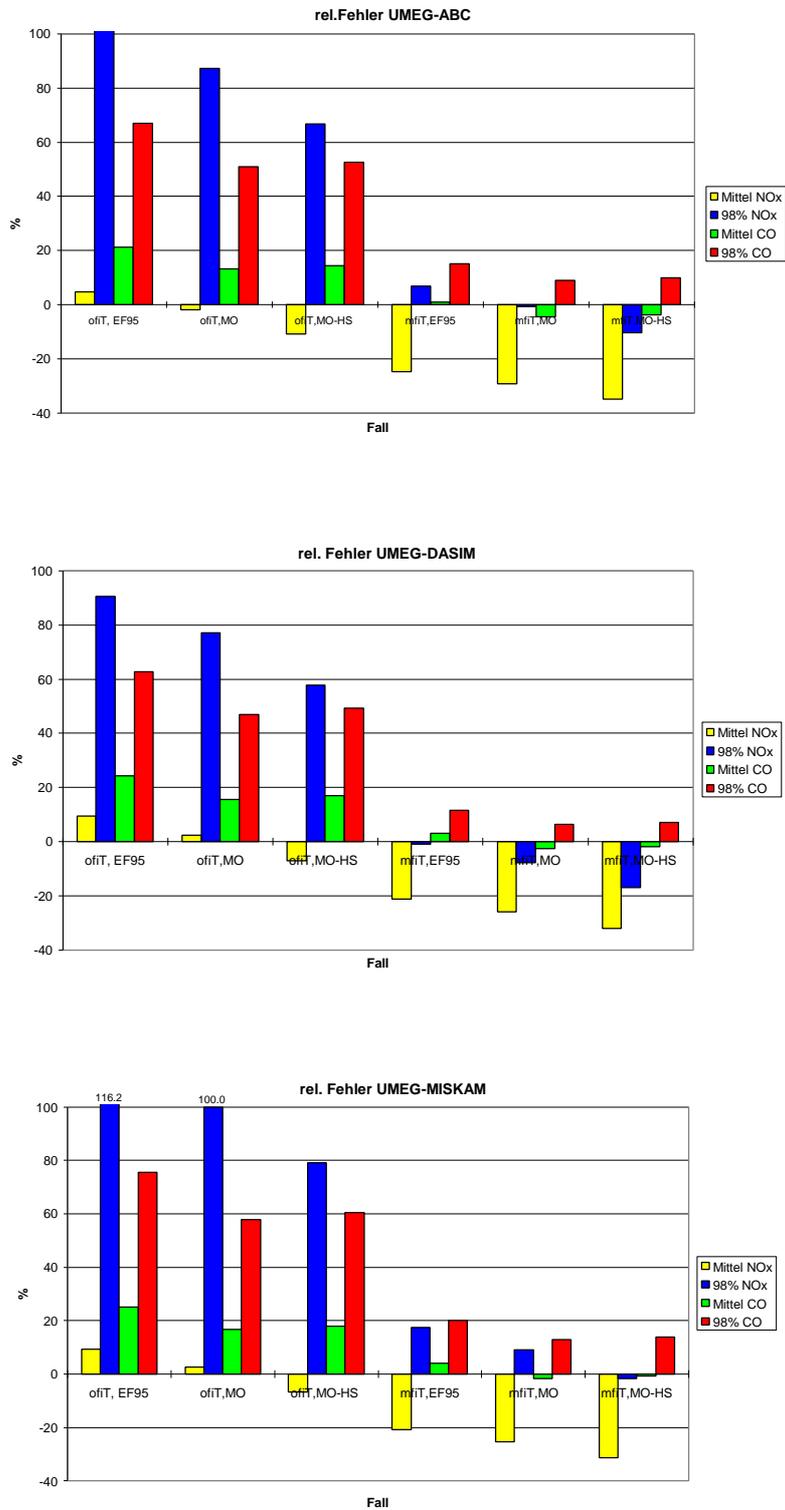


Abb. 12.4: Relativer Fehler der Gesamtbelastung an der UMEG-Station für die im Text beschriebenen 6 Szenarien; oben: ABC, Mitte: DASIM, unten: MISKAM

12.3 Meßpunkt 2 des Amtes für Umweltschutz in der Römerstraße

Anhand der Daten dieses Meßpunktes soll exemplarisch ein Vergleich von gemessenen und berechneten Mittelwerten (über die Messungen des ersten Halbjahres 1997) für diese Temporärstationen durchgeführt werden. Hierzu zeigt **Abb. 12.5** oben die für NO_x berechneten Mittelwerte der Zusatzbelastung im Vergleich zur gemessenen Gesamtbelastung. Der Mittelwert der modellierten Zusatzbelastung liegt, je nach Szenario und Modell, zwischen etwa 210 und 360 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, der aus den Meßdaten erhaltene Mittelwert der Gesamtbelastung liegt bei etwa 430 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Dieser Werte erscheint sehr hoch, wenn man bedenkt, daß an der direkt an der Hauptstätter Straße gelegenen UMEG-Station nur ein Jahresmittelwert von 312 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ gemessen wurde. Ursache hierfür könnte u.a. sein, daß nur an Werktagen und häufig zu Zeiten hohen Verkehrsaufkommens gemessen wurde. Als Folgerung ergibt sich, daß bei der hier verwendeten geringen Zahl von Temporärmessungen aus deren Mittel nicht auf den Jahresmittelwert geschlossen werden sollte. Dies legt auch die Differenz zwischen gemessener Gesamtbelastung und berechneter Zusatzbelastung nahe: je nach Modell und Szenario liegt dieser Werte zwischen etwa 70 und 220 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ und ist somit deutlich höher als der Jahresmittelwert der Vorbelastung von 60 bis 65 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ an diesem Punkt (vgl. **Abb. 5.1**). Ähnliches gilt auch für die CO-Konzentrationen (**Abb. 12.5** unten). Diese Ergebnisse machen deutlich, daß ein Vergleich von gemessenen und berechneten Halbstundenwerten nur unter Verwendung zeitgleicher Werte der Vorbelastung sinnvoll ist.

Am Beispiel des Meßpunktes 2 wurde exemplarisch der Einfluß der Länge des Mittelungsintervalls untersucht. Dazu wurden Mittelwerte und Perzentilwerte der NO_x - und CO-Zusatzbelastung für die Mittelungszeiträume 1 Monat, 2 Monate usw. bis 6 Monate berechnet. Bei beiden Schadstoffen nahmen sowohl der Mittelwert als auch der 98-Perzentilwert mit zunehmendem Mittelungszeitraum stark ab.

Sowohl bei NO_x als auch bei CO unterscheiden sich die Ergebnisse bei Rechnung mit und ohne Berücksichtigung der fahrzeuginduzierten Turbulenz nur wenig. Dies dürfte vor allem daran liegen, daß an diesem Punkt die von der Hauptstätter Straße stammenden Immissionen wesentlich zur Gesamtimmission an Meßpunkt 2 beitragen und diese Immissionen wegen der Quellentfernung ohne Berücksichtigung der fahrzeuginduzierten Turbulenz berechnet wurden.

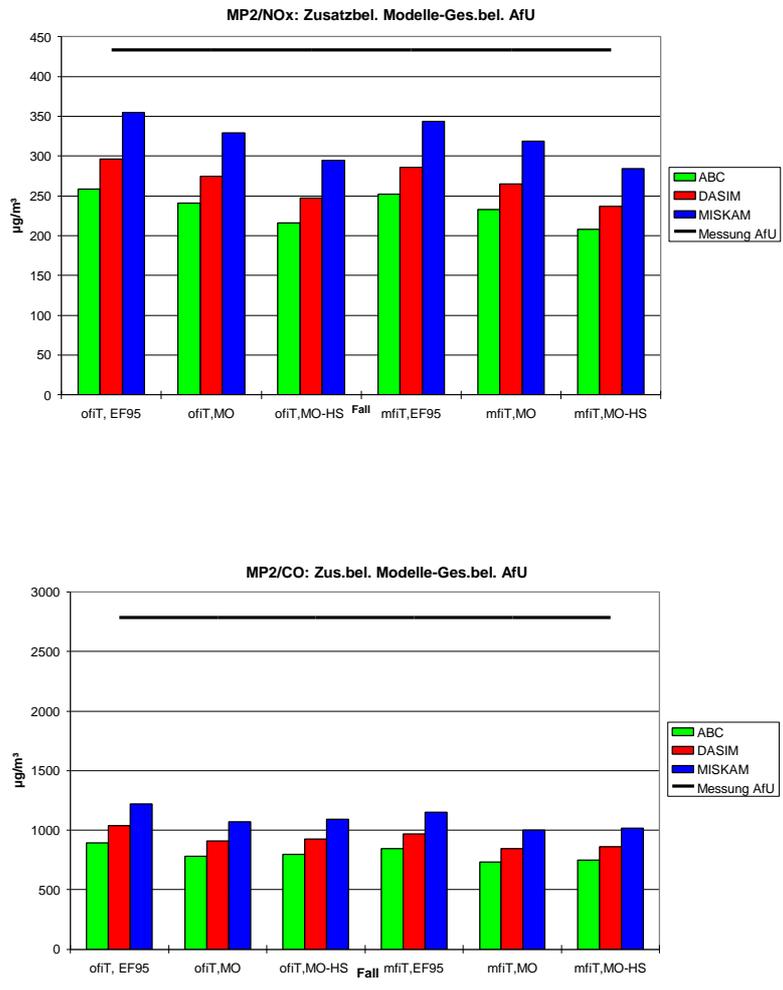


Abb. 12.5: Mit den Modellen berechnete Zusatzbelastungen am AfU-Meßpunkt 2 im Vergleich zur gemessenen Gesamtbelastung (Mittelwerte über die Meßtermine; oben: NO_x, unten: CO)

12.4 Fazit

Als Fazit der Statistikberechnungen kann festgehalten werden, daß die hier eingesetzten Ausbreitungsmodelle in Verbindung mit einer guten Eingangsdatenlage wie den beschriebenen Meteorologie-, Verkehrs- und den gewählten Emissionsdaten in Kombination mit der verkehrserzeugten Turbulenz die Kennwerte aus kontinuierlichen Messungen innerhalb von etwa $\pm 20\%$ Genauigkeit reproduzieren (eine Ausnahme macht allerdings der 98-Perzentilwert NO_x an der IVD-Station). Dies konnte anhand von statistischen Kennwerten, welche an den Meßpunkten des IVD und der UMEG berechnet wurden, festgestellt werden. Mangels zeitlich hochaufgelöster Vorbelastungsdaten konnte an den AfU-Meßpunkten kein belastbarer Vergleich durchgeführt werden.

Beim Betrachten der **Abb. 12.1** bis **Abb. 12.4** fällt auf, daß die Unterschiede in den Rechenergebnissen bei Verwendung unterschiedlicher Ausbreitungsmodelle geringer sein können als die Unterschiede, die sich aus der Wahl der Emissionsfaktoren oder der Berücksichtigung (Fälle ofiT)/Nichtberücksichtigung (Fälle mfiT) der fahrzeuginduzierten Turbulenz ergeben. Betrachtet man z.B. den Mittelwert der CO-Zusatzbelastung an der UMEG-Station, so variiert dieser bei DASIM bei den drei Szenarien (mfiT, EF95), (mfiT, MO) und (mfiT, MO-HS) zwischen -6 % und 9 % (bezogen auf den Mittelwert dieser drei Szenarien). Andererseits streut dieser Mittelwert der CO-Zusatzbelastung für das Szenario (mfiT, EF95) bei den drei Modellen ABC, DASIM und MISKAM zwischen -4 % und 3 % (bezogen auf den Mittelwert dieser drei Modelle). Somit sind die Unterschiede im CO-Mittel der Zusatzbelastung, welche von unterschiedlichen Emissionsfaktoren herrühren, größer als die, welche durch die unterschiedlichen Ausbreitungsmodelle hervorgerufen werden. Dies bekräftigt die Einsicht, daß eine Immissionsprognose eine Kette ist, welche aus einer Vielzahl von Gliedern, angefangen bei Vorbelastung und Verkehrsdaten über die Emissionsfaktoren bis hin zu den Ausbreitungsmodellen geht, wobei die Genauigkeit des Ergebnisses von der Genauigkeit jedes einzelnen Gliedes abhängt. Ein fehlerfreies Ausbreitungsmodell z.B. wird einen Fehler in den Emissionsfaktoren nicht kompensieren können. Dies soll natürlich nicht darüber hinwegtäuschen, daß sich die Ergebnisse der Ausbreitungsmodelle im einzelnen deutlich unterscheiden können, siehe die Vergleiche der c^* -Verteilungen in Abschnitt 11.2. Hier besteht sicher noch Untersuchungsbedarf.

13 ZUSAMMENFASSENDE BEMERKUNGEN UND OFFENE FRAGEN

Zum Abschluß des Berichtes soll an dieser Stelle ein kurzes Resümee gezogen und auf noch offene Probleme hingewiesen werden.

Strömungs- und Ausbreitungsmodelle:

Die Ergebnisse dieser Arbeit zeigen, daß die Modelle in Bereichen mit relativ einfacher Struktur (Straßenschluchten) untereinander ähnliche Ergebnisse liefern, sich aber in komplizierteren Bebauungsbereichen (Kreuzungen, Innenhöfe) durchaus unterscheiden und mitunter auch gegensätzliche Ergebnisse liefern. Dies bestätigt sich auch beim Vergleich mit den Messungen des Amtes für Umweltschutz der Landeshauptstadt Stuttgart, welcher zeigt, daß die globalen Eigenschaften der Strömung wie Kanalisierung und Wirbelbildung von allen Modellen erfaßt werden, aber in Details Unterschiede auftreten.

Die berechneten Konzentrationsfelder ähneln sich in Quellnähe, zeigen aber in ihrer Erstreckung stromab und in größerer Quellentfernung Unterschiede. Eine Aussage, welche Ergebnisse realistischer sind, kann mangels Vergleichsdaten aus Naturmessungen, Windkanal oder Large-Eddy-Simulationen derzeit nicht gemacht werden.

Es stellt sich auch die Frage, ob mit der derzeitigen Methodik eine wesentlich höhere Genauigkeit überhaupt erreichbar bzw. nachprüfbar ist angesichts der Tatsache, daß Meßwerte mit Fehlern behaftet sind, daß Korrelationen z.B. zwischen Meteorologie, Emissionen und Vorbelastung nicht berücksichtigt werden und daß die Modellergebnisse Mittelwerte über ein Volumen von mehreren m³ sind in Bereichen, in denen große Gradienten sowohl im Windfeld als auch im Konzentrationsfeld zu erwarten sind.

Immissionsprognosen und statistische Kennwerte:

Obwohl die Unterschiede der c*-Verteilungen zwischen den Ausbreitungsmodellen z.T. recht groß sind, sind die Unterschiede zwischen den statistischen Kennwerten berechnet aus den Modellergebnissen nicht größer, oft sogar geringer, als die Unterschiede, die sich

ergeben, wenn man Änderungen in anderen Gliedern der Prognosekette (z.B. Emissionsfaktoren, fahrzeuginduzierte Turbulenz) vornimmt. Dies zeigt, daß diesen übrigen Gliedern erhöhte Aufmerksamkeit geschenkt werden muß.

Einen Diskussionsbereich stellt die fahrzeuginduzierte Turbulenz dar. Es existiert keine allgemeingültige und einfache Methode zur Beschreibung der Einflüsse. Es ist nicht nachgewiesen, wie weit die fahrzeuginduzierte Turbulenz außerhalb des eigentlichen Freisetzungsbereichs wirkt. Dieses Problem stellt sich z.B. bei der IVD-Station, welche nicht mehr im eigentlichen Straßenraum liegt. Die Ergebnisse in Abschnitt 12 legen die Vermutung nahe, daß die fahrzeuginduzierte Turbulenz im Gegensatz zur UMEG-Station nicht mehr ganz, aber dennoch abgeschwächt wirkt.

Als Fazit hinsichtlich der Berechnung realistischer Kennwerte für den hier bearbeiteten Fall kann festgehalten werden, daß mit den Modellen an den betrachteten Aufpunkten bei entsprechender Emissionsmodellierung und Berücksichtigung der verkehrserzeugten Turbulenz eine Genauigkeit von etwa ± 20 % erreichbar ist. Wenn überhaupt, wird die Genauigkeit von Immissionsprognosen sehr wahrscheinlich nicht durch verbesserte Ausbreitungsmodelle erhöht werden, sondern eher durch Verbesserung der anderen Glieder der Prognosekette. Dabei wird man sich in der Praxis auch fragen müssen, welche Genauigkeit unter realistischen Bedingungen (Effizienz, Ökonomie, Beurteilungsspielraum) überhaupt zu fordern ist.

14 LITERATUR

23. BImSchV (1996): Dreiundzwanzigste Verordnung zur Durchführung des Bundes-Immissionsschutzgesetzes (Verordnung über die Festlegung von Konzentrationswerten - 23. BImSchV). Bundesgesetzblatt, Jahrgang 1996, Teil I, Nr. 66, ausgegeben zu Bonn am 20.12.1996.
- Blinda, S., Hopf, A., Manier, G., Marburg, K. (1992): Entwicklung und Verifizierung eines Rechenmodells zur Simulation der Ausbreitung von KFZ-Emissionen im Bereich komplexer Gebäudekonfigurationen. Abschlußbericht für das Ministerium für Umwelt, Raumordnung und Landwirtschaft des Landes Nordrhein-Westfalen, Institut für Meteorologie der Technischen Hochschule Darmstadt.
- Eichhorn, J. (1989): Entwicklung und Anwendung eines dreidimensionalen mikroskaligen Stadtklima-Modells. Dissertation, Johannes-Gutenberg-Universität Mainz.
- Eichhorn, J., Ries, R., Beltz, N. (1995): Naturmessungen verkehrsbedingter Immissionen als Grundlage zur Validierung des mikroskaligen Ausbreitungsmodells MISKAM. In: Emissionen des Straßenverkehrs - Immissionen in Ballungsgebieten, VDI-Bericht 1228, VDI-Verlag Düsseldorf.
- Eichhorn, J. (1998): MISKAM-Handbuch zu DOS-Version. Hrsg.: Giese-Eichhorn, Wackernheim.
- Flassak, Th., Bächlin, W., Bössinger, R., Blazek, R., Schädler, G., Lohmeyer, A. (1996): Einfluß der Eingangsparameter auf berechnete Immissionswerte für Kfz-Abgase - Sensitivitätsanalyse. In: FZKA PEF-Bericht 150, Forschungszentrum Karlsruhe.
- Gross, G., Röckle, R., Janssen, U. (1994): ASMUS - Ein numerisches Modell zur Berechnung der Strömung und der Schadstoffverteilung im Bereich einzelner Gebäude. In: Das Strömungsfeld, Meteorologische Zeitschrift NF 3, S. 267-274.
- Gross, G. (1997): ASMUS - Ein numerisches Modell zur Berechnung der Strömung und der Schadstoffverteilung im Bereich einzelner Gebäude. II: Schadstoffausbreitung und Anwendung. In: Meteorol. Zeitschrift, N.F. 6, S. 130-136.
- Hopf, A., Preis-Blinda, S. (1996): Handbuch zu dem Programmsystem DASIM-KFZ. Version 1.2. Hrsg.: Institut für Meteorologie der TH Darmstadt.

- Hosker, R.P. (1984): Flow and diffusion near obstacles. In: "Atmospheric Science and Power Production", ed.: D. Randerson, Springfield, Virginia: 1984, pp. 241-326 (Chapter 7).
- Hosker, R.P. (1985): Flow around isolated structures and building clusters: a review. In: ASHRAE Transaction, Vol. 91, Part B, pp. 1671-1692.
- Kalmbach, S., Schmölling, J. (1986): Technische Anleitung zur Reinhaltung der Luft. 2. Auflage. Berlin: E. Schmidt.
- Kastner-Klein, P., Plate, E.J. (1998): Strömungsmechanische Aspekte in der Stadtplanung im Hinblick auf eine Reduktion von Kfz-Immissionen. Hrsg.: Institut für Hydrologie und Wasserwirtschaft (IHW) der Universität Karlsruhe.
- Nagel, T., Lohmeyer, A., Bächlin, W. (1998): Prognosen der verkehrsbedingten Luftschadstoffbelastung im Zusammenhang mit der Planung "Stuttgart 21". Hrsg.: Amt für Umweltschutz der Landeshauptstadt Stuttgart.
- Panskus, H. (1995): Ein mikroskaliges diagnostisches Strömungs- und Ausbreitungsmodell für komplex bebauten Gelände. Diplomarbeit Universität Hamburg.
- Proceedings of the Workshops on Harmonisation within Atmospheric Dispersion Modelling for Regulatory Purposes. Risø, Denmark, 1992, Manno, Switzerland, 1993, Mol, Belgium, 1994.
- Rastetter, A. (1998): Windkanaluntersuchungen zur Quantifizierung des Einflusses der kraftfahrzeugbedingten Turbulenz auf die Schadstoffausbreitung in einer beidseitig bebauten Straßenschlucht - Diplomarbeit am Institut für Hydrologie und Wasserwirtschaft (IHW) und Institut für Strömungslehre und Strömungsmaschinen der Universität Karlsruhe.
- Richtlinie VDI 3782, Blatt 8 Entwurf (1998): Ausbreitungsrechnung für Kfz-Emissionen.
- Richter, C.-J., Röckle, R. (1997): Handbuch ABC Version 09.07.97. Berechnung und Visualisierung mikroskaliger Strömungs- und Ausbreitungsprozesse im Nahfeld von Gebäuden. Hrsg.: Immissionen.Meteorologie.Akustik (iMA) Freiburg.
- Röckle, R. (1990): Bestimmung der Strömungsverhältnisse im Bereich komplexer Bauungsstrukturen. Dissertation, Technische Hochschule Darmstadt.

- Röckle, R., Richter, C.-J. (1995): Ermittlung des Strömungs- und Konzentrationsfeldes im Nahfeld typischer Gebäudekonfigurationen - Modellrechnungen -, Projekt Europäisches Forschungszentrum für Maßnahmen der Luftreinhaltung (PEF), Forschungsbericht PEF 92/007/02, Forschungszentrum Karlsruhe.
- Röckle, R., Richter, C.-J. (1997): Handbuch ABC Version 09.07.97. Berechnung und Visualisierung mikroskaliger Strömungs- und Ausbreitungsprozesse im Nahfeld von Gebäuden. Hrsg.: Immissionen.Meteorologie.Akustik (iMA) Freiburg.
- Röckle, R., Richter, C.-J., Salomon, Th., Dröscher, F., Kost, J. (1998): Ausbreitung von Emissionen in komplexer Bebauung - Vergleich zwischen numerischen Modellen und Windkanalmessungen. Projekt Europäisches Forschungszentrum für Maßnahmen der Luftreinhaltung (PEF), Forschungsbericht PEF 295002, Forschungszentrum Karlsruhe.
- Schädler, G., Bächlin, W., Lohmeyer, A., van Wees, T. (1996): Vergleich und Bewertung derzeit verfügbarer mikroskaliger Strömungs- und Ausbreitungsmodelle. In: Berichte Umweltforschung Baden-Württemberg (FZKA-PEF 138).
- Siano, S. (1994): Numerische Simulationen zur Ausbreitung von Luftverunreinigungen in bebautem Gelände. Diplomarbeit im Fach Physik. Hrsg.: Institut für Meteorologie und Klimatologie, Universität Hannover.
- Skrzypczyk, Steven (1997): MOBILEV Programmversion 1.3. Dokumentation und Benutzerhandbuch. Bearb.: FIGE GmbH, Herzogenrath im Auftrag des Umweltbundesamtes, Berlin.
- Törgyeges, S. (1998): Ableitung spezifischer Abgas-Emissionsfaktoren für Kraftfahrzeugkollektive anhand von Konzentrationsmessungen in einem städtischen Straßentunnel. Veröffentlichungen aus dem Institut für Straßen- und Verkehrswesen der Universität Stuttgart.
- UBA (1995a) (Hassel, D., Jost, P., Weber, F.J., Dursbeck, F.): Abgas-Emissionsfaktoren von Nutzfahrzeugen in der Bundesrepublik Deutschland für das Bezugsjahr 1990. Abschlußbericht. Umweltforschungsplan des Bundesministers für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit - Luftreinhaltung. UBA-FB 95-049. UBA-Berichte 5/1995.
- UBA (1995b): Handbuch für Emissionsfaktoren des Straßenverkehrs. Version 1.1, Okt. 1995. INFRAS AG, Bern/Schweiz, Hrsg.: UBA (Umweltbundesamt) Berlin.

UBA (1994) (Hassel , D., Jost, P., Weber, F.J.): Abgas-Emissionsfaktoren von PKW in der Bundesrepublik Deutschland. Abgasemissionen von Fahrzeugen der Baujahre 1986 bis 1990. Abschlußbericht. Umweltforschungsplan des Bundesministers für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit - Luftreinhaltung. UFOPLAN-Nr. 104 05 152 und 104 05 509, UBA-FB 91-042. UBA-Berichte 8/1994.

Wichmann-Fiebig, M. (1994): Validierung von Straßenschluchtmodellen durch Vergleich mit Naturmessungen. Vortrag bei der VDI-Veranstaltung Ausbreitung von KFZ-Emissionen, Seminar für Anwender am 04.05.1994 in Düsseldorf.