

# Modellierung personenbezogener Feinstaubexposition in Münster

Diplomarbeit im Fach Landschaftsökologie  
vorgelegt  
von

Lydia Elisabeth Gerharz

Gutachter:

Prof. Dr. Otto Klemm  
Institut für Landschaftsökologie

Prof. Dr. Antonio Krüger  
Institut für Geoinformatik

Angefertigt am  
Institut für Landschaftsökologie  
der Westfälischen Wilhelms Universität Münster  
Münster, Juli 2007



# Modellierung personenbezogener Feinstaubexposition in Münster

Diplomarbeit im Fach Landschaftsökologie  
vorgelegt  
von

Lydia Elisabeth Gerharz

Gutachter:

Prof. Dr. Otto Klemm  
Institut für Landschaftsökologie

Prof. Dr. Antonio Krüger  
Institut für Geoinformatik

Angefertigt am  
Institut für Landschaftsökologie  
der Westfälischen Wilhelms Universität Münster  
Münster, Juli 2007

# Inhaltsverzeichnis

<b>Inhaltsverzeichnis</b>	i
<b>Abbildungsverzeichnis</b>	iv
<b>Tabellenverzeichnis</b>	vii
<b>Zusammenfassung</b>	ix
<b>Abstract</b>	x
<b>1. Einleitung</b>	1
1.1. Motivation und Zielsetzung . . . . .	1
1.2. Grundlagen . . . . .	2
1.2.1. Aerosolpartikel . . . . .	2
1.2.1.1. Definition und Eigenschaften . . . . .	2
1.2.1.2. Partikel in Innenräumen . . . . .	7
1.2.2. Gesundheitliche Auswirkungen von Feinstaub . . . . .	13
1.2.3. Expositionsanalyse . . . . .	16
<b>2. Material und Methoden</b>	19
2.1. Untersuchungsgebiet . . . . .	19
2.1.1. Stadt Münster . . . . .	19
2.1.2. Messstationen des Landesamtes für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz NRW . . . . .	20
2.1.2.1. Verkehrsstation Münster, Friesenring (VMUE) . . . . .	21
2.1.2.2. Verkehrsstation Münster, Steinfurter Straße (VMSS) . .	22
2.1.2.3. Verkehrsstation Münster, Weseler Straße (VMSW) . . .	22
2.1.2.4. Städtische Hintergrundstation Münster, Geistviertel (MSGE)	22
2.1.3. Eigene Messstandorte . . . . .	22
2.1.3.1. Seminarraum . . . . .	23

# INHALTSVERZEICHNIS

2.1.3.2. Büro . . . . .	23
2.1.3.3. Wohnung . . . . .	24
2.2. Bewegungsprofile . . . . .	24
2.2.1. Profilfragebogen . . . . .	25
2.2.2. GPS Tracking . . . . .	25
2.3. Partikelkonzentrationen - Messung und Modellierung . . . . .	26
2.3.1. Messungen mit dem Electrical Low Pressure Impactor (ELPI) . .	26
2.3.1.1. Aufbau des ELPI . . . . .	26
2.3.1.2. Anzahl- und Masseberechnung . . . . .	28
2.3.2. Modellierung der Innenraumkonzentrationen . . . . .	30
2.3.2.1. Indoor Modell . . . . .	30
2.3.2.2. Anpassung der Modellparameter durch die ELPI Innen- raummessungen . . . . .	32
2.3.3. LASAT Modellierung . . . . .	34
2.4. Expositions-Modellierung mit GIS . . . . .	36
2.4.1. ArcGIS, ArcObjects und COM . . . . .	36
2.4.2. Datengrundlage . . . . .	38
<b>3. Ergebnisse</b>	<b>40</b>
3.1. Testpersonen . . . . .	40
3.1.1. Profilfragebögen . . . . .	40
3.1.2. 24-h-Tagebücher und Microenvironments . . . . .	40
3.1.3. GPS Profile . . . . .	44
3.2. ELPI Messungen . . . . .	44
3.2.1. Seminarraum . . . . .	44
3.2.1.1. Messergebnisse . . . . .	44
3.2.1.2. Parameterbestimmung . . . . .	46
3.2.2. Büro . . . . .	48
3.2.2.1. Messergebnisse . . . . .	48
3.2.2.2. Parameterbestimmung . . . . .	49
3.2.3. Wohnung . . . . .	51
3.2.3.1. Messergebnisse . . . . .	51
3.2.3.2. Parameterbestimmung . . . . .	53
3.3. Partikel-Expositions-Modell . . . . .	55
3.3.1. Modellimplementierung . . . . .	55

## INHALTSVERZEICHNIS

3.3.2. Expositionsprofile . . . . .	66
3.3.2.1. T1 . . . . .	67
3.3.2.2. T2 . . . . .	69
3.3.2.3. T3 . . . . .	71
3.3.2.4. T4 . . . . .	73
3.3.2.5. T5 . . . . .	74
3.3.2.6. T6 . . . . .	76
3.3.2.7. Vergleich aller Profile . . . . .	77
<b>4. Diskussion</b>	<b>79</b>
4.1. Partikelmessungen in Innenräumen . . . . .	79
4.2. Modellierung der 24-h-Expositionsprofile . . . . .	84
<b>5. Fazit und Ausblick</b>	<b>90</b>
<b>Literaturverzeichnis</b>	<b>93</b>
<b>Dank</b>	<b>100</b>
<b>Anhang</b>	<b>I</b>
A. ELPI Messungen	II
B. GPS Tests	VII
C. Profile	VIII
<b>Eidesstattliche Erklärung</b>	<b>XX</b>

# Abbildungsverzeichnis

1.1.	Größenverteilung, physikalische und chemische Dynamik von Aerosolpartikeln (FINLAYSON-PITTS und PITTS 2000). . . . .	3
1.2.	Darstellung des realen, aerodynamischen und stokes'schen Durchmessers eines Partikels anhand der Sinkgeschwindigkeit $V_{TS}$ , Partikeldurchmesser $D_p$ und Dichte $\rho_p$ (DEKATI LTD. 2003, Anhang A). . . . .	5
1.3.	Partikeldurchlässe [%] für PM10, IPM = inhalierbare Partikel, TPM = thoraktale Partikel und RPM = respirierbare Partikel (EPA 1996). . . .	6
1.4.	Faktoren der Innenraumpartikelkonzentration (verändert nach NAZAROFF 2004; MORAWSKA 2004) . . . . .	7
1.5.	Beispiel für größenabhängige Penetration $p$ und Deposition $k = D$ , Nachts gemittelt über 98 bzw. 106 Messungen. (LONG et al. 2001) . . . . .	9
1.6.	Eindringen verschiedener Partikelgrößen (microns = $\mu\text{m}$ ) in den Atemtrakt des Menschen (EPA 2006). . . . .	13
2.1.	Karte von Münster mit Messstandorten (STADT MÜNSTER 2003). . . .	21
2.2.	Outdoor Air ELPI (DEKATI LTD. 2003) . . . . .	27
2.3.	ELPI Aufbau (DEKATI LTD. 2003). . . . .	28
2.4.	Client/Server Beispiel bei ArcObjects. (ZEILER 2001) . . . . .	37
3.1.	Durchschnittliche Aufenthaltszeit aller Testpersonen pro Tag in %. . .	43
3.2.	10-Minuten-PM2.5 (schwarze Quadrate) und PM1.0 Mittelwerte (Kreuze) der Massenkonzentration während der Seminarmessung. . . . .	45
3.3.	Vergleich der 30-Minuten-PM2.5-Mittelwerte der Seminarmessung (schwarze Quadrate) mit LANUV Stationsmessungen (Kreuze: MSGE, graue Dreiecke: VMUE, graue Kreise: VMSS) und Korrelationskoeffizienten. .	46
3.4.	10-Minuten-PM2.5 (schwarze Quadrate) und PM1.0 Mittelwerte (Kreuze) der Massenkonzentration während der Büromessung. . . . .	49

## ABBILDUNGSVERZEICHNIS

3.5. Vergleich der 30-Minuten-PM2.5-Mittelwerte der Büromessung (schwarze Quadrate) mit LANUV Stationsmessungen (Kreuze: MSGE, graue Dreiecke: VMUE, graue Kreise: VMSS, graue Sterne: VMSW) und Korrelationskoeffizienten. . . . .	50
3.6. 10-Minuten-PM2.5 (schwarze Quadrate) und PM1.0 Mittelwerte (Kreuze) der Massenkonzentration während der Wohnungsmessung. . . . .	52
3.7. Prozentuale Änderung der Masse pro Stufe im Vergleich Mittelwert Tag/Nacht (01:25 bis 08:45 Uhr) bei der Wohnungsmessung. . . . .	53
3.8. Vergleich der 30-Minuten-PM2.5-Mittelwerte der Wohnungsmessung (schwarze Quadrate) mit LANUV Stationsmessungen (Kreuze: MSGE, graue Dreiecke: VMUE, graue Sterne: VMSW) und Korrelationskoeffizienten. .	54
3.9. GUI in ArcMap. . . . .	56
3.10. UML Klassendiagramm des Partikel Expositions Modells. . . . .	57
3.11. Pseudocode zur Parameterisierung des GPS-Wertes mit den LANUV Stationswerten in der Parameterisation Klasse. . . . .	58
3.12. Pseudocode zur Berechnung der PM2.5-Outdoorwerte in 5-Minuten-Intervallen der Ergebnistabelle. . . . .	59
3.13. Modul- und Datenaufteilung des Partikel Expositions Modells. . . . .	60
3.14. GPS Profil von T3 am Wochenende. . . . .	64
3.15. Mögliche Ereignisse bei GPS Tracks. . . . .	65
3.16. PM2.5 Expositionsprofil T1, Wochentag 25.10.06 in 30-Minuten-Mittelwerten (schwarze Quadrate) mit Stationsmessungen (graue Kreise: Verkehrsstation, Kreuze: Hintergrundstation). . . . .	67
3.17. PM2.5 Expositionsprofil T1, Wochenende 10.12.06 in 30-Minuten-Mittelwerten (schwarze Quadrate) mit Stationsmessungen (graue Kreise: Verkehrsstation, Kreuze: Hintergrundstation). . . . .	68
3.18. PM2.5 Expositionsprofil T2, Wochentag 08.11.06 in 30-Minuten-Mittelwerten (schwarze Quadrate) mit Stationsmessungen (graue Kreise: Verkehrsstation, Kreuze: Hintergrundstation). . . . .	69
3.19. PM2.5 Expositionsprofil T2, Wochenende 26.11.06 in 30-Minuten-Mittelwerten (schwarze Quadrate) mit Stationsmessungen (graue Kreise: Verkehrsstation, Kreuze: Hintergrundstation). . . . .	70
3.20. PM2.5 Expositionsprofil T3, Wochentag 10.11.2006 in 30-Minuten-Mittelwerten (schwarze Quadrate) mit Stationsmessungen (graue Kreise: Verkehrsstation, Kreuze: Hintergrundstation). . . . .	71

## ABBILDUNGSVERZEICHNIS

3.21. PM2.5 Expositionsprofil T3, Wochenende 11.11.2006 in 30-Minuten-Mittelwerten (schwarze Quadrate) mit Stationsmessungen (graue Kreise: Verkehrsstation, Kreuze: Hintergrundstation). . . . .	72
3.22. PM2.5 Expositionsprofil T4, Wochentag 29.11.2006 in 30-Minuten-Mittelwerten (schwarze Quadrate) mit Stationsmessungen (graue Kreise: Verkehrsstation, Kreuze: Hintergrundstation). . . . .	73
3.23. PM2.5 Expositionsprofil T4, Wochenende 02.12.2006 in 30-Minuten-Mittelwerten (schwarze Quadrate) mit Stationsmessungen (graue Kreise: Verkehrsstation, Kreuze: Hintergrundstation). . . . .	74
3.24. PM2.5 Expositionsprofil T5, Wochentag 11.01.2007 in 30-Minuten-Mittelwerten (schwarze Quadrate) mit Stationsmessungen (graue Kreise: Verkehrsstation, Kreuze: Hintergrundstation). . . . .	75
3.25. PM2.5 Expositionsprofil T5, Wochenende 13.01.2007 in 30-Minuten-Mittelwerten (schwarze Quadrate) mit Stationsmessungen (graue Kreise: Verkehrsstation, Kreuze: Hintergrundstation). . . . .	75
3.26. PM2.5 Expositionsprofil T6, Wochentag 22.01.2007 in 30-Minuten-Mittelwerten (schwarze Quadrate) mit Stationsmessungen (graue Kreise: Verkehrsstation, Kreuze: Hintergrundstation). . . . .	76
3.27. PM2.5 Expositionsprofil T6, Wochenende 20.01.2007 in 30-Minuten-Mittelwerten (schwarze Quadrate) mit Stationsmessungen (graue Kreise: Verkehrsstation, Kreuze: Hintergrundstation). . . . .	77
A.1. PM1.0/PM2.5 Verhältnis Seminarmessung. . . . .	II
A.2. Masse nach ELPI Stufen Seminarmessung. . . . .	III
A.3. PM1.0/PM2.5 Verhältnis Büromessung. . . . .	III
A.4. Masse nach ELPI Stufen Büromessung. . . . .	IV
A.5. PM1.0/PM2.5 Verhältnis Wohnungsmessung. . . . .	IV
A.6. Masse nach ELPI Stufen Wohnungsmessung. . . . .	V
B.1. Entscheidungsdiagramm für testen der GPS Tracks auf Indoor/Outdooraufenthalte.	VII
C.1. PM2.5 Expositionsprofil T2, Wochentag 07.11.2006 in 30-Minuten-Mittelwerten mit Stationsmessungen. . . . .	XI
C.2. PM2.5 Expositionsprofil T2, Wochenende 07.11.2006 in 30-Minuten-Mittelwerten mit Stationsmessungen. . . . .	XIV

# Tabellenverzeichnis

1.1. Literaturwerte der Parameter $a$ , $D$ , $p$ und des I/O Verhältnisses. . . . .	10
1.2. Literaturwerte zu Indoorquellen und -stärken. . . . .	12
1.3. Langzeitwirkung: Adjustiertes* Relatives Risiko (RR) und 95% Konfidenzintervall für die Mortalität, bezogen auf eine Veränderung von $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ PM <sub>2.5</sub> (POPE et al. 2002). . . . .	15
1.4. Kurzzeitwirkung: Relatives Risiko (RR) und 95% Konfidenzintervall für Gesundheitseffekte bezogen auf eine Veränderung von $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ PM <sub>10</sub> (WHO 1996). . . . .	15
2.1. Profilfragebogen der Testpersonen. . . . .	25
2.2. GPS Rohdaten. . . . .	26
2.3. $D_{50\%}$ in $\mu\text{m}$ der ELPI Stufen von oben nach unten. . . . .	28
2.4. Datengrundlage in ArcGIS. . . . .	38
3.1. Ergebnisse der Testpersonen (T1-T6) Profilfragebögen. . . . .	41
3.2. Aufenthaltsorte nach der Tagebuchauswertung in 3 Abstraktionsstufen. .	42
3.3. Berechnete Parameter Austauschrate $a$ , Deposition $D$ und Indoorquellstärke $E_i$ für die Seminarraummessung. . . . .	47
3.4. Berechnete Parameter Austauschrate $a$ , Deposition $D$ und Indoorquellstärke $E_i$ für die Büromessung. . . . .	50
3.5. Berechnete Parameter Austauschrate $a$ , Deposition $D$ und Indoorquellstärke $E_i$ für die Wohnungsmessung. . . . .	54
3.6. Modellierungswerte für die Indoor Microenvironments. . . . .	61
3.7. Modellierungswerte für die Indoorquellen. . . . .	62
3.8. GPS Ereignis Entscheidungstabelle. . . . .	66
3.9. Tagesmittel und Korrelationen der Profile mit den Stationsmessungen. .	66
3.10. Gruppenunterschiede bei den Profilen der Testpersonen. . . . .	78

## TABELLENVERZEICHNIS

C.1. Geometrischer Mittelwert der Verhältnisse zwischen Profil- und Hintergrund- bzw. Verkehrswerten. . . . .	VIII
C.2. Tagebuch T1 Wochentag, 25.10.2006. . . . .	IX
C.3. Tagebuch T1 Wochenende, 10.12.2006. . . . .	IX
C.4. Tagebuch T2 Wochentag, 07.11.2006. . . . .	X
C.5. Tagebuch T2 Wochentag, 08.11.2006. . . . .	XII
C.6. Tagebuch T2 Wochenende, 25.11.2006. . . . .	XIII
C.7. Tagebuch T2 Wochenende, 26.11.2006. . . . .	XIV
C.8. Tagebuch T3 Wochentag, 10.11.2006. . . . .	XV
C.9. Tagebuch T3 Wochenende, 11.11.2006. . . . .	XV
C.10. Tagebuch T4 Wochentag, 29.11.2006. . . . .	XVI
C.11. Tagebuch T4 Wochenende, 02.12.2006. . . . .	XVII
C.12. Tagebuch T5 Wochentag, 11.01.2007. . . . .	XVII
C.13. Tagebuch T5 Wochenende, 13.01.2007. . . . .	XVIII
C.14. Tagebuch T6 Wochentag, 22.01.2007. . . . .	XIX
C.15. Tagebuch T6 Wochenende, 20.01.2007. . . . .	XIX

# Zusammenfassung

Das Ziel dieser Arbeit war es, die persönliche Feinstaubexposition einzelner Testpersonen in Münster anhand von Stationsmesswerten und Bewegungsprofilen zu modellieren. Hierfür wurden zwischen Oktober 2006 und Januar 2007 je zwei 24-h-Bewegungsprofile von sechs Personen mithilfe eines GPS Trackers und Tagebüchern aufgezeichnet. Die Feinstaubmesswerte von vier Messstationen des Landesamts für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz NRW in diesem Zeitraum, dienten anschließend als Grundlage für die Modellierung. Für eine Charakterisierung der Innenräume, wurden mit einem Electrical Low Pressure Impactor (ELPI) 24 Stunden lang die Partikelgrößenverteilung in einem Seminarraum, einem Büro und einer Wohnung gemessen. Die daraus berechneten PM<sub>2.5</sub> Massenkonzentrationen wurden mit den Konzentrationsmesswerten der Stationen verglichen und dadurch die Parameter eines physikalischen Indoor Modells zur Berechnung von Innenraumpartikelkonzentrationen angepasst. Mit diesem Indoor Modell, einer Outdoor-Modellierung für die Partikelmassenverteilung in Münster und den zwölf Bewegungsprofilen wurde ein GIS Modell implementiert, das die Feinstaubexposition berechnete. Die Ergebnisse zeigten deutliche Unterschiede zwischen den Personen, aber auch zwischen den Profilen einer Person. Der 24-h-Mittelwert der Expositionen betrug das ein- bis achtfache des Mittelwertes der Hintergrundmessstation. Für die Werte der Verkehrsmessstation stellten sich sehr geringe Korrelationen zu den Profilkonzentrationen heraus. Die Unterschiede von bis zu 188 %, zwischen den zwei Profilen einer Person, unabhängig von Stationsmesswerten, zeigten, dass das persönliche Verhalten einen größeren Einfluss auf die personenbezogene Feinstaubexposition hat als die Stationsmesswerte. Dies liegt am Indooraufenthaltsanteil von fast 90 % am Tag und das die Innenraumpartikelmasse in den durchgeföhrten Messungen nur zu etwa 50 % aus Partikeln der Außenluft und zu 50 % aus Partikeln von Innenraumquellen stammten. Dabei konnten Menschen als Partikelquelle durch Resuspension von Partikeln  $> 1 \mu\text{m}$  Durchmesser in signifikanten Mengen identifiziert werden. Ebenfalls wichtige Indoorpartikelquellen waren Rauchen, Kochen und brennende Kerzen. Darüber hinaus gibt es unbekannte Quellen, vor allem in der Wohnung, die in dieser Studie nicht erklärt werden konnten.

# Abstract

The ambition of this work was to develop a basic model of personal particulate matter exposure to single test persons in Münster with stationary measurements and activity profiles. Therefor, two 24-h-activity profiles for each of six persons were recorded with a GPS tracker and diaries during October 2006 and January 2007 in Münster. The following exposure modeling of these profiles based on particle measurements of four stations of the Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz NRW during this period. To characterize the indoor environments, 24-h-measurements with an Electrical Low Pressure Impactor (ELPI) in a seminar room, an office and a residence were conducted. The calculated PM<sub>2.5</sub> mass concentration could be compared to the outdoor mass measurements of the stations and helped adapting the parameters of a physical indoor model for calculating indoor particle mass concentration. This indoor model, an outdoor model for particle mass distribution in Münster and the twelve activity profiles were implemented in a GIS model, which calculated personal particle exposure for each test person. The results showed differences between the six persons but also between both profiles of the same test person. The 24-h-average for personal exposure was one to eight times higher than the average of the urban background station. For measurements of the traffic station, very low correlations were calculated to the personal exposure modeling. With differences up to 188 % between the profiles of one testperson, not connected to outdoor concentration differences, personal exposure seems to be more dependent from personal behavior than from stationary measurements. Spending most time of the day in indoor environments (nearly 90 %) leads to this effect, because only 50 % of indoor particle mass is affected by outdoor particle mass and nearly 50 % are produced by indoor particle sources, that were activated by human activity. Humans could be identified as particle sources by resuspending particles  $>1 \mu\text{m}$  diameter in significant numbers. Other important indoor sources for particles in different size ranges were smoking, cooking and candle burning. Furthermore there are still unknown indoor sources, that could not be identified by the measurements in this study.

# 1. Einleitung

## 1.1. Motivation und Zielsetzung

Feinstaub ist seit dem 01.01.2005, seitdem die EU Richtlinie 1999/30/EG von allen EU Staaten in nationales Recht umgesetzt werden muss, jedem ein Begriff. Das Thema Feinstaubpartikel existiert dabei schon lange in der Klimatologie und Medizin, wo durch umfangreiche Studien belegt wurde, dass Feinstaub mit Gesundheitseffekten und Verlust an Lebensjahren in Verbindung zu bringen ist. Um das Gesundheitsproblem "Feinstaub" in den Griff zu bekommen, wurden Tagesgrenzwerte von  $50 \mu\text{g m}^{-3}$  und Jahresmittelwerte von  $40 \mu\text{g m}^{-3}$  PM10 für stationäre Außenluftmessstationen erlassen, welche die Feinstaubkonzentration überwachen sollen. Dabei stellt sich jedoch die Frage: Was bedeutet eine Grenzwertüberschreitung von  $50 \mu\text{g m}^{-3}$  PM10 einen selbst? Menschen halten sich fast 90 % des Tages in Innenräumen auf und über 60 % in ihrer Wohnung (KLEPEIS et al. 2001), für die es keine Stationsmessungen gibt. Auch ist die Partikelkonzentration in der Troposphäre weder räumlich homogen verteilt, noch halten sich alle Einwohner an den gleichen Orten auf, sondern zeigen sogar sehr unterschiedliche Tagesabläufe und Verhaltensweisen. Stationäre Außenmessungen sind deswegen vermutlich kein gutes Maß für die persönliche Feinstaubexposition (SINGH und SIOUTAS 2004). Darüber hinaus reagiert der menschliche Organismus sehr individuell auf Partikelbelastung, abhängig von der eigenen Konstitution, begünstigenden Vorerkrankungen wie Allergien (SCHWARZE 2006) und Stresssituation. Eine differenzierte Betrachtung der Stationsmessungen und persönlicher Profile ist also notwendig, um zu erfahren welcher Anteil stationär gemessenen Partikelkonzentration tatsächlich ein Individuum in der Bevölkerung betrifft. In Zukunft werden sich dadurch die Zusammenhänge zwischen Feinstaubexposition und Gesundheitseffekten deutlich besser bestimmen lassen, als durch die bisherige Betrachtung einzelner stationärer Messreihen.

Um den Zusammenhang zwischen der persönlichen Feinstaubexposition und den stationären Außenmessungen besser verstehen und quantifizieren zu können, sollen in dieser Arbeit die Grundlagen für die Modellierung personenbezogener Feinstaubexposition am

## **1. Einleitung**

Beispiel der Stadt Münster gelegt werden. Hierbei existiert nicht der Anspruch, medizinische oder epidemiologische Aussagen über die Dosis und Auswirkungen treffen zu können, denn dies würde den Umfang der Arbeit überschreiten. Vielmehr sollen durch diese Pilotstudie Zusammenhänge und Modellierungsansätze von wenigen Stationsmessungen zu individuellen Expositionsprofilen untersucht und getestet werden. Die Grundlagen, die dadurch gelegt werden, können in zukünftigen epidemiologischen Studien als Baustein zur personenbezogenen Wirkungsabschätzung dienen. Dabei wird vermutet, dass persönliches Verhalten eine wichtige Rolle neben den Außenkonzentrationen spielt und soll hierbei untersucht werden. Durch den hohen Aufenthaltsanteil von Personen in Innenräumen, liegt ein spezieller Fokus dieser Arbeit auf der Untersuchung und Modellierung von Innenraumkonzentrationen.

Die Hauptziele dieser Arbeit sind dadurch im Folgenden:

1. Messung, Auswertung und Modellierung von Innenraumpartikelkonzentrationen an verschiedenen Standorten in Münster und Vergleich mit dem bisherigen Wissensstand aus der Literatur
2. Entwicklung eines grundlegenden Modells zur Berechnung personenbezogenen Feinstaubexposition durch Stationsmessungen und Bewegungsprofile
3. Untersuchung und Beurteilung der modellierten, personenbezogenen Exposition der Testpersonenprofilen im Hinblick auf Einfluss der Stationsmessungen und des persönlichen Verhaltens
4. Entwicklung und Definition von Grundlagen für zukünftige epidemiologische Studien und Faktoren für die Expositionsmodellierung

## **1.2. Grundlagen**

### **1.2.1. Aerosolpartikel**

#### **1.2.1.1. Definition und Eigenschaften**

Die Atmosphäre ist ein Aerosol, bestehend aus einer gasförmigen Phase, der Luft, und darin verteilten festen oder flüssigen Aerosolpartikeln. Dieser Partikelanteil des Aerosols bildet eine, in Größe und Zusammensetzung, vielfältige und heterogene Fraktion. Die Definition umfasst Partikel mit Durchmessern zwischen etwa  $0,002 \mu\text{m}$  und  $100$

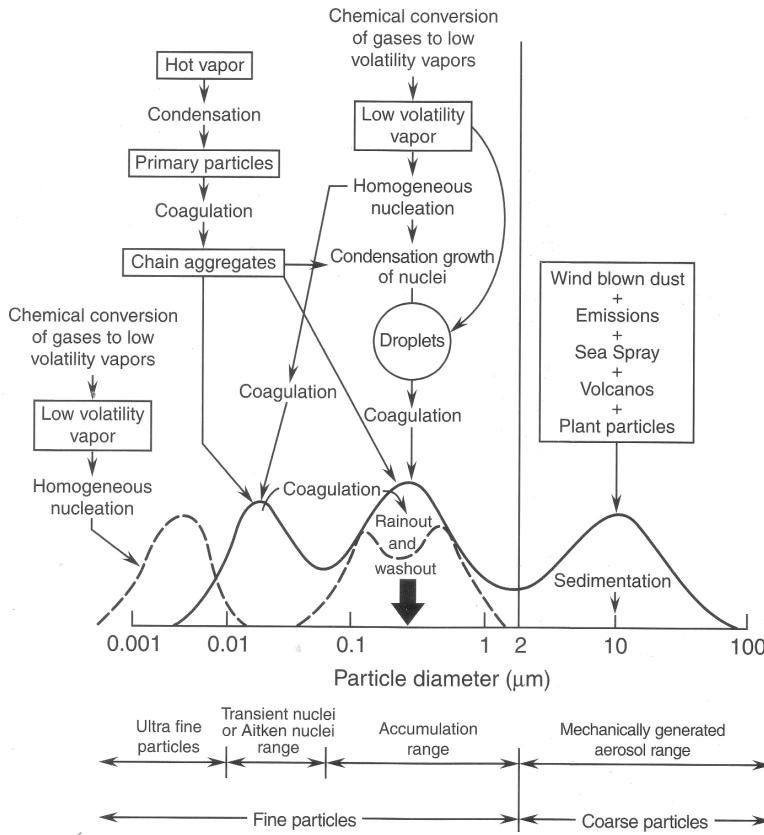


Abbildung 1.1.: Größenverteilung, physikalische und chemische Dynamik von Aerosolpartikeln (FINLAYSON-PITTS und PITTS 2000).

$\mu\text{m}$  (FINLAYSON-PITTS und PITTS 2000). Der Übergang der kleinsten Partikel zu Molekülclustern und der großen Partikel in sehr feinem Sand ist dabei fließend, da hier keine genaue Abgrenzung existiert. Anhand der Größe können die Partikel in folgende Bereiche eingeteilt: Partikel  $> 2,5 \mu\text{m}$  Durchmesser werden als grobe und  $< 2,5 \mu\text{m}$  als feine Partikel bezeichnet. Da die feinen Partikel üblicherweise anzahlmäßig den größten Anteil ausmachen (FINLAYSON-PITTS und PITTS 2000), gibt es hier eine weitere Einteilung in den Akkumulationsbereich (ca. 0,08 bis 2  $\mu\text{m}$ ), den Aitkenbereich (0,01 bis 0,08  $\mu\text{m}$ ) und ultrafeine Partikel  $< 0,01 \mu\text{m}$  (Abb. 1.1).

Neben der Einteilung nach Größe, kann man Partikel durch die Quellen und Art der Entstehung unterscheiden. Es existieren natürliche Quellen wie Erosion von Bodenpartikeln, Seesalz, Pollen, Sporen und Partikelbildung aus gasförmigen Pflanzenemissionen (Terpenreaktionen) (SEINFELD und PANDIS 1997). Anthropogene Quellen sind vor allem Verbrennung (Kraftwerke, Industrie, Kleinfreueranlagen), Reifenabrieb und Dieselruß. Bei der Entstehung wird unterschieden zwischen **primären** Partikeln, die als Partikel

## 1. Einleitung

emittiert werden (z.B. Ruß) und **sekundären** Partikeln, die durch Gase erst zu Molekülclustern und dann zu Partikeln anwachsen. Diese Partikelneubildung aus Gasen wird als **homogene Nukleation** bezeichnet und tritt mit einem (self-nucleation), meistens aber mit zwei oder mehr verschiedenen Vorläufergasen auf, beispielsweise Schwefelsäure ( $\text{H}_2\text{SO}_4$ ) und Wasserdampf ( $\text{H}_2\text{O}$ ) (FINLAYSON-PITTS und PITTS 2000). Homogene Nukleation kann nur auftreten, wenn der Dampfdruck eines der Gase überschritten wird und dieses auskondensiert. Die Mischung zweier Gase, die in der Atmosphäre häufig auftritt, kann dabei den Dampfdruck erniedrigen und bei geringerer Sättigung bereits zu Nukleation führen. Kondensieren Gase mit niedrigem Dampfdruck (z.B.  $\text{H}_2\text{SO}_4$ ) auf bereits existierenden Partikeln auf, ist dies **heterogene Nukleation**. Treffen zwei oder mehrere Partikel aufeinander, **koagulieren** sie mit großer Wahrscheinlichkeit zu einem größeren Partikel (FINLAYSON-PITTS und PITTS 2000).

Je größer die Partikel sind, desto größer wird ihre Masse und damit ihre **Sedimentationsgeschwindigkeit**, mit der sich die Partikel am Erdboden absetzen. Während durch die Sedimentation vor allem große Partikel aus der Atmosphäre entfernt werden, spielt für kleine Partikel die Brownsche **Diffusion** zu Oberflächen, ein wichtigere Rolle. Dies ist in der freien Atmosphäre, außer in Bodennähe, kein relevanter Faktor zur Partikelentfernung. Die Diffusion ist für Partikel  $< 0,01 \mu\text{m}$  eine signifikante Größe, während die Sedimentation für Partikel  $> 1 \mu\text{m}$  relevant ist (FINLAYSON-PITTS und PITTS 2000).

Eine weitere Senke für größere Partikel ist die **Impaktion**. Bei der Impaktion trifft ein deutlich größeres Objekt als die Aerosolpartikel, beispielsweise ein Regentropfen (1 bis 20 mm Durchmesser), auf die in der Luft befindlichen Partikel. Den Luftrajektorien, die um den Regentropfen herumströmen, können Partikel die zu groß und damit zu träge sind nicht folgen und prallen (= impaktieren) auf das Hindernis. Kleinere Partikel, die dem Luftstrom folgen können, aber sehr nahe am Hindernis vorbeiströmen, können dort durch **Interzeption** hängen bleiben (BARON und WILLEKE 2001). Die Entfernung von Partikeln durch Regentropfen auf diese Art nennt sich **scavenging** (SEINFELD und PANDIS 1997). Das Impaktionsprinzip wird häufig in Messgeräten für Aerosolpartikel, sogenannten Impaktoren, verwendet um Partikel zu Sammeln und zu Bestimmen (BARON und WILLEKE 2001), siehe Abschn. 2.3.1 auf Seite 26. Neben der nassen Deposition durch scavenging, gibt es auch die trockene Deposition, bei der Partikel an der Erdoberfläche deponieren (= Diffusion + Sedimentation). Da durch Koagulation und Nukleation kleine Partikel zu größeren Partikeln anwachsen und große Partikel durch Sedimentation aus der Atmosphäre entfernt werden, entsteht ein Akkumulationsbereich zwischen 0,08 und 2  $\mu\text{m}$ , der länger in der Atmosphäre verbleiben

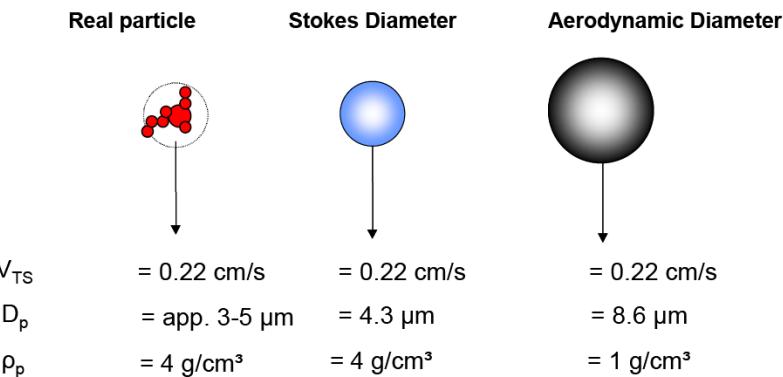


Abbildung 1.2.: Darstellung des realen, aerodynamischen und stokes'schen Durchmessers eines Partikels anhand der Sinkgeschwindigkeit  $V_{TS}$ , Partikeldurchmesser  $D_p$  und Dichte  $\rho_p$  (DEKATI LTD. 2003, Anhang A).

kann als die anderen Größenbereiche. Dazu kommt, dass scavenging für Partikel dieser Größe weniger effektiv ist, als für andere Partikelgrößenbereiche. Dadurch entstehen die bereits erwähnten drei Moden: feine Partikel, Akkumulationsbereich und grobe Partikel (WHITBY 1978).

Die Größe eines Partikels kann per optischem oder Rasterelektronenmikroskop genau bestimmt werden. Idealerweise wird bei der Betrachtung von einem sphärischen Durchmesser ausgegangen, der aber bei den meisten Partikeln nicht vorhanden ist. Stattdessen haben sie meist eine unregelmäßige Struktur, die auch von Herkunft und Zusammensetzung abhängt. Um den Durchmesser zu beschreiben wird das Sinkverhalten genutzt, wie in Abb. 1.2 dargestellt (SEINFELD und PANDIS 1997). Der stokes'sche Durchmesser ist derjenige, den ein sphärisches Partikel mit derselben Dichte und Sinkgeschwindigkeit wie das reale Partikel hat. Der aerodynamische Durchmesser beschreibt ein Partikel, das dieselbe Sinkgeschwindigkeit wie das Partikel, aber eine Dichte von  $1 \text{ g cm}^{-3}$  besitzt (FINLAYSON-PITTS und PITTS 2000). Dadurch ist der aerodynamische Durchmesser normalerweise größer als der stokes'sche.

Neben der Größe und Form unterscheidet sich die Zusammensetzung der Partikel. Je nach Herkunft bestehen Partikel aus elementarem Kohlenstoff (z.B. Ruß), organischen Verbindungen,  $\text{H}_2\text{O}$ ,  $\text{SO}_4^{2-}$ ,  $\text{NH}_4^+$ ,  $\text{Cl}^-$  oder  $\text{Na}^+$  (SEINFELD und PANDIS 1997). Die meisten Partikel sind Mischpartikel, die aus mehreren dieser Komponenten zusammengesetzt sind. Die Betrachtung der Bestandteile und Größe von Partikeln, z.B. durch grösensorierte Abscheidung und anschließende chemische Analytik ermittelt, kann Aufschluss über die Herkunft der Partikel geben (SEINFELD und PANDIS 1997).

## 1. Einleitung

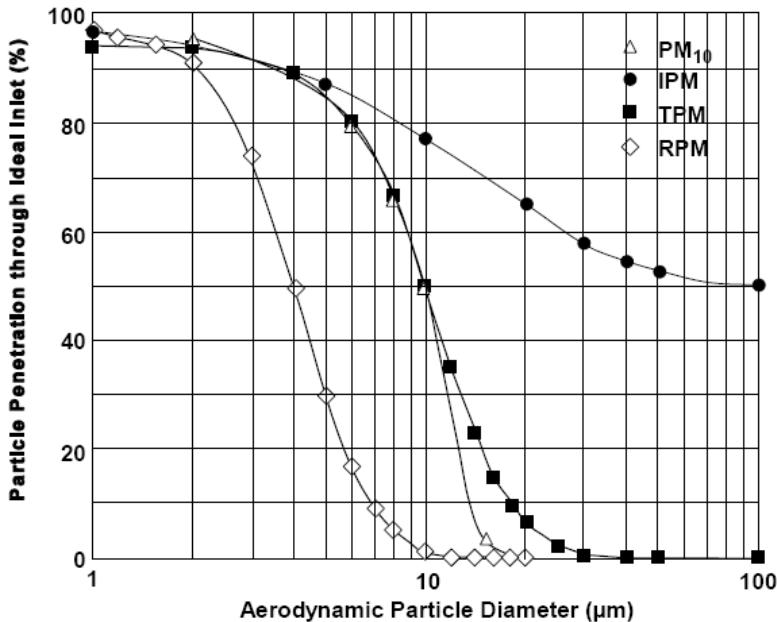


Abbildung 1.3.: Partikeldurchlässe [%] für PM10, IPM = inhalierbare Partikel, TPM = thoraktale Partikel und RPM = respirierbare Partikel (EPA 1996).

Um der Betrachtung der Aerosolpartikel unter gesundheitlichen Aspekten Rechnung zu tragen, existiert eine Definition anhand der Inhalierbarkeit der Partikel (ISO 1995). Da der Atemtrakt des Menschen wie ein Impaktor wirkt, erreichen Partikel unterschiedlicher Größen auch unterschiedliche Tiefen im menschlichen Körper. Große Partikel bleiben in den Haaren und Schleimhäuten von Mund und Nase hängen, während die thoraktale Fraktion bis in die Lunge vordringen kann (Abschn. 1.2.2 auf Seite 13). Diese lungengängigen Partikel werden durch die PM10 Fraktion (PM = particulate matter), annähernd beschrieben. PM10 wird auch als Feinstaub bezeichnet und ist durch den ISO Standard 7708 definiert. Danach sind PM10 die Partikel, die durch einen idealen Durchlass gelangen, der Partikel mit dem Durchmesser von 10  $\mu\text{m}$  zu 50 % durchlässt. Das bedeutet, dass auch Partikel  $> 10 \mu\text{m}$  zum Teil und Partikel  $< 10 \mu\text{m}$  nicht vollständig durchgelassen werden. Diese Kurve der Durchlasswahrscheinlichkeit ähnelt derjenigen im thorakalen Bereich der Atemwege und ist in ihrer Steigung ebenfalls definiert (Abb. 1.3).

Eine vereinfachte Definition für PM10 umfasst alle Partikel  $< 10 \mu\text{m}$  aerodynamischen Durchmesser. Eine Fraktion des PM10 ist PM2.5, und beschreibt Partikeln  $< 2,5 \mu\text{m}$ , bzw. mit der Durchlasswahrscheinlichkeit von 50 % für Partikeldurchmesser von 2,5  $\mu\text{m}$ . Die Weltgesundheitsorganisation WHO hat Richtlinien zu den täglichen und jährlichen

PM10 und PM2.5 Konzentrationsmittelwerten erlassen. Für PM10 sollte der Tagesmittelwert von  $50 \mu\text{g m}^{-3}$  und der Jahresmittelwert von  $20 \mu\text{g m}^{-3}$  und für PM2.5 das Tagesmittel von  $25 \mu\text{g m}^{-3}$  und das Jahresmittel von  $10 \mu\text{g m}^{-3}$  nicht überschritten werden (WHO 2005). Die von der EU 1999 erlassene Richtlinie 1999/30/EG legte ab dem 01.01.2005 für alle EU Staaten einen Jahrestagessummenwert von  $40 \mu\text{g m}^{-3}$  und einen Tagesmittelwert von  $50 \mu\text{g m}^{-3}$  für PM10 fest, der nicht öfter als 35 mal im Jahr überschritten werden darf.

### 1.2.1.2. Partikel in Innenräumen

In Innenräumen gelten andere Verhältnisse als in der freien Atmosphäre. Der Raum ist begrenzt durch ein Volumen und hat nur einen geringen Austausch mit der Außenluft. Partikelquellen im Innenraum können sich dadurch stark akkumulieren, Partikel aus der Außenluft können dagegen am Eindringen gehindert werden. Durch fehlende Winde ist die Sedimentation erhöht, die gesamte Deposition jedoch verringert, da Scavenging keine Rolle spielt. Durch Reaktionen wie Koagulation, Nukleation und Kondensation kann sich die Partikelanzahlverteilung und -konzentration mit der Zeit ändern. Und nicht zuletzt spielt auch das Verhalten der Menschen im Raum eine wichtige Rolle für der Partikelkonzentration durch Aufwirbelung deponierter Partikel oder Produktion von Partikeln durch Indoorquellen wie Zigarettenrauch.

Die wichtigsten Innenraumfaktoren sind in Abb. 1.4 dargestellt.

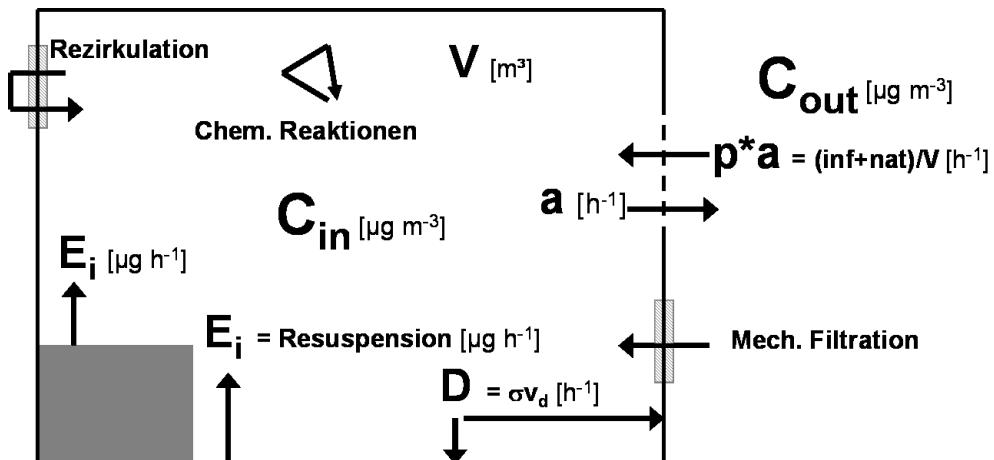


Abbildung 1.4.: Faktoren der Innenraumpartikelkonzentration (verändert nach NAZAROFF 2004; MORAWSKA 2004).

Mit  $C_{in}$  = Innenraumpartikelkonzentration,  $C_{out}$  = Außenpartikelkonzentration,  $V$  = Volumen,  $a$  = Autauschrate,  $p$  = Penetrationsfaktor,  $E_i$  = Innenraumpartikelquellen,  $D$  = Deposition

## 1. Einleitung

Die Luftaustauschrate  $a$  bestimmt den Eintrag von Partikeln der Außenluft in den Innenraum und den Verlust von Innenraumpartikeln, z.B. derjenigen aus Innenraumquellen  $E_i$ , nach Außen. Je größer  $a$  ist, desto größer ist die Korrelation zwischen  $C_{out}$  und  $C_{in}$  (ABT et al. 2000). Definiert ist  $a$  als  $\frac{\text{Flussrate in den Raum } m^3}{\text{Volumen des Raumes } m^3} h^{-1}$  und hat dementsprechend die Einheit  $h^{-1}$ . Dabei sind verschiedene Partikelflüsse in den Raum differenzierbar: die natürliche Ventilation, Infiltration, Makeup (=mechanische Ventilation durch Filter) und Rezirkulation (NAZAROFF 2004; RILEY et al. 2002). Die natürliche Ventilation wird durch das Lüftungsverhalten der Personen im Raum bestimmt, während die Infiltration (durch Mauerrisse und -lücken) von der Bausubstanz, Alter des Gebäudes und der aktuellen Luftdruckdifferenz zwischen Innenraum und Außen abhängt (LONG et al. 2001). Bei Gebäuden ohne mechanische Ventilation liegt  $a$  im Bereich zwischen 0,51 und 1,05  $h^{-1}$ , wie man aus Tab. 1.1 auf Seite 10 entnehmen kann. Steinhäuser haben dabei eine niedrigere Luftaustauschrate als Holzhäuser (MORAWSKA et al. 1997). Sind die Fenster geöffnet, steigt die Austauschrate auf 1,93 bis 4,73  $h^{-1}$  (MORAWSKA et al. 1997). Es sind allerdings auch maximale Austauschraten von bis zu 24,3  $h^{-1}$  gemessen worden (ABT et al. 2000).

Durch Infiltration gelangen nicht alle Partikel gleich gut in den Innenraum, da sie teilweise auf dem Weg durch die Lücken in der Mauer herausgefiltert werden. Das Eindringen der Außenluftpartikel mit der Austauschrate  $a$  ist also bestimmt von einem Penetrationskoeffizienten  $p$ . In früheren Studien (ABT et al. 2000) wurde  $p$  als 1 angenommen. In neueren Untersuchungen dagegen wurde die Penetration genauer betrachtet und festgestellt, dass  $p$  gröszenabhängig ist und mit zunehmender Partikelgröße abnimmt (LONG et al. 2001). Für Partikel des Akkumulationsbereichs um 0,1  $\mu\text{m}$  Durchmesser zeigt  $p$  ein Maximum gegenüber grösseren und kleineren Partikeln (NAZAROFF 2004), wie in Abb. 1.5 dargestellt. Der Penetrationsfaktor  $p$  scheint darüber hinaus abhängig von der Luftaustauschrate  $a$  zu sein und steigt mit grösserem  $a$  an (MOSLEY und WHITFIELD 2002).

Die (trockene) Deposition  $D$  setzt sich aus Sedimentation und Diffusion zu Oberflächen zusammen. Sie ist eine Partikelsenke, allerdings können die deponierten Partikel auch wieder resuspensieren. Der Verlust von Partikelmasse durch die Deposition  $D$  wird durch den Term  $D = \sigma v_d$  beschrieben. Hierbei ist  $v_d$  die Depositionsgeschwindigkeit in  $\text{m } h^{-1}$  und  $\sigma$  beschreibt das Verhältnis des Raumvolumens zu deponierbarer Oberfläche in  $\text{m}^{-1}$  und ist dementsprechend für möblierte Zimmer grösser als für unmöblierte. Dieses Verhältnis liegt bei etwa  $1,7 \text{ m}^{-1}$  für unmöblierte und bei  $2 \text{ m}^{-1}$  für möblierte Räume (ABT et al. 2000; KOUTRAKIS et al. 1992), bzw. bei  $3 \text{ m}^{-1}$  (KNUTSON 1988).

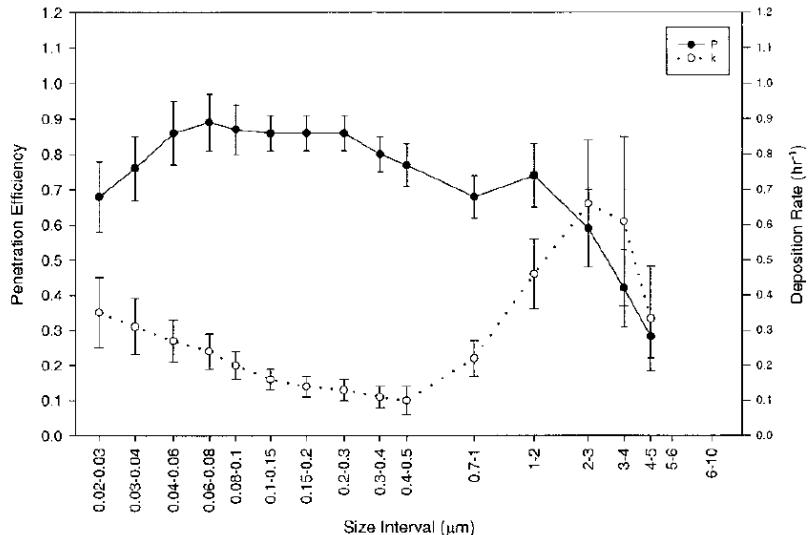


Abbildung 1.5.: Beispiel für größenabhängige Penetration  $p$  und Deposition  $k = D$ , Nachts gemittelt über 98 bzw. 106 Messungen. (LONG et al. 2001)

Die gravitative Deposition (Sedimentation) ist ebenso wie  $p$  größenabhängig und steigt mit zunehmender Partikelgröße an (SEINFELD und PANDIS 1997). Für die ultrafeinen Partikel wiederum spielt die Diffusion als Depositionsfaktor auf Oberflächen eine wichtigere Rolle, so dass hier der Depositionsfluss größer ist als bei mittleren Partikeln (Abb. 1.5.).

$E_i$  sind die Partikelquellen im Innenraum. Sie sind neben den eindringenden Außenluftpartikeln die einzige Quelle für Partikel im Innenraum. Sie können durch Emision primärer Partikel oder von Vorläufergasen zur Erhöhung der Innenraumpartikelkonzentration beitragen. In der Literatur werden zahlreiche Indoorquellen genannt, zu den wichtigsten zählen Rauchen, Kochen, menschliche Aktivität (Resuspension) und Verbrennung (MORAWSKA 2004). Diese Innenraumquellen können dafür verantwortlich sein, dass Indoor/Outdoor Konzentrationsverhältnisse von 33 (ABT et al. 2000) oder höher (FROMME 2006) entstehen. Die Luftaustauschrate  $a$  und das Volumen  $V$  beeinflussen dabei die Akkumulation von Partikelmasse solcher Indoorquellen.

Die Innenraumquellen sind ein wichtiger Faktor der individuellen Exposition, können aber nicht von den stationären Außenmesswerten bestimmt werden. Deshalb ist es wichtig, diese Quellen zu identifizieren und zu quantifizieren. Wie in Tabelle 1.2 ersichtlich ist, sind mehr Indoorquellen bekannt als quantifiziert wurden.

**Rauchen** ist die stärkste bekannte Indoorquelle und gut dokumentiert. Außer den beiden in Tab. 1.2 angegebenen Studien wurde auch in anderen Untersuchungen eine Quan-

## 1. Einleitung

Tabelle 1.1.: Literaturwerte der Parameter  $a$ ,  $D$ ,  $p$  und des I/O Verhältnisses.

Literatur	$a$ [ $\text{h}^{-1}$ ]	$D$ [ $\text{h}^{-1}$ ]	$p$	I/O
(MORAWSKA et al. 1997)	1,05 (Holzhaus) 0,55 - 0,79 (Steinhaus)  1,93 - 4,48 (Steinhaus, hohe Vent.)			
(KOUTRAKIS et al. 1992), <b>PM2.5</b>	0,51 +/- 0,28	0,36	0,84	0,49
(RILEY et al. 2002)	0,53 +/- 2,27  2,2 +/- 1,5 (hohe Vent.)	<b>urban</b> 0,11 +/- 0,01 (PM2.5) 0,31 +/- 0,10 (PM10) 0,13 +/- 0,01 (PM2.5, hohe Vent.) 0,53 +/- 0,07 (PM10, “) <b>rural</b> 0,27 +/- 0,03 (PM2.5) 1,5 +/- 0,3 (PM10) 0,33 +/- 0,02 (PM2.5, hohe Vent.)  2,1 +/- 0,2 (PM10, “)	nahe 1, aber größenabhängig	
(LONG et al. 2001), <b>PM2.5</b>	2,1 (Sommer) 0,89 (Winter)	0,15 +/- 0,04 (S) 0,10 ( W)	1,11 +/- 0,10 (S) 0,54 +/- 0,02 (W)	0,74 +/- 0,41
(ABT et al. 2000)	0,52 - 0,82		als 1 angenommen	> 2
(ÖTZKAYNAK et al. 1993)	1,00 (PM2.5 und PM10)	0,39 (PM2.5), 0,65 (PM10)		

tifizierung in ähnlicher Größenordnung vorgenommen, sodass dieses Wissen als recht sicher gelten kann (NAZAROFF 2004; MORAWSKA 2004). Die Partikel, die emittiert werden, liegen hauptsächlich im Größenbereich von  $0,02 \mu\text{m}$  bis  $2 \mu\text{m}$  (MORAWSKA et al. 1997), mit einem medianen Durchmesser der emittierten Partikel bei  $0,2 \mu\text{m}$  (NAZAROFF 2004).

Anders wiederum sieht es beim **Kochen** aus, das sehr allgemein quantifiziert wurde (ÖTZKAYNAK et al. 1993). Andere Studien (MORAWSKA 2004; ABT et al. 2000) haben dabei unterschieden zwischen Braten, Dünsten, Backen, Fritieren und Kochen (mit Wasser). Leider sind hierzu hauptsächlich Angaben zur Größenverteilung der Partikel und keine Quellstärken für den Summenparameter PM2.5 vorhanden. Klar ist, dass hierbei sehr starke Unterschiede in Menge und Größe der emittierten Partikel auftreten, abhängig von der Art des Kochens und des Gekochten.

Als **unbekannt** gelten die Quellen, bei denen der Ursprung unklar ist, da die Partikelmasse nicht durch die Außenluftkonzentration oder bekannte Indoorquellen erklärt werden kann. Dazu gehören vermutlich auch Menschen als Partikelquelle, die noch nicht einzeln betrachtet wurden. (Erwähnt werden sollten hier auch noch Haustiere die, wie der Mensch, eine Partikelquelle durch Resuspension und Haare- oder Hautschuppenverlust sind.) Menschen sind zum einen durch Bewegung und Aufwirbelung von Staub im Raum (Partikel  $> 2 \mu\text{m}$ ), zum anderen durch die noch nicht völlig erklärte “personal cloud” (FERRO et al. 2002; TOIVOLA et al. 2002; BYRNE et al. 2002; MARONI et al. 2002; HOLMES et al. 2002) eine Quelle für Partikel. Diese “personal cloud” führt dazu, dass Partikelkonzentrationen, die direkt bei der Testperson gemessen werden, um etwa 50 % höher sind als die stationären Indoormessungen der Aufenthaltsorte. Im Atembereich des Menschen liegt also eine höhere Konzentration vor, als in der Umgebung. Für diesen Effekt scheinen vor allem größere Partikel ( $> 1 \mu\text{m}$ ) verantwortlich zu sein (HOLMES et al. 2002). Bei dem Versuch die “personal cloud” genauer zu identifizieren, wurden Hinweise darauf gefunden, dass sie vor allem Emissionen bzw. Resuspension von Staub aus Kleidung und Haaren besteht (BYRNE et al. 2002). Das gesamte Ausmaß ist dadurch allerdings nicht erklärt. Es bleibt zu vermuten, dass noch weitere Faktoren, wie zum Beispiel Partikelneubildung eine Rolle spielen. Bei einer Untersuchung der Expolis Studie wurde herausgefunden, dass auch flüchtige Kohlenwasserstoffe (VOC) und Benzenkonzentrationen in Innenräumen und bei persönlichen Messungen höher sind als im Outdoorbereich (MARONI et al. 2002). Die Vermutung liegt dadurch nahe das die verantwortlichen Quellen bei der Testperson selber liegen. Die VOCs können wiederum unter Anwesenheit von Ozon signifikant zur Partikelneubildung beitragen (SARWAR et al. 2002).

## 1. Einleitung

Tabelle 1.2.: Literaturwerte zu Indoorquellen und -stärken.

Indoorquelle	Quellstärke PM2.5	Quellstärke PM10	Literatur
Rauchen	13,8 mg cig <sup>-1</sup> 12,7 mg cig <sup>-1</sup>	21,9 mg cig <sup>-1</sup>	(ÖTZKAYNAK et al. 1993) (KOUTRAKIS et al. 1992)
Kochen	1,7 mg min <sup>-1</sup>	4,1 mg min <sup>-1</sup>	(ÖTZKAYNAK et al. 1993)
Unbekannt	1,1 mg h <sup>-1</sup> 1,2 mg h <sup>-1</sup>	5,6 mg h <sup>-1</sup>	(ÖTZKAYNAK et al. 1993) (KOUTRAKIS et al. 1992)
Menschen	?	?	
Putzen	?	?	
Computer	?	0,05 mg h <sup>-1</sup> (total particles)	(BLACK und WORTHAN 1999)
Drucker/Kopierer	?	1,6 – 1,8 mg h <sup>-1</sup> (total particles)	(BLACK und WORTHAN 1999)
Kerzen	?	?	

Zum **Putzen** gehört vor allem feuchtes Wischen, Staubsaugen, Fegen und Staubwischen (feucht oder trocken). Wie alle menschlichen Aktivitäten wirbelt dies deponierte Partikel wieder auf. Putzen ist als Quelle bekannt, aber wenig dokumentiert. Diesem Thema gilt besondere Aufmerksamkeit, weil Putzen zwar kurzfristig die Partikelkonzentration erhöht, langfristig aber durch Entfernung deponierter Partikel die Resuspension verringert. Durch gründliches nasses Wischen bzw. Staubsaugen kann die Partikelkonzentration langfristig signifikant gesenkt werden (FROMME 2006; WHITE und DINGLE 2002). Staubsaugen produziert dabei während des Vorgangs Partikel mit Durchmessern zwischen 5 µm und 10 µm, so dass die PM10 Konzentration auf ein mehrfaches der Outdoorkonzentrationen ansteigen kann (FROMME 2006).

Ebenfalls im Verdacht eine Partikelquelle zu sein, sind **Computer**. Im Vergleich zu Kopierern und Druckern spielen sie nur eine sehr geringe Rolle bei der Partikelproduktion (BLACK und WORTHAN 1999). Computer emittieren aber ebenso wie Kopierer und Drucker erhebliche Mengen an VOCs und Ozon. Hier könnte Partikelneubildung eine Rolle spielen, was noch nicht ausreichend untersucht worden ist.

Bei **Kerzenflammen** und **Verbrennungsprozessen** allgemein, wie bei Gasherden oder Kaminen, entstehen ultrafeine Partikel, die zu größeren Partikeln koagulieren können. Der Größenbereich, der bei Kerzenflammen emittiert wird, liegt bei 0,01 µm bis 1 µm (MORAWSKA 2004). Somit haben auch solche Prozesse eine Auswirkung auf die PM2.5 und PM10 Konzentration. Für Holz- und Kerosinverheizung wurden allerdings keine signifikanten Stärke als Quelle in Innenräumen gefunden (KOUTRAKIS et al. 1992).

## 1.2.2. Gesundheitliche Auswirkungen von Feinstaub

Durch die unterschiedliche Spektren an Größenverhältnissen und Zusammensetzung der Aerosolpartikel, sind auch die gesundheitlichen Auswirkungen vielfältig. Ein Beispiel für die Auswirkung von lungengängigem Staub ist die Pneumokoniose (Staublunge), die in Abhängigkeit von der Staubgröße, -form und -zusammensetzung, gefährliche und relativ harmlose Formen annehmen kann (PSCHYREMBEL 1964). Bösartige Formen sind beispielsweise Asbestose (Asbeststaublunge) und Silikose (Quarzstaublunge). Zu den gutartigen (also weniger gefährlichen) Pneumokoniosen zählen Aluminium- und Eisenstaublunge.

Feinstaubpartikel in der Luft können außerhalb des menschlichen Atemtraktes Reizung von Augen- und Mundschleimhäute hervorrufen. Beim Einatmen können sie, abhängig von ihrer Größe, bis in den Rachenraum, die Bronchien oder sogar die Alveolen und damit in den Blutkreislauf ( $<0,1 \mu\text{m}$ ) eindringen (Abb. 1.6). Die ausgelösten Effekte können lokal oder systemisch sein. Lokale Effekte sind dabei Entzündungen und Reizzungen bestimmter Organe. Beispiele für lokale Feinstaubeffekte sind Pneumonie (Lungenentzündung), Bronchitis (Entzündung der Bronchialschleimhaut) und Reizung von Schleimhäuten (PSCHYREMBEL 1964). Die systemischen Effekte betreffen vor allem das kardivaskuläre (Herz-Blutgefäße) und kardiopulmonare (Herz-Lungen) System und äußern sich in Ischämie (Blutarmut), Arrhythmie (Herzrhythmus Störungen), Bronchialkarzinom (Lungenkrebs), Myokardinfarkten und dadurch erhöhter Mortalität (POPE et al. 2002).

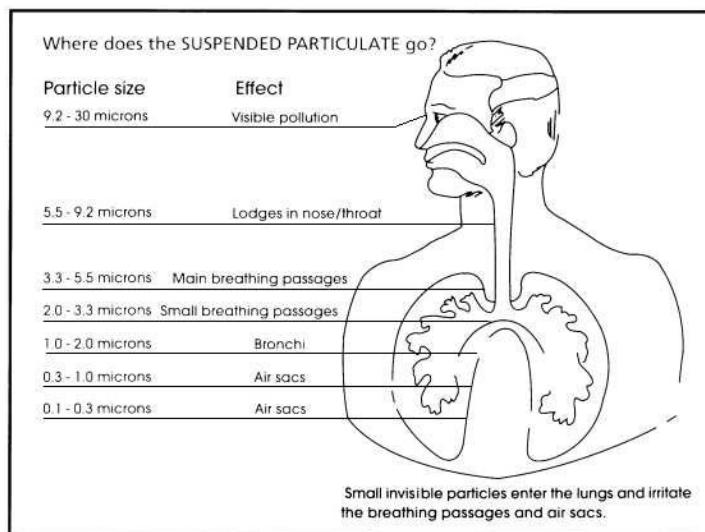


Abbildung 1.6.: Eindringen verschiedener Partikelgrößen (microns =  $\mu\text{m}$ ) in den Atemtrakt des Menschen (EPA 2006).

## 1. Einleitung

Der Zusammenhang zwischen Partikelkonzentrationen in der Luft und gesundheitlichen Auswirkungen wird durch verschiedene Studienformen untersucht. Dabei unterscheiden sich die Studienaufbauten, sowie die betrachteten Effekte. Es gibt zahlreiche Versuche die bisherigen Erkenntnisse auf dem Gebiet der gesundheitlichen Wirkung von Feinstaub zusammenzufassen und zu bewerten (HAUTAMÄKI und PASANEN 2005, HEINRICH et al. 2002, PETERS et al. 2002, SCHNEIDER et al. 2003, HEINRICH et al. 2005, EPA 1996).

**Klinische Studien** dienen der Untersuchung von Effekten am Menschen oder Labortieren. Dafür werden Probanden unter kontrollierten Laborbedingungen künstlich hergestellten oder in Proben gesammelte Feinstaubpartikeln in sehr hoher Dosis ausgesetzt, z.B. in einer Inhalationskammer. Es werden vorher und nachher medizinische Tests zu Lungenvitalität, Herzrhythmus und anderen Indikatoren durchgeführt, um die **Kurzzeiteffekte** auf diese Funktionen messen zu können. Eine andere Methode betrifft Tierversuche in-vivo (am lebenden Tier) oder in-vitro (im Reagenzglas, an Zellen oder Gewebe des Tiers) (EISENBRAND und METZLER 2002). Dadurch können auch **Langzeiteffekte**, über einen entsprechend langen Expositionszeitraum, untersucht werden. In-vitro Untersuchungen können Änderungen in der Gen-Expression (GRAFF 2006) und Auftreten von Makrophagen oder Akute-Phase-Enzymen feststellen, die als Reaktion auf Entzündungen nachgewiesen werden können (PSCHYREMBEL 1964). Nur durch klinische Studien können auch Effekte bestimmter Partikelgrößen und -bestandteile gesondert betrachtet werden.

Die zweite große Studiengruppe, sind die **epidemiologischen Studien**, die anhand von großen Bevölkerungsgruppen (in der Regel mehrere hundert bis tausende Objekte) Kurz- und Langzeiteffekte von Partikelexposition nachzuweisen versuchen. **Kohortenstudien** dokumentieren über Jahre bis Jahrzehnte hinweg den Gesundheits- und Mortalitätszustand der Testpersonen und gemessene Feinstaubkonzentrationen. Es gibt mehrere Kohortenstudien, die signifikante Zusammenhänge zwischen der Gesamtsterblichkeit, Lungenkrebssterblichkeit und kardiopulmonaren Sterblichkeit und der PM2.5 Konzentration fanden (DOCKERY et al. 1993; POPE et al. 2002; LANUV NRW 2005). Die Ergebnisse der American Cancer Society Studie sind in Tab. 1.3 auf der nächsten Seite dargestellt. Das relative Risiko der Sterblichkeit an kardiopulmonaren Ursachen und an Lungenkrebs nimmt mit dem Anstieg der PM2.5 Konzentration deutlich stärker zu als die Sterblichkeit aus anderen Gründen. In der Harvard-Six-City Studie wurde die Gesamtsterblichkeit mit der Konzentration von gasförmigen und partikelförmigen Schadstoffen verglichen. Ein Zusammenhang wurde für  $\text{SO}_4^{2-}$  und PM2.5 festgestellt. Dabei

## 1.2. Grundlagen

lag die Gesamtsterblichkeit der mit PM2.5 am höchsten belasteten Stadt um 26 % höher als bei der am niedrigsten belasteten Stadt (DOCKERY et al. 1993). Beim Vergleich dieser und weiterer Studien stellte sich heraus, dass der rauchende Anteil der Bevölkerungsgruppen stärker von den Feinstaubkonzentrationen betroffen war, als Nichtraucher (HEINRICH et al. 2002). Dies liegt vermutlich daran, dass Raucher allgemein bereits stärker vorbelastet sind und somit empfindlicher auf Feinstaub reagieren.

Tabelle 1.3.: Langzeitwirkung: Adjustiertes\* Relatives Risiko (RR) und 95% Konfidenzintervall für die Mortalität, bezogen auf eine Veränderung von  $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$  PM2.5 (POPE et al. 2002).

Todesursache	1979-1983	1999-2000	Mittelwert
Gesamt	1,04 (1,01-1,08)	1,06 (1,02-1,10)	1,06 (1,02-1,11)
Kardiopulmonar	1,06 (1,02-1,10)	1,08 (1,02-1,14)	1,09 (1,03-1,16)
Lungenkrebs	1,08 (1,01-1,16)	1,13 (1,04-1,22)	1,14 (1,04-1,23)
Alle Anderen	1,01 (0,97-1,05)	1,01 (0,97-1,06)	1,01 (0,95-1,06)

\*adjustiert für Alter, Geschlecht, Rasse, Rauchen, Ausbildung, Familienstand, Körpergewicht, Alkoholkonsum, berufliche Belastungen und Ernährung

In **Querschnittsstudien** werden, meist regional, gesundheitliche Parameter von Personengruppen untersucht und die Ergebnisse mit Partikelkonzentrationen des aktuellen Zeitraums und der vorhergehenden Jahre verglichen (HEINRICH et al. 2002). Damit konnten vor allem Zusammenhänge zwischen Feinstaub und Asthma oder chronischer Bronchitis ermittelt werden. Die Signifikanz und Stärke der Zusammenhänge ist dabei unterschiedlich, so dass sich keine einheitliche Aussage treffen lässt (HEINRICH et al. 2002; SCHNEIDER et al. 2003).

Konsistenter Effekte konnten dagegen epidemiologische Studien zur Untersuchung der Kurzzeiteffekte finden (PETERS et al. 2002). Kurzzeiteffekte betreffen Partikelmas-

Tabelle 1.4.: Kurzzeitwirkung: Relatives Risiko (RR) und 95% Konfidenzintervall für Gesundheitseffekte bezogen auf eine Veränderung von  $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$  PM10 (WHO 1996).

Gesundheitsindikator	RR (KI)
Mortalität	1,0070 (1,0059-1,0082)
Mortalität (PM2.5)	1,0151 (1,0112-1,0190)
Krankenhauseinweisungen	1,0084 (1,0050-1,0117)
Medikamentengebrauch	1,0337 (1,0205-1,0470)
Husten	1,0455 (1,0227-1,0687)
Symptome der unteren Atemwege	1,0345 (1,0184-1,0508)

## 1. Einleitung

seänderungen innerhalb von Stunden oder Tagen, die sich auf die Morbidität und Mortalität der Bevölkerung auswirken. Diese Effekte sind einfacher zu quantifizieren als die Langzeiteffekte. Das sogenannte "harvesting" wird dabei oft nicht berücksichtigt (LANUV NRW 2005). Dies bedeutet, dass während oder nach einer hohen Feinstaubepisode vor allem Personen sterben, die schwach oder vorbelastet waren. Die Feinstaubepisode zieht also den Sterbezeitpunkt solcher Personen vor, sodass in den Wochen danach die Gesamtsterblichkeit niedriger liegt. Eine Zusammenfassung der Studien bis 1996 bietet die Tab. 1.4 auf der vorherigen Seite. Diese Tabelle zeigt die Bandbreite der Effekte und deren Häufigkeit, die grob gesagt, mit der Schwere des Effekts abnimmt. Dadurch wird erkennbar, dass Mortalität bei kurzen Feinstaubepisoden im Vergleich zu langfristiger Exposition weniger stark ansteigt. Dies passt zu der Annahme, dass die Feinstaub-Effekte kummulativ sind (POPE 2006). Je länger also die Exposition andauert, desto größer wird das Risiko für gesundheitliche Schäden. Des Weiteren ist festzuhalten, dass bei der Dosis-Wirkung-Beziehung des Feinstaub und den gesundheitlichen Wirkungen kein Schwellenwert bekannt ist, unter dem Gesundheitseffekte nicht auftreten (WHO 1996). Es ist möglich anhand der Feinstaubkonzentration den Verlust der Lebensjahre und Anzahl der Beeinträchtigungen der Bevölkerung zu berechnen. Für Deutschland wurde für das Jahr 2000 ein Verlust von 657.000 Lebensjahren, 65.000 vorzeitigen Todesfällen und 63.832.000 Tage mit eingeschränkter Aktivität berechnet (PYE und WATKISS 2005).

### 1.2.3. Expositionsanalyse

Die Exposition gegenüber einem Stoff ist ein wichtiges Maß um auf die Dosis, die ein Mensch aufnimmt, schließen zu können. Die Kausalität von den Partikelquellen bis zu den gesundheitlichen Effekten kann wie folgt dargestellt werden

(NATIONAL RESEARCH COUNCIL 1999):

*Quellen → Emissionen → Konzentrationen → Exposition → Dosis → Effekt*

Beim Feinstaub hängt diese Dosis von der Höhe der Exposition und der Atemfrequenz des Menschen ab. Die Messwerte der Stationen sind die Konzentrationen, von denen auf die Exposition geschlossen werden kann. Neben der **personenbezogenen Exposition** gibt es die **Bevölkerungsexposition**, die durch Stationsmesswerte und statistisch gemittelte Populationsaufenthaltsprofile modelliert werden kann (BORREGO et al. 2006; SINGH und SIOUTAS 2004). Bei der persönlichen Exposition gibt es den **direkten** und den **indirekten** Ansatz (KLEPEIS 1999; GEORGOPoulos et al. 2002). Beim direkten Ansatz wird die Schadstoffkonzentration durch einen *personal monitor* gemessen, den

die Testperson mit sich trägt. Bei Partikeln besteht dieser aus einer Pumpe, meist mit einer Pumpleistung von  $4 \text{ L min}^{-1}$ , und einem Partikelfilter. Vereinzelt gibt es inzwischen auch Kaskadenimpaktoren, die Partikel in 6 Größenklassen sammeln und mit einer höheren Pumpleistung operieren (SINGH und SIOUTAS 2004). Das *personal monitoring* ist die genaueste Methode um die persönliche Exposition zu quantifizieren, da der Lufteinlass des Sammlers in der Atemzone des Menschen platziert wird. Allerdings erhält man dabei nur die Gesamtpartikelmasse über den Beobachtungszeitraum und keine Informationen über Partikelanzahlverteilung oder zeitliche Verteilung der Exposition. In der PTEAM Studie in den USA und der EXPOLIS Studie in Europa wurden umfangreiche persönliche Messungen von Feinstaub durchgeführt, und eine höhere Konzentration bei persönlichen Messungen gegenüber Innen- und Außenraummessungen festgestellt (ÖTZKAYNAK et al. 1993; MARONI et al. 2002), was auf die "personal cloud" zurückgeführt wurde.

Beim indirekten Ansatz, wird die persönliche Exposition durch die Aufenthaltsorte der Personen (Bewegungsprofil) und die Konzentration jedes Aufenthaltsortes berechnet. Die Gesamtexposition über den Tag ergibt sich dann aus der Formel (KLEPEIS 1999):

$$E = \sum_{i=1}^n c_i t_i \quad (1.1)$$

Mit

$E$  = Gesamtexposition über den betrachteten Zeitraum

$c_i$  = Konzentration am Ort i

$t_i$  = Aufenthaltszeit am Ort i

Die Division durch die Gesamtzeit des betrachteten Zeitraums (also z.B. 24 h = 1440 min) führt zur durchschnittlichen Exposition. Der indirekte Ansatz ist weniger kostenintensiv als der direkte, da keine persönlichen Messgeräte notwendig sind. Stattdessen werden durch Modelle und Messungen die Konzentrationen der Aufenthaltsorte (Microenvironments) berechnet und durch Tagebücher die Bewegungsprofile der Personen aufgenommen. Bei einer der größten Studien mit Bewegungsprofilen, der National Human Activity Pattern Survey (NHAPS), wurden in den USA von 1992 bis 1994 telefonisch 24-h-Tagebücher und Fragebögen zum Verhalten von 9386 Personen aufgenommen (KLEPEIS et al. 2001). Durch die Tagebücher sind die Aufenthaltsorte in "Microenvironments" einteil- und zusammenfassbar. Je genauer diese Environments gewählt werden,

## 1. Einleitung

desto genauer aber auch aufwändiger wird die Expositionsmodellierung. Für die Konzentration in den Microenvironments werden entweder stationäre Innenraummessungen oder Indoormodellierungen verwendet. Das Problem beim indirekten Ansatz ist, dass er noch wenig durch Vergleich mit persönlichen Messungen validiert wurde (KLEPEIS 1999). Bisherige Studien deuten daraufhin, dass durch indirekte Microenvironment Modelle die persönliche Exposition eher unterschätzt wird (RODES et al. 1991) und eine genauere Environmenteinteilung auch bessere Korrelationen zwischen modellierter und persönlicher Exposition zeigt (TOIVOLA et al. 2002).

**GPS-Bewegungsprofile** Eine der Aufgaben der Informatik und speziell der Geoinformatik besteht darin, aus einfachen Sensordaten komplexe Vorgänge zu extrahieren. Beim Menschen wird dieses Problem schon länger durch Navigations- und Positionierungstechnologien verfolgt, deren Tracking eine Erkennung von Verhaltensmustern ermöglichen soll (BRANDHERM und SCHWARTZ 2005; PETZOLD et al. 2005; PATTERSON et al. 2003). Dabei spielt die Qualität der Daten eine wichtige Rolle. Signalverlust und Ungenauigkeiten in der Positionierung (Indoor oder Outdoor) erschweren die Extraktion des menschlichen Verhaltens (BRANDHERM und SCHWARTZ 2005). Die Nutzung von Bayes'schen Netzen und machine learning zur wahrscheinlichkeitsbestimmten Mustererkennung, wie in der vorgenannten Literatur beschrieben, verspricht hierbei gute Ergebnisse.

Für die Expositionsanalyse spielt dieser Ansatz eine wichtige Rolle in Bezug auf die Bewegungsprofile der betrachteten Personen. Wo bisher Fragebögen eingesetzt wurden um das Tagesprofil einer Person zu erhalten, könnten in Zukunft mit einfachen Sensoren bestückte Testpersonen ein sehr viel genaueres und vor allem geographisch bezogenes Profil aufzeichnen. Ein erster Schritt hierzu ist die Nutzung von GPS um die Positionen der Person im Outdoor Bereich und der betretenen Indoorbereiche zu erfassen. Dies kann einen besseren Bezug zur tatsächlichen Feinstaubexposition ermöglichen, wenn die räumliche Verteilung der Partikel im Outdoorbereich bekannt ist. Gleichzeitig wird eine erste Automatisierung der Profilerfassung eingeführt. Der Fragebogen zu Aufenthalt und Aktivität ist weiterhin unerlässlich da dies die GPS Koordinaten alleine nicht erkennen lassen. Die Unterscheidung zwischen Indoor- und Outdooraufenthalten und verschiedenen Fortbewegungsarten (Verkehrsmitteln) ist aber, auch bei schlechten Datensätzen, durchaus möglich (PATTERSON et al. 2003).

# **2. Material und Methoden**

In diesem Kapitel werden die methodischen Grundlagen und die Vorgehensweise der vorliegenden Arbeit erläutert. Für die Modellierung von personenbezogener Feinstaubexposition sind vier Datengrundlagen nötig:

1. personenbezogene Bewegungsprofile, bestehend aus GPS Daten und Tagebüchern
2. stationäre Außenmesswerte
3. flächendeckende Modellierung der Außenmesswerte
4. Indoormodellierung für Innenraumaufenthalte

Zunächst wird das Untersuchungsgebiet Münster selbst vorgestellt. Die Herkunft der Stationsdaten, die auch Grundlage für die Außenmodellierung sind, werden im Abschnitt 2.1.2 auf der nächsten Seite erklärt, während die eigenen Messungen, die für die Indoormodellierung verwendet wurden, in Abschnitt 2.1.3 auf Seite 22 und die zugehörige Messtechnik in Abschnitt 2.3.1 auf Seite 26 beschrieben sind. Im Bereich 2.3.2 auf Seite 30 wird das verwendete Indoor Modell erklärt und die Anpassung der Parameter durch die eigenen Indoormessungen. Im Abschnitt 2.3.3 auf Seite 34 folgt die Modellierung der Außenmessdaten. Aufbau und Aufnahme der Bewegungsprofile sind im Unterkapitel 2.2 auf Seite 24 beschrieben. Die Zusammenführung aller Datengrundlagen in dem GIS Modell wird im letzten Teil des Kapitels auf Seite 55 beschrieben.

## **2.1. Untersuchungsgebiet**

### **2.1.1. Stadt Münster**

Die vorliegende Arbeit fand schwerpunktmäßig im Stadtgebiet von Münster statt. Die sechs Testpersonen wurden aus Münster ausgewählt, sodass ein Großteil der Profile im Stadtgebiet zu erwarten waren.

## 2. Material und Methoden

Münster ist eine Großstadt mit 278.925 Einwohnern und einem relativ großen Studentenanteil von 48.306 Studenten. Da nicht alle Studenten dort mit Erstwohnsitz gemeldet sind, ist dieser Anteil nicht komplett in der Einwohneranzahl enthalten. Die Stadt liegt in einer ländlichen Region der westfälischen Tieflandsbucht, bei  $7^{\circ}37'43,3''$  E und  $51^{\circ}58'46,6''$  N und schwach ausgeprägtem Relief (44 bis 97 m ü. NN). Das etwa  $302,89 \text{ km}^2$  große Stadtgebiet wird zu fast 50 % landwirtschaftlich genutzt und etwa 15 % forstwirtschaftlich, was zu einer relativ geringen Bevölkerungsdichte von knapp  $900 \text{ km}^{-2}$  im gesamten Stadtgebiet und  $2890 \text{ km}^{-2}$  im besiedelten Bereich führt. Die Bebauung ist überwiegend ein- bis dreistöckig mit nur vereinzelten Hochhäusern (STADT MÜNSTER 2006b).

Während der Periode von 1961 bis 1990 betrug die mittlere Jahrestemperatur  $9,2^{\circ}\text{C}$  und die jährliche Niederschlagssumme 756,8 mm (DEUTSCHER WETTERDIENST 2007), was dem deutschen Durchschnitt entspricht. Durch Münsters Stadtgebiet verlaufen zwei Autobahnen, die A1 im Westen der Stadt und die A43, die im Südwesten in eine Bundesstraße übergeht. Etwa 80.000 Pendler müssen jeden Tag durch die radial abgehenden Ausfallstraßen zu ihrer Arbeit gelangen. In der Stadt selbst ist das Fahrrad mit 35 % bis 40 % aller zurückgelegten Fahrten ein überdurchschnittlich häufig (gegenüber anderen Großstädten drei- bis vierfach häufiger) genutztes Verkehrsmittel (STADT MÜNSTER 2006a).

### 2.1.2. Messstationen des Landesamtes für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz NRW

Für die stationären Außenluftmessungen wurden die Stationen vom Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz (LANUV) NRW herangezogen. Das LANUV betreibt Verkehrsstationen an stark befahrenen Straßenabschnitten, städtische Hintergrundstationen im nicht stark verkehrsbelasteten Stadtgebiet und Waldstationen in möglichst wenig belasteten ländlichen Gebieten. Im Stadtgebiet von Münster hat das LANUV drei Luftqualitätsmessstationen aufgebaut. Während der Messungen wurde eine neue Verkehrsmessstation in Betrieb genommen wurde und damit eine der alten Verkehrsstationen ersetzt. Die vier Stationen sind auf Abb. 2.1 auf der nächsten Seite zu sehen. An allen Standorten wird, neben anderen luftchemischen Parametern, die Massenkonzentration von PM10 in  $\mu\text{g m}^{-3}$  gemessen. Für diese Arbeit lagen die Rohdaten der PM10 Massenkonzentration in Halbstundenmittelwerte vor. Alle Angaben zu den Stationen wurden aus den Stationsbeschreibungen des LANUV entnommen (LANUV NRW), ebenso die Koordinaten, mit denen die Stationsorte in ArcGIS eingetragen wurden.

## 2.1. Untersuchungsgebiet

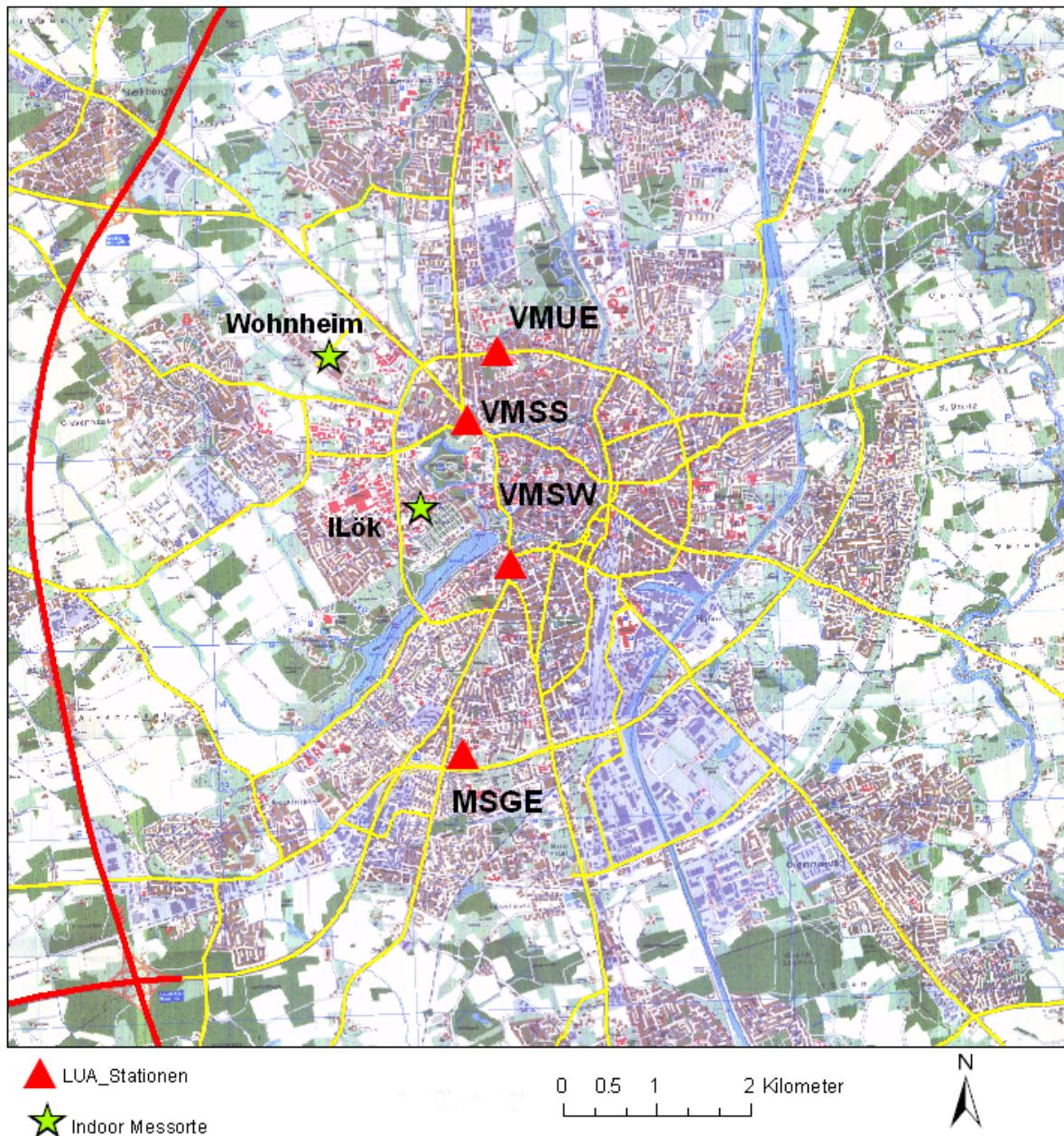


Abbildung 2.1.: Karte von Münster mit Messstandorten (STADT MÜNSTER 2003).

### 2.1.2.1. Verkehrsstation Münster, Friesenring (VMUE)

Die Station am Friesenring in Münster ist die am längsten betriebene Verkehrsmessstation. Sie misst seit Juli 2000 neben der PM10 Massenkonzentration auch die Partikelzusammensetzung durch Laboranalytik. Aufgebaut wurde sie an der Abzweigung Friesenring/Jahnstraße, etwa 1,5 km nördlich von Münsters Stadtzentrum. Der Friesen-

## *2. Material und Methoden*

ring ist eine stark befahrene, vierspurige Straße. Die Bundesstraße 219 verläuft ca. 400 m westlich der Station.

### **2.1.2.2. Verkehrsstation Münster, Steinfurter Straße (VMSS)**

Die zweite Verkehrsstation in Münster lag an der vierspurigen Steinfurter Straße (B54) im Nordwesten Münsters. Die Messungen fanden seit Januar 2005 statt. Die Straße ist beiseitig mit mehrstöckigen Wohnhäusern bebaut und eine wichtige Ausfallstraße, die sehr stark verkehrsgeprägt ist. Von den drei ursprünglichen Messstationen in Münster sind hier die höchsten Werte und die meisten Grenzwertüberschreitungen gemessen worden (Tagesmittelwert von  $50 \mu\text{g m}^{-3}$  wurde im Jahr 2005 35 mal überschritten). Die Messungen an dieser Station wurden am 28.12.2006 eingestellt und durch die der Verkehrsmessstation an der Weseler Straße ersetzt.

### **2.1.2.3. Verkehrsstation Münster, Weseler Straße (VMSW)**

Als Ersatz für VMSS wurde eine neue Verkehrsstation an der Weseler Straße (B219), südwestlich der Innenstadt aufgebaut. Sie wird seit dem 23.11.2006 betrieben und soll die verkehrsbedingte PM10 Konzentration in Münster an dieser vierspurigen, stark befahrenen Straße charakterisieren. Aus Modellrechnungen ließ sich vermuten, dass die Belastung hier noch höher liegt als an der Steinfurter Straße. Durch das extrem hohe Verkehrsaufkommen könnte sie eine der meistbelastetesten Straßen in NRW sein.

### **2.1.2.4. Städtische Hintergrundstation Münster, Geistviertel (MSGE)**

Die Messstation für den städtischen Hintergrund in Münster wurde vom LANUV auf dem Schulgelände der Ludwig-Erhardt-Schule an der Straße Gut Insel aufgebaut. Sie liegt im Stadtteil Geist, südwestlich der Innenstadt und wird seit November 1999 betrieben. Hier wird die nicht direkt verkehrsbeeinflusste PM10 Hintergrundmassenkonzentration gemessen.

## **2.1.3. Eigene Messstandorte**

Für die Charakterisierung der Partikelkonzentrationen in Innenräumen wurden drei Messungen mit einem Electrical Low Pressure Impactor (ELPI) durchgeführt, beschrieben in Abschnitt 2.3.1 auf Seite 26. Die Messungen im Büro- und Seminarraum fanden im Institut für Landschaftsökologie statt, die Wohnungsmessung in einem Studentenwohnheim im Nordwesten der Stadt (Abb. 2.1). Jede Messung dauerte mindestens 24 Stunden

## *2.1. Untersuchungsgebiet*

um einen kompletten Tagesverlauf zu erhalten. Die Partikelkonzentration wurde in 10-Minuten- Intervallen aufgenommen um kurzzeitige Änderungen verfolgen zu können.

### **2.1.3.1. Seminarraum**

Die erste Messung fand im Seminarraum 56 des Fachbereichs Geowissenschaften in der Robert-Koch-Straße 28 statt. Der Seminarraum liegt im Erdgeschoss und hat eine Fensterwand Richtung Nordwesten zu einem Parkplatz. Die Grundfläche beträgt  $81,8 \text{ m}^2$ , mit einer Höhe von 2,87 m. Daraus ergibt sich ein Raumvolumen von  $235 \text{ m}^3$  ohne Möblierung. Der Raum ist mit mehreren Tischen und Stühlen ausgestattet und bietet Platz für etwa 30 Studenten. Der Bodenbelag ist PVC.

Der ELPI wurde auf einem Tisch an der Fensterseite, gegenüber der Tür aufgestellt. Die Tür blieb angelehnt, da der Schlauch vom ELPI zur Pumpe im Nachbarraum führte. Über Lüftungsverhalten während der Seminare ist nichts bekannt.

Während der Messphase vom Montag, 11. Dezember 2006, 12:40 Uhr bis zum 12. Dezember 2006, 13:30 Uhr, sollten vier Seminare à 1,5 Stunden stattfinden. Mit dieser Messung wird eine Charakterisierung von Universitätsseminarräumen und Klassenräumen in Schulen angestrebt. Der Vergleich zwischen Aktivität (Seminar) und keiner Aktivität (nachts) wurde zur Quantifizierung von Menschen als Feinstaubquelle benutzt wie in Abschnitt 2.3.2.2 auf Seite 32 erläutert.

### **2.1.3.2. Büro**

Im Bürraum, ebenfalls im Gebäude des Instituts für Landschaftsökologie, wurde vom 13. Dezember bis zum 14. Dezember 2006 gemessen, etwa von 15:10 bis 17:00 Uhr des Folgetages. Der Bürraum liegt im dritten Stock des Gebäudes mit zwei Fenstern nach Nordosten und ist ebenfalls mit PVC Boden ausgestattet. Die Fläche beträgt ca.  $15,7 \text{ m}^2$ , die Höhe 2,87 m und das Raumvolumen (ohne Möblierung)  $45,1 \text{ m}^3$ . Zwei Personen arbeiten dort täglich, mit jeweils einem eigenen Arbeitsplatz und Computer.

Die Aufenthalts- und Aktivitätszeiten der dort sitzenden Personen wurden dokumentiert, ebenso das Lüftungsverhalten. Die Tür blieb ebenfalls wegen dem Ansaugschlauch angelehnt. Der ELPI wurde auf den Boden neben der Tür gestellt.

Am 14.12.06 zwischen 10:30 Uhr und 12:20 Uhr brannten acht Teelichte und eine Bienenwachskeuze, um eine Quellquantifizierung von Kerzen zu ermöglichen.

## 2. Material und Methoden

### 2.1.3.3. Wohnung

Vom 25. Januar 2007, 10:00 Uhr bis zum nächsten Tag um 10:30 Uhr wurde in einer Wohngemeinschaft im Hochparterre des Studentenwohnheims Rudolf-Harbig-Weg 51 gemessen. Der Messort war ein ca. 17 m<sup>2</sup> großes Zimmer, dass von einer Person bewohnt wurde. Das theoretische Raumvolumen von 42,5 m<sup>3</sup> ergibt sich aus der Deckenhöhe von 2,50 m, ist aber real durch die Möblierung geringer. Neben einem Schlafsofa, einem Schreibtisch, zwei Stühlen, einem Schrank und einer Schrankwand war das Zimmer noch zum Teil mit Teppich auf dem PVC-Boden ausgestattet. Eine Glastür und ein Fenster gingen nach Südosten zum angrenzenden Balkon im Innenhof hinaus.

Aufenthalt und Aktivitäten der bewohnenden Person und weiterer Besucher wurden dokumentiert. Die Fenster waren geschlossen, wenn nicht ausdrücklich Lüften (= Öffnen der Balkontür) erwähnt wurde. Der ELPI stand auf dem Textilboden gegenüber der Tür, die während Aktivitäten meist geöffnet und nachts angelehnt war. Am 25. Januar fand ein Raucherereignis statt.

## 2.2. Bewegungsprofile

Um Bewegungsprofile zu erhalten, wurden sechs Einwohner Münsters als Testpersonen ausgewählt. Jede der sechs Personen erhielt ein GPS-Gerät (siehe Abschnitt 2.2.2 auf der nächsten Seite), einen Profilfragebogen und zwei 24-h-Tagebücher. Da sich Aufenthaltsorte und Aktivitäten an Wochenenden und an Wochentagen üblicherweise unterscheiden, wurden ein Wochentag und ein Wochenendtag jeweils von 00:00 Uhr bis 24:00 Uhr aufgenommen. Die Testperson sollte in dieser Zeit jeden Aufenthalt mit Ort, Start- und Endzeit, Aktivität und anwesenden Rauchern dokumentieren. Bei Outdooraufenthalten wurde das GPS eingesetzt, um zusätzlich die genaue Position des Probanden zu bestimmen. Aus den Ortsangaben und Aktivitäten war der Indoorbereich charakterisierbar, bzw. durch die Aktivität wie z.B. Sport auch die Respiration und damit der Einfluss auf die Dosis des Feinstaubs. Die Aufenthaltsorte im Indoorbereich wurden zu typisierten "Microenvironments" gruppiert, die mit dem Indoormodell 2.3.2 auf Seite 30 beschrieben werden konnten. Durch die Aufenthaltzeiten der einzelnen Testpersonen ließ sich die durchschnittliche Aufenthaltszeit pro Tag in jedem Microenvironment für alle Testpersonen berechnen. Start- und Endpunkte der GPS Profile ermöglichen den Standort der Indoorbereiche zu berechnen und damit die Außenkonzentrationen an diesen Orten zu bestimmen.

Tabelle 2.1.: Profilfragebogen der Testpersonen.

T - Nr.	T1 - T6
<b>Alter</b>	numerisch
<b>Geschlecht</b>	m / w
<b>Berufsstand</b>	Schüler, Student, Vollzeit, Teilzeit
<b>Raucher</b>	selbst oder im Haushalt
<b>Wohnung</b>	Wohnung, Haus, Zimmer
<b>Heizung</b>	Gas / Öl
<b>Kamin</b>	ja / nein
<b>Herdart</b>	Strom / Gas
<b>Fenster Öffnung</b>	nachts, ständig, Stoßlüften
<b>Erkrankungen</b>	Asthma, Allergien, Herz-Kreislauf-Erkrankungen
<b>Sportaktivitäten wöchentlich</b>	wie oft, Indoor/Outdoor
<b>übliche Verkehrsmittel</b>	zu Fuß, Fahrrad, Auto, Bus, Bahn

## 2.2.1. Profilfragebogen

Der Profilfragebogen, der jedem Probanden ausgehändigt wurde, ist in Tab. 2.1 dargestellt. Die Fragen zu Alter, Geschlecht und Berufsstand ermöglichen eine Einordnung in Bevölkerungsgruppen. Bei der Auswahl der Probanden wurde versucht einen möglichst breitgefächerten Schnitt durch die Bevölkerung zu machen, soweit dies mit sechs Personen möglich ist. Nach Rauchern, Wohnungsart, Heizung, Kamin, Herd und Fensterlüftung wurde gefragt um die Innenraumverhältnisse und damit die PM2.5 Konzentrationen der Wohnungen charakterisieren zu können. Die Aufenthaltszeit in Wohnungen ist mit durchschnittlich über 60 % am Tag die längste und geht somit stark in das Expositionprofil ein (KLEPEIS 1999). Atemfrequenz, Atemvolumen und damit die Menge der aufgenommenen Partikel aus der Luft sind von der Aktivität der Testpersonen abhängig. Erkrankungen und Sportaktivitäten lassen dabei Rückschlüsse auf die Gesundheit und die Anfälligkeit der Testperson für Feinstaubexposition zu.

## 2.2.2. GPS Tracking

Um ein möglichst vollständiges GPS Profil von den Testpersonen zu erhalten, wurde ein Trackstick eingesetzt, der speziell für die Aufnahme von langen GPS Routen konzipiert ist. Dieser Trackstick von der gleichnamigen Firma ([www.trackstick.com](http://www.trackstick.com)) besteht aus einem GPS Empfänger und einem 1 MegaByte großen Speicher für die GPS Koordinaten. Er kann per USB Anschluss an einem Computer angeschlossen und ausgelesen werden. Für die Testpersonen wurde ein Intervall von fünf Sekunden zwischen den Posi-

## 2. Material und Methoden

tionsabfragen gewählt, was zu möglichst genauen Aufenthaltsdaten, vor allem bei hohen Geschwindigkeiten, führen sollte. Im Innenraum wurde das Gerät meist deaktiviert, da keine validen Daten zu erwarten waren.

Die resultierenden GPS Rohdaten enthalten die in Tab. 2.2 gezeigten Attribute. Es wurden nur Datum, Zeit, Breiten- und Längengrad zur weiteren Analyse verwendet, weil viele Tracks lückenhaft waren und per Hand ergänzt werden mussten. Dazu wurde die GPS Rohdatei ins Datenbankformat dBase IV konvertiert und in ArcGIS (Abschnitt 2.4.1 auf Seite 36) anhand der Koordinaten eingeladen und dargestellt. Zu den resultierenden Punktdaten konnten mit dem Editor die fehlenden Punkte aus den Strecken interpoliert, in die Karte eingezeichnet und Datum und Zeit ergänzt werden. Die Geschwindigkeit (Status) und Richtung (Course) zwischen den vorhandenen Punkten zu interpolieren wäre zwar möglich, aber zu aufwendig für den Zweck dieser Arbeit. Die Attribute zur Höhe (Altitude), GPS Fix, Signalstärke (Signal) und Map Link zu google maps hatten für die Auswertung keine Bedeutung.

Tabelle 2.2.: GPS Rohdaten.

Rec#	Date	Time	Latitude	Longitude	Altitude	Status	Course	GPS Fix	Signal	Map Link
num.	MM/TT/JJJJ	hh:mm	dezimal	dezimal	feet	Geschwind.	S/N/W/O	Y/N	1-6	google maps

Wie die GPS Profile zur Koordinatenbestimmung der Innenraumaufenthaltsorte benutzt wurden, wird in Abschnitt 3.3 auf Seite 55 erklärt.

## 2.3. Partikelkonzentrationen - Messung und Modellierung

### 2.3.1. Messungen mit dem Electrical Low Pressure Impactor (ELPI)

#### 2.3.1.1. Aufbau des ELPI

Für die Indoor Messungen in Abschnitt 2.1.3 auf Seite 22 wurde ein Outdoor Air ELPI von der Firma Dekati Ltd. verwendet (Abb. 2.2). Mit dem ELPI können Partikelanzahlkonzentrationen auf zwölf Kanälen zwischen  $0,03 \mu\text{m}$  und  $10 \mu\text{m}$  aerodynamischem Durchmesser gemessen werden.

Die Funktionsweise des ELPI basiert auf dem Impaktionsprinzip (Abschn. 1.2.1.1 auf Seite 2). Bei einem Impaktor macht man sich dieses Prinzip zur grösensortierten Ab-

## 2.3. Partikelkonzentrationen - Messung und Modellierung



Abbildung 2.2.: Outdoor Air ELPI (DEKATI LTD. 2003)

scheidung von Aerosolpartikeln zu Nutze. In Abb. 2.3 auf der nächsten Seite sieht man links drei Impaktorstufen. Die Luft wird durch eine externe Pumpe von unten angesaugt, sodass ein Luftstrom von oben nach unten entsteht. Bei einem low pressure impactor, wie dem ELPI, entsteht unter der Düse der untersten Stufe ein Unterdruck von 100 mbar. Die Abstände der Prallplatte (Collection plate) und der Düsendurchmesser (Jet Diameter)  $D_j$  werden von Stufe zu Stufe verringert, was zur Abscheidung von immer kleineren Partikeln führt.

Um die Partikel auf der Stufe quantifizieren zu können, werden sie im, den Impaktorstufen vorgeschalteten, Corona Charger geladen. Die Corona Nadel des Chargers ionisiert bei 5000 V Luftmoleküle, die ihre Ladung an die Partikel in der hereinströmenden Luft abgeben können. An jeder Prallplatte ist ein Kanal zu einem Elektrometer angeschlossen, das die durch auftreffende Partikel entstehende Stromstärke in fA misst. Dieser Strom ist proportional zur Menge der gesammelten Partikel auf der Stufe.

Die Abscheidung der Partikel in einem Impaktor erfolgt nach dem aerodynamischem Durchmesser in einer Abscheidungskurve (Abb. 1.3 auf Seite 6). Für jede Stufe gibt es einen  $D_{50\%}$  Wert, also den Durchmesser mit dem Partikel zu 50% auf dieser Stufe abgeschieden werden. Wie steil die Abscheidungskurve ist, wie genau also die Impaktorstufen trennen, lässt sich durch die Trennschärfe TS bestimmen. Dazu werden zusätzlich  $D_{10\%}$  und  $D_{90\%}$  benötigt. TS berechnet sich dann wie folgt:  $TS = \frac{D_{50\%}}{D_{90\%} - D_{10\%}}$ . Für Prallplattenimpaktoren wie der ELPI ist TS üblicherweise  $> 10$ . Die Tab. 2.3 zeigt die  $D_{50\%}$  Werte für die zwölf Impaktorstufen und den Vorabscheider, der vor der obersten Stufe des Impaktors Partikel  $> 10 \mu\text{m}$  abtrennt.

## 2. Material und Methoden

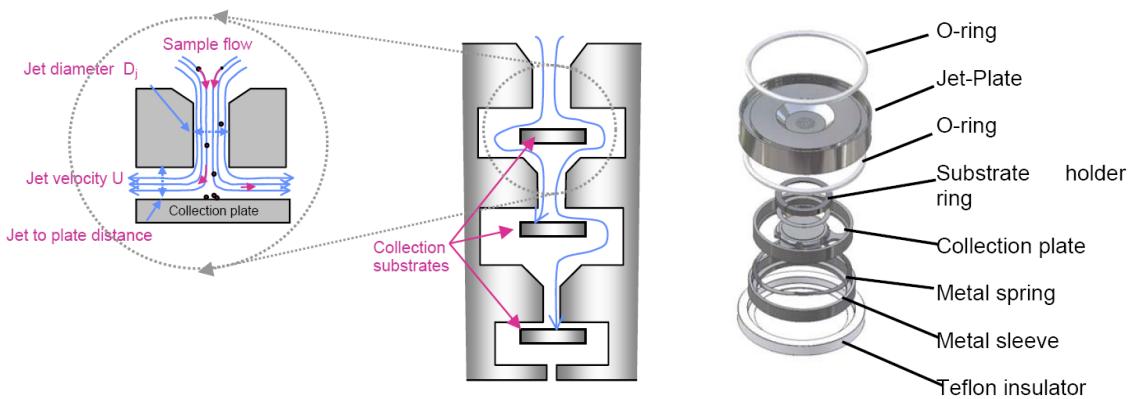


Abbildung 2.3.: ELPI Aufbau (DEKATI LTD. 2003).  
links: Impaktorprinzip, rechts: Aufbau einer Einzelstufe

Zusätzlich zu den zwölf Impaktorstufen gibt es die Möglichkeit, eine Filterstufe unterhalb der ersten Impaktorstufe zu installieren und damit die Nachweisgrenze bis auf etwa  $0,007 \mu\text{m}$  zu senken, was aber in diesen Messungen nicht genutzt wurde.

Tabelle 2.3.:  $D_{50\%}$  in  $\mu\text{m}$  der ELPI Stufen von oben nach unten.

Stufe	13	12	11	10	9	8	7	6	5	4	3	2	1
$D_{50\%}$	10,06	6,66	4,04	2,42	1,62	0,96	0,621	0,387	0,265	0,159	0,095	0,056	0,028
$D_m$		7,17	4,54	2,72	1,73	1,08	0,668	0,421	0,272	0,172	0,101	0,059	0,031

Da die impaktierenden Partikel auf Dauer die Platten belegen und damit einen Stromfluss für weitere auftreffende Partikel verhindern, müssen die Platten regelmäßig gereinigt werden. Vor Beginn der Indoormessungen wurden zudem die Alufolien, die auf den Prallplatten die elektrische Leitfähigkeit gewähren, komplett ausgetauscht. Wenn die Spannung des Corona Chargers auf über 5,5 kV steigt ist auch eine Reinigung der Ladeeinheit notwendig. Zwischen der Messung im Seminarraum und im Büro wurde der Charger gereinigt, um den Spannungswert wieder auf Normalniveau zu senken. Da zwischen Büro- und Wohnungsmessung eine Outdoor Messkampagne im Rahmen einer anderen Arbeit stattfand, wurden vor der Wohnungsmessung alle Stufen und der Charger erneut gereinigt.

### 2.3.1.2. Anzahl- und Masseberechnung

Die Anzahl der impaktierten Partikel pro Platte lässt sich aus der gemessenen Stromstärke und der Corona Charger Effizienz (abhängig vom Stokes'schen Partikeldurchmesser)

### 2.3. Partikelkonzentrationen - Messung und Modellierung

berechnen. Daraus und aus der Flussrate der Pumpe (hier:  $30 \text{ L min}^{-1}$ ) lässt sich die Partikelanzahlkonzentration pro Volumeneinheit ( $\# \text{ cm}^{-3}$ ) berechnen. Die Software ELPIVI nimmt diese Umrechnungen von den Rohdaten automatisch vor. Dabei werden die Korrekturalgorithmen für den Elektrometeroffset und den Partikelverlust im Impaktor mit eingerechnet. Der Partikelverlust findet statt, weil kleine Partikel auch auf den höheren Stufen durch Diffusion anhaften und somit die Anzahl dort fälschlicherweise erhöhen. In Stufe 12 und 11 sind nur wenige Partikel pro  $\text{cm}^3$  (meist  $< 1$ ), sodass hier ein großer Fehler durch die Diffusion von Partikeln zur Prallplatte entsteht. Da diese Stufen aber durch den großen Partikeldurchmesser erheblich zur Masse beitragen, ist der ELPI nicht gut zur Berechnung von Massen größer als PM2.5, also Stufe 1 bis 9, geeignet. Selbst bei PM2.5 wird die Masse trotz Korrekturfaktor vermutlich überschätzt. In dieser Arbeit wurde trotzdem mit PM2.5 gerechnet, um einen Vergleich mit den Außenmessungen des LANUV zu ermöglichen. Zusätzlich wurde auch die PM1.0 Masse durch Aufsummierung der Masse von Stufe 1 bis 7 berechnet.

Die Massenkonzentration in  $\mu\text{g m}^{-3}$  pro Stufe lässt sich mit Gleichung 2.1 berechnen. Statt mit dem Radius und  $\frac{4}{3}r_i^3$  zu rechnen, kann man auch den Durchmesser mit dem Term  $\frac{1}{6}Dm_i^3$  eingesetzen.  $Dm_i$  ist dabei der mittlere Durchmesser der Partikel der Stufe i. ELPIVI berechnet  $Dm_i$  automatisch und kann aus Tab. 2.3 entnommen werden. Die Einheiten der eingesetzten Variablen kürzen sich zur Massenkonzentration [ $\mu\text{g m}^{-3}$ ] heraus. Da die Stromstärke in FA vom Elektrometer mit 3 signifikanten Stellen bestimmt wird, konnten auch Masse und Anzahl auf 3 signifikante Stellen genau bestimmt werden.

$$M_i = \Pi \frac{4}{3} r_i^3 N_i \rho \quad (2.1)$$

Mit

$M_i$  = Partikelmassenkonzentration der Stufe i [ $\mu\text{g m}^{-3}$ ]

$N_i$  = Partikelanzahlkonzentration der Stufe i [ $\# \text{ cm}^{-3}$ ]

$r_i$  = Hälfte des mittleren Durchmessers  $Dm_i$  der Stufe i [ $\mu\text{m}$ ]

$\rho$  = mittlere Dichte der Partikel, hier  $1,3 \text{ g cm}^{-3}$

Bei den Messungen im Seminarraum und im Büro wurde im Nachhinein ein Einbaufehler der Stufen 11 und 12 festgestellt. Wie in Abb. 2.3 auf der vorherigen Seite rechts dargestellt, sollte die Prallplatte (collection plate) unterhalb der Düsenplatte (jet plate) sein. Bei den oberen beiden Stufen wurden die Düsen fälschlicherweise unter den Prallplatten

## 2. Material und Methoden

angebracht, so dass Stufe 12 die Prallplatte von 11 hatte, Stufe 11 aber keine. In den Ergebnissen 3.2 auf Seite 44 wird deutlich, dass dadurch in Stufe 11 zu niedrige Werte gemessen wurden, weil das Elektrometer keinen Kontakt zu einer Prallplatte hatte.

### 2.3.2. Modellierung der Innenraumkonzentrationen

#### 2.3.2.1. Indoor Modell

Um die Partikelkonzentration in den Innenraumaufenthaltsorten der Probanden zu ermitteln, wurde ein Indoor Air Modell verwendet. Damit konnten aus den Angaben der Testpersonen über ihren Aufenthaltsort und ihre Aktivitäten und die Außenluftkonzentration die Innenraumkonzentration berechnet werden. Hierfür wurde ein physikalisch-statistisches Modell aus der Literatur gewählt (KOUTRAKIS et al. 1992). Dieses Modell bietet die Möglichkeit, die Konzentration in Innenräumen anhand einiger messbarer Parameter anzunähern. Im Indoor Air Bereich ist dieses Modell in verschiedenen Variationen weit verbreitet. Die Grundlagen dafür sind die Partikeldynamik und Faktoren, aus Kapitel 1.2.1.2, die auf die Innenraumpartikelkonzentration einwirken. Dabei gilt als Annahme, dass die Flüsse der Indoor- und Outdoorquellen gleich den Flüssen zwischen Indoor- und Outdoorbereich und der Entfernung durch Sedimentation und Deposition sind. Durch Umformungen lässt sich die Innenluftkonzentration durch Außenluftkonzentration, Innenraumquellen, Depositionsverluste und Austauschrate mit der Außenluft beschreiben. Die Grundgleichung zur Bestimmung der Innenraumpartikelkonzentration lautet dann:

$$C_{in} = \frac{C_{out}pa + \frac{\sum E_i}{V}}{a + D} \quad (2.2)$$

Mit

$C_{in}$  = Partikelkonzentration in der Innernenraumluft [ $\mu\text{g m}^{-3}$ ]

$C_{out}$  = Partikelkonzentration in der Außenluft [ $\mu\text{g m}^{-3}$ ]

$p$  = Penetrationskoeffizient (dimensionslos)

$a$  = Luftaustauschrate [ $\text{h}^{-1}$ ]

$E_i$  = Indoorpartikelquelle i [ $\mu\text{g h}^{-1}$ ]

$V$  = Volumen des Raumes [ $\text{m}^3$ ]

### 2.3. Partikelkonzentrationen - Messung und Modellierung

$$D = \text{Deposition } [\text{h}^{-1}]$$

In dem Modell wird zur Vereinfachung angenommen, dass die Faktoren  $a$ ,  $D$  und  $E_i$  zeitlich invariant sind, eine räumlich gleichmäßige Verteilung, also Durchmischung, vorliegt und chemische Reaktionen und Koagulation der Partikel ignoriert werden können. Man kann diese Modell aber durch eine Nukleationskomponente erweitern (SARWAR et al. 2002). Die Daten für Partikelneubildung sind für die Aufenthaltsorte der Testpersonen nicht vorhanden, sodass die Ergänzung des Modells hier keine Verbesserung erwarten ließe.

Mit diesem Modell kann die Quellstärke  $E_i$  einer Indoorquelle , siehe Tab. 1.2 auf Seite 12 bestimmt werden. Dazu muss man zunächst die Gleichung 2.2 auf der vorherigen Seite ohne  $E_i$  zum Indoor/Outdoor Verhältnis in Gleichung 2.3 umstellen:

$$B = \frac{C_{in}}{C_{out}} = \frac{pa}{a + D} \quad \text{ohne } E_i \quad (2.3)$$

Dieses Verhältnis gilt für Zeitpunkte ohne Indoorquellen, z.B. nachts wenn niemand anwesend ist. Ohne Partikelquellen ist also das Indoor/Outdoor Verhältnis  $B \leq 1$ . Damit kann die Quellstärke  $E_i$  zu anderen Zeitpunkten nach Gleichung 2.4 berechnet werden:

$$E_i = (C_{in} - BC_{out})(a + D)V \quad (2.4)$$

$BC_{out}$  ist dabei der Anteil der Außenkonzentration, der in den Innenraum eindringen kann. Die Differenz zum realen Indoormesswert  $C_{in}$  ist der Anteil, der von Innenraumquellen verursacht wurde. Durch Multiplikation mit Austauschrate und Deposition werden die Verluste abgerechnet, die entstanden sind. Durch das Volumen  $V$  kann von der Konzentration in  $\mu\text{g m}^{-3} \text{ h}^{-1}$  auf die volumenunabhängige Quellstärke in  $\mu\text{g h}^{-1}$  geschlossen werden.

Das Modell ist durch seine Einfachheit nur statisch anwendbar, das heißt es kann zum Zeitpunkt  $t$  die Konzentration  $C_{in,t}$  berechnet werden, unabhängig von der Konzentration, die zum Zeitpunkt  $t - 1$  dort herrschte. Hat also ein Quellereignis bei  $t - 1$  stattgefunden, so wird nicht berücksichtigt, dass die Innenraumkonzentration zum Zeitpunkt  $t$  durch dieses Quellereignis noch beeinflusst ist. Hierfür kann das Modell dynamisch formuliert werden, wie auch schon in der Literatur angewandt (THATCHER et al. 2002). Gl. 2.5 stellt die Änderung der Innenraumkonzentration innerhalb eines Zeitintervalls  $\Delta t$  dar. Damit kann  $C_{in,t+1} = \frac{\Delta C_{in,t+1}}{\Delta t} + C_{in,t}$  berechnet werden. Die Parameter mit Zeitkomponente  $a$ ,  $D$  und  $E_i$  müssen auf das Zeitintervall angepasst werden. Eine Austauschrate  $a$  von  $3 \text{ h}^{-1}$  beträgt bei einem 5 Minuten Intervall natürlich nur  $\frac{5 \text{ min}}{60 \text{ min}} = \frac{1}{12}$ , also  $\frac{0,25}{5 \text{ min}}$ .

## 2. Material und Methoden

$$\frac{\Delta C_{in,t+1}}{\Delta t} = C_{out,t+1}pa + \frac{\sum E_i}{V} - C_{in,t}(D + a) \quad (2.5)$$

Bei diesem Modellansatz ist sehr gut erkennbar, dass sich die Konzentrationsänderung auf der linken Seite aus drei Faktoren auf der rechten Seite zusammensetzt:

1. dem Anteil der Außenpartikel, der im Intervall  $t$  eindringen konnte
2. den Partikeln der Innenraumquelle während des Intervalls  $t$
3. den Verlusten der Innenraumpartikel des letztens Zeitpunkts durch Deposition und Luftaustausch

### 2.3.2.2. Anpassung der Modellparameter durch die ELPI Innenraummessungen

Die ELPI Indoormessungen sollten eine Anpassung der Modellparameter an die Verhältnisse in Münster ermöglichen. Die berechneten Parameter und Indoorquellstärken dienten anschließend als Input für die Indoor Modellierung der Testpersonen, in Abschnitt 3.3.1. Vor der Anpassung wurden die Indoormessungen und die Messwerte der LANUV Stationen mit dem Shapiro-Wilk Test in Origin auf Normalverteilung (NVT) getestet.

Man sieht in Tab. 1.1 auf Seite 10, dass sich die Literaturwerte für die Parameter deutlich voneinander unterscheiden, was teilweise auf die Variabilität der Parameter und teilweise auf unterschiedliche Messtechniken und Studienaufbauten zurückzuführen ist. Die eigenen Indoormessungen wurden mit Werten von den Messstationen des LANUV (Abschn. 2.1.2 auf Seite 20) modelliert. Da das LANUV PM10 Massekonzentrationen misst, die ELPI Daten aus den eigenen Messungen aber nur für PM2.5 Masseberechnung geeignet waren, mussten die PM10 Außenmesswerte mit dem Faktor des PM2.5/PM10 Masseverhältnis zu PM2.5 parameterisiert werden. Dieser Faktor liegt bei 0,7 bis 0,8 (BAFU, BUNDESAMT FÜR UMWELT SCHWEIZ 2006). An verkehrsnahen Standorten ist er niedriger. Die Weltgesundheitsorganisation gibt den Faktor mit 0,5 bis 0,8 an (WHO 2005). Der Faktor 0,7 bot eine recht gute Mittelung über das gesamte Stadtgebiet von Münster, das aus urbanem Hintergrund und verkehrsgeprägten Bereichen besteht. Zur Berechnung der Außenwerte an den Standorten der Innenraummessungen, wurde die Outdoor Modellierung vom LANUV herangezogen (Abschn. 2.3.3 auf Seite 34). Dafür wurde die Annahme getroffen, dass die Messwertabweichung vom Jahresmittelwert an allen Punkten Münsters gleich ist. Die Differenz des aktuellen Sta-

### 2.3. Partikelkonzentrationen - Messung und Modellierung

tionsmesswerts vom Wert der zugehörigen Rasterzelle (= Jahresmittelwert) ist dann die gleiche wie die des unbekannten Outdoor Wertes am Messort von dessen Rasterzelle:

$$AktuellerWert_{Messort} = (AktuellerWert_{Station} - ZellWert_{Station}) + ZellWert_{Messort}$$

Somit stand  $C_{out}$  (approximiert) und  $C_{in}$  zur Verfügung. Unbekannt für das Modell waren noch  $p$ ,  $D$ ,  $a$ ,  $V$  und  $E_i$ . Das theoretische Volumen wurde aus den Raumvolumina der Messorte berechnen (Abschnitt 2.1.3 auf Seite 22). Dabei konnten aber weder Verkleinerung durch Möblierung noch Vergrößerung durch die offenstehende Tür zufriedenstellend quantifiziert werden, weil die genauen Daten fehlten. Als nächste Annahme wurde  $p = 1$  gesetzt, da es als weniger variabel als  $a$  und  $D$  gilt und bisherige Studien (ABT et al. 2000; KOUTRAKIS et al. 1992) damit gute Ergebnisse erzielt haben.

Für die anderen Parameter wurden in früheren Studien (KOUTRAKIS et al. 1992; LONG et al. 2001) Regressionen berechnet, was aber ohne NVT nicht zulässig ist. Stattdessen wurden  $E_i$ ,  $a$  und  $D$  in dieser Arbeit in 2 Schritten approximiert. Wenn man davon ausgeht, dass die Faktoren zeitlich invariant sind (KOUTRAKIS et al. 1992), was vor allem bei  $E_i$  eine gewagte Annahme ist, kann man für drei Zeitpunkte die Gl. 2.5 auf der vorherigen Seite mit den gemessenen Daten und den Variablen eingesetzt. Man erhält eine Matrix mit den 3 Unbekannten. Durch das Gauß Verfahren erhielt man nach Umformung die Werte  $a$ ,  $D$  und  $E_i$  in Abhängigkeit von  $C_{in}$  und  $C_{out}$  zu den Zeitpunkten t1, t2 und t3. Für die Zeitpunkte wurden drei aufeinander folgende Halbstundenwerte gewählt um die Variation in den Parametern möglichst gering zu halten. Die Berechnung der Parameter ist im Anhang A beschrieben. Der Zeitraum, über den dabei gemittelt wurde betrug 1,5 Stunden, was die Berechnung von kurzzeitigen Quellereignissen bereits unmöglich machte (gerade bei Innenraumquellen ist die kurzfristige Änderung aber sehr wichtig). Die Matrizenberechnung konnte überlappend über die gesamte Zeitreihe durchgeführt und die Ergebnisse, anhand der dokumentierten Aktivitäten, zu gemittelten Parameterwerten zusammengefasst werden. Hierbei wurden nur Werte in die Mittelung miteinbezogen, für die galt  $0 < a < 4 \text{ [h}^{-1}]$ ,  $0 < D < 1 \text{ [h}^{-1}]$  und  $0 < E_i < 5 \text{ [\mu g h}^{-1}]$ . Alle anderen wurden aufgrund der physikalischen Grundlagen (Abschn. 1.2.1.2 auf Seite 7) als Ausreißer definiert.

Für jede Station des LANUV gab es eine eigene Berechnung, weil die angepassten Außenwerte, und damit die resultierenden Parameter, von der jeweiligen Station abhingen. Der Grund dafür ist, dass die Verkehrsstationen einen anderen Tagesverlauf haben als die Hintergrundstationen. Da beide Indoormessorte im Hintergrundbereich der Stadt lagen, war zu erwarten, dass die Hintergrundstation MSGE und die nicht so stark verkehrsbeeinflusste Station VMUE die beste Grundlage für die Modellierung liefern. Die

## 2. Material und Methoden

Verkehrsstationen VMSW bzw. VMSS wurden ebenfalls modelliert um diese Annahme zu überprüfen.

Im zweiten Schritt wurde die Indoorquellstärke bestimmt, weil für diese im ersten Schritt keine einheitlichen und brauchbaren Ergebnisse erzielt wurden. Für diese Bestimmung wurde Gl. 2.4 auf Seite 31 verwendet und die berechneten Werte für  $a$  und  $D$  eingesetzt. Bei dokumentierter Lüftung wurde  $a$  auf 3 erhöht (MORAWSKA et al. 1997). Weil in diesem Modell aber alle Werte, auch  $C_{in}$ , mit einer Ungewissheit behaftet waren, können diese Quellstärkenberechnungen keinesfalls als quantitativ genau angesehen werden und sind nur unter Vorbehalt zu interpretieren. Die resultierenden Parameter sind die bestmögliche Anpassung an das vorliegende Modell, dass ebenfalls nur eine Annäherung an die wahren Verhältnisse darstellt.

### 2.3.3. LASAT Modellierung

Für die räumliche Verteilung der Partikelkonzentrationen in Münster wurde eine Modellierung der Jahresmittelwerte der PM10 Massenkonzentration des LANUV NRW übernommen. Diese Modellierung wurde mit LASAT, einer Lagrange-Simulation von Aerosol-Transport, durchgeführt. Das Lagrange AusbreitungsmodeLL simuliert die Ausbreitung von Spurenstoffen anhand von Transport und turbulenter Diffusion die durch Zufallsprozesse berechnet werden. LASAT berücksichtigt die physikalischen Vorgänge (JANICKE 2005):

- Transport durch den mittleren Wind
- Dispersion in der Atmosphäre
- Sedimentation
- trockene Deposition
- Auswaschung und nasse Deposition
- chemische Umwandlung 1. Ordnung

Die Quellen, können 1-, 2- oder 3-Dimensional angegeben werden. Somit können z.B. Straßen als Partikelquelle anhand von Verkehrsstatistiken verwendet werden. Mit LASAT wurden in Münster sechs Verursacheranteile des Feinstaub einzig modelliert und zum regionalen Hintergrundniveau addiert:

- nicht genehmigungsbedürftige Heiz- und Kleinfeueranlagen (HuK)

## 2.3. Partikelkonzentrationen - Messung und Modellierung

- Verkehr auf Straßen (KFZ)
- Offroadverkehr
- Schienenverkehr
- Schiffsverkehr
- Industrie

Das regionale Hintergrundniveau wurde aus Luftpunktmessstationen im ländlichen Raum gemittelt und beträgt  $21 \mu\text{g m}^{-3}$  für PM10 im Jahr 2005. Zur Modellierung der Anteile wurde eine Windfeldstatistik der nahe an Münster gelegenen Messstation Borghorst verwendet um die meteorologischen Bedingungen aufzunehmen.

Die linke untere Ecke des Gebiets hat den Rechtswert 2604296 und den Hochwert 5750319 im 2. Streifen des Gauss-Krüger Koordinatensystems. Die Fläche der Modellierung in Münster betrug 16 km x 19 km, mit einer Zellgröße von 0,25 km. Ausnahme ist die Modellierung der Industrieanteile, die nach Norden um 1 km auf 16 km x 20 km erweitert wurde. Die berechneten Anteile lagen in Tabellenform vor, wobei die erste Zeile der ersten Spalte dem Wert der Rasterzelle in der oberen linken Ecke entsprach. Durch Aufsummierung der einzelnen Anteile und dem Hintergrundwert ergab sich die Gesamtkonzentration. Hierbei wurden die ersten vier Zeilen des Industrieanteils nicht miteinbezogen, weil sie über das eigentliche Modellgebiet von 16 km x 19 km hinausgingen.

Um das Modell in ArcGIS, siehe Abschnitt 2.4.1, darstellen zu können, mussten die Ergebnisse zunächst als Punktdaten eingelesen werden. Dafür wurden die Koordinaten der Rasterzellenmittelpunkte (ausgehend von den Koordinaten der linken unteren Ecke) mit den Zellwerten in einer dbf-Datei gespeichert. Anschließend wurde diese anhand der Rechts- und Hochwerte im Gauss-Krüger-System in ArcGIS eingelesen. Die dargestellten Punkte entsprachen den Mittelpunkten der Rasterzellen und durch eine Interpolation mit der ArcGIS Extension Spatial Analyst, wurde ein Raster mit 250 m Zellgröße und den Zellwerten der Punkte erstellt.

Da für die Modellierung keine Bebauung berücksichtigt wurde, ist die Verteilung des KFZ Belastungsanteils zu groß. Durch die Bebauung sammeln sich die Partikel mehr an den vielbefahrenen Straßen, als es im Modell berechnet wurde. Die Konzentration an den Straßen ist also vermutlich zu gering, während die Konzentration im Hintergrund zu hoch ist. Dadurch können Fehler von über 50 % entstehen, was man bei den weiteren Untersuchungen berücksichtigen sollte. Sobald eine neue Modellierung mit Bebauung vom

## 2. Material und Methoden

LANUV verfügbar ist, kann sie in das GIS Modell dieser Arbeit integriert werden. Für Profile außerhalb des Modellierungsgebietes wurde der Hintergrundwert von  $21 \mu\text{g m}^{-3}$  verwendet.

### 2.4. Expositions-Modellierung mit GIS

Im Partikel-Expositions-Modell wurden Bewegungsprofile und Partikelkonzentrationen zusammengeführt, und ein persönliches Expositionsprofil über den Tag berechnet. Die Modellierung wurde als Applikation in ArcGIS implementiert. Der Benutzer kann über eine graphische Benutzeroberfläche (GUI = Graphical User Interface) einstellen, welches Profil er berechnet haben will und erhält eine Tabelle mit den Ergebnissen der Expositionsmodellierung. Zunächst werden hier die Programme und Technologien, die verwendet wurden, vorgestellt und anschließend die Datengrundlage zusammengefasst, die der Berechnung zugrunde lag. Im nächsten Kapitel "Ergebnisse" werden dann die Implementierungsdetails des Modells und die resultierenden Profile in Abschnitt 3.3 auf Seite 55 präsentiert.

#### 2.4.1. ArcGIS, ArcObjects und COM

ArcGIS ist eine Produktfamilie von Geoinformationssystemen (GIS) entwickelt von ESRI (Environmental Systems Research Institute) die zur Darstellung, Analyse und Verwaltung von Geodaten konzipiert wurde. Aus dem Bereich der Desktopanwendungen wurde die ArcView Version verwendet, die wiederum aus einzelnen Programmen besteht. Davon sollen hier nur ArcCatalog und ArcMap genannt werden, da diese in der vorliegenden Arbeit verwendet wurden. Mit ArcCatalog findet die Verwaltung der Geodaten und Tabellen statt, in ArcMap werden Daten kartographisch dargestellt und räumliche Analysen durchgeführt. ArcGIS basiert auf einer relationalen Datenbank, in der nicht nur die Attribute und Datensätze der Geodaten, sondern auch deren geodätischen Attribute und Relationen, wie Topologie und Geometrie gespeichert sind. Die Daten in dieser Arbeit wurden, abhängig von ihrer Art, auf drei Repräsentationsarten dargestellt (verändert nach ZEILER 1999):

- Zellenbasiert - Raster Repräsentation
- Objektbasiert - Vektorbasierte Repräsentation (Punkte, Polylinien, Polygone)
- nicht-Geo Daten - Tabellen Repräsentation

ArcGIS bietet die Möglichkeit seine GIS Funktionalitäten über die Objektbibliothek ArcObjects anzusprechen und für die eigenen Applikationen zu verwenden. ArcObjects basiert auf dem Component Objects Model (COM) von Microsoft. COM ist eine sprachunabhängige Komponentenplattformtechnologie, basierend auf dem Client/Server Anwendungsprinzip. Es bietet Clientprogrammen über COM Interfaces, Zugriff auf die gewünschten Eigenschaften und Methoden des COM Servers bzw. Objektes. Dabei kann ein Client auch gleichzeitig ein Server für eine andere Anwendung sein (ZWINTZSCHER 2005). In Abb. 2.4 sieht man ein Beispiel hierfür, bei dem die ArcMap Anwendung gleichzeitig Server für die VBA Applikation und Client des Map Servers ist. Dieses Prinzip vereinfacht es flexible Programme und Anwendungen aufzubauen, die über Interfaces miteinander kommunizieren, ohne das die genau Funktionalität innerhalb der Anwendungen nach außen offengelegt ist (Kapselung).

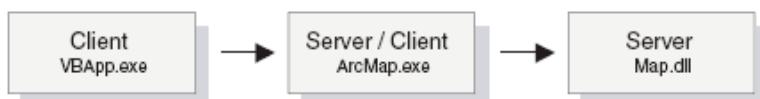


Abbildung 2.4.: Client/Server Beispiel bei ArcObjects. (ZEILER 2001)

Das Komponentenmodell ermöglicht es dabei, die Funktionen der gekapselten Komponenten für die eigene Anwendung wiederzuverwenden. ArcObjects bietet solche Komponenten als Klassen, abstrakte Klassen und Co-Klassen an, die Zugang zu den GIS Fähigkeiten bieten (ZEILER 2001). Jede Extension von ArcView besitzt ein ArcObjects-Modell-Diagramm, in dem alle verfügbaren Klassen und Schnittstellen und deren Funktionen, Methoden und Relationen aufgeführt sind. In ArcMap ist es damit möglich, mit einem VBA (Microsoft Visual Basic for Applications) Skript die Methoden der ArcObjects-Komponenten nach Belieben zu kombinieren. Dies hat den Vorteil, dass direkter Zugriff auf ArcObjects besteht und das VBA Projekt mit dem ArcMap Dokument verknüpft ist. Darüber hinaus werden aber auch Entwicklungen mit Java, C++ und .NET Programmiersprachen von ArcGIS unterstützt. .NET ist ebenfalls eine Microsoft Plattformtechnologie, die mit unterstützenden Programmiersprachen entwickelt wurde (ZWINTZSCHER 2005). Eine der bekannteren davon ist C#, das in dieser Arbeit verwendet wurde. Das Projekt wurde in der Entwicklungsumgebung Visual Studio 2003 geschrieben und nutzt das .NET framework 1.1. Durch Anbindung von ArcGIS Klassenbibliotheken, sogenannten dynamic link libraries (dll), in das Projekt wurde der Zugriff auf die Komponenten von ArcObjects ermöglicht. Anschließend wurde das gesamte Projekt selber als Komponente im COM registriert. In einem ArcMap Dokument mussten

## 2. Material und Methoden

die Daten auf die zugegriffen wurde, also z.B. das GPS Profil, als Layer eingeladen sein. Durch das ArcMap Dokument Interface wurde von der Applikation auf die einzelnen Layer zugegriffen. Im nächsten Abschnitt sind die verwendeten Datensätze und in Abschnitt 3.3.1 auf Seite 55 die Implementierungsdetails dazu beschrieben.

### 2.4.2. Datengrundlage

Alle Daten die für die Analyse in ArcGIS benutzt wurden, sind in Tab. 2.4 aufgeführt.

Tabelle 2.4.: Datengrundlage in ArcGIS.

$T = \text{Anzahl der Testpersonen}$

Datenart	Anzahl	Repräsentation
LASAT Modell	1	Raster
Testpersonen Profile	1	Tabelle
GPS Profil	$2*T$	Vektor - Punkte
24 h Tagebuch	$2*T$	Tabelle
Messwerte LANUV Stationen	4	Tabelle
Straßen Buffer	2	Vektor - Polygon
PM Expositionsergebnisse	$2*T$	Tabelle

Das LASAT Modell konnte nach der beschriebenen Datenumwandlung von Punkt- in Rasterdaten für die Analyse verwendet werden. Die Tabelle "Testpersonen Profile" enthielt die Ergebnisse der Profilfragebögen der Probanden. Die Anzahl der Profile war  $2*T$ , da jeweils ein Wochenend- und ein Wochentagprofil vorlagen, wobei  $T = \text{Anzahl der Testpersonen}$  war. Die Messwerte der vier LANUV Stationen, siehe Abschnitt 2.1.2 auf Seite 20, wurden in jeweils einer eigenen Tabelle mit Halbstundenmittelwerten für den Messzeitraum der Profile gespeichert. Über das Datum des entsprechenden Profils konnte auf die zugehörige Spalte und über die Uhrzeit auf die richtige Zeile zugegriffen werden. Die Straßen Buffer sind 50 m bzw. 100 m Puffer um die Haupt-/Bundesstraßen bzw. Autobahnen im Bereich Münster. Diese Puffer wurden notwendig, um eine Einteilung in verkehrsnahe und verkehrsferne Gebiete vorzunehmen. GPS Punkte innerhalb der Puffer wurden mit den Verkehrsstationen VMUE, VMSS und/oder VMSW parametrisiert, außerhalb mit MSGE (siehe hierfür Abschn. 3.3.1 auf Seite 55). In den Tabellen "PM Expositionsergebnisse" wurden anschließend die Ergebnisse der PM Exposition in 5 Minuten Werten abgespeichert, weil sich das Verhalten der Probanden in den Tagebüchern teilweise in 5 Minuten Intervallen änderte, was wiederum die Exposition beeinflussen konnte.

## *2.4. Expositions-Modellierung mit GIS*

Das gesamte Projekt wurde so angelegt, dass es jederzeit um neue Profile erweiterbar ist. Hierbei muss für die neue Testperson in die "Testpersonen Profile" Tabelle eine neue Zeile einfügt, GPS Profil und Tagebuch in ArcMap eingeladen und die Messwerte der LANUV Station um den neuen Zeitraum ergänzt werden. Für die Zukunft wäre hier auch eine direkte Datenbankanbindung an die LANUV Messstationswerte sinnvoll, so dass die Werte nicht manuell ergänzt werden müssen.

# **3. Ergebnisse**

## **3.1. Testpersonen**

### **3.1.1. Profilfragebögen**

Die Ergebnisse der Profilfragebögen der sechs Testpersonen (T1-T6) sind in Tab. 3.1 dargestellt. Es haben drei weibliche und drei männliche Personen im Alter zwischen 19 und 40 Jahren teilgenommen. Davon war ein Teilnehmer Schüler, zwei Studentinnen und drei Arbeitnehmer. T2 ist Raucher, bei den anderen Testpersonen war kein Raucher im Haushalt. In der Wohnungsart unterschieden sich drei Kategorien: Appartement, Zimmer in einer Wohngemeinschaft und Haus/Wohnung. Ebenso gab es drei Möglichkeiten beim Lüftungsverhalten: nachts durchgängig, tagsüber Stoßlüften und ständiges Lüften. Die Heizung war vorwiegend Gas, Kamine waren nicht vorhanden und der Herd war bei allen sechs Personen strombetrieben, sodass hier keine zusätzliche Exposition durch Kaminfeuer oder Gasflammen zu berücksichtigen war. Die einzige Ölheizung fand sich bei T6. Da die Person in einer Wohnung wohnt, ist die Heizungsart (die Ölheizung steht im Keller) bei der Expositionsberechnung zu vernachlässigen. Erkrankungen lagen nur bei T5 vor und Sportaktivitäten bei allen. Beim üblichen Verkehrsmittel dominierte das Fahrrad, bis auf die Arbeitnehmer T5 und T6, die auch Auto und Bahn mitbenutztten oder zu Fuß unterwegs waren.

### **3.1.2. 24-h-Tagebücher und Microenvironments**

Von allen Testpersonen wurde ein Wochentag (Arbeitstag) und ein Wochenendtag mit GPS und Tagebuch dokumentiert. T2 hatte ein zusätzliches Wochentag- und ein Wochenendprofil aufgezeichnet. Damit lagen 14 Tagebücher mit GPS Profilen vor, sieben an Wochentagen und sieben an Wochenenden. Alle Tagebücher sind komplett im Anhang C dokumentiert.

Die typisierten Innenraum- und Außen-Microenvironments der Tagebücher sind in Tab. 3.2 zusammengestellt. Die Macroenvironments beschreiben die grobe Einteilung

### 3.1. Testpersonen

Tabelle 3.1.: Ergebnisse der Testpersonen (T1-T6) Profilfragebögen.

T - Nr.	T1	T2	T3	T4	T5	T6
<b>Alter</b>	23	24	27	19	40	40
<b>Geschlecht</b>	w	w	m	m	w	m
<b>Berufsstand</b>	Student	Student	Vollzeit	Schüler	Hausfrau + Teilzeit 12 h/Woche	Vollzeit
<b>Raucher</b>	nein	selbst (20/Tag)	nein	nein	nein	nein
<b>Wohnung</b>	Zimmer	Appartement	Zimmer	Haus	Haus	Wohnung
<b>Heizung</b>	Gas	Gas	Gas	Gas	Gas	Öl
<b>Kamin</b>	nein	nein	nein	nein	nein	nein
<b>Herdart</b>	Strom	Strom	Strom	Strom	Strom	Strom
<b>Lüftung</b>	nachts ständig	nachts ständig	tags Stoßlüften	ständig	tags Stoßlüften	tags Stoßlüften
<b>Erkrank- ungen</b>	keine	keine	keine	keine	Allergien: Tierhaare, Gräser	keine
<b>Sport Aktivitä- ten wöchent- lich</b>	2 x Indoor, 1 x Outdoor	3 x Indoor	ca. 2 x Outdoor	6 x Indoor	1 x Indoor	1 x Outdoor, 1 x Indoor
<b>übliche Verkehrs- mittel</b>	Fahrrad	Fahrrad	Fahrrad	Fahrrad	Wetter abhängig: Auto, Fahrrad, zu Fuß	Auto (Arbeit), Fahrrad (Stadt), Bahn (alle 2 Wochen)

### 3. Ergebnisse

Tabelle 3.2.: Aufenthaltsorte nach der Tagebuchauswertung in 3 Abstraktionsstufen.

Microenvironment	Mesoenvironments	Macroenvironments
Zuhause allgemein	Zuhause	Indoor
Zuhause Küche	“	
Zuhause Bad	“	
Zuhause Arbeitsplatz (Büroarbeit)	“	
Zuhause Schlafzimmer (schlafen)	“	
Andere Wohnung	Wohnung	
Büro	Büro	
Uniraum	Uni/Schule	
Schule	“	
Restaurant	Restaurant	
Kneipe	Kneipe	
Geschäft	Geschäft/öff. Gebäude	
Frisör	“	
Arzt	“	
Kindergarten	“	
Kino	“	
Sporthalle	Sporthalle	
Schwimmbad	“	
zu Fuß	Outdoor	Outdoor
Fahrrad	“	
Auto	Auto	Fahrzeug
Bus	öffentl. Verkehrsmittel	
Zug	“	

in "Indoor", "Outdoor" und "Fahrzeug". Die Mesoenvironments wiederum sind die Umgebungen, die sich mit dem Indoor Modell berechnen ließen. Die genaue Modellierung hierzu ist in Abschnitt 3.3.1 auf Seite 55 erklärt. Bei den Microenvironments sind "Zuhause Arbeitsplatz" und "Zuhause Schlafzimmer" Sonderfälle, da hier die Aktivität mit eingeflossen ist. Hatte die Testperson "schlafen" als Aktivität angegeben, wurde davon ausgegangen, dass sie sich im Schlafzimmer aufhielt. Der Arbeitsplatz wurde bei Computerarbeit, oder Büroarbeit als Aufenthalt registriert.

Durch die Aufenthaltszeiten in den jeweiligen Microenvironments wurde über alle sechs Testpersonen der durchschnittliche tägliche Aufenthaltsanteil berechnet, wie in Abb. 3.1 auf der nächsten Seite zu sehen ist. Auf der linken Seite ist die durchschnittliche tägliche Verteilung auf die Mesoenvironments über alle zwölf Profile zu sehen. Dabei wurden von T2 jeweils nur das zweite Wochentag und Wochenendprofil verwendet, weil die GPS Daten besser waren. Es ist deutlich erkennbar, dass durchschnittlich der größte

### 3.1. Testpersonen

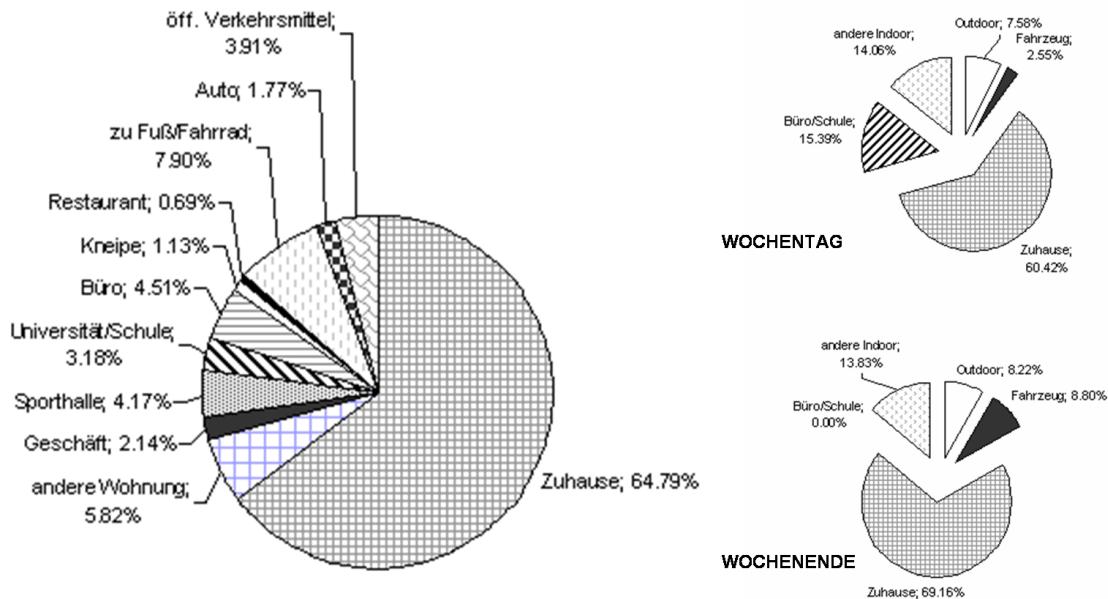


Abbildung 3.1.: Durchschnittliche Aufenthaltszeit aller Testpersonen pro Tag in %.  
links: Mesoenvironments über alle Profile, rechts: zusammengefasste Darstellung für Wochentag- und Wochenendprofile

Anteil des Tages zu Hause verbracht wurde, nämlich knapp zwei Drittel. Den zweitgrößten Anteil machte bereits der Outdoorbereich (zu Fuß/Fahrrad), mit knapp 8 % aus. Insgesamt hielten sich die Testpersonen etwa 86 % des Tages in Innenräumen auf und 14 % außerhalb, davon 6 % in Fahrzeugen.

Auf der rechten Seite der Abbildung sieht man die Verteilung der zusammengefassten Environments auf Wochentag und Wochenende. Der Indooranteil am Wochenende ist mit 83 % geringer als in der Woche. Dagegen ist der Anteil, den die Testpersonen zu Hause verbracht haben, am Wochenende mit 70 % höher als in der Woche mit 60 %. Der Indooranteil schwankte bei den 12 Profilen zwischen 31 % und 98 %, und lag bei den meisten über 90 %. Außer T3 hatte nur T1 öffentliche Verkehrsmittel benutzt, während das Auto von mehreren Personen benutzt wurde. Die zurückgelegten Strecken waren dabei deutlich kürzer als mit Bus und Zug. Dadurch ist der Gesamtanteil am Tag geringer, wie aus dem linken Teil der Abbildung ersichtlich wird. Universität, Schule und Büro wurden, wie zu erwarten, nur an Wochentagen besucht. Der Anteil der anderen Indoorbereiche wie Geschäfte, öffentliche Gebäude und Kneipen/Restaurants ist im Vergleich zwischen Wochentag und Wochenende etwa gleich. Durchschnittlich knapp 7 % eines Tages waren Raucher anwesend, an Wochentagen (5,3 %) etwas weniger als am Wochenende (8 %). T5 und T6 hatten keinen Raucheranteil, T2 hatte mit durchschnittlich 42

### 3. Ergebnisse

% den größten Anteil.

#### 3.1.3. GPS Profile

Die GPS Daten der Testpersonen waren von unterschiedlicher Qualität. Das Wochentagprofil von T1, T2 (erstes Profil), T4 und T5 und die Wochenendprofile von T3 und T4 waren lückenhaft. Im Stadtgebiet wurden die fehlenden Punkte ergänzt. Außerhalb der Stadt war keine genaue Kenntnis der geografischen Lage notwendig, da bei der Modellierung mit dem konstanten Hintergrundwert der LASAT-Modellierung gerechnet wurde. Die Auswertung der GPS Daten auf Erkennung von Indooraufenthalt und Signalverlust ist in Abschnitt 3.3.1 auf Seite 63 weitergehend beschrieben.

## 3.2. ELPI Messungen

### 3.2.1. Seminarraum

#### 3.2.1.1. Messergebnisse

Die Massenkonzentrationen von PM1.0 und PM2.5, die sich aus der ELPI Messung im Seminarraum ergaben, sind in Abb. 3.2 auf der nächsten Seite dargestellt. Es ist deutlich erkennbar, dass während eines Seminars die PM2.5-Masse erhöht wurde. Wie in Abschnitt 2.1.3 auf Seite 22 erwähnt, sollten laut Plan vier Seminare während der Messperioden stattfinden. Am 11.12.06 von 14 bis 16 und von 16 bis 18 Uhr und am 12.12.06 von 10 bis 12 Uhr ist ein Anstieg der Partikelmasse in Korrelation mit den Seminaren zu sehen. Das Seminar, das von 8 bis 10 Uhr am 12.12.06 stattfinden sollte, hat keinen solchen Anstieg verursacht. Lediglich kurz vor 8 Uhr gab es einen geringen Anstieg, der schnell wieder absank. Auf Nachfragen beim Dozenten stellte sich heraus, dass der Kurs in einem anderen Raum stattgefunden hatte, aber einige Studenten zunächst im Messraum waren. Die Abb. A.2 zum Vergleich zwischen den Massen der ELPI Stufen im Anhang zeigt, dass hier vor allem Stufe 10 und 12 an Masse zugenommen haben.

Der Anstieg der PM1.0 durch die Seminare war deutlich geringer als für PM2.5. Das Verhältnis PM1.0/PM2.5, dargestellt im Anhang A.1, das im geometrischen Mittel bei 0,61 lag, sank zu Seminarbeginn auf Werte unter 0,5 und stieg dann wieder an. Nachts trat eine unbekannte PM2.5 Quelle auf. Kurz vor 4 Uhr am Morgen des 12.12.06 stieg sowohl PM2.5 als auch PM1.0 innerhalb von 10 Minuten um 60 % bzw. 30 % an. Dieser Anstieg war sowohl stärker als auch schneller als zu den Seminarzeiten. Ein Fehler des

### 3.2. ELPI Messungen

Messgerätes ist weitestgehend ausgeschlossen, da die Werte sich danach langsam wieder absenkten. Da zu diesem Zeitpunkt keine Aktivität im Institut dokumentiert war, ist die Quelle vorläufig unbekannt.

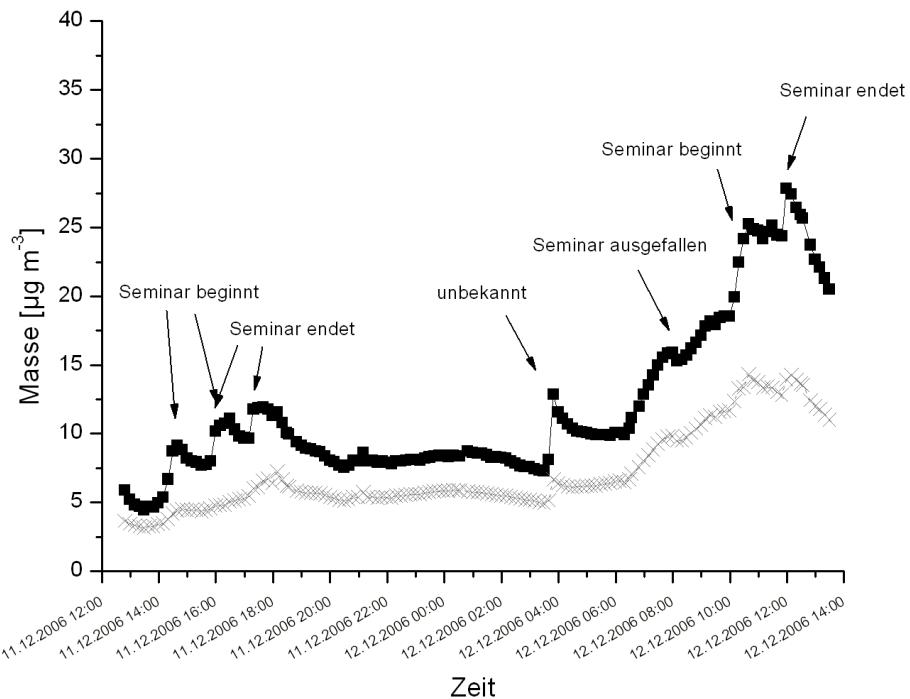


Abbildung 3.2.: 10-Minuten-PM2.5 (schwarze Quadrate) und PM1.0 Mittelwerte (Kreuze) der Massenkonzentration während der Seminarmessung.

Der kontinuierliche Anstieg der Masse von etwa 6:30 bis 12:00 Uhr am 12.12.06 stand in Korrelation mit den Außenkonzentrationen, wie in Abb. 3.3 auf der nächsten Seite ersichtlich ist. Hier sind die PM2.5 Messwerte der Stationen, mit dem Faktor 0,7 aus den PM10 Daten gewonnen, den 30-Minuten-Mittelwerten der Innenraummessung des Seminarraums gegenübergestellt. Wie erkennbar ist, stiegen auch die stationären Messungen der Außenkonzentrationen am 12.12.06 deutlich an, erreichten aber zeitlich vor den Seminarraumkonzentrationen ihr Maximum. Die Zunahme im Indoorbereich fand hier auch für die Stufen 5 und höher statt, wie man im Anhang sehen kann. Da für alle Daten keine Normalverteilung vorlag, wurde der Rangkorrelationskoeffizient nach Spearman berechnet und in der Abbildung aufgelistet. Er zeigte, dass die Hintergrundstation MSGE und die Verkehrsstation VMSS eine bessere Korrelation mit den Innenraummessungen aufwiesen als die Verkehrsstation VMUE. Im Vergleich zu den anderen Innenraummessungen ist die Korrelation mit den Außenmesswerten hier am höchsten.

### 3. Ergebnisse

Eine zeitliche Verschiebung der stationären Messwerte um 0,5 bis 3 Stunden nach hinten im Vergleich zur Innenraummessung brachte für VMUE minimale Verbesserungen in der Korrelation (0,52) und für die anderen beiden Stationen eine Verschlechterung.

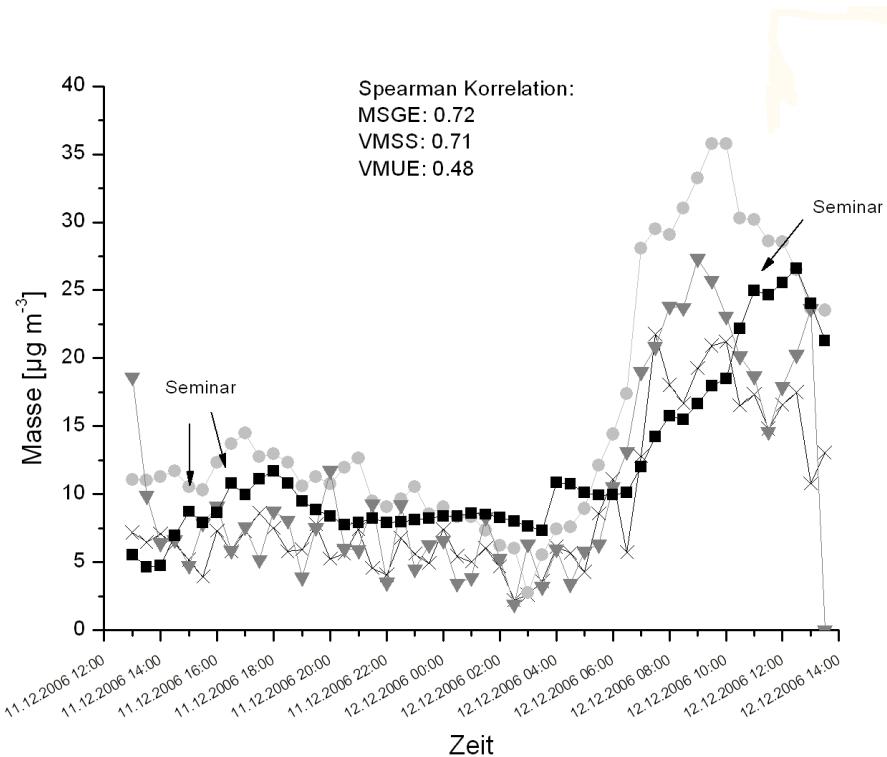


Abbildung 3.3.: Vergleich der 30-Minuten-PM2.5-Mittelwerte der Seminarmessung (schwarze Quadrate) mit LANUV Stationsmessungen (Kreuze: MSGE, graue Dreiecke: VMUE, graue Kreise: VMSS) und Korrelationskoeffizienten.

In den Daten sieht man darüber hinaus, dass die Außenmessungen deutlich stärker schwankten als die Innenmessungen. Die Werte der Stationen lagen teilweise über und teilweise unter den Seminarraummesswerten. Im Vergleich zu den stationären Außenmessungen ergaben sich Indoor/Outdoor (I/O) Verhältnisse im geometrischen Mittel von 1,39 (MSGE), 0,80 (VMSS) und 1,21 (VMUE). Somit lagen die Indoorpartikelkonzentration in diesem Seminarraum tendenziell leicht über den außen herrschenden Konzentrationen.

#### 3.2.1.2. Parameterbestimmung

Die Ergebnisse der Parameterberechnung nach der Gauß Matrix für Austauschrate  $a$ , Depositionsfaktor  $D$  und Indoorquellstärke  $E_i$ , sind in Tabelle 3.3 aufgeführt. Es wurde

### 3.2. ELPI Messungen

zwischen Seminarzeiten tagsüber und Zeiten in denen niemand anwesend war (bzw. sein sollte) unterschieden. Weil die Berechnung über drei Zeitintervalle stattfinden musste, (Abschnitt 2.3.2.2 auf Seite 32), überlappten sich an den Grenzen zwischen den beiden Zeiten die berechneten Parameter durch Einbeziehung von Intervallen beider Zeiten. Da die Parameter aber für die einbezogenen drei Zeitintervalle als konstant angenommen wurden, wurden jeweils das 30-Minuten-Intervall vor und nach solchen Grenzen nicht mit in die Berechnung einbezogen. Die Deposition  $D$  zeigte für beide Bereiche nur eine geringe Differenz von  $0,03 \text{ h}^{-1}$ , während  $a$  und  $E_i$  für die Seminarzeit deutlich größer waren. Bei der Modellierung mit diesen Werten ließ sich feststellen, dass die Werte von  $E_i$  zu deutlich erhöhten modellierten Werten gegenüber den Messwerten führten. Die Mittelwerte der modellierten PM2.5 Masse über den gesamten Zeitraum lagen bei  $14,5 \mu\text{g m}^{-3}$  (MSGE),  $18,2 \mu\text{g m}^{-3}$  (VMSS) und  $15,6 \mu\text{g m}^{-3}$  (VMUE), während die Messung bei  $11,8 \mu\text{g m}^{-3}$  lag.

Tabelle 3.3.: Berechnete Parameter Austauschrate  $a$ , Deposition  $D$  und Indoorquellstärke  $E_i$  für die Seminarraummessung.

Zeitraum	$a[\text{h}^{-1}]$	$D[\text{h}^{-1}]$	$E_i[\text{mg h}^{-1}]$
Seminar	0,74	0,44	2,66
niemand anwesend	0,56	0,47	2,22

Mit der Annahme, dass  $a$  und  $D$  gut berechnet wurden, konnte die zweite Quellstärkenbestimmung nach Gleichung 2.4 auf Seite 31 durchgeführt werden. Hierbei wurden die Berechnungen für alle drei LANUV Stationsmodellierungen über die Seminar- und Nicht-Seminarzeiten gemittelt und ergaben geringere Werte als die erste Berechnung. Die ubiquitäre Indoorquelle, die auch nachts im Seminarraum herrscht wurde somit auf  $0,857 \text{ mg h}^{-1}$  bestimmt. Der zusätzliche Beitrag während der Seminare betrug  $1,32 \text{ mg h}^{-1}$ . Durch die theoretische Anzahl von 30 Studenten im Seminarraum geteilt ergab sich eine Quellstärke von  $0,044 \text{ mg h}^{-1}$  pro Person. Die unbekannte Quelle nachts wurde ebenfalls bestimmt und lag bei  $0,926 \text{ mg h}^{-1}$ .

Es ist wichtig festzuhalten, dass die Mittelung über alle Stationen zu geringeren Werten für die Indoorquellstärken führte, als durch die alleinige Verwendung der Hintergrundstation MSGE. Der Anteil der Innenraumkonzentration, der aus eingedrungenen Außenpartikeln bestand, ließ sich mit dem Verhältnis B (Gl. 2.3 auf Seite 31) und der Außenkonzentration berechnen. Dieser Anteil an der Innenraumpartikelmasse lag bei 39 % (MSGE), 46 % (VMUE) und 69 % (VMSS). Da der restliche Anteil zur Indoorquellstärkenberechnung dient, führt dies bei MSGE zu höheren Werten, als bei VMUE

### 3. Ergebnisse

und VMSS. Eventuell wurden dadurch die Innenraumquellen unterschätzt.

#### 3.2.2. Büro

##### 3.2.2.1. Messergebnisse

Der Messzeitraum im Büro vom 13. bis zum 14.12.06 betrug 25,5 Stunden und war damit der längste der ELPI Messungen. Die Ergebnisse für PM<sub>2,5</sub> und PM<sub>1,0</sub> sind in Abb. 3.4 auf der nächsten Seite dargestellt. Auffällig ist vor allem der Anstieg beider Massen auf 84 bzw. 46  $\mu\text{g m}^{-3}$  als Kerzen angezündet wurden. Anschließend sank die Konzentration wieder und blieb für die Kerzenbrennzeit bei über 60  $\mu\text{g m}^{-3}$  PM<sub>2,5</sub>. Das Verhältnis PM<sub>1,0</sub>/PM<sub>2,5</sub> (Anhang A), das im Mittel 0,62 betrug, fiel auf unter 0,5 während dieser Zeit. Die Partikelproduktion fand dabei in allen Größenklassen statt, die Partikelanzahl  $\text{cm}^{-3}$  stieg von durchschnittlich 3000 auf über 29000 an.

Am 13.12.06 waren bis 19 Uhr und am 14.12.06 ab 9 Uhr (meistens) zwei Personen im Büro anwesend. Jeweils bei Verlassen und Ankunft im Büro war ein Peak der PM<sub>2,5</sub> Masse zu verzeichnen. Auch lag in der Zeit, in der Personen anwesend waren die durchschnittliche Konzentration mit 17  $\mu\text{g m}^{-3}$  höher als nachts mit 12,5  $\mu\text{g m}^{-3}$ . Durch das Lüften am 13.12. um 16:48 Uhr und am 14.12. um 09:08 Uhr ist ebenfalls ein Peak bei PM<sub>2,5</sub> und PM<sub>1,0</sub> entstanden. In der Abb. A.4 der einzelnen ELPI Stufen im Anhang ist erkennbar, dass Partikel der Stufen 4-12 an dem Anstieg beteiligt waren. Das PM<sub>1,0</sub>/PM<sub>2,5</sub> Verhältnis (Abb. A.3) hatte sich dabei nicht signifikant geändert. Nachts lag es mit durchschnittlich 0,65 leicht über dem Tagesmittel von 0,6.

Alle vier LANUV Stationen hatten Daten an diesen beiden Tagen aufgezeichnet und konnten zum Vergleich herangezogen werden. Im Vergleich mit den stationären Außenmessungen zeigte sich, wie in Abb. 3.5 auf Seite 50 erkennbar ist, dass die Innenraumpartikelkonzentrationen bis auf die Kerzenbrenndauer im gleichen Bereich wie die Stationswerte lagen. Es gab, vor allem nachts, deutlich weniger Schwankungen bei den Innenraummesswerten als bei den Außenmesswerten. Das PM<sub>2,5</sub> Maximum der Verkehrsmessstation VMSW von 09:00 bis 11:00 Uhr führte dazu, dass das I/O Verhältnis vom Büro zu VMSW, trotz der zusätzlichen Kerzenpartikelproduktion, im geometrischen Mittel bei 0,77 lag. Auch die verkehrsbeeinflusste Station VMSS hatten mit 0,80 ein I/O Verhältnis von unter 1. Dagegen lagen MSGE mit 1,38 und VMUE mit 1,13 im Mittel unterhalb von den Indoorkonzentrationen. Bei Ausschluss der Kerzenzeit, lag nur noch MSGE im I/O Verhältnis über 1.

Die Spearman Korrelation der Stationsmesswerte mit den ELPI Werten ist für VMSS,

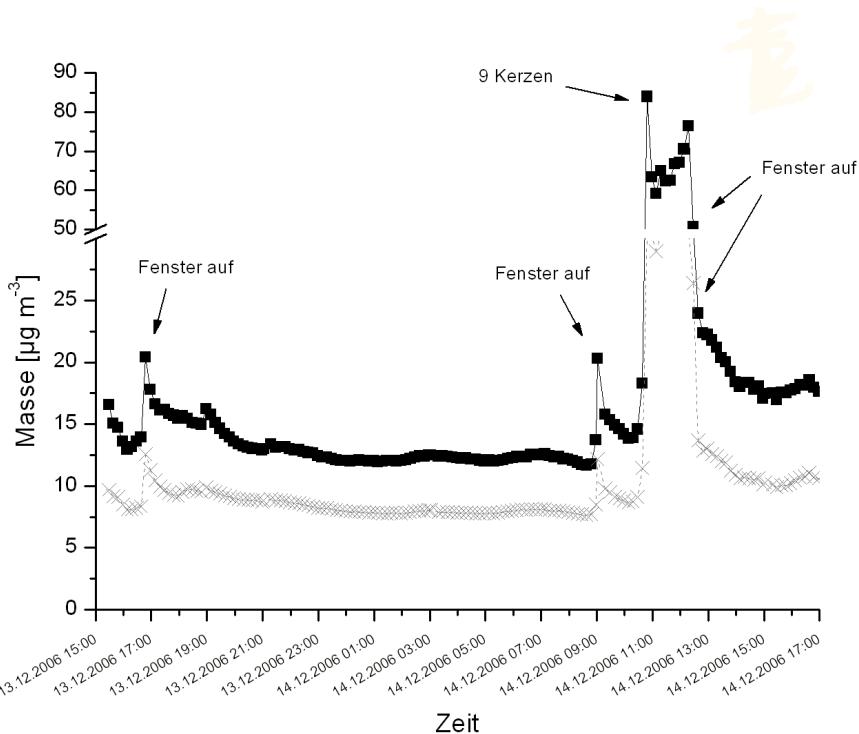


Abbildung 3.4.: 10-Minuten-PM2.5 (schwarze Quadrate) und PM1.0 Mittelwerte (Kreuze) der Massenkonzentration während der Büromessung.

VMSW und VMUE ähnlich groß und im Vergleich dazu für MSGE deutlich schlechter.

### 3.2.2.2. Parameterbestimmung

Für den Vergleich der Büromessung mit den Außenstationen lagen Messwerte von beiden Verkehrsmesstationen VMSS und VMSW vor. Da bei der Parameterberechnung über alle Stationen gemittelt wird, wurde hier nur eine Verkehrsstation mitberücksichtigt, um den Verkehrsanteil nicht überzubewerten. Dafür wurde VMSS gewählt, da VMSW durch sein Maximum einen geringeren Einfluss auf die Innenraummessungen zeigte.

Die für die Büromessung berechneten Parameter sind in Tab. 3.4 aufgelistet. Für die Zeit während der Kerzen brannten, wurde  $E_i$  extra berechnet und sonst wie  $a$  und  $D$  für die Zeiten mit und ohne Personen gemittelt. Die Austauschrate  $a$  war bei Personen-anwesenheit höher als ohne, während die Deposition  $D$  niedriger war. Die Indoorquellen waren offensichtlich, wie auch bei der Seminarmessung, bei Anwesenheit von Menschen größer als ohne. Beim Einsetzen der Parameter in die Modellierung wurde allerdings erneut deutlich, dass die Werte für  $E_i$  zu hoch waren, was zu extrem hohen Tagesmittel-

### 3. Ergebnisse

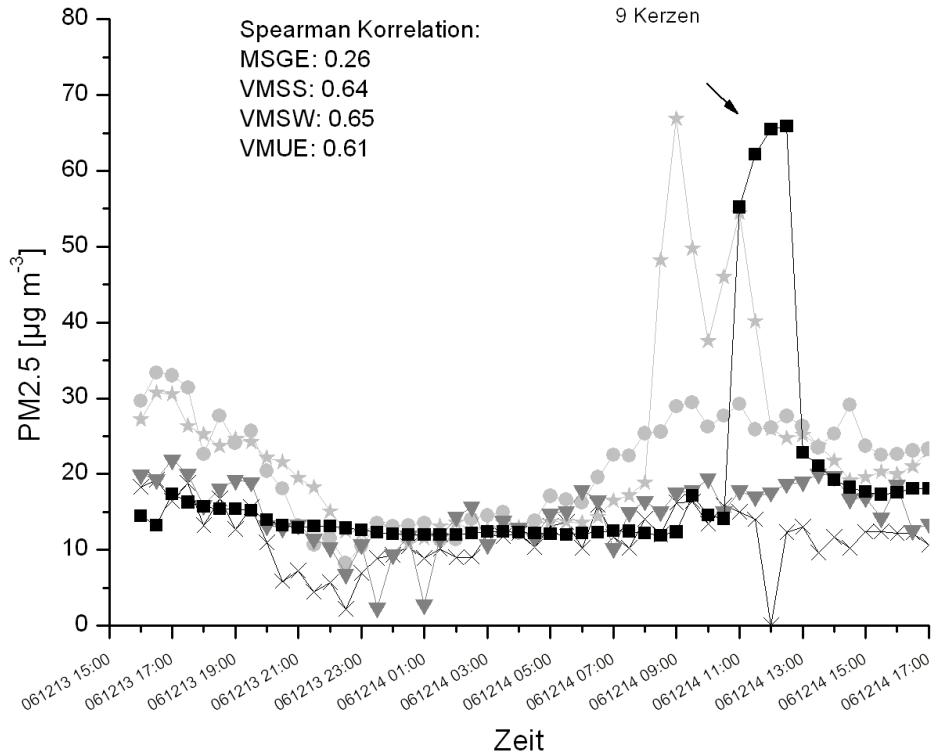


Abbildung 3.5.: Vergleich der 30-Minuten-PM2.5-Mittelwerte der Büromessung (schwarze Quadrate) mit LANUV Stationsmessungen (Kreuze: MSGE, graue Dreiecke: VMUE, graue Kreise: VMSS, graue Sterne: VMSW) und Korrelationskoeffizienten.

werten der modellierten Werte zwischen 59,1 und 66,4  $\mu\text{g m}^{-3}$  führte. Diese Abweichung ist eindeutig auf zu große Indoorquellstärken zurückzuführen, da auch eine Verringerung der Austauschrate und Deposition nicht diesen Effekt erklären könnte.

Tabelle 3.4.: Berechnete Parameter Austauschrate  $a$ , Deposition  $D$  und Indoorquellstärke  $E_i$  für die Büromessung.

Zeitraum	$a[\text{h}^{-1}]$	$D[\text{h}^{-1}]$	$E_i[\text{mg h}^{-1}]$
Tag: 2 Personen	0,69	0,27	2,52
Nacht: niemand anwesend	0,13	0,50	1,25
Kerzenzeit	-	-	2,49

Deshalb wurden die Innenraumquellen mit dem berechneten I/O Verhältnis bestimmt (Gl. 2.4 auf Seite 31). Der Partikelanteil der Innenraumkonzentration, der von Außen eingedrungen war, betrug dabei für die Modelle zwischen 50 % und 88 %. Dies führte, wie auch bei der Seminarmessung zu höheren Quellstärken bei der Hintergrundstation

MSGE als bei den Verkehrsstationen VMSS und VMUE. Aus der Mittelung der Quantifizierungen ergaben sich für die Zeiten ohne Personen eine Partikelquellstärke von  $0,100 \text{ mg h}^{-1}$  und für Personenanzahl zusätzliche  $0,078 \text{ mg h}^{-1}$ . Pro Person ergab sich ein Wert von etwa  $0,039 \text{ mg h}^{-1}$  und lag damit deutlich niedriger als die entsprechende Berechnung des Seminarraums. In der Zeit während die Kerzen brannten berechnete sich ein Quelle von  $3,1 \text{ mg h}^{-1}$  zusätzlich zu den Personen. Auf eine einzelne Kerze berechnet ergab dies  $0,367 \text{ mg h}^{-1} \text{ Kerze}^{-1}$ . Allerdings ist es möglich, dass die acht Teelichter eine andere Emission verursachten als die eine Bienenwachskerze. Die Unterschiede hierbei sind nicht mehr analysierbar.

### 3.2.3. Wohnung

#### 3.2.3.1. Messergebnisse

Die Messung in der Wohnung fand im Januar, also deutlich nach den anderen beiden Messungen statt. Die Ergebnisse der Massenberechnungen sind in Abb. 3.6 zu sehen. Das PM1.0/PM2.5 Verhältnis betrug im Mittel 0,56 und lag damit niedriger als in der Büro- und Seminarmessung und ist im Anhang A.5 dargestellt.

Die Massenkonzentration erreichte im Messverlauf ein erstes Maximum um etwa 14 Uhr bei der Personenankunft. Gleichzeitig fand ein Kochereignis bei geöffneter Tür in der angrenzenden Küche statt. Die PM2.5 Masse stieg hierbei stärker an als PM1.0 und das Verhältnis sank dadurch auf sein Minimum von 0,4. Dabei fand die Zunahme der Masse, mit über 200 % zwischen 13:25 Uhr und 13:55 Uhr, hauptsächlich in den Stufen 1, 2 und 9 bis 12 statt. Später, von 17:05 bis 18:30 Uhr, wurden fünf Zigaretten geraucht, was zu einem starken Anstieg beider Massenfraktionen führte. Während der Raucherzeit wurde immer wieder kurz gelüftet. Das Maximum war hierbei mit  $712 \mu\text{g m}^{-3}$  PM2.5 und  $619 \mu\text{g m}^{-3}$  PM1.0 nach der dritten Zigarette um 17:45 Uhr erreicht. Das PM1.0/PM2.5 Verhältnis hatte dort mit 0,87 ebenfalls sein absolutes Maximum. Innerhalb der nächsten Stunde fiel die Konzentration dann wieder deutlich ab. Zwischen 19:30 und 20:00 Uhr war die Balkontür geöffnet. In dieser Zeit, um 19:45 Uhr erreichte die PM2.5 Konzentration ihr absolutes Minimum von  $16,3 \mu\text{g m}^{-3}$ . Das Verhältnis stieg dadurch wieder an, da PM1.0 während der Lüftung relativ konstant blieb. Zwischen 20:30 und 21:30 Uhr schwankte die PM2.5 Konzentration erneut deutlich, PM1.0 dagegen wenig.

Zu Beginn der Schlafphase gegen 01:15 Uhr wurde die Bettdecke ausgeschüttelt und erneut kurz gelüftet. Sowohl die PM2.5 als auch die PM1.0 Masse blieben danach während der Schlafphase auf einem höheren Niveau als am Tag ohne Quellereignisse. Das

### 3. Ergebnisse

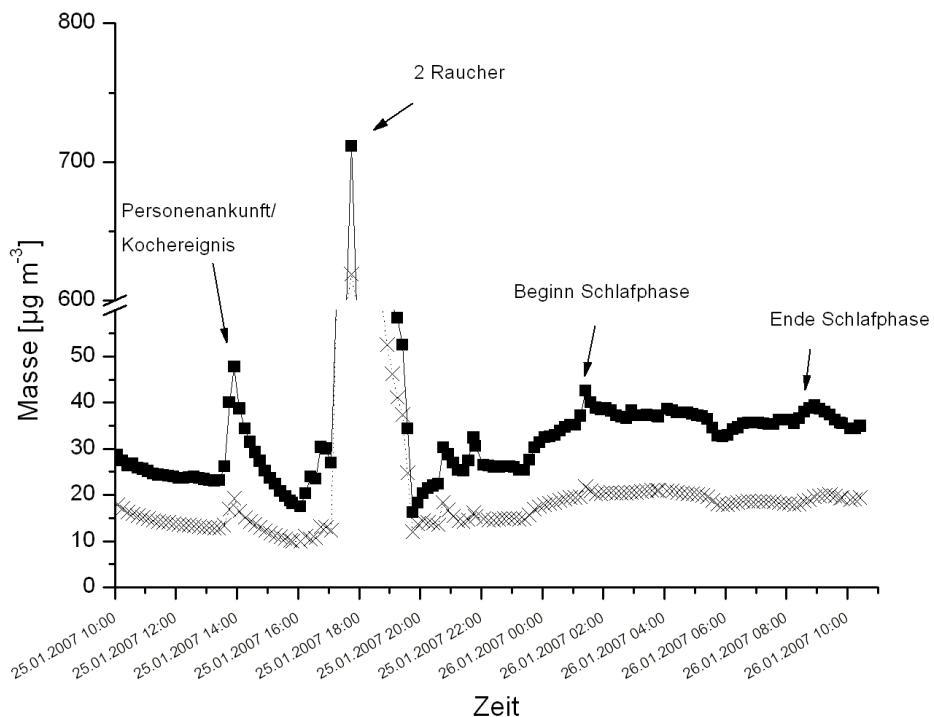


Abbildung 3.6.: 10-Minuten-PM2.5 (schwarze Quadrate) und PM1.0 Mittelwerte (Kreuze) der Massenkonzentration während der Wohnungsmessung.

Verhältnis lag etwas niedriger als tagsüber, bei etwa 0,53. Nach der Schlafphase war ein leichter Anstieg von PM2.5 zu erkennen, bis die Person den Raum verlassen hatte.

Die PM2.5 Zunahme während der Schlafphase von 01:25 Uhr bis 08:45 Uhr wurde in Abb. 3.7 genauer betrachtet. Dargestellt ist die Änderung der Masse pro Stufe vom Tagesmittel (ohne Raucherzeit) zum Nachtmittel in %. Man erkennt, dass sowohl die kleinen Partikel in Stufe 1 bis 3 und die großen in Stufe 12 nachts um bis zu 70 % weniger Masse aufwiesen, als tagsüber. Die mittleren Partikel, mit Durchmessern von 0,27 bis 2,73 µm (Stufen 5 bis 10), hatten dagegen an Masse zugenommen. Dies führte zu dem Effekt, dass die (theoretische) PM10 Masse um 26 % abgenommen hatte, während die PM2.5 Masse um 25 % zunahm. PM1.0 (hier nicht dargestellt) hatte ebenfalls um 19 % zugenommen.

Diese Zunahme zeigt sich nicht in den stationären Messungen in Abb. 3.8 auf Seite 54. Man erkennt, dass die Innenraummesswerte fast immer deutlich über den Außenmesswerten lagen. Nur vor und nach der Raucherzeit lagen sie kurzzeitig darunter. Während die Stationsmesswerte ab etwa 00:00 Uhr absanken, stiegen die Innenraumkonzentrati-

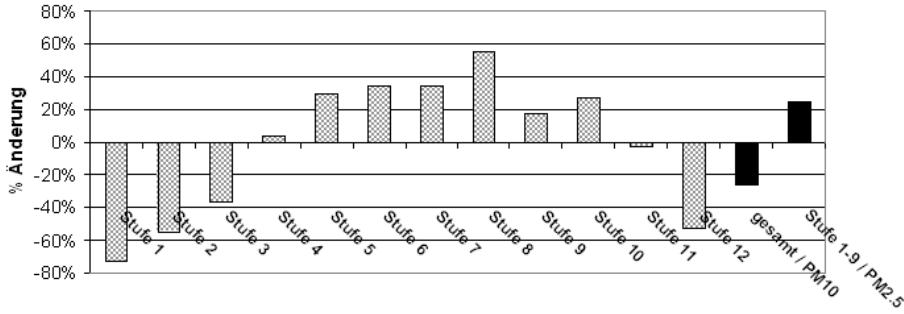


Abbildung 3.7.: Prozentuale Änderung der Masse pro Stufe im Vergleich Mittelwert Tag/Nacht (01:25 bis 08:45 Uhr) bei der Wohnungsmessung.

on zum Schlafphasenmaximum an. Im geometrischen Mittel betrug das I/O Verhältnis der Wohnung zu MSGE 2,77, zu VMSW 1,72 und zu VMUE 2,81. Ohne die Koch- und Raucherereignisse verringerten sich diese Verhältnisse leicht auf 2,02 (MSGE), 1,45 (VMSW) und 2,22(VMUE). Die Innenraumkonzentration lag hier also auch ohne starke Quellen deutlich über der Außenluftkonzentration. Die Korrelation zwischen den stationären Messwerten und den Indoormesswerten ist nach Spearman sehr gering, bzw. sogar negativ. Diese Innenraummessung zeigte damit, im Vergleich zu den anderen Innenraummessungen, die geringste Korrelation mit den Stationsmessungen.

In der Abb. A.6 zur Masseverteilung aller zwölf Stufen im Anhang ist erkennbar, dass das erste Maximum gegen 14 Uhr hauptsächlich durch große Partikel  $> 1 \mu\text{m}$  hervorgerufen wurde. Die Masse während der Raucherzeit hat ein eindeutiges Maximum bei Stufe 6, also etwa dem Durchmesser von  $0,4 \mu\text{m}$ . Darüber hinaus nahmen auch die großen Partikel in Stufe 11 und 12 hier deutlich zu. Während der Nacht ist in dieser Grafik die Abnahme der großen und die Zunahme der mittleren Partikel (Stufe 5 bis 10) erkennbar.

### 3.2.3.2. Parameterbestimmung

Bei der Parameterberechnung für die Wohnungsmessung ergaben sich die Werte der Tabelle 3.5 auf der nächsten Seite. Die Austauschrate  $a$  ist tagsüber höher als nachts, die Deposition  $D$  dagegen ist tagsüber niedriger. Auch die Indoorpartikelquellen sind tagsüber durchschnittlich niedriger als nachts in der Schlafphase. Für die Berechnung von  $E_i$  während der Raucherzeit konnten nur zwei Werte verwendet werden, nämlich für 17:30 Uhr und für 18:00 Uhr (und die zwei folgenden Zeitpunkte). Der berechnete Quellzusatz wurde anschließend durch fünf geteilt, um die Masse pro Zigarette zu erhalten. Da die

### 3. Ergebnisse

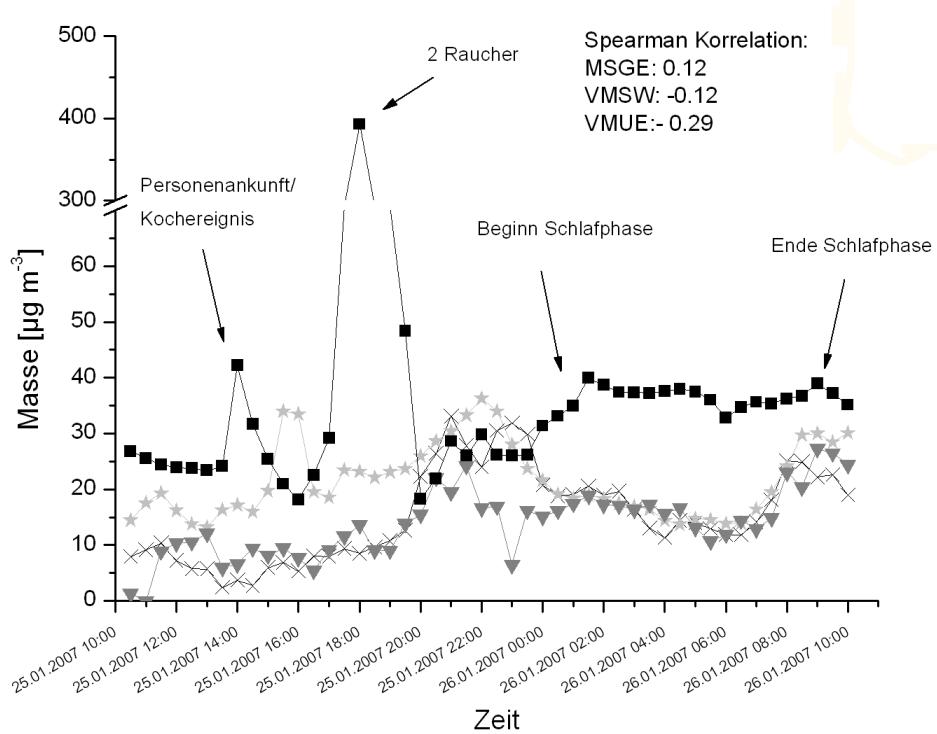


Abbildung 3.8.: Vergleich der 30-Minuten-PM2.5-Mittelwerte der Wohnungsmessung (schwarze Quadrate) mit LANUV Stationsmessungen (Kreuze: MSGE, graue Dreiecke: VMUE, graue Sterne: VMSW) und Korrelationskoeffizienten.

Quelle um 14 Uhr weniger als die drei, für die Berechnung notwendigen, Zeitintervalle andauerte, führte dies zu unmöglichen Werte zwischen -163 und 47,4  $\text{mg h}^{-1}$ .

Tabelle 3.5.: Berechnete Parameter Austauschrate  $a$ , Deposition  $D$  und Indoorquellstärke  $E_i$  für die Wohnungsmessung.

Zeitraum	$a[\text{h}^{-1}]$	$D[\text{h}^{-1}]$	$E_i[\text{mg h}^{-1}]$
Tag: mehrere Personen	0,74	0,30	1,76
Nacht: 1 Person schlafend	0,67	0,51	2,16
Rauchen	-	-	$10,9 \text{ mg cig}^{-1}$

Bei der anschließenden Modellierung der Innenraummasse führten die berechneten  $E_i$ -Werte wieder zu überhöhten Innenraumkonzentrationen mit Mittelwerten von 67,8 bis 73,1  $\mu\text{g m}^{-3}$  im Vergleich 48,2  $\mu\text{g m}^{-3}$  der gemessenen Werte. Die Auswertung der Außenpartikelanteile im Innenraum ergab Anteile von 23 % (MSGE und VMUE) und 38 % (VMSW). Die Quellquantifizierung des übrigen Partikelanteils zeigte, dass tagsüber bei Personenaufenthalt eine mittlere Indoorquellstärke von  $0,646 \text{ mg h}^{-1}$  vorhanden war.

Während der Schlafphase wurden zusätzlich  $0,710 \text{ mg h}^{-1}$  PM2.5 produziert. Bei der Ankunft und dem Kochereignis gegen 14 Uhr war die Quellstärke  $0,966 \text{ mg h}^{-1}$ . Die Masse an PM2.5 die pro Zigarette emittiert wurde, konnte mit  $8,11 \text{ mg h}^{-1}$  bestimmt werden. Damit liegt dieser Wert noch etwas niedriger als die erste Berechnung.

## 3.3. Partikel-Expositions-Modell

Das Partikel-Expositions-Modell vereint das Indoor Modell, die Outdoor LASAT Modellierung, die Bewegungsprofile und die LANUV Messwerte. Im nächsten Abschnitt ist zunächst die Umsetzung dieses Modells in einer GIS Applikation dargestellt. Im zweiten Teil 3.3.2 des Kapitels auf Seite 66 sind die Ergebnisse der modellierten Expositionssprofile für die Testpersonen zusammengefasst. Das GIS Modell und die Datengrundlage sind im elektronischen Anhang aufgeführt.

### 3.3.1. Modellimplementierung

Die Ergebnisapplikation wurde zur besseren Strukturierung, in zwei Module der Datenauswertung aufgeteilt: das Outdoor-Modul und das Indoor-Modul. Gesteuert wurde die Datenauswertung von den Eingaben in die GUI (= graphische Benutzerschnittstelle), die in Abb. 3.9 dargestellt ist. In der GUI wurde die Outdoor-Modellierung aus verschiedenen Rastern gewählt und so auch eine neue Modellierung einfügt. Im zweiten Auswahlfenster war die gewünschte Testperson zu bestimmen. Um eine bessere Auswahl als nach Nummern zu gewährleisten, wurden Geschlecht, Alter und Berufsstand aus der Testpersonen Tabelle der Profilfragebögen genommen und in einer Auswahlliste aufgeführt. Wird die Tabelle der Testpersonen um eine Neue erweitert, erscheint diese mit den eben genannten Attributen in der Liste. Anschließend war zwischen Wochentag- und Wochenendprofil zu wählen. Es wurde gewährleistet, dass die Modellierung problemlos um neue Profile erweitert werden und die Profile einzeln durchgerechnet werden konnten. Als letzte Möglichkeit war wählbar, ob die Zellwerte der LASAT Modellierung für die GPS Profile neu berechnet werden sollen. Dies war nur bei einem neuen Profil oder einer neuen Modellierung notwendig, da ansonsten die Zellwerte im GPS Profil gespeichert wurden um die Laufzeit der Programmberechnungen zu verkürzen.

In Abb. 3.10 auf Seite 57 ist ein Klassendiagramm des Programms dargestellt. Die Klasse Main implementierte das ArcObjects-spezifische Interface *ICommand* und registrierte das Programm im COM. Gleichzeitig instanzierte es die GUI Klasse und rief

### 3. Ergebnisse

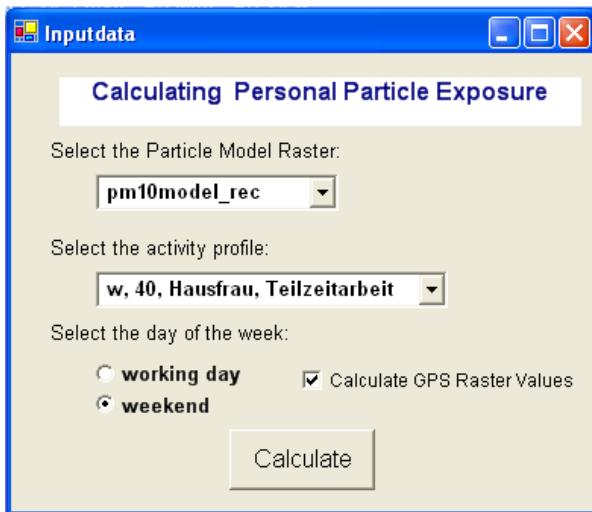


Abbildung 3.9.: GUI in ArcMap.

diese Instanz in ArcMap auf. Bei Auswahl des Profils im User Interface, wurden die Klassen GPSanalysis und IndoorModel instanziert. Die Funktionsweisen und Aufgaben der einzelnen Module sind in Abb. 3.13 auf Seite 60 dargestellt und im Folgenden beschrieben.

**Outdoor-Modul** Die Auswertung eines Profils begann im Outdoor-Modul, weil die Outdoorwerte gebraucht wurden, um die Indoorwerte zu modellieren. Das Modul bestand aus der Klasse GPSanalysis, die direkt von der GUI instanziert wurde und der Klasse Parameterisation, die von der GPSanalysis Instanz erstellt wurde. Die GUI diente hierbei als Client des ArcMap Dokument und als Server für das GPSanalysis Objekt, das keine direkte Schnittstelle zu ArcMap besaß. Von der GUI wurden die Tabellen der LANUV Stationen, die LASAT Modellierung und den GPS Track des zu analysierenden Profils übergeben. Im Outdoor-Modul fanden alle geographisch bezogenen Analysen mit den Funktionen der ArcObjects Bibliotheken statt. Im Wesentlichen wurden dabei die ESRI Bibliotheken *Geometry*, *Geodatabase* und *Carto* verwendet. Der GPS-Track stand dabei im Mittelpunkt des Moduls, wie in Abb. 3.13 auf Seite 60 ersichtlich. Zunächst wurde mit einem *RasterIdentifyObject* für jeden GPS-Punkt der PM10 Wert der Zelle des LASAT Modells identifiziert in dem dieser Punkt lag. Der resultierende PM10 Jahresmittelwert zu dieser GPS Koordinate wurde in der GPS-Datentabelle gespeichert. Im nächsten Schritt wurde der aktuelle Wert zum Zeitpunkt der Aufnahme des GPS-Punktes ermittelt. Durch eine räumliche Abfrage (*Spatial Filter*) wurde die Lage des GPS-Punkts zu den Straßen bestimmt. Der *Spatial Filter* von ArcGIS erlaubt Abfragen

### 3.3. Partikel-Expositions-Modell

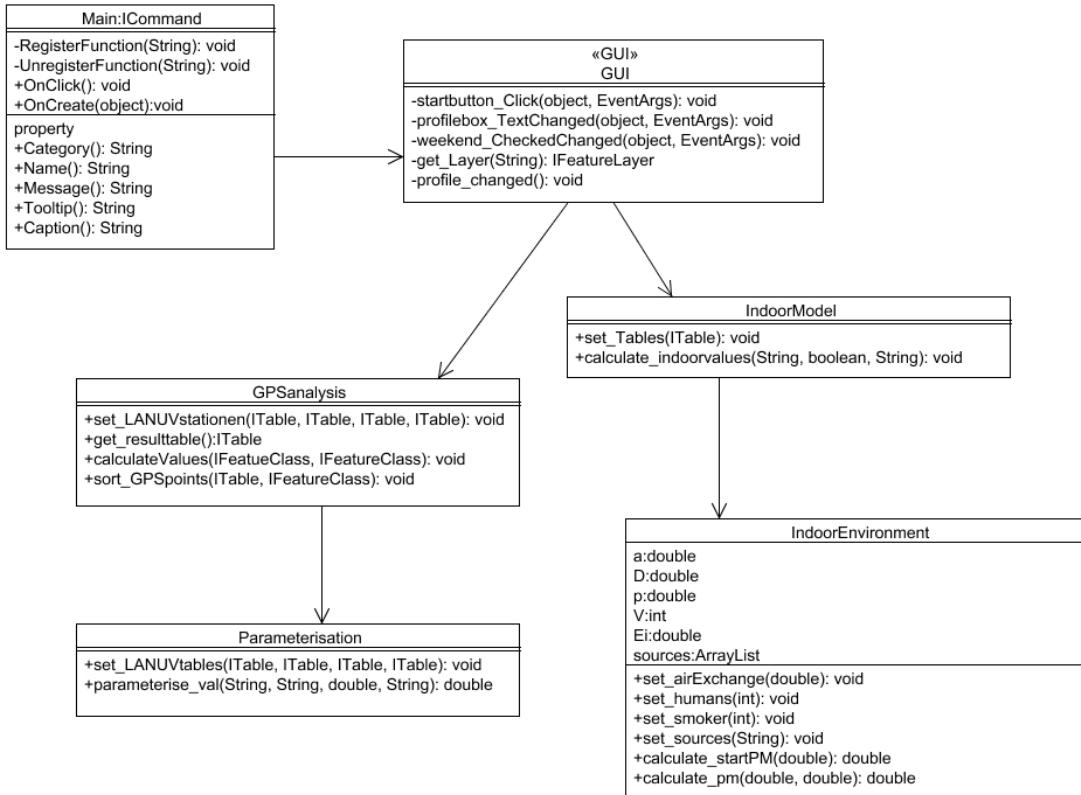


Abbildung 3.10.: UML Klassendiagramm des Partikel Expositions Modells.

zu bestimmten topologischen Beziehungen, z.B. "within", "contains", "intersects" oder "overlaps". Diese topologische Abfrage wird für eine angegebene Basisgeometrie mit der Vergleichsgeometrie getestet und ein Wahrheitswert als *Boolean* Variable zurückgegeben (ZEILER 1999). In diesem Fall wurde eine "within" Abfrage für den GPS-Punkt bezüglich der Puffer um die Haupt- und Bundesstraßen und die Autobahnen gestartet. Der Status des Punktes, false oder true, wurde ebenfalls in der GPS Tabelle gespeichert. Mit dieser Information und dem Aufnahmepunkt konnte die Berechnung der aktuellen PM10 Messwerte in der Parameterisation Klasse erfolgen. Für die Berechnung mussten der Parameterisierungsinstantz die Tabellen der vier LANUV Stationen übergeben werden. Über Eingabe von Datum, Uhrzeit, Rasterzellwert und Straßennähe eines Punktes konnte das GPSanalysis Objekt den aktuellen Messwert abfragen. Die Berechnung erfolgte dabei nach dem gleichen Prinzip, wie bereits in Abschnitt 2.3.2.2 auf Seite 32 erwähnt:

$$AktuellerWert_{GPSPunkt} = (AktuellerWert_{Station} - ZellWert_{Station}) + ZellWert_{GPSPunkt}$$

Welche Station(en) für die Berechnung verwendet wurden ergab sich aus dem *Boo-*

### 3. Ergebnisse

*lean*-Wert der Straßennähe. Lag der Punkt innerhalb eines der Buffer, und damit in Straßennähe, wurde ein Mittelwert aus den Verkehrsstationen VMSS und/oder VMSW und VMUE gebildet. Für den anderen Fall wurde MSGE, bzw. bei Datenausfall VMUE verwendet, wie im Pseudocode in Abb. 3.11 dargestellt. Datenausfall trat auf, wenn die Messwerte der Stationen negativ ( $<0$ ) oder sehr gering (0-1) waren. Dies kam vor, weil es Rohdaten vom LANUV waren, in denen noch Messfehler enthalten sein konnten. Lagen die Daten über 1, wurden sie verwendet.

```
if (within(GPSpoint,streetbuffer)==true)
    if (MSGE.value>1)
        use = MSGE.value
    else if (VMUE.value>1)
        use = VMUE.value

    else
        if (VMUE.value>1)
            use+=VMUE.value
            count++
        if (VMSS.value>1)
            use+=VMSS.value
            count++
        if (VMSW.value>1)
            use+=VMSW.value
            count++
    use = use/count
```

Abbildung 3.11.: Pseudocode zur Parameterisierung des GPS-Wertes mit den LANUV Stationswerten in der Parameterisation Klasse.

Die resultierende PM10 Konzentration wurde, analog zu Kapitel 2.3.2.2 auf Seite 32, mit dem Faktor 0,7 zu PM2.5 umgerechnet und erneut im GPS-Profil gespeichert. Das Speichern dieser Daten hatte den Sinn, den Rechenaufwand für jede neue Berechnung zu reduzieren. Da sich die zugrundeliegende Outdoormodellierung während dieser Arbeit nicht änderte, die Indoormodellierung aber schon, konnte dieser Schritt übersprungen und direkt zum Indoor-Modul übergegangen werden.

Als nächstes fand im GPSanalysis Objekt die Zusammenfassung der GPS-Punkte zu 5-Minuten-Clustern statt. Die Punkte wurden mit *TableSort* nach Uhrzeit sortiert, da durch die Einfügung von fehlenden Punkten in der Vorbereitung, die Reihenfolge nicht der zeitlichen Abfolge entsprach. Anschließend wurden die GPS Punkte durchlaufen und die 5-Minuten-Intervalle der Ergebnistabelle mit den Mittelwerten der GPS-Punkte pro Intervall gefüllt , wie im Pseudeocode in Abb. 3.12 auf der nächsten Seite nachvollziehbar. Lag der erste GPS-Punkt nicht im ersten Intervall, wurden die 5-Minuten-Intervalle bis

```

loop (GPSpoints)

    if (GPSpoint.number==0)           //time before the first GPS Point
        while (GPSpoint.time!=resultrow.time)
            resulttable.nextrow() //fill intervals with parameterisation of first point
            resultrow.PM_value=Parameterisation.parameterise_val(date, resultrow.time,
                GPSpoint.cellvalue, GPSpoint.streetstatus)

    else
        if (GPSpoint.time==resultrow.time)//if GPS Point lies in actual interval
            sum+=GPSpoint.value
            count++
            lastpoint=GPSpoint

        else                      //if GPS Point lies not in actual interval
            if (sum!=0)          //if at least one point before lay in the interval
                resultrow.PM_value=sum/count
            else                  //use last point for parameterisation
                resultrow.PM_value=Parameterisation.parameterise_val(date,
                    resultrow.time, lastpoint.cellvalue, lastpoint.streetstatus)
            resulttable.nextrow()

```

Abbildung 3.12.: Pseudocode zur Berechnung der PM2.5-Outdoorwerte in 5-Minuten-Intervallen der Ergebnistabelle.

zum ersten GPS Zeitpunkt erneut parameterisiert. Dabei wurden die Koordinaten dieses GPS-Punktes übernommen um die Konzentrationen mit der Klasse Parameterisation zu berechnen. Für spätere Zeitintervalle, in denen keine GPS-Punkte lagen, wurden die Koordinaten des letzten bekannten GPS-Punktes verwendet, um die Konzentrationen zu berechnen.

Der GPS-Punkt-Buffer aus Abb. 3.13 auf der nächsten Seite, diente der Bestimmung von Indooraufenthalten, die genauer in Abschn. 3.3.1 auf Seite 63 beschrieben werden. Die dadurch bestimmten Indoor- und Outdooraufenthalte wurden ebenfalls in die Ergebnistabelle eingetragen. Diese Tabelle wurde über die GUI Klasse an die Instanz des IndoorModels weitergegeben.

**Indoor-Modul** Das Indoor-Modul bestand aus der Hauptklasse IndoorModel und der Klasse IndoorEnvironment. Im Indoor-Modul wurden die bisherige Ergebnistabelle des Outdoor-Moduls und das 24-h-Tagebuch des Profils miteinander verknüpft. Zusätzlich wurden von der GUI Informationen über Lüftungsverhalten, Raucher und Wohnungsart der Testperson aus der Testpersonentabelle übermittelt.

In der Analyse wurden von der IndoorModel Instanz alle 5-Minuten-Intervalle des Tages durchlaufen und mit den Angaben des Tagebuchs verbunden. Bei einem Indoor-

### 3. Ergebnisse

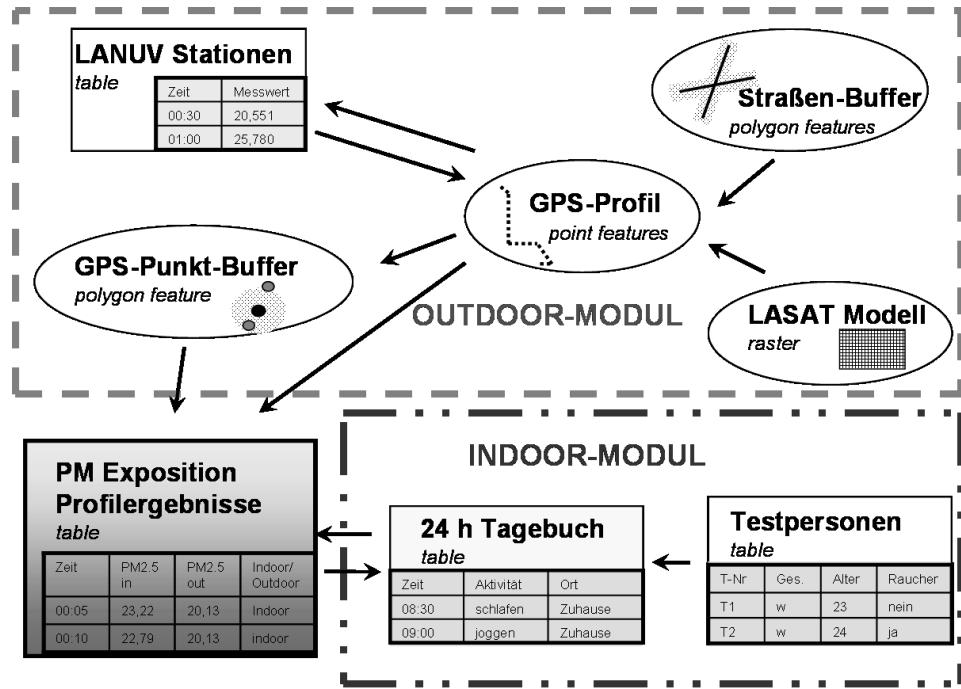


Abbildung 3.13.: Modul- und Datenaufteilung des Partikel Expositions Modells.

aufenthalt im Tagebuch wurde ein entsprechendes Environment der IndoorEnvironment Klasse erstellt. Dafür wurden die Parameter aus Tab. 3.6 auf der nächsten Seite verwendet. Der Unterschied beim Zuhause zwischen tagsüber und schlafend wurde aus der Aktivität in den Tagebüchern geschlossen. Die Austauschrate  $a$  hing vom Lüftungsverhalten der Testpersonen ab. Bei ständiger Lüftung wurde  $a = 3$  gesetzt, nächtliche Lüftung führte nachts für  $a$  zu 3 und tagsüber zu 0,74. Stoßlüften bedeutete, dass nachts gar kein Lüften stattfand, also  $a = 0,67$  war und tagsüber 0,74. Zusätzlich wurde ein Zähler eingebaut, der dafür sorgte, dass bei Aufenthalt im Zuhause tagsüber alle 24 Intervalle, also alle zwei Stunden,  $a$  fünf Minuten lang auf 3 erhöht wurde, um Lüftung zu simulieren. Bei Rauchern im Haushalt wurde die Konzentration von PM2.5 zu Hause um den mittleren Raucherzusatz von  $37 \mu\text{g m}^{-3}$  erhöht (EPA 1996). Das Volumen hing von der Wohnungsart ab. Für Wohngemeinschaftszimmer und Appartements wurde  $V = 42 \text{ m}^3$  gesetzt (entspricht  $17 \text{ m}^2$  Grundfläche). Bei Wohnung und Haus wurde die mittlere Wohnfläche pro Einwohner von  $41,6 \text{ m}^2$  (STATISTISCHES BUNDESAMT DEUTSCHLAND 2002), resultierend in etwa  $104 \text{ m}^3$  Volumen, verwendet. Für den Fall des Aufenthaltes in einer anderen Wohnung wurde ebenfalls dieser Mittelwert angenommen und  $a = 0,74$  gesetzt. Die Werte für Büro und Universität/Schule stammten aus den Messungen im letzten Unterkapitel. Für Sporthallen wurden die Werte der Schule übernommen. Zunächst

Tabelle 3.6.: Modellierungswerte für die Indoor Microenvironments.

Microenvironment	$a$ [h <sup>-1</sup> ]	$D$ [h <sup>-1</sup> ]	$p$	$V$ [m <sup>3</sup> ]	sonstige $E_i$ [mg h <sup>-1</sup> ]
Zuhause, tags	0,74/3	0,30	1	42/104	0,646
Zuhause, schlafend	0,67/3	0,51	1	42	1,36
Wohnung	0,74	0,30	1	104	0,646
Büro	0,69	0,27	1	45	0,179
Universität/Schule	0,74	0,44	1	235	2,18
Geschäft	0,74	0,44	1	1452	2,18
Sporthalle	0,74	0,44	1	235/6776	2,18
Kneipe					192 µg m <sup>-3</sup>
Restaurant					178 µg m <sup>-3</sup>
Auto					PM2.5 Außen
Bus/Zug					PM2.5 Außen * 1,7

wurden für diese die mittlere Größe einer Sporthalle von etwa 6776 m<sup>3</sup> (MUHR 2001) verwendet. Daraus resultierten sehr geringen Werte, da die sonstige Indoorquelle vermutlich unterschätzt wurde. Auch in Sporthallen kann während der Anwesenheit von Personen die Partikelkonzentration über das Niveau der Außenkonzentration steigen (TURNER et al. 2002). Deswegen wurde das komplette Modell des Schulraums übernommen. Ebenso wurde beim Microenvironment "Geschäft" verfahren, wobei hier eine Fläche halb so groß wie eine Turnhalle und eine Deckenhöhe von drei Metern angenommen wurde. Dieser Wert ist natürlich nur eine weitgefasste Annäherung an diese auch sehr breit gefasste Microenvironmentgruppe. Für Kneipen und Restaurants lagen keine eigenen Messergebnisse vor. Daher wurden die Mediane der Ergebnisse einer laufenden Studie des bayerischen Landesumweltamtes, die in (FROMME 2006) veröffentlicht wurden, verwendet. Für das Auto wurde die PM2.5 Außenkonzentration übernommen, da nach einer Studie von (GULLIVER und BRIGGS 2003) für PM2.5 kein signifikanter Unterschied zwischen den Konzentrationen im Auto und Außen besteht. Bei öffentlichen Verkehrsmittel haben (PRAML und SCHIERL 2000) über vier Jahre die PM10 Konzentrationen in Zügen und Bussen in München gemessen. Der Mittelwert über alle Messungen lag bei 155 µg m<sup>-3</sup> und zwischen 1,7 und 4,0 mal höher als die Außenkonzentrationen. In dieser Arbeit konnte mit PM10 nicht gerechnet werden, sodass für Busse und Züge die Außenkonzentration mit dem Faktor 1,7 verwendet wurde. Für Outdooraufenthalte zu Fuß oder mit dem Fahrrad wurden die PM2.5 Außenwerte übernommen.

Aus den Aktivitäten und der angegebenen Raucheranzahl des Tagebuchs wurden die Indoorquellen für die Indoor Environments bestimmt. Da hier nur die Aktivitäten der Testpersonen angegeben waren, konnten auch nur diese in die Modellierung eingehen.

### 3. Ergebnisse

Tabelle 3.7.: Modellierungswerte für die Indoorquellen.

Indoorquelle	Quellstärke [ $\text{mg h}^{-1}$ ]	Herkunft
Rauchen	8,1 $\text{mg cig}^{-1}$	Messung Wohnung
Kochen	1,7 $\text{mg min}^{-1}$	Literatur
Putzen	0	-
PC Arbeit	0	-
Kerze	0,370	Messung Büro
Mensch	0,042	Messung Büro/Seminar

Für das IndoorModel wurden dabei die Werte aus Tab. 3.7 benutzt. Der Raucherwert pro Zigarette entstammte der Wohnungsmessung. Pro Zigarette wurde eine Rauchdauer von zehn Minuten angenommen (NATIONAL RESEARCH COUNCIL 1986), was gut zu den Erfahrungen aus der Messung passte. Eine Zigarette teilte sich also auf zwei Intervalle von fünf Minuten Dauer auf. Für die Häufigkeit des Rauchens wurde eine Statistik verwendet, nach der Raucher pro Tag durchschnittlich 16,6 Zigaretten rauchen (STATISTISCHES BUNDESAMT DEUTSCHLAND 2003). Bei acht Stunden Schlaf pro Tag ergibt dies etwa eine Zigarette pro Stunde. Ein Zähler in der IndoorModel Instanz sorgte dafür, dass pro Raucher einmal pro Stunde zwei Intervalle hintereinander eine halbe Zigarettenpartikelmasse im Indoor Environment emittiert wurde.

Der Wert für Kochen wurde aus der Literatur übernommen (ÖTZKAYNAK et al. 1993). Hierbei wurde eine Kochdauer von 30 Minuten angenommen, wenn sie nicht angegeben war. Ein Zähler sorgte wieder dafür, dass in sechs aufeinander folgenden 5-Minuten-Intervallen die Kochemission stattfand. Für Putzen und Computerarbeit konnten in dieser Arbeit keine Quellstärken bestimmt werden. Da es auch in der Literatur keine signifikanten Werte hierzu gibt, wurden die Aktivitäten aufgenommen, hatten aber keinen Einfluss im Indoor Environment. Die Werte für Kerzen wurden aus der Büromessung übernommen und der Wert pro Mensch entspricht der Mittelung von Büro- und Wohnungsmessung.

Mit diesen Informationen wurde für jedes 5-Minuten-Intervall, in dem sich die Testperson in Innenräumen aufhielt, ein Indoorenvironmentobjekt erstellt, außer für den Fall "Kneipe" und "Restaurant". In den Instanzen des IndoorEnvironments fand die Berechnung der Innenraumkonzentration nach dem Modell aus Abschnitt 2.3.2 auf Seite 30 statt. War es der erste Wert eines neuen Indoor Aufenthaltortes, rief das IndoorModel Objekt die Methode *calculate\_startPM()* auf, um den ersten Wert statisch zu bestimmen. Dieser Wert wurde gespeichert und für die nächste, dynamische Berechnung verwendet.

Neben den Indoor/Outdoor Angaben der GPS Auswertung des Outdoor Moduls wurden die Indoor- und Outdooraufenthalte aus dem Testpersonen-Tagebuch von der IndoorModel Instanz gespeichert. Dadurch konnte verglichen werden, ob die Erkennung der Indooraufenthalte durch die GPS Tracks gut war und an welchen Punkten es noch zu starken Abweichungen kam. Die Ergebnistabelle, die anschließend in ArcGIS vorlag, enthielt also 288 Konzentrationswerte für Außen und Innen und Indoor/Outdooraufenthalte nach GPS und Tagebuchauswertung. Die Ergebnisse für die Testpersonen sind in Abschnitt 3.3.2 aufgeführt.

**GPS-Auswertung** Um die Aufnahme von Bewegungsprofilen in Zukunft weiter zu automatisieren, wurde in dieser Arbeit testweise eine Auswertung der GPS-Profile auf Indooraufenthalte durchgeführt. Es ist möglich von den GPS-Tracks auf das benutzte Transportmittel zu schließen (PATTERSON et al. 2003). Dazu wird die Geschwindigkeit und Daten über Straßen-, Schienennetz und Bushaltestellen benötigt. Mit den vorliegenden GPS-Tracks war diese Auswertung nicht möglich, da alle fünf Sekunden ein Wert aufgenommen wurde, die Zeit aber nur mit Minutengenauigkeit gespeichert wurde. Pro Minute konnten bis zu zwölf Werte vorliegen, die zeitlich nicht so einfach korrekt zu sortieren waren. Es konnte also nicht auf die Geschwindigkeit zurückgeschlossen werden, da diese nicht immer mit aufgenommen wurde. Auch waren die Daten über Schienen- und Busnetze nicht und für Straßennetze nur begrenzt vorhanden.

Mit den GPS Daten wäre es auch möglich Strecken, auf denen das GPS-Signal verloren ging (signal loss), zu interpolieren. In Abb. 3.14 auf der nächsten Seite ist das GPS-Profil von T3 am Wochenende zu sehen. Bei der Busfahrt über die Autobahnen und Landstraßen ging immer wieder das Signal verloren. Da aber bekannt war, dass T3 mit dem Bus zunächst auf die A1 gefahren ist, und dann das Signal auf der A30 wiedergefunden wurde, konnte davon ausgegangen werden, dass am Autobahnkreuz Lotte/Osnabrück die Autobahn gewechselt wurde. Trotz der wenigen Daten wäre es also möglich gewesen die gesamte Strecke zu interpolieren. Da für diesen Bereich aber keine Outdoor-Modellierung vorliegt, war es nicht nötig, hier noch die genaue Position entlang der Autobahnen zu berechnen.

Möglich war es dagegen, die Indoor- und Outdooraufenthalte mit den GPS Daten zu bestimmen. Dies war wichtig um die Koordinaten und Dauer der Indooraufenthalte unabhängig von den Fragebögen zu erhalten und mussten deswegen von signal loss im Outdoor Bereich unterschieden werden. Im Folgenden wird das Ergebnis durch geeignete Tests fünf mögliche Ereignisse zu unterscheiden präsentiert. Die Ereignisse wurden beim

### 3. Ergebnisse

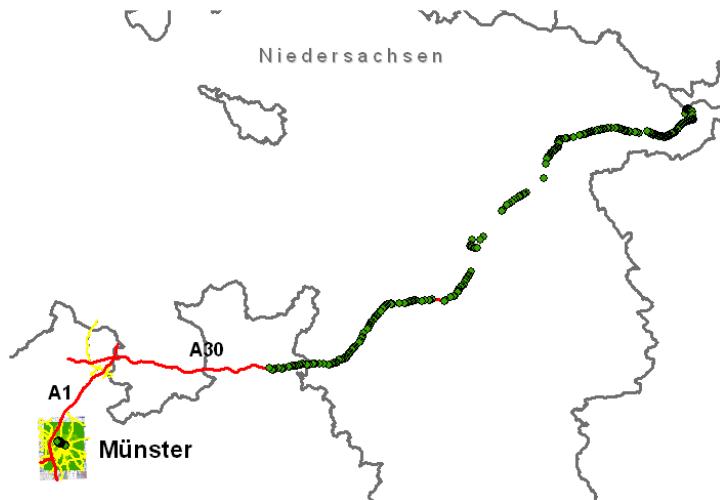


Abbildung 3.14.: GPS Profil von T3 am Wochenende.

Auswerten der GPS Profile identifiziert und waren:

- a Indoorbereich betreten
- b Signalsprünge während das GPS im Innenraum aktiviert war
- c nach Verlassen des Indooraufenthalt fand ein Signalsprung zum letzten Outdoorpunkt statt
- d Signal loss (Signalverlust)
- e nach dem Signal loss fand ein Signalsprung zum letzten bekannten Punkt statt

Der Fall c war ein Sonderfall von a. Das Problem ergab sich, wenn das Gerät als ersten Outdoorpunkt einen ungenauen Wert erhielt, der zu weit von der eigentlichen Position weg war. Der zweite Wert war dann meistens besser und lag näher an der realen Position. b trat in den Profilen nur einmal auf, da sonst das GPS in Innenräumen deaktiviert war. Nach dem Signalverlust sprangen die Koordinaten des GPS Trackers teilweise auf die letzten bekannten zurück, was zu Ereignis e führte. In Abb. 3.15 sind diese Ereignisse anhand von drei aufeinander folgenden GPS Punkten dargestellt .

Um diese Ereignisse voneinander unterscheiden zu können wurden Bedingungen formuliert, auf die die Punkte getestet werden konnten. Zum Einen wurde dafür die Zeitdifferenz zwischen dem betrachteten Punkt  $i$  und dem nächsten Punkt  $i+1$  verwendet. In einer Abfrage wurde mit einem Wahrheitswert bestimmt ob diese Differenz größer war als ein bestimmter Grenzwert oder nicht. Zum Anderen konnte getestet werden, ob der

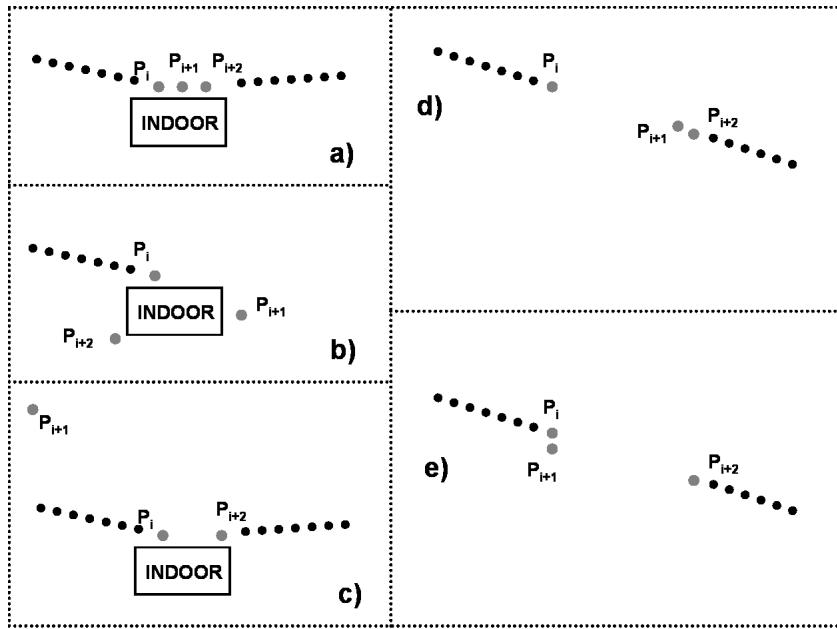


Abbildung 3.15.: Mögliche Ereignisse bei GPS Tracks.

Punkt  $i+1$  in einem vorgegebenen Umkreis (Buffer) um Punkt  $i$  lag oder nicht. Um die fünf Ereignisse zunächst von "normalen" Outdoor Tracks auszusortieren wurde ein Test auf die Zeitdifferenz angewandt. Anschließend wurden mit 3 weiteren Abfragen zwischen den Fällen a bis e unterschieden. Die vier Tests sind:

- I  $t(P_i) - t(P_{i+1}) > 5 \text{ min.}$
- II  $P_{i+1} \in \text{Buffer}(P_i, 50 \text{ m})$
- III  $t(P_{i+1}) - t(P_{i+2}) > 5 \text{ min.}$
- IV  $P_{i+2} \in \text{Buffer}(P_{i+1}, 50 \text{ m})$

In Tab. 3.8 auf der nächsten Seite sind die Wahrheitswerte für alle fünf Ereignisse zu den Tests aufgeführt und in Abb. B.1 auf Seite VII im Anhang als Entscheidungsdiagramm dargestellt. Die Auswertung dieser Ergebnisse ist allerdings eindimensional, das heißt es gibt nur die Werte *Wahr* oder *Falsch*. In Wirklichkeit gibt es Wahrscheinlichkeiten für die Möglichkeit *Wahr* oder *Falsch*. Signalsprünge im Indoorbereich können z.B. auch außerhalb des definierten Umkreises des letzten Punktes landen, oder bei signal loss mehrmals hintereinander auftreten. Die Einführung einer Wahrscheinlichkeit, mit der die Bedingungen auf dieses Ereignis einwirken war im Rahmen dieser Arbeit nicht möglich, ist aber im Ausblick auf Seite 90 diskutiert.

### 3. Ergebnisse

Tabelle 3.8.: GPS Ereignis Entscheidungstabelle.

	<b>I</b>	<b>II</b>	<b>III</b>	<b>IV</b>
<b>Indoor (a)</b>	<i>W</i>	<i>W</i>	<i>F</i>	<i>W</i>
<b>Indoor (b)</b>	<i>W</i>	<i>W</i>	<i>W</i>	<i>W</i>
<b>Indoor (c)</b>	<i>W</i>	<i>F</i>	<i>F</i>	<i>F</i>
<b>Outdoor (d)</b>	<i>W</i>	<i>F</i>	<i>F</i>	<i>W</i>
<b>Outdoor (e)</b>	<i>W</i>	<i>W</i>	<i>F</i>	<i>F</i>

Da, wie erwähnt, die zeitliche Sortierung der GPS Daten in diesem Fall nicht möglich war, ist auch die Betrachtung dreier aufeinanderfolgender Punkte nicht immer möglich. Im GIS Modell wurden die ersten beiden Tests implementiert und anhand der Abweichungen die beiden weiteren Tests entwickelt um die fehlenden Ereignisse unterscheiden zu können. Die vom GPS Profil dadurch berechneten Indoor- bzw. Outdoor-Aufenthalte sind in der Ergebnistabelle vermerkt und im elektronischen Anhang aufgeführt. Je vollständiger das GPS Profil war, desto besser die Ergebnisse.

#### 3.3.2. Expositionsprofile

Tabelle 3.9.: Tagesmittel und Korrelationen der Profile mit den Stationsmessungen.

Profil	Tagesmittel Profil	Hintergrund Tagesmittel (Korrelation)	Verkehr Tagesmittel (Korrelation)
T1 Wochentag	37,0	17,4 (0,66)	29,3 (0,51)
T1 Wochenende	77,8	18,1 (0,32)	23,5 (0,46)
T2 Wochentag	49,0	27,7 (0,28)	33,6 (0,03)
T2 Wochenende	84,8	10,6 (0,81)	13,5 (0,69)
T3 Wochentag	43,2	17,9 (0,17)	27,8 (0,14)
T3 Wochenende	20,5	9,5 (0,55)	13,4 (0,37)
T4 Wochentag	25,4	24,5 (0,38)	37,8 (-0,40)
T4 Wochenende	73,3	15,0 (0,64)	18,1 (0,52)
T5 Wochentag	39,3	8,7 (0,24)	11,3 (-0,37)
T5 Wochenende	33,0	7,0 (0,40)	11,4 (-0,33)
T6 Wochentag	26,2	12,6 (0,33)	16,4 (-0,38)
T6 Wochenende	36,5	9,6 (0,44)	11,9 (0,24)

Die im GIS Modell entstandenen PM Konzentrationsprofile für die Testpersonen sind im Folgenden dargestellt. Die zugehörigen Tagebücher der Testpersonen sind im Anhang C aufgeführt. Die Ergebnistabellen und -grafiken in 5-Minuten-Intervallen sind im elek-

tronischen Anhang. Zum Vergleich mit den stationären Messungen wurden 30 Minuten Mittelwerte aus den Ergebnissen berechnet und jeweils mit den Werten von MSGE als städtischen Hintergrund und VMSS oder VMSW, je nach Verfügbarkeit, als Verkehrsstation grafisch dargestellt. In Tab. 3.9 sind die Tagesmittelwerte aller Profile und die zugehörigen Tagesmittel der Stationsmessungen mit dem Korrelationskoeffizienten nach Spearman dargestellt.

Der geometrische Mittelwert der Profil/Stations-Verhältnisse in Tab. C.1 im Anhang zeigt ein differenziertes Bild, als der Vergleich der Tagesmittelwert der Profile und Stationen. Kurzzeitige hohe Feinstaubexposition, die durch Indoorquellen entstehen, haben dabei nicht so einen großen Einfluss auf das Gesamtverhältnis zwischen Profil- und Stationswerten.

### 3.3.2.1. T1

Die erste Testperson war eine 23-jährige Studentin, Nichtraucherin, die in einer Wohngemeinschaft wohnte (Tab. 3.1 auf Seite 41). Die Ergebnisse des Wochentagprofils vom 25.10.06 sind in Abb. 3.16 dargestellt.

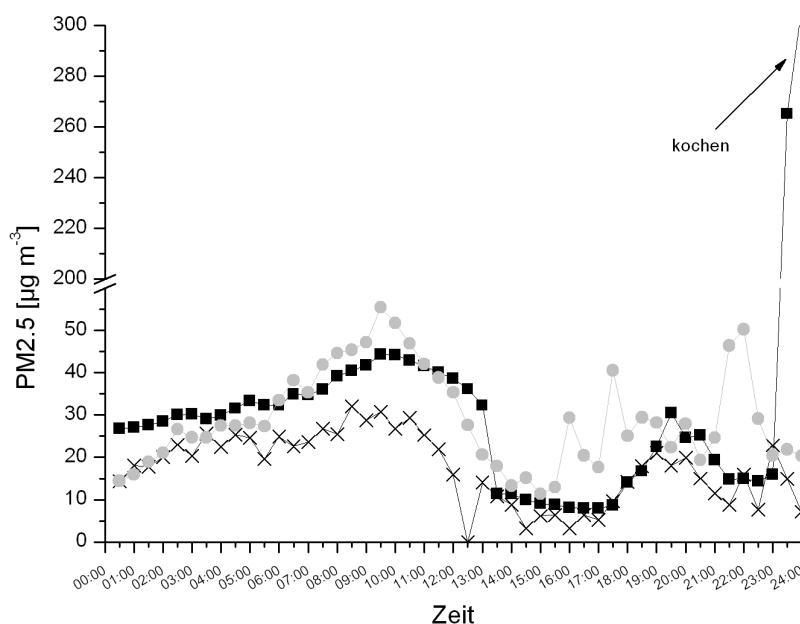


Abbildung 3.16.: PM2.5 Expositionsprofil T1, Wochentag 25.10.06 in 30-Minuten-Mittelwerten (schwarze Quadrate) mit Stationsmessungen (graue Kreise: Verkehrsstation, Kreuze: Hintergrundstation).

Wie ersichtlich ist, war die persönliche Exposition während eines Großteils des Tages

### 3. Ergebnisse

dem Verlauf der stationären Messungen sehr ähnlich. Die PM<sub>2,5</sub> Konzentration, der T1 ausgesetzt war, lag jedoch fast immer über der Hintergrund- und teilweise über der Verkehrsstationenkonzentration. Dies war vor allem in der ersten Hälfte des Tages der Fall, in der sich die Person zu Hause aufhielt. Gegen Ende des Tages sorgte ein Kochereignis für einen starken Anstieg des Profils, unabhängig von den Stationsmessungen. Die Spearman Korrelation über den gesamten Tag lag bei 0,66 mit der Hintergrundstation und 0,51 mit der Verkehrsstation. Das geometrische Mittel der Profil/Stations-Verhältnisse lag für die Verkehrsstation unter 1 bei 0,94 und für die Hintergrundstation über 1. Der Mittelwert des Tages lag für das Profil wiederum deutlich über beiden Stationsmittelwerten, was ohne das Kochen nur für die Hintergrundstation der Fall gewesen wäre.

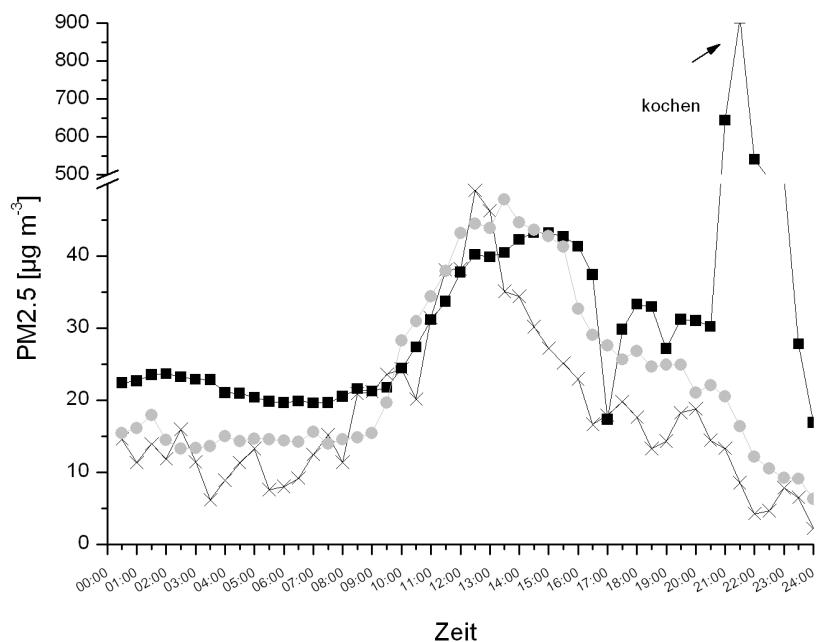


Abbildung 3.17.: PM<sub>2,5</sub> Expositionsprofil T1, Wochenende 10.12.06 in 30-Minuten-Mittelwerten (schwarze Quadrate) mit Stationsmessungen (graue Kreise: Verkehrsstation, Kreuze: Hintergrundstation).

Am Wochenende zeigte sich ein ähnliches Bild. Die Profilexposition ähnelte dem Verlauf der Stationswerte mit dem Maximum um die Mittagszeit, lag aber meist darüber. Die Korrelation war mit 0,34 zur Hintergrundstation und 0,47 zur Verkehrsstation etwas schlechter als am Wochentag. Bis auf einen halbstündigen Aufenthalt Außen zum Joggen und einem kurzen Besuch in einem Geschäft, war die Person den ganzen Tag zu Hause. Der Outdooraufenthalt gegen 17:00 Uhr ließ die Profilwerte kurzzeitig auf den Wert der Hintergrundstation sinken. Um etwa 21:00 Uhr wurde gekocht, was hier mit

### 3.3. Partikel-Expositions-Modell

über 800  $\mu\text{g m}^{-3}$  im Maximum zu einer deutlich höheren PM2.5 Massenkonzentration führte, als beim vorherigen Wochentagprofil. Dies lag daran, dass am Wochentag in der Wohnung eines Bekannten gekocht wurde, was das GIS Modell mit 104  $\text{m}^3$  Volumen berechnete, siehe Abschnitt 3.3.1 auf Seite 59. Für das Kochen am Wochenende, das zu Hause stattfand wurden dagegen 42  $\text{m}^3$  Raumvolumen angenommen, was zu einer höheren Akkumulation der Partikel führte. Auch ohne das eventuell überschätzte Kochen hätte die Profilkonzentration am Wochenende leicht über Hintergrund- und Verkehrs-konzentrationen und der Konzentration am Wochentagprofil (ohne Kochen) gelegen.

#### 3.3.2.2. T2

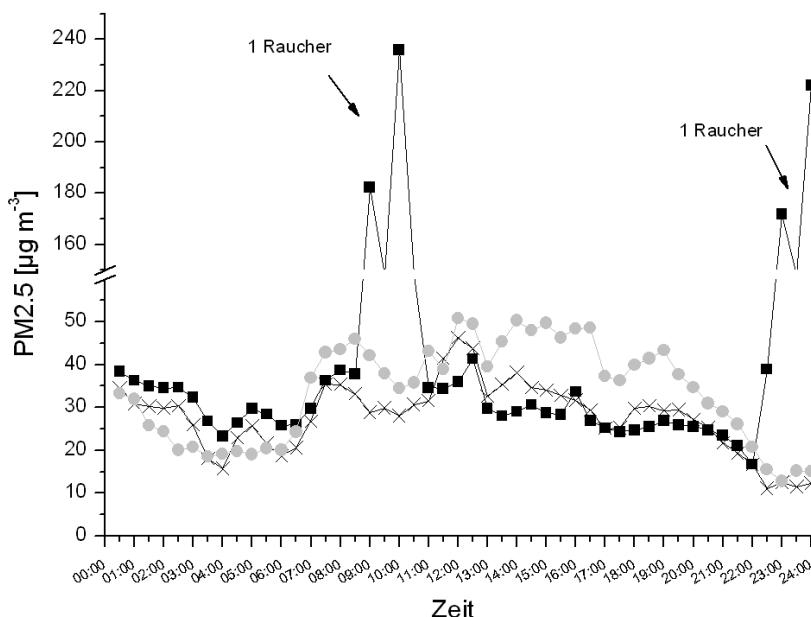


Abbildung 3.18.: PM2.5 Expositionsprofil T2, Wochentag 08.11.06 in 30-Minuten-Mittelwerten (schwarze Quadrate) mit Stationsmessungen (graue Kreise: Verkehrsstation, Kreuze: Hintergrundstation).

Von T2 wurden hier nur zwei der vier Profile dargestellt. Dafür wurden die Tage mit den besseren GPS Daten ausgewählt. Die Ergebnisse der beiden anderen Profile sind im Anhang aufgeführt. T2 war ebenfalls eine Studentin und die einzige Raucherin dieser Untersuchung. Im berechneten Expositionsprofil waren nur die Zigaretten enthalten, die in Räumen geraucht wurden und die Umgebungskonzentration erhöhten, da Aktivrauchen eine andere Belastung hervorruft als Passivrauchen (NATIONAL RESEARCH COUNCIL 1986). Dadurch ist die zusätzliche Exposition der selbstgerauchten Zigaretten gesondert zu be-

### 3. Ergebnisse

handeln . Aus den Tagebüchern im Anhang konnte entnommen werden, dass von T2 am Wochentag acht Zigaretten im Outdoorbereich zusätzlich zu den vier dargestellten im Indoorbereich geraucht wurden. Am hier betrachteten Wochenendtag waren es nach den Angaben der Testperson eine Zigarette im Outdoorbereich und etwa acht im Indoorbereich. Mit etwa 14 bzw. 16 waren es bei den anderen beiden Profilen deutlich mehr. Die Anzahl der gerauchten Zigaretten musste dabei mit der angenommen Zahl von einer Zigarette pro Stunde aus Abschnitt 3.3.1 auf Seite 59 interpoliert werden, da die genaue Zahl nicht im Tagebuch angegeben war.

Das Wochentagprofil vom 08.11.06, dargestellt in Abb. 3.18 auf der vorherigen Seite, wurde in einer Phase relativ hoher Außenkonzentrationen aufgenommen. Der Konzentrationsverlauf des Profils zeigte hierbei eine gute Anpassung an die Hintergrundwerte. Trotzdem ist die Korrelation mit 0,28 zur Hintergrundstation und 0,03 zur Verkehrsstation eher gering. Es ist erkennbar, dass die Profilwerte während der Schlafphase leicht über den Hintergrundwerten lagen. Während des restlichen Tages, ab etwa 16:00 Uhr hielt sich die Testperson in einer Sporthalle auf, in der die Konzentration leicht unter der Hintergrundkonzentration lag. Außer den Raucherereignissen gab es keine größeren Indoorquellen, welche die Profilkonzentration gegenüber der Außenkonzentration verändern konnten.

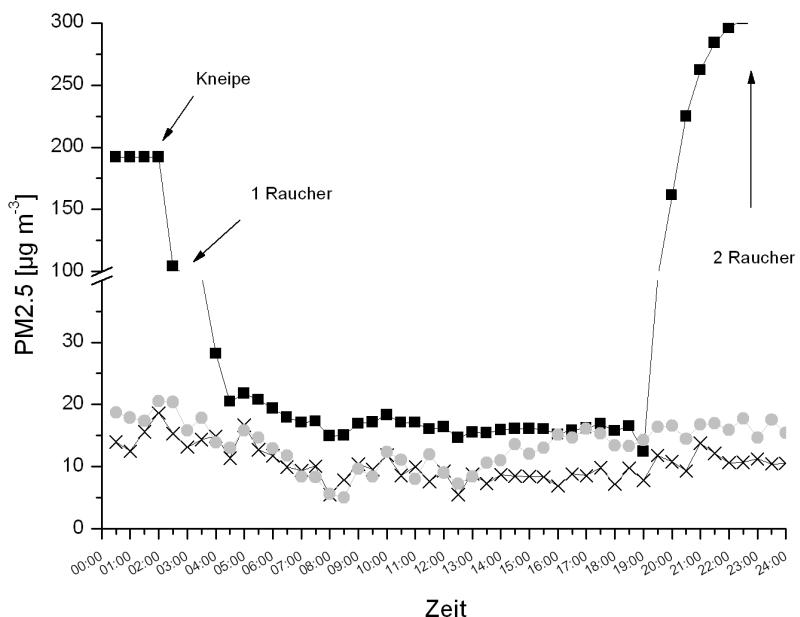


Abbildung 3.19.: PM2.5 Expositionsprofil T2, Wochenende 26.11.06 in 30-Minuten-Mittelwerten (schwarze Quadrate) mit Stationsmessungen (graue Kreise: Verkehrsstation, Kreuze: Hintergrundstation).

### 3.3. Partikel-Expositions-Modell

Am Tag des Wochenendprofils in Abb. 3.19 auf der vorherigen Seite war die durchschnittliche Außenkonzentration geringer als am Wochentag. Die Profilkonzentration dagegen lag mit durchschnittlich  $84,8 \mu\text{g m}^{-3}$  deutlich über der des Wochentagprofils mit  $49 \mu\text{g m}^{-3}$ . Verantwortlich dafür waren der Aufenthalt auf einer Party frühmorgens und die zwei Raucher am Abend. Der mittlere Teil des Profils lag zwar leicht über den Außenkonzentrationen, folgte aber dem Verlauf der Hintergrundkonzentration, was auch die hohe Korrelation zwischen den beiden Konzentrationsreihen von 0,81 zeigt. Auch die Werte der Verkehrsstation hatten eine recht gute Korrelation von 0,69 mit den Profilwerten. Während dieses mittleren Teils hielt sich die Testperson schlafend zu Hause auf.

#### 3.3.2.3. T3

Die dritte Testperson ist ein Vollzeit-Arbeitnehmer, der in einer Wohngemeinschaft wohnte. Das Wochentagprofil ist in Abb. 3.20 zu sehen.

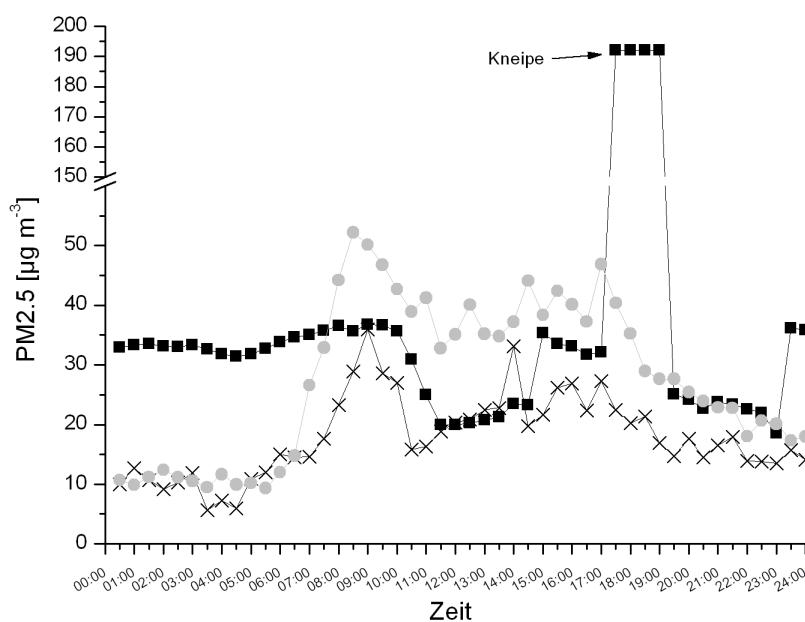


Abbildung 3.20.: PM2.5 Expositionsprofil T3, Wochentag 10.11.2006 in 30-Minuten-Mittelwerten (schwarze Quadrate) mit Stationsmessungen (graue Kreise; Verkehrsstation, Kreuze; Hintergrundstation).

Es fallen die Schlafphasen zu Beginn und zum Ende des Tages auf, da sie deutlich über den Außenkonzentrationen lagen. Den Rest des Tages, bis auf den Kneipenaufenthalt abends, rückte die Partikelkonzentration eher in den Bereich der Hintergrundstati-

### 3. Ergebnisse

on. Durch den abwechlungsreichen Tagesablauf, mit längeren Fahrradstrecken zwischen Arbeitsplatz und Zuhause, zeigte sich die Profilkonzentration recht unabhängig von den Stationsmesswerten und lag teilweise knapp darüber, teilweise darunter. Dies zeigte sich auch in der Korrelation, die mit 0,17 zum Hintergrund und 0,14 zur Verkehrsstation fast nicht vorhanden war. Mit  $43,2 \mu\text{g m}^{-3}$  lag die durchschnittliche Konzentration des Profils etwa zweieinhalb mal so hoch wie die der Hintergrund- und anderthalb mal so hoch wie die der Verkehrsmesstation.

Das Wochenendprofil von T3 zeigt ein völlig anderes Bild als das Wochentagprofil, wie in Abb. 3.21 erkennbar ist. In der Nacht lagen die Partikelkonzentrationen des Profils, wie auch im Wochentagprofil, sehr deutlich über den Stationswerten. Der restliche Tag war sowohl bei den Stationsmessungen als auch beim modellierten Profil von starken Schwankungen geprägt. Die Testperson war in dieser Zeit über 10 Stunden mit dem Bus und 5 Stunden zu Fuß unterwegs, was zu einer starken Abhängigkeit der Profilkonzentrationen von den Außenmesswerten führte. Die Korrelationen betrugen trotzdem nur 0,55 für den Hintergrund und 0,37 bei der Verkehrsstation. Der Mittelwert des Profils lag erneut um das anderthalb- bis zweifache über den Stationsmittelwerten.

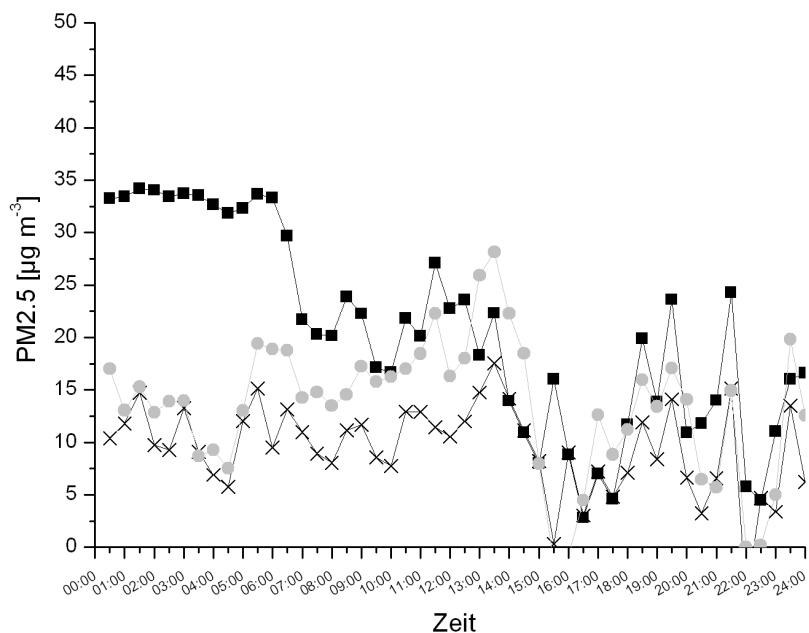


Abbildung 3.21.: PM2.5 Expositionsprofil T3, Wochenende 11.11.2006 in 30-Minuten-Mittelwerten (schwarze Quadrate) mit Stationsmessungen (graue Kreise: Verkehrsstation, Kreuze: Hintergrundstation).

### 3.3.2.4. T4

Die Testperson T4 war der einzige Schüler in der Untersuchung. Beim Wochentagprofil in Abb. 3.22 ist ein sehr gleichmäßiger Verlauf des Expositionsprofils erkennbar. Als einziges Profil lag es mit dem Konzentrationsmittelwert unter dem der Verkehrsmessstation und nur leicht über dem Mittel der Hintergrundstation. Die Konzentrationen während der kurze Schlafphase von etwa 02:00 bis 06:30 Uhr lagen über den Stationskonzentrationen. Der anschließende Tagesverlauf der Person war geprägt durch den Schulaufenthalt vormittags und zwei Hallensportaktivitäten nachmittags. Dazwischen lagen kurze Aufenthalte zu Hause. Trotz der ähnlichen Mittelwerte von Profil und Hintergrund, war die Korrelation mit 0,38 sehr gering. Mit der Verkehrsmessstation korrelierte das Profil offensichtlich noch weniger, da der Tagesverlauf der beiden Reihen sehr unterschiedlich war. Dies zeigt auch der negative Korrelationskoeffizient von -0,40.

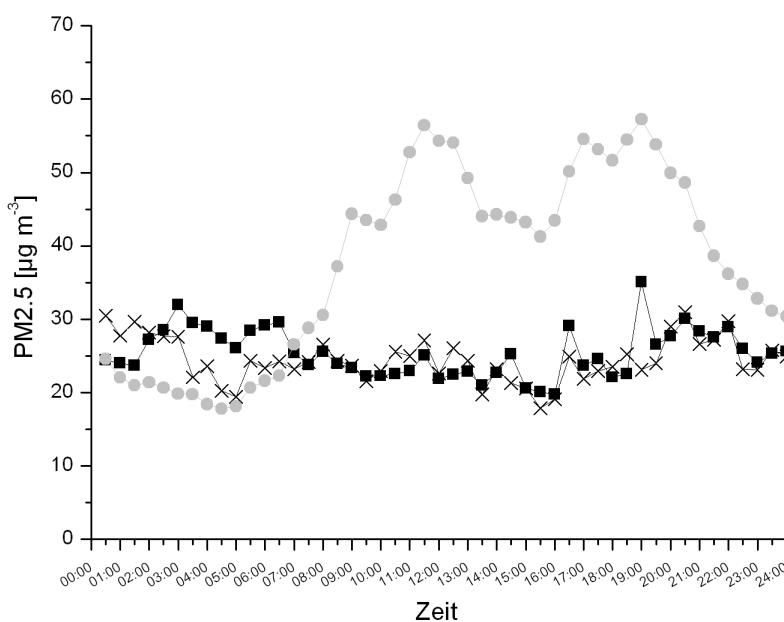


Abbildung 3.22.: PM2.5 Expositionsprofil T4, Wochentag 29.11.2006 in 30-Minuten-Mittelwerten (schwarze Quadrate) mit Stationsmessungen (graue Kreise: Verkehrsstation, Kreuze: Hintergrundstation).

In Abb. 3.23 auf der nächsten Seite ist das Wochenendprofil von T4 dargestellt. Im Gegensatz zum Wochentagprofil gab es mehrere Indoorquellen, die den Mittelwert des Profils deutlich gegenüber den Stationsmittelwerten erhöhten. Zu Beginn des Tages gab es drei Raucher in einer Wohnung die von T4 besucht wurde. Ebenfalls drei Raucher gab es mittags in einem Geschäft beim Einkaufen. In der Schlafphase dazwischen lag

### 3. Ergebnisse

die Konzentration des Profils leicht über den Stationswerten. Beim Aufenthalt nachmittags zu Hause war der Profilverlauf wieder relativ gut an den Hintergrundstationsverlauf angepasst. Der Restaurantaufenthalt abends dagegen erhöhte die PM2.5 Masse des Profils wieder deutlich über die der Stationen. Die resultierende Korrelation lag für den Hintergrund bei 0,64 und für die Verkehrsstation bei 0,52.

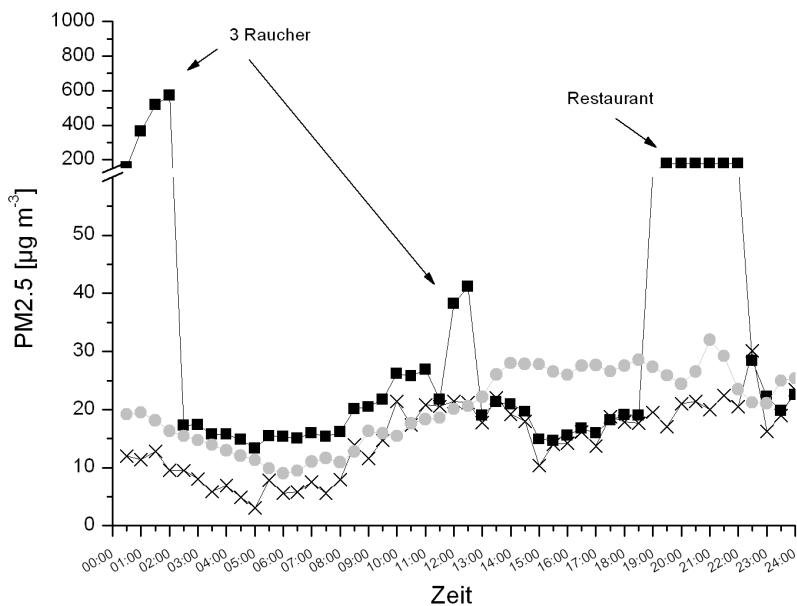


Abbildung 3.23.: PM2.5 Expositionsprofil T4, Wochenende 02.12.2006 in 30-Minuten-Mittelwerten (schwarze Quadrate) mit Stationsmessungen (graue Kreise: Verkehrsstation, Kreuze: Hintergrundstation).

#### 3.3.2.5. T5

Die Hausfrau und teilzeitbeschäftigte Testperson 5 zeigte zwei sehr ähnlich Profilverläufe in Abb. 3.24 und Abb. 3.25 auf der nächsten Seite. Sowohl die LANUV Stationen, als auch die persönliche Exposition hatten ähnliche Mittelwerte und Konzentrationsverläufe. Während der Schlafphase lag beim Profil eine höhere Konzentration vor als bei den Stationsmesswerten. Der Tagesablauf war an beiden Tagen geprägt durch Auto- und Fahrradfahrten und dazwischen mit Aufenthalten zu Hause. Gegen Mittag fand an beiden Tagen ein Kochereignis statt, das die PM2.5 Masse kurzzeitig auf über  $300 \mu\text{g m}^{-3}$  erhöhte.

### 3.3. Partikel-Expositions-Modell

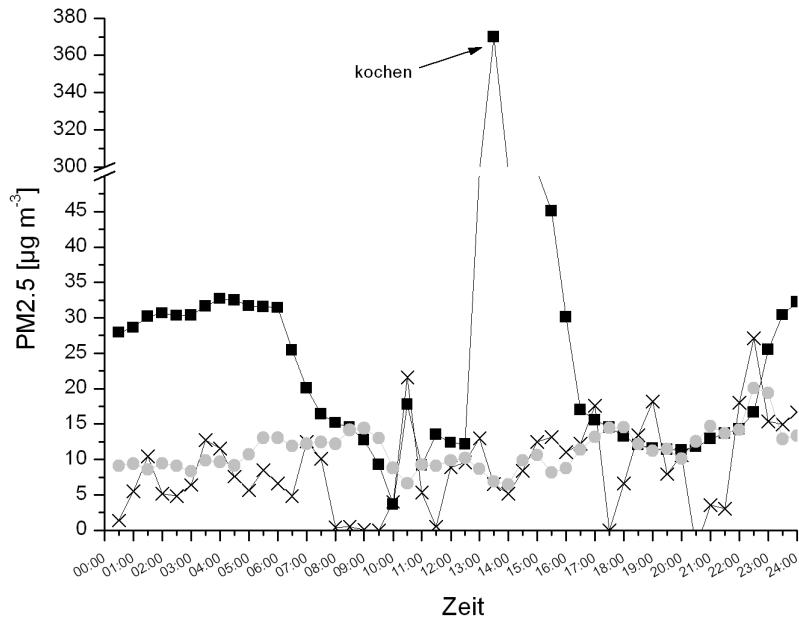


Abbildung 3.24.: PM2.5 Expositionsprofil T5, Wochentag 11.01.2007 in 30-Minuten-Mittelwerten (schwarze Quadrate) mit Stationsmessungen (graue Kreise: Verkehrsstation, Kreuze: Hintergrundstation).

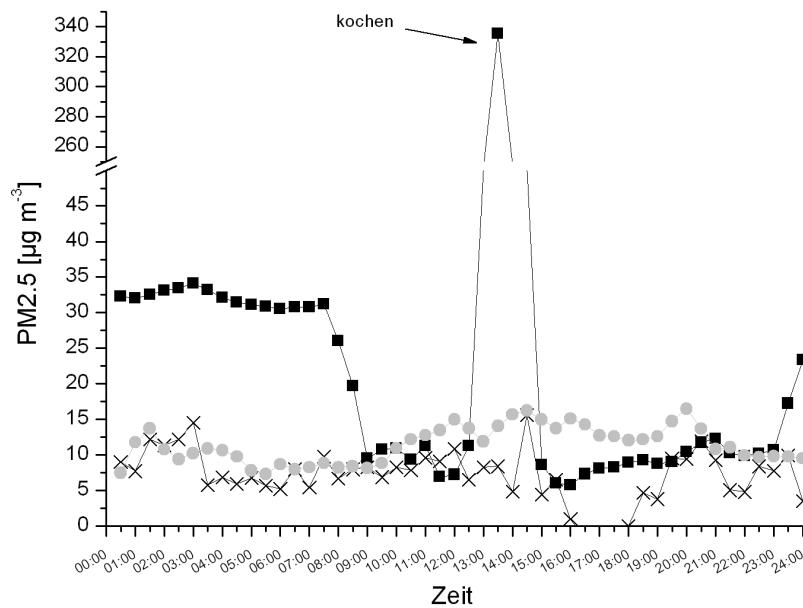


Abbildung 3.25.: PM2.5 Expositionsprofil T5, Wochenende 13.01.2007 in 30-Minuten-Mittelwerten (schwarze Quadrate) mit Stationsmessungen (graue Kreise: Verkehrsstation, Kreuze: Hintergrundstation).

### 3. Ergebnisse

Obwohl die Verkehrsstation hier keinen ausgeprägten Tagesverlauf mit Maxima zu den Verkehrsspitzen zeigte, ist die Korrelation zum Profil mit -0,37 am Wochentag und -0,33 Wochenende schlecht und negativ. Das heißt, dass tendenziell bei den hohen Stationsaußenmesswerten, die persönliche Exposition eher gering ist und umgekehrt. Für die Korrelation mit der Hintergrundstation ergaben sich Werte von 0,24 bzw. 0,40. An beiden Tagen lag der Mittelwert des Profils mit 39,3 bzw. 33,0  $\mu\text{g m}^{-3}$  um etwa das dreifache über den Stationsmesswerten.

#### 3.3.2.6. T6

Die letzte Testperson zeigte, wie T3 und T5, eine höhere PM2.5 Konzentration während des Schlafens gegenüber den Außenmesswerten. Das Wochentagprofil in Abb. 3.26 ist ansonsten eher auf dem Niveau der Hintergrundstationswerte.

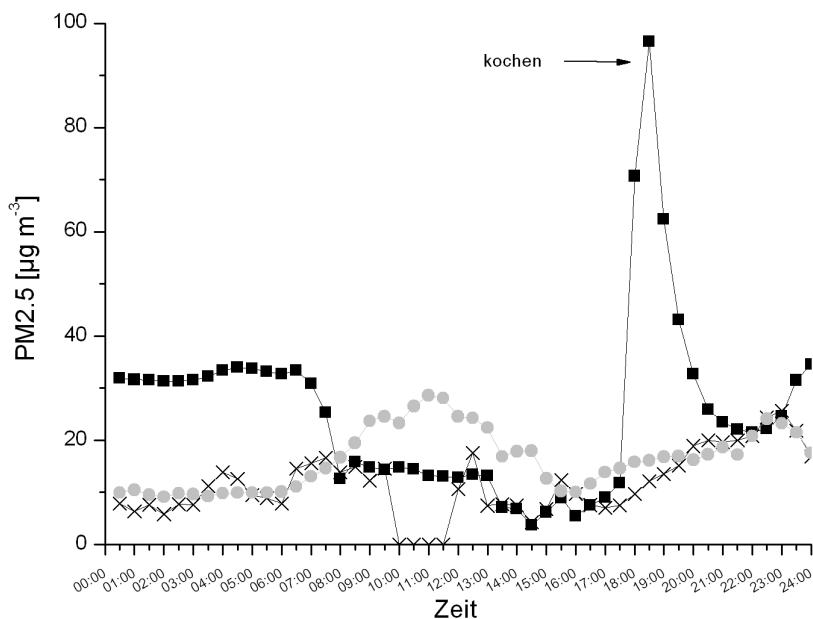


Abbildung 3.26.: PM2.5 Expositionsprofil T6, Wochentag 22.01.2007 in 30-Minuten-Mittelwerten (schwarze Quadrate) mit Stationsmessungen (graue Kreise: Verkehrsstation, Kreuze: Hintergrundstation).

Im Zeitraum zwischen 13:00 und 15:00 Uhr hielt sich die Person draußen auf, sodass hier ein besonders starker Zusammenhang zwischen den stationären Messwerten und den Profilwerten erkennbar war. Das Kochereignis zum Ende des Tages erhöhte die PM2.5 Konzentration für das Profil auf knapp über 90  $\mu\text{g m}^{-3}$ , weil das Kochen nur mit 15 Minuten Dauer angegeben wurde. Während der Zeit zwischen 10:00 und 11:30 Uhr

lagen keine Messwerte von der Hintergrundstation MSGE vor, sodass die Profilwerte mit der Verkehrsstation VMUE berechnet wurde. Der Profilmittelwert liegt sowohl über dem der Hintergrund- als auch dem der Verkehrsstation. Die Korrelation ist hierbei für die Hintergrundwerte mit 0,33 sehr gering und für die Verkehrsmesswerte mit -0,38 negativ.

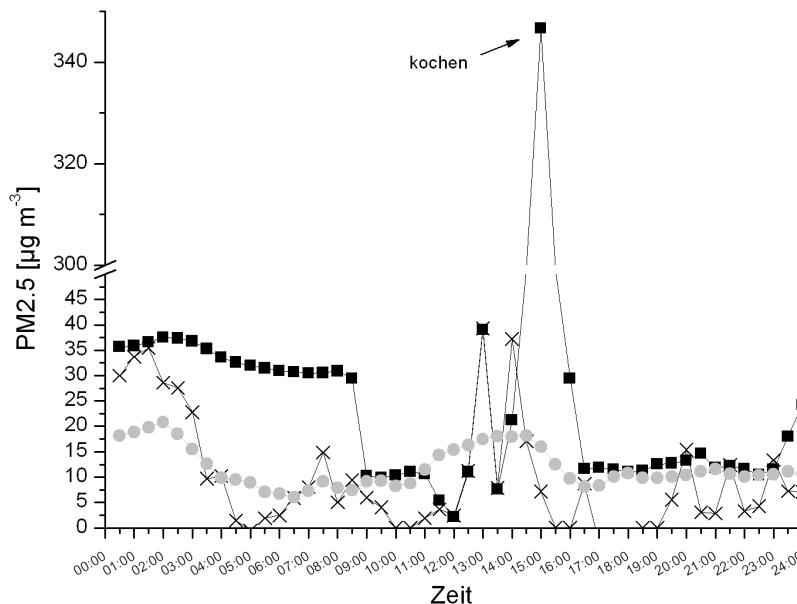


Abbildung 3.27.: PM2.5 Expositionsprofil T6, Wochenende 20.01.2007 in 30-Minuten-Mittelwerten (schwarze Quadrate) mit Stationsmessungen (graue Kreise: Verkehrsstation, Kreuze: Hintergrundstation).

Am Wochenende lag die Gesamtexposition des Profils höher als am Wochentag und deutlich höher als die stationären Messwerte. Der erhöhte Konzentrationsverlauf während des Schlafens ist wiederzufinden. Gegen Mittag fand ein längerer Outdooraufenthalt statt, sodass hierbei die Profilkonzentrationen wieder stark den Hintergrundkonzentrationen angepasst waren und deren Schwankungen folgten. Das Kochen gegen Nachmittag dauerte dieses Mal eine halbe Stunde und erhöhte die PM2.5 Masse dementsprechend auf über  $330 \mu\text{g m}^{-3}$ . Die Korrelationskoeffizienten sind für das Wochenendprofil etwas stärker als beim Wochentagprofil. Für den Hintergrund ergab sich ein Wert von 0,44 und für den Verkehr 0,24.

#### 3.3.2.7. Vergleich aller Profile

Untereinander wurden die Profile auf Unterschiede zwischen Wochentagen und Wochenenden, Raucher/Nichtraucher, Lüftungsverhalten und Gruppenunterschiede untersucht.

### 3. Ergebnisse

Diese Ergebnisse sind mit Vorsicht zu interpretieren, da die Stichprobe mit sechs Personen hierfür sehr klein war. Trotzdem ließen sich Tendenzen erkennen. Zum Vergleich wurden die vom GIS-Modell berechneten 5-Minuten-Profilwerte und die 5-Minuten-Outdoorwerte verwendet. Die Ergebnisse der Gruppenvergleiche sind in Tab. 3.10 aufgeführt.

Tabelle 3.10.: Gruppenunterschiede bei den Profilen der Testpersonen.

Gruppierung (Anz.)	Profil insgesamt [ $\mu\text{g m}^{-3}$ ]	Outdoorwerte [ $\mu\text{g m}^{-3}$ ]	Abweichung
Wochentag (alle)	36,5	19,0	+ 92 %
Wochenende (alle)	54,3	12,3	+ 341 %
Student (2)	62,1	19,6	+ 216 %
Schüler (1)	49,4	20,4	+ 142 %
Arbeitnehmer (3)	32,9	12,1	+ 188 %
Stoßlüftung (3)	32,9	12,1	+ 188 %
nachts (2)	62,1	19,7	+ 216 %
immer (1)	49,4	20,4	+ 142 %
Raucher (1)	66,9	19,0	+ 252 %
Nichtraucher (5)	41,1	15,0	+ 174 %

Beim Wochentag/-end Vergleich zeigte sich, dass die Profile am Wochenende tendenziell höhere Expositionen aufwiesen. Die durchschnittliche Abweichung von den Outdoorwerten war am Wochenende fast viermal so hoch wie in der Woche. Bei dem Vergleich zwischen den Arbeitsgruppen zeigten sich weniger eindeutige Unterschiede. Der einzige Schüler wies etwas niedrigere Profilwerte (vgl. Abb. 3.22 auf Seite 73 und auf Seite 74) im Vergleich zur Außenkonzentration auf als die anderen fünf Probanden. Das gleiche Ergebnis zeigt sich allerdings auch beim Vergleich des Lüftungsverhaltens, da der Schüler als einzige Testperson immer gelüftet hatte. Das niedrigere Profil kann also an beiden Eigenschaften der Testperson liegen. Eine eindeutige und zu erwartende Aussage lässt sich aus dem Vergleich der Raucherprofile von T2 mit denen der Nichtraucher treffen. Hierbei ist die Exposition des Rauchers, nur durch die Passivexposition der eigenen Zigaretten, höher im Verhältnis zu den Outdoormessungen als bei den Nichtrauchern.

# 4. Diskussion

Das Ziel dieser Arbeit war es eine Modellierung von personenbezogenen Feinstaubexpositionsprofilen anhand von Stationsmessungen der Außenluftkonzentration und Bewegungsprofilen der Testpersonen zu entwickeln. Zu dieser Modellierung gehörte eine Indoor Modellierung, die durch die langen Aufenthaltszeiten der Personen in Innenräumen eine sehr wichtige Rolle bei der Gesamtmodellierung spielte. Neben der Diskussion der einzelnen Profile der Testpersonen in Abschnitt 4.2 auf Seite 84 werden hier zunächst die Ergebnisse der Innenraummessungen diskutiert, da diese die Grundlage für die Parameter der Indoor Modellierung bildeten. Besonders die Wohnungsmessung hatte dabei einen großen Einfluss, da sich die Personen zu fast zwei Dritteln des Tages zu Hause aufhielten. Die genaue Betrachtung der Innenraummessungen war also sehr wichtig für die Qualität des implementierten Modells und der daraus resultierenden Expositionsprofile.

## 4.1. Partikelmessungen in Innenräumen

**Seminar** Bei der ersten Innenraummessung im Seminar wurde sehr schnell klar, dass Menschen eine signifikante Quelle für Partikel sind. Die Identifizierung des ausgefallenen Seminars, allein durch die Betrachtung der PM<sub>2.5</sub> Masse, beweist den deutlichen Zusammenhang zwischen Menschen und erhöhter Partikelkonzentration. Da der Anstieg der PM<sub>2.5</sub> Masse größer war als bei der PM<sub>1.0</sub> Masse, scheint es, dass durch die Menschen primär Partikel mit Durchmesser  $> 1 \mu\text{m}$  produziert werden. Die ELPI Stufen 10 bis 12 konnten zwar nicht absolut zur Masseberechnung herangezogen werden, aber relativ zeigten sich auch hier höhere Partikelkonzentrationen während menschlicher Aktivität (Abb. A.2 auf Seite III im Anhang). Auch fand die Partikelproduktion vor allem zu Seminarbeginn und Seminarende statt, wenn die Teilnehmer den Raum betraten bzw. verließen. Dies passt zu der Annahme, dass die menschliche Aktivität verantwortlich ist für die Aufwirbelung deponierter Partikel, da zu diesen Zeitpunkten die Aktivität am höchsten war.

Der nächtliche Anstieg der Masse scheint ähnliche Ursachen zu haben wie die Anstiege

#### 4. Diskussion

während der Seminare. In Abb. A.2 auf Seite III zeigt sich eine vergleichbare Verteilung der Masse auf die Stufen bei diesen Ereignissen, nur schien das nächtliche Ereignis eine kürzere Zeitspanne zu betreffen. Dies lässt die Vermutung zu, dass nachts zu diesem Zeitpunkt menschliche Aktivität stattgefunden hat. Sie war von größerem Ausmaß aber von kürzerer Dauer als während der Seminarzeiten. Denkbar wäre eine Person, die nachts den Raum betreten hat und in der Nähe vom ELPI gewesen ist. Eine andere Möglichkeit wäre eine Partikelquelle im Nebenraum die deutlich mehr Partikelmasse emittieren hätte müssen, als vom ELPI gemessen, da die Nähe der Quelle entscheidend für die gemessene Quellstärke ist (FERRO et al. 2004). Dagegen spricht allerdings der kurze Zeitraum in dem sich die hohe Konzentration aufgebaut hat, da sich bedingt durch die Verteilung der Partikel in der Luft, der Zeitraum des Massenanstiegs mit zunehmender Entfernung ebenfalls vergrößern würde. Fest steht, dass in diesem kurzen Zeitraum ( $< 10$  Minuten) durch eine unbekannte Aktivität Partikel  $> 1 \mu\text{m}$  in signifikanten Mengen aufgewirbelt wurden.

Die zweite Hälfte der Messung zeigt, dass die Partikel der Außenluft neben den Indoor-partikelquellen die bestimmende Größe für die Innenraumpartikelkonzentration darstellen. Interessant ist hierbei die offensichtliche Zeitverschiebung von etwa 2,5 h, mit der die Innenkonzentration dem Anstieg der Außenkonzentration folgte. Trotzdem hatte die Verschiebung der Stationsdaten um diese Zeitverschiebung keine Besserung in der Korrelation gezeigt. Für diesen Verlauf nach 10:00 Uhr am 12.12.2006 war es schwierig, den Seminarzusatz vom Anstieg durch die Außenpartikel zu trennen. Dafür hätten genauere Daten über Austauschrate, Deposition und Penetrationsfaktor bekannt sein müssen.

**Büro** Bei der Messung der Partikelkonzentration im Bürroraum, lässt sich ebenfalls eine deutliche Abhängigkeit der Partikelmasse im Raum von der Aktivität der sich darin aufhaltenden Menschen feststellen. Dabei ist auch hier eine Zunahme hauptsächlich für die großen Partikeln ( $> 1 \mu\text{m}$ ) erkennbar, was zu dem geringeren PM1.0/PM2.5 Verhältnis tagsüber führte. Interessant ist dabei, dass die beiden Lüftungen gegen 16:45 Uhr am 13.12.06 und 09:00 Uhr am 14.12.06, kurzzeitig einen stärkeren Einfluss auf beide Massenfraktionen hatten, als der Aufenthalt der Menschen alleine. Hierbei wurden auch kleinere Partikel bis  $0,1 \mu\text{m}$  deutlich erhöht. Dies ist zum einen, aber nicht allein, durch den höheren Austausch mit der Außenluft erklärbar. In der Indoor Modellierung reicht eine höhere Austauschrate  $a$  nicht aus, um diesen Anstieg zu erreichen. Höherer Austausch bedeutet auch, dass die Partikel der Innenraumquellen nach draußen gelangen und sich weniger akkumulieren. Möglich wäre hier eine zusätzliche Aufwirbelung von

Partikeln durch die entstandene Luftbewegung beim Lüften.

Bei der Betrachtung des Austausches mit der Außenluft zeigen sich zwei Tendenzen. Nachts war die Innenraumkonzentration praktisch konstant und sehr unempfindlich gegenüber den Konzentrationsänderungen in der Außenluft, wie man in Abb. 3.5 auf Seite 50 sehen kann. Dies lässt auf einen relativ geringen Austausch mit der Außenluft schließen. Bei dem Abbrennen der Kerzen ist dagegen erkennbar, dass sich die dabei produzierten Partikel sehr wenig akkumulierten und nach Löschen der Kerzen sehr schnell aus der Luft entfernten. Dies ist nicht allein dem kurzen Lüften am Ende des Ereignisses zuzuschreiben. Durch die Menschen tagsüber scheint der Austausch erhöht zu sein, zum einen durch das Stoßlüften, zum anderen durch Öffnen der Tür und Austausch mit den Nachbarräumen. Eventuell spielten dabei auch die Windverhältnisse eine Rolle, indem tagsüber mehr Wind herrschte und für mehr Austausch durch die Lücken und Fugen der Mauern und Fenster sorgte. Das für die Modellierungen zwei sehr unterschiedliche Austauschraten verwendet wurden, ist folglich sinnvoll.

Der Kerzenversuch hat gezeigt, dass Verbrennungen signifikante Partikelmassen produzieren. Der Zuwachs in Partikelanzahl und -masse konzentrierte sich aber nicht wie erwartet auf die kleinen Partikel  $< 0,1 \mu\text{m}$  (MORAWSKA 2004), sondern verteilte sich auf alle Größenklassen. Eine Neubildung von Partikeln oder Partikelwachstum konnte dabei nicht festgestellt werden. Da das ELPI Partikel mit Durchmessern  $< 30 \text{ nm}$  nicht detektieren kann, ist eine Partikelneubildung hier nicht auszuschließen. Es scheint also, dass die Kerzen nicht nur ultrafeine, sondern auch größere Partikel bei der Verbrennung direkt emittieren. Die größte Emission fand darüber hinaus beim Anzünden und Löschen der Kerzen statt. Dies lässt den Schluss zu, dass die größeren Partikel hauptsächlich Rußpartikel waren. Eventuell hatte dabei die Bienenwachskeze einen anderen Einfluss als die Teelichte aus Paraffin. Paraffin besteht aus langkettigen Alkanen ( $n = 20$  bis 45) und wird industriell hergestellt. Bei echtem Bienenwachs ist davon auszugehen, dass er natürliche Verunreinigungen (Dufstoffe, Speichel der Bienen etc.) enthält, die beim industriellen Herstellen von Paraffin nicht vorkommen. Möglichweise führt dies ebenfalls zu einer Emission unterschiedlicher Partikelgrößen. Da acht Teelichte dabei einer Bienenwachskeze gegenüberstanden, ist aber davon auszugehen, dass der Einfluss der Bienenwachskeze, trotz der größeren Kerze und Flamme, im Hintergrund stand und die Teelichte hauptverantwortlich für die Emissionsverteilung waren.

**Wohnung** Der wichtigste Unterschied der Wohnungsmessung zu den beiden vorhergehenden war die allgemein, im Vergleich zu den stationären Außenmessungen, deutlich

#### 4. Diskussion

höheren Innenraumkonzentration. Ein Grund hierfür könnte die Zimmereinrichtung sein. Der Textilboden, der einen Großteil des Zimmerbodens bedeckte, ist ein größerer Speicher für Partikel als Hartboden. Dementsprechend sind die Emissionen bei Aktivität auf Textilböden tendenziell größer (FERRO et al. 2004). Bei der Menge der aufgewirbelten Partikel spielen auch die Putzgewohnheiten eine große Rolle (FROMME 2006). Darüber hinaus war der restliche Raum in der Wohnung mit mehr Textilien ausgestattet (z.B. Bettbezug, Kissen, Vorhänge) als Seminarraum und Büro. Das generell niedrigere PM1.0/PM2.5 Verhältnis von durchschnittlich 0,56 in der Wohnung zeigt, dass vor allem die größeren Partikel für den Konzentrationsunterschied zwischen den Messorten verantwortlich waren, was für eine höhere Resuspensionsrate spricht.

Das PM1.0/PM2.5 Verhältnis in Abb. A.5 im Anhang spricht auch dafür, dass der Anstieg gegen 14:00 Uhr nicht nur dem Kochen zuzuschreiben ist. Das Minimum des Verhältnisses zeigt, dass zur PM2.5 Masse eher große Partikel beigetragen haben, was für Resuspension durch die Ankunft der Person spricht. Als logisch erscheint dabei eine nicht mehr trennbare Kombination beider Ereignisse, wobei die Resuspension für den Anstieg der großen Partikel der Stufen 9 bis 12 und das Kochen für die Produktion der kleinen Partikel der Stufen 1 und 2 verantwortlich sind (Abb. A.6 im Anhang).

Die Bestimmung der Quellstärke für die Raucherereignisse gestaltete sich durch die uneinheitlichen Lüftungsbedingungen und unterschiedlichen Personenanzahlen als schwierig. Die Literaturwerte für Zigaretten würden zu einer deutlich höheren Konzentration im Modell führen als tatsächlich vorlagen. Es muss aber davon ausgegangen werden, dass die emittierte Partikelmasse pro Zigarette unabhängig vom Ort ist. Abhängig ist sie dagegen von der Art und Geschwindigkeit des Rauchens, Zigarettenmarke und Filter. Auch in der Literatur sind die Werte nicht einheitlich. Trotzdem erklärt dies nicht die große Abweichung von 36 % des endgültig berechneten Wertes von  $8,1 \text{ mg cig.}^{-1}$  zum geringsten Literaturwert von  $12,7 \text{ mg cig.}^{-1}$  (KOUTRAKIS et al. 1992). Durch das Modell ließe sich diese Differenz nur mit einer deutlich höheren Deposition oder Austauschrate kompensieren. Im Zeitraum direkt nach dem Raucherereignis ist erkennbar, dass die Deposition der Modelle hier nicht so hoch gewählt werden kann, da sonst die Modellkonzentrationen stärker abnehmen, als die Messwerte. Ein Grund für die unzureichende Modellierung ist der relativ große Intervallzeitraum von 30 Minuten für das Modell. Für 30 Minuten konnte also die Partikelmasse, die von der dokumentierten Anzahl der Zigaretten emittiert wurde, zur Konzentration hinzugerechnet werden. Nicht berücksichtigt wurde dabei die Verteilung der Rauchzeit innerhalb des Intervalls. Wenn das Rauchen einer Zigarette in den ersten 10 Minuten eines Intervalls stattfindet, kann in den folgen-

#### 4.1. Partikelmessungen in Innenräumen

den 20 Minuten durch Austausch und Deposition die Masse deutlich verringert werden. Findet in dieser Zeit eine Lüftung statt, wird dieser Massenabbau weiter beschleunigt. Bei einer solchen starken Quelle und den heterogenen Verhältnissen, wäre eine Modellierung auf z.B. 5-Minuten-Intervallen basierend vermutlich sinnvoller gewesen. Dies hätte die Bestimmung der Parameter allerdings deutlich verkompliziert. Je genauer die Parameter bestimmt sind, desto genauer müssen auch die 24-h-Tagebücher der Testpersonen für die Modellierung geführt werden.

Im Gegensatz zu den Kerzen zeigten die Zigaretten eine deutlich höhere Produktion feiner Partikel, was durch das stark erhöhte PM1.0/PM2.5 Verhältnis während der Raucherzeit erkennbar ist. Das Maximum der Massenzunahme lag dabei im Bereich der Stufen 3 bis 6, was einem Partikeldurchmesser von etwa  $0,1 \mu\text{m}$  bis  $0,39 \mu\text{m}$  entspricht. Damit liegen diese Werte eindeutig im Bereich der Literaturwerte.

Ein weiterer ungeklärter Vorgang ist die höhere Partikelmassenkonzentration des PM2.5 Anteils während der Schlafphase. Der Anstieg verlief gegenläufig zu den stationären Außenmessungen. Das lokale Maximum zu Beginn ist vermutlich auf die vermehrte Aufwirbelung von großen Partikeln durch das Ausschütteln der Bettdecke und das Zubettgehen zurückzuführen. In der anschließenden Schlafphase waren die Konzentration dieser großen Partikel der Stufe 11 und 12 deutlich verringert, so dass hier die normale Resuspension nicht die Ursache zu sein scheint. Vielmehr nahmen die mittleren Partikel zu, während die ultrafeinen abnahmen. Dies kommt dadurch zustande, dass dieser Größenbereich am wenigsten von Deposition betroffen ist, gleichzeitig am effektivsten von Außen eindringen kann und folglich akkumuliert (Abschn. 1.2.1.2 auf Seite 7). Da die Außen herrschenden Partikelkonzentrationen jedoch unter den Innenraumkonzentrationen lagen, können nicht alleine eindringende Partikel den Anstieg erklären. Eine weitere Vermutung liegt bei Partikelwachstum durch Koagulation der kleineren Partikel zu größeren. Dies würde zwar die Verschiebung der Masse erklären, aber nicht die Zunahme. Möglich wäre auch Kondensation von Gasen auf den Partikeln, was zu Wachstum und Massenzunahme führt. Hierbei könnten VOCs, die vom Menschen emittiert werden eine Rolle spielen. Ungeklärt ist dabei, welche Partikel ein im Bett schlafender Mensch produziert. Da die Austauschrate nachts durch das geschlossene Fenster niedriger lag als tagsüber, führte dies eventuell, mit der immer noch vorhandenen Indoorpartikelquelle Mensch, zu einer Akkumulation der Partikel. Gleichzeitig war die Sedimentation erhöht, da weniger Turbulenzen im Raum die großen Partikel aufwirbeln konnten, während die ultrafeinen Partikel durch Wachstum abnahmen. Geklärt werden könnte dieses Phänomen aber nur durch zusätzliche Messungen im Innen- und Außenbereich.

## 4.2. Modellierung der 24-h-Expositionsprofile

Die modellierten Expositionsprofile lassen Rückschlüsse auf die Tendenzen der Feinstaubexposition in Abhängigkeit vom persönlichen Verhalten zu. Durch die geringe Datengrundlage und die Annahmen die für das Indoor-Modell getroffen werden mussten, ist jedoch keine absolute Quantifizierung der gesundheitlichen Risiken möglich. Zudem sind die berechneten relativen Risiken zu den gesundheitlichen Folgen aus Abschnitt 1.2.2 auf Seite 13 auf die Änderung der Feinstaubkonzentration von stationären Außenmessungen bezogen und nicht auf die persönliche Exposition. Um trotzdem eine grobe Einschätzung vornehmen zu können, werden die Profile der Testpersonen in drei Risikobereiche eingeteilt, analog zum Ampelsystem des LANUV NRW. Würde man für die Einteilung die Richtwerte der WHO (WHO 1996) verwenden, wären die Tagesmittelwerte über  $25 \mu\text{g m}^{-3}$  im roten Bereich und nur Profile mit  $0 \mu\text{g m}^{-3}$  im grünen, da es keinen Schwellenwert gibt. Da alle Profile dann im roten Bereich liegen, ist dies wenig sinnvoll. Stattdessen wird die Einteilung anhand der 25 und 75 % Quantile vorgenommen. Dadurch sind Profile mit einer durchschnittlichen Konzentration von  $< 35 \mu\text{g m}^{-3}$  im grünen Bereich (=wenig Risiko),  $> 55 \mu\text{g m}^{-3}$  im roten Bereich (=hohes Risiko) und dazwischen im gelben Bereich (=mittleres Risiko).

Durch die Exposition und die Atmung lässt sich auf die Dosis schließen (Abschnitt 1.2.3 auf Seite 16). Die Betrachtung der Atemfrequenz führt zu der Erkenntnis, dass durch die höhere Atemfrequenz ein größeres Luftvolumen pro Zeitraum inhaliert wird, was eine höhere Dosis zur Folge haben könnte. Ebenso spielt aber auch die Atemtiefe eine Rolle. Die Atmung ist bei Anstrengung weniger tief und füllt hauptsächlich den Totraum im Rachen und Bronchienbereich. Es ist dabei nicht geklärt, wie sich dies auf die Aufnahme von Partikeln in die Lunge auswirkt. Der Einfluss von Sport und Anstrengung auf die Dosis ist also noch unklar.

Eine genaue Quantifizierung und Ermittlung der Zusammenhänge ist zukünftigen epidemiologischen Studien vorbehalten, die sich auf persönliche statt Außenluftpartikelkonzentrationen konzentrieren sollten.

Das Ergebnis der durchschnittlichen Aufenthaltsorte der Bewegungsprofile ist in guter Übereinstimmung mit den Ergebnissen der sehr viel größer angelegten National Human Activity Pattern Survey (NHAPS, KLEPEIS 1999). Dies ist interessant, da die Stichprobe von NHAPS mit 9.386 interviewten Personen sehr viel größer ist, als in dieser Arbeit mit sechs Personen. Einzelne Personen tragen dadurch sehr viel stärker zur Verschiebung der Anteile bei. Trotz der Ausnahmen scheinen mit den sechs Testpersonen repräsentative

#### 4.2. Modellierung der 24-h-Expositionsprofile

Personen der Bevölkerung gewählt worden zu sein, die eventuell Aussagen auf größere Bevölkerungsgruppen übertragen lassen.

**T1** Die erste Testperson erfährt die größte Feinstaubkonzentration durch die Kochereignisse an beiden Tagen. Insgesamt war das Wochentagprofil weniger stark belastet und liegt im gelben Bereich, während das Wochenendprofil im roten Bereich ist. Diese Differenz liegt vermutlich hauptsächlich daran, dass T1 am Wochenende deutlich mehr zu Hause war als am Wochentag, an dem sie sich fast nur zum Schlafen zu Hause aufgehalten hatte. Durch die Lüftung nachts war die Exposition dabei recht gering. Die Konzentration des Wochentagprofils wäre ohne Kochen eine der niedrigsten, vergleichbar mit der des Wochentagprofils von T4. Bei beiden Profilen ist erkennbar, dass die Konzentrationen dem Tagesverlauf der Stationswerte folgten, worauf auch die relativ gute Korrelation hinweist. Wenn also von einem Kochereignis pro Tag für T1 ausgegangen wird, kann der Verlauf der restlichen Werte mit den Stationswerten einigermaßen gut angenähert werden. Allerdings lagen die Profilwerte dabei fast immer deutlich über den Werten der Hintergrundstation, was auch an dem geometrischen Mittelwert der Profil/Stations-Verhältnisse erkennbar ist, der für den Hintergrund über 1 und für den Verkehr knapp unter 1 lag. Neben den Partikeln der Außenluft waren also auch Resuspension und unbekannte Indoorquellen Faktoren bei der Exposition. T1 scheint kurzfristig durch die hohen Massen von Kochpartikeln und langfristig durch die Massen der Außenpartikel und aufgewirbelten Innenraumpartikeln gefährdet zu sein. Da die Kochpartikel von Zusammensetzung und Größe sehr unterschiedlich sind (MORAWSKA 2004), ist es schwierig Gesundheitseffekte vorherzusagen. Lange Indooraufenthalte, vor allem zu Hause, erhöhen die zusätzliche Exposition mit Innenraumpartikeln und verschlechtern den Zusammenhang zu den stationären Messungen.

**T2** Die Betrachtung des Raucherprofils muss hier getrennt von den aktiv gerauchten Zigaretten stattfinden, weil dadurch die Expositionsprofile dermaßen hoch lägen, dass eine gesundheitliche Beurteilung obsolet wäre. Es ist zudem wissenschaftlich inzwischen ausführlich belegt, dass Raucher starke gesundheitliche Beeinträchtigungen durch Zigarettenkonsum erleiden. Interessant ist aber auch das sonstige Verhalten der Testperson, das sich auf die Partikelexposition auswirkt. Da Raucher durch die aktiv gerauchten Zigaretten bereits gesundheitliche Effekte erleben, könnte eine zusätzliche Exposition durch Partikel hier stärkere Auwirkungen haben, als bei Nichtrauchern (HEINRICH et al. 2002).

Das betrachtete Wochentagprofil von T2 liegt, ohne die aktiv gerauchten Zigaretten,

#### 4. Diskussion

im gelben Bereich, das Wochenendprofil im roten. Die beiden zusätzlichen Profile im Anhang liegen deutlich im roten Bereich und hatten mit Abstand die höchsten Expositionswerte (Abb. C.1 auf Seite XI und C.2 auf Seite XIV). Durch die Lüftung und die dadurch erhöhte Austauschrate  $a$  während des Schlafens, ist auch in diesen Profilen eine deutliche Abhängigkeit von den stationären Messungen erkennbar. Die größte Partikelquelle war der Zigarettenrauch, der die Innenraumkonzentrationen und damit die Profilkonzentrationen deutlich erhöhte. Ansonsten scheint erneut die Hintergrundstation mehr Einfluss zu haben als die Verkehrsstation, was auf die Aufenthaltsorte entfernt von viel befahrenen Straßen zurückzuführen ist. Das Wochenendprofil vom 26.11.06 zeigt die beste Korrelation aller Profile mit den Stationsmesswerten, lag aber während des gesamten Tages deutlich über den Messwerten. Da hier den Großteil des Tages zu Hause geschlafen wurde, zeigt sich, dass wenig Aktivität der Person zu einer guten Korrelation mit den Stationsdaten führt, anders als beim Wochenendprofil von T1. Dies passt zu der Annahme das die Innenraumkonzentrationen geringer oder gleich den Außenkonzentrationen sind, so lange keine menschliche Aktivität stattfindet (HEINRICH et al. 2005). Ohne die Raucherzusätze würden die Expositionswerte von T2 vermutlich ebenso wie bei T1, eine deutliche Korrelation zu den Stationswerten zeigen, aber eindeutig darüber liegen.

**T3** Die persönliche Exposition der dritten Testperson zeigt ein anderes Bild als die der beiden vorhergehenden Testpersonen. Offensichtlicher Unterschied sind die höheren PM<sub>2.5</sub> Konzentrationen während des Schlafens, die deutlich unabhängig von den Stationsmessungen sind. Für den Wochentag sind kaum Zusammenhänge zwischen Stationsmessungen und persönlicher Exposition erkennbar. Dieses Profil liegt im gelben Bereich und das Wochenendprofil im grünen. Beim Wochenendprofil fällt der große Outdooraufenthaltsanteil von über 60 % auf, der zusammen mit den geringen Außenluftkonzentrationen, zu den niedrigen Profilwerten und einer besseren Korrelation als am Wochentag führte. Insgesamt zeigt T3 durch sein abwechslungsreiches Verhalten eine niedrige Exposition (bei hoher körperlicher Aktivität) die aber durch die Stationswerte nicht bestimmbar ist. Wichtig für die Beurteilung der Dosis ist, dass die höchste Exposition während der Schlafphase stattfand. Die Aktivität ist dabei sehr gering und die Atemfrequenz verringert, was die aufgenommene Dosis an Feinstaub, wie bereits erwähnt, beeinflusst.

## 4.2. Modellierung der 24-h-Expositionsprofile

**T4** Das Wochentagprofil von T4 hat absolut gesehen zwar nicht die geringste Exposition, ist aber im Vergleich zu den Stationsmessungen das niedrigste. Die Konzentrationen des Profils befanden sich durchgängig im Bereich der Hintergrundstationskonzentrationen, zeigten aber eine schlechte Korrelation. Durch die fehlenden Informationen anderer Personen, die sich in den Innenräumen aufhalten, bleibt zu vermuten, dass vor dem Essen in der Küche gegen 13:30 ein Kochereignis stattgefunden hat, das die Konzentration noch bis zu diesem Zeitpunkt erhöht haben könnte. Ansonsten lagen die Profilkonzentrationen nur während des Schlafens über den stationären Meswerten. Für das Wochenendprofil gilt das gleiche. Durch die Aufenthalte mit Rauchern in einem Raum, im Restaurant und die längere Schlafphase liegt dieses Profil allerdings im roten Bereich, während das Wochentagprofil im grünen liegt. Die geringe Exposition ist auch auf das Lüftungsverhalten zurückzuführen, da dass Dauerlüften zu einer geringeren Akkumulation von Partikeln im Innenraum führte, als bei geschlossenem Fenster. Am Wochentag fand der sonstige Aufenthalt hauptsächlich in der Schule oder in Sporthallen statt. Deswegen ist der Einfluss der Seminarmessung auf diese Modellierung sehr groß. Es ist fraglich, ob sich die Seminarraumverhältnisse komplett auf Schulräume und Sporthallen übertragen lassen, so dass hier eventuell bei einer besseren Modellierung deutlichere Unterschiede zu erwarten wären. Die mehrstündigen Sportaktivitäten in den Sporthallen beeinflussten darüber hinaus wieder die Dosis des inhalierten Feinstaubs. Das Wochenendverhalten führt zu einer höheren Partikelexposition als das Wochentagverhalten und erhöht deswegen die sonst eher geringe Gefährdung der Person.

**T5** Im Gegensatz zum Schüler T4 hat T5 einen sehr ähnlichen Verlauf beider Profile. Die Tatsache, dass von T5 ein Haushalt mit zwei Kindern versorgt wird, spricht dafür, dass die Tagesabläufe sich ähneln. So liegen auch beide Profile im gelben Bereich. Hier zeigt sich wieder die nicht erklärte, hohe nächtliche Partikelkonzentration, die durch die Wohnungsmessung ins Modell eingeflossen ist. Eine weitere Wohnungsmessung notwendig gewesen wäre, um zu testen ob es sich hier wohlmöglich nur um eine Ausnahme gehandelt hat. Von diesen unsicheren Zeiträumen abgesehen, lagen die Profilkonzentrationen auch über den Hintergrundwerten, die zu dieser Zeit sehr niedrig waren. Durch die hohen nächtlichen Konzentrationen und die beiden Kochereignisse sind die Mittelwerte der persönlichen Exposition etwa vier mal höher als die Hintergrundstationsmittelwerte. Die Verkehrsstation zeigte einen völlig unabhängigen Verlauf von den Profilen und korrelierte sogar negativ. Hier scheinen die Stationen also schlechte Indikatoren für die individuelle, mittlere Feinstaubexposition zu sein.

#### 4. Diskussion

Die Vorbelastung der Person durch Allergien könnte zusätzlich eine stärkere Reaktion auf Feinstaubpartikel zu Folge haben, vor allem wenn diese mit Allergenen zusammen auftreten (SCHWARZE 2006).

**T6** Die sechste Testperson zeigt in den Profilen Ähnlichkeiten zu T5, da auch hier während des Schlafens durch die fehlende Lüftung die Partikelkonzentration im Innenraum erhöht war und an jedem Tag ein Kochereignis stattfand. Dagegen ist bei T6 ein deutlicherer Unterschied zwischen Wochentag und Wochenende erkennbar. Weil die Person beruflich viel mit dem Auto und zu Fuß unterwegs ist, zeigt das Wochentagprofil geringere Feinstaubkonzentrationen, als das Wochenendprofil, trotz höherer Außenmesswerte. Dadurch liegt das Wochentagprofil im grünen Bereich und das Wochenendprofil im gelben. Hier zeigt sich also wieder, wie bei T3 und T4, dass unterschiedliche Tagesabläufe der gleichen Person an verschiedenen Wochentagen zu stark unterschiedlichen Expositionen führen können und zwar unabhängig oder sogar gegenläufig zu den Tendenzen der Stationsmessungen. Die Gesamtgefährdung der Person ist eher gering, durch die niedrige Wochentagexposition.

**Vergleich der Profile** Bei dem Vergleich der Profile untereinander können mehrere Tendenzen festgestellt werden. Es gibt Testpersonen mit ähnlichen Profilen, wie z.B. T1 und T2, wenn das Rauchen bei T2 ausgeklammert wird. T5 und T6 haben ebenfalls ähnlich aufgebaute Expositionsprofile. Da T1 und T2 Studentinnen und T5 und T6 Arbeitnehmer in jeweils ähnlichem Alter sind, können die Ähnlichkeiten darin begründet liegen. T5 und T6 haben beispielsweise beide an den Profiltagen gekocht, was in den Familienalltag passte. Des Weiteren haben die beiden Paarungen auch die gleichen Lüftungsgewohnheiten. Die Lüftung spielte bei dieser Modellierung eine wichtige Rolle zu Hause, vor allem beim Schlafen. Da die Wohnungsmessung Partikelkonzentrationen zeigte, die deutlich über den Außenmessungen lagen, wurden relativ große Indoorquellen bestimmt, die sich hier in den Profilen wiederfinden. T4 hat durch sein Dauerlüften diese Indoorquellen am Akkumulieren gehindert und deswegen recht niedrige Konzentrationsverläufe in den Profilen, die sich nah an den Stationsmessungen orientieren. Die Testpersonen T3, T5 und T6, die nachts nicht gelüftet haben, hatten dadurch höhere Feinstaubkonzentrationen als tagsüber. Da beim Schlafen die Atemfrequenz sehr gering ist, könnte die Dosis aber auch geringer sein als tagsüber. Die höhere Exposition muss also nicht automatisch eine höhere Dosis zur Folge haben.

Auffallend ist, dass oft an den Wochenenden eine höhere Exposition vorhanden war, als

#### *4.2. Modellierung der 24-h-Expositionsprofile*

an Wochentagen. Bei T2 und T4 ist dies auf Kneipen- und Partyaufenthalte zurückzuführen, die durch den Raucheranteil die Profilkonzentrationen erhöhten. T1 und T6 dagegen hatten am Wochenende einen höheren Aufenthaltsanteil zu Hause, was die berechnete Exposition, analog zu den Erkenntnissen aus den Innenraummessungen, erhöhte. Insgesamt scheinen die Stationsmessungen für die Höhe der durchschnittlichen Exposition ein schlechtes Maß zu sein, da hier Verhaltensunterschiede zwischen den Wochentagen einen viel deutlicheren Einfluss haben. Für den Konzentrationsverlauf der Profile ohne die kurzfristigen Indoorquellen wie Rauchen und Kochen, ist die Hintergrundstation ein besseres Maß als die Verkehrsstation. Zusammenfassend sind die Erkenntnisse dieser Arbeit:

1. Innenraumkonzentrationen sind durch den großen Aufenthaltsanteil von Menschen ein wichtiger Faktor in der persönlichen Feinstaubexposition
2. Innenraumquellen beeinflussen Innenraumpartikelkonzentrationen erheblich
3. Menschen wirbeln Partikel  $> 1 \mu\text{m}$  auf, Rauchen produziert hauptsächlich Partikel mit Durchmessern von 0,01 bis 0,04  $\mu\text{m}$  und Paraffinkerzen alle Partikelgrößen
4. Innenraumkonzentrationen sind nur zu etwa 50 % (Seminar: 50 %, Büro: 71 %, Wohnung: 27 %) von den Außenkonzentrationen bestimmt und liegen bei menschlichem Einfluss meistens über der Außenkonzentrationen ( $I/O > 1$ )
5. Die persönliche Feinstaubexposition liegt meist über den Hintergrundstationsmessungen, im Tagesmittel trifft dies immer zu
6. Die Höhe der persönlichen Feinstaubexposition ist stärker vom persönlichen Verhalten abhängig, als von stationären Messungen
7. Es gibt Anzeichen für Unterschiede in der persönlichen Feinstaubexposition zwischen Bevölkerungsgruppen
8. Es gibt Unterschiede zwischen Wochentag- und Wochenendfeinstaubexposition durch das Verhalten bei bestimmten Bevölkerungsgruppen
9. Die Hintergrundstationen liefern bessere Annäherungen an die persönliche Exposition, als die Verkehrsstationen
10. Die Tagesmittelwerte der Stationsmessungen sind kein gutes Maß für die tatsächliche, persönliche Exposition

## 5. Fazit und Ausblick

Die vorliegende Arbeit ist eine Pilotstudie für die persönliche Exposition von Feinstaub die von vielen Faktoren bestimmt ist. Neben der räumlichen Verteilung der Partikel in der Atmosphäre und dem persönlichen Tagesablauf, sind vor allem die Partikelkonzentrationen in Innenräumen der zentrale Aspekt dieser Studie. Das größte Problem, war dabei die lückenhafte und widersprüchliche Datengrundlage, vor allem für die Partikelkonzentrationen in Innenräumen und Fahrzeugen. Die durchgeführten Innenraummessungen halfen ein besseres Bild der Indoorverhältnisse zu gewinnen, warfen aber auch neue Fragen auf. So bleibt die Herkunft der nächtlichen Partikel in Seminarraum und Büro, die nicht durch die Außenkonzentration erklärt werden konnten, weitgehend unbekannt. Auch die erhöhte Konzentration nachts in der Wohnung kann mit den vorliegenden Daten nicht zufrieden stellend erklärt werden. Hilfreich wäre hier chemische Analytik zur Bestimmung der Partikelzusammensetzung gewesen, um die Quellen besser identifizieren zu können. Auch parallele Innenraum- und Außenmessungen der Partikelgrößenverteilung kann Kenntnisse über Herkunft der Partikel geben. Trotzdem zeigen die Ergebnisse, vor allem die der Wohnungsmessung, dass Innenräume eine deutlich höhere Partikelkonzentration als Außen aufweisen können und somit in der persönlichen Exposition eine signifikante Rolle spielen. Mit durchschnittlich 51 % Partikelanteil aus dem Außenbereich ist immerhin knapp die Hälfte der Innenraumkonzentrationen durch Indoorquellen bestimmt. Die Aktivität von Menschen in diesen Räumen spielt dabei eine große Rolle. Zur genauen Erklärung der Phänomene wurden in dieser Studie zu wenige und zu kurze Indoormessungen durchgeführt. Auch konnte das Potential der größensorierten ELPI Innenraummessungen nicht völlig ausgeschöpft werden, da für den Vergleich mit den Außenmessungen nur die aufsummierte Masse für PM10 vorlagen. Die untere Nachweisgrenze von 30 nm beim ELPI ermöglichte es wiederum nicht, Partikelneubildung festzustellen die an mehreren Punkten vermutet wurde. Messungen mit einem Scanning Mobility Particle Sizer (SMPS) beispielsweise könnten helfen, ein genaueres Bild von Partikelneubildung in Innenräumen zu schaffen. Auch die Gasphase in Innenräumen muss dafür besser untersucht werden. Dabei sind die "personal cloud"

und mögliche Emissionen des Menschen Faktoren, deren Herkunft und Auswirkungen auf die persönliche Exposition noch weiter erforscht werden muss.

Es ist bei den Ergebnissen dieser Arbeit zu bedenken, dass die Parameter, die für das Indoor Modell bestimmt wurden, nur für diese Studie sinnvoll zu verwenden sind. Sie sind nicht die realen physikalischen Werte, sondern stellen eine Annäherung und bestmögliche Anpassung an das Modell dar. Die Indoorquellstärken hingen beispielsweise von  $a$ ,  $D$  und  $V$  ab, die selber nur angenähert werden konnten und auch das Indoor Modell selbst ist eine vereinfachte Darstellung der Wirklichkeit. Trotzdem zeigen sie Tendenzen, die durchaus zum Bild der Messungen passen. Die Austauschraten der Wohnungs- und Büromessung lagen nachts niedriger als tagsüber, weil nachts nicht gelüftet wurde und die Türen nicht offen standen. Die Deposition war wiederum nachts höher, durch die geringeren Turbulenzen. Obwohl die Indoorquellen bei allen Messungen zunächst zu hoch berechnet wurden, lagen sie auch hier relativ zueinander richtig, weil die Quellen bei menschlicher Aktivität höher waren. Um eventuelle Messfehler oder Überbewertung einzelner extremer Messungen (z.B. nachts in der Wohnung) zu vermeiden, sollten für die Modellierung möglichst mehrere Messungen als Grundlage dienen.

Die räumliche Auswertung der Aufenthaltsorte durch die flächendeckende LASAT Modellierung hat, durch die fehlende Bebauung, wenig Differenzen über das Stadtgebiet gezeigt. Eine Verbesserung erbrachten die Puffer um die Straßen, die den Verkehrseinfluss auf die Partikelexposition bei Straßenaufenthalten miteinbezogen. Die Modellierung der räumlichen Verteilung von Partikeln im Außenbereich muss deswegen zukünftig verbessert werden, um die räumliche Genauigkeit des GPS voll auszuschöpfen. Neben der Parametrisierung könnten auch Windrichtung und Wetterlage bei der Berechnung der Konzentrationen mitberücksichtigt und eingerechnet werden.

Wichtig ist auch die Betrachtung weiterer Testpersonen aus bisher nicht berücksichtigten Bevölkerungsgruppen, wie z.B. Kinder. In dieser Arbeit konnte dabei nur Herbst und Winter betrachtet werden. Für Frühling und Sommer sind sowohl für die Bewegungsprofile, als auch für die Feinstaubkonzentrationen Unterschiede zu erwarten (BORREGO et al. 2006). Ein umfangreiches Tracking von Testpersonen ist außerdem nötig, um Innenräume charakterisieren zu können, die für bestimmte Bevölkerungsgruppen wichtig sind. Die 24-h-Tagebücher waren dabei zu wenig detailliert. Es wäre ebenfalls wichtig gewesen auch die Aktivitäten der Personen, die sich mit der Testperson im gleichen Raum aufhalten, zu dokumentieren. Ebenso die Aktivitäten, die vor Eintreffen der Testperson im Raum stattfanden und die Partikelkonzentration für längere Zeit beeinflussten (Rauchen, Kochen). Hier kann in Zukunft das Tracking durch weitere Sensoren

## *5. Fazit und Ausblick*

ausgebaut werden. Dabei kann auf den Erkenntnissen dieser Arbeit über die Parameter, die Einfluss auf die persönliche Exposition haben, aufgebaut werden. Zum Beispiel können Aktivitätsmesser oder Schrittzähler zur Detektion einfacher Verhaltensmustern, wie Gehen, Stehen, Sitzen oder Rauchen dienen. In-situ gemessene medizinische Faktoren wie Körpertemperatur, Atemvolumen, Atemfrequenz und Herzschlag geben Aufschluss über die körperliche Aktivität und damit die Dosisaufnahme. Die Analyse der GPS Tracks in dieser Arbeit haben gezeigt, dass man von einfachen Sensordaten auf Verhalten schließen kann. Eine Kombination der solcher Sensordaten mit den Wahrscheinlichkeiten für bestimmte Ereignisse durch Bayes'sche Netze wäre eine Möglichkeit um auf die Aktivitäten und Aufenthaltsorte schließen zu können.

Hierdurch ergibt sich ein Forschungsfeld, bei dem eine interdisziplinäre Zusammenarbeit geoinformatischer, klimatologischer und medizinischer Methoden und Kenntnisse stattfinden muss, um ein sinnvolle und vollständige Grundlagen für die Expositionsmodellierung und zukünftige epidemiologische Studien über Aerosolpartikeleffekte zu liefern.

# Literaturverzeichnis

ABT, E., H. SUH, G. ALLEN und P. KOUTRAKIS (2000). *Characterization of Indoor Particle Sources: A Study Conductes in the Metropolitan Boston Area.* Environ. Health Perspect., 108(1):35–44.

BAFU, BUNDESAMT FÜR UMWELT SCHWEIZ (2006). *Feinstaub PM10 - Fragen und Antworten zu Eigenschaften, Emissionen, Immissionen, Auswirkungen und Maßnahmen.*

BARON, P.A. und K. WILLEKE (2001). *Aerosol Measurement: Principles, Techniques and Applications.* Wiley and Sons, 2. Aufl.

BLACK, M.S. und A. WORTHAN (1999). *Emissions from Office Equipment.* In: *Proceedings Indoor Air 1999.*

BORREGO, C., O. TCHEPEL, A. COSTA, H. MARTINS, J. FERREIRA und A. MIRANDA (2006). *Traffic-relates particulate air pollution exposure in urban areas.* Atmospheric Environment, 40:7205–7214.

BRANDHERM, B. und T. SCHWARTZ (2005). *Geo Referenced Dynamic Bayesian Networks for User Positioning on Mobile Systems.* In: *Location- and Context-Awareness*, Bd. 3479/2005, S. 223–234, Berlin, Heidelberg. Springer.

BYRNE, M.A., G. KEARNS und C. MCKENNA (2002). *A Test Chamber Study of the Contribution of Human Body Surfaces to the "Personal Cloud".* In: *Proceedings Indoor Air 2002*, S. 69–73.

DEKATI LTD. (2003). *ELPI User Manual ver 4.0.*

DEUTSCHER WETTERDIENST (2007). *Mittelwerte der Periode 1961 bis 1990.* URL: <http://www.dwd.de>.

## LITERATURVERZEICHNIS

- DOCKERY, D.W., J. CUNNINGHAM, A. DAMOKOSH, L. NEAS, J. SPENGLER, P. KOUTRAKIS, J. WARE und M. RAIZENNE (1993). *An association between air pollution and mortality in six U.S. cities.* N Engl. J. Med., 329(1753-1759):101–115.
- EISENBRAND, G. und M. METZLER (2002). *Toxikologie für Naturwissenschaftler und Mediziner. Stoffe, Mechanismen, Prüfverfahren..* Wiley-VCH, 2 Aufl.
- EPA (1996). *Air Quality Criteria for Particulate Matter, Volume I of III.* draft final report EPA 600/AP-95/001a, U.S. Environmental Protection Agency, Research Triangle Park, NC. URL: <http://cfpub.epa.gov/ncea/cfm/recordisplay.cfm?deid=2832>.
- EPA (2006). *Air Quality: How does this affect me?.*
- FERRO, A.R., R. KOPPERUD und L. HILDEMANN (2002). *Exposure to House Dust from Human Activities.* In: *Proceedings Indoor Air 2002*, S. 527–532.
- FERRO, A.R., R. KOPPERUD und L. HILDEMANN (2004). *Source Strengths for human Activities that Resuspend Particulate Matter.* Environ. Sci. Technol., 38(6):1759–1764.
- FINLAYSON-PITTS, B.J. und J. PITTS (2000). *Chemistry of the Upper and Lower Atmosphere: Theory, Experiments, and Applications.* Academic Press, San Diego.
- FROMME, H. (2006). *Partikuläre Belastungssituationen in Innenräumen, unter besonderer Berücksichtigung von Wohninnenräumen, Gemeinschaftseinrichtungen und Gaststätten..* Gesundheitswesen, 68:714–723.
- GEORGOPOULOS, P.G., E. JAYJOCK, Q. SUN und S. ISUKAPALLI (2002). *Mechanisms controlling the Outdoor/Indoor Relationships of fine particle levels and characteristics.* Technischer Bericht, U.S. Environmental Protection Agency, Research Triangle Park, NC.
- GRAFF, D.W. (2006). *Assessing the role of PM size and composition on gene expression in pulmonary cells.* In: *10th International Inhalation Symposium*, Hannover. U.S. Environmental Protection Agency.
- GULLIVER, L. und D. BRIGGS (2003). *Personal exposure to particulate air pollution in transport microenvironments.* Atmospheric Environment, 38:1–8.
- HAUTAMÄKI, M. und P. PASANEN (2005). *Particles in Indoor Environment: Sources and Health Outcomes.* In: *Proceedings Indoor Air 2005*, S. 1601–1605.

## LITERATURVERZEICHNIS

HEINRICH, J., V. GROTE, A. PETERS und H.-E. WICHHMANN (2002). *Gesundheitliche Wirkungen von Feinstaub - Epidemiologie der Langzeiteffekte.* Umwelt.- med Forsch Prax, 7(2):91–99.

HEINRICH, J., V. GROTE, A. PETERS und H.-E. WICHHMANN (2005). *Gesundheitliche Auswirkungen von partikelförmigen Schadstoffen in der Außenluft.* In: *Handbuch für Bioklima und Lufthygiene.* 16. Erg. Lfg.

HOLMES, P., C. TUCKETT, P. BENSON und P. HARRISON (2002). *Airborne Particles and Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in the Home.* In: *Proceedings Indoor Air 2002.*

ISO (1995). *Air Quality - Particle Size Fraction Definitions for Health-Related Sampling.* ISO Standard 7708, International Standards Organisation, Genever.

JANICKE, L. (2005). *LASAT. Ein Programmsystem zur Berechnung von Schadstoffausbreitung in der Atmosphäre.* Ingenieurbüro Janicke.

KLEPEIS, N.E. (1999). *An introduction to the indirect exposure assessment approach: modeling human exposure using microenvironmental measurements and the recent National Human Activity Pattern Survey..* Environ Health Perspect, 102(2):365–374.

KLEPEIS, N.E., W. NELSON, W. OTT, J. ROBINSON, A. TSANG, P. SWITZER, J. BEHAR, S. HERN und W. ENGELMANN (2001). *The National Human Activity Pattern Survey (NHAPS): a resource for assessing exposure to environmental pollutants.* J. Exposure Analysis and Environmental Epidemiology, 11:231–252.

KNUTSON, E.O. (1988). *Modeling Indoor Concentrations of Radon's Decay Products.* In: NAZAROFF, W.W. und A. NERO, Hrsg.: *Radon and Its Decay Products in Indoor Air,* S. 161–202, New York. John Wiley and Sons.

KOUTRAKIS, P., S. BRIGGS und B. LEADERER (1992). *Source Apportionment of Indoor Aerosols in Suffolk and Onondaga Counties, New York.* Environ. Sci. Technol., 26(3):521–527.

LANUV NRW. *Stationen und Messwerte.*

LANUV NRW (2005). *Feinstaubkohortenstudie Frauen in NRW. Langfristige gesundheitliche Wirkungen von Feinstaub in Nordrhein-Westfalen 2002-2005.* Technischer Bericht 7/2005, Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz NRW.

## LITERATURVERZEICHNIS

- LONG, C.M., H. SUH, P. CATALANO und P. KOUTRAKIS (2001). *Using Time- and Size-Resolves Particulate Data To Quantify Indoor Penetration and Deposition Behavior.* Environ. Sci. Technol., 35(10):2089–2099.
- MARONI, M., P. CARRER, D. CAVALLO, M. JANTUNEN, K. KATSOUYANNI, N. KUENZLI, R. SRAM, D. ZMIROU und M. DELLA TORRE (2002). *Air Pollutant Exposure of Adult Population in Milan (Expolis Study).* In: *Proceedings Indoor Air 2002*, S. 455–460.
- MORAWSKA, L. (2004). *Indoor Particles, Combustion Products and Fibres.* In: PLUSCHKE, P., Hrsg.: *The Handbook of Environmental Chemistry*, Bd. 4F, S. 117–147, Berlin Heidelberg. Springer-Verlag.
- MORAWSKA, L., M. JAMRISKA und N. BOGINGER (1997). *Size characteristics and ageing of the environmental tobacco smoke.* Sci. Total Environ., 196(1):43–55.
- MOSLEY, R.B. und C. WHITFIELD (2002). *The Influence of Building Features on Air Exchange Rate and Particle Penetration.* In: *Proceedings Indoor Air 2002*, S. 856–861.
- MUHR, C. (2001). *Grundlagen des Objektentwurfs.* URL: <http://www.biw.fhd.edu/alumni/2001/muhr/entwurf/sporthallen.htm>.
- NATIONAL RESEARCH COUNCIL (1986). *The Airliner Cabin Environment: Air Quality and Safety.* National Academy Press.
- NATIONAL RESEARCH COUNCIL (1999). *Research Priorities for Airborne Particulate Matter II.* Technischer Bericht, National Research Council. Comitte on Geosciences, Environment and Resources, Washington D.C.
- NAZAROFF, W.W. (2004). *Indoor particle dynamics.* Indoor Air, 14(7):175–183.
- PATTERSON, D.J., L. LIAO, D. FOX und H. KAUTZ (2003). *Inferring High-Level Behavior from Low-Level Sensors.* In: *Ubicomp 2003: Ubiquitous Computing*, Bd. 2864/2003, S. 73–89, Berlin, Heidelberg. Springer.
- PETERS, A., J. HEINRICH und H.-E. WICHMANN (2002). *Gesundheitliche Wirkungen von Feinstaub - Epidemiologie der Kurzzeiteffekte.* Umwelt.- med Forsch Prax, 7(2):101–115.

## LITERATURVERZEICHNIS

- PETZOLD, J., A. PIETZOWSKI, F. BAGCI, W. TRUMLER und T. UNGERER (2005). *Prediction of Indoor Movements Using Bayesian Networks*. In: *Location- and Context-Awareness*, Bd. 3479/2005, S. 211–222, Berlin, Heidelberg. Springer.
- POPE, C.A. (2006). *Health effects of longer-term exposures to fine particulate air pollution: review of recent epidemiological evidence*. In: *10th International Inhalation Symposium*, Hannover. Brigham Young University.
- POPE, C.A., R. BURNETT, M. THUN, E. CALLE, D. KREWSKI, K. ITO und G. THURSTON (2002). *Lung Cancer, Cardiopulmonary Mortality, and Long-term Exposure to Fine Particulate Air Pollution*. Journal of the American Medical Association, 287(9):1132–1141.
- PRAML, G. und R. SCHIERL (2000). *Dust exposure in Munich public transportation: a comprehensive 4-y. survey in buses and trams*. Int Arch Occup Environ Health, 73:209–214.
- PSCHYREMBEL, W. (1964). *Pschyrembel Klinisches Wörterbuch*. Walter de Gruyter and Co, Berlin, 154.-184. Aufl.
- PYE, C. und P. WATKISS (2005). *Baseline Scenarios for Service Contract for carrying out cost-benefit analysis of air quality related issues, in particular in the clean air for Europe CAFE programme*. Technischer Bericht, European Commission DG Environment.
- RILEY, W.J., T. MCKONE, A. LAI und W. NAZAROFF (2002). *Indoor Particulate Matter of Outdoor Origin: Importance of Size-Dependent Removal Mechanisms*. Environ. Sci. Technol., 36(2):200–207.
- RODES, C.E., R. KAMENS und R. WIENER (1991). *The significance and characteristics of the personal activity cloud on exposure assessment measurements for indoor contaminants*. Indoor Air, 2:123–145.
- SARWAR, G., R. CORSI, D. ALLEN und C. WESCHLER (2002). *The Significance of Secondary Organic Aerosol Formation and Growth in Buildings: Experimental and Computational Evidence*. In: *Proceedings Indoor Air 2002*, S. 506–511.
- SCHNEIDER, T., J. SUNDELL, W. BISCHOF, M. BOHGARD, J. CHERRIE, P. CLAUSEN, S. DREBORG, J. KIDELSO, S. KJAERGAARD, M. LOVIK, P. PASANEN und K. SKYBERG (2003). *'EUROPART'. Airborne particles in the indoor environment. A European*

## LITERATURVERZEICHNIS

- interdisciplinary review of scientific evidence on associations between exposure to particles in buildings and health effects.* Indoor Air, 13:38–48.
- SCHWARZE, P. (2006). *Importance of size and composition of particles for effects in cells in vitro.* In: *10th International Inhalation Symposium*, Hannover. Norwegian Institute of Public Health.
- SEINFELD, J.H. und S. PANDIS (1997). *Atmospheric Chemistry and Physics.* John Wiley and Sons Inc.
- SINGH, M. und C. SIOUTAS (2004). *Assessment of Exposure to Airborne Particles.* In: MORAWSKA, L. und T. SALTHAMMER, Hrsg.: *Indoor Environment. Airborne Particle and Settled Dust*, S. 359–385. Wiley-VCH.
- STADT MÜNSTER (2003). *Stadtplan Münster.* Vermessungs- und Katasteramt Stadt Münster.
- STADT MÜNSTER (2006a). *Jahres-Statistik 2005 Stadt Münster.* Technischer Bericht 56, Amt für Stadtentwicklung, Stadtplanung und Verkehrsplanung Münster.
- STADT MÜNSTER (2006b). *Münster im Spiegel der Zahlen.* URL: <http://www.muenster.de/stadt/stadtentwicklung>.
- STATISTISCHES BUNDESAMT DEUTSCHLAND (2002). *Bewohnte Wohneinheiten in Wohngebäuden und sonstigen Gebäuden mit Wohnraum nach Belegung und Fläche 2002.* URL: <http://www.destatis.de>.
- STATISTISCHES BUNDESAMT DEUTSCHLAND (2003). *Mikrozensus Rauchen 2003, Pressemitteilung.* URL: <http://www.destatis.de>.
- THATCHER, T.L., M. LUNDEN, R. SEXTRO, S. HERING und N. BROWN (2002). *The Effect of Penetration Factor, Deposition and Environmental Factors on the Indoor Concentration of PM<sub>2.5</sub> Sulfate, Nitrate, and Carbon.* In: *Proceedings Indoor Air 2002*, S. 846–851.
- TOIVOLA, M., S. ALM, T. REPONEN, S. KOLARI und A. NEVALAINEN (2002). *Microenvironmental Model of Personal Exposure to Particles and Microbial Aerosols.* In: *Proceedings Indoor Air 2002*, S. 852–855.

## LITERATURVERZEICHNIS

- TURNER, W.A., S. CAULFIELD, T. ELLIS und R. LEWIA (2002). *Realtime Measurements of (PM10) Dust Levels in a Carpeted and Non-Carpeted School Gym Room*. In: *Proceedings Indoor Air 2002*.
- ÖTZKAYNAK, H., J. XUE, R. WEKER, D. BUTLER und J. SPENGLER (1993). *The particle TEAM (PTEAM) study: analysis of the data*. draft final report EPA contract no. 68-02-4544, U.S. Environmental Protection Agency.
- WHITBY, K.T. (1978). *The physical characteristics of sulfur aerosols*. Atmospheric Environment, 12:135–159.
- WHITE, K. und P. DINGLE (2002). *The Effect of Intensive Vacuuming on Indoor PM Mass Concentration*. In: *Proceedings Indoor Air 2002*, S. 92–97.
- WHO (1996). *Update and revision of the WHO air quality guidelines for Europe*. Technischer Bericht 6, World Health Organization, European Center for Environmental and Health, Bilthoven, The Netherlands.
- WHO (2005). *WHO Air Quality Guidelines Global Update 2005*. Technischer Bericht 6, World Health Organization, European Center for Environmental and Health, Bilthoven, The Netherlands.
- ZEILER, M. (1999). *Modeling Our World. The ESRI Guide to Geodatabase Design*. Environmental Systems Research Institute, Inc.
- ZEILER, M. (2001). *Exploring ArcObjects. Applications and Cartography*, Bd. 1. Environmental Systems Research Institute, Inc.
- ZWINTZSCHER, O. (2005). *Software-Komponenten im Überblick*. Herdecke, Bochum.

# Dank

Als Erstes möchte ich mich bei meinen Betreuern Prof. Krüger und ganz besonders bei Prof. Klemm für seine außerordentlich gute Unterstützung während meiner Arbeit bedanken. Ebenso danke ich allen Mitarbeitern der AG Klimatologie für ihre Hilfe in verschiedensten Bereichen. Prof. Wiesmüller bin ich zu Dank verpflichtet für die gute Literatur, die er mir so umfangreich zur Verfügung gestellt hat, dass ich sie leider bis heute nicht komplett durcharbeiten konnte. Bei Sabine Wurzler bedanke ich mich stellvertretend für das LANUV NRW, für die Bereitstellung der Daten und der Modellierung.

Die sechs Testpersonen, die zwei Tage lang bereit waren ihr Privatleben mit Zetteln und GPS zu dokumentieren, verdienen einen besonderen Dank, da ohne sie diese Arbeit nicht möglich gewesen wäre. Katrin Mildenberger danke ich sehr für die ständige Diskussions- und Kritikbereitschaft und zusammen mit Isaac Viana de Campos und Martina Sievers für die tatkräftige Unterstützung bei der Wohnungsmessung. Meinen beiden Eltern und kritischen Korrekturlesern will ich hiermit für die Hilfe und Lehrstunden in Satzbau und Kommasetzung ehrlich danken. Und zuletzt aber am meisten danke ich Michael Cigelski ohne Worte, da sich die Hilfe die er mir in dieser Zeit war nicht beschreiben lässt.

# Anhang

## A. ELPI Messungen

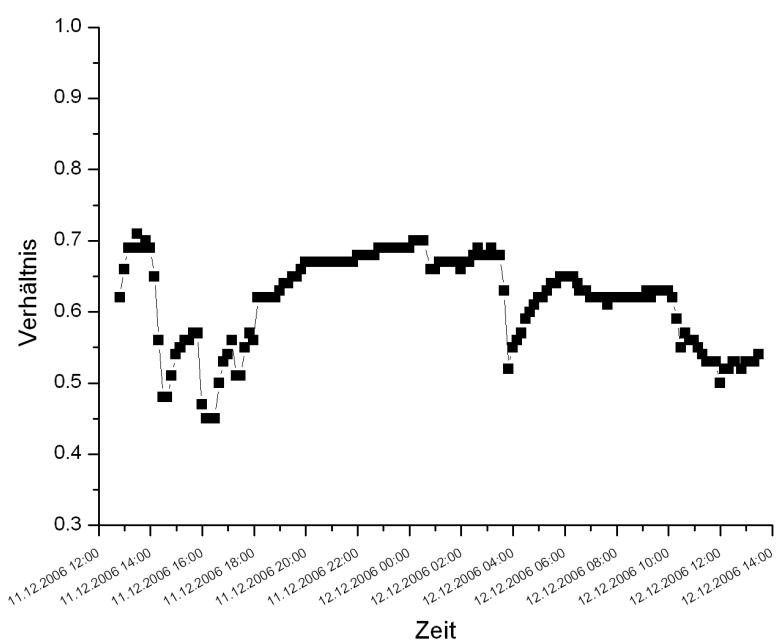


Abbildung A.1.: PM1.0/PM2.5 Verhältnis Seminarmessung.

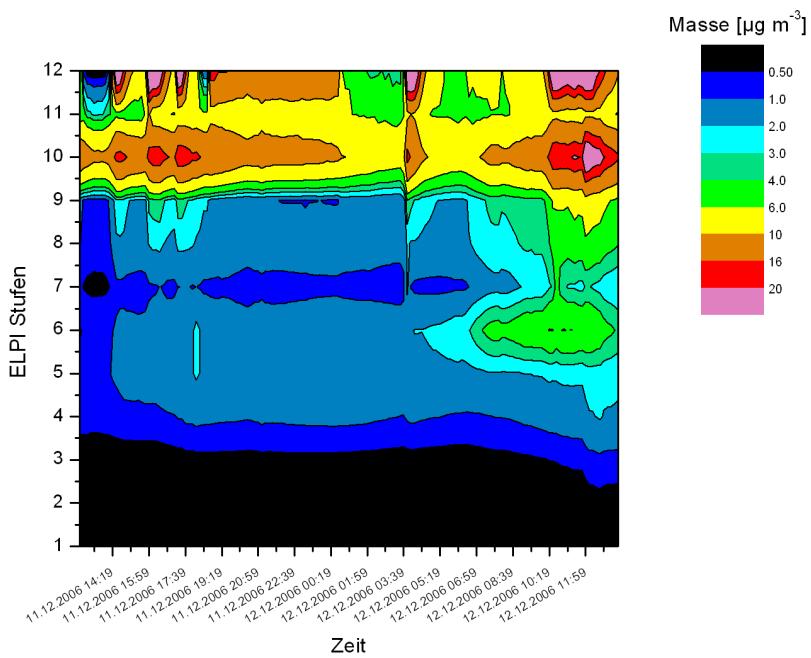


Abbildung A.2.: Masse nach ELPI Stufen Seminarmessung.

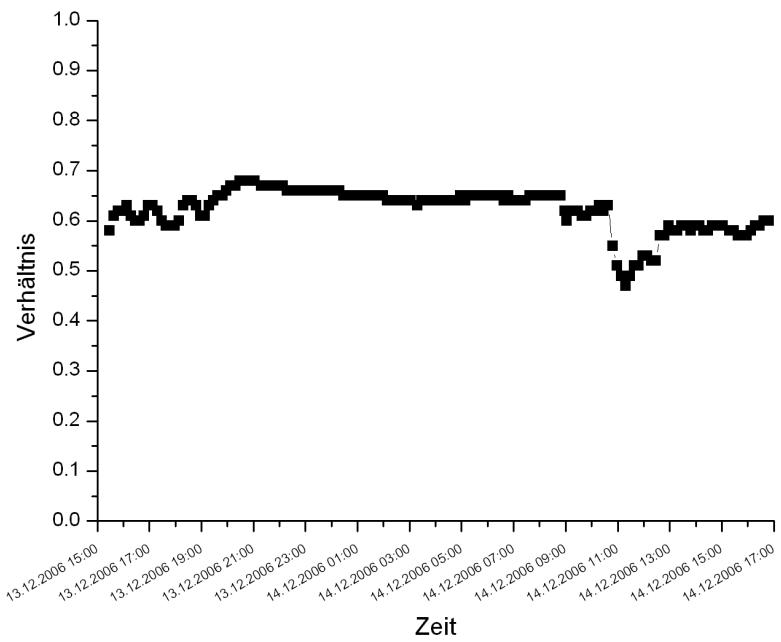


Abbildung A.3.: PM1.0/PM2.5 Verhältnis Büromessung.

## A. ELPI Messungen

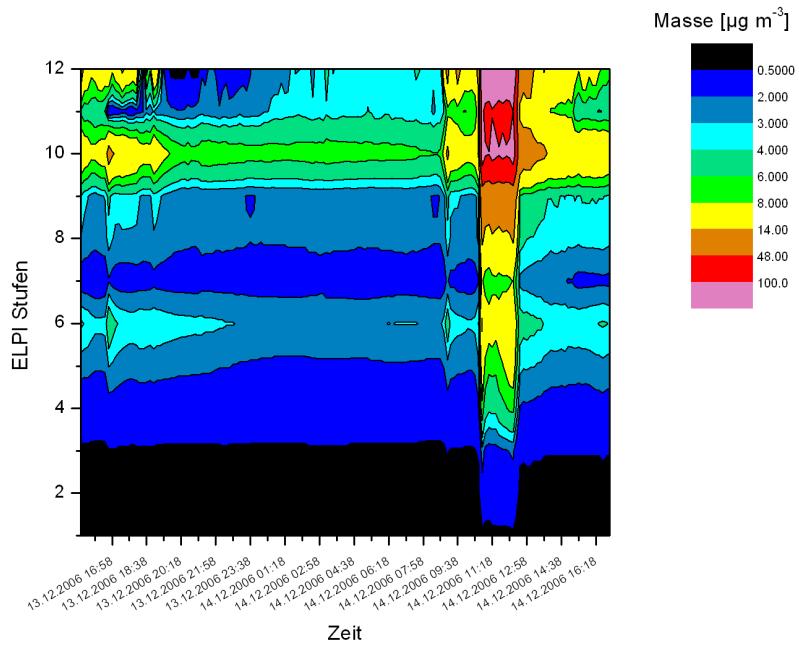


Abbildung A.4.: Masse nach ELPI Stufen Büromessung.

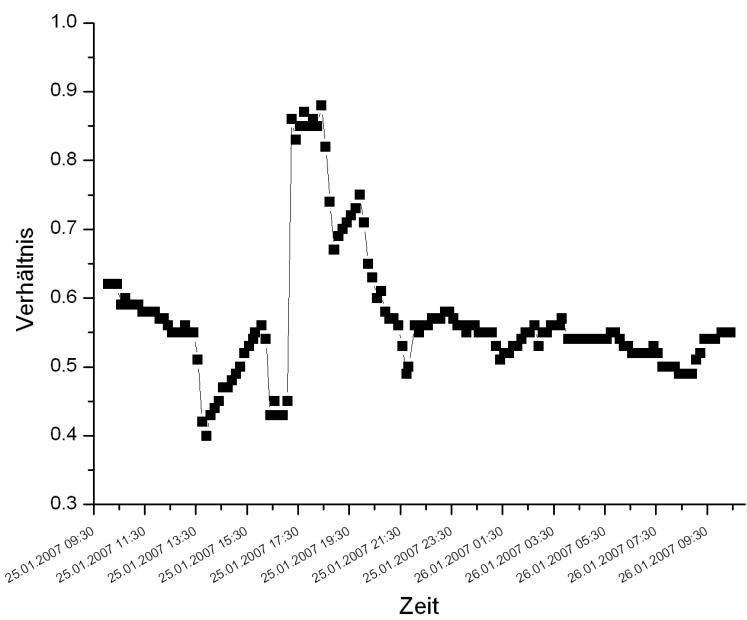


Abbildung A.5.: PM1.0/PM2.5 Verhältnis Wohnungsmessung.

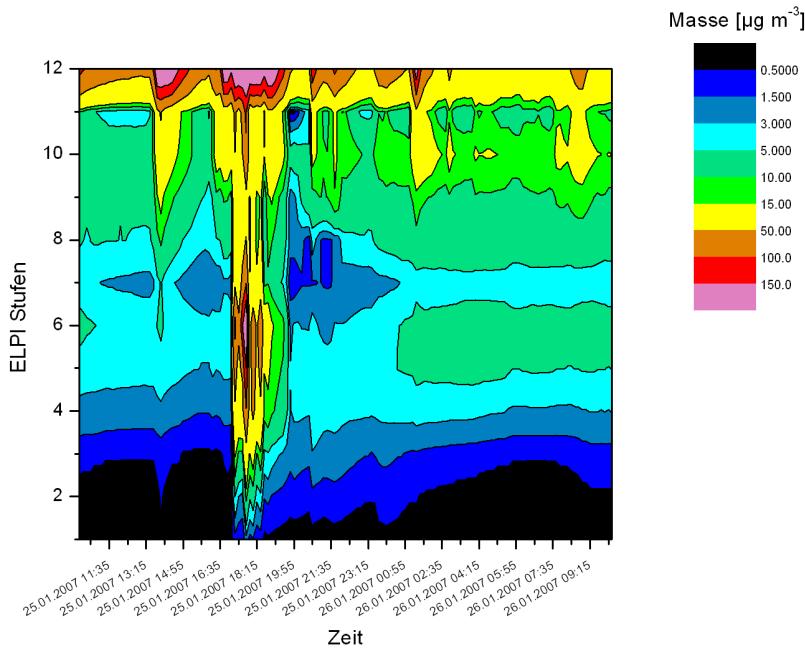


Abbildung A.6.: Masse nach ELPI Stufen Wohnungsmessung.

## Parameterberechnung

Gleichungssystem (eingesetzt in Gl. 2.5 auf Seite 32, mit  $p = 1$ ):

$$t+1: C_{in,t+1} - C_{in,t} = a(C_{out,t+1} - C_{in,t}) + E_V - DC_{in,t}$$

$$t+2: C_{in,t+2} - C_{in,t+1} = a(C_{out,t+2} - C_{in,t+1}) + E_V - C_{in,t+1}$$

$$t+3: C_{in,t+3} - C_{in,t+2} = a(C_{out,t+3} - C_{in,t+2}) + E_V - C_{in,t+2}$$

mit

$$C_{in,t+z} - C_{in,t+(z-1)} = \frac{\Delta C_{in,t+z}}{\Delta t}$$

$$E_V = \frac{\sum E_i}{V}$$

Resultierende Gauß Matrix:

$$\left( \begin{array}{c|ccc} Y_1 & X_1 & 1 & C_{in,t} \\ Y_2 & X_2 & 1 & C_{in,t+1} \\ Y_3 & X_3 & 1 & C_{in,t+2} \end{array} \right)$$

**Mit**

$$Y_1 = C_{in,t+1} - C_{in,t}$$

V

## A. ELPI Messungen

$$Y_2 = C_{in,t+2} - C_{in,t+1}$$

$$Y_3 = C_{in,t+3} - C_{in,t+2}$$

$$X_1 = C_{out,t+1} - C_{in,t}$$

$$X_2 = C_{out,t+2} - C_{in,t+1}$$

$$X_3 = C_{out,t+3} - C_{in,t+2}$$

Ergebnisse für die Parameter nach Umformung:

$$a = \frac{(Y_1 - Y_2)(C_{in,t+2} - C_{in,t+1}) + (Y_3 - Y_2)(C_{in,t} - C_{in,t+1})}{(X_1 - X_2)(C_{in,t+2} - C_{in,t+1}) + (X_3 - X_2)(C_{in,t} - C_{in,t+1})}$$

$$D = \frac{Y_3 - Y_2}{C_{in,t+1} - C_{in,t+2}} - \frac{X_3 - X_2}{C_{in,t+1} - C_{in,t+2}} \frac{(Y_1 - Y_2)(C_{in,t+2} - C_{in,t+1}) + (Y_3 - Y_2)(C_{in,t} - C_{in,t+1})}{(X_1 - X_2)(C_{in,t+2} - C_{in,t+1}) + (X_3 - X_2)(C_{in,t} - C_{in,t+1})}$$

$$E_V = \frac{Y_2(C_{in,t+2} - C_{in,t+1}) + C_{in,t+1}(Y_3 - Y_2)}{C_{in,t+2} - C_{in,t+1}} - \frac{X_2(C_{in,t+2} - C_{in,t+1}) + C_{in,t+1}(X_3 - X_2)}{C_{in,t+2} - C_{in,t+1}} \frac{(Y_1 - Y_2)(C_{in,t+2} - C_{in,t+1}) + (Y_3 - Y_2)(C_{in,t} - C_{in,t+1})}{(X_1 - X_2)(C_{in,t+2} - C_{in,t+1}) + (X_3 - X_2)(C_{in,t} - C_{in,t+1})}$$

## B. GPS Tests

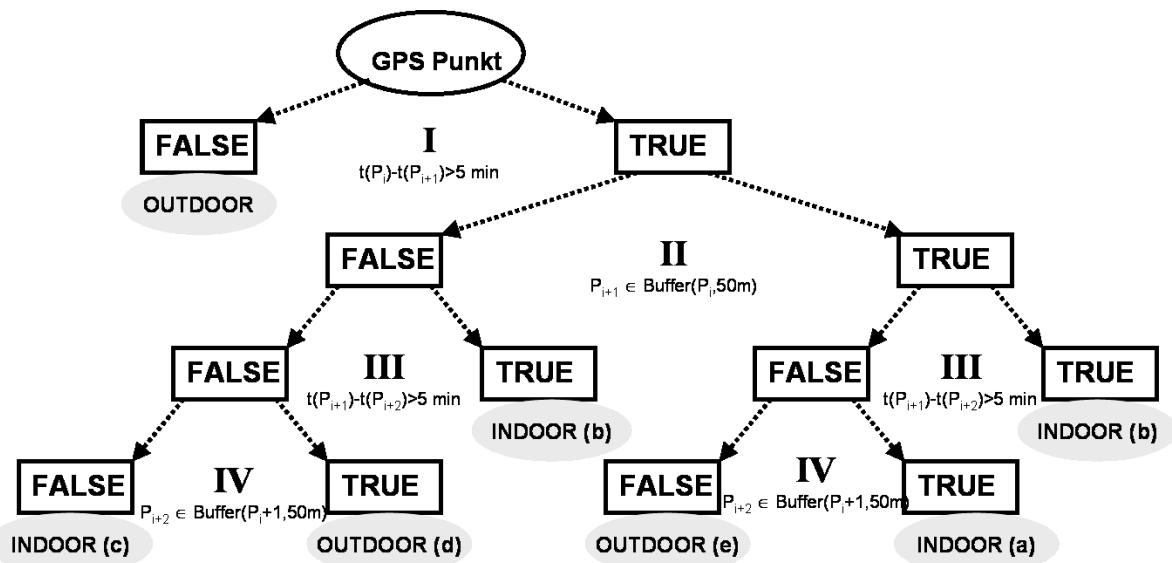


Abbildung B.1.: Entscheidungsdiagramm für testen der GPS Tracks auf Indoor/Outdooraufenthalte.

## C. Profile

Tabelle C.1.: Geometrischer Mittelwert der Verhältnisse zwischen Profil- und Hintergrund-bzw. Verkehrswerten.

Profil	geom. Mittel Verhältnis Profil/Hintergrund	geom. Mittel Verhältnis Profil/Verkehr
T1 Wochentag	1,63	0,94
T1 Wochenende	2,43	1,74
T2 Wochentag	1,42	1,19
T2 Wochenende	3,89	3,05
T3 Wochentag	2,08	1,41
T3 Wochenende	2,10	1,49
T4 Wochentag	1,04	0,77
T4 Wochenende	2,50	1,75
T5 Wochentag	3,74	2,12
T5 Wochenende	2,75	1,65
T6 Wochentag	1,82	1,32
T6 Wochenende	2,60	1,85

# T1

Tabelle C.2.: Tagebuch T1 Wochentag, 25.10.2006.

Ort	Startzeit	Endzeit	Aktivität	Raucher
Zuhause, Zimmer	00:00	02:30	Wein trinken mit Freunden	nein
Zuhause, Zimmer	02:30	10:30	schlafen	nein
Zuhause, Küche	10:30	11:30	frühstücken	nein
Zuhause, Zimmer	11:30	13:00	Computerarbeit	nein
Weg zur Arbeit	13:00	13:10	Fahrrad fahren	nein
Institut, Büro	13:10	17:30	Computerarbeit	nein
Weg zum Bäcker	17:30	17:45	zu Fuß	nein
Institut, Büro	17:45	18:15	Computerarbeit	nein
Institut, Seminarraum	18:15	18:45	Besprechung	nein
Weg nach Hause	18:45	18:55	Fahrrad fahren	nein
Zuhause, Zimmer	18:55	19:35	verschiedenes	nein
Weg zum Bahnhof	19:35	19:55	Fahrrad fahren	nein
Zug	19:55	20:45	Zug fahren	nein
Auto	20:45	20:55	Auto fahren	nein
Haus vom Freund	20:55	22:30	verschiedenes	nein
Wintergarten	22:30	23:00	Fahrrad fahren	nein
Küche	23:00	23:30	kochen (Gas)	nein
Küche	23:30	00:00	essen	nein

Tabelle C.3.: Tagebuch T1 Wochenende, 10.12.2006.

Ort	Startzeit	Endzeit	Aktivität	Raucher
Zuhause, Zimmer	00:00	03:30	Computerarbeit, telefonieren	nein
Zuhause, Zimmer	03:30	12:30	schlafen	nein
Zuhause, Zimmer	12:30	13:30	Computerarbeit, Mäuse füttern	nein
Zuhause, Küche	13:30	14:00	frühstücken	nein
Zuhause, Bad	14:00	14:30	Bad putzen	nein
Zuhause, Zimmer	14:30	16:25	Computerarbeit	nein
Joggen	16:25	17:10	zu Fuß	nein
Zuhause, Bad	17:10	17:20	duschen	nein
Zuhause, Zimmer	17:20	18:30	Computerarbeit	nein
Studis	18:30	18:40	einkaufen	nein
Zuhause, Zimmer	18:40	20:30	Computerarbeit, Mäuse füttern	nein
Zuhause, Küche	20:30	21:10	kochen, essen	nein
Zuhause, Zimmer	21:10	22:30	Computerarbeit	nein
Zuhause, Zimmer	22:30	00:00	schlafen	nein

C. Profile

T2

Tabelle C.4.: Tagebuch T2 Wochentag, 07.11.2006.

Ort	Startzeit	Endzeit	Aktivität	Raucher
Zuhause, Zimmer	00:00	01:30	Wein trinken	2
Zuhause, Zimmer	01:30	08:30	schlafen	nein
Zuhause, Zimmer	08:30	09:30	duschen, frühstücken	1
vor dem Haus	09:30	09:45	rauchen	nein
Weg zum Schloss	09:45	09:50	Fahrrad fahren	nein
Aula im Schloss	09:50	10:40	Tagung	nein
vor dem Schloss	10:40	11:00	Kaffee trinken, rauchen	1
Aula im Schloss	11:00	12:50	Tagung	nein
vor dem Schloss	12:50	13:05	rauchen	1
Weg zum Cafe	13:05	13:10	Fahrrad fahren	nein
Cafe	13:10	13:55	essen	nein
vor dem Cafe	13:55	14:00	rauchen	1
Weg nach Hause	14:00	14:05	Fahrrad fahren	nein
Zuhause, Zimmer	14:05	14:10	Sachen holen	nein
Weg zum Institut	14:10	14:20	Fahrrad fahren	nein
Computerraum	14:20	14:30	Computerarbeit	nein
vor dem Institut	14:30	14:35	rauchen	2
Weg zum Schloss	14:35	14:40	Fahrrad fahren	nein
Schloss	14:40	16:00	Tagung	nein
vor dem Schloss	16:00	16:15	rauchen	2
Weg nach Hause	16:15	16:25	Fahrrad fahren	nein
Zuhause, Zimmer	16:25	18:20	kochen, essen	3
vor dem Haus	18:20	18:25	rauchen	1
Weg zu Freund	18:25	18:35	Fahrrad fahren	nein
im Zimmer bei Freund	18:35	20:15	lernen	3
Weg nach Hause	20:15	20:25	Fahrrad fahren	nein
Zuhause, Zimmer	20:25	21:45	fernsehen	nein
Zuhause, Zimmer	21:45	00:00	schlafen	nein

X

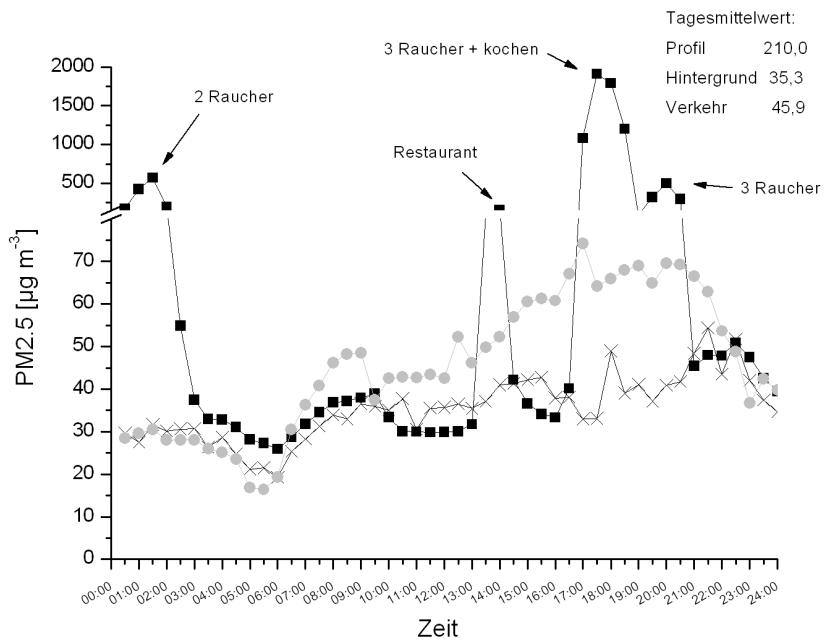


Abbildung C.1.: PM2.5 Expositionsprofil T2, Wochentag 07.11.2006 in 30-Minuten-Mittelwerten mit Stationsmessungen.  
 (schwarze Quadrate: Profil, graue Kreise: Verkehrsstation, Kreuze: Hintergrundstation)

### C. Profile

Tabelle C.5.: Tagebuch T2 Wochentag, 08.11.2006.

Ort	Startzeit	Endzeit	Aktivität	Raucher
Zuhause, Zimmer	00:00	08:30	schlafen	nein
Zuhause, Zimmer	08:30	10:05	duschen, telefonieren	1
vor dem Haus	10:05	10:10	rauchen	1
Weg zu Freundin	10:10	10:30	Fahrrad fahren	nein
bei Freundin	10:30	12:20	frühstücken	nein
vor dem Haus	12:20	12:25	rauchen	1
Weg zum Institut	12:25	12:35	Fahrrad fahren	nein
Institut, Büro	12:35	14:00	Computerarbeit	nein
vor der Uni	14:00	14:10	rauchen	4
Institut, Büro	14:10	15:30	lernen	nein
vor der Uni	15:30	15:40	rauchen	1
Weg zur Kletterhalle	15:40	16:05	Fahrrad fahren	nein
vor der Kletterhalle	16:05	16:10	rauchen	2
in der Kletterhalle	16:10	18:30	arbeiten	nein
vor der Kletterhalle	18:30	18:40	rauchen	4
in der Kletterhalle	18:40	21:20	arbeiten	nein
vor der Kletterhalle	21:20	21:30	rauchen	4
in der Kletterhalle	21:30	21:40	reden	nein
vor der Kletterhalle	21:40	21:45	rauchen	1
Weg nach Hause	21:45	22:00	Fahrrad fahren	nein
Zuhause, Zimmer	22:00	00:00	fernsehen, lernen	1

Tabelle C.6.: Tagebuch T2 Wochenende, 25.11.2006.

Ort	Startzeit	Endzeit	Aktivität	Raucher
Zuhause, Zimmer	00:00	03:00	unterhalten	2
Zuhause, Zimmer	03:00	10:00	schlafen	nein
Zuhause, Zimmer	10:00	12:00	frühstücken, Hörspiel hören	1
Zuhause, Zimmer	12:00	13:30	lernen	1
Zuhause, Bad	13:30	13:45	duschen	nein
Weg zum Einkaufen	13:45	13:50	Fahrrad fahren	nein
vor DM	13:50	13:55	rauchen	1
Deichmann	13:55	14:00	einkaufen	nein
DM	14:00	14:10	einkaufen	nein
Weg zu Rewe	14:10	14:15	laufen	nein
Rewe	14:15	14:45	einkaufen	nein
Weg nach Hause	14:45	14:50	Fahrrad fahren	nein
Zuhause, Zimmer	14:50	17:40	kochen, essen	1
Zuhause, Zimmer	17:40	19:30	schlafen	nein
Zuhause, Zimmer	19:30	20:00	telefonieren	1
Zuhause, Zimmer	20:00	20:40	lernen	1
vor dem Haus	20:40	20:45	rauchen	1
Weg zu Freund	20:45	21:30	laufen	nein
bei Freund im Zimmer	21:30	21:55	reden, rauchen	2
Weg nach Hause	21:55	22:05	Fahrrad fahren, rauchen	1
Zuhause, Zimmer	22:05	22:10	Sachen wegbringen	nein
Weg zu Kneipe	22:10	22:15	Fahrrad fahren	nein
Kneipe	22:15	22:30	Bier trinken	ca. 10
Weg zu Party	22:30	22:45	Fahrrad fahren	1
bei WG Party	22:45	00:00	tanzen, reden, Party	ca. 15

### C. Profile

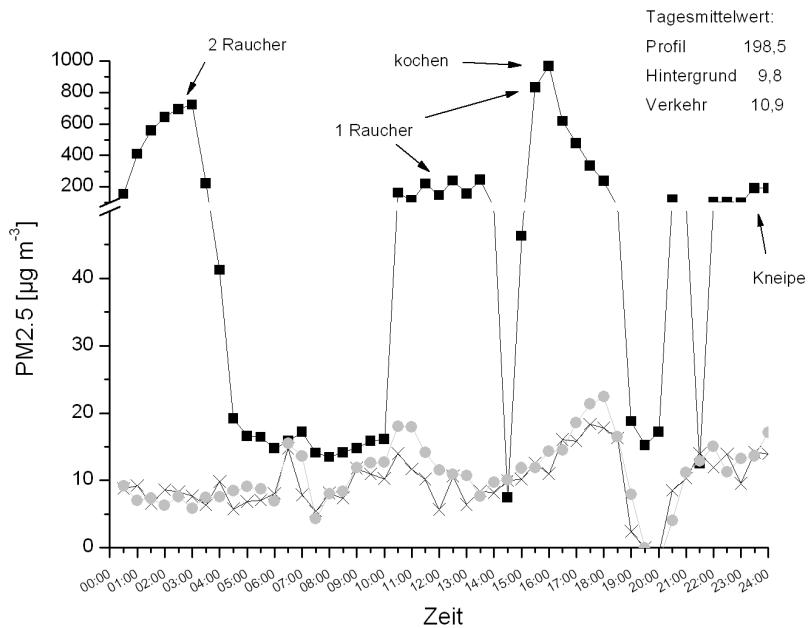


Abbildung C.2.: PM2.5 Expositionsprofil T2, Wochenende 07.11.2006 in 30-Minuten-Mittelwerten mit Stationsmessungen.  
(schwarze Quadrate: Profil, graue Kreise: Verkehrsstation, Kreuze: Hintergrundstation)

Tabelle C.7.: Tagebuch T2 Wochenende, 26.11.2006.

Ort	Startzeit	Endzeit	Aktivität	Raucher
WG Party	00:00	02:15	tanzen, reden, Party	ca. 15
Weg nach Hause	02:15	02:30	Fahrrad fahren	nein
Zuhause, Zimmer	02:30	03:15	essen, fernsehen	1
Zuhause, Zimmer	03:15	09:00	schlafen	nein
Zuhause, Zimmer	09:00	18:45	fernsehen, schlafen	nein
vor dem Haus	18:45	18:50	rauchen	1
Weg zu Freund	18:50	19:05	Fahrrad fahren	nein
bei Freund im Zimmer	19:05	00:00	lernen	2

# T3

Tabelle C.8.: Tagebuch T3 Wochentag, 10.11.2006.

Ort	Startzeit	Endzeit	Aktivität	Raucher
Zuhause, Zimmer	00:00	07:45	schlafen	nein
Zuhause, Bad	07:45	08:15	Verschiedenes	nein
Zuhause, Zimmer	08:15	10:10	Computerarbeit	nein
Straße	10:10	10:45	Fahrrad fahren	nein
Schule	10:45	11:40	unterrichten	nein
Schule, Chemielabor	11:40	13:20	experimentieren	nein
Schule, Chemielabor	13:20	14:30	aufräumen	nein
Straße	14:30	15:05	Computerarbeit	nein
Zuhause, Zimmer	15:05	17:00	Verschiedenes	nein
Kneipe	17:00	19:00	Kaffee trinken	nein
Zuhause, Zimmer	19:00	19:55	Verschiedenes	nein
Straße	19:55	20:10	Fahrrad fahren	nein
Martinas Zimmer	20:10	22:40	Verschiedenes	nein
Straße	22:40	23:00	Fahrrad fahren	nein
Zuhause	23:00	00:00	schlafen	nein

Tabelle C.9.: Tagebuch T3 Wochenende, 11.11.2006.

Ort	Startzeit	Endzeit	Aktivität	Raucher
Zuhause, Zimmer	00:00	05:50	schlafen	nein
Zuhause, Zimmer	05:50	06:45	duschen, frühstücken, Rucksack packen	nein
Straße	06:45	07:00	Fahrrad fahren	nein
Autobahn -> Gorleben	07:00	09:30	Bus fahren	nein
Autobahnraststätte	09:30	09:50	Pause	nein
Autobahn -> Gorleben	09:50	12:30	Bus fahren	nein
Gorleben	12:30	17:30	Demonstrieren im Regen	nein
Autobahn -> Münster	17:30	21:30	Bus fahren	nein
Autobahnraststätte	21:30	21:50	Pause	nein
Autobahn -> Münster	21:50	23:05	Bus fahren	nein
Straße	23:05	23:10	Fahrrad fahren	nein
Martinas Zimmer	23:10	23:20	Verschiedenes	nein
Straße	23:20	23:35	Fahrrad fahren	nein
Zuhause, Zimmer	23:35	00:00	Computerarbeit	nein

C. Profile

**T4**

Tabelle C.10.: Tagebuch T4 Wochentag, 29.11.2006.

Ort	Startzeit	Endzeit	Aktivität	Raucher
Kino	00:00	01:30	Sneak-Preview anschauen	nein
Weg nach Hause	01:30	01:50	Fahrrad fahren	nein
Zuhause	01:50	02:15	trinken, essen	nein
Zuhause, Zimmer	02:15	06:30	schlafen	nein
Bad	06:30	07:00	duschen etc.	nein
Küche	07:00	07:30	frühstücken	nein
Schulweg	07:30	07:45	Fahrrad fahren	nein
Unterrichtsraum	07:45	09:20	schlafen, schreiben	nein
Schulhof	09:20	09:40	rumlaufen, essen, trinken	nein
Unterrichtsraum	09:40	11:15	schlafen, schreiben, unterhalten	nein
Schulhof	11:15	11:30	rumlaufen etc.	nein
Internetraum	11:30	12:20	surfen, Hausaufgaben machen	nein
Unterrichtsraum	12:20	13:05	schreiben, unterhalten	nein
Weg nach Hause	13:05	13:25	Fahrrad fahren, unterhalten	nein
Zuhause, Küche	13:25	14:10	Mittag essen	nein
Schulweg	14:10	14:30	Mofa fahren	nein
große Sporthalle	14:30	16:00	Sportunterricht	nein
Weg nach Hause	16:00	16:20	Mofa fahren	nein
Zuhause, Zimmer	16:20	17:00	Computer spielen	nein
Weg zum Judo	17:00	17:05	Fahrrad fahren	nein
Judo-Dojo (klein)	17:05	18:30	Judo unterrichten	nein
Weg nach Hause	18:30	18:55	laufen, essen	nein
Zuhause, Küche	18:55	19:15	essen	nein
Zuhause, Bad	19:15	19:30	duschen etc.	nein
Zuhause, Zimmer	19:30	00:00	Computer spielen	nein

Tabelle C.11.: Tagebuch T4 Wochenende, 02.12.2006.

Ort	Startzeit	Endzeit	Aktivität	Raucher
Zimmer von Freund	00:00	02:00	Doppelkopf spielen	3
Weg nach Hause	02:00	02:05	Fahrrad fahren	nein
Zuhause, Zimmer	02:05	11:00	schlafen	nein
Weg zum Einkaufen	11:00	11:05	Auto fahren	nein
Einkaufen	11:05	12:25	einkaufen	3
Weg nach Hause	12:25	12:30	Auto fahren	nein
Zuhause, Zimmer	12:30	18:30	Computer spielen	nein
Weg zum Restaurant	18:30	18:45	Auto fahren	nein
Restaurant	18:45	22:00	essen, trinken	nein
Weg nach Hause	22:00	22:15	Auto fahren	nein
Zuhause, Zimmer	22:15	00:00	Computer spielen	nein

## T5

Tabelle C.12.: Tagebuch T5 Wochentag, 11.01.2007.

Ort	Startzeit	Endzeit	Aktivität	Raucher
Zuhause	00:00	06:00	schlafen	nein
Zuhause	06:00	08:40	duschen, frühstücken, Verschiedenes	nein
Weg zum Kindergarten	08:40	09:05	Fußweg + 5. Min. Bäcker	nein
Kindergarten	09:05	09:15	Kind wegbringen	nein
Hiltrup-Stadt	09:15	09:30	Fußweg + Bank + Bäcker	nein
Kinderarzt	09:30	09:45	Warten auf Rezept	nein
Hiltrup-Stadt	09:45	10:15	Fußweg + Apotheke + Geschenkeladen	nein
Friseur	10:15	10:45	Friseur Tochter	nein
Weg nach Hause	10:45	11:00	Fußweg	nein
Zuhause	11:00	12:30	Verschiedenes	nein
Zuhause	12:30	13:30	kochen, essen	nein
Zuhause, Home Office	13:30	15:30	arbeiten	nein
Zuhause	15:30	16:15	Verschiedenes	nein
Weg zum Kindergarten + zurück	16:15	16:40	Auto fahren	nein
Zuhause	16:40	22:20	Verschiedenes	nein
Zuhause	22:20	00:00	schlafen	nein

### C. Profile

Tabelle C.13.: Tagebuch T5 Wochenende, 13.01.2007.

Ort	Startzeit	Endzeit	Aktivität	Raucher
Zuhause	00:00	07:30	schlafen	nein
Zuhause	07:30	08:30	duschen, Verschiedenes	nein
Weg zum Bäcker + zurück	08:30	08:45	Fußweg	nein
Zuhause	08:45	10:05	frühstücken, Verschiedenes	nein
Weg zum Spielwarenladen + zurück	10:05	10:20	Fahrrad fahren	nein
Zuhause	10:20	10:40	Verschiedenes	nein
Fahrt zum Möbelhaus	10:40	11:00	Auto fahren	nein
Möbelhaus	11:00	12:05	Bett kaufen	nein
Fahrt nach Hause	12:05	12:30	Auto fahren	nein
Zuhause	12:30	14:10	kochen, essen, Verschiedenes	nein
Fahrt zur Waschstraße	14:10	14:30	Auto fahren	nein
Waschstraße	14:30	14:35	Auto waschen	nein
Fahrt zum Supermarkt	14:35	14:45	Auto fahren	nein
Supermarkt	14:45	15:35	einkaufen	nein
Fahrt nach Hause	15:35	15:50	Auto fahren	nein
Zuhause	15:50	23:00	Verschiedenes	nein
Zuhause	23:00	00:00	schlafen	nein

# T6

Tabelle C.14.: Tagebuch T6 Wochentag, 22.01.2007.

Ort	Startzeit	Endzeit	Aktivität	Raucher
Zuhause	00:00	06:35	schlafen	nein
Zuhause	06:35	07:30	waschen, frühstücken, Verschiedenes	nein
Fahrt zur Arbeit (Tecklenburg)	07:30	08:00	Auto fahren	nein
Biologische Station Tecklenburg	08:00	12:30	Büroarbeit	nein
Fahrt zum Recker Moor	12:30	13:00	Auto fahren	nein
Recker Moor	13:00	15:00	zu Fuß, z.T. mit Auto, Besprechung	nein
Fahrt nach Tecklenburg	15:00	15:40	Auto fahren	nein
Tecklenburg	15:40	16:10	Kurzbesuch i.d. Sparkasse u. Untere Landschaftsbehörde	nein
Fahrt zur Biostation	16:10	16:15	Auto fahren	nein
Biostation	16:15	17:10	Büroarbeit	nein
Rückfahrt nach Hause	17:10	17:40	Auto fahren	nein
Zuhause	17:40	17:55	kochen	nein
Zuhause	17:55	22:45	essen, lesen, TU usw.	nein
Zuhause	22:45	00:00	schlafen	nein

Tabelle C.15.: Tagebuch T6 Wochenende, 20.01.2007.

Ort	Startzeit	Endzeit	Aktivität	Raucher
Zuhause	00:00	08:15	schlafen	nein
Zuhause	08:15	08:30	waschen, Verschiedenes	nein
Warendorferstr. 98+121	08:30	08:50	zu Fuß einkaufen	nein
Zuhause	08:50	10:55	frühstücken, Verschiedenes	nein
Weg in die Innenstadt	10:55	11:05	Fahrrad fahren	nein
Münster Innenstadt	11:05	13:45	shoppen	nein
Rückweg nach Hause	13:45	13:55	Fahrrad fahren	nein
Zuhause	13:55	15:35	kochen, essen, diverses	nein
Weg zur Sauna	15:35	15:45	Fahrrad fahren	nein
Sauna	15:45	19:40	4 Saunagänge, schwimmen, ausruhen	nein
Weg nach Hause	19:40	19:50	Fahrrad fahren	nein
Zuhause	19:50	20:30	essen (ohne kochen)	nein
Zuhause	20:30	23:00	Verschiedenes (TV etc.)	nein
Zuhause	23:00	00:00	schlafen	nein

# **Eidesstattliche Erklärung**

Ich erkläre an Eides statt, dass ich diese Diplomarbeit selbstständig und unter ausschließlicher Verwendung der angegebenen Quellen und Hilfsmittel angefertigt habe.

Münster, den 11. Juli 2007

Lydia Gerharz