

Forschungsbericht BWPlus

Messungen der räumlichen Luftqualität in einem Ballungsraum mittels einer Straßenbahn

von

R. Hagemann, U. Corsmeier, G. Hinze, Ch. Kottmeier, R. Rinke, A. Wieser
und B. Vogel

Institut für Meteorologie und Klimaforschung
Karlsruher Institut für Technologie
Förderkennzeichen: BWU27003



Die Arbeiten des Programms "Lebensgrundlage Umwelt und ihre Sicherung"
werden mit Mitteln des Landes Baden-Württemberg gefördert.

Mai 2012

Inhaltsverzeichnis

1	Einleitung	3
2	Das Messsystem AERO-TRAM und sein Einsatzgebiet	9
2.1	Der Großraum Karlsruhe	10
2.1.1	Situation der Luftqualität	10
2.2	Das Messgebiet	13
2.2.1	Linie S1	13
2.2.2	Linie S2	19
2.2.3	Messstrecken	23
2.3	Das Messsystem	25
2.3.1	Aerosolmodul	25
2.3.2	Haupt- und Gasmodul	31
3	Luftqualität in Karlsruhe	33
3.1	Aerosole in der Atmosphäre	39
3.1.1	Eigenschaften des atmosphärischen Aerosols	39
3.1.2	Der Einfluss von Aerosolen auf Klima, Wetter und Gesundheit	42
3.1.3	Aerosolquellen	43
3.1.4	Aerosolprozesse	44
3.1.5	Transport von partikelförmigen Luftbeimengungen	46
3.1.6	Ein Modell zur Beschreibung der punktuellen Quellzuordnung	48
3.2	Angewandte Methoden zur Datenauswertung	51
3.2.1	Einteilung der Fahrten in Cluster	55
3.2.2	Bestimmung der mittleren Konzentrationsverhältnisse entlang den Strecken	56
3.2.3	Relatives Jahresmittel des gleitenden Medians	59
3.2.4	Verifikation der Unterschiede zwischen Clustern	60
3.3	Räumliche Partikelverteilungen im Jahresmittel	62
3.3.1	Quantilenwerte der Partikelkonzentration	62
3.3.2	Jahresmittel der gleitenden Quantilenwerte für den gesamten Datensatz .	73
3.3.3	Jahresmittel der gleitenden Quantilen in Abhängigkeit von meteorologi- schen Parametern	82
3.3.4	Vergleich der Partikelanzahldichten und der NO_x -Konzentrationen	110

3.4	Fazit	116
4	Das Stadtklima in Karlsruhe	119
4.1	Kombimesstwertgeber für Luftdruck, relative Feuchte und Temperatur VAISALA PTU 303	121
4.1.1	Temperaturmessung: Platin-Widerstandssensor Pt 100	121
4.1.2	Feuchtemessung: Vaisala HUMICAP 180 Sensor	122
4.1.3	Druckmessung Vaisala BAROCAP Sensor	123
4.2	Das Stadtklima	125
4.2.1	Wärmeinsel	125
4.2.2	Luftfeuchte	127
4.3	Auswerteschema	128
4.3.1	Geographische Zuordnung der meteorologischen Parameter und Berechnung der Höhe über NN	128
4.3.2	Korrektur der Temperatur	130
4.3.3	Einteilung der Strecke in Segmente	131
4.4	Verlauf der meteorologischen Parameter entlang der Strecke	136
4.4.1	Temperatur und relative Feuchte	136
4.4.2	Druck und Höhenprofil	141
4.5	Segmentmittel von Temperatur und relativer Feuchte	147
4.6	Monatsmittel	152
4.6.1	Temperatur	152
4.6.2	Relative Feuchte	156
4.7	Jahresmittel	161
4.8	Fazit	164
5	Zusammenfassung	165
	Literaturverzeichnis	167

1. Einleitung

Die zunehmende Urbanisierung, Industrialisierung und das damit verbunden zunehmende Verkehrsaufkommen verändern, infolge anthropogener Emissionen, die chemische Zusammensetzung der Atmosphäre. Global ist nach wie vor ein ungebremster Anstieg der anthropogenen Emissionen zu beobachten. Gründe dafür liegen in der starken Zunahme anthropogener Emittenten, welche Emissionsminderungsmaßnahmen vielerorts kompensieren. Neben der Bedeutung gasförmiger und partikelförmiger Luftbeimengungen für die klimatischen und chemischen Prozesse in der Atmosphäre beeinflussen Luftbeimengungen die Luftqualität und modifizieren somit die Lebensbedingungen von Pflanzen, Tieren und Menschen.

Epidemiologische Studien zeigen eine signifikante Beeinträchtigung der menschlichen Gesundheit durch diese gasförmige und partikelförmige Luftverunreinigungen (Pope und Dockery, 1996; Lippmann et al., 2000). Nicht zuletzt aufgrund der Erkenntnisse dieser Studien hat die Europäische Union zum Schutz der menschlichen Gesundheit Grenzwerte für die wichtigsten Luftschadstoffe festgelegt (2008/50/EC¹). Zwar wurden in den letzten zwei Jahrzehnten erhebliche Fortschritte bei der Verbesserung der Luftqualität erzielt, aber es besteht hinsichtlich der Überschreitung von Grenzwerten für einzelne Luftschadstoffe wie zum Beispiel Feinstaub und auch für Stickoxide erheblicher Handlungsbedarf. Die Überwachung der Luftqualität basiert derzeit und in Zukunft auf Messdaten der operationellen Messnetze der Landesumweltämter. Diese Messnetze bestehen aus wenigen ortsfesten Messstationen, an denen die wichtigsten Luftschadstoffe gemessen werden. Um der aktuellen Gesetzgebung Rechnung zu tragen, erfolgt die Messung zunehmend an den Stellen, an denen auch die höchsten Konzentrationen zu erwarten sind. Dies trägt dem Gedanken des Grenzwertes Rechnung, da so gewährleistet ist, dass, wenn an diesen "hot spots" der Grenzwert nicht überschritten wird, auch an anderen Stellen im Untersuchungsgebiet der Grenzwert eingehalten wird. Diese Annahme gilt natürlich nur für direkt emittierte Luftbeimengungen, wie zum Beispiel dem Kohlenmonoxid (*CO*) oder Primärpartikeln, wie beispielsweise Rußpartikeln. Allerdings erweist sich diese Annahme als problematisch bei sekundären, d.h. in der Atmosphäre aus Vorläufersubstanzen gebildeten Luftbeimengungen, wie zum Beispiel dem Feinstaub und dem Stickstoffdioxid. Auch können ortsgebundene Stationen nur die lokalen Verhältnisse wiedergeben. Die Konzentrationen von Luftschadstoffen unterliegen jedoch großen zeitlichen und insbesondere räumlichen Variationen, die mit punktuellen Messungen nicht erfasst werden können. Die tatsächliche Belastung der Bevölkerung, die sich im Allgemeinen nicht an

¹Richtlinie 2008/50/EG des europäischen Parlament und des Rates vom 21. Mai 2008 über Luftqualität und saubere Luft für Europa. Amtsblatt Nr. L 152 vom 11.06.2008.

dicht befahrenen Straßen aufhält, und insbesondere die Belastungsdosis kann somit nur schwer bewertet werden, da hierfür die flächenhafte Verteilung der Luftverunreinigungen bekannt sein muss. Die flächenhaften Verteilungen und deren Variationen sind folglich von großer Bedeutung für eine Vielzahl von Fragestellungen bezüglich der Luftqualität und ihrer Auswirkung auf die menschliche Gesundheit. Beispielsweise ist eine Beurteilung der regionalen Luftqualität anhand von wenigen verfügbaren Messstationen ohne Kenntnis der flächenhaften Verteilungen äußerst schwierig und oft fehlerbehaftet. Auch zeigen Ergebnisse der aktuellen Gesundheitsforschung, dass hinsichtlich der Beeinträchtigung der menschlichen Gesundheit durch Luftschadstoffe eher die Gesamtexposition als punktuelle Konzentrationswerte betrachtet werden müssen. Die tatsächliche Exposition der Bevölkerung kann anhand von punktuellen Messungen nur schwer bewertet werden, da hierfür die flächenhafte Verteilung der Luftverunreinigungen, in unterschiedlichen Lebensräumen während unterschiedlicher Aktivitäten (Arbeit, Freizeit, Wohnen) bekannt sein muss. Eine Möglichkeit der Bestimmung der flächenhaften Verteilung von Luftbeimengungen wird durch numerische Modelle gegeben. Aktuelle numerische Ausbreitungsmodelle ermöglichen die Untersuchung einer Vielzahl der Eigenschaften der atmosphärischen Gas- und Partikelphase, sowie den Einfluss der Luftbeimengungen auf verschiedene atmosphärische Prozesse auf der regionalen und globalen Skala in sehr hohen räumlichen und zeitlichen Auflösungen (beispielsweise COSMO-ART – Vogel et al. (2009)). Der heutige Stand der Modelle ermöglicht die Simulationen spezieller Episoden, die Entwicklung der Luftbeimengungen auf langen Zeitskalen sowie „chemischer Wettervorhersagen“. Trotz der Fortschritte der letzten Jahre besteht erheblicher Forschungsbedarf, da Simulationen und Bewertungen der Luftqualität immer noch mit großen Unsicherheiten behaftet sind. Diese Unsicherheiten ergeben sich aus der Komplexität des Systems. Für eine qualitativ hochwertige Analyse der Luftqualität ist eine vollständig gekoppelte Betrachtung der Wechselwirkungen zwischen meteorologischen Prozessen, der Gasphasenchemie, der Partikeldynamik und der Partikelchemie notwendig. Auch zeigt der Wissensstand bestimmter Prozesse im Kreislauf der Luftbeimengungen zum Teil erhebliche Lücken. Beispielsweise stellt die atmosphärische Partikelneubildung aus der Gasphase (Nukleation) eine große Unsicherheit dar. Unzureichend bestimmt sind zu dem die Emissionen von Luftbeimengungen einzelner Quellen und deren Beiträge zur Gesamtkonzentration, zum Beispiel der Anteil von Verkehrs- und Hausbrandemissionen an urbanen Stickstoff- oder Kohlenstoffoxiden. Emissionsdaten stellen eine wichtige Grundlage für numerische Simulationen dar, daher ist eine möglichst realistische Beschreibung der aktuellen Emissionsverhältnisse sowie deren zukünftige Entwicklung von großer Bedeutung für die Bestimmung der Luftqualität und ihrer zukünftigen Entwicklung. Die Identifikation von Emissionsquellen ist zudem die Basis für die Entwicklung von Immissionsminderungsmaßnahmen. Da Minderungsmaßnahmen mit großem finanziellen Aufwand und Einschränkungen des öffentlichen Lebens verbunden sind, muss ihre Effizienz zuvor abgeschätzt werden, damit volkswirtschaftliche Schäden vermieden werden.

An dieser Stelle setzt dieses Messprojekt an. Im Fokus des geförderten Projektes „Messungen der räumlichen Variabilität der Luftqualität in einem Ballungsraum mittels einer Straßenbahn“ stehen die Analyse der räumlichen und zeitlichen Variationen atmosphärischer Luftbeimengungen im urbanen Ballungsraum Karlsruhe mit Hilfe eines mobilen Messsystems. Die Verwendung

einer Straßenbahn als Geräteträger stellt insofern eine Besonderheit dar, da in der Regel Kraftfahrzeuge eingesetzt werden. Allerdings sind derartige Messsysteme teuer im Aufbau und erfordern für regelmäßige Messungen den Einsatz von Fahrzeugen mit entsprechenden Betriebskosten. Im Rahmen des Projektes wurde am Institut für Meteorologie und Klimaforschung (IMK-TRO) des Karlsruher Instituts für Technologie (KIT) ein derzeit weltweit einzigartiges mobiles Observatorium entwickelt und in Betrieb genommen, welches mittels einer Straßenbahn der Verkehrsbetriebe Karlsruhe als Geräteträger, die Konzentrationen der Luftbeimengungen O_3 , NO , NO_x , CO , CO_2 , $H_2O(g)$ sowie die Partikelgrößenverteilung und die Gesamtpartikelanzahl in der Stadt Karlsruhe und deren Umgebung vermisst. Ziel des Projektes ist die Entwicklung und die operationelle Inbetriebnahme eines mobilen Observatoriums, der sogenannten AERO-TRAM.

Die AERO-TRAM, die national und international bereits sehr viel Aufmerksamkeit geweckt hat, wird im öffentlichen Nahverkehr Karlsruhes entlang ausgesuchter Strecken eingesetzt. Die Tatsache, dass die Bahnen des Karlsruher Straßenbahnsystems bis weit in das Umland fahren, ermöglicht die Erfassung der Konzentrationen von Luftbeimengungen in unterschiedlichsten Lebensräumen (Verkehrsknotenpunkte, Wohngebiete, Fußgängerzonen, Industriegebiete, Grüninseln und Umland). Dies ermöglicht eine umfangreiche Charakterisierung der Luftqualität in Karlsruhe und seiner Umgebung. Die AERO-TRAM ist somit eine perfekte Ergänzung zu operationellen ortsfesten Stationen im Untersuchungsgebiet. Die Verwendung einer Straßenbahn des öffentlichen Nahverkehrs bietet dabei folgende Vorteile gegenüber kraftfahrzeuggebundenen mobilen Messsystemen:

1. Die AERO-TRAM ist nicht an den allgemeinen Verkehrsfluss gebunden (keine Staus).
2. Durch den Einsatz der AERO-TRAM im öffentlichen Nahverkehr fährt die Bahn nach einem fest vorgegebenen Fahrplan, entlang ausgesuchter Strecken und nicht, wie in mobilen Messprojekten üblich, auf speziellen Messfahrten. Dadurch wird ein für eine mobile Applikation einmaliger Datensatz erzeugt, der im Berichtszeitraum 2010 mit 1971 Messfahrten einen sehr hohen Umfang erreicht hat.
3. Die AERO-TRAM kann auch in Gebieten fahren, die für Kraftfahrzeuge nicht zugänglich sind (z.B. Fußgängerzonen, Bahnhofsanlagen).
4. Die Straßenbahn hat, abgesehen vom Bremsabrieb und Abrieb am Stromabnehmer, keine Eigenemissionen. Der entstehende Abrieb wird durch ein speziell für das Projekt entwickeltes Einlasssystem von den Analysatoren fern gehalten.
5. Es fallen nur geringe zusätzliche Betriebskosten an, da das Messsystem im öffentlichen Nahverkehr betrieben wird und somit Personalkosten für Fahrer entfallen.
6. Sehr hohe Außenwirksamkeit zum einen aufgrund der Präsenz der AERO-TRAM im Karlsruher Stadtgebiet und seiner Umgebung und zum anderen aufgrund der derzeitigen öffentlichen sowie wissenschaftlichen Diskussion der Thematik Luftqualität.

Neben der Untersuchung der räumlichen Verteilung von Luftbeimengungen eignet sich die AERO-TRAM außerdem zur Analyse stadtklimatologischer Fragestellungen. Durch Unterschiede in der Bebauung oder der Versiegelung von Flächen zwischen Stadt und Umland können sich zum Teil erhebliche Kontraste in der Temperatur („Wärmeinseleffekt“) und der Luftfeuchtigkeit ausbilden. Mit Hilfe der AERO-TRAM können diese Unterschiede untersucht und quantifiziert werden.

Zu Beginn wurde der operationelle Einsatz der AERO-TRAM erfolgreich aufgenommen (Februar 2010), welcher bis Ende 2011 fortgeführt werden konnte. Lediglich im Juni 2010 und im September 2010 bis Oktober 2010 mussten die Messungen zu Wartungs- und Instandhaltungszwecken, für die Dauer von jeweils etwa 4 Wochen, teilweise oder ganz gestoppt werden. Insgesamt konnten für das Jahr 2011 1971 Messfahrten realisiert werden. Für mobile Applikationen wurde so ein äußerst umfangreicher, derzeit weltweit einmaliger Datensatz ermittelt. Die Arbeiten im Berichtszeitraum konzentrierten sich auf die äußerst arbeitsaufwendige Administration und Sicherstellung des operationellen Betriebes der AERO-TRAM. Darüber hinaus konnte bereits ein großer Teil Messdaten analysiert werden. Hier lag der Fokus in der Charakterisierung der Konzentrationsverteilungen im Untersuchungsgebiet. Es wurden erste Stadt- Umlandeffekte sowie tageszeitliche Unterschiede in den Konzentrationsverteilungen identifiziert. Diese ersten Ergebnisse wurden im August/September 2010 auf einer internationalen Fachtagung, der „International Aerosol Conference 2010“, in Helsinki vorgestellt. Das große wissenschaftliche Interesse an dem Projekt führte zu vielen konstruktiven Diskussionen. Bei den Arbeiten zur Datenauswertung wurde auch Studierenden des Instituts für Meteorologie und Klimaforschung des KIT die Möglichkeit gegeben, Erfahrungen im wissenschaftlichen Arbeiten an aktuellen Forschungsprojekten zu sammeln. So wurde 2010 eine Seminararbeit von einem Studierenden angefertigt, welche sich mit der Auswertung der Windmessungen auf der AERO-TRAM beschäftigte. Eine weitere Seminararbeit sowie eine Diplomarbeit wurden im November 2010 vergeben, welche sich mit den gemessenen meteorologischen Größen beschäftigten. Im Rahmen der Diplomarbeit wurde der Einfluss meteorologischer Parameter auf die Konzentrationsverteilungen mittels Clusteranalysen untersucht. Diese Arbeiten stellen jedoch keine abschließende Analyse der Daten dar, da der mittlerweile fast zwei Jahre umfassende Messdatensatz nach wie vor umfangreiche Forschungsmöglichkeiten bietet, wie beispielsweise eine Datenauswertung in Verbindung mit dem regionalen Ausbreitungsmodell COSMO-ART. Dabei können die gefundenen Konzentrationsverteilungen erklärt werden und Fragen zu Strategien zur Immissionsminderung bearbeitet werden.

Auf einem im November 2010 stattgefundenem Workshop mit Vertretern der städtischen Umweltbehörde und Wissenschaftlern des KIT entwickelte sich ein Interesse der städtischen Mitarbeiter für das Projekt. Hier wurde ein Erfahrungs- und Erkenntnisaustausch vereinbart um aktuelle Fragen zur Luftqualität im Raum Karlsruhe zu beantworten.

Nicht zuletzt die Präsenz der AERO-TRAM in der Stadt Karlsruhe erweckte ein breites öffentliches Interesse an dem Projekt, was zu einer Reihe von Beiträgen in verschiedenen Printmedien sowie Fernsehbeiträgen führte. Weiter konnte das Projekt auf Einladung des Vereins Deutscher Elektriker im Juni 2010 und auf Einladung der Verkehrsbetriebe Karlsruhe im September 2010 im Rahmen von Kolloquien der Öffentlichkeit vorgestellt werden.

Im Rahmen des Wettbewerbes „Deutschland Land der Ideen“, dessen Schirmherr der Bundespräsident ist, wurde dem AERO-TRAM Projekt die Auszeichnung „Ausgewählter Ort 2011“ verliehen.

2. Das Messsystem AERO-TRAM und sein Einsatzgebiet

Die Luftqualität in Deutschland wird zur Erfüllung der 39. BImSchV durch Luftmessnetze der Landesumweltbehörden erhoben. Im Raum Karlsruhe ist dafür die LUBW zuständig und erfasst systematisch an vier Standorten verschiedene Parameter zur Bestimmung der Luftgüte. Für den Fall der Aerosolbelastung geschieht dies derzeit durch PM_{10} -Messungen. Die stationären Messungen sollen dabei Umgebungscharakteristiken, wie beispielsweise den ländlichen Hintergrund, städtischen Hintergrund oder verkehrsbelastete Punkte, repräsentieren. Dabei stellt sich die Frage, ob wenige Messstationen genügen, um eine Region mit einer gewissen Ausdehnung wie die Stadt Karlsruhe mit Umgebung zu charakterisieren. Innerhalb des Stadtgebiets können mit drei Stationen wohl noch Unterschiede unterschiedlicher Bereiche ungefähr festgestellt werden, jedoch wird in der nördlichen Umgebung von Karlsruhe nur durch eine einzige Station Messungen durchgeführt. Ob diese Stationsmessung für eine Klassifizierung der gesamten nördlichen Region mit einem Wechsel von Gemeinden, landwirtschaftlichen Flächen und teils stark befahrenen Straßen ausreicht, kann angezweifelt werden. Immissionsmessungen von Luftqualitätsparametern im südlichen Umfeld von Karlsruhe finden überhaupt nicht statt. Um die räumliche Verteilung besser zu erfassen, wurde ein weltweit einmaliges mobiles Observatorium zur Untersuchung der Luftqualität im urbanen Ballungsraum Karlsruhe und seiner Umgebung mobile am IMK-TRO des KIT entwickelt, das mobile Messlabor AERO-TRAM mit einer Straßenbahn als Messträger. Das Messsystem ermöglicht die Erfassung der Konzentrationen der Gasphasenkomponenten O_3 , CO , CO_2 , NO , NO_x , $H_2O(g)$, sowie der Partikelparameter Gesamtpartikelanzahl und Partikelanzahlgrößenverteilung, vollautomatisiert in hoher zeitlicher Auflösung. Es zeigt sich im Vergleich zur Lage der Überwachungsstationen der LUBW, dass die Luftqualität einer Region mit Hilfe eines mobilen Messlabors viel genauer untersucht werden kann. Zunächst soll das Messgebiet im Ballungsraum Karlsruhe beschrieben werden. Der zweite Teil dieses Kapitels stellt das Messsystem AERO-TRAM und seiner besonderen Methode zur Partikelerfassung vor.

2.1 Der Großraum Karlsruhe

Die Stadt Karlsruhe und ihre Umgebung liegen in der Oberrheinischen Tiefebene nordwestlich von Ausläufern des Schwarzwalds und nordöstlich der Vogesen. Die Region ist durch mildes gemäßigtes Klima mit einer hohen Sonnenscheindauer geprägt. Die besondere Geographie der Region begünstigt allerdings Inversionswetterlagen. Die geographische Ausrichtung des oberrheinischen Grabenbruchs von Nordosten nach Südwesten verursacht in diesem Bereich eine Ablenkung der großräumigen Windrichtung. Westwinde führen im Oberrheingraben zu einer Südwest-Anströmung, während Luftströme aus dem Osten für Nordost-Winde sorgen. Da sich das Gebiet im Bereich des Westwinddrifts befindet, dominiert die südwestliche Anströmung. Dies lässt sich unter anderem in den Windmessungen am KIT beobachten (Abb. 2.1). Die Hauptwindrichtung in 200 m-Höhe ist Südwest. Dabei treten Windgeschwindigkeiten von $> 5 \text{ m/s}$ mit einer absoluten Häufigkeit von 8 % auf, da in diesem Niveau der Reibungseinfluss deutlich nachlässt. Für den Bereich $1\text{--}5 \text{ m/s}$ beträgt die Häufigkeit 2,5 %.

Die Wirtschaft der Stadt Karlsruhe kennzeichnet sich vor allem durch Unternehmen aus dem Dienstleistungssektor aber auch aus der produzierenden Industrie aus. Da auch ein Großteil der Bevölkerung aus dem Umland in Karlsruhe beschäftigt ist, führt dies zu einem erhöhten Verkehrsaufkommen in den Hauptverkehrszeiten. Hierbei sind die Autobahn A5 westlich von Karlsruhe, die autobahnähnliche Südtangente im Süden sowie die Zubringerstraßen B36 (nördlicher Zubringer) und B10 (westlicher Zubringer) hervorzuheben. Größere Industrieanlagen wie beispielsweise ein Kohlekraftwerk und eine Erdölraffinerie befinden sich im westlichen Karlsruher Stadtteil Knielingen. Südlich von Karlsruhe schließen sich die kleineren Städte Rheinstetten und Ettlingen an. Während Rheinstetten den Charakter einer „Pendlergemeinde“ besitzt, finden sich in Ettlingen in kleineren Maßstab Unternehmen aus der Industrie und Dienstleistung. Im Südosten von Ettlingen knüpft sich das Albtal an. Im Talverlauf liegen nur kleinere Ortschaften mit der größeren Gemeinde Bad-Herrenalb am Talende. Östlich des Albtals befindet sich die Hügellandschaft des Alb-Pfinz-Plateaus, welches die nördlichen Ausläufer des Schwarzwalds darstellt und zusammen mit dem Albtal als Naherholungsgebiet gilt. Die nördliche Umgebung von Karlsruhe liegt im flachen Rheintal und setzt sich aus einem Wechsel von kleineren Gemeinden und landwirtschaftlichen Flächen zusammen.

2.1.1 Situation der Luftqualität

Die gesetzlichen PM_{10} -Immissionsschwellenwerte für den Jahresmittelwert ($40 \mu\text{g}/\text{m}^3$) und den Tagesmittelwert ($50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ mit 35 erlaubten Überschreitungen pro Jahr) wurden 2009 und den Jahren zuvor an den vier Überwachungsstationen der LUBW im Raum Karlsruhe eingehalten (Tab. 2.1). Für die Hintergrundstationen Eggenstein und Karlsruhe-Nordwest lässt sich feststellen, dass die Unterschiede nicht so groß sind, wie die Umgebungszuordnung vermuten lässt. Beispielsweise unterscheiden sich die Jahresmittelwerte kaum. Auch die Abweichungen zwischen Karlsruhe-Nordwest und der Verkehrsstation Karlsruhe-Mitte sind gering, obwohl die Klassifizierung für das Gegenteil spricht, wie beispielsweise der Vergleich zwischen der verkehrsbeein-

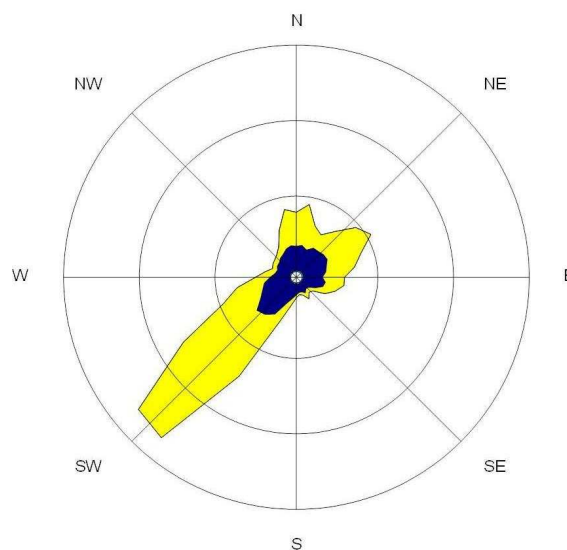


Abbildung 2.1: Kumulative Häufigkeitsverteilung der Windgeschwindigkeiten am Messmast des KIT in 200m Höhe. Windgeschwindigkeit $> 5 \text{ m/s}$ in gelb, $1\text{--}5 \text{ m/s}$ in blau. Konzentrische Kreise im 4 %-Abstand.

Tabelle 2.1: Gemessene PM_{10} -Mittelwerte für Karlsruhe (LUBW, 2011a).

Station	Jahresmittelwert in $\mu\text{g}/\text{m}^3$			Anzahl der Tage mit Überschreitung des Schwellenwerts für Tagesmittel ($50 \mu\text{g}/\text{m}^3$)		
	2007	2008	2009	2007	2008	2009
Eggenstein ^a	19	17	20	8	4	14
Karlsruhe–Nordwest ^b	19	18	21	12	7	15
Karlsruhe–Mitte ^c	23	21	19	15	7	9
Karlsruhe–Straße ^c	26	24	25	16	10	20

^aHintergrundstation, ländlich

^bHintergrundstation, vorstädtisch

^cVerkehrsstation, städtisch

flussten Station Karlsruhe–Straße und einer Hintergrundstation zeigt. Dies zeigt, wie schwierig es ist, ein gewisses Gebiet mit nur einer Punktmessung zur repräsentieren, aber auch die Wichtigkeit, Immissionen mit hoher räumlichen Auflösung der Messungen, wie von Puustinen et al. (2007) vorgeschlagen, zu erfassen.

In Tab. 2.2 sind die Partikelemissionen nach Quellengruppen für das Jahr 2008 zusammengefasst.

Tabelle 2.2: Gesamtstaubemissionen auf Quellengruppen aufgeteilt im Raum Karlsruhe 2008 in t/a (nach LUBW, 2011b).

	Verkehr	Industrie und Gewerbe	Feuerungs- anlagen	Landwirt- schaft
Karlsruhe Umland	766	123	162	111
Karlsruhe Stadt	394	277	20	9

Im Karlsruher Umland stellt der Verkehr den Hauptemittenten von 65 % der primären Partikeln dar. Der übrige Anteil verteilt sich gleichmäßig auf den Ausstoß durch Feuerung, Landwirtschaft sowie Industrie und Gewerbe. In der Stadt Karlsruhe selbst verursachen Verkehr, Industrie und Gewerbe mit 95 % den Großteil der Partikelemissionen. Der Anteil von landwirtschaftlich genutzten Flächen innerhalb eines Stadtgebiets ist natürlicherweise kaum vorhanden und damit auch die Emissionen von Aerosolen durch diese Quellengruppe. Da Karlsruhe über ein gut ausgebautes Fernwärmenetz verfügt, ist die Luftverunreinigung mit Partikeln durch Feuerungsanlagen in Privathaushalten ebenfalls sehr gering. Allerdings sei hier anzumerken, dass die in LUBW (2011b) für verschiedene Quellen erfassten Aerosolemissionen nur primäre Aerosole beinhalten und der sekundäre Anteil nicht berücksichtigt wird.

2.2 Das Messgebiet

Um die Luftqualität im Raum Karlsruhe mit hoher räumlichen Auflösung zu erfassen, führt das Projekt AERO-TRAM Messungen von gas- und partikelförmigen Luftbeimengungen auf einer Straßenbahn als mobile Plattform im öffentlichen Nahverkehrsnetz des KVV durch. Die AERO-TRAM wurde auf den Linien S1 (Hochstetten–Bad Herrenalb), S11 (Hochstetten–Ittersbach) und S2 (Spöck–Mörsch) im regulären Personenverkehr eingesetzt (Abb. 2.2).

Während einer Messfahrt erfolgt die Erfassung von Luftschadstoffen entlang der Linie S1/S11 auf einer Strecke von ca. 40 km und führt von Bad Herrenalb bzw. Ittersbach durch ländliches, von Wäldern geprägtes Gebiet im Südosten über das Stadtzentrum in die nördliche, landwirtschaftliche Umgebung von Karlsruhe nach Hochstetten im Nordwesten. Eine Messfahrt dauert etwa 1,5 h. Dabei werden Fahrgeschwindigkeiten von wenigen km/h in der Innenstadt bis zu 80 km/h im Umland erreicht. Die Messungen auf der Linie S2 werden zwischen Rheinstetten mit Kleinstadtcharakter im Südwesten von Karlsruhe über das Stadtzentrum und dem ländlich, landwirtschaftlichen Spöck im Nordosten durchgeführt. Die Bahn benötigt für diese Strecke ebenfalls ca. 1,5 h. Die jeweiligen Messfahrten erfolgen in Abhängigkeit der Linienzuweisung der Straßenbahn durch die KVV. Da die Fahrten fahrplanmäßig erfolgen, wird nicht immer die komplette Strecke einer Linie zurückgelegt. Entlang den Strecken befinden sich mehrere Wendeschleifen. Dadurch kommt es zu Messfahrten, bei denen beispielsweise nur die Strecke Ettlingen–Hochstetten zurückgelegt wird.

Auf allen drei Linien können in verschiedenen Umgebungen die Luftqualität ermittelt werden, von wenig belasteten Hintergrundsregionen in der Umgebung von Karlsruhe bishin zum stark verkehrs- und teils industriebeeinflussten Stadtgebiet von Karlsruhe. Die Auswertung der Messdaten in dieser Arbeit beruht auf Messungen entlang den Linien S1 und S2. Deshalb sollen diese im Weiteren genauer beschrieben werden.

2.2.1 Linie S1

Die Strecke der Linie S1 zwischen den Haltestellen Hochstetten im Nordwesten von Karlsruhe und Bad Herrenalb im Südosten ist zur besseren Interpretation in Bereiche mit verschiedenen Kriterien eingeteilt (Abb. 2.3 und Tab. 2.3).

Die Strecke befindet sich in Karlsruhe und der nördlichen Umgebung im ebenen Rheintal. Südwestlich von Ettlingen kommt es im Albatal zu einem Anstieg der Strecke um 250 Höhenmeter. (Abb. 2.4).

Der Bereich A umfasst die Strecke zwischen der Endstation im Ortskern von Hochstetten und dem südwestlichen Rand von Linkenheim. Die Messungen erfolgen hier durchgängig in einem Wohngebiet mit Dorfcharakter, allerdings entlang einer Straße (Abb. 2.5(a)).

Im folgenden Bereich B verkehrt die AERO-TRAM entlang dem Linkenheimer Ortsrand auf der einen Seite und Äckern auf der anderen Seite. Nach Verlassen der Ortschaft Linkenheim führt die Strecke in südlicher Richtung zunächst in einem kleinen Waldgebiet mit angrenzender Landwirtschaft parallel zur Verbindungsstraße zwischen Linkenheim und Leopoldshafen (Abb.

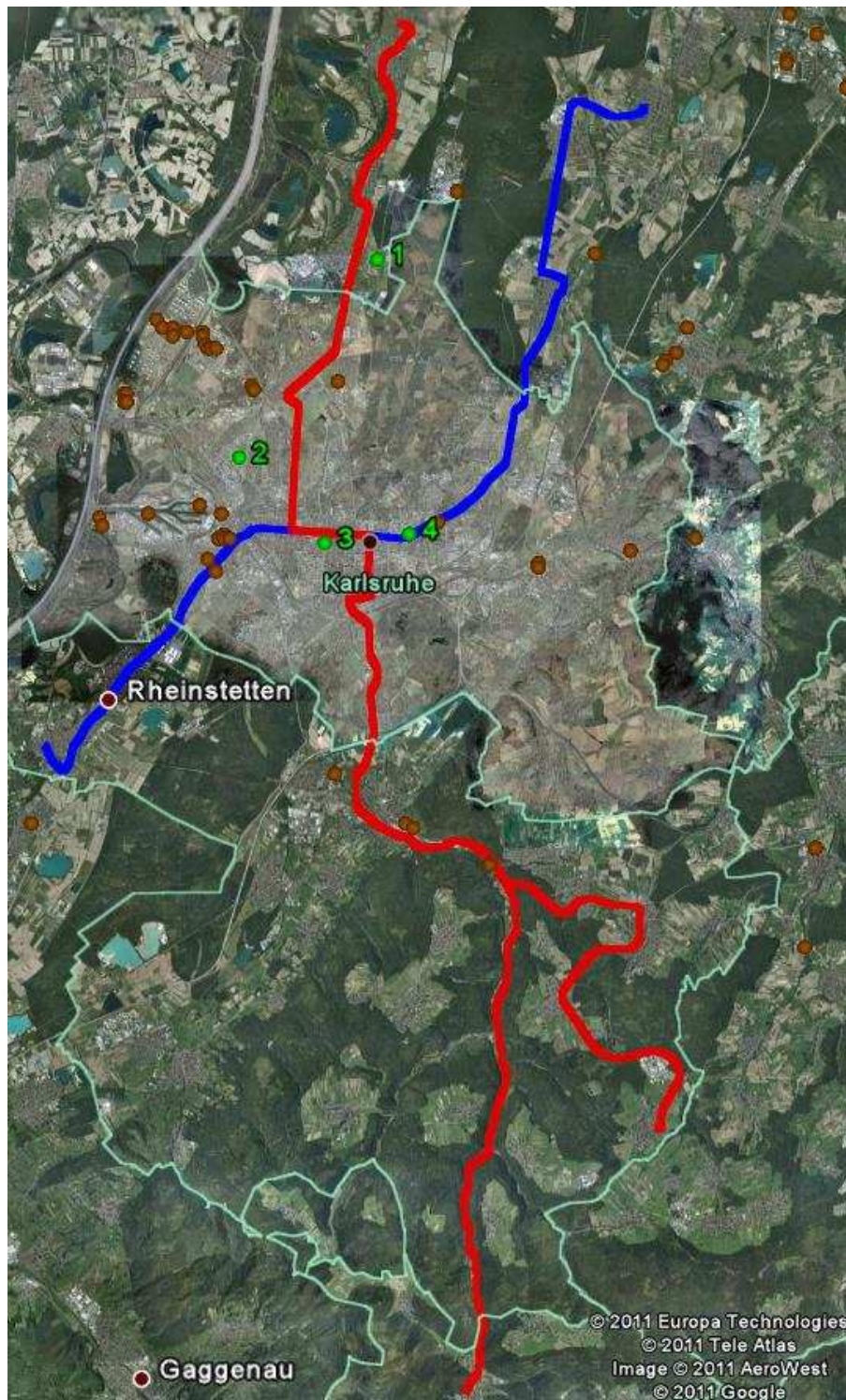


Abbildung 2.2: Verlauf der Linien, auf denen die AERO-TRAM eingesetzt wird. S1/S11 in Rot, S2 in Blau, LUBW-Stationen als grüne Punkte (1=Eggenstein, 2=Karlsruhe-Nordwest, 3=Karlsruhe-Straße, 4=Karlsruhe-Mitte), starke Einzelquellen als braune Punkte.

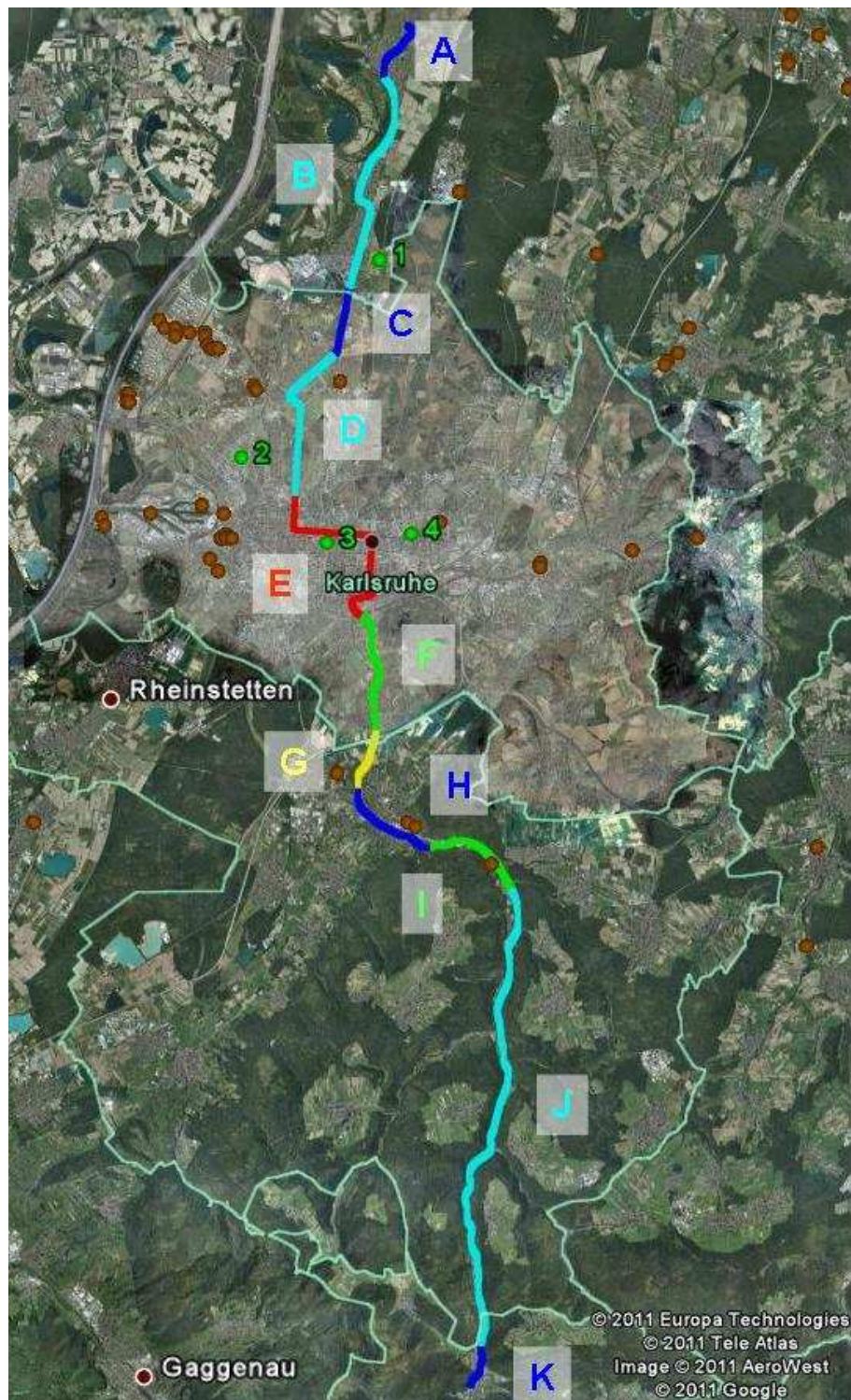


Abbildung 2.3: Unterteilung der Linie S1 (Hochstetten–Bad Herrenalb) in verschiedene Bereiche, Details siehe Tab. 2.3. LUBW–Stationen als grüne Punkte (1=Eggenstein, 2=Karlsruhe–Nordwest, 3=Karlsruhe–Straße, 4=Karlsruhe–Mitte), starke Einzelquellen als braune Punkte.

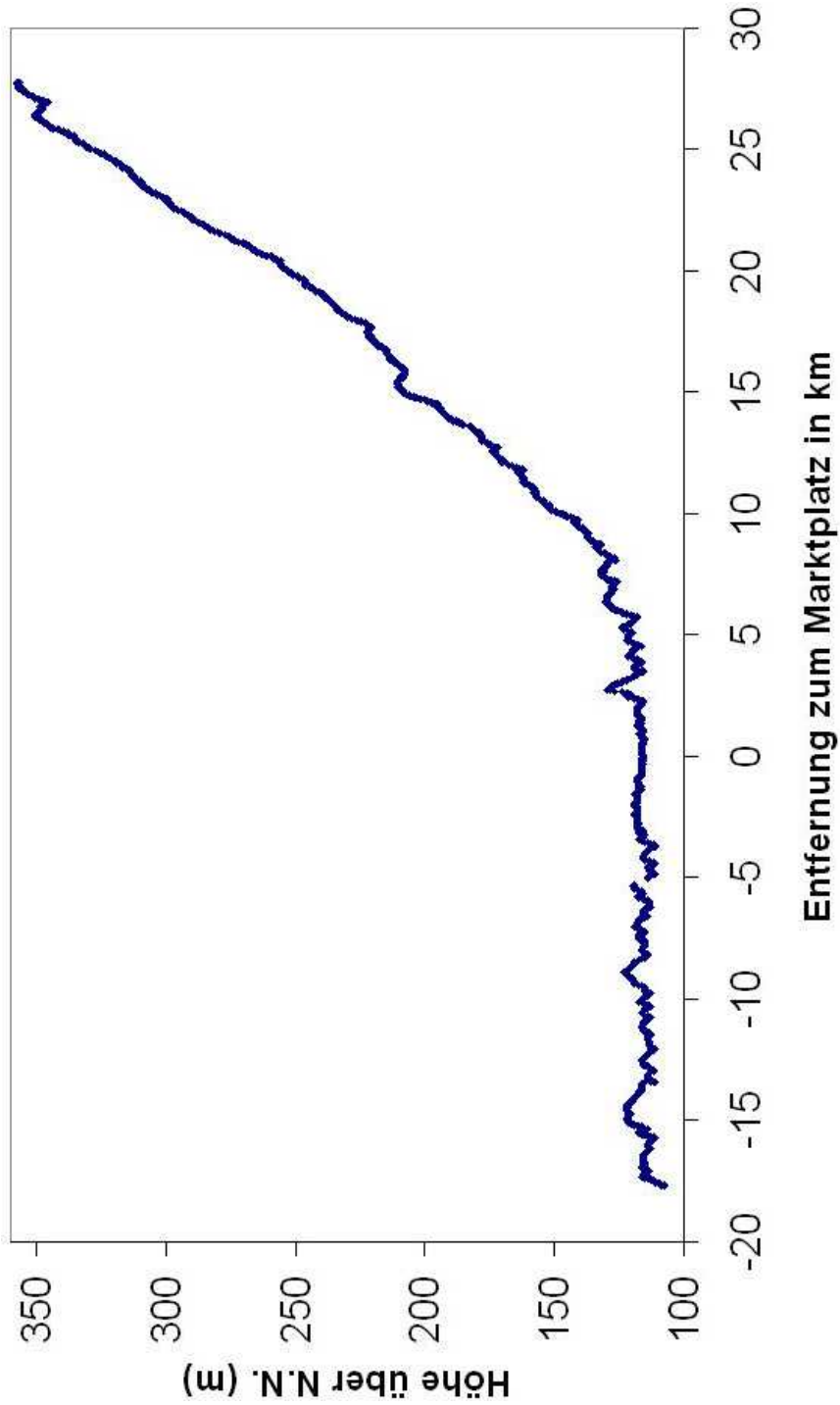


Abbildung 2.4: Höhenprofil der Strecke Hochstetten–Bad Herrenalb auf der Linie S1.

Tabelle 2.3: Bereichseinteilung der Linie S1 (Hochstetten–Bad Herrenalb), von Norden ausgehend.

Bereich		Klassifizierung	Besonderheiten
A	Linkenheim– Hochstetten	ländlich, Ortschaft	Endstation, Wendeschleife
B	Eggenstein– Leopoldshafen	ländlich, Ortschaften und landwirtschaftliche Flächen	
C	<i>B36</i> –Überquerung	mäßig bis stark befahrene autobahnähnliche Straße, landwirtschaftliche Flächen	
D	Neureut	Vorstadt mit schwachen Verkehr, ausgedehnte Wiesenflächen	Wendeschleife
E	Innenstadt	stark befahrene Kreuzungen, Fußgängerzone, Hauptbahnhof	
F	Rüppurr	Zubringerstraße	
G	<i>A5</i> –Überquerung	stark befahrene Autobahn, landwirtschaftliche Flächen	
H	Ettlingen	Stadt mit mäßigem Verkehr, häufige Streckenführung abseits von Straßen	Wendeschleife
I	Ettlingen Industrie– und Gewerbegebiet	Zubringerstraße, kleinere Industrieanlagen	
J	Albtal	Waldgebiet, Streckenführung entlang Straße	Höhenanstieg um 250 <i>m</i>
K	Bad Herrenalb	Kurort	Endstation, Wendeschleife

2.5(b)). Anschließend erfolgt der Streckenverlauf wieder innerhalb eines Wohngebiets der Gemeinden Leopoldshafen und Eggenstein. Hier verläuft die Messung zunächst im Ortszentrum von Leopoldshafen entlang einer Hauptstraße und anschließend am Ortsrand von Eggenstein neben Äckern (Abb. 2.5(c)).

Im Bereich *C* wird die doppelspurige Schnellstraße *B36* mittels Brücke überquert und die Strecke verläuft parallel zu einer mehrspurigen Zubringerstraße in den Norden von Karlsruhe (Abb. 2.5(d)). Der Streckenverlauf im Bereich *D* befindet sich im Karlsruher Stadtteil Neureut mit einer Wendeschleife am nördlichen Rand von *D*. Die AERO-TRAM fährt hier zum größten Teil abseits von Straßen oder entlang von lediglich schwach befahrenen Nebenstraßen, wobei anzumerken ist, dass sich westlich von Neureut in einer Entfernung von ca. 3 *km* das große Industriegebiet mit Petroindustrie im Rheinhafen befindet. Die erste Hälfte der Strecke in diesem Bereich führt durch ein Wohngebiet, der zweite Teil stellt eine Mischung aus ausgedehnten Wiesenflächen und einem

ehemaligen Kasernenkomplex dar (Abb. 2.5(e)).

Die Innenstadt von Karlsruhe wird durch Bereich *E* repräsentiert. Dieses Gebiet setzt sich aus Wohn- und Bürogebäuden zusammen und es kommt je nach Lage zu einem großen Verkehrsaufkommen, wobei auch eine Fußgängerzone ohne Verkehr von der AERO-TRAM durchfahren wird. Die Fahrt erfolgt zuerst in Richtung Süden, um anschließend Richtung Osten in die Kaiserallee einzubiegen. Die Straßenbahn fährt mittig auf dieser Straße und überquert mehrere Kreuzungen. Besonders hervorzuheben ist dabei die Kreuzung Kaiserallee/Reinhold-Frank-Straße am Mühlburger Tor (Abb. 2.5(f)), die sich durch eine sehr hohe Verkehrsbelastung auszeichnet und in deren Nähe sich die LUBW-Verkehrstation „Karlsruhe-Straße“ befindet. Im weiteren Verlauf der Messstrecke wird die, für den Fahrzeugverkehr zunächst nicht gesperrte, Kaiserstraße durchfahren. Auf Höhe der Kreuzung Kaiserstraße/Karlstraße, mit einer ebenfalls hohen Verkehrsrate, geht die Straße entlang der Strecke in eine Fußgängerzone über (Abb. 2.5(g)), in der nur zu bestimmten Zeiten Lieferverkehr einfahren darf. Am Marktplatz setzt die Straßenbahn die Fahrt wieder Richtung Süden fort, verlässt die Fußgängerzone und überquert am Ettlinger Tor die große Kreuzung Karl-Friedrich-Straße/Kriegsstraße. Am südlichen Rand der Innenstadt führt die Strecke am Hauptbahnhof vorbei (Abb. 2.5(h)), durch einen kleinen Tunnel und mittels Brücke über die Gleistrasse des Bahnhofs.

Bereich *F* umfasst die Streckenführung durch den Stadtteil Rüppurr, in dem sich vor allem Wohnhäuser befinden. Die Messfahrt enthält die Überquerung der stark verkehrsbelasteten Schnellstraße „Südtangente“ und verläuft parallel einer Hauptverkehrsstraße, deren Funktion ein Zubringer der Autobahn A5 darstellt (Abb. 2.5(i)). Die Autobahn wird im Bereich *G* überfahren (Abb. 2.5(j)) und der weitere Streckenverlauf erfolgt in landwirtschaftlich genutzten Flächen.

Im Bereich *H* werden Messungen im Stadtkern von Ettlingen durchgeführt. Hier befinden sich ebenfalls Wohngebäude und vereinzelte Geschäfte. Im Gegensatz zur Innenstadt von Karlsruhe verläuft hier die Strecke abseits von Straßen oder entlang von schwach frequentierten Seitenstraßen (Abb. 2.5(k)). Im südlichen Endbereich von *H* befindet sich eine Wendeschleife.

In Bereich *I* erfolgt der Streckenverlauf entlang des kleinen Industrie- und Gewerbegebiets von Ettlingen parallel zu einer Landstraße (Abb. 2.5(l)). Diese wird als Verbindung zwischen den Gemeinden im Albtal und Alb-Pfinz-Plateaus und Karlsruhe genutzt. Das Ettlinger Industriegebiet liegt am Eingang zum Albtal.

Im weiteren Verlauf passiert die AERO-TRAM in südlicher Richtung im Bereich *J* das Albtal. Im Albtal ändert sich die Streckencharakteristik von flach, eben auf ein ansteigendes Streckenprofil. Das Albtal ist ein enges Tal und im Verlauf steigt die Straßenbahntrasse von 110 m am Talbeginn bis auf 350 m am Ende von *J* an (2.4). Im Albtal führt die Strecke entlang einer Landstraße durch Waldgebiete und passiert lediglich kleinere Ortschaften, wie z. B. Marxell und Frauenalb (Abb. 2.5(m)). Durch die Form des Albtals treten hier Kanalisierungseffekte auf, die in Verbindung mit dem Höhenanstieg besondere Wirkungen auf die Messungen haben.

Die zweite Endstation befindet sich in der Kurstadt Bad Herrenalb im Bereich *K*. Hier befinden sich neben Wohnhäusern ausgedehnte Parkflächen und die Erfassung der Luftbeimengungen der AERO-TRAM erfolgt in Bad Herrenalb abseits von Straßen (Abb. 2.5(n)).

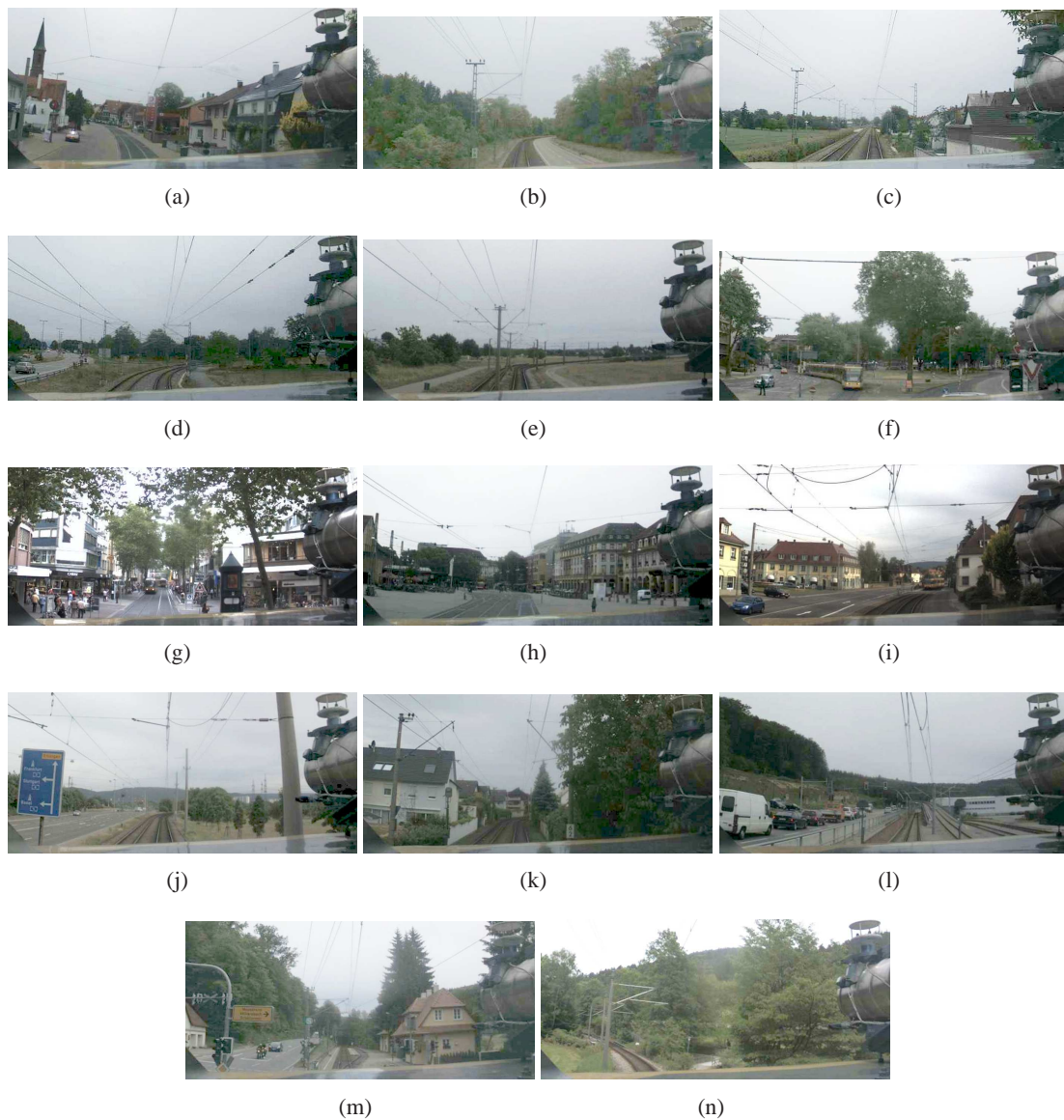


Abbildung 2.5: Kameraaufnahmen der AERO-TRAM entlang der Linie S1 (Details siehe Text)

2.2.2 Linie S2

Die Strecke Spöck–Mörsch der Linie S2 ist ebenfalls in Bereiche eingeteilt (Abb. 2.6 und Tab. 2.4). Die Strecke liegt im Gegensatz zur S1 vollständig im ebenen Rheintal (Abb. 2.7). Sie verbindet Karlsruhe mit den Ortschaften Spöck im Nordosten und Mörsch im Südwesten. Damit verläuft die Strecke parallel zur Hauptwindrichtung des Messgebiets.

Der Bereich *Q* befindet sich im südwestlichen Rand des Dorfes Spöck. Die Straßenbahn fährt, von der Endstation ausgehend, entlang einer Straße, die vom Spöcker Ortsrand zu einer Landstraße führt. Im folgenden Bereich *R* liegt die Strecke zunächst zwischen landwirtschaftlichen Flächen parallel zu einer Landstraße in West–Ost Ausrichtung. Im weiteren Verlauf überquert die

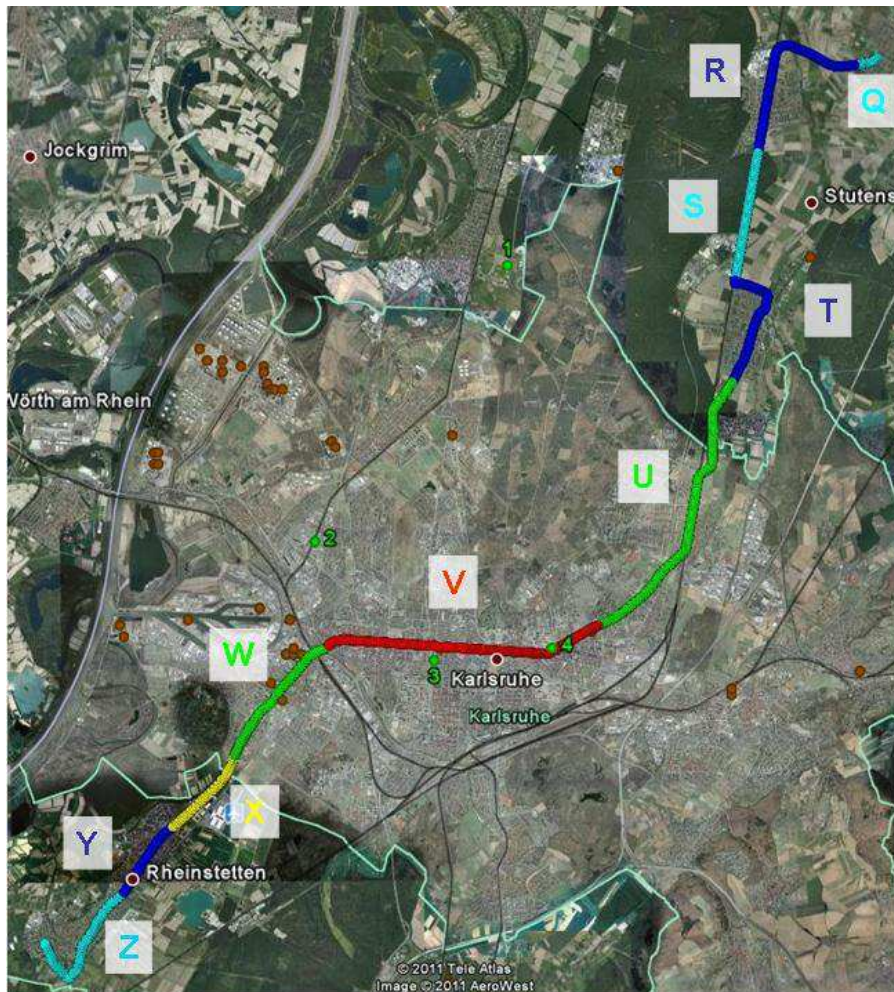


Abbildung 2.6: Unterteilung der Linie S2 (Spöck–Mörsch) in verschiedene Bereiche, Details siehe Tab. 2.4. LUBW–Stationen als grüne Punkte (1=Eggenstein, 2=Karlsruhe–Nordwest, 3=Karlsruhe–Straße, 4=Karlsruhe–Mitte), starke Einzelquellen als braune Punkte.

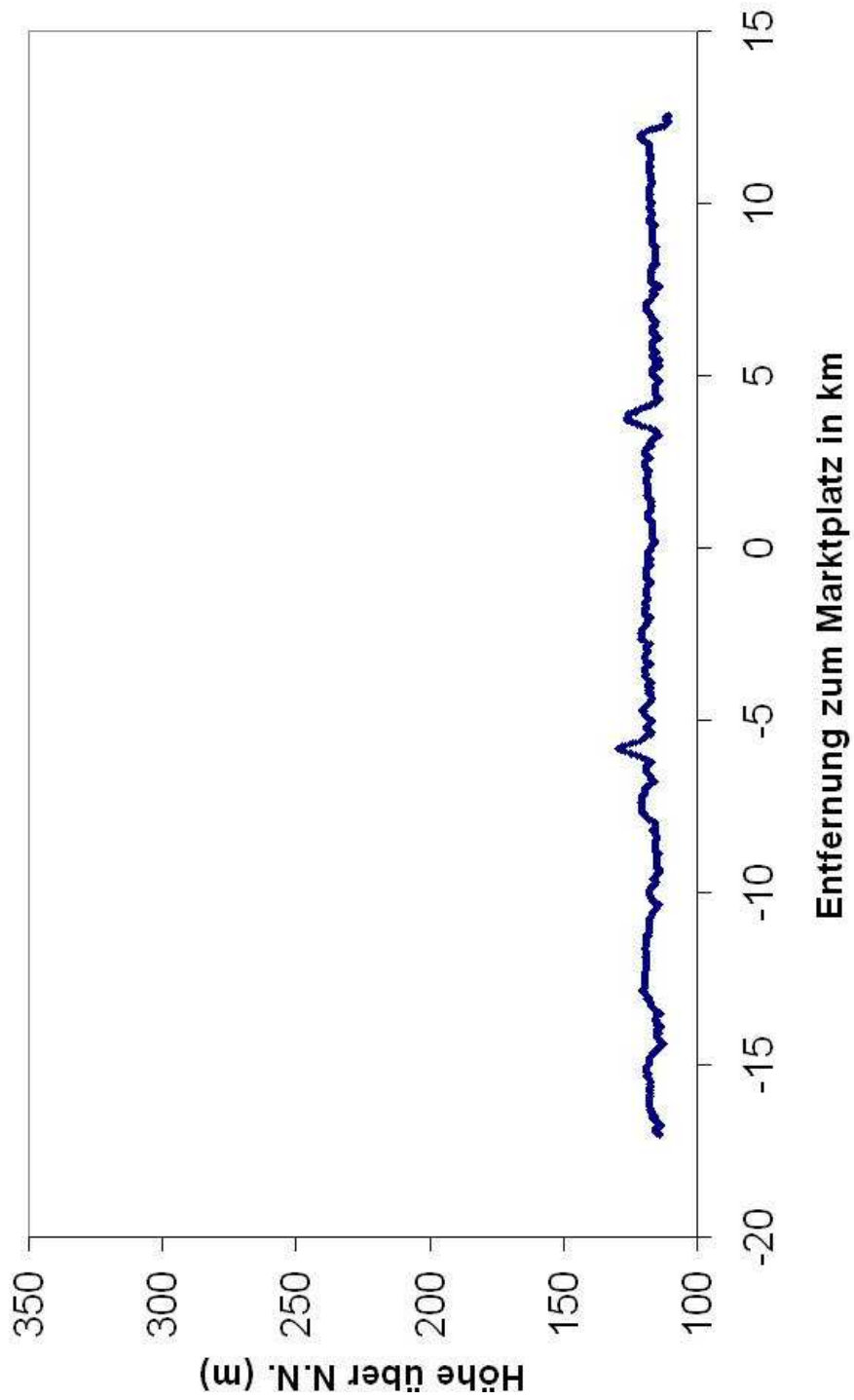


Abbildung 2.7: Höhenprofil der Strecke Spöck-Mörsch auf der Linie S2.

Tabelle 2.4: Bereichseinteilung der Linie S2 (Spöck–Mörsch), von Norden ausgehend.

Bereich		Klassifizierung	Besonderheiten
Q	Spöck	ländlich, Ortschaft	Endstation, Wendeschleife
R	Friedrichstal	ländlich, Ortschaft und landwirtschaftliche Flächen	Endstation, Wendeschleife
S	Blankenlocher Industrie- und Gewerbegebiet	kleinere Industrieanlagen, Waldgebiet	
T	Blankenloch	ländlich, Ortschaft	Wendeschleife
U	Hagsfeld, Büchig	Vorstadt mit schwach bis mäßigen Verkehr	Wendeschleife
V	Innenstadt	stark befahrene Kreuzungen, Fußgängerzone, Hauptbahnhof	
W	Daxlanden	Vorstadt mit Industriegebiet, Zubringerstraße, Überquerung der Südtangente	Wendeschleife
X	Karlsruher Messegelände	Zubringerstraße	
Y	Forchheim	ländlich	
Z	Mörsch	ländlich	Endstation, Wendeschleife

AERO-TRAM diese Landstraße und die weitere Messung führt in südlicher Fahrtrichtung durch Friedrichstal. Friedrichstal ist ebenfalls wie Spöck durch einen Dorfcharakter geprägt. Die Trasse befindet sich in diesem Ort zwar abseits von Straßen, liegt jedoch neben dem Gleisbett der Deutschen Bahn AG (DB).

Der anschließende Bereich *S* umfasst zwei unterschiedliche Gebiete. Im ersten, größeren Teil von *S* fährt die Straßenbahn durch ein kleines Waldgebiet, abseits von Straßen. Der zweite Teil beinhaltet ein kleineres Industriegebiet, welches an Blankenloch angegliedert ist. Die Messungen in Blankenloch liegen im Bereich *T*. Hier befindet sich außerdem eine Wendeschleife. Zunächst führt die Strecke in östlicher Richtung parallel zu einer Landstraße. Im weiteren Verlauf durchquert in südlicher Richtung die AERO-TRAM die ländliche Ortschaft Blankenloch. In Blankenloch verläuft die Streckenführung entlang einer Hauptstraße.

Im Bereich *U* werden die Messungen zunächst zwischen landwirtschaftlichen Flächen und einem kleinen Waldgebiet durchgeführt. Auch hier liegt die Gleisbett entlang einer Straße. Diese verbindet die Ortschaften Blankenloch und Büchig. Nach der Durchquerung von Büchig führt die Strecke im Bereich *U* nach Hagsfeld. Zwischen Büchig und Hagsfeld befindet sich eine weitere Wendeschleife. Hagsfeld ist ein Stadtteil von Karlsruhe und vorwiegend durch Wohngebiete geprägt. In Hagsfeld verläuft die Strecke zunächst abseits von Straßen, allerdings parallel zur Trasse

der DB. Im weiteren Verlauf entfernt sich die AERO-TRAM von der Bahnlinie der DB und fährt entlang einer Zubringerstraße in südwestlicher Richtung ins Karlsruhe Stadtzentrum.

Der Bereich *V* umfasst die Durchquerung der Innenstadt von Karlsruhe in östlicher Richtung. Die Strecke führt von der stark verkehrsbelasteten Kreuzung am Durlacher Tor, deren Luftqualität durch die Verkehrstation „Karlsruhe-Mitte“ der LUBW überwacht wird, durch die Fußgängerzone der Kaiserstraße. Nach Verlassen der Fußgängerzone wird, wie bei der Linie S1, die Kreuzung am Europaplatz und am Mühlburger Tor überquert. Im Gegensatz zum Streckenverlauf der Linie S1, folgt die Straßenbahn dem weiteren Verlauf der Kaiserallee.

Nach Durchqueren der Innenstadt befindet sich der weitere Streckenverlauf im Bereich *W*. Die AERO-TRAM fährt hier in südwestlicher Richtung weiter. Am Anfang von *W* wird die stark befahrene Südtangente überquert. Nach der Überquerung verläuft die Messstrecke zunächst entlang einer Industrieanlage. Das Karlsruhe Kohlekraftwerk liegt im Westen der Strecke in ca. 4 km Entfernung. An die Industrieanlage grenzt sich Daxlanden an. Die Ortschaft besteht überwiegend aus Wohngebieten. In Daxlanden führt die Strecke lediglich an einer schwach befahrenen Straße entlang. Am Ende von Bereich *W* liegt außerdem eine Wendeschleife.

Der kurze Bereich *X* umfasst die Messungen in der Nähe des Messezentrums von Karlsruhe. In der direkten Umgebung der Strecke befinden sich vor allem landwirtschaftliche Flächen. Allerdings liegt die Zubringerstraße *B36* lediglich in einer Entfernung von 200 m östlich von der Messstrecke. Die *B36* ist stark befahren und mehrspurig ausgebaut.

Die Messungen in Forchheim befinden sich im Bereich *Y*. Die Straßenbahn fährt durch das Wohngebiet mit Dorfcharakter der Ortschaft und liegt abseits von stark befahrenen Straßen.

Im letzten Bereich *Z* werden die Messung in der ländlichen Ortschaft Mörsch durchgeführt. Wie in Forchheim führt die Strecke durch ein Wohngebiet entlang einer schwach frequentierten Straße. Im Endbereich von *Z* tangiert der Streckenverlauf die mehrspurige *B36*. Anschließend entfernt sich die Straßenbahn in westlicher Richtung von der *B36*. Am Ende von Bereich *Z* befindet sich die zweite Endstation der Linie S2. Hier befindet sich ebenfalls eine Wendeschleife.

2.2.3 Messstrecken

Die Wendeschleifen entlang der Streckenführung der Linien S1 und S2 ermöglichen prinzipiell Messfahrten zwischen einer beliebigen Wendeschleife im Norden der Karlsruher Innenstadt und einer in der südlichen Umgebung. In Tab. 2.5 sind diese Strecken zusammengefasst, die in dieser Arbeit verwendet werden, um den Einfluss der Meteorologie auf die Partikelanzahldichten festzustellen.

Tabelle 2.5: Streckenabschnitte der Linie S1 und S2, anhand deren die meteorologischen Einflüsse untersucht werden.

Strecke	Bezeichnung	Anwendung
Hochstetten–Bad Herrenalb	S1–komplett	Einfluss der thermischen Stabilität
Hochstetten–Ettlingen	S1–Nord	Windeinfluss auf die Karlsruher Nord–Umgebung
Neureut–Bad Herrenalb	S1–Süd	Windeinfluss auf die Karlsruher Süd–Umgebung
Spöck–Mörsch	S2–komplett	Einfluss der thermischen Stabilität
Spöck–Daxlanden	S2–Nord	Windeinfluss auf die Karlsruher Nord–Umgebung
Büchig–Mörsch	S2–Süd	Windeinfluss auf die Karlsruher Süd–Umgebung

2.3 Das Messsystem

Der Messaufbau der AERO-TRAM besteht insgesamt aus 4 Modulen und ist auf dem Dach eines Stadtbahnwagens vom Typ DUEWAG GT8-80C der KVV montiert, der von den Verkehrsbetrieben Karlsruhe (VBK) bereitgestellt wurde. Die VBK begleitet das Projekt mit großem unterstützendem Engagement. Die Spezifikationen der Straßenbahn sind in Tab. 2.6 kurz zusammengefasst. Die Energieversorgung erfolgt über eine Oberleitung. Das Messsystem ist vollständig auf dem Dach des Stadtbahnwagens aufgebaut, das heißt es wurden keine Installationen im Innenraum des Wagens vorgenommen, um den Betrieb in der Passagierbeförderung nicht einzuschränken. Aufgrund der Komplexität des Messsystems sowie zur einfacheren Administration wurde das System in verschiedene Module mit Analysatoren, Betriebstechnik und Geräte zur Datenerfassung sowie die online Datenübertragung eingeteilt.

Ein in der Wagenmitte montiertes Modul beinhaltet einen Stromumformer, der den Gleichstrom der Oberleitung in Wechselstrom überführt und einen Spannungstransformator, um die 750 V große Spannung der Oberleitung in 230 V zur Stromversorgung des Messsystems umzuwandeln. In den übrigen drei Modulen befinden sich der eigentliche Messaufbau mit Vorrichtungen für die Probenahme, den Messgeräten, Steuerungsrechnern und verschiedenen Gasen um den Messbetrieb sicherzustellen (Abb. 2.8). Alle Module sind witterungsgeschützt und zusätzlich diese, die Analysatoren enthalten klimatisiert, um einen störungsfreien Betrieb der Messtechnik zu gewährleisten. Die ausgewählten Analysatoren sind für qualitativ hochwertige Messungen in Reinluftgebieten sowie in stark belasteten innerstädtischen verkehrsnahen Gebieten geeignet. Die Zeitauflösung der Messgeräte liegt unter 10 Sekunden was unter Berücksichtigung der Maximal-Geschwindigkeit der Bahn von 22 m s^{-1} eine hohe räumliche Auflösung bedeutet. Der Betrieb erfolgt über einen Zeitraum von 5 Wochen voll automatisiert.

2.3.1 Aerosolmodul

An der Vorderseite der Straßenbahn befindet sich das Frontmodul mit Partikeleinlass und verschiedenen Messgeräten zur Bestimmung verschiedener Aerosolgrößen. Neben dem Partikeleinlass ist am Frontmodul auch ein Gaseinlass montiert, der zu den Gasanalysatoren im Hauptmodul führt. Beide Einlässe befinden sich in 3,5 m Höhe. Außerdem sind ein Rechner zur Datenerfassung sowie Steuerung des Aerosolmoduls, eine Klimaanlage, damit die Messgeräte in einem definierten Temperaturbereich betrieben werden können, und an der Gehäuseaußenseite eine Kamera installiert. Weiterhin befinden sich zur Erfassung von meteorologischen Größen am vorderen Ende des

Tabelle 2.6: Beschreibung des Stadtbahnwagens DUEWAG GT8-80C.

Baujahr	1989	Länge	38,1 m
Stromversorgung	750 V	Breite	2,7 m
Sitzplätze	117	Höhe	3,6 m
Stehplätze	126	Gewicht	51,0 t

Aerosoleinlasses ein Ultraschallanemometer und ein Kombimesstwertgeber (Vaisala PTU 303) zur Messung der Feuchte, sowie der Temperatur und des Druckes (Tab. 2.7). Zur Vermeidung von Messfehlern befindet sich dieses Kombimesstgerät in einem Strahlungsschutzgehäuse.

Das Einlasssystem ist so konzipiert, dass die Partikelprobennahme bei jedem Fahrzustand der Straßenbahn isokinetisch erfolgt (Klaus, 2009) und stellt eine weltweit einzigartige Neuerung im Gebiet der mobilen Partikelmessung dar. Die Konstruktion des Frontmoduls ist in Abb. 2.9 dargestellt. Isokinetisch bedeutet, dass die Strömungsgeschwindigkeit v der über eine Pumpe angesaugten Probennahme im Partikeleinlass der Strömungsgeschwindigkeit der Umgebungsluft w entspricht (Abb. 2.10). Im Falle des sub-isokinetischen ($w > v$) oder super-isokinetischen Zustands ($w < v$) kommt es zu einer Verfälschung des Messergebnisses, da die Trägheit der Aerosolpartikel zu einer Erhöhung von Partikeln mit großen Durchmessern im sub-isokinetischen Fall

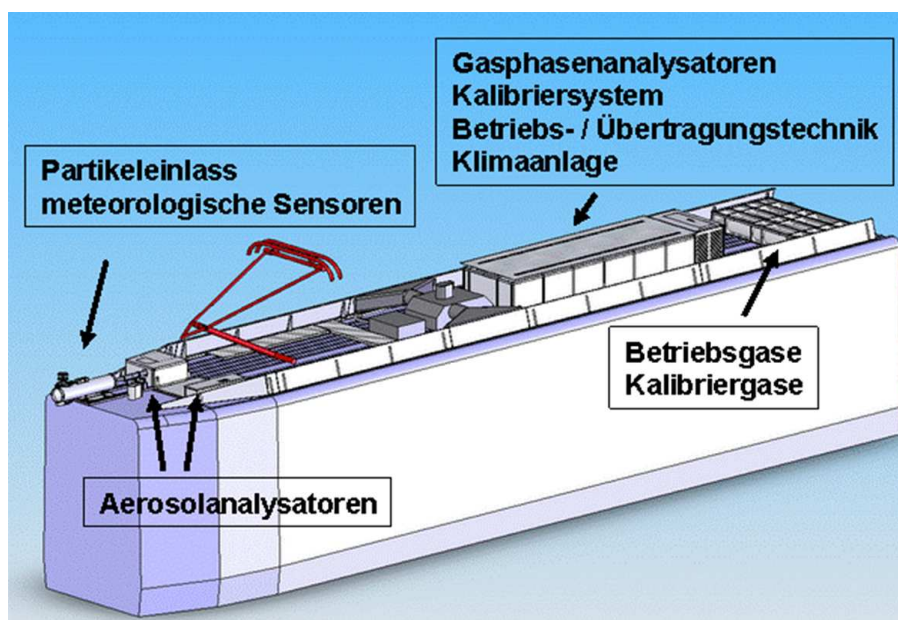


Abbildung 2.8: Schematischer Aufbau des Messsystems.

Tabelle 2.7: Sensoren für meteorologische Variablen.

Parameter	Messprinzip	Gerätetyp
Windgeschwindigkeit und -richtung	Ultraschallanemometer	GILL Windsonic
Feuchte	kapazitive Feuchtemessung	Vaisala HUMICAP 180 Sensor
Temperatur	Platin-Widerstandssensor	PT100
Druck	kapazitive Druckmessung	Vaisala BAROCAP Sensor

bzw. von kleinen Partikeln im super-isokinetischen Fall führt. Bei einer isokinetischen Entnahme der Messluft können diese Effekte minimiert werden. Die in Abb. 2.10 skizzierte Probenahme zeigt eine laminar gerichtete Umgebungsströmung an. Die Aerosolprobenahme ist im Hinblick auf die wechselnden Anströmgeschwindigkeiten und -richtungen mit einer Vorrichtung zur Strömungsparallelisierung versehen, einem sogenannter „shroud“. Dieser beruhigt den Luftstrom und linearisiert ihn (Klaus, 2009). Zusätzlich schützt der „shroud“ vor Beschädigungen am System bei den regelmäßig stattfindenden Reinigungen der Straßenbahn. Hierfür ist diese Metallröhre zusätzlich mit einer Klappe versehen, an deren Innenseite das Ultraschallanemometer installiert ist, welches im Messbetrieb ausgefahren wird. Um die Absauggeschwindigkeit des Gesamtsystems auf die Anströmgeschwindigkeit abzustimmen, ist eine variable Geometrie (Diffusor mit verschiebbarem zentralen Abgriff) notwendig. Somit wurde für einen Fahrgeschwindigkeitsbereich von $4 \text{ km h}^{-1} - 80 \text{ km h}^{-1}$ ein isokinetischer Aerosoleinlass realisiert. Um den Partikelverlust im Einlass zu minimieren, wurde im Konzept besonderen Wert darauf gelegt, ohne Biegungen im Einlass auszukommen, d.h. der Aerosolvolumenstrom strömt auf gerader Strecke von der Probenahme zu den Messgeräten. Um auch unter verschiedensten meteorologischen Bedingungen vergleichbare Ergebnisse zu erzielen, wird der Aerosolvolumenstrom im Einlass durch eine Nafion Trocknung geführt. Der Aerosolstrom wird allerdings nicht im Gesamten getrocknet, sondern einzig der Abzweig des Stromes zum Analysator der Größenverteilungen (OPC) wird durch eine Nafiontrocknung geführt. Die auftretenden Partikelverluste bei Partikeln kleiner als 20 nm können somit vernachlässigt werden, da die OPC Messungen in einem Größenbereich ab 250 nm erfolgen. Die Messung der Gesamtpartikelanzahl erfolgt nun ungetrocknet. Durch dieses Konzept ist ein definierter „cut off“ Durchmesser durch Vorabscheidung der Partikel nicht notwendig. Die verbaute steuerbare Klimaanlage ermöglicht außerdem eine Aerosolpartikelmessung bei vorher definierten Temperatur und Feuchte.

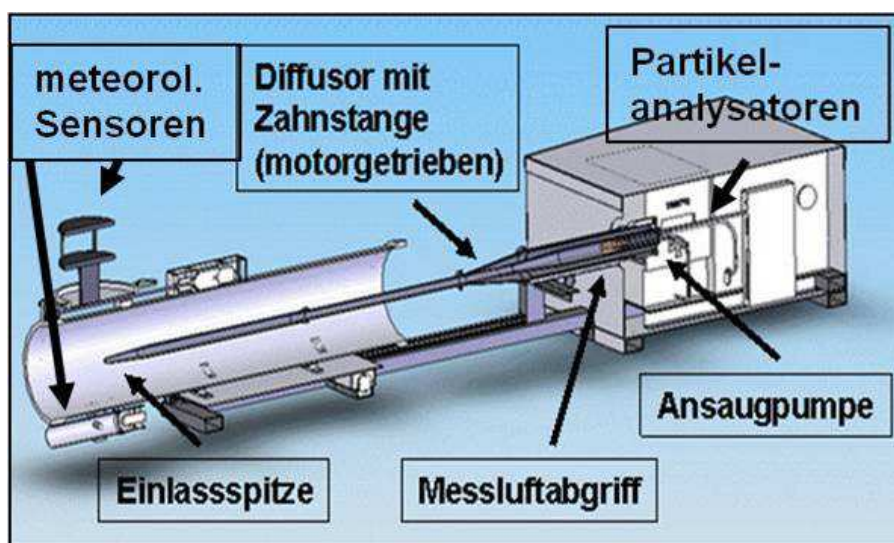


Abbildung 2.9: Schematischer Aufbau des Frontmoduls.

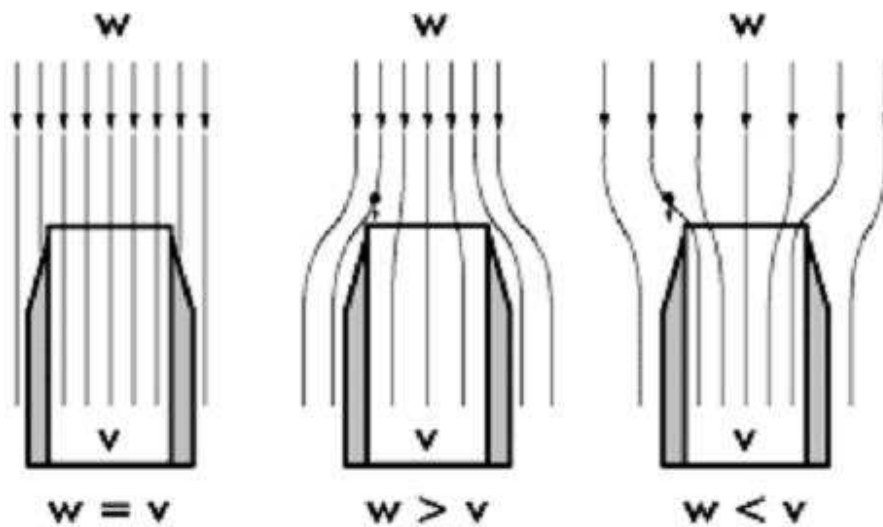


Abbildung 2.10: Probennahme in einem Luftstrom (Klaus, 2009).

Tabelle 2.8: Analytoren für die Aerosoluntersuchung.

Parameter	Messprinzip	Gerätetyp	zeitliche Auflösung
Partikelanzahldichte	Kondensationspartikelzähler	TSI CPC 3772	3 s
		TSI CPC 3775	4 s
Anzahl- bzw. Massengrößenverteilung	optischer Partikelzähler	GRIMM Dustmonitor 1.109	6 s

Der Aufbau des Systems garantiert neben der isokinetischen Probennahme an der Einlassspitze eine Isokinetik im gesamten Aerosolsystem. Die isokinetische Strömungsgeschwindigkeit ist deshalb von Wichtigkeit, damit Partikelverluste im Einlass und in den Zuleitungen der Partikelmessgeräte minimiert wird. Bei anderen Untersuchungen, wie von Bukowiecki et al. (z. B. 2002), in denen ein mobiler Messträger verwendet wird, ist das Einlasssystem so konzipiert, dass die anisokinetischen Verluste nur bei einer bestimmten Fahrgeschwindigkeit minimiert werden. Im Gegensatz zu einem mobilen Messlabor in einem Straßenfahrzeug, dessen Geschwindigkeit leicht auf einem Niveau gehalten werden kann, kann die Fahrgeschwindigkeit der AERO-TRAM nicht beeinflusst werden.

Zur Untersuchung der isokinetisch entnommenen Aerosolproben sind im Aerosolmodul neben dem OPC zur Bestimmung der Partikelanzahlgrößenverteilungen zwei Geräte zur Messung der Partikelgesamtanzahldichte installiert (Tab. 2.8). Die Kalibrierung der Aerosolanalysatoren erfolgt geräteintern.

2.3.1.1 GRIMM Dustmonitor 1.109

Das Messprinzip zur Bestimmung der Größenverteilungen des GRIMM Dustmonitors beruht auf der Streuung von Licht (Abb. 2.11). Die zu untersuchenden Partikel durchqueren eine laserstrahl-durchleuchtete Messkammer. Wenn ein Aerosolpartikel den Laserstrahl durchquert, wird dieser gestreut. Ein Spiegel lenkt das Streulicht zu einem Detektor. Durch die detektierte Intensität der Streustrahlung kann der Partikeldurchmesser bestimmt werden. Dazu wird die Intensität des gestreuten Lichts mit im Gerät hinterlegten Streuintensitäten von Testaerosolen, deren Größe und Dichte bekannt sind, verglichen. Im Allgemeinen beeinflusst neben der Größe auch die Form eines Partikel die Streuintensität. Um die Größenverteilungen zu bestimmen, besitzt das Gerät 31 Messkanäle zwischen $0,25 \mu\text{m}$ und $32 \mu\text{m}$. Grundsätzlich beeinflusst, abgesehen von der Größe, auch die Form und der Brechungsindex eines Partikels geringfügig die Streulichtintensität. Dies wird aber vernachlässigt. Der GRIMM Dustmonitor kann neben den Anzahlgrößenverteilungen auch Größenverteilungen der Partikelmasse durch eine geräteinterne Umrechnung aufzeichnen. Die Messgenauigkeit für die Partikelanzahlen liegt bei $\pm 2\%$ über den gesamten Durchmesserbereich.

2.3.1.2 Kondensationspartikelzähler

Die Messgeräte CPC 3772 und CPC 3775 sind zum Teil ähnlich aufgebaut (Abb.2.12). Bei beiden Geräten wird die zu untersuchende Partikelkonzentration in der Luft zunächst in warme Sättigerkammer geleitet. Innerhalb der Sättigerkammer diffundiert Butanolgas in die Messprobe, bis diese mit Butanol gesättigt ist. Im anschließenden Kondensator findet eine Abkühlung der Luft statt. Dadurch übersättigt das Butanol und kondensiert an den Partikeln und vergrößern so ihren Durchmesser. Dies ist nötig, da ansonsten die Partikel zu klein wären, um die Partikelkonzentration mit einem optischen Verfahren zu bestimmen. Außerdem erfolgt hier eine Entfernung des Wassergehalts der Messprobe. In der nachfolgenden Messkammer durchkreuzen die nun größeren Partikel einen Laserstrahl und streuen das Licht. Eine Messzelle registriert das Streulicht und kann

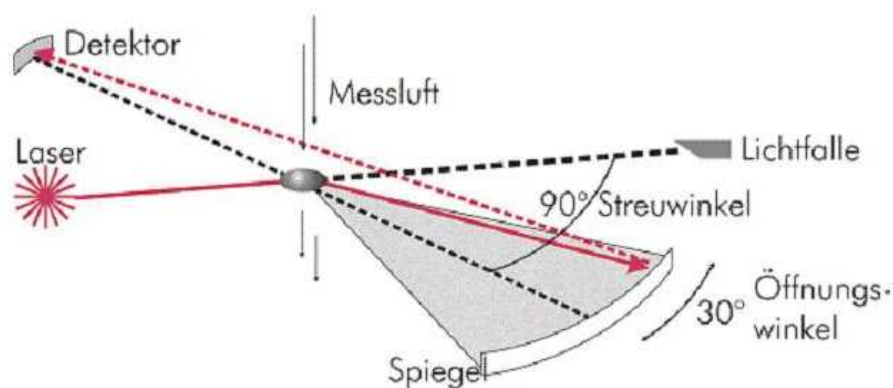


Abbildung 2.11: Messprinzip der optischen Partikelzählung des GRIMM Dustmonitors (GRIMM, 2005).

durch die Anzahl der Lichtimpulse die Partikelanzahl feststellen. Dabei wird jedes einzelne Partikel gezählt. Der Arbeitsbereich des CPC 3772 liegt im Größenbereich von Partikelanzahldichten zwischen 0 und 10^4 Partikeln pro cm^{-3} . Innerhalb dieses Arbeitsbereichs liegt der Gerätefehler bei $\pm 10\%$.

Der Partikelzähler CPC 3775 ist in der Lage, neben Anzahldichten im Bereich von 0 bis $5 \cdot 10^4$ Partikeln pro cm^{-3} , durch Registrieren der Streulichtimpulse die Partikelanzahldichten zwischen $5 \cdot 10^4$ und 10^7 Partikeln pro cm^{-3} zu bestimmen. Die Messung erfolgt in diesem zweiten Größenbereich nicht durch die Erfassung der einzelnen Streuimpulse, also der einzelnen Partikeln, sondern über die Erfassung der Summe der Intensitäten des durch mehrere Partikel gestreuten Laserlichts. Im zweiten Größenbereich wird die Partikelanzahldichte über die Gesamtstreuung ermittelt, da die geräteinterne Sensorik zu träge ist, um die Streulichtintensität einzelner Partikel zu registrieren. Über die Streuintensität kann auf die Partikelanzahl rückgeschlossen werden. Der Messgenauigkeit liegt im ersten Größenbereich bei $\pm 10\%$, hingegen beim Arbeitsbereich der über die Gesamtstreuintensität die Anzahldichte bestimmt bei $\pm 20\%$.

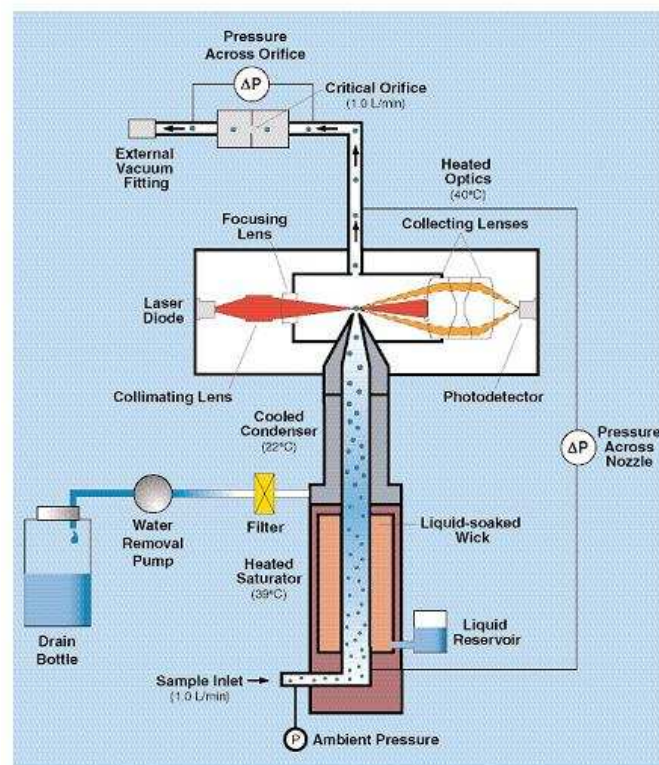


Abbildung 2.12: Messaufbau der Kondensationspartikelzähler (TSI, 2005).

2.3.2 Haupt- und Gasmodul

Am Frontmodul ist ein Gaseinlass montiert, der die zu untersuchenden Gase zum Hauptmodul leitet. In diesem Modul befinden sich Analysatoren zur Bestimmung der CO -, CO_2 -, NO -, NO_x - und O_3 - sowie der Wasserdampfkonzentration (Tab. 2.9). Um die CO -Konzentrationen zu bestimmen, werden über eine UV-Lichtquelle CO -Moleküle angeregt. Dadurch emittieren die angeregten Moleküle ihrerseits UV-Strahlung (Resonanzfluoreszenz), über deren Intensität die CO -Konzentration bestimmt werden kann. Die CO_2 - und $H_2O(g)$ -Messungen beruhen auf der Tatsache, dass diese Gase Licht im Infrarotbereich absorbiert. Über das Verhältnis zwischen ausgesendeter Lichtintensität I_0 und der Intensitätsabschwächung I entlang des Lichtwegs x kann mit Hilfe des Beer-Lambertsche-Gesetz (Gl. 2.1) und dem Absorptionskoeffizienten α von CO_2 die CO_2 -Konzentration berechnet werden.

$$I(x) = I_0 e^{-\alpha x} \quad (2.1)$$

Die Bestimmung von O_3 beruht ebenfalls auf Prinzip des Beer-Lambertsche-Gesetzes, allerdings wird hier anstatt Infrarotlicht UV-Licht verwendet.

Die Stickoxid-Konzentrationen werden über das Prinzip der Chemilumineszenz bestimmt. Innerhalb des Geräts befindet sich ein O_3 -Generator. Das erzeugte O_3 reagiert mit NO , dabei entstehen angeregte Moleküle, die Strahlung emittieren. Durch Detektion der emittierten Strahlung kann auf die NO -Konzentration rückgeschlossen werden. Um den NO_x -Gehalt in der Luft zu messen, spaltet eine UV-Lichtquelle („Blue Light Converter“) NO_2 zu NO . Damit wird zusätzlich zum vorhandenen NO -Gehalt der Luft die NO_2 -Konzentration gemessen, was gerade dem NO_x entspricht.

Die Gasanalysatoren werden regelmäßig und automatisch kalibriert, um qualitativ hochwertige Messungen zu garantieren. Der Aerolaser AL-5001 verfügt über einen internen Kalibrator. Zur Kalibrierung wird CO aus einer Gasflasche im Gasflaschenmodul mit bekannter Konzentration an das Gerät geleitet. Das im Hauptmodul integrierte automatische Kalibriersystem „Ansyco SYCO“ dient zur Kalibrierung der übrigen Messgeräte. Dazu leitet dieses CO_2 oder NO mit bekannter

Tabelle 2.9: Analysatoren zur Konzentrationsbestimmung der gasförmigen Luftbeimengungen.

Komponente	Messprinzip	Gerätetyp	zeitliche Auflösung
CO	Vakuum-UV Resonanzfluoreszenz	Aerolaser AL-5001	5 s
$CO_2, H_2O(g)$	IR-Absorption	LI-COR 7000	1 s
NO, NO_x	Chemilumineszenz, NO_x -Erzeugung durch Photolysekonverter	ECO PHYSICS CLD 66	1 s
O_3	UV-Absorption	Environnement O3 41M	6 s

Konzentration aus dem Flaschenmodul an die entsprechenden Geräte, um so einen oberen Referenzpunkt zu setzen. Außerdem befindet sich ein Ozongenerator innerhalb des Kalibrators, damit der O_3 -Analysator mit einer oberen Referenzkonzentration gespeist werden kann. Das Ozon dient darüber hinaus dazu, in Verbindung mit dem NO aus dem Flaschenmodul, NO_2 zu erzeugen. Das NO_2 ermöglicht eine Kalibrierung des Messgeräts zur Bestimmung der NO_x -Konzentrationen. Der untere Referenzpunkt wird für alle vier Geräte mit Hilfe von, durch sogenannte Scrubber erzeugte, Nullluft gesetzt. Ein Scrubber ist eine Vorrichtung, um Substanzen aus einem Gasgemisch zu entfernen. Durch verschiedene Stoffe in Granulatform wird die Luftfeuchtigkeit, CO_2 , NO_x und O_3 aus dem Gasgemisch entfernt.

Neben den Messgeräten sind im Hauptmodul ein Rechner zur Steuerung des Moduls und Datenerfassung montiert. Die Datenerfassung erfolgt in Verbindung mit den geographischen Koordinaten, die durch ein dreidimensionales globales Navigationssatellitensystem (GPS) geliefert werden. Das GPS erlaubt darüber hinaus die Bestimmung der Fahrgeschwindigkeit der AERO-TRAM. Außerdem befinden sich hier eine Klimaanlage und eine unterbrechungsfreie Stromversorgung (USV). Die USV dient zum einen als Puffer, falls die Stromversorgung, beispielsweise bei Straßenbahnkreuzungen, kurz zusammenbricht, zum anderen als Notstromversorgung, wenn für längere Zeit die Stromversorgung unterbrochen ist. In diesem Fall wird das Messsystem automatisch abgeschaltet.

Durch eine Mobilfunk-Verbindung (UMTS) kann jederzeit mit dem Messsystem kommuniziert werden. Neben der Überwachung des Systems ermöglicht die drahtlose Verbindung die komplette Steuerung der einzelnen Module. So können entweder Module komplett, aber auch einzelne Geräte aktiviert und deaktiviert werden. Auch eine Kalibrierung außerhalb des automatischen Kalibrierungsszenarios ist möglich. Das UMTS ermöglicht so eine Fernwartung der AERO-TRAM. Ein weiteres sehr wichtiges Merkmal der UMTS-Verbindung stellt die Option dar, die aufgezeichneten Messdaten per Funk auf externe Speichersysteme zu übertragen. Weiterhin ist eine zusätzliche Kommunikation mit dem Messsystem über eine WLAN-Verbindung möglich. Durch die eingeschränkte Reichweite dieser Verbindung, wird diese lediglich für administrative Zwecke verwendet.

3. Luftqualität in Karlsruhe

Seit Beginn der Industrialisierung im 18. Jahrhundert und der damit verbundenen Urbanisierung verändert der Mensch im großen Maße die natürliche Zusammensetzung der Atmosphäre. Dies hat einerseits Folgen für die Atmosphäre selbst. Zum Beispiel ist durch den stetig wachsenden Energiebedarf und das immer größer werdende Verkehrsaufkommen der Kohlenstoffdioxidgehalt in den letzten 250 Jahren um etwa 100 *ppm* auf derzeit 390 *ppm* gestiegen (IPCC, 2007), mit der Folge, dass sich die Jahresmitteltemperatur der Erde erhöht hat. Andererseits haben die anthropogenen Eintragungen in die Atmosphäre Auswirkungen auf die Biosphäre oder auf den Menschen selbst. Unter anthropogenen Eintragungen werden Luftbeimengungen verstanden, die durch die menschlichen Aktivitäten erzeugt oder verursacht werden. Die daraus erfolgenden Konsequenzen sind z. B. der saure Regen, aufgrund von Verwendung schwefelhaltiger Brennstoffe, und der photochemische Smog, der in erster Linie durch Verkehrsabgase verursacht wird. Diese Phänomene schädigen den Menschen und seine Umwelt. Deshalb wird durch verschiedene Maßnahmen (z. B. Kyoto-Protokoll 1997, Verwendung schwefelarmer Brennstoffe, Filterung und Nachbehandlung von Abgasen) versucht, die anthropogenen Bestandteile der Atmosphäre, in diesem Zusammenhang wird auch von Luftverschmutzung gesprochen, zu mindern.

Ein weiteres Problem, das in den letzten zwei Jahrzehnten immer mehr an Bedeutung gewonnen hat, sind die Auswirkungen von Feinstaub auf den Menschen und seine Umwelt. Unter Feinstaub werden luftgetragene Aerosolpartikel verstanden, kurz Aerosole, die aus den verschiedensten Quellen stammen können und sich aus vielfältigen Elementen und Verbindungen zusammensetzen. Allerdings können Partikel aus natürlichen Emissionsereignissen wie Vulkanausbrüchen, natürlichen Waldbränden oder dem Freisetzen von Pollen, Überreaktionen des menschlichen Organismus wie beispielsweise Allergien auslösen und so die menschliche Gesundheit beeinträchtigen. Neben den Auswirkungen natürlicher Partikel auf die menschliche Gesundheit, zeigen vor allem anthropogene Partikel ein erhöhtes gesundheitsgefährdendes Potential (Pöschl, 2005). Die Folgen der Exposition von Menschen gegenüber Feinstaub über längere Zeiträume, vor allem in stark belasteten Gebieten, erstrecken sich hierbei von akuten wie auch langfristigen Beeinträchtigungen und Erkrankungen des Organismus (z. B. Kampa und Castanas, 2008; Penttinen et al., 2001) bis hin zu einer Erhöhung der Sterblichkeitsrate (z. B. Brunekreef und Holgate, 2002; Pope et al., 2002).

Um die Risiken von Feinstaub auf den Menschen zu minimieren und damit die Luftqualität zu verbessern, ist es wichtig, die Partikelbelastung zu überwachen und die Immissionen durch geeignete Maßnahmen zu senken. Die Weltgesundheitsorganisation (WHO) empfiehlt in WHO

Tabelle 3.1: Grenzwerte für PM_{10} - und $PM_{2.5}$ -Konzentrationen.

	WHO		EU		Hinweis
	24h-Mittel	Jahresmittel	24h-Mittel	Jahresmittel	
PM_{10}	$50 \mu g/m^3$	$20 \mu g/m^3$	$50 \mu g/m^3$ ^a	$40 \mu g/m^3$	seit 2005
$PM_{2.5}$	$25 \mu g/m^3$	$10 \mu g/m^3$	–	$25 \mu g/m^3$	ab 2015
				$20 \mu g/m^3$	ab 2020

^a35 Überschreitungen pro Jahr zulässig

(2006) Richtwerte für kurzfristige und langfristige Feinstaubimmissionen. In der Europäischen Union (EU) gelten seit 2005 verbindliche Grenzwerte für PM_{10} (2008/50/EG). Mit PM_{10} wird diejenige Gesamtpartikelmasse („Particulate Matter“) beschrieben, die Aerosolpartikel mit einem Durchmesser unter $10 \mu m$ besitzen. In Deutschland setzt die 39. BImSchV („Bundes-Immissionsschutzverordnung“) die entsprechenden Grenzwerte um. Diese orientieren sich an den, von der WHO vorgeschlagenen Werten (Tab. 3.1). Es sei anzumerken das die Immissionswerte für $PM_{2.5}$ in Tab. 3.1 derzeit Richtwerte darstellen und voraussichtlich in den genannten Jahren als Grenzwert gültig werden.

Die Mitgliedsstaaten der EU sind verpflichtet, Maßnahmen zu ergreifen, um diese Grenzwerte einzuhalten. In Deutschland wurden deshalb 2007 im Zuge der 35. BImSchV die sogenannten Umweltzonen, in denen nur bestimmten Fahrzeuggruppen der Zugang zu urbanen Ballungsräumen genehmigt ist, eingeführt. Der Hintergrundgedanke dieser Maßnahme ist dabei die Tatsache, dass der Verkehr einer der Hauptverursacher von Feinstaub in urbanen Gebieten ist. Diese Umweltzonen dürfen von Gemeinden in Ballungsräumen ausgewiesen werden, um so eine Reduktion der Luftverschmutzung zu erreichen. Die Grundlage für die Festlegung solcher Zonen bilden Messungen an einigen wenigen Punkten mit unterschiedlichen Umgebungen, wie z. B. verkehrsbelastete oder quellferne Standorte, die ein gewisses Gebiet repräsentieren sollen, um so einen Überblick über die örtliche Aerosolverteilung zu erhalten. Im Raum Karlsruhe betreibt die Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz Baden-Württemberg (LUBW) ein solches Netzwerk aus Messstationen, um die Luftqualität zu überwachen.

Um ein Bild der räumlichen Verteilung der Aerosolkonzentrationen zu erhalten, können verschiedene Methoden angewandt werden. Stationäre Messungen sind eine Möglichkeit, um verhältnismäßig einfach, kostengünstig und langfristig die Luftbelastung zu bestimmen. Durch Unterschiede in der Konzeption des Messaufbaus können verschiedene Fragestellungen erörtert werden. Beispielsweise kann mit einem kleinräumigen Experimentaufbau wie von Corsmeier et al. (2005) der Einfluss einer einzelnen Aerosolquelle auf ihre direkte Umgebung untersucht werden. Rosenbohm et al. (2005) und Hueglin et al. (2006) betrachten z. B. den Einfluss von Verkehrsemission auf die Partikelkonzentrationen an einer Autobahn und stellen eine leeseitige Zunahme der Partikelanzahldichten fest. Um die Luftqualität in einem ausgedehnteren Gebiet zu erheben, bieten sich Beobachtungen mit einem Netzwerk von verschiedenen festen Messorten an. So können zum Teil große Unterschiede in der räumlichen Aerosolverteilung zwischen Städten und dem Umland

(Baltensperger et al., 2002; Boogaard et al., 2011; Lenschow et al., 2001; Schäfer et al., 2011), aber auch innerhalb von Städten selbst (Buzorius et al., 1999; Cyrus et al., 2008; Johansson et al., 2007; Lenschow et al., 2001) festgestellt werden. Allerdings können Erkenntnisse der räumlichen Partikelverteilung in einer Stadt nicht ohne weiteres auf andere Städte übertragen werden, wie verschiedene Untersuchungen zeigen (z. B. Puustinen et al., 2007). Auch repräsentieren stationäre Messungen nur die lokalen Verhältnisse. Eine Ableitung der regionalen flächenhaften Verhältnisse ist nur sehr ungenau möglich, da Stationsmessungen immer durch die lokalen Umstände wie z. B. örtliche Quellen oder die aktuelle Bebauung geprägt sind. So können selbst innerhalb einer Stadt die verschiedenen Aerosolgrößen stark variieren (Puustinen et al., 2007). Um die räumliche Variabilität mit Hilfe stationären Messungen präziser zu erfassen, wäre deshalb die Verwendung einer großen Zahl von Messorten notwendig. Ein solches Netzwerk von Stationsmessungen wäre allerdings mit hohen Kosten und einem großen Wartungsaufwand verbunden.

Die große räumliche Variabilität der Aerosolgrößen, die schwierig zu bestimmen ist, hat ihren Ursprung in den besonderen Prozessen, die zur Entstehung von luftgetragenen Partikeln führen. Lokale direkte Partikelemissionen tragen nur zu einem Teil zum anthropogenen Aerosol bei. Eine weitere wichtige Gruppe der anthropogenen partikelförmigen Luftbeimengungen sind Partikel, die in der Atmosphäre aus gasförmigen Vorläufersubstanzen entstehen. Diese Gase unterliegen aber, ebenso wie Aerosole selbst, Transportphänomenen. Aufgrund der möglichen Partikelneubildung in der Atmosphäre müssen an Orten mit den höchsten Emissionen nicht zwangsläufig auch die höchsten Immissionen auftreten. Aus diesem Grund kann sich die Lokalisierung einer Partikelquelle sehr anspruchsvoll gestalten.

Um die Unterschiede der räumlichen Aerosolverteilungen ohne die nachteiligen Eigenschaften eines großen Netzwerks von Stationsmessungen zu untersuchen, kann ein mobiler Messgeräteträger verwendet werden. Mobile Messungen lassen sich in zwei Klassen einteilen. Zum einen kann die oberflächennahe Luftqualität mit bodengestützten Messungen wie beispielsweise durch Schiffe, LKWs, Kleintransporter, Fahrräder, aber auch Personen selbst bestimmt werden, zum anderen können Messungen auch in den Luftschichten darüber mittels luftgetragenen Laboren durchgeführt werden (z. B. mit Flugzeugen, Zeppelin, Drohnen, Ballonen). Flugzeuge als mobile Messgeräteträger finden schon seit längerem in atmosphärischen Messungen der Luftqualität Verwendung, beschränken sich aber durch die hohe Geschwindigkeit des Messgeräteträgers im Hinblick auf die Luftqualität eher auf großräumige Untersuchungen, wie z. B. zur Bestimmung der Konzentration ausgesuchter Luftschadstoffe in einer städtischen Abluftfahne (Corsmeier et al., 2002; Junkermann et al., 2011), eignen sich jedoch nicht zur Untersuchung von bodennahen Luftqualitätsparametern, mit deren hohen räumlichen Variabilität. In diesem Fall werden aktuell oft Straßenfahrzeuge als Messträger verwendet und in Zukunft bestimmt verstärkt eingesetzt. Neben der Bestimmung der räumlichen Partikelverteilung, existiert eine Vielzahl von weiteren Anwendungen, in denen mobile Messungen mittels Straßenfahrzeugen Verwendung finden (Kolb et al., 2004). Beispielsweise werden Messfahrzeuge in sogenannten „Chasing-Experimenten“ eingesetzt, um die Emissionen einzelner Fahrzeuge unter realen Betriebsbedingungen zu untersuchen (z. B. Herndon et al., 2005), können aber auch zur Bestimmung der Emissionen des gesamten Straßenverkehrs eingesetzt werden (Pirjola et al., 2004; Wang et al., 2009; Weijers et al., 2004). In Studien der

räumlichen Partikelvariabilität untersuchen Bukowiecki et al. (2002) mit einem Kleintransporter als mobiler Messgeräteträger Unterschiede zwischen urbanen und ländlichen Räumen. Sie stellen dabei für sehr kleine Partikeldurchmesser ($d < 150 \text{ nm}$) große räumliche und zeitliche Unterschiede in den Konzentrationsverteilungen fest, während dies bei den Gesamtpartikelanzahlen nicht so deutlich erkennbar ist, da Partikel mit einem größeren Durchmesser als 150 nm eventuell durch andere Quellen beeinflusst werden. Studien von z. B. Weimer et al. (2009) zeigen, dass lokale Verkehrsemissionen einen großen Einfluss auf die Gesamtpartikelanzahl haben.

Als nachteilig bei Verwendung eines Straßenfahrzeugs als Messgeräteträger erweist sich die Tatsache, dass Untersuchungen oftmals nur auf dem Straßennetz durchgeführt werden können. Dadurch sind die gemessenen Aerosolgrößen sowie andere Indikatoren für die Luftqualität immer durch Verkehrsemissionen beeinträchtigt und an den gegenwärtigen Verkehrsfluss gebunden. Eine Alternative stellt die Verwendung einer Straßenbahn dar. Diese ist zwar durch das Schienennetz des öffentlichen Nahverkehrs an einen Verkehrsträger gebunden, deckt aber am Beispiel der Stadt Karlsruhe eine Vielzahl von unterschiedlichen Umgebungen wie Verkehrsknotenpunkte und Fußgängerzonen oder Wohngebiete und landwirtschaftliche Flächen ab. Das Messsystem AERO-TRAM (Wieser et al., 2008; Rinke et al., 2011) des Instituts für Meteorologie und Klimaforschung (IMK-TRO) am Karlsruher Institut für Technologie (KIT), nutzt eine Straßenbahn als Messgeräteträger und stellt eine weltweit einzigartige Methode dar, um die Luftqualität in einem Ballungsraum zu erfassen. Straßenbahnmessungen werden zwar auch vereinzelt in anderen Studien durchgeführt, unterscheiden sich aber deutlich vom Projekt AERO-TRAM hinsichtlich Messaufbau und -dauer. Costanzo et al. (2006) führen Messungen der Temperatur und Feuchte für einige wenige Monate durch. An der ETH Zürich wurde im Rahmen einer Dissertation (Kehl, 2007) ein Konzept entwickelt, dass ebenfalls eine Straßenbahn als Messgeräteträger zur Erfassung der Luftgüte nutzt (Kehl et al., 2006). Abgesehen von meteorologischen Größen wurden lediglich drei Parameter von Luftschadstoffen (NO_x , O_3 , Feinstaub) in zwei Messkampagnen überwacht. Im Gegensatz dazu ist das Messsystem AERO-TRAM für Langzeitmessungen einer größeren Zahl von Luftqualitätsparametern konzipiert. Die Durchführung von Messungen findet mit kleineren Unterbrechungen seit Ende 2009 statt und umfasst die Erhebung verschiedener gasförmiger Luftbeimengungen (CO , CO_2 , NO , NO_x , O_3 , H_2O) und Aerosolgrößen (Partikelanzahlen und -größenverteilungen). Durch die Messung von Stickoxiden werden auch gasförmige Vorgängersubstanzen von Partikeln erfasst. Außerdem eröffnet der große Untersuchungszeitraum die Möglichkeit einer statistischen Auswertung der räumlich und zeitlich hochaufgelösten Messdaten.

Um die räumliche Variabilität von Aerosolgrößen zu untersuchen, genügt es allerdings nicht die Emissionsquellen mit hoher räumlicher wie zeitlicher Auflösung zu erfassen, da auch meteorologische Faktoren einen großen Einfluss auf die Partikelverteilungen ausüben. Wie bereits angemerkt unterliegen Aerosole und ihre Vorgängersubstanzen unter anderem Transportprozessen. Damit modifizieren lokale Windverhältnisse (Rosenbohm et al., 2005; Väkevä et al., 2000) aber auch Strömungen auf der synoptischen Skala die Partikelkonzentrationen. Verschiedene Untersuchungen stellen eine Zunahme der Partikel fest, falls Luftmassen mit Aerosolbeladung herantransportiert werden (z. B. Gomišček et al., 2004; Johansson et al., 2007; Viana et al., 2003; van der Zee et al., 1998). Neben Transportvorgängen bestimmen weitere Bedingungen, wie die

Durchmischungsstärke der Grenzschicht oder Niederschlagsereignisse, die Güte der Luftqualität (Johansson et al., 2007; Väkevä et al., 2000; Viana et al., 2003; van der Zee et al., 1998).

Den meteorologischen Einfluss auf die sehr variable Verteilung partikelförmiger Luftbeimengungen zu bestimmen, stellt aufgrund der ebenfalls hohen Variabilität der meteorologischen Einflussfaktoren eine große Herausforderung dar. Langzeitmessungen von Aerosolgrößen ermöglichen allerdings durch statistische Methoden den meteorologischen Einfluss zu quantifizieren. So lassen sich etwa mittels einer Hauptkomponentenanalyse (PCA) Unterschiede in der räumlichen Aerosolverteilung finden und ein Einfluss von verschiedenen meteorologischen Größen feststellen (Bukowiecki et al., 2003). Studien von z. B. Statheropoulos et al. (1998) und Wehner und Wiedensohler (2003) finden anhand einer PCA eine Abhängigkeit zwischen Partikelkonzentrationen und Windverhältnissen. Andere Autoren stellen eine Korrelation mit der Grenzschichthöhe fest (Schäfer et al., 2006). Neben der Hauptkomponentenanalyse stellt die Clusteranalyse ein effektives Hilfsmittel dar, um den Einfluss der Meteorologie zu bestimmen. So zeigen Untersuchungen von van der Zee et al. (1998) einen signifikanten Einfluss der Windrichtung auf die Aerosolkonzentration in ländlichen und urbanen Gebieten.

Trotz großen Anstrengungen der Politik und Maßnahmen durch den Gesetzgeber können vielerorts die Partikelkonzentration nicht nachhaltig gesenkt werden. Wenn beispielsweise eine Emissionsreduzierung nicht zu einer Verbesserung der Luftqualität führt, müssen andere Ursachen für die Partikelbelastung verantwortlich sein. Wie erwähnt, darf der meteorologische Einfluss auf Aerosolverteilungen auf keinen Fall vernachlässigt werden. Aus diesem Grund wird in dieser Arbeit der Einfluss der meteorologischen Größen Windrichtung, Windgeschwindigkeit und Grenzschichtstabilität auf die Konzentrationsverteilungen der für die Luftqualität relevanten Größen Partikelanzahldichten und Stickoxidkonzentrationen im Ballungsraum Karlsruhe und seiner Umgebung untersucht. Hierfür wird der Einfluss der meteorologischen Faktoren auf die mit der AERO-TRAM erfassten Partikelverteilungen mittels einer Clusteranalyse untersucht und die Unterschiede zwischen den Klassen mit Hilfe eines Wilcoxon-Rangsummentests quantifiziert.

Die Messungen der AERO-TRAM erfolgen im Ballungsraum von Karlsruhe. Die Straßenbahn wird dabei auf unterschiedlichen Strecken des Karlsruher Verkehrsverbunds (KVV) eingesetzt. Eine Beschreibung des Messgebietes und der unterschiedlichen Strecken, an denen die räumliche Partikelverteilung untersucht wird, findet sich in Kap. 2. Der Aufbau des Messsystems AERO-TRAM wird in Kap. 2.3 vorgestellt.

Um einen einjährigen Datensatz mobiler Messungen hinsichtlich meteorologischer Einflüsse auszuwerten, müssen die Messdaten, wie bereits erwähnt, in Cluster aufgeteilt werden, die diese Faktoren berücksichtigen. Die Messungen müssen bestimmte Kriterien erfüllen, um einen Cluster repräsentieren zu können (Kap. 3.2.1). Um die räumliche Partikelverteilung zu untersuchen, werden für die gemessenen Aerosolkonzentrationen im Jahr 2010 zum einen der Median, sowie die 5%- und 95 %-Perzentilen (Kap. 3.2.2.1) und zum anderen die Jahresmittel des gleitenden Medians, sowie der gleitenden 5 %- und 95 %-Perzentilen bestimmt (Kap. 3.2.2.2). Die gleitenden Größen werden für jede einzelne Messfahrt der AERO-TRAM aus den gemessenen Partikelkonzentrationen berechnet. Das Jahresmittel der gleitenden Quantilen soll darüberhinaus zur Untersuchung der Unterschiede in der räumlichen Partikelverteilung zwischen den Clustern verwendet werden.

Da die einzelnen Messfahrten über das ganze Jahr verteilt sind, und so durch unterschiedliche Faktoren beeinflusst werden, ist ein Vergleich der absoluten Konzentrationen der Jahresmittel für unterschiedliche Cluster nicht möglich. Ein Vergleich ist allerdings über relative Jahresmittel der gemessenen Konzentrationen möglich. In Kap. 3.2.3 wird eine Methode zur Bestimmung dieser relativen Konzentrationen gezeigt, durch die die Einflüsse aufgrund verschiedener großräumiger Faktoren herausgearbeitet werden.

Um den Einfluss der verschiedenen meteorologischen Parameter auf die räumliche Partikelverteilung zu bestimmen, werden zunächst die mittleren Verhältnisse der Aerosolkonzentrationen im Messgebiet erläutert (Kap. 3.3.1 und 3.3.2). Zusätzlich werden anhand der Jahresmittel für die verschiedenen Quantilenwerte die räumliche Variabilität der Stickoxidkonzentrationen (Kap. 3.3.2) vorgestellt, da in Bereichen mit hohen NO_x -Konzentrationen eine Erhöhung der Aerosolbelastung zu erwarten ist. Die Unterschiede, die für die absoluten und relativen Jahresmittel der Partikelkonzentrationen in den verschiedenen Clustern auftreten, sind in Kap. 3.3.3 zusammengefasst.

3.1 Aerosole in der Atmosphäre

Die Atmosphäre setzt sich hauptsächlich aus einem Gemisch von Stickstoff, Sauerstoff und verschiedenen Edelgasen zusammen. Während Stickstoff und Sauerstoff mit 78 % bzw. 21 % den größten Anteil der Zusammensetzung ausmachen, können Edelgase nur in sehr geringen Konzentrationen festgestellt werden. Sie stellen zusammen mit weiteren Gasen, z. B. gasförmiger Wasserdampf, Kohlenstoffdioxid und Methan, die Gruppe der Spurengase dar und können hinsichtlich ihrer Konzentrationen eine große räumliche Variabilität aufweisen.

Einen weiteren Bestandteil stellen luftgetragene flüssige und feste Partikel dar, das sogenannte atmosphärische Aerosol. Der Begriff Aerosol beschreibt in der Regel Partikel, die in einem Trägergas suspendiert sind. Im weiteren Sinn wird die Bezeichnung Aerosol aber auch für die Partikel selbst verwendet.

3.1.1 Eigenschaften des atmosphärischen Aerosols

Die Konzentrationen von Partikeln in der Atmosphäre zeigt eine große Variabilität. Im Gegensatz zu Spurengasen, bei denen eine Bestimmung ihrer Konzentrationen ausreicht, um ihre räumliche Verteilung zu beschreiben, besitzen Aerosole noch weitere Eigenschaften (z. B. chemische Zusammensetzung, Partikeldurchmesser), die ebenfalls eine große Variation besitzen.

Um die Aerosolmenge in der Luft zu beschreiben, kann z. B. die Partikelgesamtanzahldichte verwendet werden. Diese kennzeichnet die Anzahl aller Partikel in einem Kontrollvolumen, also wie viele Partikel sich in beispielsweise 1 cm^3 Luft befinden oder auch wie „dicht“ die Partikel in diesem Volumen beieinander liegen. Die Partikelgesamtanzahldichte weist in Abhängigkeit vom Einflussgebiet große Unterschiede auf. (Tab. 3.2). Abgesehen von der Partikelanzahldichte existieren noch weitere Maße wie die Massen- ($\mu\text{g cm}^{-3}$), Volumen- ($\mu\text{m}^3 \text{ cm}^{-3}$) oder Oberflächendichte ($\mu\text{m}^2 \text{ cm}^{-3}$) zur Beschreibung der Aerosolmenge in der Luft.

Obwohl Anzahldichten eine erste Differenzierung der Konzentrationsunterschiede von verschiedenen Gebieten ermöglichen, kann das atmosphärische Aerosol aufgrund seiner weiteren Eigenschaften noch weiter charakterisiert werden. Eine Eigenschaft nach denen luftgetragene Partikel klassifiziert werden können, ist der Aerosoldurchmesser. Aerosole weisen ein breites Spektrum von Partikeldurchmessern auf, von wenigen nm (10^{-9} m) bis hin zu Radien von mehreren μm (10^{-6} m). In Abb. 3.1 ist eine beispielhafte Größenverteilung der Partikelanzahldichten dar-

Tabelle 3.2: Mittlere Partikelanzahldichten für Aerosole unterschiedlichen Ursprungs (nach Seinfeld und Pandis, 2009).

Ursprung	Partikelanzahldichte in cm^{-3}
städtisch	$10^5 - 4 \cdot 10^6$
ländlich	2.000 – 10.000
maritim	100 – 400
kontinental	50 – 10.000

gestellt. Die Fläche, die von der Größenverteilung eingeschlossen wird, entspricht der Partikelgesamtdichte. Allerdings kann sich bei gleicher Anzahldichte die Form zweier Anzahlgrößenverteilungen stark unterscheiden, da die Größe von Aerosolpartikel durch eine Vielzahl von Prozessen beeinflusst wird. Analog zur Partikelkonzentration können Größenverteilungen ebenso mit der Partikelmasse, der –oberfläche oder dem –volumen beschrieben werden. Aerosolpartikel können Junge (1952) zufolge nach ihrer Größe in drei Teilbereiche eingeteilt werden:

- der Aitkenpartikelbereich von $0,01 \mu\text{m} - 0,1 \mu\text{m}$ Durchmesser,
- der Großpartikelbereich von $0,1 \mu\text{m} - 1 \mu\text{m}$ Durchmesser und
- der Riesenpartikelbereich größer als $1 \mu\text{m}$ Durchmesser.

Neben diesen Bezeichnungen werden häufig die Definitionen Nukleationspartikel, Akkumulationspartikel und Groß- oder manchmal auch „Coarse-“partikel von Whitby und Sverdrup (1980) für die Größenklassen benutzt. Aus Sicht der Luftqualität oder der Gesetzgebung haben sich allerdings andere Begriffe durchgesetzt. So werden Aerosole mit einem Durchmesser unter $0,1 \mu\text{m}$ als ultrafeine Partikel, unter $1 \mu\text{m}$ als feine Partikel, unter $2,5 \mu\text{m}$ als Feinststaub und unter $10 \mu\text{m}$ als Feinstaub bezeichnet. Der Durchmesserbereich zwischen $2,5 \mu\text{m}$ und $10 \mu\text{m}$ wird manchmal auch Grobstaub genannt. Die gesetzliche Feinst- und Feinstaubüberwachung findet durch Messungen der spezifischen Massendichten statt ($PM_{2.5}$ und PM_{10}).

Ein weiteres, sehr variables Merkmal atmosphärischer Aerosolpartikel ist die chemische Zusammensetzung. Aerosole setzen sich aus einer Vielzahl von chemischen Komponenten zusammen. In Abb. 3.2 sind für unterschiedliche Gebiete die typischen chemischen Zusammensetzungen für Feinststaub und Grobstaub dargestellt. Im Feinststaubbereich dominieren vor allem sekundäre Aerosolmassenanteile, wie Sulfate, Nitrate und Ammonium, aus gasförmigen Vorläufersubstanzen. Diese machen ca. 40 % der Masse von Aerosol mit einem Durchmesser unter $2,5 \mu\text{m}$ aus. In diesem Größenbereich ordnen sich auch die direkt emittierten Rußpartikel ein, wobei die Partikeldurchmesser von emittierten Ruß zum Großteil zwischen 60 nm und 150 nm liegt. Neben Ruß

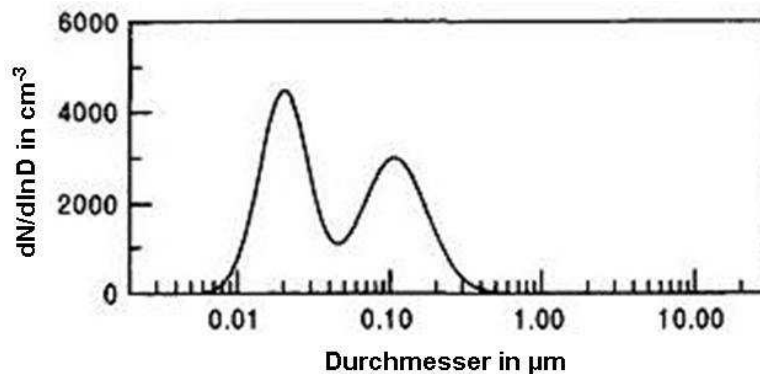


Abbildung 3.1: Beispiel für Anzahlgrößenverteilung von atmosphärischen Partikeln (Seinfeld und Pandis, 2009).

tragen außerdem weitere primäre und sekundäre chemische Bestandteile aus unterschiedlichsten Kohlenstoffverbindungen („POA“ und „SOA“) in nicht unerheblichen Maße zur Feinststaubmasse bei (z. B. 40 % in Straßennähe).

Der Hauptanteil von Grobstaub formt sich in erster Linie aus Seesalz und Mineralstaub. Daneben findet sich auch biogenes Material wie Pollen, Pilzsporen und Bakterien. Grobstaubpartikel gelangen in erster Linie als primäres Aerosol in die Atmosphäre und setzen sich hinsichtlich Seesalz und Mineralstaub aus Chlor und Natrium bzw. aus Erdkrustenelementen (z. B. Eisen, Silizium, Aluminium) zusammen.

Schließlich unterscheiden sich Partikel in ihren physikalischen und chemischen Eigenschaften. Beispielsweise tritt eine Wechselwirkung zwischen partikelförmige Luftbeimengungen und Strahlung auf. Dabei können Partikel Strahlung absorbieren (z. B. Rußpartikel) und/oder auch Strahlung streuen (z.B. Ammoniumsulfatpartikel).

Durch die große Anzahl von Eigenschaften stellt die Messung von atmosphärischen Aerosol im Gegensatz zu Gasen eine weit größere Herausforderung dar. Bei Gasen reicht wie erwähnt eine Bestimmung der Konzentration aus. Für eine vollständige Charakterisierung des atmosphärischen Aerosols müssen also wie gezeigt eine Reihe verschiedener Parameter, wie die Anzahlkonzentration, die Massenkonzentration, die Partikelgröße und die chemische Zusammensetzung bestimmt werden. Um luftgetragene Partikel genau zu beschreiben, müsste jede dieser Eigenschaften bestimmt werden. Als besonders schwierig bei der Bestimmung der Eigenschaften des atmosphärischen Aerosols erweist sich die Tatsache, dass jede spezifische Eigenschaft eine große Variabilität,

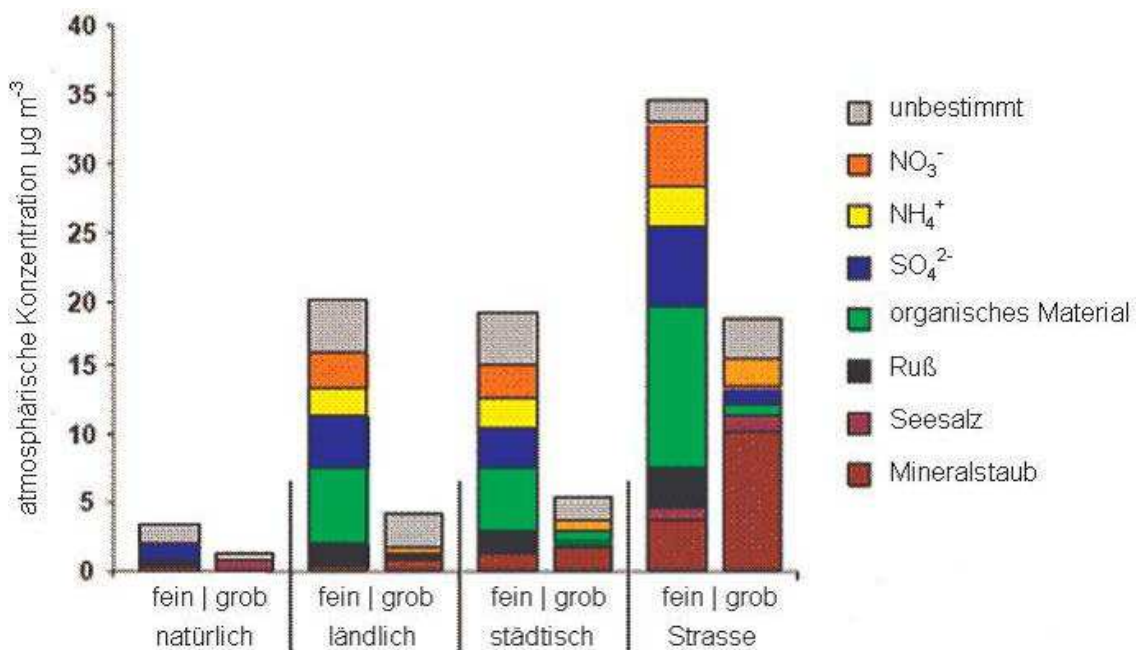


Abbildung 3.2: Massenkonzentrationen und chemische Zusammensetzung von feinen (PM_{25}) und groben ($PM_{10} - PM_{2.5}$) Aerosolpartikel in verschiedenen Gebieten (Rinke, 2008).

verursacht durch eine Vielzahl von Quellen und Transformationsprozessen, aufweist.

3.1.2 Der Einfluss von Aerosolen auf Klima, Wetter und Gesundheit

Luftgetragene Partikel stehen mit der Atmosphäre in Wechselwirkung. Ein Beispiel hierfür ist die Modifikation des Strahlungshaushaltes der Erdatmosphäre durch die Partikel. Sie können zum einen absorbierend wirken (Ruß), zum anderen aber auch streuen und so klimabeeinflussend wirken. Die Stärke dieses Einflusses ist jedoch, nach dem heutigen Stand des Wissens, mit großen Unsicherheiten verknüpft, wird aber mit großen Interesse von Wissenschaft und Politik verfolgt (IPCC, 2007). Neben der Bedeutung für den Strahlungshaushalt spielen Aerosole eine wichtige Rolle in der Wolkenbildung. Partikel dienen in der Atmosphäre als Kondensationskeime und ermöglichen so durch heterogene Kondensation erst eine Entstehung von Wasser- oder Eisparkeln. Durch den Einfluss auf die Wolkenbildung beeinflusst das Aerosol auch auf dieser Ebene das Klima, da die Wolken ebenfalls auf den Strahlungshaushalt einwirken.

Abgesehen von der Auswirkung von Partikeln auf Klima und Wetter haben Aerosole auch Auswirkungen auf den Menschen selber. Die langfristige Exposition des Menschen gegenüber partikelförmigen Luftbeimengungen, insbesondere das Einatmen, kann zu unterschiedlichen Beeinträchtigungen und Erkrankungen führen. Allgemein bekannt sind allergische Reaktionen auf Pollen. In den letzten Jahren nahm jedoch auch die Öffentlichkeit das anthropogen beeinflusste Aerosol unter der Bezeichnung Feinstaub in den Blickpunkt. Insbesondere die Partikelemissionen des Straßenverkehrs stehen in Verdacht die Mortalitäts- und Morbiditätsrate zu erhöhen (Künzli et al., 2000). Aus diesem Grund wird z. B. durch Umweltzonen versucht die Partikelkonzentrationen in belasteten Gebieten zu senken. Aus Sicht der Gesundheit ist neben der Aerosolkonzentration die Partikelgröße von Bedeutung, da die Aerosolpartikel in Abhängigkeit von ihrem Durchmesser unterschiedlich weit in den Atemtrakt gelangen können (Abb. 3.3). Partikel mit einem Durchmesser zwischen $d_p > 3,0 \mu m$ und $d_p > 10 \mu m$ können nur in den oberen Teil des Atemtrakts gelangen, aber dort beispielsweise Reizungen und Irritationen hervorrufen. Unterhalb eines Durchmessers

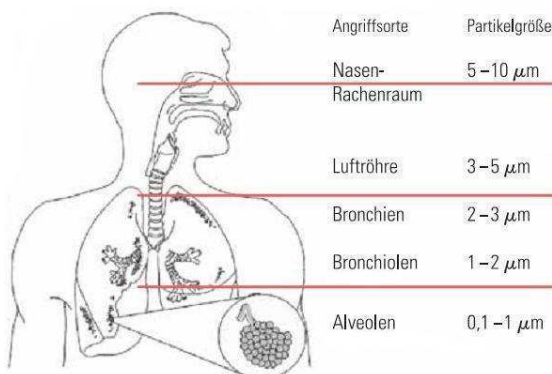


Abbildung 3.3: Lungengängigkeit von Aerosolen in Abhängigkeit verschiedener Durchmesser (StMUGV, 2007).

von $d_p > 3,0 \mu m$ sind Partikel allerdings lungengängig und begünstigen beispielsweise Asthmaerkrankungen (Brunekreef und Holgate, 2002). Sehr kleine Aerosolpartikel ($d_p < 1,0 \mu m$), durchdringen die Alveolen und können so in den Blutkreislauf gelangen. Aufgrund der unterschiedlichen Lungengängigkeit der Aerosole in Abhängigkeit des Partikeldurchmessers definiert der Gesetzgeber als Kenngrößen für die Luftqualität die Partikelmasse für die Partikeldurchmesser unter $10 \mu m$ (PM_{10}) und unter $2,5 \mu m$ ($PM_{2.5}$) ein. Neben Studien die einen Einfluss der Partikelmasse auf den menschlichen Organismus zeigen, ergeben allerdings Untersuchungen z. B. Katsouyanni (2003), dass neben der Partikelmasse auch die Partikelanzahldichte (N_{tot}) eine wichtige Rolle für die Gesundheit spielt. Da die Partikelanzahl mit abnehmendem Partikeldurchmesser zunimmt und der Anteil kleiner Partikel trotz ihrer hohen Anzahl nur zu einem geringen Teil zu den Gesamtpartikelmassen beitragen, stellt sich die Frage, ob nicht die Partikelanzahldichte das bessere Maß für die Beurteilung der Luftqualität darstellt.

3.1.3 Aerosolquellen

Partikel können durch vielfältige Prozesse in die Atmosphäre gelangen und werden in primäres und sekundäres Aerosol unterschieden. Primäre Aerosole werden durch verschiedene Quellen direkt in die Atmosphäre eingebracht. Im Gegensatz dazu entstehen sekundäre Partikel aus unterschiedlichen gasförmigen Vorgängersubstanzen. Die Ursprünge von Aerosolpartikeln, aber auch deren Vorgängersubstanzen, teilen sich in natürliche und anthropogene Quellen auf.

Natürliches Aerosolmaterial wird durch mehrere Quellprozesse in die Atmosphäre eingetragen. Ein Beispiel für primäres Aerosol sind durch Wind verursachte Mineralstaub- und Seesalzemissionen. Bodennahe Luftströmungen wirbeln in Wüsten feinkörnige Sandkörner und Staub auf. Das aufgewirbelte Material kann durch Suspension in die Luft übergehen und durch äolischen Transport in andere Gebiete gelangen. Beispielsweise erreicht durch Staubstürme aufgewirbeltes Material aus den Wüsten Afrikas regelmäßig Europa. Natürliche Aerosolpartikel maritimen Ursprungs werden auf ähnliche Weise in die Atmosphäre eingebracht, wobei hier nicht das Seesalz selbst durch den Wind aufgewirbelt wird, sondern durch kleine Wasserbläschen, die sich von der winderzeugten Gischt des Meerwassers ablösen, verdunsten und so das Salz in die Luft emittieren. Eine weitere Aerosolquelle sind biogene Emissionen. Insbesondere ausgedehnte Flächen, wie Waldgebiete oder -regionen, emittieren Pollen und Sporen als primäre Partikel, aber auch flüchtige organische Verbindungen (VOCs), die einen Teil der Vorgängersubstanzen von sekundären Aerosolen darstellen. Bei Waldbränden und anderen großräumigen, natürlichen Bränden gelangen ebenfalls direkt emittierte Partikel, vor allem Ruß, und verschiedene gasförmige Vorgängersubstanzen in die Luft. Auch Vulkane stellen eine wichtige natürliche Partikelquelle dar, wenn sie auch unregelmäßig und selten aktiv sind. Bei Ausbruch, wie 2010 des Eyjafjallajökull, bringen sie große Mengen von Staub und Ruß in die Atmosphäre ein und können weitreichende Auswirkungen haben (z. B. wirtschaftliche Auswirkungen durch Beeinträchtigung des Luftverkehrs). Außerdem emittieren sie Schwefeldioxid, das eine wichtige Vorgängersubstanz von sekundären Aerosolpartikeln ist.

Aerosol anthropogenen Ursprungs setzt sich ebenfalls aus einer Vielzahl von Bestandteilen aus

unterschiedlichen Quellen zusammen. Durch die Vielzahl unterschiedlicher Quellen und deren Veränderlichkeit variiert die Zusammensetzung des anthropogen beeinflussten Aerosols sowohl räumlich wie auch zeitlich in großem Maße (Schäfer et al., 2011).

Anthropogene Aerosolpartikel können durch verschiedene Prozesse in die Atmosphäre eingebracht werden. Ein Teil der luftgetragenen Beimengungen wird direkt emittiert. Einerseits werden Stäube in der Landwirtschaft sowie von Straßen aufgewirbelt, wobei diese Partikel einen eher großen Durchmesser besitzen. Feineres Material entsteht vor allem durch Verbrennungsprozesse in Form von Ruß, Metalloxiden und verschiedenen organischen Verbindungen (aromatische Kohlenwasserstoffe, PAKs). Der Aerosolpartikelaustritt von Industrie- und Heizanlagen kann durch Filtertechniken und Optimierung des Verbrennungsprozesses minimiert werden, wobei in den letzten Jahren ein Anstieg der Staubemissionen durch Zunahme der Holzfeuerung in Privathaushalten beobachtet werden konnte (LUBW, 2009). Demgegenüber trägt der Straßenverkehr am meisten zum Anteil der durch Verbrennungsprozesse verursachten primären Aerosols in urbanen Gebieten bei.

Neben den primären Aerosolen setzt der Mensch durch seine Aktivitäten eine Reihe von Gasen frei, die zu einer Partikelbildung führen können. Industrie und Straßenverkehr emittieren Stoffe wie beispielsweise Schwefeldioxid und Stickstoffdioxid. Diese Gase können unter bestimmten Voraussetzungen Partikel bilden. Die Verwendung von nitrathaltigen Düngern führt zur Freisetzung von Ammoniak durch die Landwirtschaft, der ebenso zu atmosphärischen Partikeln führen kann. Weitere sekundäre Partikel können aus unterschiedlichsten organischen (SOAs) und halogenhaltigen Verbindungen mit einer vielfältigen Chemie entstehen.

3.1.4 Aerosolprozesse

Luftgetragene Partikel sind während ihrer Verweildauer in der Atmosphäre vielfältigen Prozessen ausgesetzt, die zu einer Veränderung ihrer physikalisch und chemisch Eigenschaften führen. Ein vereinfachtes Schema der Mechanismen ist in Abb. 3.4 dargestellt.

Am Beginn der Verweilzeit steht die Partikelentstehung. Sekundäres Aerosol entsteht aus der Gasphase von Vorgängersubstanzen. Bei hohen Konzentrationen dieser Stoffe und einer niedrigen, bereits vorhandenen Aerosolmenge in der Luft können durch Nukleation neue Partikel gebildet werden. Partikel, die durch diesen Mechanismus entstehen, haben den kleinsten, feststellbaren Partikeldurchmesser (unter 10 nm). Das direkt emittierte primäre Aerosol hat im Gegensatz zu sekundären Partikeln bei Freisetzung in die Atmosphäre in der Regel einen größeren Durchmesser. Der Nukleationsmechanismus besteht aus mehreren Teilprozessen. Anfangs lagern sich durch homogene Reaktionen einzelne Moleküle zu größeren Clustern zusammen. Die Molekülcluster sind zunächst instabil und einzelne Moleküle können den Verbund wieder verlassen. Erst wenn der Cluster eine bestimmte Größe überschreitet, den sogenannten kritischen Durchmesser oder auch Kelvin-Durchmesser, kann der Cluster als stabil betrachtet und als Aerosolpartikel angesehen werden. Ein Beispiel für Partikelneubildung ist die Entstehung von Aerosol aus Schwefeldioxid. SO_2 bildet durch Reaktion mit Hydroxyl-Radikalen gasförmige Schwefelsäure (H_2SO_4). Durch Nukleation können aus H_2SO_4 Sulfatpartikel entstehen.

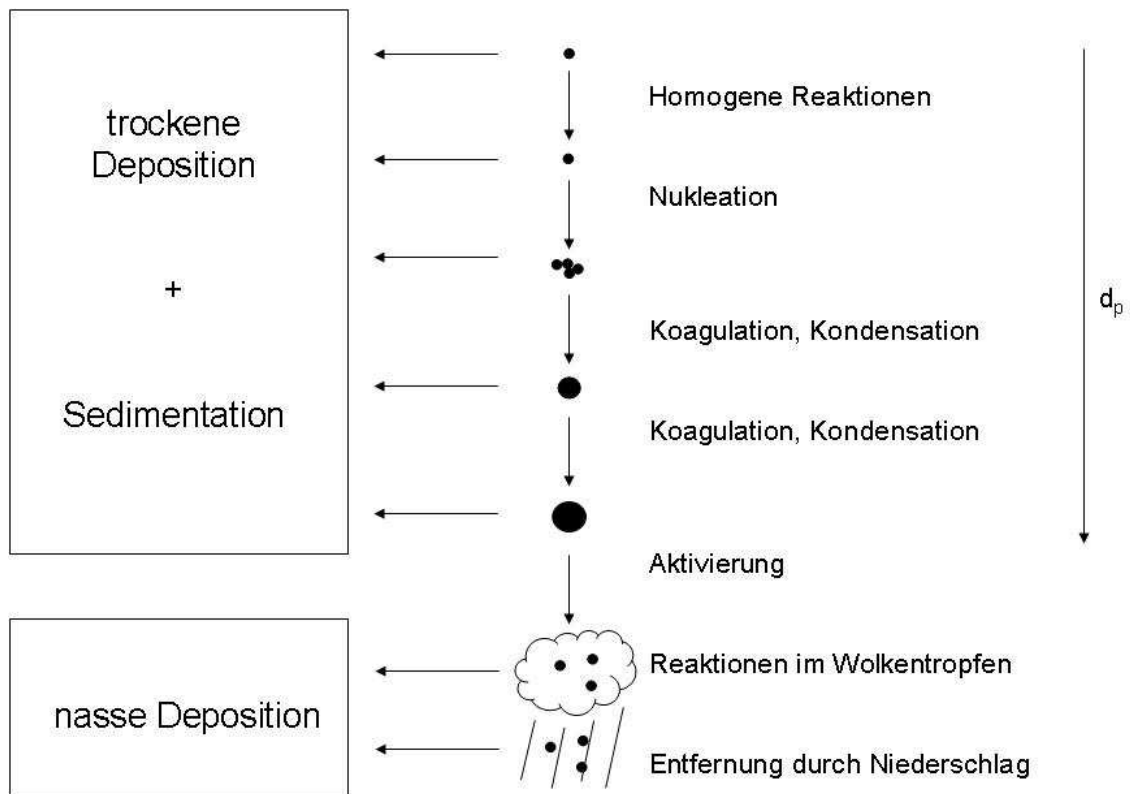


Abbildung 3.4: Schematische Zusammenfassung der Alterungsprozesse des atmosphärischen Aerosols.

An den neugebildeten Partikeln kondensieren nun weitere gasförmige Substanzen und das Partikel wächst an. Das Partikelwachstum wird auch als Alterung des Aerosols bezeichnet. Die Koagulation ist ein weiterer Prozess, der zur Vergrößerung des Partikeldurchmessers führt und gleichzeitig mit der Kondensation vonstatten geht. Bei der Koagulation stoßen schon existierende Partikel zusammen und ballen sich zusammen. Bei diesem Prozess nimmt der Durchmesser der Aerosolpartikel zu, die Partikelanzahl nimmt aber ab.

Während des Alterns von Aerosolen bilden sich externe und interne Mischungen des Aerosols aus. Eine externe Mischung liegt vor, wenn jedes einzelne Partikel im gesamten Aerosol aus nur einer Substanz besteht. In internen Mischungen hingegen setzen sich die Partikel aus verschiedenen Stoffen zusammen. Beispielsweise lagern sich an Rußpartikel andere Substanzen an und können sie sogar vollständig umschließen. Die Zusammensetzung des atmosphärischen Aerosols ist eine Kombination dieser zwei Mischungsmöglichkeiten. Wenn es nun bei der Kondensation oder Koagulation zu einer Anlagerung von anderen Substanzen an einem Partikel kommt, führt dies zu einer Änderung der chemischen Zusammensetzung des Aerosolpartikels und modifiziert so die chemischen und physikalischen Eigenschaften.

Depositionsprozesse stehen am Ende der Verweildauer der Aerosolpartikel. Wenn Partikel während ihrer Verweildauer nicht mit Wasser wechselwirken und aus der Atmosphäre entfernt werden,

spricht man von trockener Deposition. Adsorption und Diffusion an Oberflächen von Aerosolen mit kleinen Durchmessern (Aitkenpartikel) führt zu einer Verringerung der Partikel. Eine weitere Aerosolsenke ist das Sedimentieren von Partikeln aufgrund der Gravitation. Sedimentation durch die Schwerkraft ist besonders für Großpartikel effektiv (Seinfeld und Pandis, 2009). Für Aerosole im Akkumulationsbereich spielt die trockene Deposition eine eher untergeordnete Rolle. Daneben ist auch die Effektivität von Wachstumsprozessen in diesem Größenbereich stark eingeschränkt. Akkumulationspartikel, aber auch Aerosole mit Partikeldurchmessern aus anderen Größenbereichen, wechselwirken mit Wasser. Aerosole können aktiviert werden, wenn sie in ihrer Größe und chemischen Eigenschaften als Kondensationskeim geeignet sind, an dem übersättigter Wasserdampf kondensieren kann. Das Aerosolpartikel kann dabei in dem Wasser in Lösung übergehen, wodurch es zu Änderung der chemischen Eigenschaften kommen kann. Atmosphärische Aerosole spielen eine wichtige Rolle als Kondensationskeime für Wasser und damit für die Wolkenbildung. Durch weiteres Anlagern von Wasser an den aktivierten Partikeln und durch Zusammenstoßen von Tropfen, wachsen die Partikel bzw. die Wassertropfen weiter an, bis sie groß genug sind, um als Niederschlag auszufallen. Die darin enthaltenen Aerosolpartikel werden dadurch aus der Atmosphäre entfernt. Während des Niederschlagsereignisses können weitere Aerosolpartikel mit den Tropfen kollidieren und so ebenfalls aus der Atmosphäre gewaschen werden. Diese Prozesse, die zu einer Entfernung von Aerosol durch Wasser führen, werden auch nasse Deposition genannt.

3.1.5 Transport von partikelförmigen Luftbeimengungen

Neben primären Emissionen von Aerosolen aus Einzelquellen, der Partikelneubildung aus gasförmigen Vorgängersubstanzen und den Depositionsmechanismen beeinflussen verschiedene meteorologische Faktoren die räumlichen Konzentrationsverteilungen atmosphärischer Luftbeimengungen während ihrer Verweildauer. Vor allem prägen Transportvorgänge die räumliche Aerosolvariabilität.

3.1.5.1 Horizontaler Transport

Groß- und kleinräumigen Windströmungen verursachen eine horizontale Ausbreitung von Aerosolen, sind aber auch im geringen Maße für den vertikalen Transport verantwortlich. Die horizontale Ausbreitung kann mit Hilfe der zeitlichen Änderung der Partikelkonzentration an einem Ort durch die Diffusionsgleichung unter Vernachlässigung der molekularen Diffusion folgenderweise beschrieben werden:

$$\frac{\partial \bar{\rho}}{\partial t} + \underbrace{\bar{u}_k}_{\textcircled{1}} \cdot \frac{\partial \bar{\rho}}{\partial x_k} = - \frac{\partial}{\partial x_k} \underbrace{\overline{u'_k \cdot \rho'}}_{\textcircled{2}} + \underbrace{\bar{S}}_{\textcircled{3}} + \underbrace{\bar{E}}_{\textcircled{4}}. \quad (3.1)$$

Die örtliche Partikelbelastung $\bar{\rho}$ ändert sich nach der Zeit t durch die $\textcircled{1}$ Advektion mit dem Grundstrom \bar{u}_k , $\textcircled{2}$ turbulente Diffusion, $\textcircled{3}$ Flüsse durch chemische Umwandlungsprozesse und $\textcircled{4}$ Flüsse aufgrund von Emissionen. Die Strichgrößen u'_k und ρ' der turbulenten Diffusion beschreiben die Fluktuationen der Windgeschwindigkeit bzw. der Partikelkonzentration durch die Turbulenz. Mit

Hilfe des Gradientansatzes

$$\overline{u'_k \cdot \rho'} = -K_k \cdot \frac{\partial \bar{\rho}}{\partial x_k}, \quad (3.2)$$

ergibt sich Gl. 3.1 zu

$$\frac{\partial \bar{\rho}}{\partial t} + \bar{u}_k \cdot \frac{\partial \bar{\rho}}{\partial x_k} = \frac{\partial}{\partial x_k} \left(K_k \cdot \frac{\partial \bar{\rho}}{\partial x_k} \right) + \bar{S} + \bar{E}. \quad (3.3)$$

mit dem Diffusionskoeffizienten K_k . Die lokale Luftqualität wird also zum einen durch die Emissionen und chemischen Prozesse vor Ort geprägt, aber auch durch die Advektion von Schadstoffen durch lokale und großräumige Strömungen. Die Advektion stellt einen Transportvorgang dar. Die turbulente Diffusion beschreibt die Verdünnung durch Turbulenz in der Atmosphäre, wobei die Stärke der Turbulenz von der thermischen Schichtung der Atmosphäre und der Intensität der Windscherung abhängt.

3.1.5.2 Vertikaler Transport

Im untersten Teil der Troposphäre wird ebenfalls Turbulenz erzeugt. Hier allerdings durch Reibung und Konvektion. Darüber schließt sich die freie Atmosphäre an, die reibungsunbeeinflusst ist. Der durch Reibung beeinflusste untere Teil der Troposphäre wird atmosphärische Grenzschicht genannt. In dieser Schicht kann die Stärke der Turbulenz unter anderem durch die thermische Schichtung oder Stabilität beschrieben werden. Dabei können drei Fälle unterschieden werden:

1. potentielle Temperaturabnahme der Höhe — $\partial\theta/\partial z < 0$: labile Schichtung;
2. potentielle Temperaturzunahme mit der Höhe — $\partial\theta/\partial z > 0$: stabile Schichtung;
3. keine Änderung von θ mit der Höhe — $\partial\theta/\partial z = 0$: neutrale Schichtung,

wobei θ die potentielle Temperatur darstellt.

Die Höhe der Grenzschicht ist unter anderem abhängig von der thermischen Stabilität. Tagsüber, bedingt durch die Sonneneinstrahlung und der Erwärmung der bodennahen Luftschichten, erreicht die Grenzschicht ihre größte Ausdehnung und ist von starker Turbulenz geprägt. Damit geht eine gute Durchmischung der Grenzschicht einher, verbunden mit einer Verstärkung der Labilität in dieser Schicht. Demgegenüber senkt sich die Grenzschicht aufgrund der nächtlichen Auskühlung ab, die Turbulenz und Durchmischung schwächt sich ab und eine stabile Schichtung stellt sich ein.

Um die Stabilität der Grenzschicht exakt zu beschreiben, ist also die Kenntnis des Vertikalprofils der potentiellen Temperatur notwendig. Da die Bestimmung des vertikalen Temperaturprofils nicht immer möglich ist, wurden empirische Ansätze zur Bestimmung der thermischen Schichtung entwickelt. Diese basieren beispielsweise auf Temperatur- und Windmessungen in verschiedenen Höhen (Bulk-Richardsonzahl), Bestimmung der Wind- und Temperaturfluktuationen (Monin-Obukhov-Länge) oder einer Kombination beider (Fluss-Richardsonzahl). Die von

Pasquill (1961) entwickelte Methode zur Bestimmung der thermischen Schichtung beruht auf Messungen der bodennahen Windgeschwindigkeit und der Intensität der Sonneneinstrahlung am Tag bzw. dem Wolkenbedeckungsgrad in der Nacht (Tab. 3.3).

Die thermische Stabilität ist insofern ein wichtiger Faktor für Aerosolkonzentrationen, da durch die Intensität der Turbulenz die Durchmischung der Luft und den darin befindlichen Aerosolpartikeln bestimmt wird. In der Grenzschicht emittierte und produzierte Aerosole sammeln sich wegen der Temperaturinversion zwischen Grenzschicht und freier Atmosphäre in der Grenzschicht an. Da die Grenzschichthöhe von der Schichtungsstabilität abhängt, ist die effektive Ausbreitungshöhe von ihrer Ausdehnung abhängig. Bei sehr niedriger Grenzschichthöhe, wie sie beispielsweise häufig im Winter aufgrund von bodennahen Temperaturinversionen auftritt, können sich Luftschadstoffe in der Grenzschicht ansammeln und so zu einer starken Erhöhung der Partikelkonzentrationen führen (z. B. LUBW, 2006). Neben der vertikalen Ausbreitung beeinflusst die Stabilität ebenso die horizontale Ausbreitung. Eine stark durchmischte Grenzschicht führt zu einer eher flächenartigen Ausbreitung von Luftbeimengungen bei gleichzeitiger Verdünnung. Im Gegensatz dazu breiten sich Emissionen von ihrem Quellort bei einer stabil geschichteten Atmosphäre linienhaft aus, wobei sich die Schadstoffe entlang der Ausbreitungslinie konzentrieren.

3.1.6 Ein Modell zur Beschreibung der punktuellen Quellzuordnung

Im Mittel können die Gebietsursprünge der Aerosolimmissionen im urbanen Raum näherungsweise mit einem idealisierten Modell nach Lenschow et al. (2001) beschrieben werden. In Abb. 3.5 ist die Zusammensetzung der Aerosolkonzentration eines Stadtgebiets und seiner Umgebung schematisch zusammengefasst. Die Konzentrationshöhe des Partikelhintergrunds in der ländlichen, quellarmen Umgebung einer Stadt wird lediglich durch die regionalen Hintergrundkonzentrationen

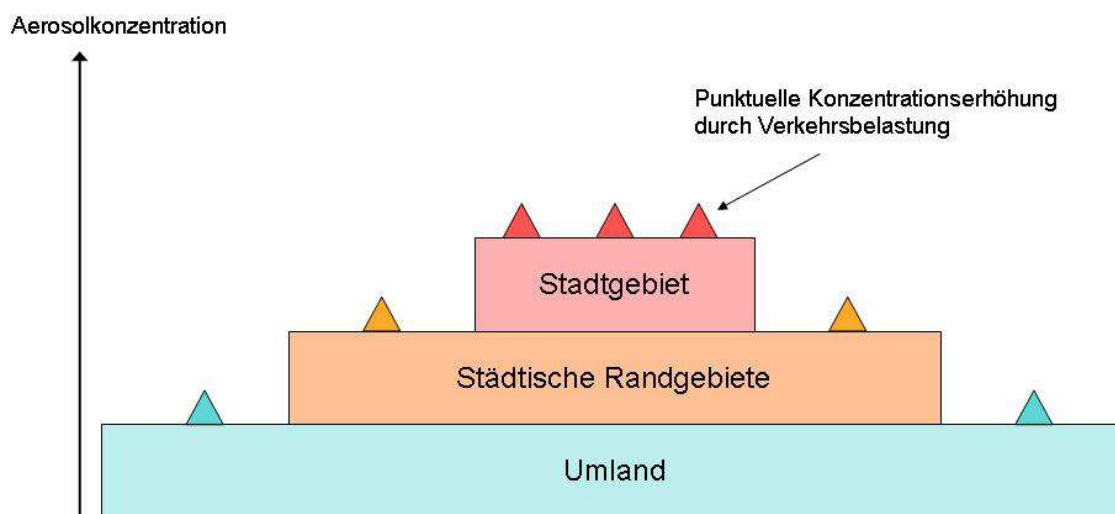


Abbildung 3.5: Schematische Darstellung der Partikelkonzentrationen im urbanen Raum (nach Lenschow et al., 2001).

Tabelle 3.3: Stabilitätsklassen bezüglich Windgeschwindigkeit, Bedeckung und Tageszeit (nach Pasquill und Smith, 1983)

Windgeschwindigkeit in 10 m über Grund in m/s	Stärke der solaren Einstrahlung am Tag			nächtliche Situation	
	Stärke der solaren Einstrahlung am Tag			dünne Wolkendecke oder	Bedeckungsgrad
	stark	mäßig	gering	Bedeckungsgrad $\geq 12,5\%$	Bedeckungsgrad $\leq 37,5\%$
< 2	A	A	B		
2	A-B	B	C	E	F
4	B	B-C	C	D	E
6	C	C-D	D	D	D
> 6	C	D	D	D	D

A: stark labile Schichtung D: neutrale Schichtung^a

B: mäßig labile Schichtung E: schwach stabile Schichtung

C: schwach labile Schichtung D: mäßig stabile Schichtung

^aauch gültig für stark bewölkte Bedingungen nachts oder tagsüber

nen und den Ferntransport von Partikeln charakterisiert und steigt an einigen verkehrsbelasteten Punkten an. Im Übergang zum Stadtgebiet führt die Modifikation der Hintergrundkonzentration durch die Zunahme von Emissionsquellen im vorstädtischen Raum zu einer Erhöhung der Aerosolkonzentration und beeinflusst so den vorstädtischen Partikelhintergrund. Die höchste Partikelkonzentration ist innerhalb der Stadt anzutreffen, da hier die Dichte von Emissionsquellen am höchsten ist. Die Hintergrundkonzentration des städtischen Aerosol setzt sich aus dem ländlichen Hintergrund, Aerosolen aus Emissionen in den Stadtrandgebieten und in der Stadt freigesetzten Partikeln zusammen. Wie im Umland kommt es im gesamten Einzugsgebiet einer Stadt ebenfalls zu einer stellenweisen Erhöhung der Partikelkonzentrationen an stark verkehrsbeeinflussten Punkten. Dieses Modell beruht allerdings auf der Annahme, dass zwischen den verschiedenen Gebieten keine weitere Quellen, wie z. B. Kraftwerke oder ähnliches, existieren.

3.2 Angewandte Methoden zur Datenauswertung

Die Analyse der Partikelanzahldichten und NO_x -Konzentrationen stellt aufgrund mehrerer Faktoren eine große Herausforderung dar. Die hohe räumliche zeitliche Auflösung, mit der die Daten erfasst werden, produziert einen überaus umfangreichen und komplexen Datensatz mit Einzelmessungen, die darüber hinaus auch noch eine hohe räumliche Variabilität besitzen. Da die Auswertung der Daten statistisch für bestimmte Strecken und Linien erfolgen soll, wurde zunächst eine Sortierung und Reduzierung des Datensatzes vorgenommen.

Als erster Punkt ist die große Anzahl von möglichen Strecken auf den zwei Linien zu nennen. Neben planmäßigen Strecken treten gelegentlich Fahrten zu Betriebshöfen auf. Da die statistische Datenauswertung auf Strecken erfolgen soll, die besonders häufig abgefahren werden, erfolgt eine Entfernung der Betriebshoffahrten aus dem gesamten Datensatz. Dies ist durch die aufgezeichneten GPS-Daten möglich. Die Koordinaten der Straßenbahn werden mit den Koordinaten der Wendeschleifen und Betriebshöfen verglichen. Wenn nun eine Einzelfahrt an einer Wendeschleife startet und an einem Betriebshof endet, oder umgekehrt, wird diese Fahrt aus dem Datensatz aussortiert. Messungen während des Stillstands der Straßenbahn werden ebenfalls vernachlässigt. Dies wird über die, von den GPS-Daten abgeleiteten, Fahrtgeschwindigkeit realisiert. Dies hat den Hintergrund, dass z. B. die Bahn nur an Haltestellen hält. Dort öffnen sich die Türen und angesammelte Luftschadstoffe aus dem Innenraum der Straßenbahn entweichen. Dabei kann es zu einer Verfälschung der Messergebnisse kommen. Ebenso können längere Aufenthalte vor Kreuzungsbereichen zu einer Messverfälschung führen. Wenn in diesen Bereichen die Strecke für die Straßenbahn nicht freigegeben ist und Straßenfahrzeuge ebenfalls an Ampeln stehen, können die Emissionen der Fahrzeuge direkt von den Einlasssystemen der AERO-TRAM erfasst werden.

Der so reduzierte Datensatz nur noch Messdaten aus regulären Einzelfahrten und wenn die Straßenbahn in Bewegung ist. Für jede Einzelfahrt werden nun für die modifizierten Zeitreihen der gleitende Median $\tilde{c}_{.50}$, sowie die gleitenden 5%- und 95%-Perzentilen $\tilde{c}_{.05}$ bzw. $\tilde{c}_{.95}$ der Konzentrationen berechnet. Diese Maßzahlen können auch als Quantilen bzw. in diesem Fall als gleitende Quantilen bezeichnet werden. Da der reduzierte Datensatz aufgrund der Entfernung der Messungen während des Stillstands der Straßenbahn Zeitlücken und damit keine zeitliche Stetigkeit aufweist, ist eine Bestimmung dieser gleitenden Größen über ein Zeitintervall Δt wie beispielsweise 60 s nicht möglich. Anstelle der gleitenden Perzentilen über eine Minute wird ein Datenpunktintervall Δn von 60 Datenpunkten oder Messpunkten gewählt. Die Bestimmung erfolgt zentriert, d. h. es werden 30 Datenpunkte vor dem aktuellen Messpunkt $c(n_x)$ der Zeitreihe einer Einzelfahrt ($n_x - \Delta n/2$) und 29 Datenpunkte danach benötigt ($n_x + \Delta n/2 - 1$), um die gleitenden Größen zu bestimmen (Abb. 3.6). Die Konzentrationswerte dieser 60 Messpunkte

$$(c_1(n_x, \Delta n), \dots, c_{60}(n_x, \Delta n)) \quad (3.4)$$

werden in Rangfolge gebracht, d. h. ihrer Größe nach geordnet:

$$(c_1^*(n_x, \Delta n), \dots, c_{60}^*(n_x, \Delta n)). \quad (3.5)$$

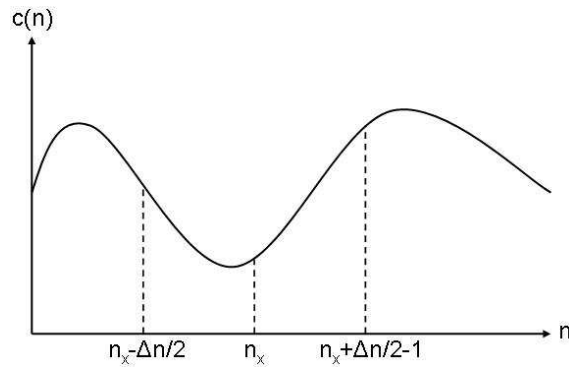


Abbildung 3.6: Intervallgröße zur Bestimmung der gleitenden Quantilen.

Aus den so geordneten Messwerten können die gleitenden Quantilen mit folgenden Rechenvorschriften bestimmt werden:

$$\tilde{c}_{.50}(n_x, \Delta n) = \frac{1}{2} \left(c_{0,5 \cdot 60}^*(n_x, \Delta n) + c_{0,5 \cdot 60 + 1}^*(n_x, \Delta n) \right), \quad (3.6)$$

$$\tilde{c}_{.05}(n_x, \Delta n) = \frac{1}{2} \left(c_{0,05 \cdot 60}^*(n_x, \Delta n) + c_{0,05 \cdot 60 + 1}^*(n_x, \Delta n) \right), \quad (3.7)$$

$$\tilde{c}_{.95}(n_x, \Delta n) = \frac{1}{2} \left(c_{0,95 \cdot 60}^*(n_x, \Delta n) + c_{0,95 \cdot 60 + 1}^*(n_x, \Delta n) \right). \quad (3.8)$$

Die Quantilen umfassen demnach im Falle des Medians 50 % der geordneten Daten des Intervalls Δn . Die Perzentile grenzen 5 % bzw. 95 % der Daten ab (Abb. 3.7).

Neben der Bestimmung der gleitenden Quantilen wird außerdem das gleitende arithmetische Mittel im Intervall Δn berechnet:

$$\tilde{c}_{Mittel}(n_x, \Delta n) = \frac{1}{60} \sum_{i=1}^{60} c_i(n_x, \Delta n). \quad (3.9)$$

Bei der Verwendung von zentriert-gleitenden Größen ist anzumerken, dass keine Bestimmung der gleitenden Quantilen und des gleitenden Mittels für die ersten 30 bzw. die letzten 29 Datenpunkte möglich ist.

Für eine Verwendung des gleitenden Medians $\tilde{c}_{.50}(n_x, \Delta n)$ spricht die Tatsache, dass er im Vergleich zum gleitenden arithmetischen Mittel $\tilde{c}_{Mittel}(n_x, \Delta n)$ unempfindlich gegenüber Ausreißern ist und so eine Verteilung besser wiedergibt. In Verbindung mit den gleitenden Perzentilen ist außerdem ein Rückschluss auf die Form der Verteilung möglich. Wenn der gleitende Median in Richtung der gleitenden 5 %-Perzentile verschoben ist, liegt eine rechtsschiefe Verteilung vor, bei einer Verschiebung in Richtung der gleitenden 95 %-Perzentile ist die Verteilung nach links geneigt. Falls der gleitende Median keine Verschiebung aufweist, ist die Verteilung der Daten gleichverteilt. $\tilde{c}_{Mittel}(n_x, \Delta n)$ und $\tilde{c}_{.50}(n_x, \Delta n)$ nehmen dann die gleichen Werte an.

Die bekannten Positionen der Endhaltestellen bzw. der Wendeschleifen und die mittels GPS aufgezeichnete Position der AERO-TRAM ermöglicht es, die einzelnen Fahrtstrecken zu extrahieren.

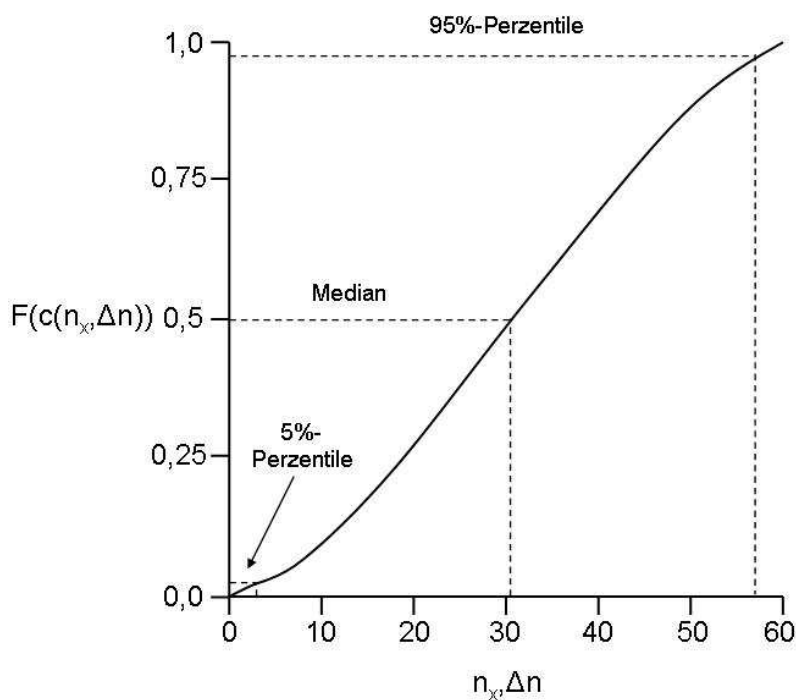


Abbildung 3.7: Verteilungsfunktion $F(c(n_x, \Delta n))$ zur Bestimmung der gleitenden Quantilen des Datenpunkts $c(n_x)$ im Datenintervall Δn .

ren. Abb. 3.8 zeigt beispielhaft die aufgezeichneten Rohdaten für Partikelanzahldichten für eine einzelne Fahrt entlang der Strecke *SI-komplett* am 17.5.2010. Die Nichtlinearität der Streckenachse erklärt sich durch die unterschiedlichen Reisegeschwindigkeiten der Straßenbahn je nach Gebiet. In kleineren Ortschaften, wenn Straße und Gleisbett nicht getrennt sind, liegt die Geschwindigkeit zwischen wenigen km/h und höchstens $50km/h$. In der Karlsruher Innenstadt (Bereich *E*) verhält es sich ebenso, wobei die Geschwindigkeit in der Fußgängerzone (zweite Hälfte von Bereich *E*) durchgängig bei wenigen km/h liegt. Die höchsten Geschwindigkeiten liegen in Bereichen, die nicht durch besiedelte Gebiete führen (z. B. Bereich *C* und *J*).

Während einer Messfahrt tritt eine große Variation der Anzahldichten auf, von unter 10000 cm^{-3} in ländlichen Gebieten, wie im Albtal (Bereich *J*) oder in Hochstetten (Bereich *A*), bis hin zu gemessenen Konzentration von über 100000 cm^{-3} . Die höchste Belastung mit über 500000 Partikeln pro cm^{-3} liegt bei einer zurückgelegten Strecke von ca. 15 km am Anfang von Bereich *E*. Durch Überprüfung der geographischen Koordinaten des Messpunkts mit Hilfe des Kartendienstes „Google Earth“ lässt sich feststellen, dass dieser Punkt an einer Straße liegt. Die hohe Konzentration entsteht mit großer Wahrscheinlichkeit durch ein voraus fahrendes Fahrzeug vor der Straßenbahn, was sich durch Auswertung der Bilder der auf der AERO-TRAM installierten Kamera überprüfen lässt. Andere Messpunkte mit sehr hohen Konzentrationen liegen ebenfalls an Straßen und können durch einzelne Fahrzeuge erklärt werden. Durch den Verkehr lässt sich auch die Variation in der Karlsruher Innenstadt erklären. Zwischen Minimal- und Maximalwert liegt

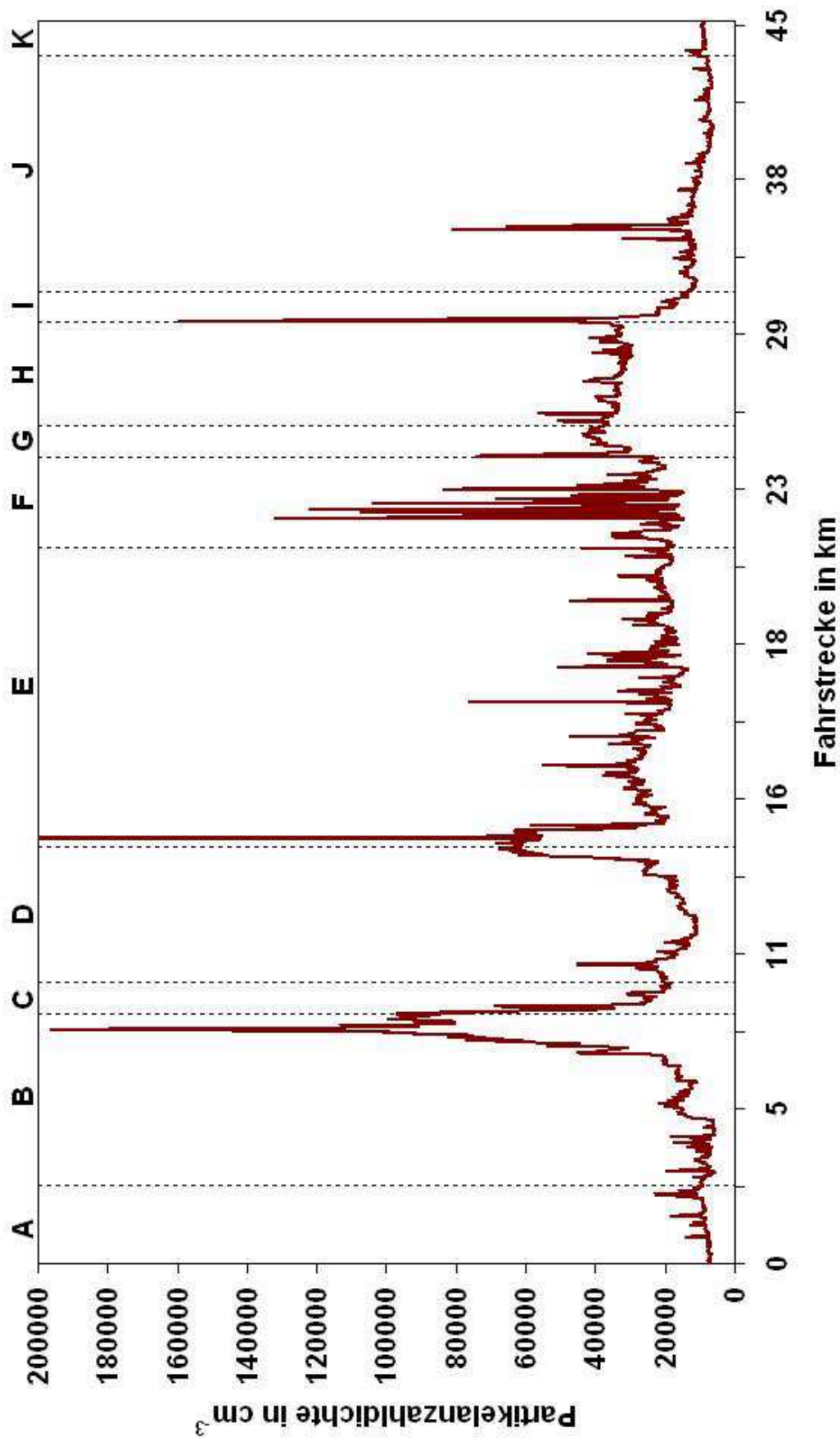


Abbildung 3.8: Rohdaten einer Einzelfahrt entlang der Strecke S1-komplett (Hochstetten-Bad Herrenalb) am 17.5.2010 von 14:30–16:00 Uhr. Größenachse ist zur besseren Übersicht auf 200000 cm^{-3} reduziert, der Maximalwert liegt bei 518000 cm^{-3} . Streckenachse ist nicht linear.

in der Innenstadt ein Faktor von 4. Einerseits befinden sich in Bereich E viele Kreuzungen mit einer hohen Verkehrsrate, aber auch die Fußgängerzone in der zweiten Bereichshälfte. Obwohl hier zum Messzeitpunkt keine Fahrzeuge einfahren dürfen, kommt es hier ebenfalls zu großen Schwankungen der Partikelanzahlen.

Die Rohdaten einer Einzelfahrt eignen sich aus Gründen der starken Variation der Konzentrationen nicht für die Bestimmung der gebietscharakterisierenden räumlichen Aerosolverteilung, da aufgrund der Vielzahl von einzelnen Emissionsereignissen durch den Straßenverkehr die Partikelkonzentrationen an einem Punkt stark beeinflusst werden. So kann zwar im Vergleich zum Albtal oder zu Hochstetten und Leopoldshafen (Anfang Bereich B) eine höhere Partikelanzahldichte in der Innenstadt von Karlsruhe festgestellt werden, allerdings findet sich beispielsweise in Ettlingen (Bereich H) noch höhere Konzentrationen als im Bereich E. Dies widerspricht allerdings den Vorstellungen, da zum einen die zu erwartende Aerosolbelastung in einer Kleinstadt geringer als in einer Großstadt sein sollte und außerdem die Streckenführung in Ettlingen abseits von Straßen zu finden ist.

Für eine Bestimmung des Einflusses der Meteorologie auf die räumliche Aerosolverteilung sind Einzelfahrten ebenfalls ungünstig. Jede Fahrt ist durch verschiedene Parameter, wie das Verkehrsaufkommen, geprägt. Darüber hinaus ist es von Wichtigkeit, wie hoch die Hintergrundkonzentrationen zum Zeitpunkt der Messfahrt sind. Beispielsweise senken anhaltende Niederschläge vor einer Messfahrt die Partikelkonzentration im gesamten Gebiet. Auch der Transport von Aerosolen aus weit entfernt liegenden Gebieten, kann die Partikelbelastung im Gebiet modifizieren. Diese und noch mehr Faktoren können den Einfluss des Winds und der thermischen Stabilität überlagern. Um den Wind- und Stabilitätseinfluss feststellen zu können, müssen Untersuchungen über längere Zeiträume vorgenommen werden. Hierfür bieten sich Mittel über diese Zeiträume an, wie z. B. Jahresmittel.

3.2.1 Einteilung der Fahrten in Cluster

Um den Einfluss von Wind und thermischer Stabilität auf die räumliche Verteilung der Partikelkonzentrationen zu bestimmen, werden für verschiedene Fälle separate Jahresmittel der gleitenden Quantilenwerte für verschiedene Abschnitte entlang den AERO-TRAM Strecken berechnet. Die meteorologischen Fälle wurden in neun Cluster einteilen:

- nördliche Windrichtung,
- südliche Windrichtung,
- nördliche Windrichtung und Windgeschwindigkeit zwischen 1 und 5 m/s ,
- nördliche Windrichtung und Windgeschwindigkeit über 5 m/s ,
- südliche Windrichtung und Windgeschwindigkeit zwischen 1 und 5 m/s ,
- südliche Windrichtung und Windgeschwindigkeit über 5 m/s ,
- stabile Schichtung,

- neutrale Schichtung und
- labile Schichtung.

Die meteorologischen Daten für die Cluster liefert der 200 *m*-Mast auf dem Gelände des ehemaligen Forschungszentrum Karlsruhe. Benutzt werden die Mastmessungen der Windrichtung und Windgeschwindigkeit in 200 *m* Höhe, sowie die aus den Mastmessungen abgeleitete Stabilitätsklassen A–F nach Pasquill (1961). Die zeitliche Auflösung dieser Daten beträgt 10 *min*. Da die Stabilitätsbestimmung mit 6 Klassen zu fein eingeteilt ist, um ein sinnvolles Einteilen der AERO-TRAM Daten in Cluster für die thermische Schichtung zu bewerkstelligen und um die Anzahl der Cluster gering zu halten, werden die Klassen noch weiter zusammengefasst. Der Cluster für die labile Schichtung besteht aus den Klassen A–C für labile Verhältnisse. Für stabile Schichtungen werden die entsprechenden Klassen E–F zusammengefasst. Einzig der Cluster für neutrale Schichtung entspricht der Stabilitätsklasse D für neutrale Verhältnisse.

Das Einteilen der Straßenbahnmessungen in die Windrichtungscluster beschränkt sich auf nördliche und südliche Komponenten der Windrichtung in 200 *m* Höhe. Dies hat den Hintergrund, dass durch den Kanalisierungseffekt des Rheingrabens vorwiegend Windrichtungen mit südwestlichen oder nordöstlichen Komponenten auftreten. Das weitere Unterscheiden in zwei unterschiedliche Bereiche der Windgeschwindigkeit für die zwei Cluster der Windrichtung beruht auf der Tatsache, dass die Diffusion und Avektion von der Windgeschwindigkeit abhängig sind. Bei hohen Windgeschwindigkeiten ist eine stärkere Verdünnung der Partikelkonzentrationen als bei schwachem Wind zu erwarten.

Um die Messdaten diesen Clustern zuzuordnen, wird für jede Einzelfahrt überprüft, ob diese einem oder mehreren der neun Cluster zugeordnet werden kann. Eine Zuordnung erfolgt, wenn die Clustereigenschaften für die Dauer der Einzelfahrt zu 75 % erfüllt sind. Beispielsweise wird eine Fahrt in den Cluster für südliche Windrichtung eingeteilt, falls zu 75 % des Zeitraums in dem die Messfahrt durchgeführt wird, die Messungen der Windrichtungen am Mast südliche Komponenten enthalten. Analog verläuft die Clustereinteilung für die anderen Fälle.

3.2.2 Bestimmung der mittleren Konzentrationsverhältnisse entlang den Strecken

Neben den mittleren Partikelkonzentration für die neun Cluster, erfolgt ebenfalls eine Bestimmung der mittleren Konzentrationen für den gesamten Datensatz ohne Clustereinteilung. Sie werden bestimmt, um die räumlichen Konzentrationsunterschiede beschreiben zu können. Die Bestimmung dieser Konzentrationen für die einzelnen Strecken wird durch kleine Abweichung zwischen jeder Einzelfahrt erschwert. Keine Fahrt dauert exakt gleich lang. Abgesehen von unterschiedlichen Standzeiten an Haltestellen oder Kreuzungen, die sowieso schon aus dem Datensatz herausgefiltert wurden, führen unterschiedlich schnell gefahrenen Geschwindigkeiten in Streckenbereichen zu einer unterschiedlich langen Dauer der Gesamtfahrten. Ein weiteres Problem liegt in der Ungenauigkeit des GPS. Diese liegt bei wenigen Metern. Diese zwei Faktoren führen zu Unterschieden in der Anzahl der Messpunkte, sowie Unterschieden in deren geographischen Koordinaten zweier Einzelfahrten. Um dennoch mittlere Partikelkonzentrationen für die



Abbildung 3.9: Beispiel für die 50 m -Abschnitte entlang der Strecke.

verschiedenen Strecken bestimmen zu können, werden die Strecken entlang der Linien in 50 m -Abschnitte eingeteilt (Abb. 3.9). Die Mittelpunkte dieser kreisförmigen Abschnitte haben feste geographische Koordinaten.

Zur Bestimmung der Quantilen und den Jahresmittel der gleitenden Quantilen der Einzelfahrten für bestimmte Fahrtstrecken werden die aufgezeichneten Messdaten den jeweiligen 50 m -Abschnitten zunächst zugeordnet. Dazu erfolgt zunächst mit Hilfe des Erdradius $R_E = 6,37 \cdot 10^6 \text{ m}$ eine Transformation der geographischen Koordinaten eines Messpunkts $\vec{p}_{\text{Messung}}(\varphi, \lambda)$ (mit φ und λ als geographische Breite bzw. Länge) in kartesische Koordinaten $\vec{p}_{\text{Messung}}(x, y, z)$ unter Vernachlässigung der Höhe über NN. Die hierfür benötigten Transformationsgleichungen lauten:

$$x = R_E \cos \varphi \cos \lambda \quad (3.10)$$

$$y = R_E \cos \varphi \sin \lambda \quad (3.11)$$

$$z = R_E \sin \varphi. \quad (3.12)$$

Analog wird für den Mittelpunkt $\vec{p}_{\text{Abschnitt}}$ des Kreises eines 50 m -Abschnitts verfahren. Die Bestimmung der Entfernung E zwischen Kreismittelpunkt und Messpunkt kommt durch Bildung des Differenzvektors \vec{p}_{Diff} und dessen Betrag zustande:

$$\vec{p}_{\text{Diff}} = \vec{p}_{\text{Messung}} - \vec{p}_{\text{Abschnitt}} \quad (3.13)$$

$$E = |\vec{p}_{\text{Diff}}|. \quad (3.14)$$

Wenn nun der Abstand E geringer als 25 m ist, bedeutet dies, dass der Messpunkt \vec{p}_{Messung} innerhalb des 50 m -Abschnitts mit dem Mittelpunkt $\vec{p}_{\text{Abschnitt}}$ liegt. Die gemessenen Konzentration der Rohdaten c , sowie die Daten der gleitenden Quantilen \tilde{c} der Messpunkte werden so alle den zugehörigen Abschnitten für das ganze Jahr zugeordnet. Bei der Abstandsberechnung geht allerdings die Erdkrümmung nicht mit ein. Dies kann aber bei diesen geringen Entfernungen vernachlässigt werden.

3.2.2.1 Bestimmung der Quantilenwerte

Für die verschiedenen Quantilenwerte zur Beschreibung der mittleren Partikelkonzentrationen werden aus den Rohdaten für einen Abschnitt der Median und die 5 %- und 95 %-Perzentilen bestimmt. Die Bestimmung der drei Quantilen erfolgt auf ähnliche Weise wie bei den gleitenden Perzentilen der Einzelfahrten. Zuerst müssen die $n_{i,Jahr}$ Rohdaten für das gesamte Jahr eines Abschnitts i in Rangfolge gebracht werden:

$$(c_{1,i}, \dots, c_{n_{i,Jahr},i}) \longrightarrow (c_{1,i}^*, \dots, c_{n_{i,Jahr},i}^*). \quad (3.15)$$

Im Gegensatz zur Bestimmung der gleitenden Quantilen müssen nun zwei Fälle unterschieden werden, weil die Anzahl der Messpunkte ($n_{i,Jahr}$) für jeden 50 m -Abschnitt unterschiedlich sein können. Zur Bestimmung des Medians für einen Abschnitt gilt dann beispielsweise:

$$c_{.50,i} = \begin{cases} \frac{1}{2} (c_{0,50 \cdot n_{i,Jahr}}^* + c_{0,50 \cdot n_{i,Jahr} + 1}^*) & \text{falls } 0,5n_{i,Jahr} \in \mathbb{N} \\ c_{\lceil 0,50 \cdot n_{i,Jahr} \rceil}^* & \text{sonst} \end{cases}, \quad (3.16)$$

wobei $\lceil x \rceil$ die Aufrundungsfunktion darstellt. Die Berechnung der 5 %-Perzentilen ($c_{.05,i}$) und der 95 %-Perzentilen ($c_{.95,i}$) erfolgt analog.

Neben den Quantilen wird außerdem das Mittel von jedem Abschnitt bestimmt:

$$c_{Mittel,i} = \frac{1}{n_{i,Jahr}} \sum_{i=1}^{n_{i,Jahr}} c_i. \quad (3.17)$$

3.2.2.2 Bestimmung der Jahresmittel der gleitenden Quantilenwerte

Das Jahresmittel der gleitenden Quantilen der Rohdaten für eine Fahrtstrecke setzt sich aus den einzelnen Abschnitten und deren Jahresmittel der gleitenden Quantilen zusammen. Für die Jahresmittel des gleitenden Medians ($\bar{c}_{.50,i,Jahr}(\Delta n)$), sowie der gleitenden 5 %- und 95 %-Perzentilen ($\bar{c}_{.05,i,Jahr}(\Delta n)$ bzw. $\bar{c}_{.95,i,Jahr}(\Delta n)$) eines Abschnitts i gilt:

$$\bar{c}_{.50,i,Jahr}(\Delta n) = \frac{1}{n_{i,Jahr}} \sum_{j=1}^{n_{i,Jahr}} \tilde{c}_{.50,j}(\Delta n), \quad (3.18)$$

$$\bar{c}_{.05,i,Jahr}(\Delta n) = \frac{1}{n_{i,Jahr}} \sum_{j=1}^{n_{i,Jahr}} \tilde{c}_{.05,j}(\Delta n), \quad (3.19)$$

$$\bar{c}_{.95,i,Jahr}(\Delta n) = \frac{1}{n_{i,Jahr}} \sum_{j=1}^{n_{i,Jahr}} \tilde{c}_{.95,j}(\Delta n). \quad (3.20)$$

mit $n_{i,Jahr}$ für die Anzahl der Daten j für die gleitenden Perzentilen eines Abschnitts in einem Jahr. Die Anzahl der Daten ist für alle drei Perzentilen für jeweils einen Abschnitt immer gleich groß.

Außerdem wird ebenfalls das Jahresmittel des gleitenden Mittels der Rohdaten bestimmt:

$$\bar{\tilde{c}}_{Mittel,i,Jahr}(\Delta n) = \frac{1}{n_{i,Jahr}} \sum_{j=1}^{n_{i,Jahr}} \tilde{c}_{Mittel,j}(\Delta n). \quad (3.21)$$

Für die Bestimmung des Jahresmittel der gleitenden Größen der Einzelfahrten und den Quantilen der Rohdaten für das ganze Jahr muss angemerkt werden, dass nicht von allen Einzelfahrten die Messdaten in die Mittelung eingehen. Wenn z. B. die Jahresmittel für die Strecke S1–komplett bestimmt werden, werden nur die Daten von Messfahrten berücksichtigt, die auf der Strecke S1–komplett erfolgten. Hingegen können für Bestimmungen der Jahresmittel von Teilstrecken der S1, beispielsweise S1–Nord, mehrere Fahrtstrecken in Frage kommen. Für S1–Nord wären dies die Strecken Hochstetten–Bad Herrenalb sowie Hochstetten–Ettlingen.

3.2.3 Relatives Jahresmittel des gleitenden Medians

Um die Unterschiede zwischen verschiedenen Clustern bestimmen zu können, werden relative Jahresmittel des gleitenden Medians der Einzelfahrtenkonzentrationen der einzelnen Strecken gebildet. Dazu erfolgt zunächst eine Bestimmung des Mittels des gleitenden Medians einer Einzelfahrt unter Berücksichtigung, dass die Messstrecke in 50 m -Abschnitte aufgeteilt ist. Für das Abschnittsmittel des gleitenden Medians einer Einzelfahrt gilt:

$$\bar{\tilde{c}}_{.50,i,Fahrt}(\Delta n) = \frac{1}{n_{i,Fahrt}} \sum_{j=1}^{n_{i,Fahrt}} \tilde{c}_{.50,j}(\Delta n), \quad (3.22)$$

mit der Anzahl der Messwerte $n_{i,Fahrt}$ in einem Abschnitt i für eine Einzelfahrt. Anschließend wird das Streckenmittel $\bar{\tilde{C}}_{.50,Fahrt}$ für jede Einzelfahrt über alle Abschnitte i berechnet:

$$\bar{\tilde{C}}_{.50,Fahrt} = \frac{1}{N_{Abschnitte}} \sum_{i=1}^{N_{Abschnitte}} \bar{\tilde{c}}_{.50,i,Fahrt}(\Delta n), \quad (3.23)$$

mit $N_{Abschnitte}$ für die Gesamtanzahl der Abschnitte für eine Strecke. Das Verhältnis zwischen den Abschnittsmittel einer Einzelfahrt $\bar{\tilde{c}}_{.50,i,Fahrt}(\Delta n)$ und dem Streckenmittel $\bar{\tilde{C}}_{.50,Fahrt}$ ergibt die relativen Abschnittsmittel einer Einzelfahrt $\hat{\tilde{c}}_{.50,i,Fahrt}(\Delta n)$:

$$\hat{\tilde{c}}_{.50,i,Fahrt}(\Delta n) = \frac{\bar{\tilde{c}}_{.50,i,Fahrt}(\Delta n)}{\bar{\tilde{C}}_{.50,Fahrt}}. \quad (3.24)$$

Durch die Bildung der jeweiligen relativen Jahresmittel für die verschiedenen Strecken, wird versucht, verschiedene Einflüsse, die zwischen Einzelfahrten variieren können, herauszufiltern. Beispielsweise können Staubemissionen, die aus der Sahara herantransportiert werden, oder kurz zurückliegende Niederschlagsereignisse die Partikelkonzentrationen einer Einzelfahrt modifizieren. Da die Relativbildung über das Mittel entlang der gesamten Strecke erfolgt, werden nur diese Einflüsse herausgefiltert, die auch die gesamte Strecke betreffen. Effekte, wie durch die städtische Abluffahrt oder durch Einzelquellen bleiben allerdings erhalten, da sich diese nur auf bestimmte

Teilbereiche der Strecke auswirken.

Die relativen Jahresabschnittsmittel $\tilde{c}_{.50,i,Jahr}$ leiten sich schließlich aus der Mittelbildung über die Gesamtanzahl $N_{Fahrten}$ der relativen Abschnittsmittel der Einzelfahrten ab:

$$\hat{\tilde{c}}_{.50,i,Jahr}(\Delta n) = \frac{1}{N_{Fahrten}} \sum_{Fahrt=1}^{N_{Fahrten}} \hat{\tilde{c}}_{.50,i,Fahrt}(\Delta n). \quad (3.25)$$

3.2.4 Verifikation der Unterschiede zwischen Clustern

Um Abweichungen in der räumlichen Aerosolverteilung zwischen zwei unterschiedlichen Clustern, die verschiedene meteorologische Einflüsse repräsentieren, zu überprüfen, wird ein sogenannter Wilcoxon–Rangsummentest oder auch U–Test für die relativen Jahresmittelfahrten dieser Cluster angewendet. Der U–Test prüft die Ähnlichkeit der Verteilungen zweier Stichproben. Dabei beeinflusst hauptsächlich der Unterschied der Mediane beider Verteilungen des Testergebnisses. Der Vorteil dieses statistisches Test ist, dass die zu vergleichenden Stichproben beliebig verteilt sein können (Schönwiese, 2000, S. 134).

Zur Durchführung des Tests müssen die Werte der relativen Jahresmittel des gleitenden Medians eines bestimmten Bereiches zweier Cluster a und b zunächst für jeden Cluster separat in Rangfolge gebracht werden. Beide Cluster besitzen für denselben Bereich die gleiche Anzahl n von Abschnittswerten. Für jeden Rangplatz r_i werden die Werte der beiden Cluster verglichen. Der Cluster mit dem größeren Wert bekommt den jeweiligen Rangplatz r_i zugewiesen. Anschließend werden für beide Cluster die jeweiligen Rangplatzsummen R_a und R_b gebildet. Die Testgröße des Wilcoxon–Rangsummentests ist definiert als:

$$\hat{z} = \frac{|U - n^2/2|}{\sqrt{n^2(2n+1)/12}}. \quad (3.26)$$

Die Hilfsgröße U ist das Minimum von U_1 und U_2 mit:

$$U_1 = \frac{3n^2 + n}{2} - R_a \quad (3.27)$$

$$U_2 = \frac{3n^2 + n}{2} - R_b. \quad (3.28)$$

Wenn bei der Zuweisung der Rangplätze zu viele Bindungen auftreten, d. h. dieselben Werte und somit dieselben Rangplätze mehrfach auftreten, muss zum einen für den jeweiligen Rangplatz das arithmetische Mittel der gleichen Rangplätze und zum anderen bei einer hohen Anzahl von Bindungen eine modifizierte Testgröße \hat{z} verwendet werden:

$$\hat{z} = \frac{|U - n^2/2|}{\sqrt{\frac{n^2}{2n(2n-1)} \frac{8n^3-2n}{12} \sum_{i=1}^B \frac{b_i^3-b_i}{12}}}, \quad (3.29)$$

mit B für die Häufigkeit mit der gleiche Rangplätze auftreten bzw. die Anzahl der Bindungen und b_i für die Anzahl der jeweils gleichen Rangplätze. Die modifizierte Testgröße wird verwendet,

falls die Gesamtanzahl gleicher Rangplätze 30% der Anzahl der gesamten Rangplätze überschreitet (Schönwiese, 2000, S. 135).

Die Testgröße \hat{z} , die vorwiegend auf Medianunterschiede der Stichproben aus Cluster a und b prüft, wird mit den Werten $z_{\alpha=0,1}$, $z_{\alpha=0,05}$ und $z_{\alpha=0,01}$ für die 90%- , 95%- und 99%-Perzentilen der Student-Verteilung verglichen. Die Vergleichswerte lauten:

$$z_{\alpha=0,1} = 1,282 \quad (3.30)$$

$$z_{\alpha=0,05} = 1,645 \quad (3.31)$$

$$z_{\alpha=0,01} = 2,326. \quad (3.32)$$

Mit α wird das Signifikanzniveau angegeben:

$$\alpha = 0,1 \rightarrow \text{signifikant} \quad (3.33)$$

$$\alpha = 0,05 \rightarrow \text{sehr signifikant} \quad (3.34)$$

$$\alpha = 0,01 \rightarrow \text{hochsignifikant.} \quad (3.35)$$

Wenn nun die Testgröße \hat{z} größer als der Vergleichswert z_{α} ist, können die Unterschiede zwischen den Clustern in dem untersuchten Bereich als signifikant angesehen werden.

3.3 Räumliche Partikelverteilungen im Jahresmittel

Die Partikelmessungen der AERO-TRAM ermöglichen eine Untersuchung der räumlichen Verteilung der Partikelanzahldichten in und um Karlsruhe. Zunächst wird ein Überblick über den gesamten Datensatz für das Jahr 2010 gegeben. Anschließend soll der Einfluss von Windrichtung, Windgeschwindigkeit und thermischer Stabilität auf die Aerosolkonzentrationen gezeigt werden. Die Jahresübersicht und die Wirkung der Windrichtung bzw. der Windgeschwindigkeit wird jeweils für die nördliche und südliche Umgebung von Karlsruhe anhand den beiden Linien *S1* und *S2* dargestellt. Für die nördliche Umgebung erfolgt dies an den Strecken *S1-Nord* (Hochstetten-Ettlingen) bzw. *S2-Nord* (Daxlanden-Spöck) und für die südliche Umgebung an den Strecken *S1-Süd* (Neureut-Bad Herrenalb) bzw. *S2-Süd* (Büchig-Mörsch). Dies hat den Hintergrund, dass durch Unterschiede in der Verteilung von Einzelquellen zwischen der räumlichen und südlichen Umgebung ein Vergleich zwischen der nördlichen und südlichen Umgebung nicht möglich ist. Vielmehr soll der Einfluss der Windströmungen für die jeweiligen Gebiete getrennt betrachtet werden. Darüber hinaus kann so für die jeweiligen Strecken der Gesamtanzahl der Fahrten erhöht werden. Zur Beschreibung des Stabilitätseinflusses auf die Partikelkonzentrationen wird die komplette Strecke der *S1* (*S1-komplett*, Hochstetten-Bad Herrenalb) und *S2* (*S2-komplett*, Mörsch-Spöck) benutzt. Hier können die kompletten Strecken benutzt werden, da durch den Stabilitätseinfluss im gesamten Gebiet ein ähnlicher Effekt auf die Partikelanzahldichten zu erwarten ist.

3.3.1 Quantilenwerte der Partikelkonzentration

3.3.1.1 Linie S2

Strecke *S2-Nord*

Der Median der Rohdaten für gemessenen Partikelanzahldichten weist entlang der Strecke *S2-Nord* nur geringe räumliche Unterschiede auf (Abb. 3.10). Für eine genaue Beschreibung der räumlichen Unterschiede in der nördlichen Umgebung, muss die Innenstadt von Karlsruhe mit den nördlich gelegenen Bereichen verglichen werden. Deshalb wird an dieser Stelle der Bereich *W* im Süden der Innenstadt vernachlässigt.

Der Median weist für 689 Fahrten entlang der Messstrecke *S2-Nord* im Jahr 2010 eine Verschiebung zur 5 %-Perzentile auf. Das bedeutet, dass die Verteilung der Messwerte über das Jahr rechtsschief ist und niedrigere Partikelanzahlen weit häufiger gemessen werden. Das Mittel ist relativ zum Median zu größeren Werten verschoben.

Im Vergleich zwischen der Innenstadt (Bereich *U*) und der nördlichen Umgebung (Bereiche *V-Z*) liegt der Medianunterschied zwischen den Partikelkonzentrationen lediglich bei einigen tausend Partikeln pro cm^{-3} . Die höchste Konzentration mit $17600\ cm^{-3}$ befindet sich bei einer relativen Entfernung von $3\ km$ vom Marktplatz im Bereich *V*. An dieser Stelle befindet sich die AERO-TRAM in der Nähe der stark verkehrsbelasteten Südtangente. Die absolute Minimalkonzentration von $6780\ cm^{-3}$ tritt im Bereich *S* bei einer relativen Distanz zum Marktplatz von $-12\ km$. Hier durchquert die Straßenbahn ein kleines Waldgebiet abseits von Straßen.

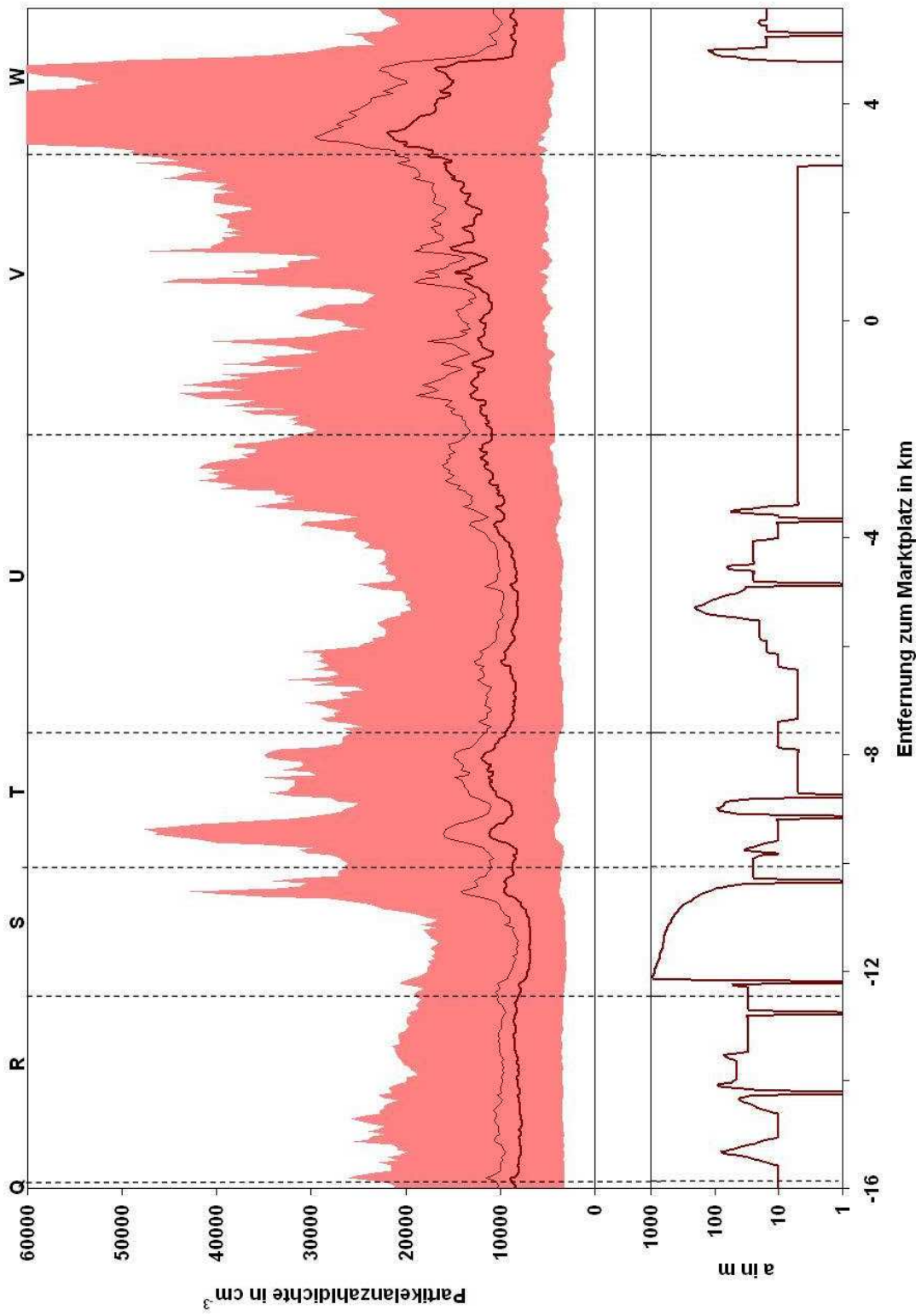


Abbildung 3.10: Oberer Abbildungsteil: Partikelkonzentrationen entlang der Strecke S2-Nord (Spöck-Daxlanden). Dicke Linie: Median, dünne Linie: Mittelwert, Fläche: Bereich zwischen 5 %-Perzentile und 95 %-Perzentile. 689 Fahrten. Unterer Abbildungsteil: Abstand der Messstrecke zur nächsten Straße.

Um die räumliche Variabilität der Partikelkonzentrationen zu beschreiben, bietet es sich an die mittleren Verhältnisse der einzelnen Bereiche zu vergleichen. Im Bereich *V* (Innenstadt) beträgt der Median der Partikelanzahldichten im Mittel ca. 13000 cm^{-3} . Über die mittleren Werte der 5 %-Perzentilen (ca. 5000 cm^{-3}) und der 95 %-Perzentilen (ca. 35000 cm^{-3}) in diesem Bereich kann darauf zurückgeschlossen werden, dass sich die Konzentrationen der über das gesamte Jahr gemessenen Partikelanzahldichten zu 90 %, oder auch *sehr wahrscheinlich* in diesem Bereich befinden. Mit zunehmender Entfernung zur Innenstadt nehmen die Partikelanzahldichten und deren Variabilität ab. Der Median der Konzentrationen im vorstädtischen Bereich *U* (Hagsfeld) beträgt im Mittel ca. 9000 cm^{-3} und in der ländlichen Ortschaft Friedrichstal (Bereich *R*) ca. 8000 cm^{-3} . In *U* befinden sich im Mittel die gemessenen Konzentrationen *sehr wahrscheinlich* zwischen 3500 cm^{-3} und 28000 cm^{-3} , in Friedrichstal zwischen 3200 cm^{-3} und 21000 cm^{-3} . Die Abnahme der Konzentrationen über die Bereiche *V-U-R* und der kleiner werdende Bereich in denen die gemessenen Konzentrationen mit einer Wahrscheinlichkeit von 90 % verteilt sein können zeigt, dass im Übergang vom Stadtgebiet zur ländlichen Umgebung die Anzahl und Stärke von lokalen Quellen abnehmen.

Allerdings kommt es nicht zu einer Abnahme der Partikelkonzentrationen über den gesamten nördlichen Bereich. So tritt nach der Durchquerung des Bereichs *U* eine Erhöhung der Partikelanzahldichten und des Abstands der Perzentilen im Bereich *T* auf. Der Bereich *T* umfasst die ländliche Ortschaft Blankenloch. Hier beträgt der Median der Partikelkonzentration im Mittel ca. 10000 cm^{-3} . Der Wahrscheinlichkeitsbereich, in dem Partikelkonzentrationen auftreten können liegt im Mittel zwischen 4000 cm^{-3} und 32000 cm^{-3} . Neben der Konzentrationserhöhung des Medians vergrößert sich im Übergang von Bereich *U* nach *T* auch der Abstand der Perzentilen. Die Unterschiede im Median und der Perzentilen zwischen *T* und *U* sind zwar nicht sehr groß, aber im Allgemeinen ist eine stetige Abnahme der Partikelanzahlen beim Übergang von Stadtgebieten zu ländlichen Umgebungen zu erwarten, falls die Partikelkonzentrationen nicht durch weitere Einzelquellen beeinflusst werden (Lenschow et al., 2001). In der näheren Umgebung des Streckenverlaufs in *T* können jedoch keine zusätzlichen Quellen lokalisiert werden. Die Partikelzunahme kann dadurch erklärt werden, dass im Gegensatz zur Streckenführung in Blankenloch, die Strecke im Bereich *U* teilweise abseits von Straßen verläuft und möglicherweise unterschiedliche Heizsysteme in den Wohngebieten verwendet werden. Studien von Weimer et al. (2009) zeigen, dass insbesondere in ländlichen Gebieten durch Holzfeuerung große Mengen an Partikeln freigesetzt werden. Für eine Partikelbeeinflussung durch lokale Quellen sprechen auch die größeren Fluktuationen des Medians und der oberen Perzentilen in diesem Bereich.

Im Bereich *S*, wo sich auch das Konzentrationsminimum für die gesamte Strecke befindet, ist mit ca. 7500 cm^{-3} auch im Mittel der Median der Partikelkonzentration im Bereich *S* am geringsten. Dies kann durch die Messungen innerhalb eines Waldgebiets in größerer Entfernung zu Straßen erklärt werden. Die Distanz zu Straßen ist auch im Abstand der Perzentilen zu erkennen. Insbesondere in der ersten Hälfte von *S* schwanken die gemessenen Partikelkonzentrationen lediglich zwischen 3000 cm^{-3} und 17000 cm^{-3} .

Im Streckenverlauf weist der Median der Partikelanzahldichten mehrere kleinere Maxima auf. Damit verbunden ist jeweils eine starke Erhöhung der 95 %-Perzentilen. Diese Tatsache zeigt ei-

ne mögliche Beeinflussung der Messungen durch den Verkehr. Durch eine genaue Betrachtung des Streckenverlaufs können diese Maxima meist größeren Kreuzungen zugeordnet werden. Beispielsweise kann die Partikelanzahldichte von ca. 13000 cm^{-3} in einer Entfernung von $-1,0 \text{ km}$ relativ zum Marktplatz der Kreuzung am Durlacher Tor zugeordnet werden (Bereich *V*). Noch stärkere Erhöhungen der Partikelkonzentrationen in der Innenstadt treten an den Überquerungen der Kreuzungen am Europaplatz und am Mühlburger Tor bei einer Marktplatzentfernung von ca. $1,5 \text{ km}$ auf. In anderen Studien, in denen ein mobiler Messgeräteträger verwendet wird, kann ebenfalls ein großer Einfluss von Kreuzungen bzw. Straßen mit einer hohen Verkehrsrate auf die Aerosolbelastung beobachtet werden (z. B. Bukowiecki et al., 2003; van der Zee et al., 1998).

Allerdings kann auch innerhalb der Fußgängerzone (-1 bis $0,5 \text{ km}$) stellenweise eine leichter Anstieg der Konzentrationen festgestellt werden. Da innerhalb der Fußgängerzone motorisierten Fahrzeugen der Zugang untersagt ist, kann die Partikelzunahme an diesen Punkten nicht durch den Straßenverkehr verursacht werden. Möglicherweise werden in diesem Bereich Partikel durch Lüftungssysteme der Gebäude emittiert. Die Erhöhung der Konzentration auf 11000 cm^{-3} bei Kilometer $-9,5$ in der ersten Hälfte von Bereich *T* wird durch eine, an dieser Stelle, parallel liegende Landstraße verursacht. Hier befindet sich außerdem ein Bahnübergang. Das kleinere Maximum bei einer relativen Marktplatzentfernung von $-10,5 \text{ km}$ wird eventuell durch das kleine Industriegebiet und die Überquerung einer Langstraße im Bereich *S* hervorgerufen.

Die 5 %-Perzentile zeigt nur geringe Variation von ca. $3000 - 5000 \text{ cm}^{-3}$ zwischen der Innenstadt und der nördlichen Umgebung. Im Streckenmittel beträgt sie 4000 cm^{-3} . Da sie während des Streckenverlaufs nur kleine Veränderungen aufweist und als mehr oder weniger konstant angesehen werden kann, gibt sie möglicherweise die Hintergrundkonzentration für die Partikelanzahldichten im Messgebiet wieder.

Strecke S2–Süd

Auf der Strecke Büchig–Mörsch treten in der südlichen Umgebung (Bereiche *V–Z*) von Karlsruhe größere Unterschiede in der räumlichen Verteilung der Partikelkonzentration auf, als in der nördlichen Gebieten bei der Strecke *S2–Nord* (Abb. 3.11). Auf der Strecke *S2–Süd* wurden 896 Messfahrten durchgeführt.

Da jetzt die Untersuchung der räumlichen Partikelverteilung zwischen Innenstadt und der Süd–Umgebung im Mittelpunkt steht, wird der Bereich *U* nordöstlich der Innenstadt nicht betrachtet. Wie schon bei der Strecke *S2–Nord* festgestellt, tritt auch hier eine nach rechts geneigte Verteilung der Partikelanzahlen auf, wobei hier ebenfalls das Mittel zu größeren Werten verschoben ist. Das absolute Maximum des Medians der Partikelkonzentrationen tritt nach Verlassen der Innenstadt bei einer Entfernung von ca. $3,5 \text{ km}$ vom Markplatz auf. Das Konzentrationsmaximum von 20000 cm^{-3} wird beim Überqueren der stark befahrenen Südtangente gemessen. Die niedrigste Partikelanzahldichte tritt an der Endstation in Mörsch (Bereich *Z*) auf. An dieser Stelle ist die nächst größere Straße (*B36*) fast 1 km entfernt. Die Partikelkonzentration beträgt ca. 7500 cm^{-3} . An den Messorten des Maximum und des Minimums können auch die größte bzw. kleinste Variabilität der Messwerte angetroffen werden. Bei der Überquerung der Südtangente ergibt sich eine

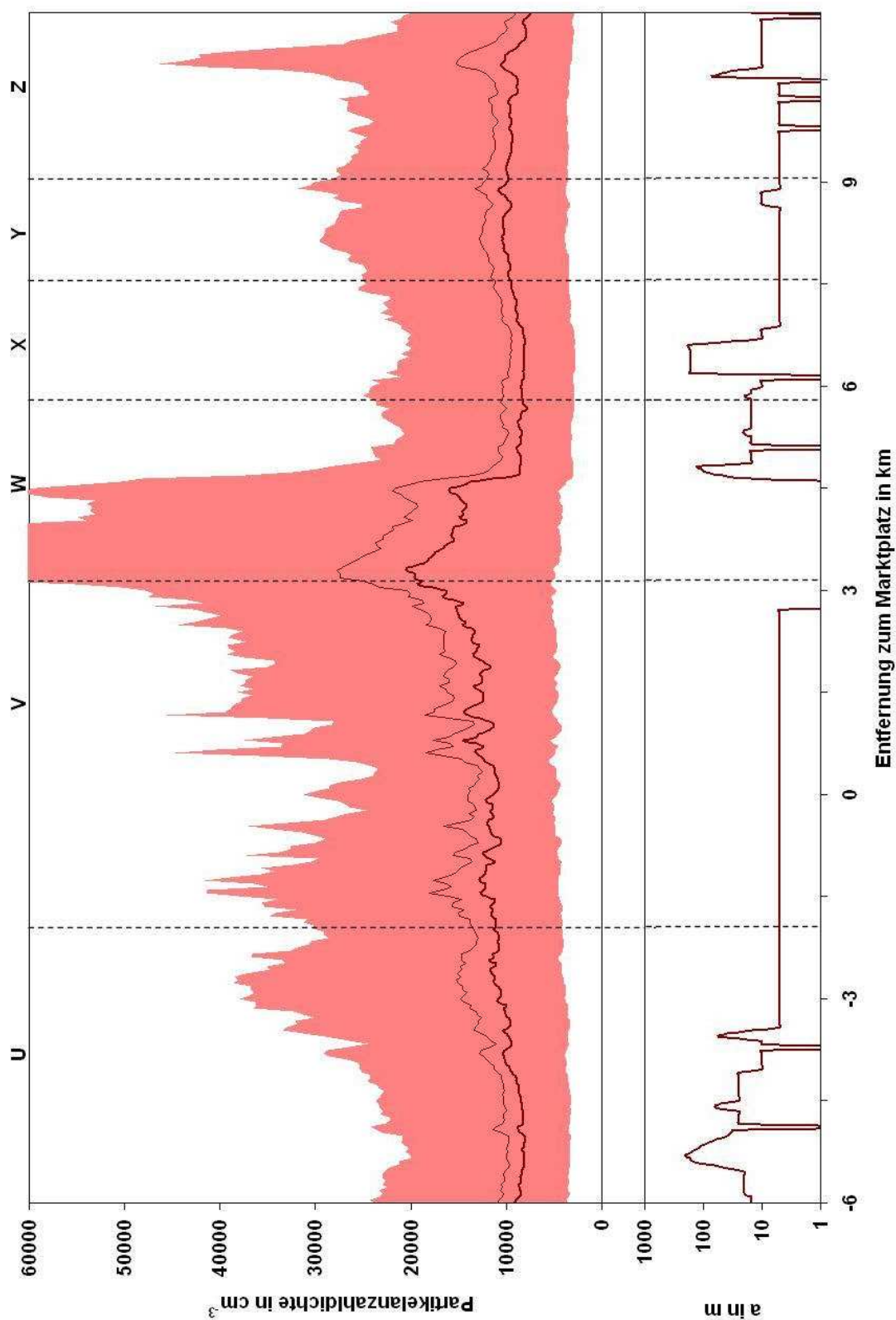


Abbildung 3.11: Oberer Abbildungsteil: Partikelkonzentrationen entlang der Strecke S2-Siid (Büchig-Mörsch). Dicke Linie: Median, dünne Linie: Mittelwert, Fläche: Bereich zwischen 5 %-Perzentile und 95 %-Perzentile. 896 Fahrten. 896 Fahrten. Unterer Abbildungsteil: Abstand der Messstrecke zur nächsten Straße.

Differenz der 5 % und 95 %-Perzentile von fast 65000 cm^{-3} , an der Endstation von 17000 cm^{-3} . Für den gesamten Streckenverlauf zwischen den Bereichen V und Z zeigt die 5 %-Perzentile wie bei der Strecke *S2-Nord* nur eine geringe Variabilität. Die Differenz zwischen dem absoluten Minimum und Maximum beträgt lediglich 3000 cm^{-3} . Im Streckenmittel über diese Bereiche beträgt die untere Perzentile der gemessenen Gesamtpartikelanzahlen wie bei *S2-Nord* 4000 cm^{-3} .

In der räumlichen Aerosolverteilung kann ein Anstieg des Medians der Partikelanzahldichten im Übergang von der Innenstadt (Bereich V) in den Bereich W um ca. 10000 cm^{-3} beobachtet werden. Im weiteren Verlauf tritt im Bereich W eine starker Abnahme der Partikelanzahldichten um 13000 cm^{-3} auf. Zu dieser Abnahme führt die zunehmende Entfernung der Messstrecke von der Südtangente und dem Industriegebiet in Daxlanden. Die niedrigeren Konzentration in Bereich W werden im Wohngebiet von Daxlanden gemessen. Die Partikelkonzentrationen bleiben auch in der Nähe des Karlsruher Messegeländes (Bereich X) auf demselben Niveau wie in der zweiten Hälfte von W. In den folgenden Bereichen Y und Z kommt es wieder zu einer leichten Erhöhung der Gesamtpartikelanzahl. Die Konzentrationen bleiben allerdings in beiden Bereichen auf einem vergleichbaren Niveau.

Im Mittel beträgt der Median der Partikelkonzentrationen in der Innenstadt ca. 13000 cm^{-3} . Der Bereich in dem die Partikelmessungen *sehr wahrscheinlich* auftreten liegt im Mittel zwischen 4700 cm^{-3} und 35000 cm^{-3} . Jedoch kann eine hohe Variabilität des Medians und der oberen Perzentilen entlang der Strecke festgestellt werden. Wie bei der Strecke *S2-Süd* können die Schwankungen durch den Verkehrseinfluss erklärt werden, da kleineren Konzentrationserhöhungen Kreuzungen zugeordnet werden können und darüber hinaus in diesen Abschnitten eine starke Erhöhung der 95 %-Perzentilen festzustellen ist. Der Bereich W ist durch die Partikelemissionen des Straßenverkehrs an der Südtangente und des anliegenden Industriegebiets beeinflusst. Im Mittel liegt der Median der Partikelanzahldichten in diesem Bereich bei 13000 cm^{-3} und damit auf dem gleichen Niveau wie in der Innenstadt. Allerdings sind die Aerosolkonzentrationen in der ersten Hälfte von W deutlich höher als in der Innenstadt, da sich hier die Messungen in unmittelbarer Nähe zu der Südtangente und Industrieanlagen befinden. Der Bereich, in dem die Messwerte *sehr wahrscheinlich* verteilt sind, ist mit 4000 cm^{-3} und 35000 cm^{-3} im Mittel ebenfalls mit den Verhältnissen in der Innenstadt vergleichbar. Wie aber schon bei den Medianwerten, ist der Wahrscheinlichkeitsbereich im ersten Teil von W erheblich größer als in der zweiten Hälfte. Die Abnahme der Konzentrationen in der zweiten Hälfte wird durch den Verlauf der Messstrecke in diesem Bereich hervorgerufen. Nach dem die AERO-TRAM das Industriegebiet passiert hat, erfolgen die weiteren Messungen in dem Wohngebiet von Daxlanden abseits von stark frequentierten Straßen.

In dem am schwächsten belasteten Bereich X liegt der Median der Partikelanzahl im Mittel bei 8500 cm^{-3} . Der *sehr wahrscheinliche* Verteilungsbereich der Messwerte liegt hier im Mittel zwischen 3000 cm^{-3} und 22000 cm^{-3} . Der Median wie auch die obere Perzentile weisen in diesem Bereich nur geringe Schwankungen auf. Dies kann durch die Distanz von 200 m zur nächst größeren Straße erklärt werden. Andererseits finden die Messungen in diesem Bereich zwischen landwirtschaftlich genutzten Flächen statt und nicht in einem Wohngebiet wie in der zweiten Bereichshälfte von W. Die folgenden Bereiche Y und Z umfassen die Messungen in den Ortschaft-

ten Forchheim bzw. Mörsch. Im Mittel beträgt der Median der Partikelanzahldichten in diesen Bereichen 10000 cm^{-3} und 9000 cm^{-3} . Der Bereich zwischen den Perzentilen ist für beide Bereiche vergleichbar und liegt im Mittel zwischen 3500 cm^{-3} und 28000 cm^{-3} . Allerdings kann im Bereich Z bei einer relativen Marktplatzentfernung von ca. 11 km Erhöhung des Medians um 2000 cm^{-3} beobachtet werden. Damit verbunden ist ein starker Anstieg der 95 %-Perzentilen. An dieser Stelle verläuft die Messstrecke über eine Distanz von 300 m parallel zur mehrspurigen B36.

Für den gesamten Streckenverlauf zwischen den Bereichen V und Z zeigt die 5 %-Perzentile wie bei der Strecke S2-Nord nur eine geringe Variabilität. Die Differenz zwischen dem absoluten Minimum und Maximum beträgt lediglich 3000 cm^{-3} . Im Streckenmittel über diese Bereiche beträgt die untere Perzentile der gemessenen Gesamtpartikelanzahlen wie bei S2-Nord 4000 cm^{-3} .

3.3.1.2 Linie S1

Strecke S1-Nord

Anhand der Strecke S1-Nord (284 Messfahrten) kann die nordöstliche Umgebung von Karlsruhe mit der Innenstadt verglichen werden (Abb. 3.12). Die, relativ zur Innenstadt, südlichwestlichen Bereiche F, G und H werden nicht betrachtet. Das Konzentrationsmaximum des Medians befindet sich Mühlburger Tor (relative Entfernung zum Marktplatz von $1,2 \text{ km}$) im Bereich E und beträgt 18700 cm^{-3} . Die niedrigste Partikelkonzentration von 8520 cm^{-3} tritt im Bereich D (Neureut) bei einer relativen Entfernung von $-3,6 \text{ km}$ zum Marktplatz auf. Der Median zeigt wieder eine Verschiebung zur 5 %-Perzentilen, die abgesehen von der Innenstadt nur gering schwankt und im Mittel zwischen der Innenstadt und den nördlichen Bereichen bei ca. 4500 cm^{-3} liegt.

In der Innenstadt (Bereich E) beträgt der Median im Mittel 14000 cm^{-3} und der *sehr wahrscheinliche* Verteilungsbereich liegt zwischen 5000 cm^{-3} und 40000 cm^{-3} , wobei die Partikelanzahlen in E eine große räumliche Variabilität aufweisen. Der Rückgang der Emissionsquellen in der Fußgängerzone ($-0,6$ bis $0,3 \text{ km}$) verursacht eine Abnahme der Partikelanzahlen in diesem Abschnitt. Derselbe Effekt kann am Bahnhofsvorplatz ($2,3 \text{ km}$) beobachtet werden. Es tritt jedoch auch eine stellenweise Erhöhung der Konzentrationen innerhalb der Fußgängerzone auf, deren Ursache vermutlich wieder in Gebäudeemissionen liegt. Die höheren Partikelanzahldichten im kompletten Bereich von E werden durch den Straßenverkehr verursacht. Der Verkehrseinfluss wird vor allem an den großen Kreuzungen am Mühlburger Tor ($-1,2 \text{ km}$), Europaplatz ($-0,8 \text{ km}$), Ettlinger Tor ($0,5 \text{ km}$) oder am Albtalbahnhof ($2,5 \text{ km}$) deutlich. Der starke Rückgang der Partikelkonzentrationen bei ca. $-2,5 \text{ km}$ wird dadurch verursacht, dass die AERO-TRAM die stark verkehrsbeeinflusste Kaiserallee verlässt und in eine Nebenstraße abbiegt.

Im Bereich D (Neureut) kommt es in Verbindung mit einem größer werdenden Straßenabstands im Vergleich zur Innenstadt zu einer Abnahme des Medians der Partikelanzahldichten. Außerdem befindet sich die Messstrecke in diesem Bereich zum größten Teil an oder zwischen unbebauten Wiesenflächen. Allerdings kann mit zunehmender Entfernung zum Marktplatz eine wieder zunehmende Partikelkonzentration festgestellt werden, da bei einer Entfernung von ca. $5,5 \text{ km}$

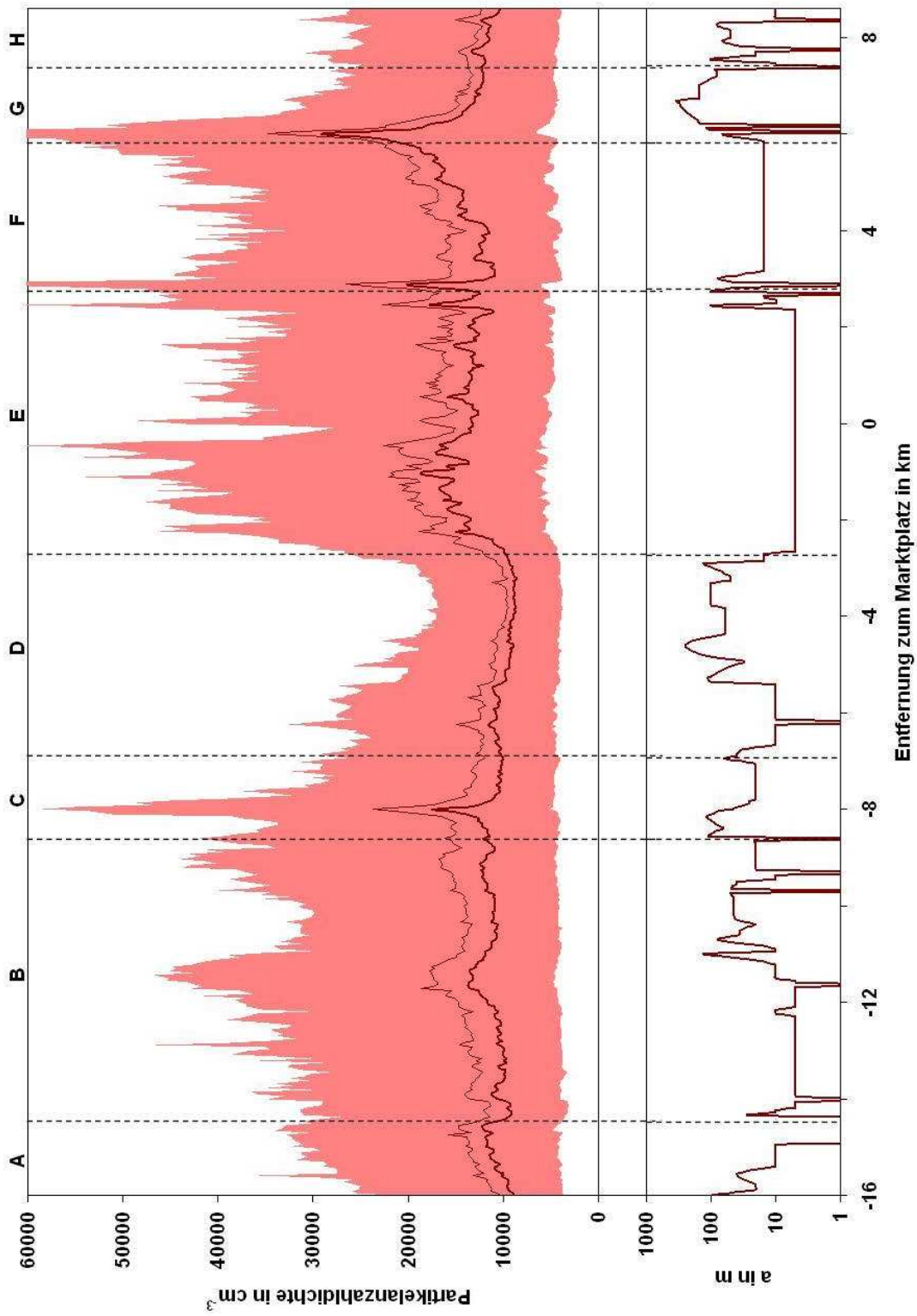


Abbildung 3.12: Oberer Abbildungsteil: Partikelkonzentrationen entlang der Strecke *SI-Nord* (Hochstetten-Ettlingen). Dicke Linie: Median, dünne Linie: Mittelwert, Fläche: Bereich zwischen 5 %-Perzentile und 95 %-Perzentile. 284 Fahrten. Unterer Abbildungsteil: Abstand der Messstrecke zur nächsten Straße.

relativ zum Marktplatz die Strecke innerhalb eines Wohngebiets verläuft. Neben dem größer werdenden Medians, kann dies auch in einem Anstieg der oberen Perzentilen beobachtet werden. Im Mittel liegen die Partikelanzahldichten in *D* bei 9700 cm^{-3} . Die Messwerte sind zu 90 % zwischen 4200 cm^{-3} und 22000 cm^{-3} verteilt. Im Vergleich zu den anderen Gebieten im Norden von Karlsruhe ist Neureut am geringsten belastet.

Bei der Überquerung der *B36* im Bereich *C* tritt eine weitere starke Erhöhung der Partikelanzahlen auf. Hier können Partikelanzahldichten von bis zu 17500 cm^{-3} auftreten. Eine starke Zunahme der oberen Perzentilen kann ebenfalls beobachtet werden.

In den Ortschaften Eggenstein und Leopoldshafen (Bereich *B*) liegt die Partikelkonzentration im Mittel bei 11000 cm^{-3} . Die Messungen befinden sich im Mittel *sehr wahrscheinlich* zwischen 4000 cm^{-3} und 35500 cm^{-3} . Allerdings lässt sich bei einer relativen Marktplatzentfernung von $-12,7 \text{ km}$ eine Zunahme der Partikelanzahlen auf bis zu 13700 cm^{-3} feststellen. Hier befindet sich ein beschränkter Bahnübergang. Vermutlich verursachen die Emissionen wartender Fahrzeuge zu diesem Anstieg der Konzentrationen. Zusätzlich nimmt die 95 %-Perzentile im Bereich des Bahnübergangs ebenfalls stark zu. Vor der Bahnübergang kann bei einer relativen Marktplatzentfernung von ca. -10 km ein Rückgang der oberen Perzentilen beobachtet werden. Hier durchquert die AERO-TRAM etwas abseits von Straßen und Häusern eine Grünanlage.

Im nördlichsten Bereich *A* tritt nach Verlassen von *B* zunächst ein Anstieg der Partikelanzahlen auf. Eventuell wird dies durch die sich ändernde Umgebung der Messstrecke verursacht. Vor der Konzentrationserhöhung befindet sich in Bereich *B* auf der einen Seite der Strecke ein Wohngebiet von Linkenheim und auf der anderen Seite Acker- und Waldflächen. Im Bereich der Konzentrationserhöhung verläuft die Messstrecke durch ein Wohngebiet hindurch. Außerdem verringert sich der Abstand zur nächsten Straße. Straßenbahn und Straßenverkehr teilen sich hier denselben Verkehrsweg. Im weiteren Streckenverlauf nehmen der Median und die 95 %-Perzentile der Partikelanzahlen durch den zunehmenden Straßenabstand wieder ab. Im Mittel liegt die Aerosolbelastung in *A* bei 11000 cm^{-3} , wobei sich die gemessenen Konzentrationen *sehr wahrscheinlich* zwischen 4000 cm^{-3} und 30000 cm^{-3} verteilen.

Strecke *S1-Süd*

Für das Jahr 2010 fanden entlang der Strecke *S1-Süd* 165 reguläre Fahrten statt. Für die Untersuchung der räumlichen Verteilung der Aerosolkonzentrationen in den südöstlichen Gebiete im Ballungsraum Karlsruhe wird in Abb. 3.13 der nördlich von der Innenstadt gelegene Bereich *D* nicht betrachtet.

Die Messungen auf der Strecke *S1-Süd* zeigen eine Abnahme der Partikelanzahldichten mit zunehmender Entfernung vom Stadtzentrum (Bereich *E*). Es treten jedoch, wie bei den zuvor betrachteten Strecken, in einigen Bereichen Erhöhungen der Aerosolkonzentrationen auf, die zum Teil größer als die Innenstadtkonzentrationen sind. Das Konzentrationsmaximum wird bei der Überquerung der Autobahn *A5* beobachtet. Es befindet sich $6,3 \text{ km}$ entfernt vom Marktplatz und liegt bei 24000 cm^{-3} . Durch die starken Verkehrsemissionen der *A5* lässt sich hier auch mit 75000 cm^{-3} der höchste Wert der 95 %-Perzentilen feststellen. Die niedrigste Aerosolbelastung

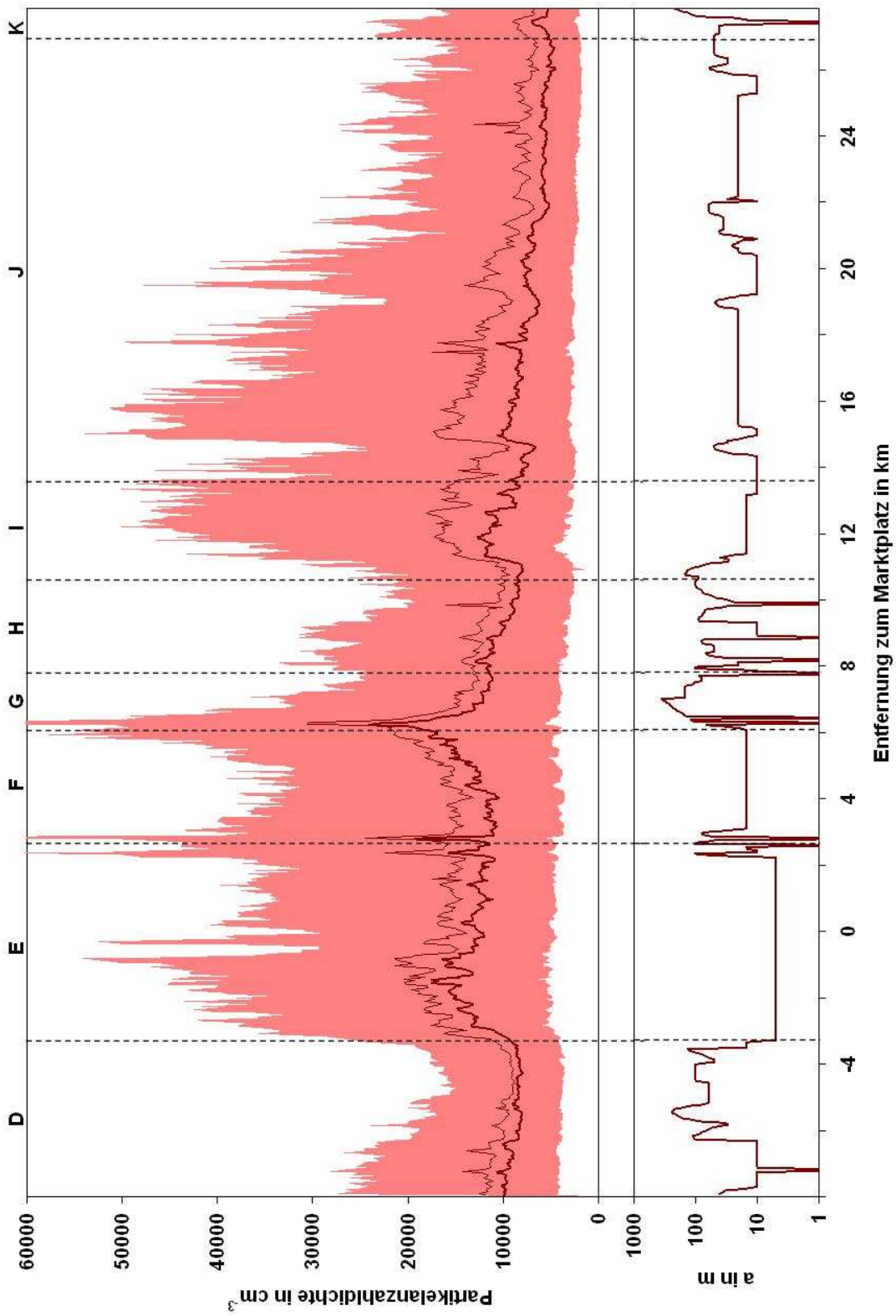


Abbildung 3.13: Oberer Abbildungsteil: Partikelkonzentrationen entlang der Strecke *S1-Süid* (Neureut–Bad Herrenalb). Dicke Linie: Median, dünne Linie: Mittelwert, Fläche: Bereich zwischen 5 %-Perzentile und 95 %-Perzentile. 165 Fahrten. Unterer Abbildungsteil: Abstand der Messstrecke zur nächsten Straße.

liegt bei einer relativen Marktplatzentfernung von 25,6 km im Bereich *J* und beträgt 4500 cm^{-3} . An dieser Stelle fährt die AERO-TRAM durch ein Waldgebiet und ist ca. 60 m von einer Straße entfernt. Ein weiterer Grund mit der diese niedrige Partikelkonzentration erklärt werden kann, ist die Tatsache, dass zwischen der Messumgebung der Straßenbahn an dieser Stelle und der Innenstadt ca. 200 Höhenmeter liegen (Abb. 2.4).

In der Innenstadt (Bereich *E*) beträgt der Median der Partikelanzahlen im Mittel ca. 13000 cm^{-3} . Die gemessenen Aerosolkonzentrationen sind *sehr wahrscheinlich* zwischen 4800 cm^{-3} und 38000 cm^{-3} verteilt. Es existieren jedoch Gebiete in *E* an denen eine Zu- oder Abnahme der Aerosolkonzentrationen auftritt. Diese entsprechen den gleichen Gebieten aus Bereich *E* auf der Strecke *S1-Nord*.

Im Bereich *F* kommt es nach Verlassen des Innenstadtbereichs zunächst zu einem Anstieg des Medians und der oberen Perzentilen der Partikelanzahlen (3,0 km). Hier überquert die AERO-TRAM die Südtangente. Ab einer relativen Marktplatzentfernung von ca. 5 km lässt sich ein stetiger Anstieg der Aerosolkonzentrationen feststellen. Die Messungen nähern sich hier der Autobahn *A5* immer mehr an. Eventuell führen Kanalisierungseffekte im Stadtgebiet von Rüppur zu einem Aerosoltransport von der *A5* nach Rüppur. Im Mittel liegt der Median in *F* mit 13000 cm^{-3} auf dem gleichen Niveau wie in der Innenstadt. Der *sehr wahrscheinliche* Verteilungsbereich der Partikelmessungen liegt zwischen 4100 cm^{-3} und 39000 cm^{-3} .

Die Autobahnüberquerung in *G* führt zu einem starken Anstieg der Partikelanzahldichten. Mit einer zunehmender Entfernung zur *A5* kann eine Abnahme der Konzentrationen beobachtet werden, da die Messumgebung aus Wiesen- und Ackerflächen besteht und außerdem der Abstand zur nächsten Straße zum größten Teil über 100 m beträgt.

In Ettlingen (Bereich *H*) nehmen die Partikelkonzentrationen kontinuierlich ab, wobei es an Stellen, an denen sich die Straßenbahn Straßen annähert, geringe Zunahmen der Konzentrationen beobachtet werden können. Da in *H* die Messstrecke fast immer abseits von Straßen verläuft und auch keine anderen lokalen Quellen in Ettlingen lokalisiert werden können, wird die Partikelabnahme möglicherweise durch den größer werdenden Abstand von der Autobahn verursacht. Im Mittel liegen die Anzahldichten in Ettlingen bei ca. 10000 cm^{-3} und befinden sich zu 90 % zwischen 3200 cm^{-3} und 26000 cm^{-3} .

Im Bereich *I* tritt eine stärkere Zunahme der Aerosolbelastung auf. Hier befindet sich die AERO-TRAM in einem Industriegebiet und nähert sich einer stark befahrener Straße auf bis zu 10 m an. Im Mittel liegt der Median der Konzentrationen auf demselben Niveau wie in Bereich *H*, allerdings können die Partikelkonzentrationen *sehr wahrscheinlich* Werte von bis zu 40000 cm^{-3} annehmen.

Im Albatal (Bereich *J*) kann eine weitere stetige Abnahme der Partikelkonzentrationen festgestellt werden, wobei kleinere Anstiege der Anzahldichten in Abschnitten auftreten, in denen die Straßenbahn kleinere Ortschaften durchquert. Mit einer Zunahme der Konzentrationen ist eine Verringerung des Straßenabstands von der Messstrecke verbunden. Der stetige Rückgang der Partikelanzahlen kann auf die geringe Anzahl von lokalen Partikelquellen im Albatal zurückgeführt werden. Abgesehen vom Straßenverkehr und kleineren Ortschaften lassen sich im Albatal keine weiteren anthropogenen Emissionsquellen lokalisieren. Die Emissionsquellen beeinflussen in *J*

die Messungen nur schwach, da die nächste Straße zum größten Teil über 10 m entfernt liegt. Ein weiterer Faktor, die einen großen Einfluss auf die Partikelanzahldichten ausüben kann, ist die Tatsache, dass im Albtal die Messstrecke immer höher ansteigt. Da die Aerosolkonzentrationen im Allgemeinen mit der Höhe abnehmen (Imhof et al., 2005), kann dieser Effekt eventuell in J beobachtet werden. Im Mittel liegt der Median der Konzentrationen im Albtal bei ca. 7000 cm^{-3} . Der *sehr wahrscheinliche* Bereich in denen sich die Messungen verteilen liegt zwischen 2400 cm^{-3} und 29000 cm^{-3} .

3.3.2 Jahresmittel der gleitenden Quantilenwerte für den gesamten Datensatz

Die räumliche Verteilung der mittleren Partikelkonzentrationen wurde im vorherigen Kapitel mit Hilfe des Medians der gemessenen Rohdaten der Partikelanzahldichten dargestellt. Der Median wird jedoch in nicht geringen Maße durch kleinräumige Emissionen wie durch den Straßenverkehr beeinflusst. In dieser Arbeit liegt der Schwerpunkt jedoch in der Untersuchung der Unterschiede für größere Umgebungen. Durch Verwendung der Jahresmittel des gleitenden Medians und der gleitenden Perzentilen kann der Einfluss kleinerer Einzelquellen herausgefiltert werden.

3.3.2.1 Linie S2

Strecke S2–Nord

Im Vergleich zwischen den Quantilen der Rohdaten (Abb. 3.10) und der Jahresmittel der gleitenden Quantilen der Rohdaten (Abb. 3.14) wird die Filterung der Emissionen durch kleinere Einzelquellen deutlich. Beispielsweise kann anhand des gleitenden Medians und insbesondere der gleitenden oberen Perzentilen festgestellt werden, dass ein Anstieg der Konzentrationen durch kleinere Einzelquellen wie schwach frequentierte Kreuzungen nicht mehr auftritt. Trotzdem bleibt der Einfluss von Emissionen in stärker belasteten Abschnitten, wie z. B. die Kreuzungen am Mühlburger Tor, in der Nähe der Südtangenten–Überquerung oder in Ortschaften wie Blankenloch (Bereich T) auf die Aerosolbelastung erhalten.

Der Unterschied zwischen Jahresmittel der gleitenden 5 %-Perzentilen und der 5 %-Perzentile der Rohdaten kommt dadurch zustande, dass in Abb. 3.14 die untere Perzentile das Mittel der gleitenden 5 %-Perzentilen für jede Einzelfahrt darstellt und somit der synoptische Einfluss auf die Aerosolkonzentrationen jeder einzelnen Fahrt mit eingeht. Im Gegensatz dazu stellen die Abschnittswerte der 5 %-Perzentilen in Abb. 3.10 die Konzentration einer jeweils einzigen speziellen Fahrt dar.

Für die räumlichen Unterschiede ergibt sich hier ein ähnliches Bild wie in Kap. 3.3.1.1. In der Innenstadt (Bereich V) tritt die höchste Aerosolbelastung auf. Der am geringsten belastete Bereich befindet sich wieder in dem Waldgebiet in Bereich S . Mit zunehmender Entfernung zum Stadtzentrum nehmen die Konzentrationen in den nördlichen Bereichen immer weiter ab. Allerdings kann ebenfalls eine Zunahme der Partikelanzahlen im Bereich T festgestellt werden. In Bereich R , bei einer Marktplatzentfernung von -15 km , kommt es zu einer Erhöhung der oberen Perzentilen. Dies trat in den Quantilen der Rohdaten (Abb. 3.10) nicht in diesem Maße auf.

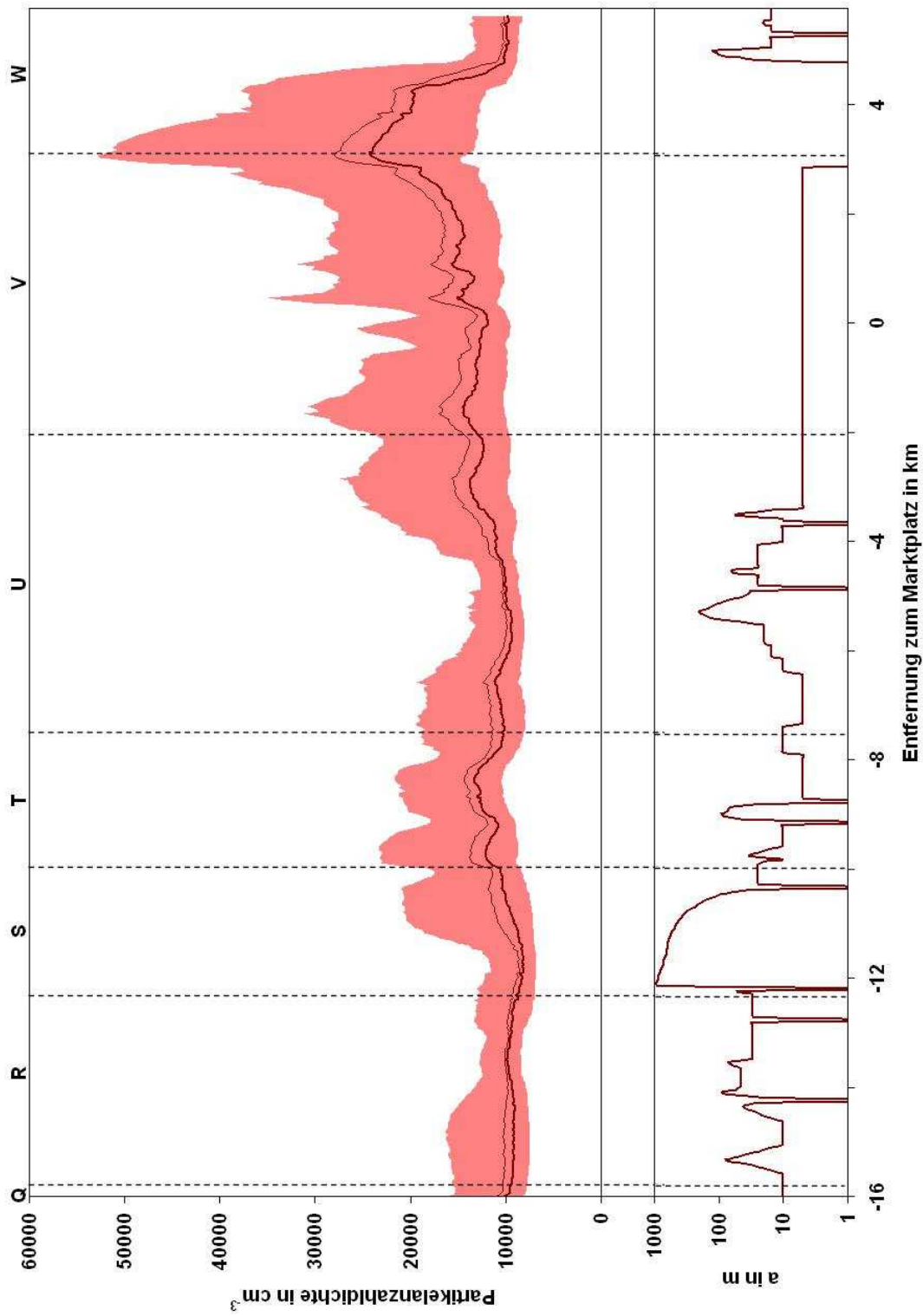


Abbildung 3.14: Oberer Abbildungsteil: Jahresmittel des gleitenden Medians (dicke Linie) und des gleitenden Mittels (dünne Linie) der Rohdaten für die Partikelkonzentrationen entlang der Strecke S2-Nord (Spöck-Daxlanden). Fläche: Bereich zwischen gleitender 5 %-Perzentile und 95 %-Perzentile. 689 Fahrten. Unterer Abbildungsteil: Abstand der Messstrecke zur nächsten Straße.

Mit Hilfe der Konzentrationen der Stickoxide entlang der Strecke *S2-Nord* (Abb. 3.15) können für Bereiche, an denen aufgrund von Partikelemissionen durch den Straßenverkehr eine Erhöhung der Partikelanzahlen auftritt, eine starke Zunahme der NO_x -Konzentrationen beobachtet werden. Im Allgemeinen ist in der Innenstadt (Bereich *V*) die höchste Variabilität der Stickoxidkonzentrationen festzustellen. In den nördlichen Gebieten nimmt die Variabilität der Stickoxide ab. Damit verbunden ist im Vergleich zur Innenstadt eine Abnahme der Verkehrsbelastung. Die Variabilität in den nördlichen Bereichen ist jedoch im Vergleich zu der Partikelvariabilität der Innenstadt viel geringer. Der Anstieg der Partikelanzahlen in Blankenloch (Bereich *T*) kann durch die stärkere NO_x -Belastung in diesem Gebiet auf die Zunahme von Emissionsquellen in Blankenloch zurückgeführt werden. Es können jedoch auch Abschnitte gefunden werden, in denen eine Erhöhung der Partikelkonzentrationen ohne eine Zunahme der Stickoxide auftritt. Beispielsweise kommt es bei einer relativen Marktplatzentfernung von -15 km oder -11 km zu einem Anstieg der 95 %-Perzentilen der Partikelanzahldichten. Bei den Stickoxiden kann dies weder im Median noch in der oberen Perzentilen beobachtet werden. An diesen Stellen muss die Zunahme der Partikelanzahlen durch andere lokale Quellen wie durch den Straßenverkehr verursacht werden.

Die unterschiedlich hohe Anzahl von Fahrten für Partikel- und Stickoxidmessungen begründet sich darin, dass das Aerosolmodul im Gegensatz zum Gasmodul nicht über das ganze Jahr betrieben werden konnte. Im Speziellen fehlen die Partikelmessungen aus den Monaten Januar und Februar, in denen das Frontmodul nicht auf der Straßenbahn montiert war.

Strecke *S2-Süd*

Durch Verwendung des Jahresmittel der gleitenden Quantilen kann entlang der Strecke *S2-Süd* ebenfalls eine Filterung von kleineren Emissionsquellen festgestellt werden (Abb. 3.16).

Der Einfluss von größeren Quellen, wie Kreuzungen mit hoher Verkehrsrate, oder speziell die Emissionen der Südtangente bleiben erhalten. Die Innenstadt in *V* weist im Gegensatz zu den südlichen Gebieten, mit Ausnahme von Bereich *W*, eine höhere Partikelbelastung und eine höhere Variabilität der Partikelanzahldichten auf. Das Jahresmittel der gleitenden Quantilen und die Quantilen der Rohdaten (Abb. 3.11) zeigen eine ähnliche räumliche Verteilung der Aerosolkonzentrationen und deren Variabilität.

Im Vergleich mit den NO_x -Konzentrationen (Abb. 3.17) treten Erhöhungen der Partikelanzahlen zwischen den Gebieten *V* und *Z*, im Gegensatz zu den nördlichen Bereichen auf der Strecke *S2-Nord* immer in Verbindung mit einer Zunahme der Stickoxide auf. Damit ist die Aerosolbelastung in den südwestlichen Gebieten im Raum Karlsruhe generell auf lokale Quellen zurückzuführen. Beispielsweise fallen bei der Überquerung der Südtangente (relative Marktplatzentfernung von ca. $3,5\text{ km}$) die höchsten NO_x -Konzentrationen mit den höchsten Partikelanzahldichten zusammen. Generell lässt sich im Gegensatz zu den Partikelkonzentrationen außerhalb des Stadtgebiets eine geringere Variabilität der Stickoxide beobachten. Dies spricht, wie schon bei der Strecke *S2-Nord*, für eine Abnahme der lokalen Quellen außerhalb von Karlsruhe.

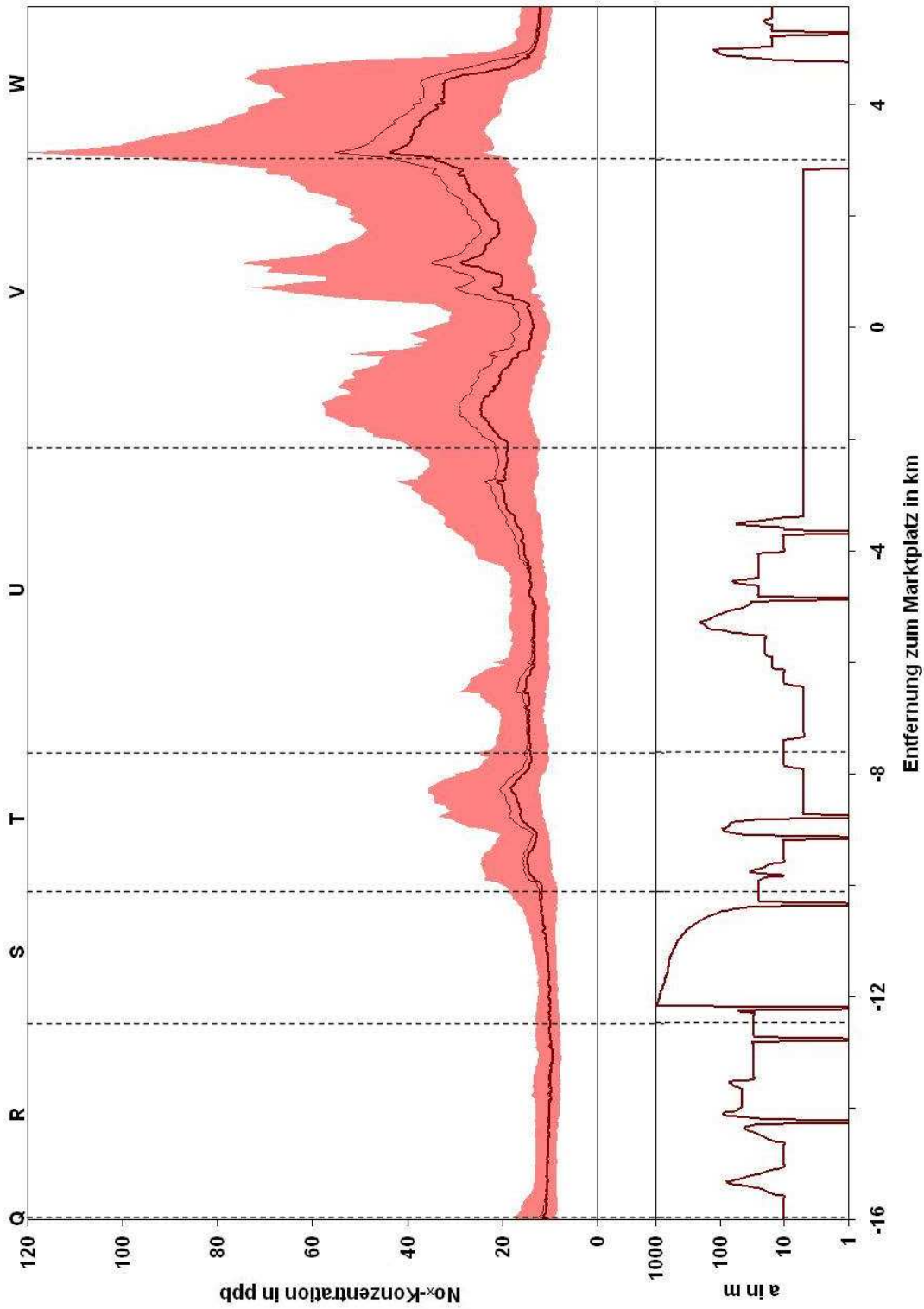


Abbildung 3.15: Oberer Abbildungsteil: Jahresmittel des gleitenden Medians (dicke Linie) und des gleitenden Mittels (dünne Linie) der Rohdaten für die Stickoxidkonzentrationen entlang der Strecke *S2-Nord* (Spöck-Daxlanden). Fläche: Bereich zwischen gleitender 5 %-Perzentile und 95 %-Perzentile. 1007 Fahrten. Unterer Abbildungsteil: Abstand der Messstrecke zur nächsten Straße.

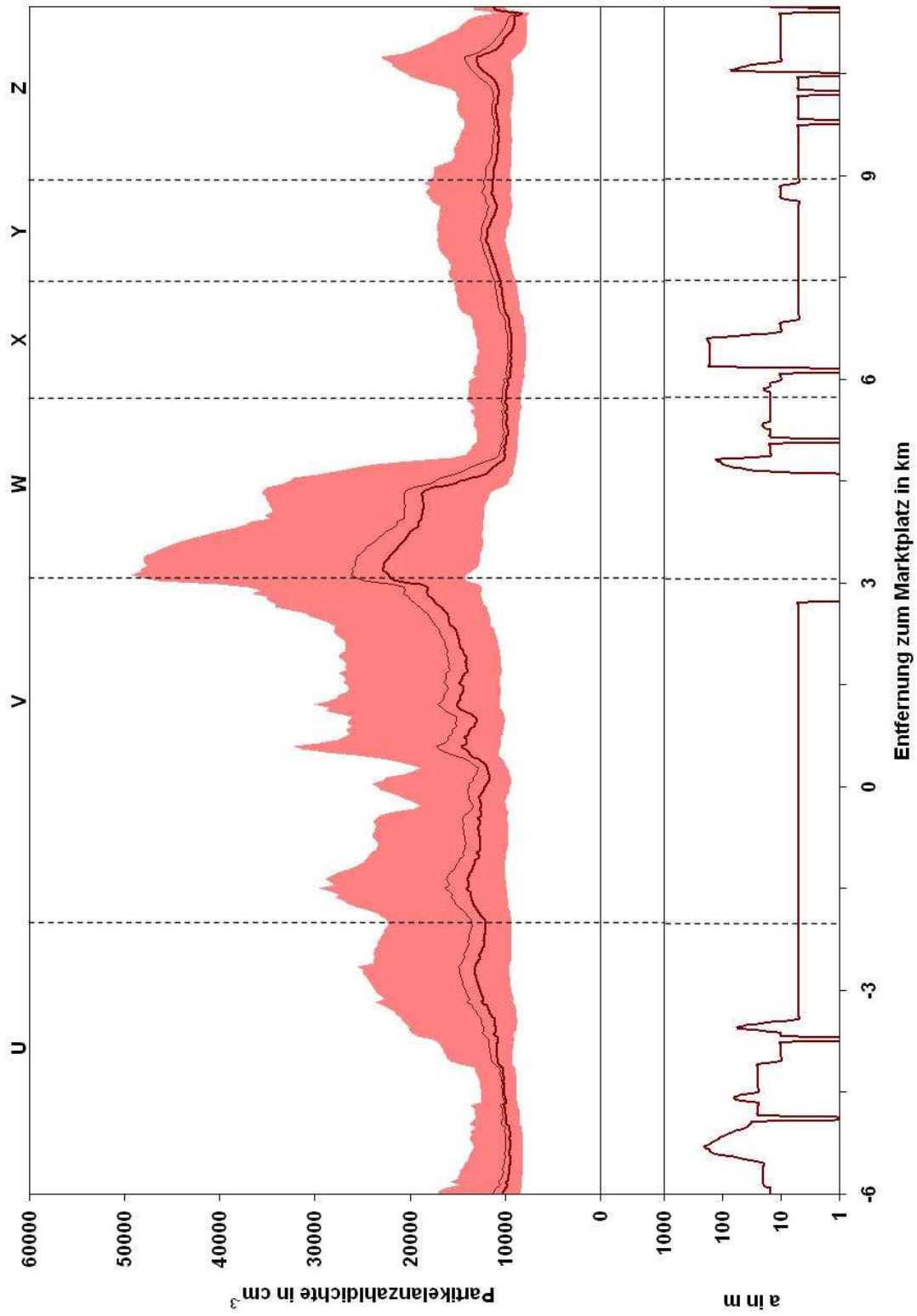


Abbildung 3.16: Oberer Abbildungsteil: Jahresmittel des gleitenden Medians (dicke Linie) und des gleitenden Mittels (dünne Linie) der Rohdaten für die Partikelkonzentrationen entlang der Strecke S2-Siid (Büchig-Mörsch). Fläche: Bereich zwischen gleitender 5 %-Perzentile und 95 %-Perzentile. 896 Fahrten. Unterer Abbildungsteil: Abstand der Messstrecke zur nächsten Straße.

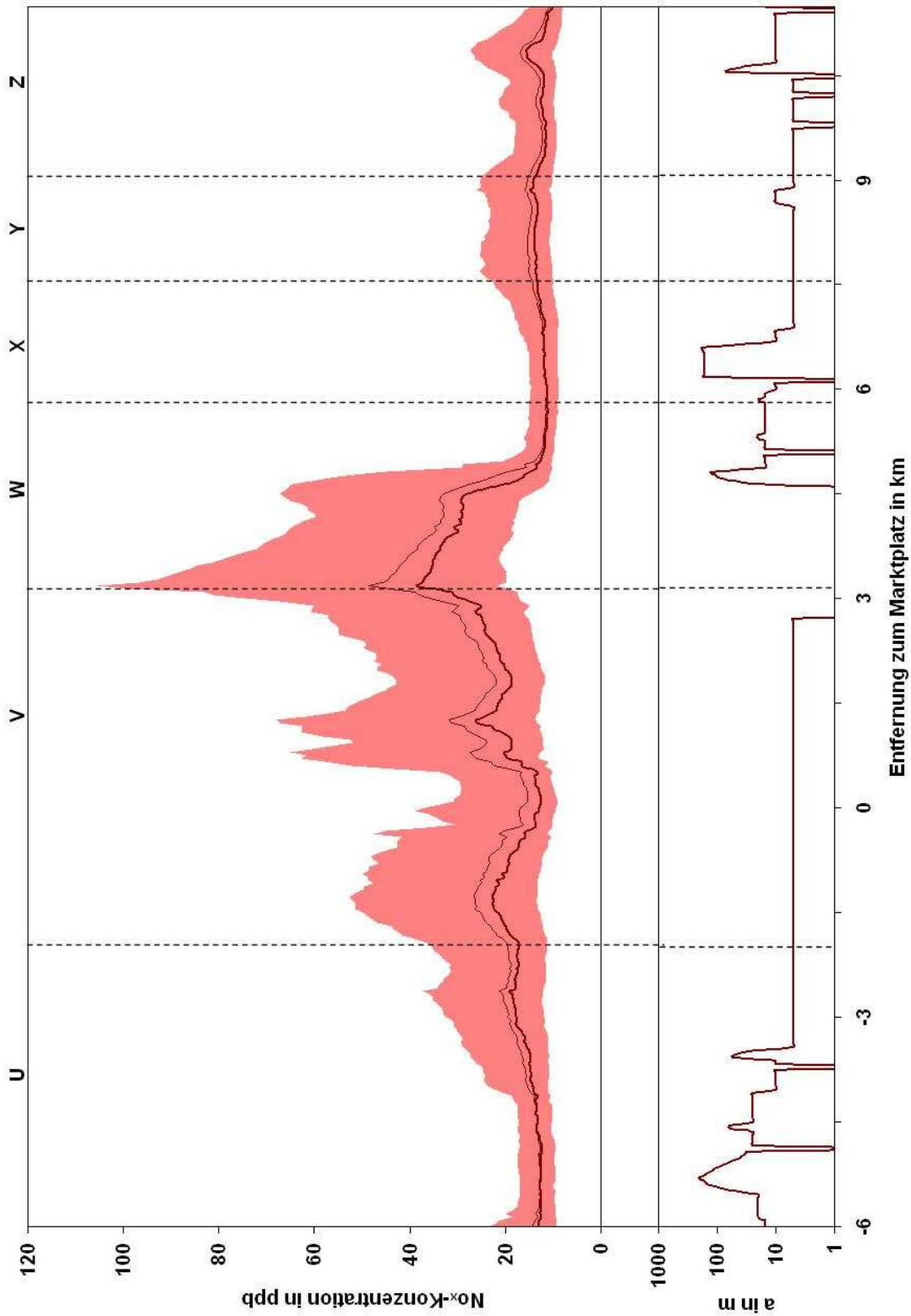


Abbildung 3.17: Oberer Abbildungsteil: Jahresmittel des gleitenden Medians (dicke Linie) und des gleitenden Mittels (dünne Linie) der Rohdaten für die Stickoxidkonzentrationen entlang der Strecke S2-Süd (Büchig-Mörsch). Fläche: Bereich zwischen gleitender 5 %-Perzentile und 95 %-Perzentile. 1317 Fahrten. Unterer Abbildungsteil: Abstand der Messstrecke zur nächsten Straße.

3.3.2.2 Linie S1

Strecke S1–Nord

Mit Hilfe der Jahresmittel der gleitenden Quantilen treten die Unterschiede in der räumlichen Partikelverteilung viel ausgeprägter auf (Abb. 3.18 als bei den mittleren Jahresverhältnissen in Abb. 3.12. Im Vergleich zu den Verhältnissen in Abb. 3.12 unterscheidet sich jetzt Bereich *B* (Eggenstein–Leopoldshafen) deutlich vom Innenstadtbereich *E*. Vor allem im Abstand der unteren und oberen Perzentilen wird dies deutlich, da die Variabilität der Partikelkonzentrationen in der Innenstadt weitaus höher als in *B* ist.

Durch die Verwendung des Jahresmittels des gleitenden Medians werden wieder die Partikelemissionen kleiner Quellen gefiltert, wobei starke Quellen wie die Kreuzung am Mühlburger Tor immer noch erkennbar bleiben. Im Gegensatz zur Überquerung der Südtangente bei der Strecke *S2–Süd* ist ein Anstieg des gleitenden Medians durch die Überquerung der *B36* im Bereich *C* nicht zu beobachten. Allerdings steigen die Partikelkonzentrationen der gleitenden 95%–Perzentilen an. Der Unterschied zwischen *S1–Nord* und *S2–Süd* bei Überquerung einer stark befahrenen Straße kommt dadurch zustande, dass bei der Strecke *S2–Süd* bei der Brücke über die Südtangente die Messstrecke parallel zu einer weiteren Straße verläuft.

Im Vergleich zwischen den Partikelanzahlen und den NO_x –Konzentrationen (Abb. 3.19) stellt sich heraus, dass nennenswerte Emissionen von Stickoxiden vor allem in der Innenstadt freigesetzt werden (Bereich *E*). Hier ist auch der Bereich, in denen die NO_x –konzentrationen *sehr wahrscheinlich* verteilt sind, am größten. Nach Verlassen der Innenstadt treten in den Bereichen *D* und *C* kaum Variationen in den NO_x –Konzentrationen auf. In diesen Bereichen werden kaum Emissionen des Straßenverkehrs gemessen, da die Messstrecke entfernt von Straßen durch Wiesenflächen hindurchführt. Erst in Eggenstein–Leopoldshafen (Bereich *B*) kann im Bereich eines Bahnübergangs (relative Marktplatzentfernung von ca. $-11,5\text{ km}$) ein Anstieg der Stickoxide festgestellt werden.

In diesem Bereich tritt neben der Erhöhung der Partikelanzahlen an der Stelle des Bahnübergangs, eine Zunahme der Aerosolbelastung im gesamten Bereich *B* auf. Da kein gleichzeitiger Anstieg der NO_x –Konzentrationen im gesamten Bereich von *B* festzustellen ist, können lokale Quellen, wie der Straßenverkehr, nicht für die Konzentrationserhöhung der Partikel verantwortlich sein. Möglicherweise führen SO_2 – und Partikelemissionen der Raffinerien oder des Kohlekraftwerks im Südwesten von Bereich *B* zu einem Anstieg der Partikelkonzentrationen, da durch die vorherrschende südwestliche Windrichtung Emissionen aus diesem Bereich herantransportiert werden können.

Strecke S1–Süd

Für das Jahresmittel der Strecke *S1–Süd* können, wie schon bei Betrachtung der mittleren Jahresverhältnisse über die Quantilenwerte der Rohdaten, zum Teil große räumliche Unterschiede der Aerosolverteilung festgestellt werden.

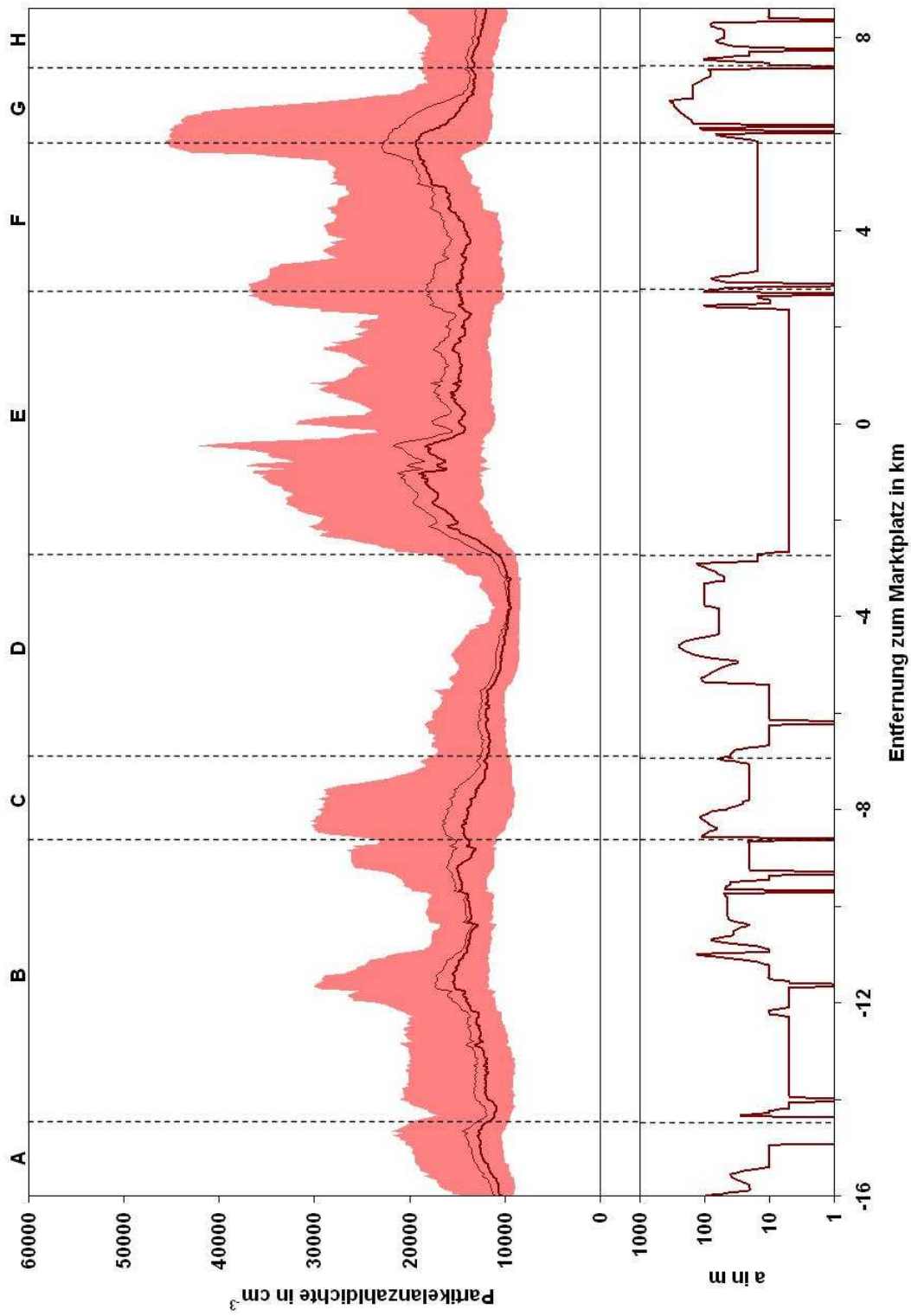


Abbildung 3.18: Oberer Abbildungsteil: Jahresmittel des gleitenden Medians (dicke Linie) und des gleitenden Mittels (dünne Linie) der Rohdaten für die Partikelkonzentrationen entlang der Strecke *SI-Nord* (Hochstetten–Erlingen). Fläche: Bereich zwischen gleitender 5 %-Perzentile und 95 %-Perzentile. 284 Fahrten. Unterer Abbildungsteil: Abstand der Messstrecke zur nächsten Straße.

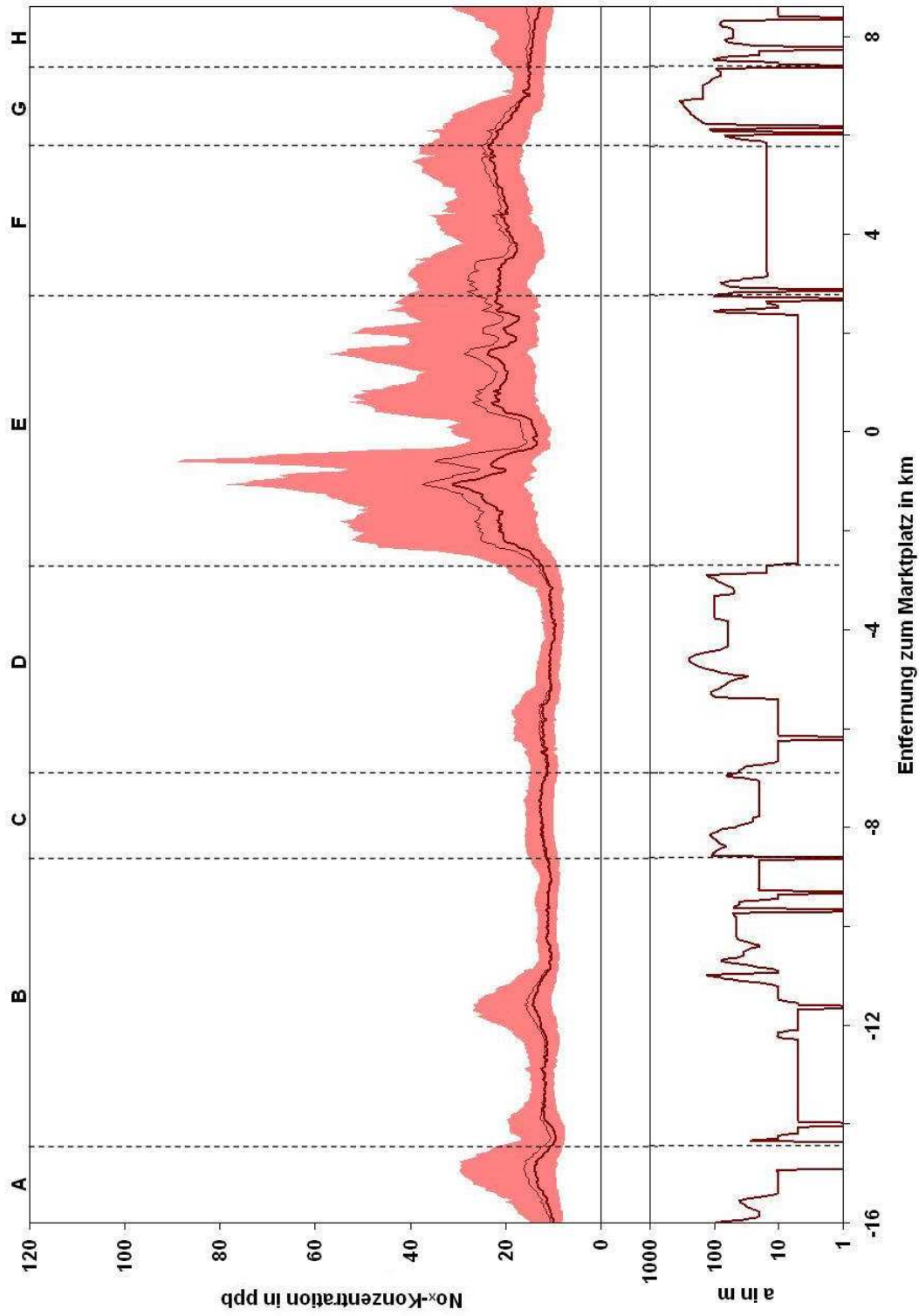


Abbildung 3.19: Oberer Abbildungsteil: Jahresmittel des gleitenden Medians (dicke Linie) und des gleitenden Mittels (dünne Linie) der Rohdaten für die Stickoxidkonzentrationen entlang der Strecke *SI-Nord* (Hochstetten–Ertlingen). Fläche: Bereich zwischen gleitender 5%-Perzentile und 95%-Perzentile. 656 Fahrten. Unterer Abbildungsteil: Abstand der Messstrecke zur nächsten Straße.

Die Partikelkonzentrationen liegen in den Bereichen *E* und *F* auf einem ähnlichen Niveau (Abb. 3.20), wobei in *E* bei einer relativen Entfernung vom Marktplatz zwischen $-2,5 \text{ km}$ und -1 km die Aerosolbelastung durch den Straßenverkehr in diesem Abschnitt deutlich erhöht ist. Der Einfluss der Emissionen der Südtangente ($2,5 \text{ km}$) ist allerdings nur an einem Anstieg der oberen Perzentilen zu erkennen. Die Erhöhung der Partikelanzahlen durch die Verkehrsemissionen der Autobahn *A5* im Bereich *G* ist hingegen deutlich zu beobachten.

In Ettlingen (Bereich *H*) kommt es, wie bereits bei den Quantilen der Rohdaten (Kap. 3.3.1.2) zu einer stetigen Abnahme der Partikelanzahlen. Die Annäherung an eine Straße und der Verlauf der Messstrecke entlang eines Industriegebiets verursachen einen Anstieg der Partikelkonzentrationen im Bereich *I*, die jedoch mit wieder größer werdenden Straßenabstands und Verlassen des Industriegebiets rasch abnehmen.

Die Messungen im Albtal (Bereich *J*) zeigen, abgesehen von einer Erhöhung der Aerosolbelastung bei einer relativen Marktplatzentfernung von 16 km , einen stetigen Abfall der Partikelkonzentrationen. Bemerkenswert sind jedoch die hohen Konzentrationen der gleitenden 95 %-Perzentilen in der ersten Hälfte von *H*, die zum Teil die Konzentrationen der Innenstadt überschreiten. Eventuell macht sich hier spezielle Geographie des Albtals bemerkbar.

Bei den Stickoxiden (Abb. 3.21) kann diese Konzentrationserhöhung im Bereich *J* nicht beobachtet werden. Allerdings liegt hier die nächste Emissionsquelle von Stickoxiden in Form einer 10 m entfernt liegender Straße. Möglicherweise werden Partikel aber auch im Ettlinger Industriegebiet direkt freigesetzt. Grundsätzlich können die höchsten NO_x -Konzentrationen und deren größte Variabilität wieder in der Innenstadt angetroffen werden. Die stärkste Erhöhung tritt am Mühlburger Tor auf. Die Emissionen des Straßenverkehrs an der *A5* können in den Stickoxiden nicht beobachtet werden. Möglicherweise überquert die AERO-TRAM die *A5* in einer zu großen Höhe, um die dortigen Stickoxid-Emissionen feststellen zu können. Lediglich im Bereich *I* kann eine Zunahme der NO_x -Konzentrationen in Verbindung mit einer Erhöhung der Aerosolbelastung beobachtet werden. Für die Strecke *SI-Süd* stellt sich ebenfalls heraus, dass Partikel im Messgebiet eine weit größere räumliche Variabilität aufweisen als Stickoxide und wie auf den anderen Strecken auch, ein Zusammenhang zwischen NO_x - und Partikelmissionen nicht generell gegeben ist.

3.3.3 Jahresmittel der gleitenden Quantilen in Abhängigkeit von meteorologischen Parametern

In diesem Abschnitt soll der Einfluss der großräumigen Windrichtung und Windgeschwindigkeit auf die räumliche Aerosolverteilung untersucht werden. Von großem Interesse ist dabei, ob eine Modifizierung der Partikelkonzentrationen in der Umgebung von Karlsruhe durch den Transport von Aerosolen in der städtischen Abluftfahne oder von anderen Quellen auftritt. Ein weiterer Punkt stellt die Frage dar, inwieweit die Stabilitätsmessungen des Messmastes am *KIT* auf ein größeres Gebiet übertragen werden kann.

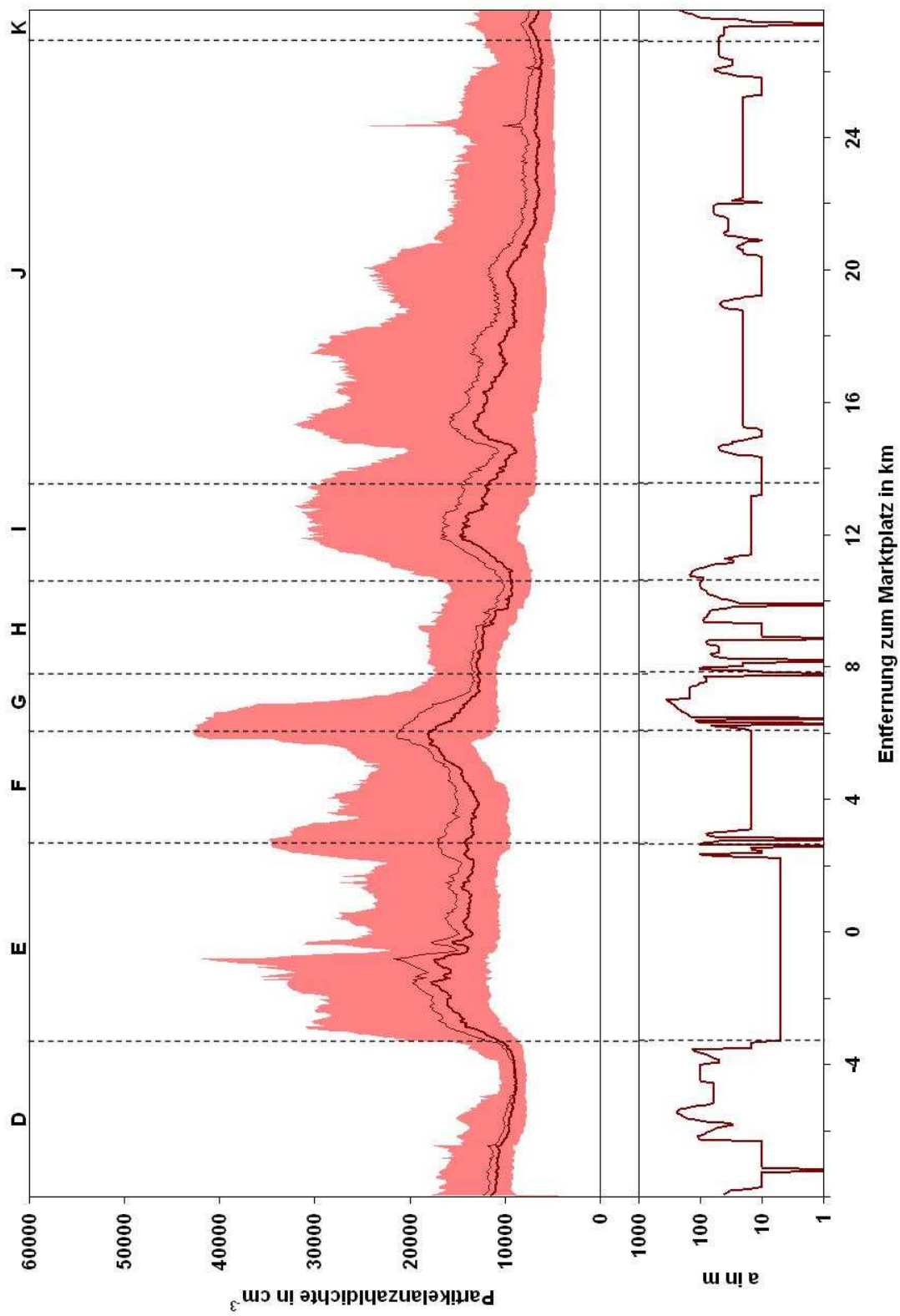


Abbildung 3.20: Oberer Abbildungsteil: Jahresmittel des gleitenden Medians (dicke Linie) und des gleitenden Mittels (dünne Linie) der Rohdaten für die Partikelkonzentrationen entlang der Strecke *SI-Süid* (Neureut–Bad Herrenalb). Fläche: Bereich zwischen gleitender 5 %-Perzentile und 95 %-Perzentile. 165 Fahrten. Unterer Abbildungsteil: Abstand der Messstrecke zur nächsten Straße.

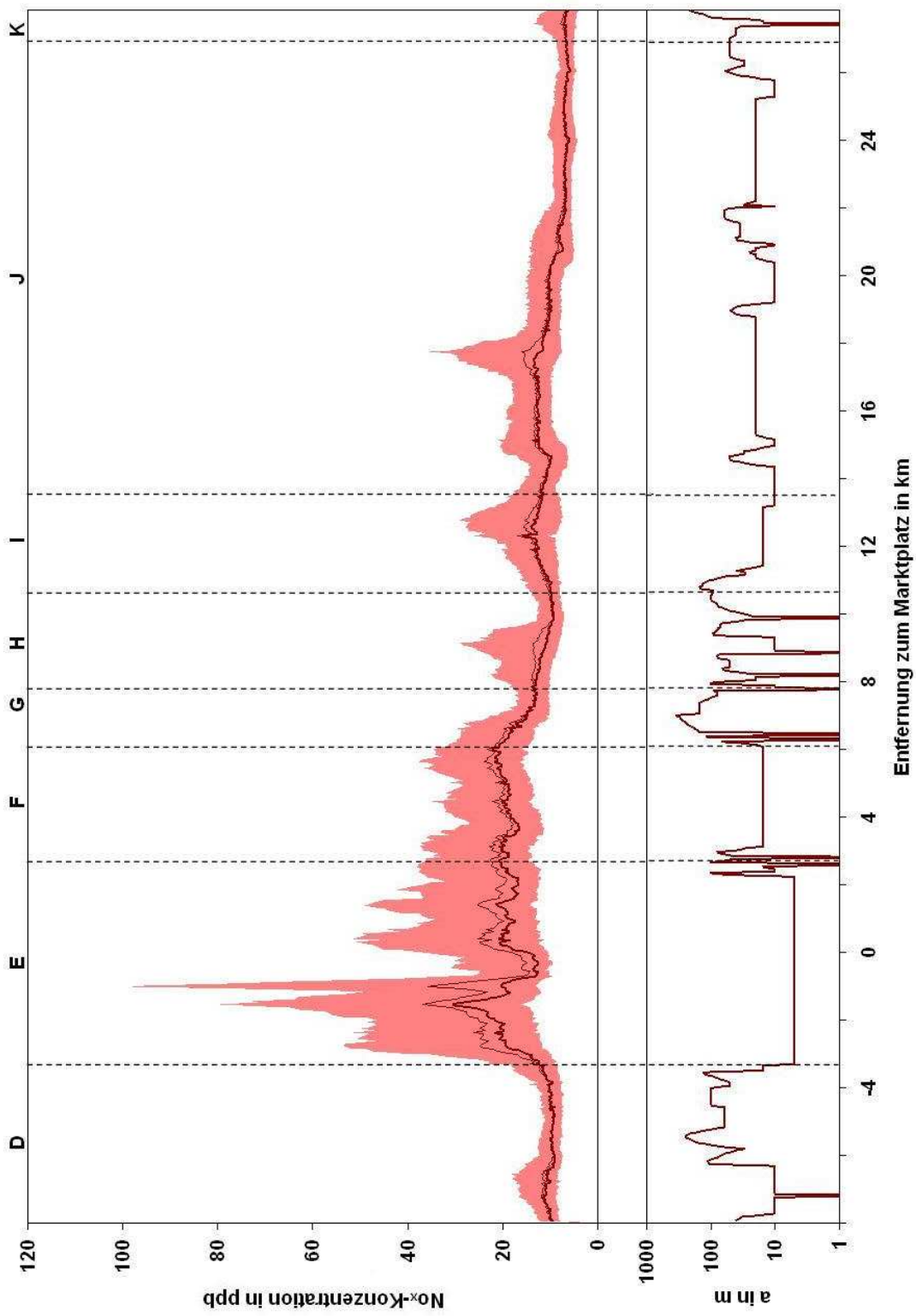


Abbildung 3.21: Oberer Abbildungsteil: Jahresmittel des gleitenden Medians (dicke Linie) und des gleitenden Mittels (dünne Linie) der Rohdaten für die Stickoxidkonzentrationen entlang der Strecke *S1-Süid* (Neureut-Bad Herrenalb). Fläche: Bereich zwischen gleitender 5%-Perzentile und 95%-Perzentile. 180 Fahrten. Unterer Abbildungsteil: Abstand der Messstrecke zur nächsten Straße.

3.3.3.1 Linie S2

Strecke S2–Nord

Die Unterschiede in den absoluten Konzentrationen (Abb. 3.22) durch die verschiedenen Anströmungsrichtungen im Messgebiet dürfen für die Strecke S2–Nord, aber auch für alle anderen Strecken, nicht direkt miteinander verglichen werden. Zum einen tritt zwischen den Clustern eine unterschiedliche Anzahl von Fahrten auf (268 gegen 377 Messfahrten), zum anderen wurden die Messfahrten an unterschiedlichen Tagen in unterschiedlichen Monaten durchgeführt. Allerdings kann der Einfluss der unterschiedlichen Windrichtungen anhand der Verschiebungen und Ausprägungen der Konzentrationsmaxima und den Unterschieden der Aerosolbelastung zwischen Innenstadt und Umgebung beschrieben werden.

In der Karlsruher Innenstadt (Bereich V) lässt sich bei einer nördlichen Anströmung eine deutliche Erhöhung der Partikelanzahlen im Bereich der Kreuzungen am Europaplatz (0,8 km) und am Durlacher Tor (0,5 km) beobachten. Möglicherweise führen Kanalisierungseffekte zu einem Transport von Aerosolen aus den nördlich gelegenen Straßen der Kreuzungen zur dieser Konzentrationszunahme. Nördlich des Europaplatzes befindet sich außerdem ein größeres Parkhaus, durch deren Lüftungsanlagen Partikel aus Fahrzeugemissionen zum Europaplatz transportiert werden könnten.

Im Bereich U tritt bei einer relativen Entfernung von ca. -3 km vom Marktplatz ein Anstieg der Aerosolkonzentrationen bei südlichen Windrichtungen auf. Da sich in diesem Bereich keine größeren Einzelquellen befinden, wird diese Zunahme wahrscheinlich durch Transport von Partikeln, die am Durlacher Tor emittiert werden, verursacht. Derselbe Effekt kann bei einer Marktplatzentfernung von $-1,5$ km, allerdings bei nördlichen Windrichtungen, beobachtet werden. Durch Transport von Partikel entlang der Zubringerstraße werden Partikel durch die Windanströmung aus dem Norden in Richtung des Durlacher Tors transportiert. Die Ausrichtung der Messstrecke und der Straße stimmt in diesem Bereich mit der Achse der dominierenden Windrichtungen im Messgebiet überein. In Blankenloch (Bereich T) können ebenfalls Kanalisierungseffekte beobachtet werden, da hier die Straße entlang der Messstrecke von Nord nach Süd verläuft. Bei nördlicher Anströmung verschiebt sich das Konzentrationsmaximum der Partikelanzahldichten vom Zentrum der Ortschaft in Richtung der südlichen Ortsgrenze. Außerdem ist bei Winden mit nördlicher Richtungskomponente ein Partikeltransport von einer Landstraße am nördlichen Ortsrand in das Wohngebiet von Blankenloch zu beobachten. Nordöstlich von Blankenloch befindet sich darüber hinaus eine stärkere Einzelquelle. Ob die Emissionen dieser Quelle ebenfalls bei nördlicher Anströmung zu der Konzentrationserhöhung beiträgt, kann nicht beantwortet werden, da die emittierten Komponenten der Quelle nicht bekannt sind. Trotzdem könnte diese Quelle für einen Anstieg der Partikelkonzentrationen verantwortlich sein, da vor allem der Transport von Emissionen aus lokalen Quellen gegen über dem Ferntransport dominiert (van der Zee et al., 1998).

Die Partikelerhöhung im Bereich S bei südlichen Windrichtungen wird vermutlich durch das Blankenlocher Industriegebiet hervorgerufen, da sich dieses bei südlichen Windrichtungen luvseitig der Messstrecke befindet.

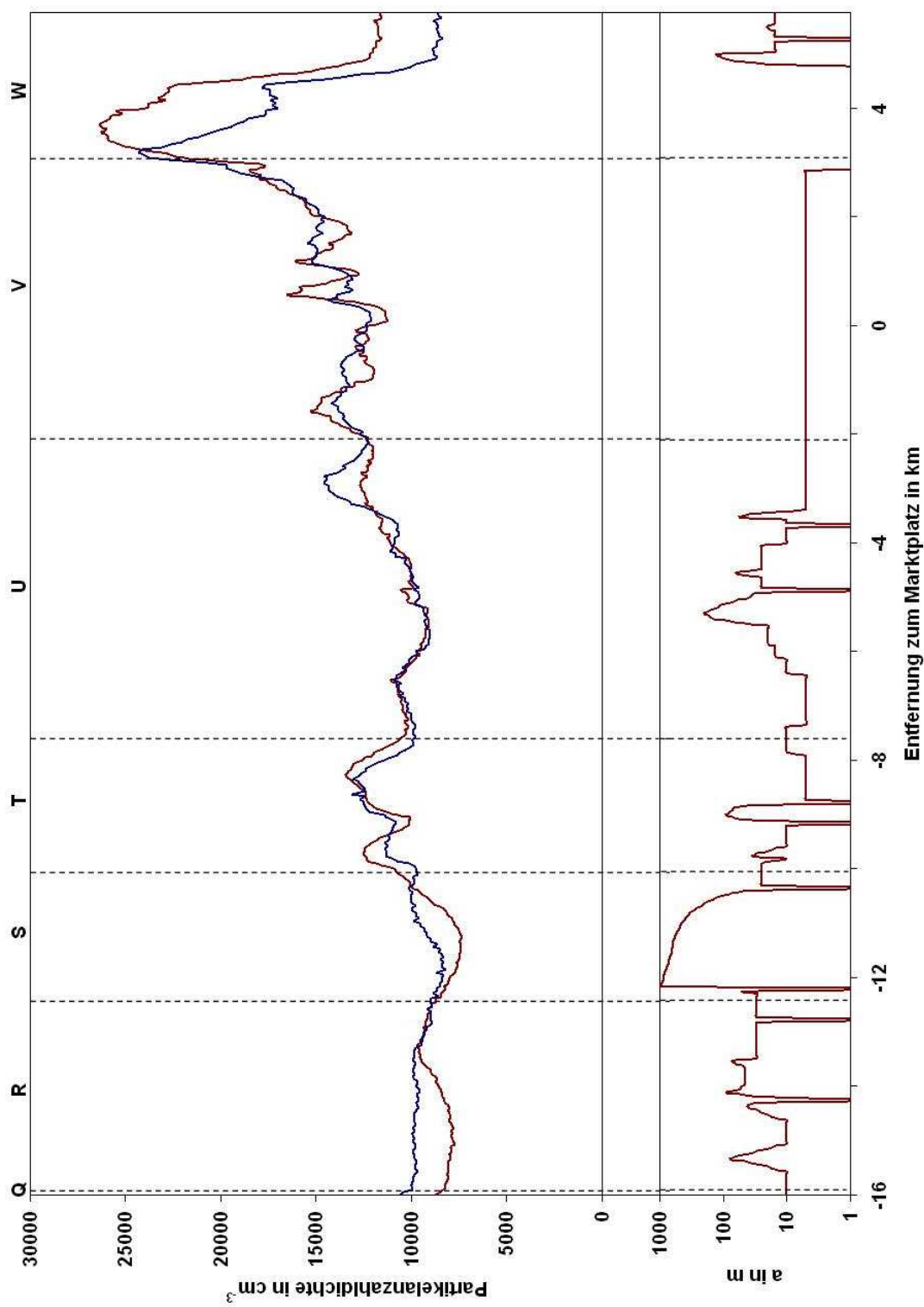


Abbildung 3.22: Oberer Abbildungsteil: Jahresmittel des gleitenden Medians der Rohdaten für die Partikelkonzentrationen entlang der Strecke S2-Nord (Spöck-Daxlanden). Rot: Daten für nördliche Windrichtung (268 Messfahrten), blau: südliche Windrichtung (377 Messfahrten). Unterer Abbildungsteil: Abstand der Messstrecke zur nächsten Straße.

Der Anstieg der Aerosolbelastung in den nördlichsten Bereichen *Q* und *R* bei südlichen Anströmung kann nicht so eindeutig einer Ursache zugeordnet werden. Südwestlich der Bereiche befindet sich auf dem Gelände des Campus–Nord des KIT eine größere Einzelquelle (Abb. 2.6). Noch weiter im Südwesten liegen Raffinerien und ein Kohlekraftwerk, deren Emissionen möglicherweise zu der Konzentrationserhöhung in *Q* und *R* bei südlichen Windrichtungen führen.

Mit Hilfe des relativen Jahresmittels des gleitenden Medians (Abb. 3.23) können die prozentualen Abweichungen für Teilabschnitte der Strecke *S2–Nord* bestimmt werden. So kann für die Bereiche *R* und *S* eine im Mittel um 10 % (Bereich *R*) bzw. 6 % höhere Partikelbelastung bei südlicher Anströmung festgestellt werden.

Für die Bereiche *T*, *U* und *V* sind die Unterschiede durch verschiedene Windrichtungen geringer. In diesen Bereichen kann der Einfluss der Windrichtung vor allem an Punkten mit einer besonders hohen Verkehrsbelastung beobachtet werden. Beispielsweise kann am Mühlburger Tor im Vergleich zur südlichen Anströmung, bei einer Windrichtung mit nördlichen Komponenten eine Erhöhung der Partikelkonzentrationen um 17 % festgestellt werden. Die Partikelbelastung bei einer Marktplatzentfernung von -3 km im Bereich *U* 17 % ist ebenfalls um 17 % erhöht, allerdings bei südlicher Windrichtung.

Auch in der Fußgängerzone (Marktplatzentfernung zwischen -1 und $0,5\text{ km}$) kommt es bei südlichen Winden zu einer Erhöhung der Partikelanzahlen. Vermutlich werden Partikelemissionen der Kriegsstraße im Süden in die Fußgängerzone transportiert.

Mit Hilfe eines Wilcoxon–Rangsummentest stellt sich heraus, dass in ländlichen Gebieten (*S*) und in der Innenstadt (*V*) die durch die verschiedenen Windrichtungen verursachten Konzentrationsunterschiede *sehr signifikant* sind. Im Gegensatz dazu, konnte für das vorstädtisch geprägte Hagsfeld (Bereich *U*) keine *signifikanten* Unterschiede gefunden werden.

Der Einfluss der Windgeschwindigkeit führt bei beiden Windrichtungen zu einem ähnlichen Ergebnis. Im Allgemeinen können für niedrige Windgeschwindigkeiten ($1-5\text{ m/s}$) höhere Partikelkonzentrationen als bei Geschwindigkeiten über 5 m/s . Allerdings hat es den Anschein, dass bei einer südlichen Anströmung (Abb. 3.24) größere Abweichungen der Partikelanzahlen durch die unterschiedlichen Windgeschwindigkeiten auftreten, als bei einer nördlichen Windrichtung (Abb. 3.25). Ein direkter Vergleich der verschiedenen Windgeschwindigkeiten gestaltet sich allerdings als schwierig, da die Messfahrten der Cluster ebenfalls an unterschiedlichen Tagen durchgeführt wurden. Allerdings sind bei niedrigeren Windgeschwindigkeiten durch geringeren Transport und Diffusion höhere Konzentrationen zu erwarten. Schwache Winde treten auch häufig bei einer thermisch stabilen Grenzschicht auf, wobei bei stabiler Schichtung ebenfalls eine Zunahme der Aerosolbelastung auftreten kann.

Strecke *S2–Süd*

Für die Strecke *S2–Süd* konnten 343 Messfahrten für die nördliche großräumige Anströmung und 500 Fahrten für Windrichtungen mit südlicher Komponente ausgewertet werden (Abb. 3.26)

In der Innenstadt von Karlsruhe (Bereich *V*) treten wieder die gleichen Effekte wie bei der Strecke *S2–Nord* auf. Im Gegensatz zu nordöstlichen Umgebung von Karlsruhe kann in den Gebieten im

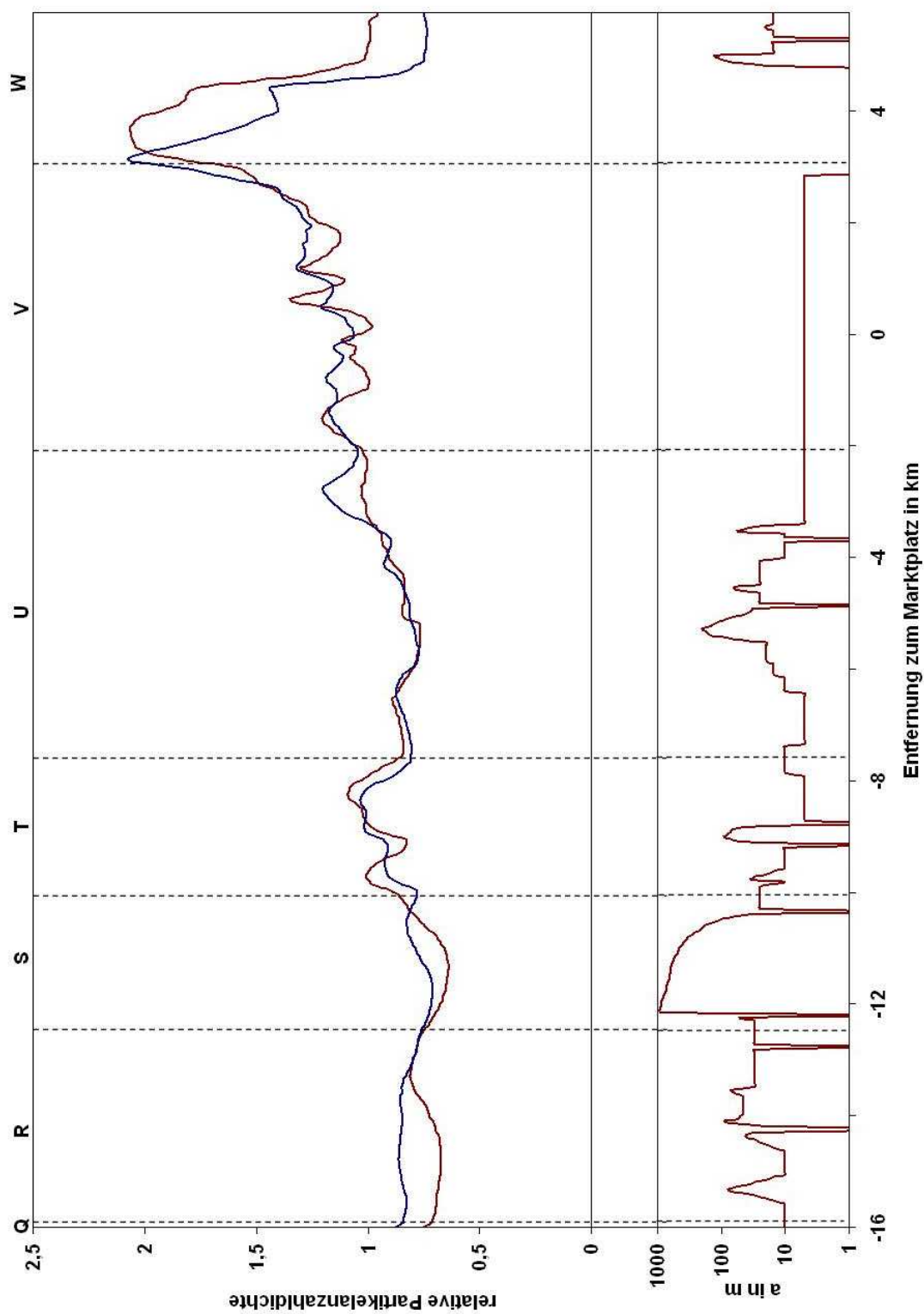


Abbildung 3.23: Oberer Abbildungsteil: Relatives Jahresmittel des gleitenden Medians der Rohdaten für die Partikelkonzentrationen entlang der Strecke S2-Nord (Spöck-Daxlanden). Rot: Daten für nördliche Windrichtung (268 Messfahrten), blau: südliche Windrichtung (377 Messfahrten). Unterer Abbildungsteil: Abstand der Messstrecke zur nächsten Straße.

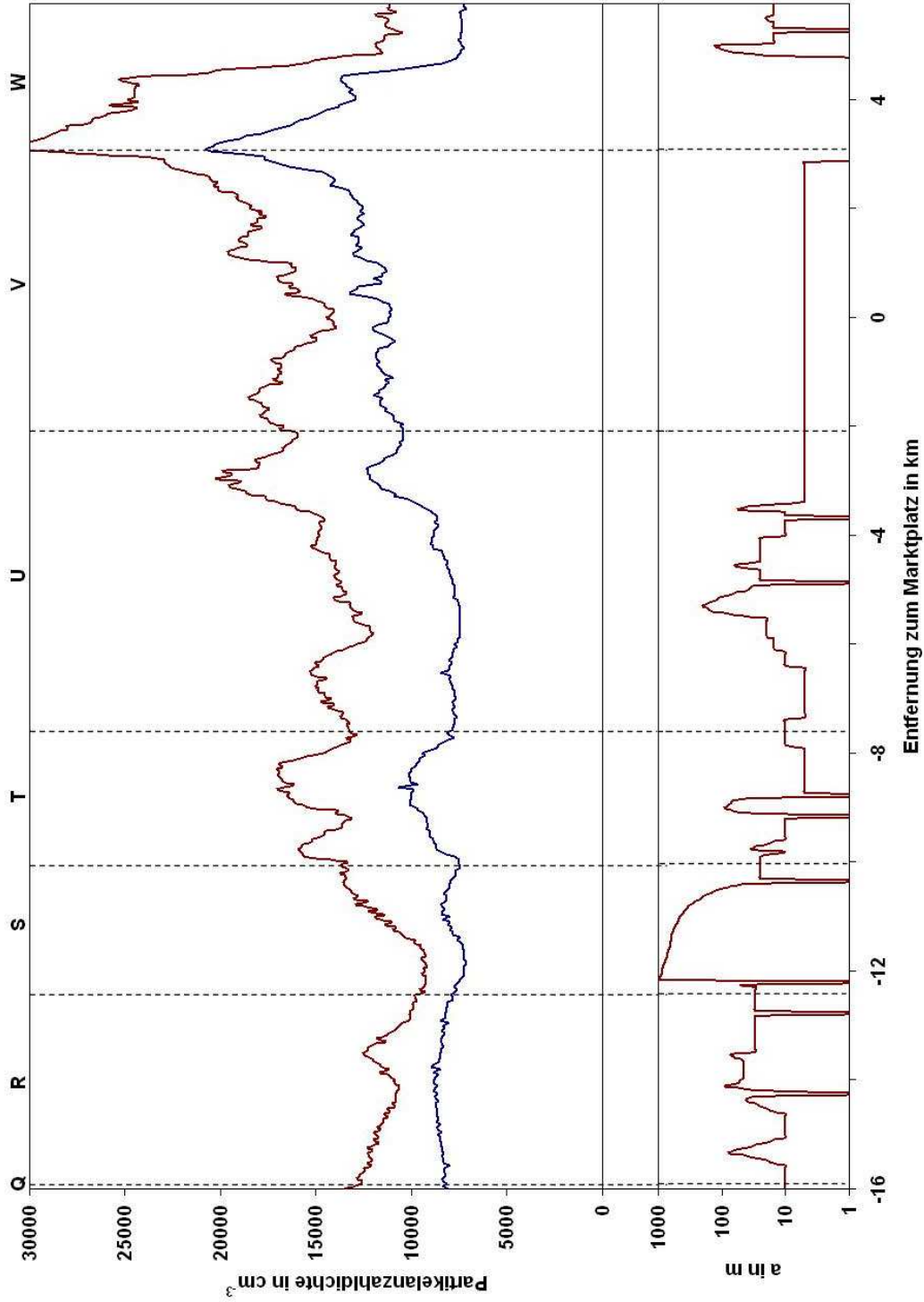


Abbildung 3.24: Oberer Abbildungsteil: Jahresmittel des gleitenden Medians der Rohdaten für die Partikelkonzentrationen entlang der Strecke S2-Nord (Spöck-Daxlanden) bei südlicher Anströmung. Rot: Daten niedrige Windgeschwindigkeiten (106 Messfahrten), blau: hohe Windgeschwindigkeiten (225 Messfahrten). Unterer Abbildungsteil: Abstand der Messstrecke zur nächsten Straße.

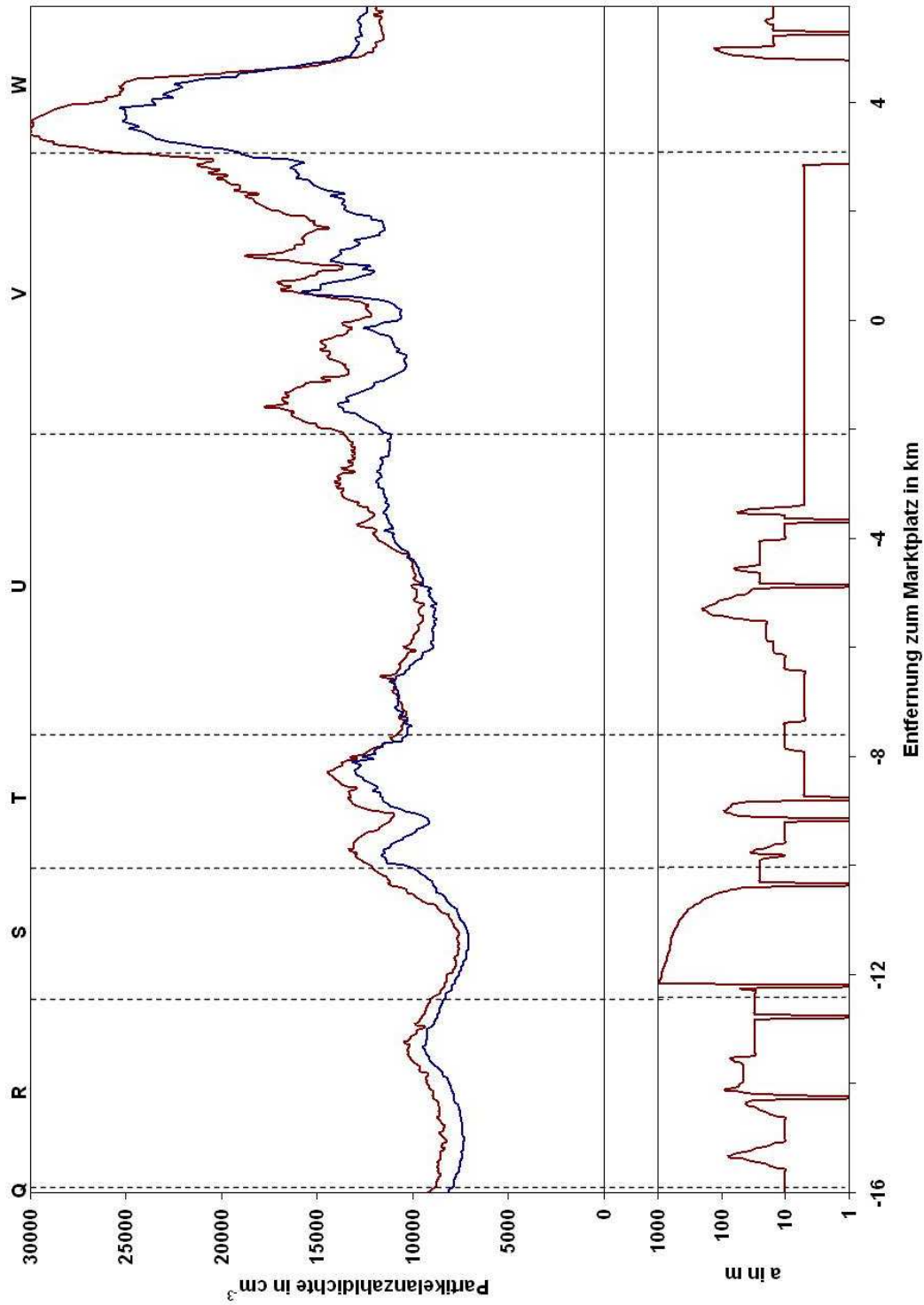


Abbildung 3.25: Oberer Abbildungsteil: Jahresmittel des gleitenden Medians der Rohdaten für die Partikelkonzentrationen entlang der Strecke S2-Nord (Spöck-Daxlanden) bei nördlicher Anströmung. Rot: Daten niedrige Windgeschwindigkeiten (121 Messfahrten), blau: hohe Windgeschwindigkeiten (109 Messfahrten). Unterer Abbildungsteil: Abstand der Messstrecke zur nächsten Straße.

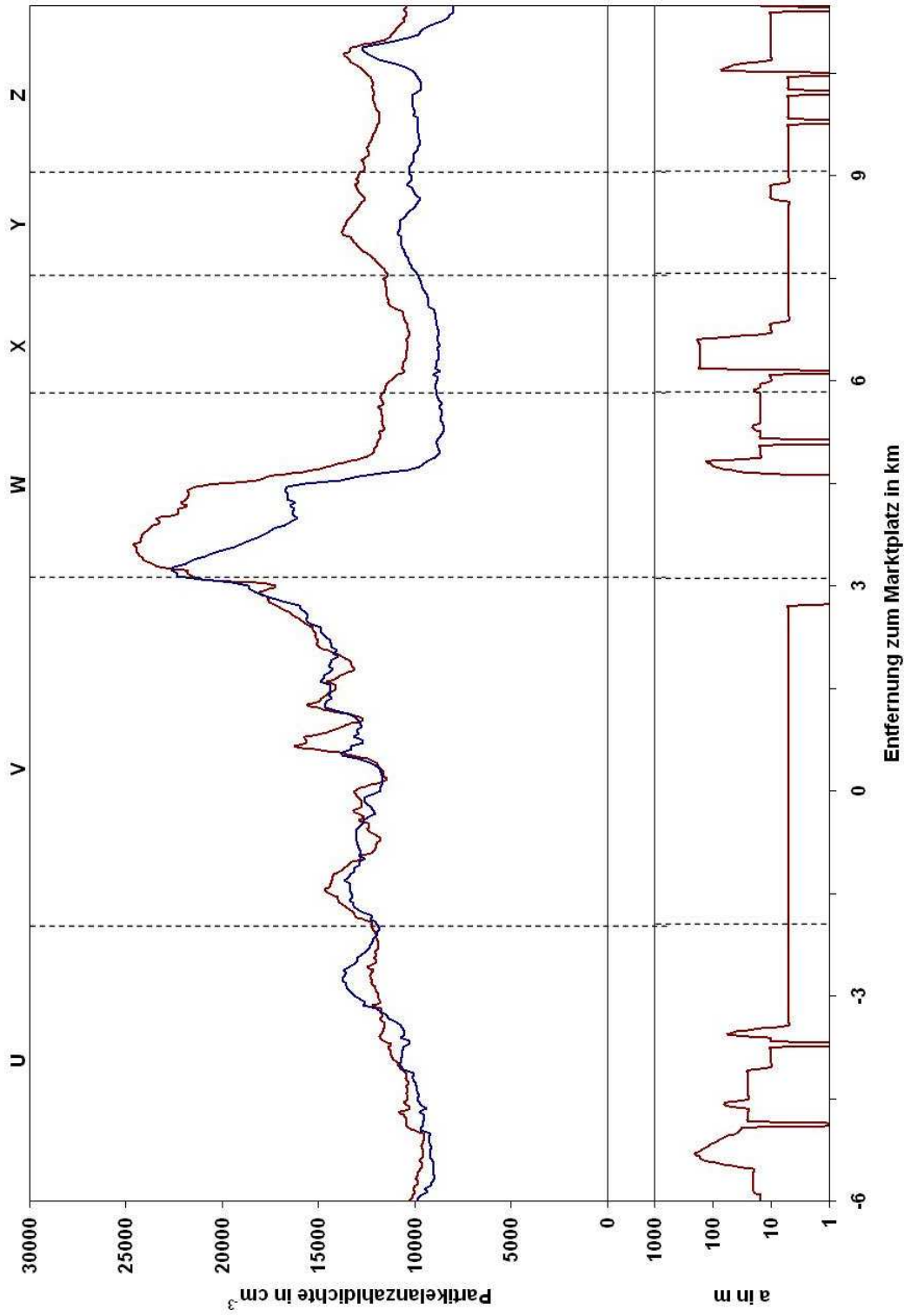


Abbildung 3.26: Oberer Abbildungsteil: Jahresmittel des gleitenden Medians der Rohdaten für die Partikelkonzentrationen entlang der Strecke S2-Süd (Büchig-Mörsch). Rot: Daten für nördliche Windrichtung (343 Messfahrten), blau: südliche Windrichtung (500 Messfahrten). Unterer Abbildungsteil: Abstand der Messstrecke zur nächsten Straße.

Südwesten (Bereiche *W-Z*) ein geringerer Unterschied der Partikelkonzentrationen zwischen der Innenstadt und der Umgebung bei einer nördlichen Anströmung als bei südlichen Windrichtungen beobachtet werden.

Bei Betrachtung des relativen Jahresmittels des gleitenden Medians (Abb. 3.27) kann diese Erhöhung der Partikelanzahldichten bei nördlichen Windrichtungen in den südlichen Bereichen *X* und *Y* nicht festgestellt werden. Hier kommt es sogar zu einer Zunahme der Partikel in den Bereichen *X* und *Y*, wenn südliche Windrichtungen vorherrschend sind. Allerdings befinden sich südwestlich der Umgebung von Rheinstetten keine größeren Partikelquellen wie Industrieanlagen oder stark frequentierte Straßen, durch deren Emissionen die Partikelzunahme erklärt werden könnte. Möglicherweise beeinflusst der Ferntransport von Aerosolen bei südlicher Anströmung die Aerosolbelastung in Rheinstetten, da sich südwestlich von Rheinstetten in einer Entfernung von ca. 15 km das Rastatter Mercedes-Benz-Werk befindet. Dagegen spricht jedoch die Tatsache, dass im Bereich *Z* keine Zunahme der Partikelkonzentrationen bei südlicher Anströmung auftritt. Hier lässt sich eine Erhöhung der Konzentrationen bei nördlichen Windrichtungen beobachten, da sich dann die AERO-TRAM leeseitig der *B36* befindet.

Auch im Bereich *V* der Innenstadt treten in der ersten Hälfte (relative Marktplatzentfernung von ca. -2 – -1 km) deutliche Unterschiede zu den Verhältnissen bei der Strecke *S2-Nord* auf. So ist die Partikelbelastung entlang des gesamten Abschnitts bei nördlicher Anströmung um ca. 20 % höher. Es existieren zwar auch Straßen und andere Quellen im Norden der Innenstadt, unklar ist aber, wieso nicht auch Emissionen aus dem südlichen Teil der Innenstadt zur einer Erhöhung der Partikel bei einer südlichen Anströmung führen.

Ein Einfluss der verschiedenen Windrichtungen, der besonders deutlich im relativen Jahresmittel des gleitenden Medians ausgeprägt ist, ist der Transport von partikelförmigen Schadstoffen im Bereich der Südtangenten-Überquerung. Beispielsweise transportieren Windströmungen aus dem Süden, die Emissionen an der Südtangente, aber auch aus dem dortigen Industriegebiet in das Stadtzentrum hinein. Bei nördlichen Windrichtungen verschieben sich die Partikelerhöhungen in südlichere Abschnitte.

Wie schon bei der Strecke *S2-Nord* sind die Unterschiede der Partikelkonzentrationen, hervorgerufen durch den Windeinfluss, in einer ländlichen Umgebung (Bereich *Z*) und in der Innenstadt *sehr signifikant*. Für Bereiche die stark durch nahe lokale Quellen beeinflusst werden, kann keine Signifikanz festgestellt werden.

Für den Einfluss durch verschiedene Windgeschwindigkeiten ergibt sich für die Strecke Büchig-Mörsch bei einer südlichen Anströmung (Abb. 3.28) ein ähnliches Bild wie bei der Strecke *S2-Nord*. Höhere Windgeschwindigkeiten führen zu einer niedrigeren Partikelkonzentration im Untersuchungsgebiet.

Im Gegensatz dazu tritt dies bei einer nördlichen Anströmung (Abb. 3.29) in den Bereichen *X*, *Y* und *Z* nicht auf. Relativ zu den Innenstadtkonzentrationen ist die Partikelbelastung bei hohen Windgeschwindigkeiten sogar höher als bei niedrigen Windgeschwindigkeiten.

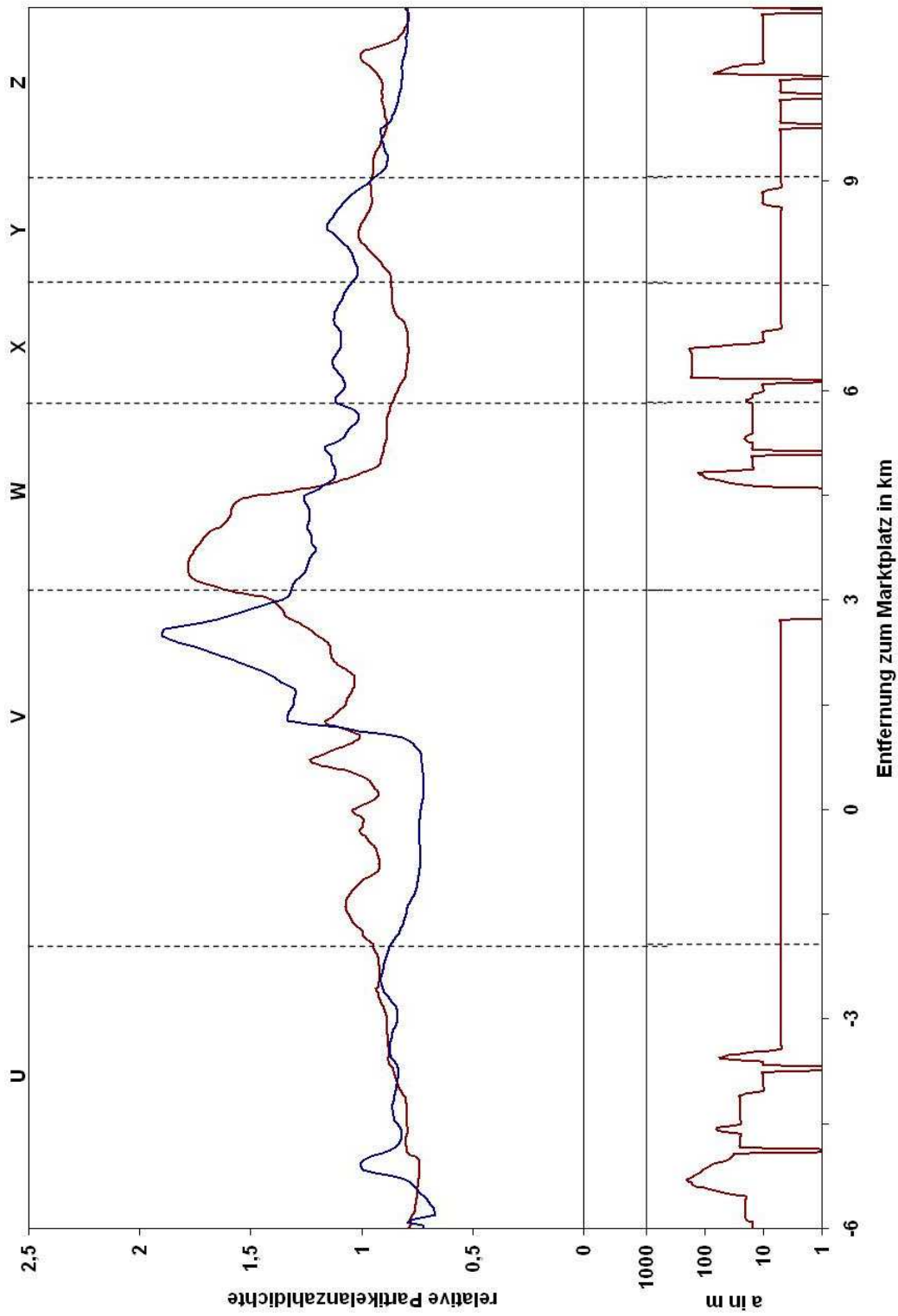


Abbildung 3.27: Oberer Abbildungsteil: relatives Jahresmittel des gleitenden Medians der Rohdaten für die Partikelkonzentrationen entlang der Strecke S2-Süd (Büchig-Mörsch). Rot: Daten für nördliche Windrichtung (343 Messfahrten), blau: südliche Windrichtung (500 Messfahrten). Unterer Abbildungsteil: Abstand der Messstrecke zur nächsten Straße.

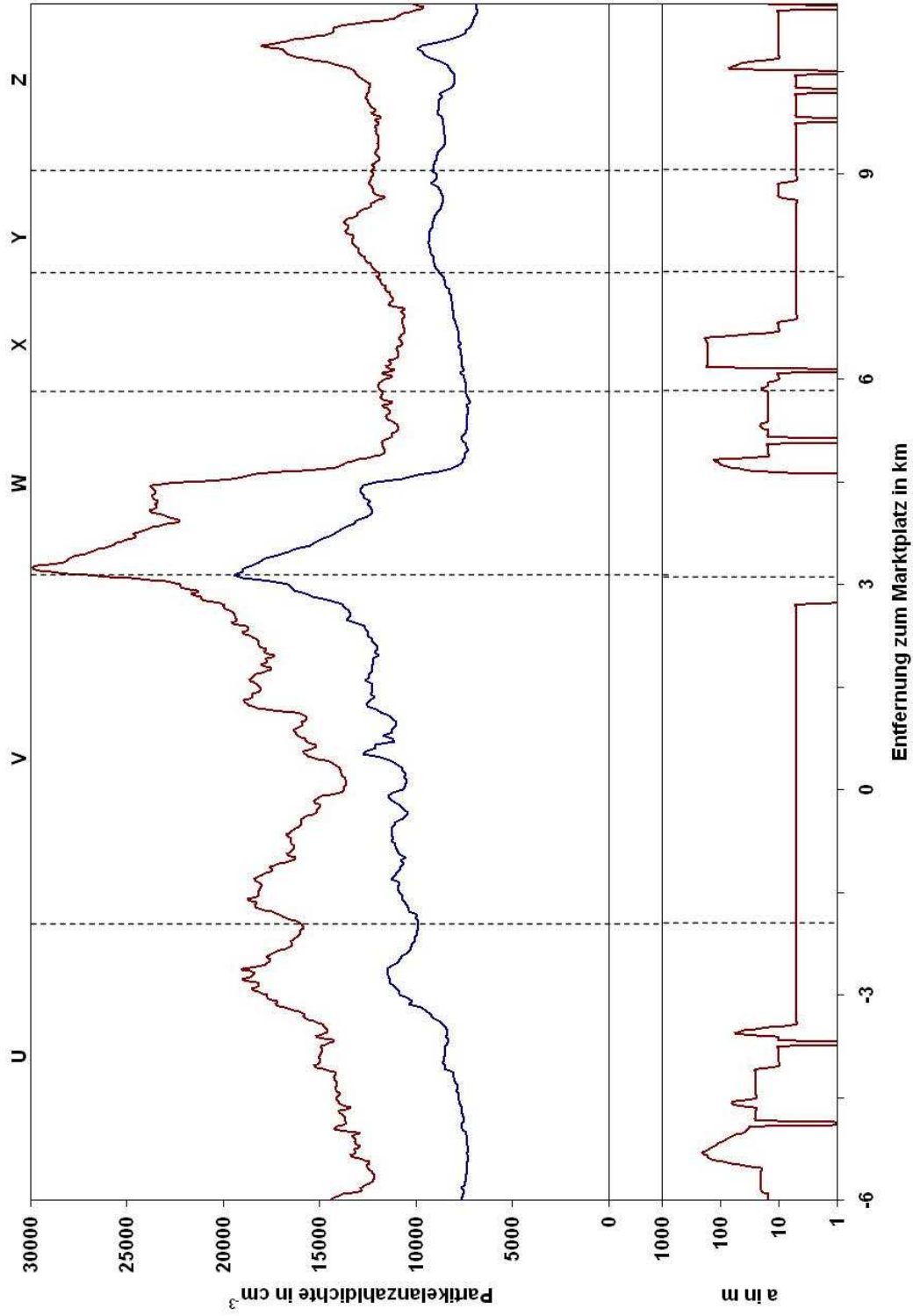


Abbildung 3.28: Oberer Abbildungsteil: Jahresmittel des gleitenden Medians der Rohdaten für die Partikelkonzentrationen entlang der Strecke S2-Süd (Büchig-Mörsch) bei südlicher Anströmung. Rot: Daten für niedrige Windgeschwindigkeiten (141 Messfahrten), blau: hohe Windgeschwindigkeiten (153 Messfahrten). Unterer Abbildungsteil: Abstand der Messstrecke zur nächsten Straße.

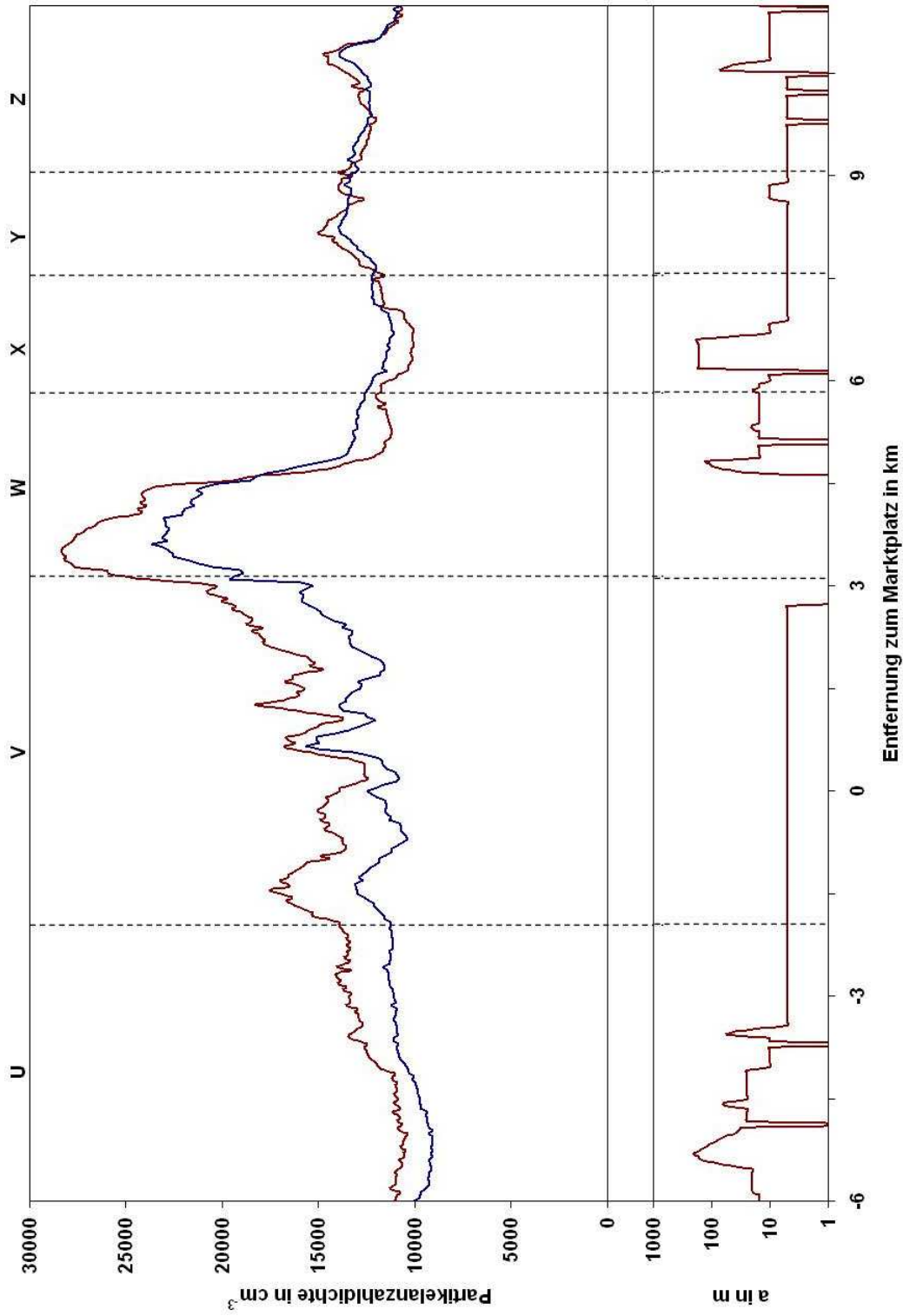


Abbildung 3.29: Oberer Abbildungsteil: Jahresmittel des gleitenden Medians der Rohdaten für die Partikelkonzentrationen entlang der Strecke S2-Süd (Büchig-Mörsch) bei nördlicher Anströmung. Rot: Daten für niedrige Windgeschwindigkeiten (141 Messfahrten), blau: hohe Windgeschwindigkeiten (153 Messfahrten). Unterer Abbildungsteil: Abstand der Messstrecke zur nächsten Straße.

3.3.3.2 Linie S1

Strecke S1–Nord

Entlang der Strecke S1–Nord wurden bei einer vorherrschenden nördlichen Anströmung 110 und bei südlicher Windrichtung 142 Messfahrten durchgeführt.

Bei der Untersuchung des Einflusses der Windrichtungen (Abb. 3.30) lassen sich vor allem im Bereich B (Eggenstein–Leopoldshafen) Unterschiede der Partikelkonzentrationen feststellen. So ist bei südlicher Anströmung das Niveau der Aerosolbelastung in diesem Bereich fast so hoch wie in der Innenstadt (E). Bei nördlicher Anströmung treten hingegen deutliche Unterschiede zwischen B und E auf.

In C ist eine Verschiebung der Konzentrationserhöhung im Bereich der B36–Überquerung zu beobachten. Neben dem Transport der Partikelemissionen dieser Straße in südliche Richtung, befindet sich die AERO–TRAM hier bei einer nördlichen Anströmung im Lee einer weiteren Zubringerstraße.

In Neureut (Bereich D) treten nur geringe Unterschiede auf. Möglicherweise führen die Verkehrsemissionen einer Straße im Nordosten zu einer Partikelerhöhung bei Windrichtungen mit nördlichen Komponenten.

Die Unterschiede in der Innenstadt sind wieder recht ähnlich zu den Verhältnissen bei der Strecke S2–Nord. So tritt am Europaplatz ebenso eine Zunahme der Partikelbelastung bei einer nördlichen Anströmung auf.

Die Partikelanzahldichten im Bereich B sind bei einer südlichen Anströmung im Mittel 25% höher als bei einem Partikeltransport aus nördlicher Richtung (Abb. 3.31), wobei der Unterschied *sehr signifikant* ist. Die Unterschiede der Partikelkonzentrationen sind in B, aber auch in der Innenstadt, *sehr signifikant*.

Da bei der Untersuchung der Jahresmittel der gleitenden Quantilen für den gesamten Datensatz ebenfalls eine Erhöhung der Partikel in B festgestellt wurde, aber gleichzeitig keine Zunahme der NO_x –Konzentrationen erkennbar war, wurde vermutet, dass die Partikel aus anderen Quellen stammen mussten. Mit Hilfe der Unterteilung der Daten in Nordwind– und Südwind–Cluster stellt sich heraus, dass diese Konzentrationserhöhung nur bei südlichen Windrichtungen auftritt. Da bei südlichen Windrichtungen Südwestwinde dominieren, kann die Ursache der Partikelzunahme auf das Karlsruher Industriegebiet zurückgeführt werden. Der Bereich B liegt nordöstlich dieses Gebiets und somit im Falle einer süd(–westlichen) Anströmung unter dem Einfluss der dort emittierten Luftbeimengungen (Abb. 3.32). Vor allem die Emissionen aus den Raffinerien kommen für die Zunahme der Partikelanzahlen in Frage, da das Kohlekraftwerk von Karlsruhe weiter im Süden liegt und dessen Abluftfahne somit auch Neureut (Bereich D) beeinflussen müsste.

Der Einfluss der Windgeschwindigkeit entspricht weitgehend den Erkenntnissen der anderen Strecken. Bei einer südlichen Anströmung (Abb. 3.33) kommt es in der Innenstadt und den nördlichen Gebieten zu einer Erhöhung der Konzentrationen bei Windgeschwindigkeiten zwischen 1 und 5 m/s. Dies ist vor allem in Eggenstein–Leopoldshafen stark ausgeprägt. Hier liegen die Partikelkonzentrationen auf einem, mit der Innenstadt vergleichbaren Niveau.

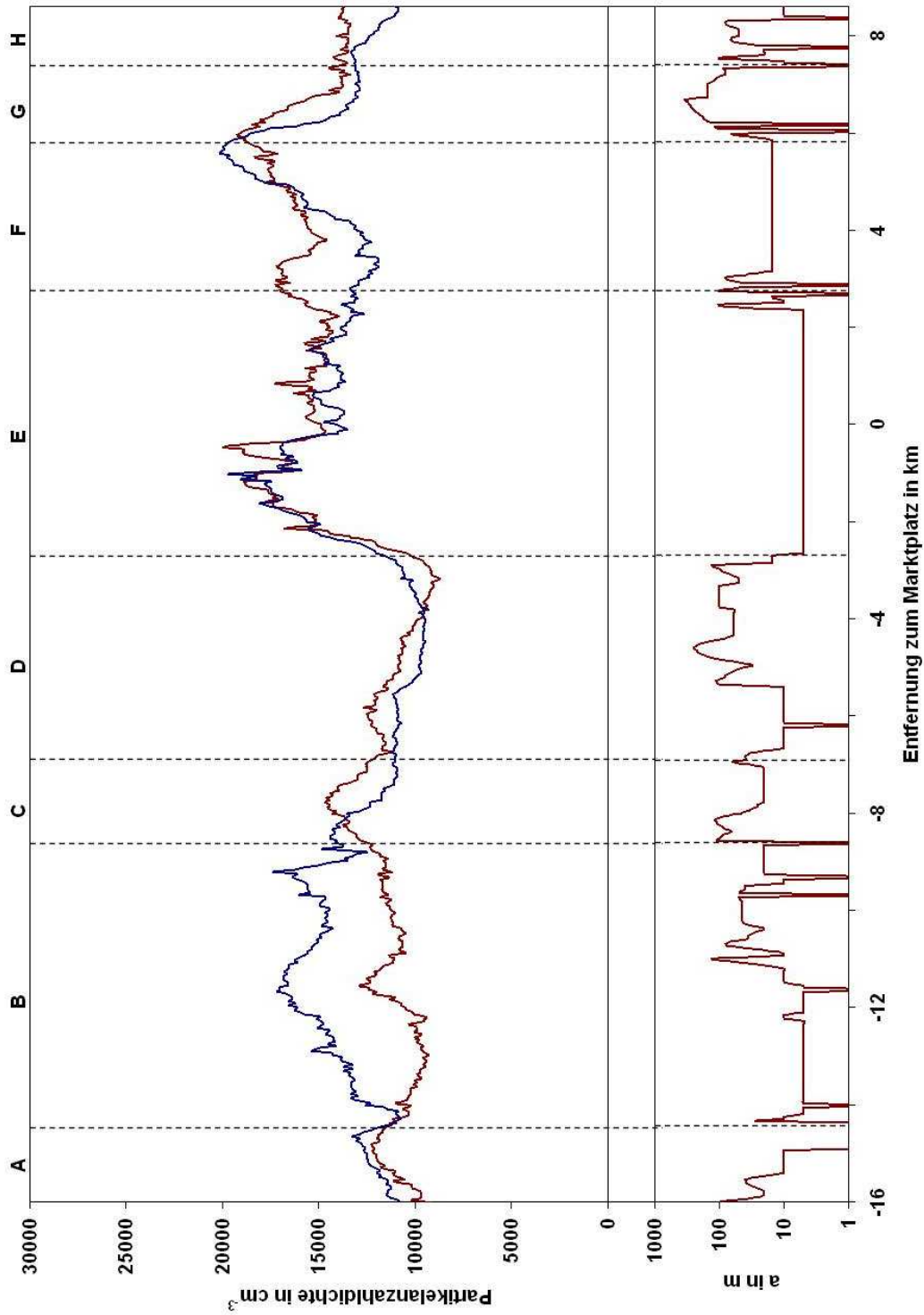


Abbildung 3.30: Oberer Abbildungsteil: Jahresmittel des gleitenden Medians der Rohdaten für die Partikelkonzentrationen entlang der Strecke SI-Nord (Hochstetten-Ettlingen). Rot: Daten für nördliche Windrichtung (110 Messfahrten), blau: südliche Windrichtung (142 Messfahrten). Unterer Abbildungsteil: Abstand der Messstrecke zur nächsten Straße.

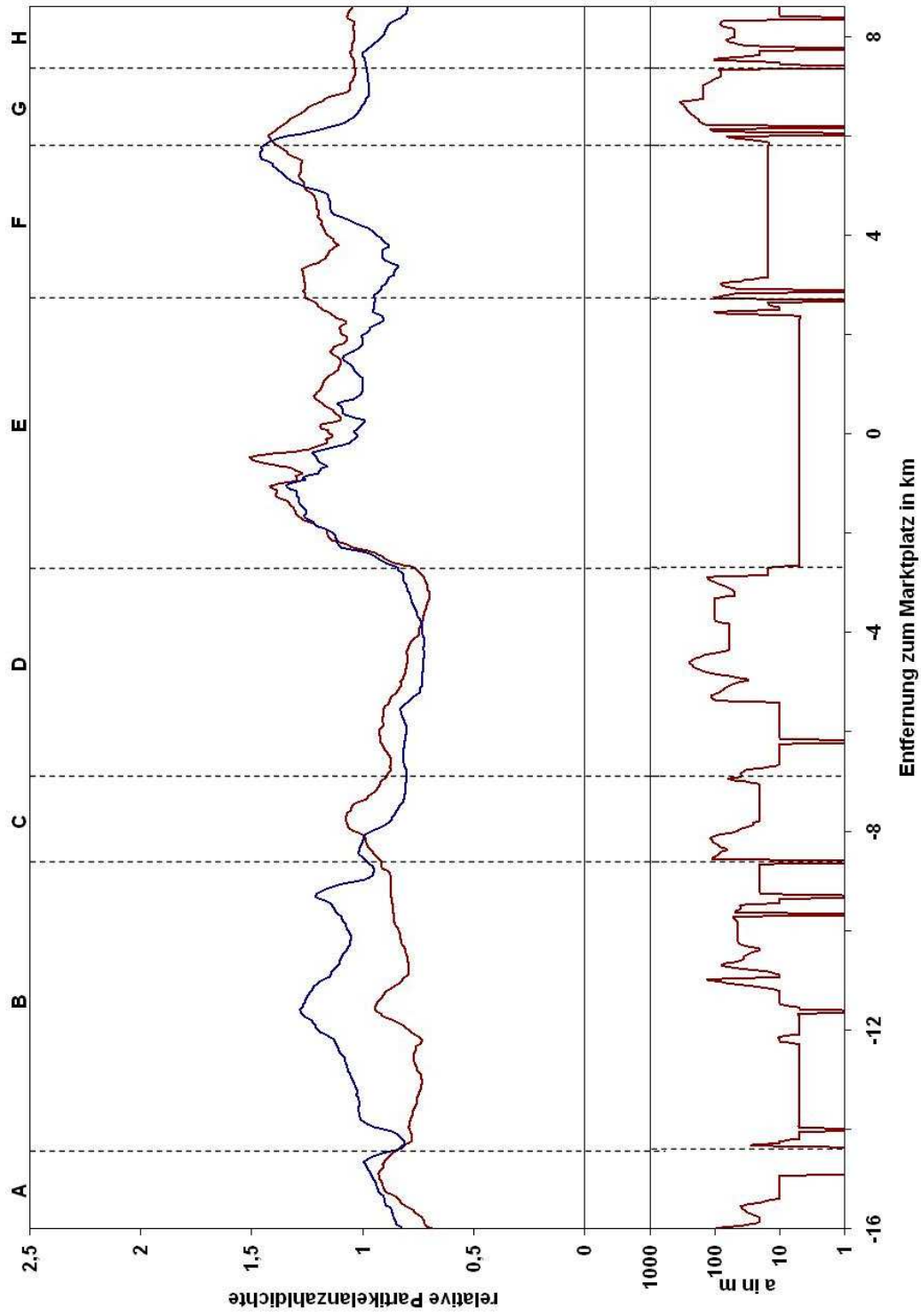


Abbildung 3.31: Oberer Abbildungsteil: Relatives Jahresmittel des gleitenden Medians der Rohdaten für die Partikelkonzentrationen entlang der Strecke *SI-Nord* (Hochstetten-Etlingen). Rot: Daten für nördliche Windrichtung (110 Messfahrten), blau: südliche Windrichtung (142 Messfahrten). Unterer Abbildungsteil: Abstand der Messstrecke zur nächsten Straße.



Abbildung 3.32: Vergleich der Lage zwischen Eggenstein–Leopoldshafen (hellblauer Streckenbereich in der Mitte rechts) und den Raffinerien im Karlsruher Industriegebiet. Südwestliche Windrichtung ist durch braunen Pfeil hervorgehoben.

Bei Windrichtungen mit nördlichen Komponenten treten nicht so starke Konzentrationsunterschiede auf (Abb. 3.34). Allerdings kann im Bereich *C* eine starke Zunahme der Partikelanzahlen bei Windgeschwindigkeiten über 5 m/s festgestellt werden. Unter Umständen erfolgt unter diesen Verhältnissen ein intensiverer Transport der Partikelemissionen der nordöstlich gelegenen *B36* nach *C*.

Strecke *S1–Süd*

Für die südöstliche Umgebung von Karlsruhe können die Messungen von 74 Fahrten bei einer großräumigen Anströmung aus dem Norden und 79 Fahrten bei Südströmungen untersucht werden.

Generell lässt sich für alle Bereiche zwischen *E* und *K* ein langsamere Abnahme der Partikelanzahlen von der Innenstadt in Richtung der südöstlich liegenden Gebiete bei nördlichen Windrichtungen feststellen (Abb. 3.35).

Der Einfluss der Windrichtung in der Innenstadt (Bereich *E*) entspricht grundsätzlich den Resultaten der Untersuchungen bei den Strecken *S1–Nord* und *S2–Nord* (Erhöhung der Partikelkonzentrationen bei nördlicher Anströmung auf der Höhe des Europaplatzes). Allgemein sind die Partikelkonzentrationen bei nördlicher Anströmung höher. Dies wird aber wahrscheinlich durch die unterschiedlichen großräumigen Bedingungen, an denen die Messfahrten durchgeführt wurden, verursacht.

Bei Betrachtung des relativen Jahresmittels des gleitenden Medians ist diese, über die gesamte

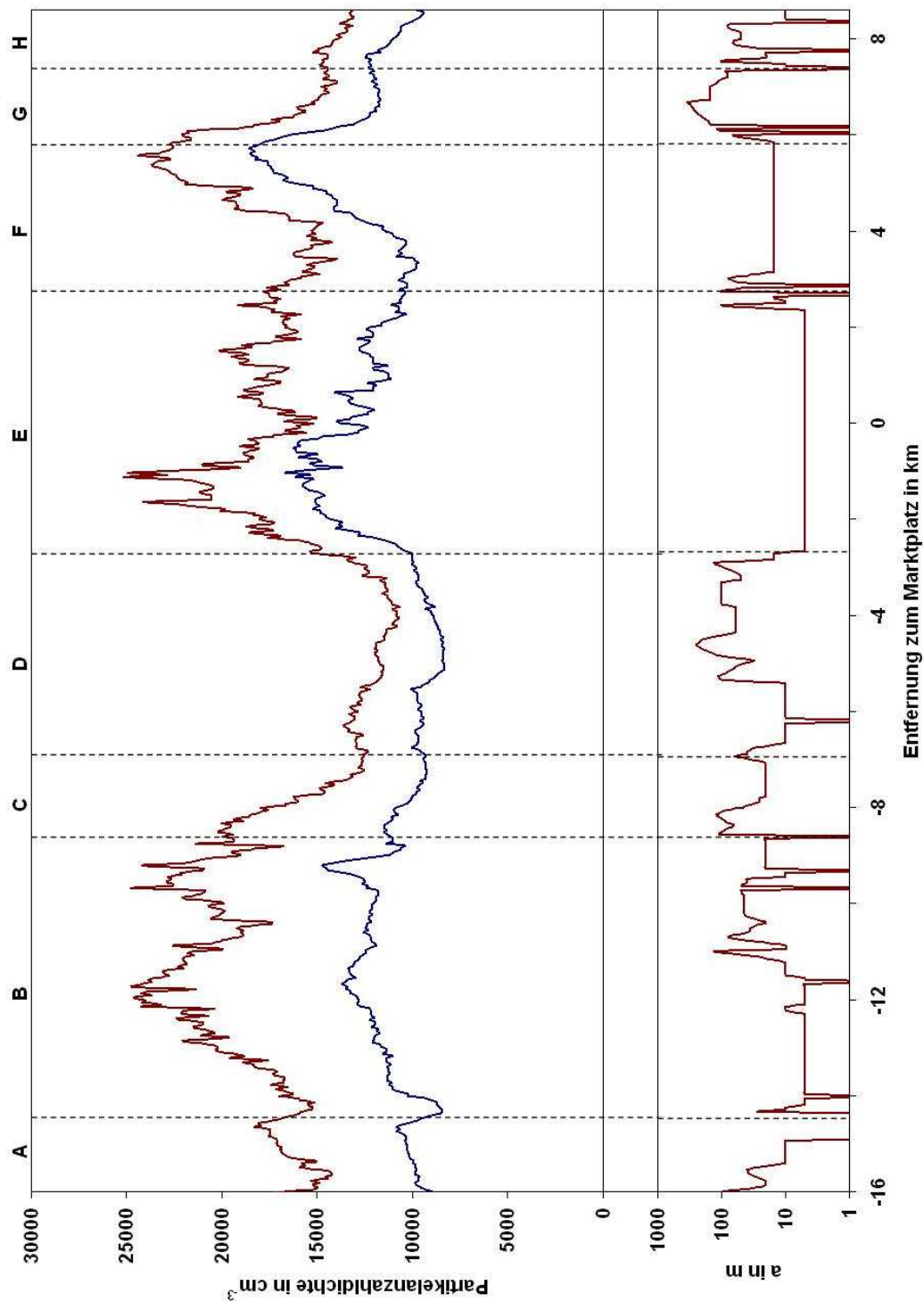


Abbildung 3.33: Oberer Abbildungsteil: Jahresmittel des gleitenden Medians der Rohdaten für die Partikelkonzentrationen entlang der Strecke *SI-Nord* (Hochstetten–Etlingen) bei südlicher Anströmung. Rot: Daten für niedrige Windgeschwindigkeiten (38 Messfahrten), blau: hohe Windgeschwindigkeiten (84 Messfahrten). Unterer Abbildungsteil: Abstand der Messstrecke zur nächsten Straße.

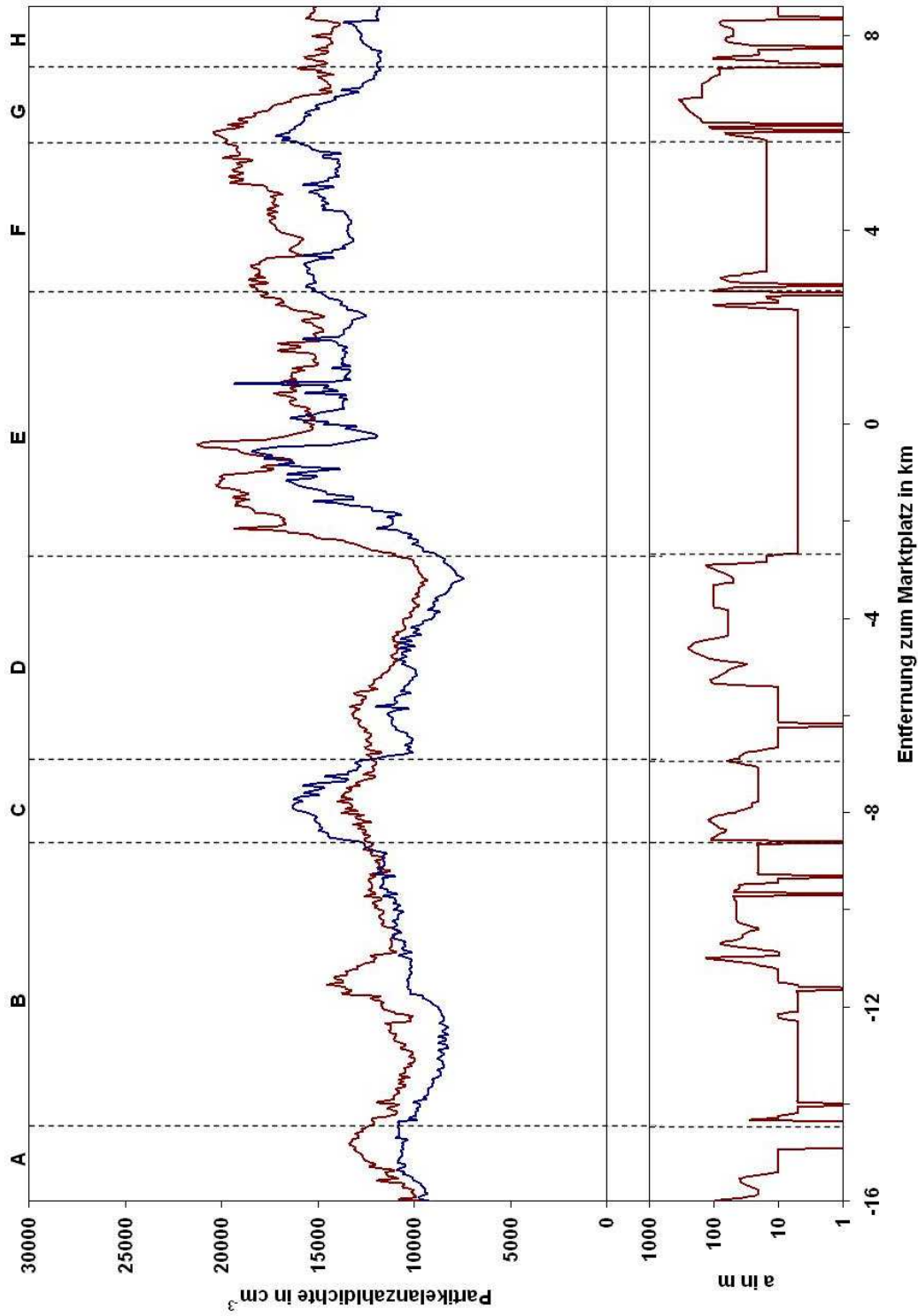


Abbildung 3.34: Oberer Abbildungsteil: Jahresmittel des gleitenden Medians der Rohdaten für die Partikelkonzentrationen entlang der Strecke *SI-Nord* (Hochstetten-Ettlingen) bei nördlicher Anströmung. Rot: Daten für niedrige Windgeschwindigkeiten (62 Messfahrten), blau: hohe Windgeschwindigkeiten (35 Messfahrten). Unterer Abbildungsteil: Abstand der Messstrecke zur nächsten Straße.

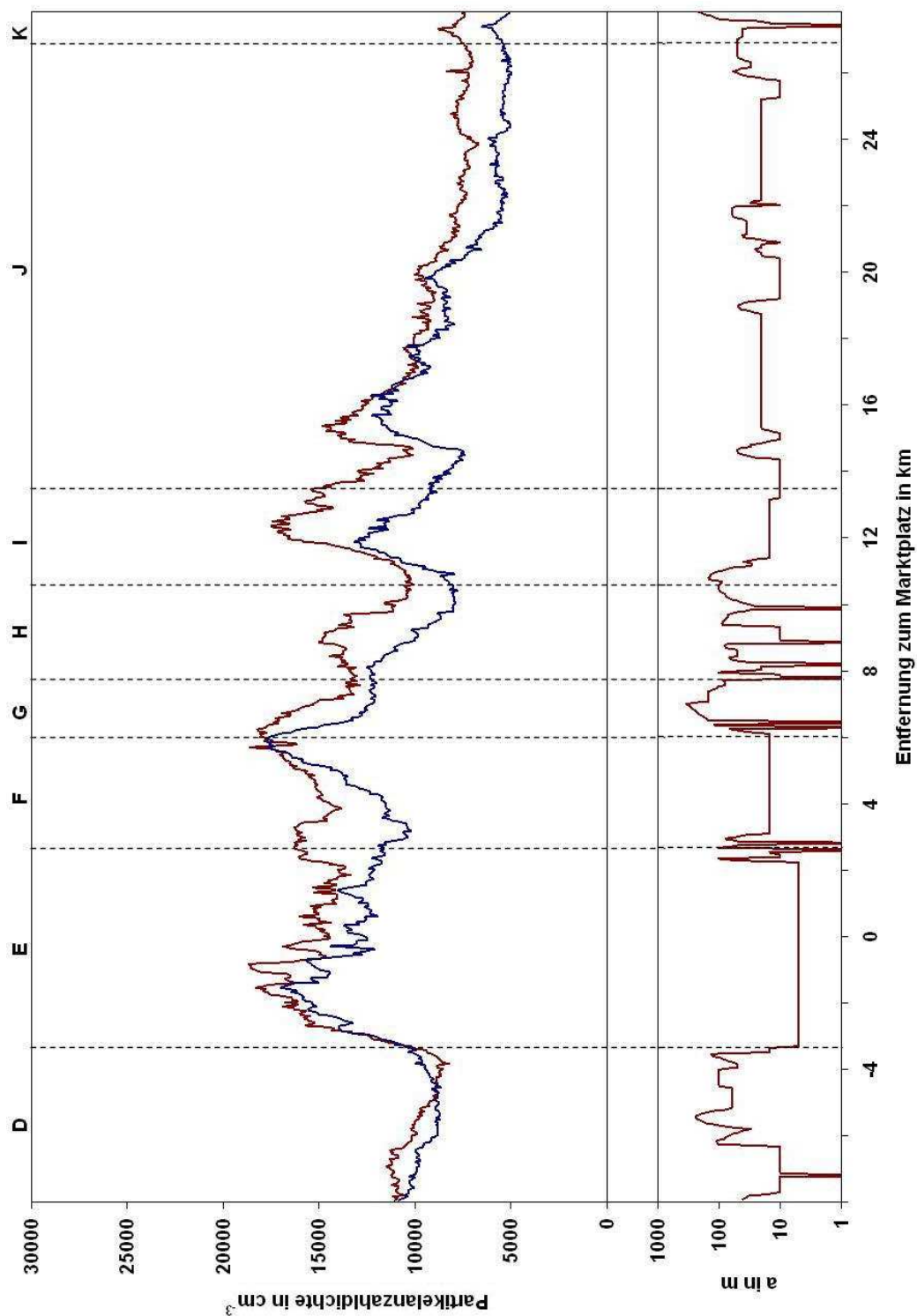


Abbildung 3.35: Oberer Abbildungsteil: Jahresmittel des gleitenden Medians der Rohdaten für die Partikelkonzentrationen entlang der Strecke SI-Süd (Neureut-Bad Herrenalb). Rot: Daten für nördliche Windrichtung (74 Messfahrten), blau: südliche Windrichtung (79 Messfahrten). Unterer Abbildungsteil: Abstand der Messstrecke zur nächsten Straße.

Strecke, höhere Partikelbelastung jedoch herausgefiltert (Abb. 3.36). Größere Unterschiede durch den Einfluss der Windrichtungen treten vor allem in der Nähe stark verkehrsbelasteter Punkte auf. Bei der Überquerung der Südtangente (Bereich *F* bei einer relativen Marktplatzentfernung von ca. 3 km) kann ein entgegengesetzter Effekt der verschiedenen Anströmungsrichtungen beobachtet werden. Bei nördlichen Windrichtungen liegt die Messstrecke leeseitig der Südtangente und einer Zubringerstraße. Die zwei Straßen sind nordöstlich der Partikelerhöhung durch eine Art Autobahnkreuz miteinander verbunden. Bei einer südlichen Anströmung befindet sich luvseitig der Messstrecke ein Wohngebiet. Da dort im Vergleich zur der Umgebung im Nordosten die Verkehrsemissionen viel geringer sind und außerdem im Südwesten von *F* keine weiteren Quellen gefunden werden können, führt dies zu einer um ca. 30 % geringeren Partikelkonzentration.

Im Bereich der Autobahn A5 (Bereich *G*) tritt neben relativen Konzentrationsunterschiede eine Verschiebung des Partikelmaximums auf. Da die A5 an dieser Stelle eine Ost–West Ausrichtung hat, befindet sich die AERO–TRAM bei entsprechender Windrichtung immer im Lee der Autobahn. Die relativen Unterschiede liegen bei ca. 25 %. Bei einer südlichen Anströmung werden die Aerosolemissionen der A5 in den Bereich *F* hineintransportiert. Hier können vor allem Kanalisierungseffekte entlang einer Zubringerstraße zu einem verstärkten Partikeltransport führen. Bei nördlicher Anströmung verschiebt sich das Maximum der Konzentrationen in südliche Richtung. Die geringere Partikelbelastung im Süden von *G* kann durch fehlende Kanalisierungseffekte erklärt werden, da in diesem Bereich unbebaute, landwirtschaftlich genutzte Flächen anzutreffen sind.

In Ettlingen (*H*) zeigt sich im ersten Teil der Messstrecke bei südlichen Windrichtungen und im zweiten Teil bei nördlichen Windrichtungen eine Zunahme der Partikelkonzentrationen. Dies wird durch Quellen verursacht, die in diesen Abschnitten jeweils luvseitig liegen. So befindet sich im Südwesten von Ettlingen ein Industriegebiet und nordwestlich zwei größere Einzelquellen (Abb. 3.37).

Bei den Messungen im Industriegebiet von Ettlingen (*I*) kann deutlich der Einfluss der Lage Messstrecke relativ zu einer parallel liegenden Straße beobachtet werden. Falls die Straßenbahn sich auf der Wind abgewandten Seite befindet, verursacht der Aerosoltransport von der Straße zur Messstrecke eine relative Erhöhung der Partikelanzahldichten um ca. 10 %. Der Einfluss der Windrichtung ist hier verhältnismäßig gering, erklärt sich aber durch den geringen Abstand zur Straße und das sich bei südlichen Windrichtungen leeseitig gelegene Industriegebiet, dessen Emissionen ebenfalls von der AERO–TRAM gemessen werden.

Bei Windrichtungen mit nördlichen Komponenten tritt außerdem ein Transport von Partikeln aus dem Ettlinger Industriegebiet in das naheliegende Albatal auf (Bereich *J*). In *J* selber ist es schwierig einen eindeutig Einfluss der großräumigen Windrichtung auf die Aerosolkonzentrationen festzumachen. So kommt es am Eingang des Tals zu einer Partikelzunahme bei südlichen Windrichtungen, am Ende der Messstrecke bei nördlichen Winden. Eventuell wird dies durch Transport von Partikelemissionen der, im Albatal gelegenen Landstraße verursacht, wobei die großräumigen Windrichtungen durch das enge Tal kanalisiert und abgelenkt werden.

Der Signifikanztest zeigt, dass die Unterschiede durch die Anströmungsrichtung in der Innenstadt und im Albatal *sehr signifikant* sind. In vorstädtisch geprägten Rüppur können keine *signifikanten*

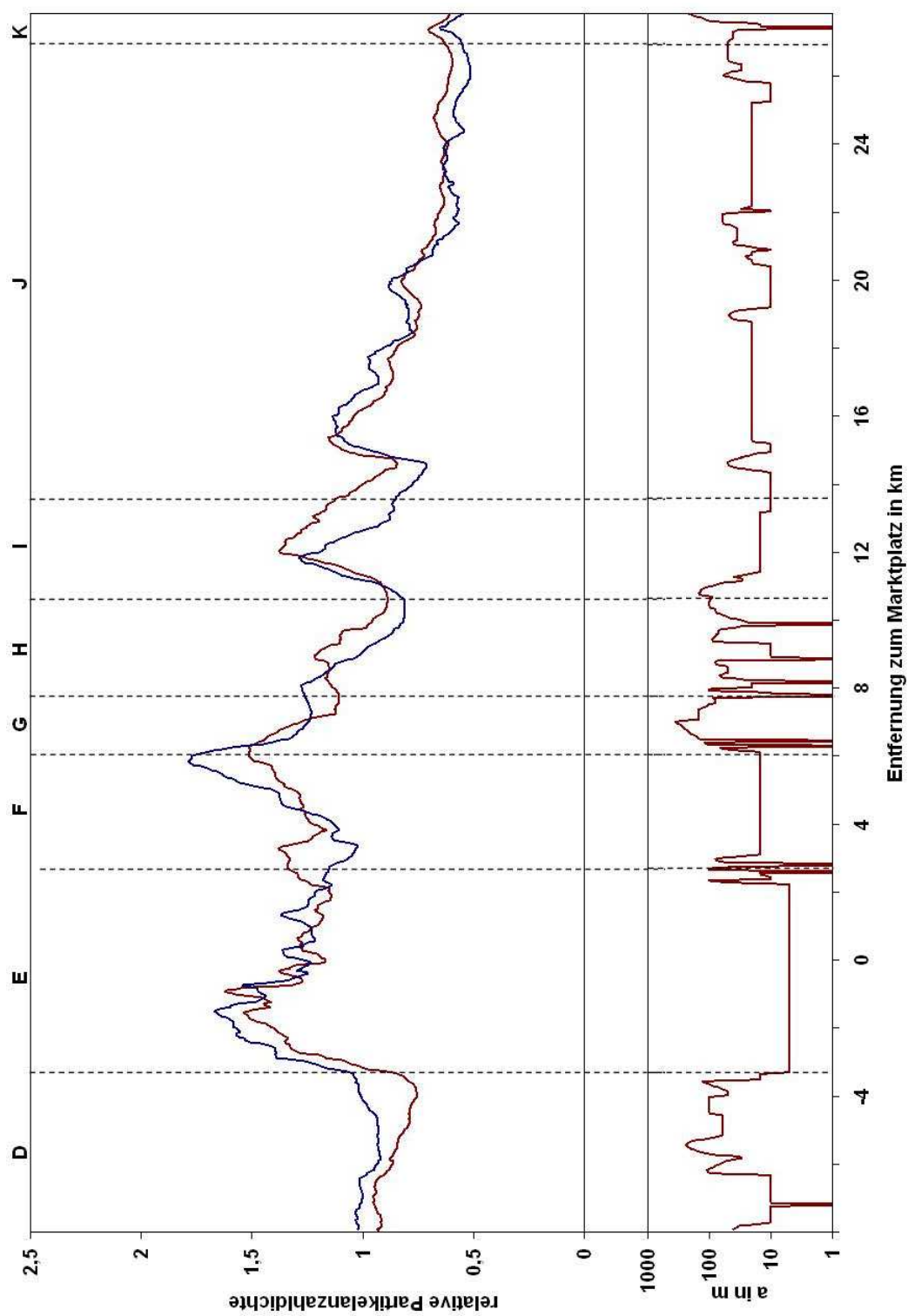


Abbildung 3.36: Oberer Abbildungsteil: Relatives Jahresmittel des gleitenden Medians der Rohdaten für die Partikelkonzentrationen entlang der Strecke *SI-Süid* (Neureut-Bad Herrenalb). Rot: Daten für nördliche Windrichtung (74 Messfahrten), blau: südliche Windrichtung (79 Messfahrten). Unterer Abbildungsteil: Abstand der Messstrecke zur nächsten Straße.

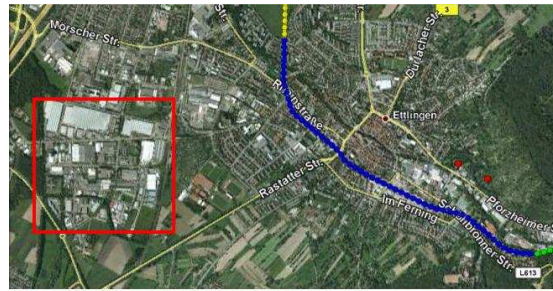


Abbildung 3.37: Verlauf der Messstrecke in Ettlingen. Rot: mögliche Quellgebiete von Partikeln

Unterschiede festgestellt werden. Das negative Testergebnis für F entsteht allerdings dadurch, dass die Auswirkungen der Windrichtungen auf die Partikelanzahlen zwischen der ersten und zweiten Bereichshälfte umkehren und somit im Mittel keine Unterschiede auftreten.

Bei Berücksichtigung der Windgeschwindigkeit zeigt sich vor allem bei einer südlichen Anströmung eine höhere Partikelbelastung der südlichen Bereiche (Abb. 3.38). Zum Teil kommt es, wie beispielsweise im Bereich I zu Partikelkonzentrationen, die fast denen aus dem Innenstadtbereich E entsprechen. Allerdings ist die Repräsentativität der Messdaten aus den Cluster mit Windgeschwindigkeiten nicht gesichert, da hier mit nur 18 bzw. 49 Fahrten eine geringe Anzahl von Messfahrten bei Windgeschwindigkeiten zwischen 1 und 5 m/s auftritt.

Im Gegensatz dazu, kann bei einer nördlichen Anströmung eine deutliche Zunahme der Konzentrationen bei niedrigen Windgeschwindigkeiten nur im Albthal beobachtet werden (Abb. 3.39). In den übrigen Bereichen kann kein großer Unterschied durch den Einfluss verschiedener Windgeschwindigkeiten beobachtet werden. Möglicherweise schwächen Kanalisierungseffekte in bebauten Gebieten den Windgeschwindigkeitseinfluss auf die Aerosolbelastung ab. Allerdings können bei einer nördlichen Windrichtung ebenfalls nur eine geringe Anzahl von Messfahrten ausgewertet werden (49 bzw. 19).

3.3.3.3 Einfluss der thermischen Stabilität auf die Partikelkonzentrationen

Bei der Untersuchung des thermischen Schichtungseinflusses auf die Aerosolbelastung zeigt sich, dass sowohl auf den gesamten Strecken $S1$ -komplett (Abb. 3.40) und $S2$ -komplett (Abb. 3.41) bei stabiler Schichtung die höchsten Konzentrationen und bei labiler Schichtung die niedrigsten Konzentrationen auftreten, wobei die Unterschiede zwischen labilen und neutralen Fall nur gering sind. Dies war zu erwarten, da sich durch die schwächere vertikale Durchmischung der Grenzschicht bei stabilen Verhältnissen, Luftbeimengungen in den bodennahen Luftschichten ansammeln (Schäfer et al., 2006), wobei zu beachten ist, dass Messfahrten kaum in der Nacht durchgeführt wurden. Da vor allem in wärmeren Monaten stabile Verhältnisse nur nachts auftreten, fällt ein Großteil der Fahrten bei stabiler Schichtung in Wintermonate, in denen in der Regel eine höhere Partikelbelastung vorliegt. Davon abgesehen zeigt dies, dass die Stabilitätsmessungen an einem Punkt, hier am Messmast des KIT, auch für ein größeres Gebiet gültig sind.

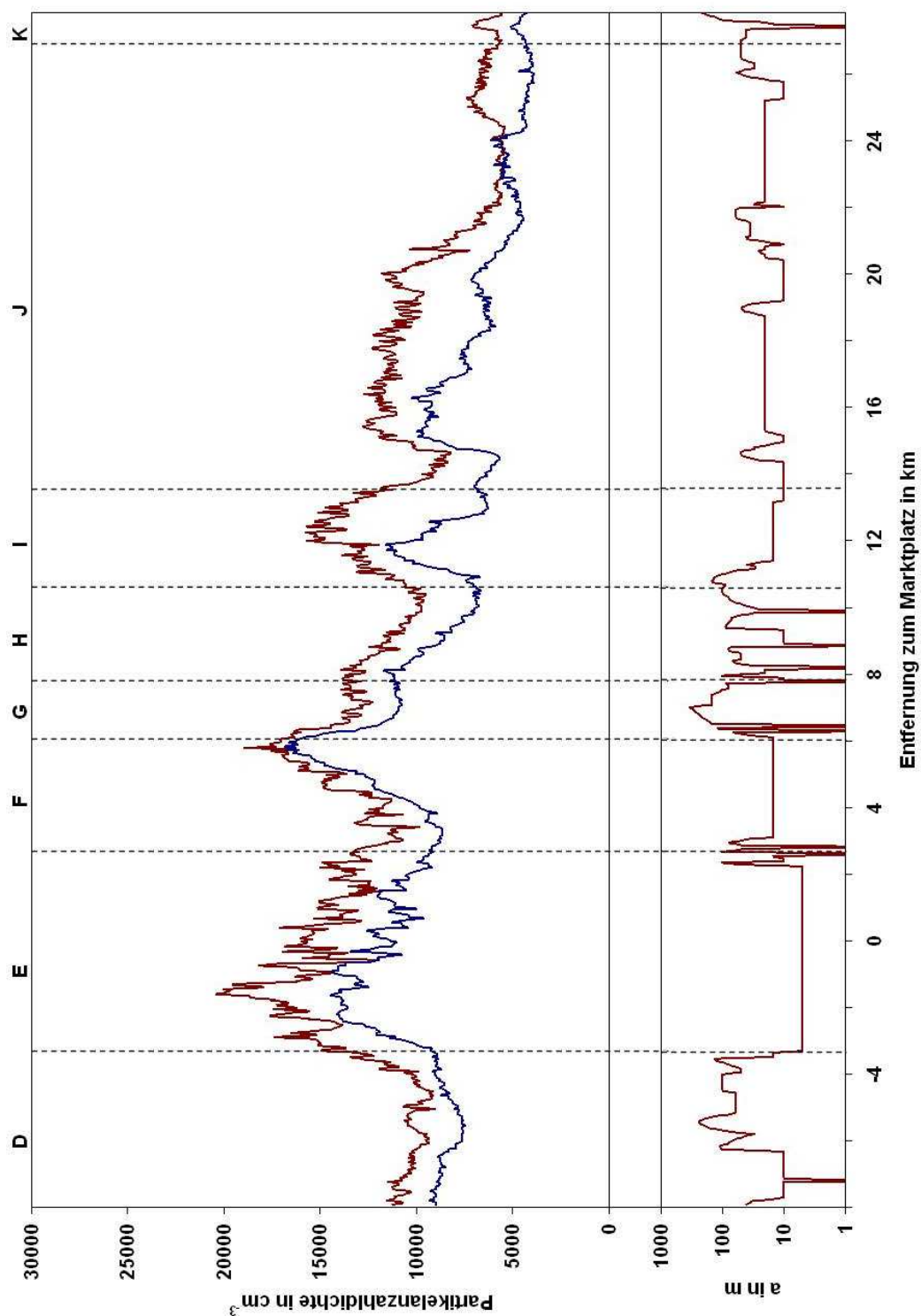


Abbildung 3.38: Oberer Abbildungsteil: Jahresmittel des gleitenden Medians der Rohdaten für die Partikelkonzentrationen entlang der Strecke SI-Süd (Neureut-Bad Herrenalb) bei südlicher Anströmung. Rot: Daten für niedrige Windgeschwindigkeiten (18 Messfahrten), blau: hohe Windgeschwindigkeiten (49 Messfahrten). Unterer Abbildungsteil: Abstand der Messstrecke zur nächsten Straße.

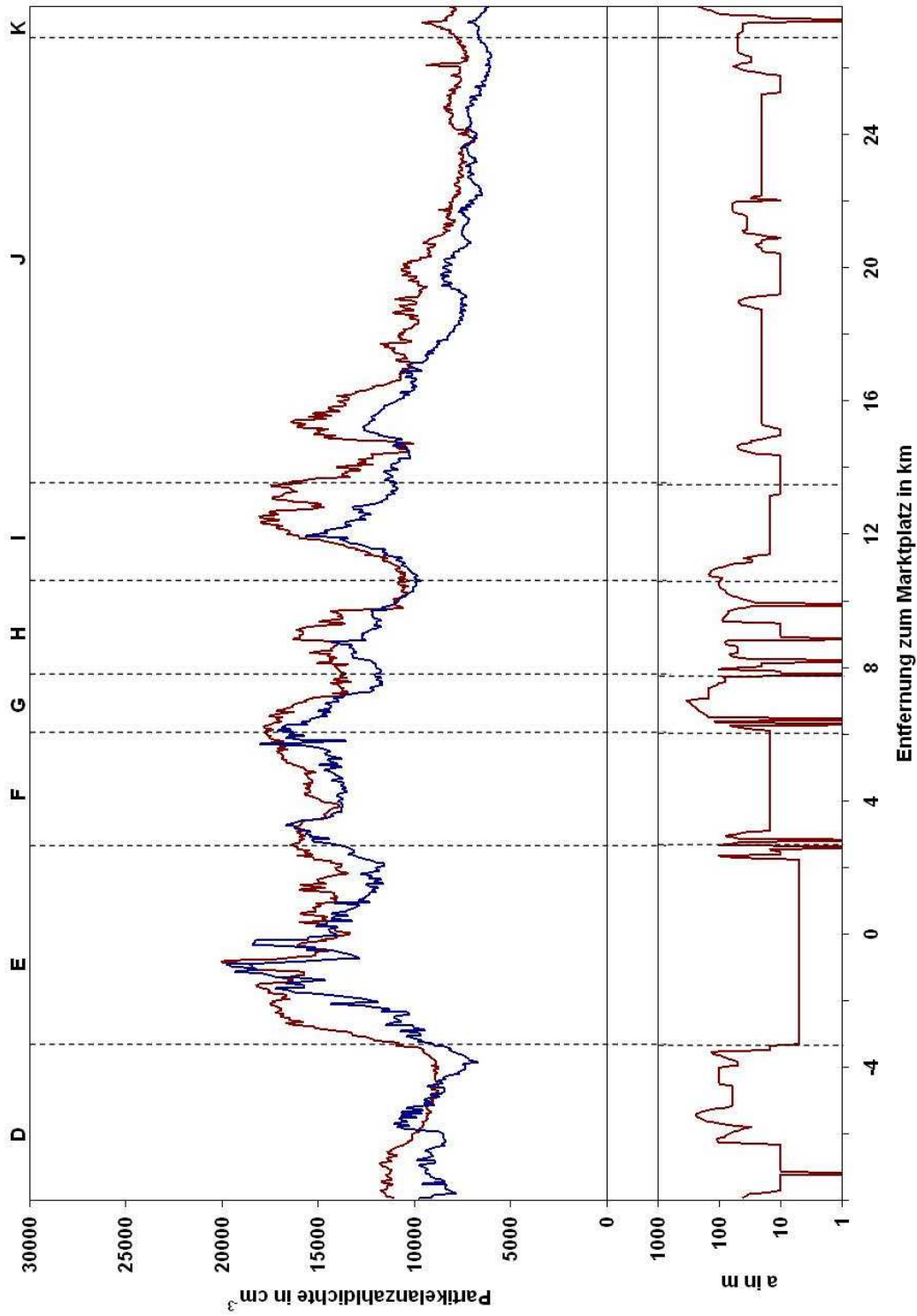


Abbildung 3.39: Oberer Abbildungsteil: Jahresmittel des gleitenden Medians der Rohdaten für die Partikelkonzentrationen entlang der Strecke *SI-Süd* (Neureut-Bad Herrenalb) bei nördlicher Anströmung. Rot: Daten für niedrige Windgeschwindigkeiten (49 Messfahrten), blau: hohe Windgeschwindigkeiten (19 Messfahrten). Unterer Abbildungsteil: Abstand der Messstrecke zur nächsten Straße.

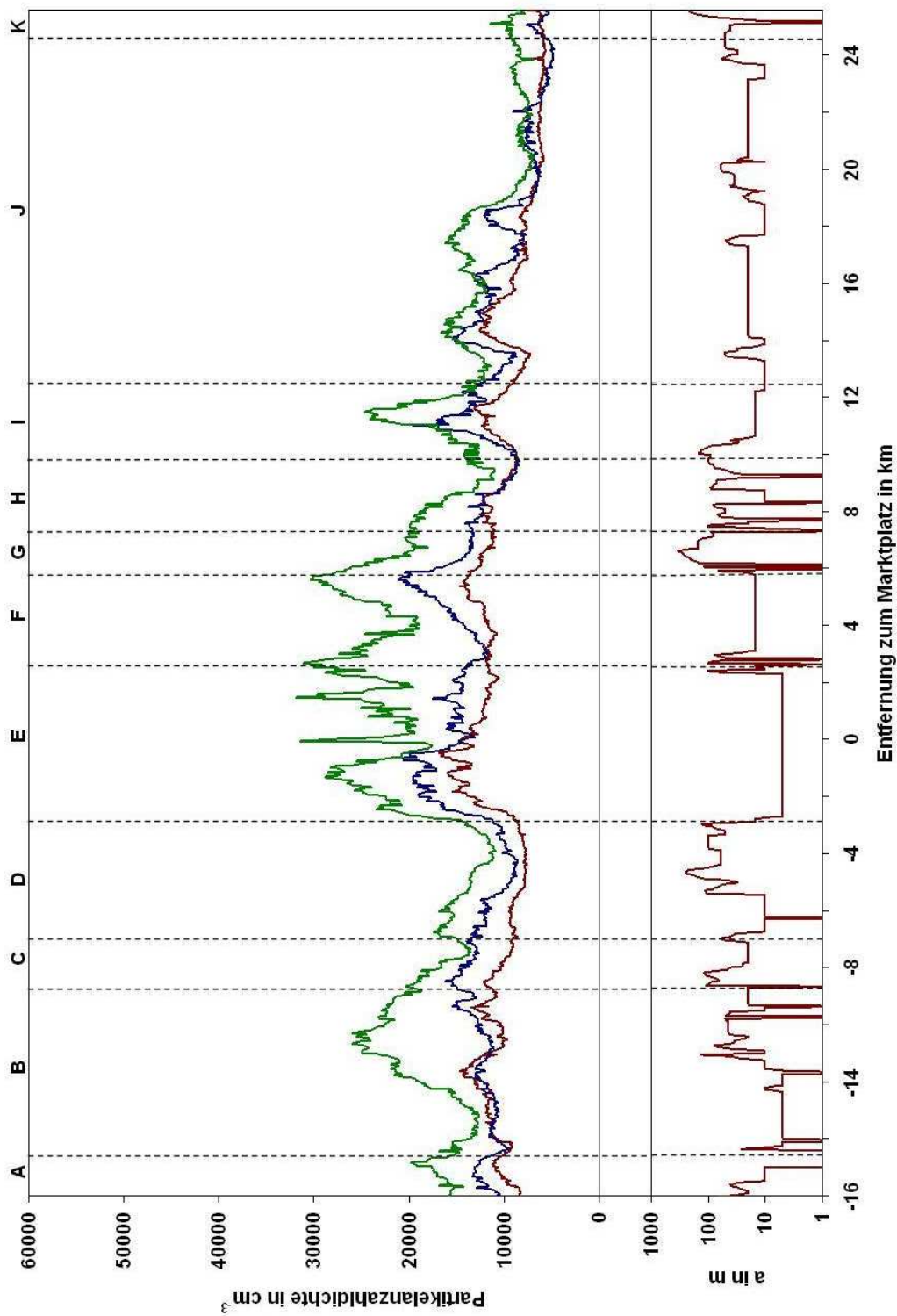


Abbildung 3.40: Oberer Abbildungsteil: Jahresmittel des gleitenden Medians der Rohdaten für die Partikelkonzentrationen entlang der Strecke S1-komplett (Hochstetten-Bad Herrenalb). Rot: Daten für labile Schichtung (67 Messfahrten), blau: neutrale Schichtung (26 Messfahrten), grün: stabile Schichtung (11 Messfahrten). Unterer Abbildungsteil: Abstand der Messstrecke zur nächsten Straße.

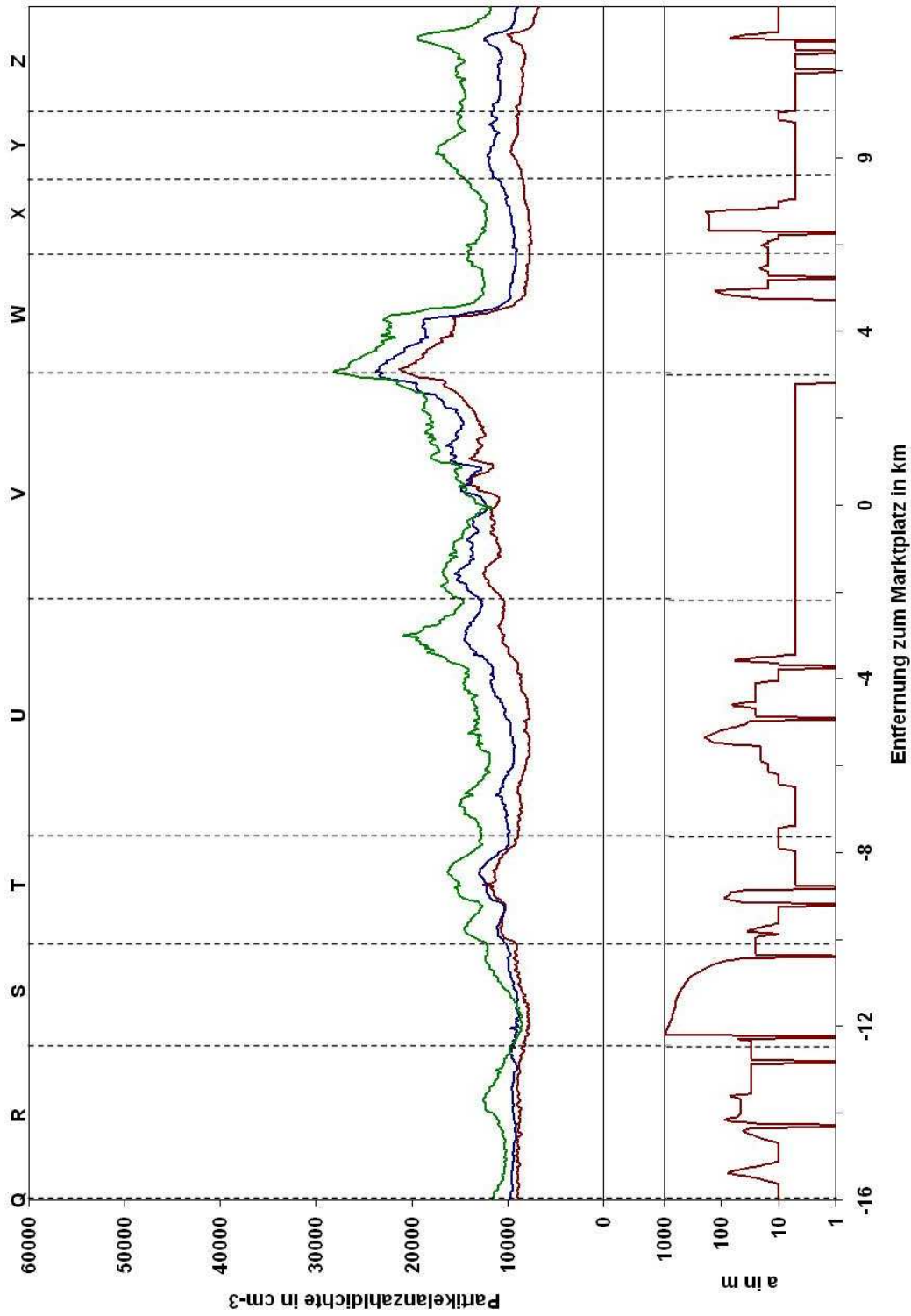


Abbildung 3.41: Oberer Abbildungsteil: Jahresmittel des gleitenden Medians der Rohdaten für die Partikelkonzentrationen entlang der Strecke S2-komplett (Spöck-Mörsch). Rot: Daten für labile Schichtung (225 Messfahrten), blau: neutrale Schichtung (164 Messfahrten), grün: stabile Schichtung (82 Messfahrten). Unterer Abbildungsteil: Abstand der Messstrecke zur nächsten Straße.

Bei der Strecke *S1-komplett* stellt sich jedoch dabei heraus, dass der Stabilitätseinfluss auf die Partikelanzahlen im Albatal (Bereich *J*) nicht so stark ausgeprägt ist, wie in den übrigen Bereichen. Dies kann auf das Höhenprofil der Messstrecke zurückgeführt werden (Abb. 2.4). Da die Gebiete im Albatal zum Teil 200 m höher liegen als die übrigen Gebiete der Strecke *S1-komplett*, kann sich das Albatal zum Teil oberhalb der Grenzschicht befinden. Dies wird vor allem bei einer Marktplatzentfernung von ca. 22 km deutlich. In Studien von Wallace et al. (2010) zeigt sich ebenfalls, dass der Einfluss der Stabilität in Gebieten mit unterschiedlich hohen Lagen variiert. Allerdings muss bei Interpretation der Ergebnisse berücksichtigt werden, dass für diese Strecke zum Teil sehr wenige Messfahrten zur Verfügung stehen (z. B. 11 Messfahrten bei stabilen Verhältnissen).

Für die Strecke *S2-komplett* lässt sich in der Innenstadt (Bereich *V*) vor allem in Abschnitten die durch eine hohe Verkehrsbelastung geprägt sind (relative Entfernung vom Marktplatz: 1 km), kein Einfluss der Stabilität erkennen, da die dortigen Partikelemissionen stets sehr hoch sind. In Gebieten mit schwächeren lokalen Quellen tritt jedoch ebenfalls eine Zunahme der Partikelkonzentrationen bei stabilen Verhältnissen auf.

Die Bestimmung des relativen Jahresmittels des gleitenden Medians (Abb. 3.42 und 3.43) zeigt, dass durch die Art und Weise, mit der versucht wird, großräumige Einflüsse auf die Partikelkonzentrationen herauszufiltern funktioniert, da zwischen den Clustern entlang der gesamten Strecken kaum Unterschiede auftreten.

3.3.4 Vergleich der Partikelanzahldichten und der NO_x -Konzentrationen

Bei der Untersuchung der Partikel- und Stickoxidkonzentrationen in Kap. 3.3.2 konnte festgestellt werden, dass die höchsten Belastungen in den Stadtgebieten auftreten und die Konzentrationen im Umland abnehmen. Außerdem ließ sich entlang den Messstrecken kein stetiger Zusammenhang zwischen Partikeln und Stickoxiden beobachten. Im Vergleich zwischen dieser Luftbeimengungen stellte sich heraus, dass diese ein zum Teil sehr unterschiedliches Verhalten der räumlichen Konzentrationsverteilung aufweisen. Um diesen Sachverhalt anschaulich darstellen zu können, werden nun die Jahresmittel des gleitenden Medians, zum jeweiligen Konzentrationsmaximum einer Messstrecke normiert, betrachtet.

Am Beispiel für die Strecke *S1-Nord* tritt die höchste Belastung von Partikel als auch Stickoxiden am Mühlburger Tor bei einer relativen Entfernung vom Marktplatz von ca. 1,3 km auf (Abb. 3.44), wobei die gemessenen Partikelkonzentration bei der Überquerung der Autobahn A5 zwischen den Bereichen *F* und *G* genauso hoch am Mühlburger Tor ist. Hingegen ist der Anstieg NO_x -Belastung an der A5 deutlich schwächer ausgeprägt als in der Innenstadt.

Die niedrigsten relativen Konzentrationen befinden sich in Bereich *D* in Neureut, wobei die Minima der Partikelanzahldichten und der Stickoxide nicht am selben Ort auftreten. Im Übergang von der Innenstadt (*E*) zu *D* zeigt sich, dass die Stickoxid-Konzentrationen viel drastischer abnehmen als die Partikelanzahldichten. Darüber hinaus ergibt sich, dass im Vergleich zu den Innenstadtkonzentrationen, in der ländlichen Umgebung das Niveau der NO_x -Belastung viel geringer ist als das der Partikel. Dies gilt auch für die Messstrecken *S1-Süd*, *S2-Nord* und *S2-Süd*. Außerdem

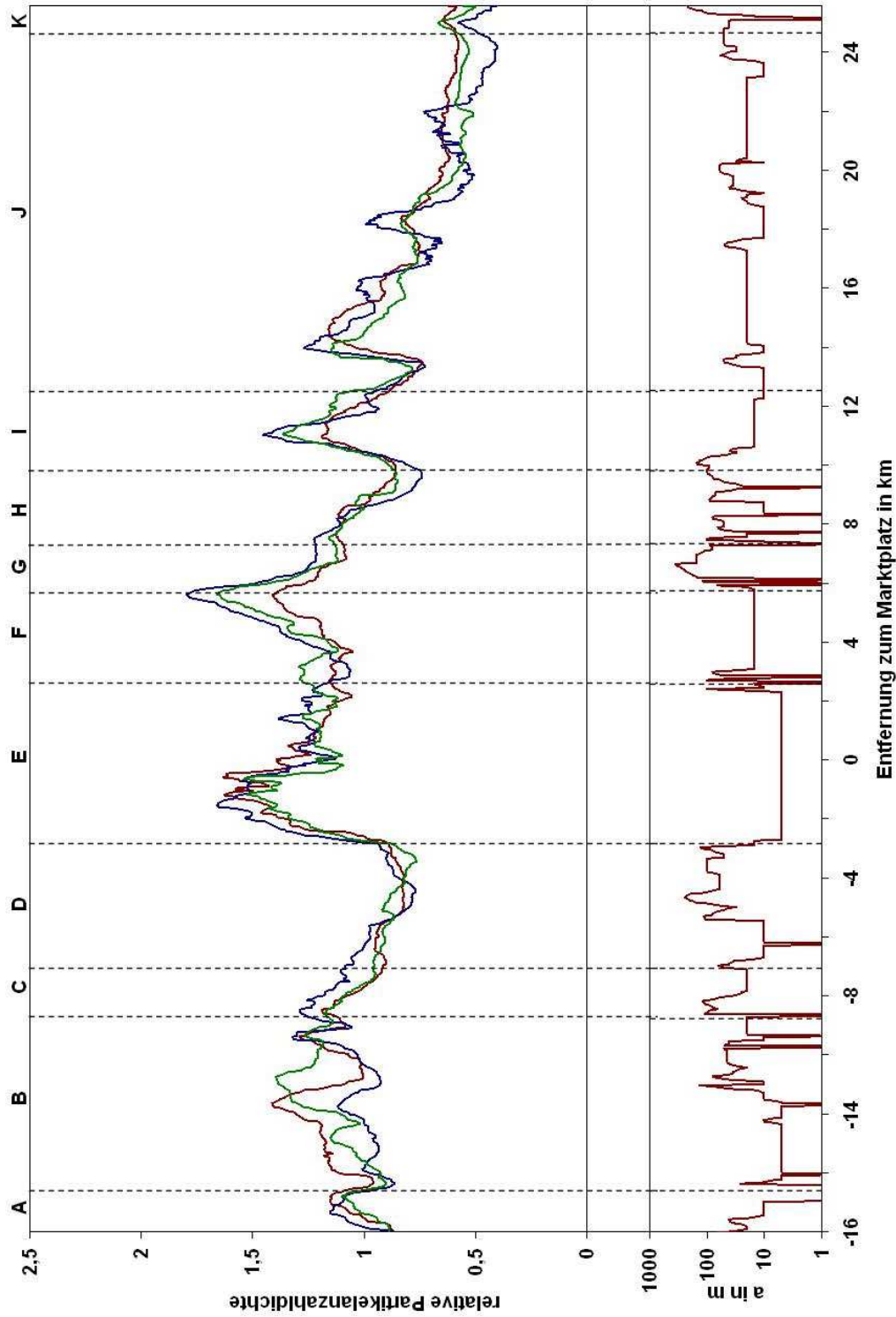


Abbildung 3.42: Oberer Abbildungsteil: Relatives Jahresmittel des gleitenden Medians der Rohdaten für die Partikelkonzentrationen entlang der Strecke *SI-komplett* (Hochstetten–Bad Herrenalb). Rot: Daten für labile Schichtung (67 Messfahrten), blau: neutrale Schichtung (26 Messfahrten), grün: stabile Schichtung (11 Messfahrten). Unterer Abbildungsteil: Abstand der Messstrecke zur nächsten Straße.

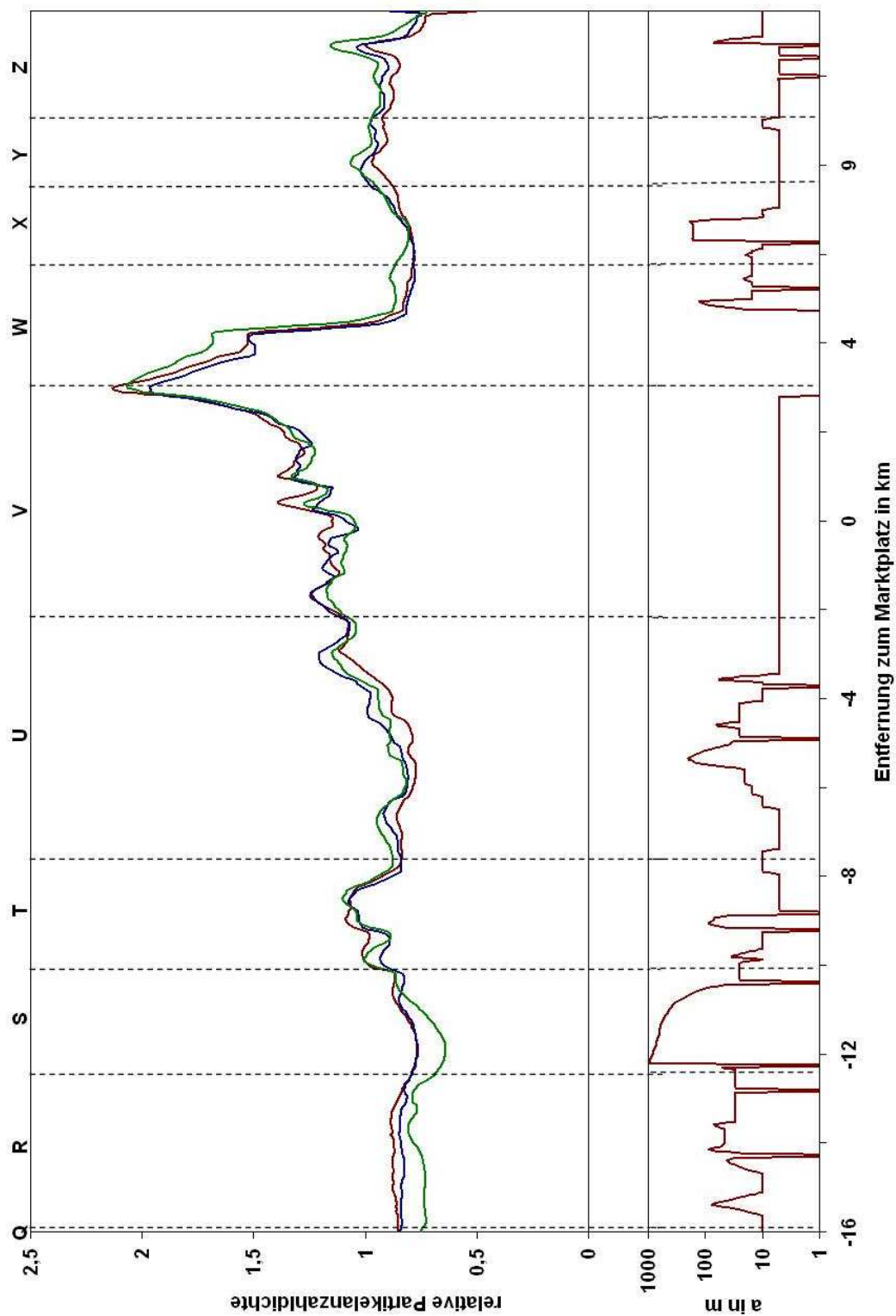


Abbildung 3.43: Oberer Abbildungsteil: Relatives Jahresmittel des gleitenden Medians der Rohdaten für die Partikelkonzentrationen entlang der Strecke S2-komplett (Spöck-Mörsch). Rot: Daten für labile Schichtung (225 Messfahrten), blau: neutrale Schichtung (164 Messfahrten), grün: stabile Schichtung (82 Messfahrten). Unterer Abbildungsteil: Abstand der Messstrecke zur nächsten Straße.

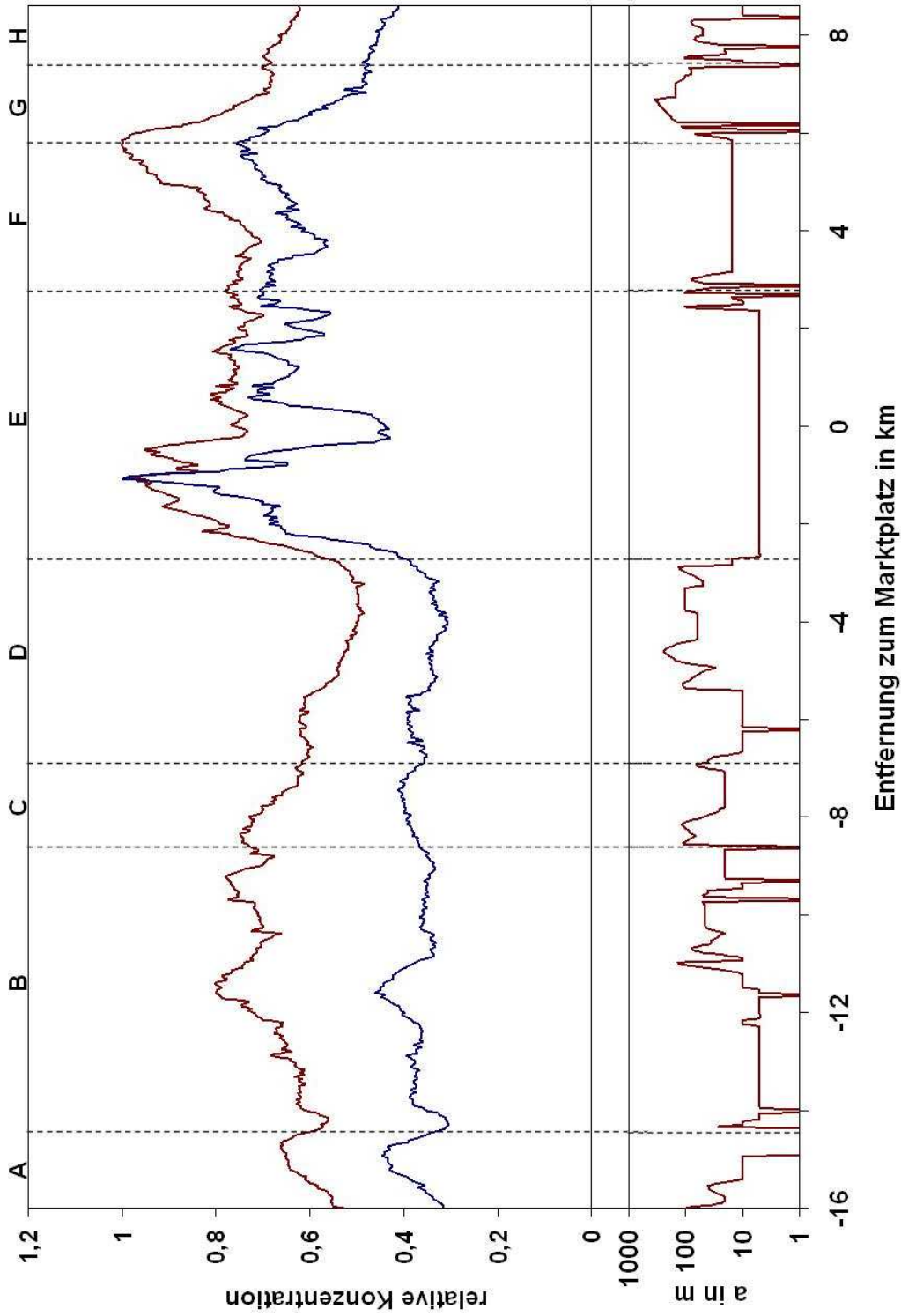


Abbildung 3.44: Oberer Abbildungsteil: Relatives Jahresmittel des gleitenden Medians der Rohdaten für die Partikelkonzentrationen (rot, 284 Messfahrten) und NO_x -Konzentrationen (blau, 656 Messfahrten) entlang der Strecke *SI-Nord* (Hochstetten-Ertlingen). Unterer Abbildungsteil: Abstand der Messstrecke zur nächsten Straße.

lässt sich, wie bereits gezeigt, in der Regel ein Zusammenhang zwischen Zunahmen der NO_x -Konzentrationen und der Partikelanzahldichten beobachten. Allerdings kann in Bereich *B* keine Korrelation zwischen den Partikeln und den Stickoxiden festgestellt werden. Diese Gegebenheit wurde in Kap. 3.3.2 bereits erläutert, wird aber mit dieser Darstellungsweise noch deutlicher. Mit Hilfe der Clusteranalyse in Kap. 3.3.3 konnte die Situation der Partikelbelastung in Eggenstein-Leopoldshafen auf Emissionen im Karlsruher Industriegebiet zurückgeführt werden.

Die starken Erhöhungen der Partikel- und NO_x -Konzentrationen in Bereichen von Verkehrsknotenpunkten haben einen großen Einfluss auf ihre Umgebungen. So können beispielsweise die Auswirkungen von Emissionen am Mühlburger Tor bereits 500 m vor dieser Kreuzung registriert werden. Das bedeutet, dass bereits am Europaplatz bei einer relativen Marktplatzentfernung von ca. $-0,8$ km die dortigen gemessenen Konzentrationen durch die Emissionen am Mühlburger Tor modifiziert werden. Die Partikel- und Stickoxidemissionen an der A5 zeigen eine noch größere Auswirkung auf die Umgebung der Autobahn. Die Luftqualität in Rüppurr wird damit in einem nicht zu vernachlässigten Maße durch Emissionen entlang der A5 beeinflusst.

Bei der Strecke *S2-Nord* können ähnliche Effekte beobachtet werden (Abb. 3.45). Wie bereits bei der Strecke *S1-Nord* sind die Gradienten der Stickoxidkonzentrationen stärker ausgeprägt als bei den Partikeln. Im der ländlichen Umgebung ist die NO_x -Belastung relativ zum Maximum ebenfalls geringer als die Aerosolbelastung. Im Gegensatz zur Linie *S1* ist hier die Zunahme der Partikelkonzentrationen im Norden (Bereich *R*) bei weitem nicht so stark ausgeprägt. Im Vergleich der Partikel- und NO_x -Konzentrationen zeigt sich, dass abseits von großen Verkehrsknotenpunkten die Partikelbelastung stets höher als die der Stickoxide ist. Die Partikelkonzentrationen sind in der nördlichen Umgebung im Vergleich zum Maximum entlang der Messstrecke um 15 % höher als bei den Stickoxiden.

Entlang der Strecke treten die nennenswertesten Erhöhungen der Partikel- und NO_x -Konzentrationen am Durlacher Tor (relative Marktplatzentfernung von ca. $-1,5$ km), Mühlburger Tor ($1,3$ km) und bei der Überquerung der Südtangente ($3,4$ km) auf. Der Einfluss der Verkehrsemissionen am Mühlburger Tor auf die Luftqualität der Umgebung ist vergleichbar mit den Beobachtung bei der Strecke *S1-Nord* und beschränkt sich auf eine Entfernung von ca. 500 m. Im Gegensatz dazu, wirken sich die Emissionen im Bereich des Durlacher Tors über eine Distanz von ca. $1,5$ km noch auf die Konzentrationsmessungen am Marktplatz aus. Dies stellt vor allem aufgrund der Tatsache, dass ab einer relativen Marktplatzentfernung von ca. $-0,5$ km die Fußgängerzone beginnt, eine Besonderheit dar. Den größten Einfluss auf die Umgebung haben die Emissionen im Bereich der Südtangenten-Überquerung. In Richtung zum Marktplatz lassen sich Beeinträchtigungen der Luftqualität bis zu einer Distanz von 2 km von diesem Verkehrsknotenpunkt und damit in Wohngebieten feststellen. In den Wohngebieten von Daxlanden kann ebenfalls eine Beeinflussung der Partikel- und Stickoxidkonzentrationen durch die Verkehrsemissionen der Südtangente bis zu einer Entfernung von ca. 1 km beobachtet werden.

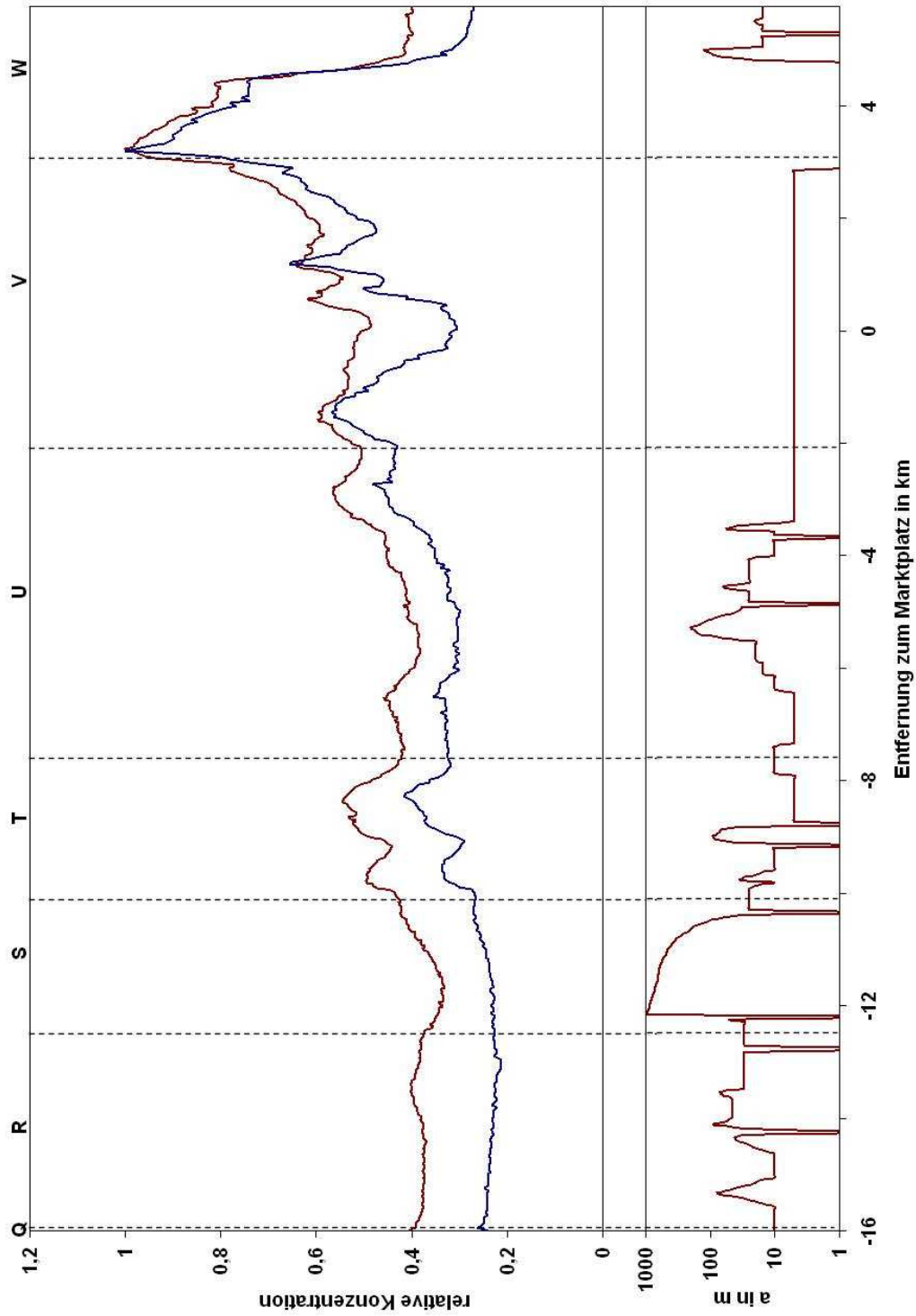


Abbildung 3.45: Oberer Abbildungsteil: Relatives Jahresmittel des gleitenden Medians der Rohdaten für die Partikelkonzentrationen (rot, 689 Messfahrten) und NO_x -Konzentrationen (blau, 1007 Messfahrten) entlang der Strecke *S2-Nord* (Daxlanden-Spöck). Unterer Abbildungsteil: Abstand der Messstrecke zur nächsten Straße.

3.4 Fazit

Zum ersten Mal konnte in Deutschland mit Hilfe von räumlich und zeitlich hochaufgelösten mobilen Messungen von Luftqualitätsparametern eine präzise räumliche Verteilung von Partikelanzahl-dichten und Stickoxidkonzentrationen in einem Ballungsraum erhoben werden. Dabei lässt sich feststellen, dass lokale Quellen im großen Maße die Partikelimmissionen Großraum Karlsruhe beeinflussen. Vor allem Emissionen des Straßenverkehrs führen zu einem Anstieg der Aerosolkonzentrationen in Bereichen von Verkehrsknotenpunkten, wobei die Partikelbelastung stark davon abhängt, wie hoch die Verkehrsrate an solchen Punkten ist und in welcher Entfernung die Immissionen festgestellt werden.

Neben der Beeinflussung der Immisionsmessungen in unmittelbarer Nähe der Verkehrsknotenpunkte, lässt sich eine Beeinträchtigung der Luftqualität durch die dortigen Emissionen auch auf die weitere Umgebung nachweisen. So können die Auswirkungen der Partikel- und NO_x -Emissionen im Bereich von stark befahrenen, mehrspurigen Straßen, wie die Autobahn A5 oder die Südtangente, auf die Luftbelastung bis zu einer Entfernung von ca. 2 km beobachtet werden. Damit liegen auch die Bewohner der Wohngebiete, die sich in der Nähe dieser großen Verkehrswege im Einflussbereich der dortigen Emissionen. Auch in der Innenstadt treten solche Effekte auf. Beispielsweise werden die Konzentrationen der Partikel und Stickoxide im Bereich der Fußgängerzone zu einem nicht geringfügigen Maße durch die Verkehrsemissionen am Durlacher Tor beeinflusst. Dies stellt insofern eine Besonderheit dar, weil im Bereich der Fußgängerzone keine weiteren Emissionen durch den Straßenverkehr auftreten.

Neben der Beeinflussung der Luftqualität im Bereich der näheren Umgebung von großen Verkehrsknotenpunkten zeigte sich, dass das von Lenschow et al. (2001) entwickelte, auf Punktmessungen basierende, idealisierte Modell zur Beschreibung der räumlichen Aerosolverteilung in einem Ballungsraum, nicht auf den Großraum Karlsruhe übertragen werden kann. Durch die hohe räumliche und zeitliche Auflösung, mit der die Messungen durch die AERO-TRAM aufgezeichnet werden, stellte sich heraus, dass mit zunehmender Entfernung vom Karlsruher Stadtzentrum die Partikelkonzentration und deren Quellen nicht stetig abnehmen. So lässt sich in mehreren Bereichen in der nördlichen und südlichen Umgebung von Karlsruhe eine Zunahme der Partikelkonzentrationen feststellen. Die Bereiche befinden sich in Gebieten, in denen es in der Regel zu einem erneuten Anstieg der Anzahl von lokalen Partikelquellen kommt, beispielsweise in Ortschaften, Industriegebieten oder in der Nähe von Straßen. Die Partikelemissionen in diesen Bereichen können durch lokale Emissionen erklärt werden, da es zu einer gleichzeitigen Zunahme der Stickoxid-Konzentrationen kommt.

Allgemein zeigt sich, dass, obwohl Aerosole und Stickoxide ein ähnliches Verhalten in der räumlichen Konzentrationsverteilung aufweisen, die Gradienten der NO_x -Konzentrationen viel größer als die der Partikelanzahl-dichten ist. So nimmt außerhalb des Stadtgebiets die NO_x -Belastung in viel stärkeren Maße als die Partikelbelastung ab. Außerdem liegt bei den Partikelanzahl-dichten die Hintergrundkonzentration oder das Niveau, auf das die Partikelbelastung im Umland zurückgeht viel näher am Konzentrationsmaximum als im Falle der Stickoxide. Der relative Unterschied bezogen auf das Konzentrationsmaximum zwischen Partikeln und Stickoxiden beträgt ca. 15 %.

In der nördlichen Umgebung konnten allerdings Gebiete ausgemacht werden, wo ein Anstieg der Partikelkonzentrationen nicht mit einer begleitenden Erhöhung der NO_x -Konzentrationen verbunden ist. In den Ortschaften Friedrichstal im Nordosten von Karlsruhe und Eggenstein–Leopoldshafen im Nordwesten kommt es zu einer Zunahme der Aerosolbelastung, bei der kein gleichzeitiger Anstieg der Stickoxide beobachtet werden kann. Deshalb können lokale, anthropogene Quellen nicht für diese Partikelzunahme verantwortlich sein.

Durch eine Clusteranalyse für die Partikelanzahldichten stellt sich jedoch heraus, dass die Partikelanzahldichten nur bei Anströmungen mit südlichen Komponenten der Windrichtung ansteigen. Der Einfluss der großräumigen Anströmung verursacht bei südlichen Windrichtungen im Vergleich zu nördlichen Anströmungen eine um 25 % höhere Partikelbelastung in Eggenstein bzw. eine um 10 % höhere Belastung in Friedrichstal. Da die am häufigste auftretende Windrichtung im Messgebiet eine Südwestliche bei südlicher Anströmung ist, kann die Ursache der Zunahme der Partikelkonzentrationen in diesen Ortschaften auf Transport von Partikeln in der Abluftfahne des Karlsruher Industriegebiets im Rheinhafen zurückgeführt werden. Mit hoher Wahrscheinlichkeit kommen hierfür die SO_2 - und Feinstaubemissionen der petrochemischen Betriebe westlich von Karlsruhe in Frage. Zwar befindet sich etwas südlicher eine weitere SO_2 -Quelle in Form eines Kohlekraftwerks, falls aber dessen Emissionen von gasförmigen Vorläufersubstanzen zu der Partikelzunahme in Eggenstein–Leopoldshafen und Friedrichstal führen sollte, müsste dies auch in den Gebieten südlich der beiden Ortschaften beobachtbar sein.

Die Untersuchung der Auswirkungen der thermischen Stabilität auf die Luftqualität, zeigte eine starke Abhängigkeit der Partikelkonzentrationen von der Schichtungsstabilität in der Grenzschicht. Wie erwartet, treten die höchsten Aerosolbelastungen bei stabiler Schichtung auf. Im Vergleich dazu führt die stärkere vertikale Durchmischung im labilen Fall zu niedrigeren Partikelanzahlen. Allerdings ist dies nicht für das gesamte Messgebiet gültig. So können die Effekte der Grenzschichtsstabilität auf die Partikelbelastung im Albtal nicht beobachtet werden, da dieses durch seine besondere geographische Form eine eigene, kleinräumige Meteorologie ausbildet und es außerdem im Vergleich zum restlichen Messgebiet in höheren Lagen liegt. Damit kann je nach Grenzschichtshöhe dieses Tal oberhalb der Grenzschicht liegen und dementsprechend kein Einfluss der thermischen Stabilität auf die Partikelkonzentrationen festgestellt werden.

4. Das Stadtklima in Karlsruhe

Immer mehr Menschen zieht es vom Land in die Stadt. So lebten im Jahre 1950 von 2,53 Milliarden Menschen nur 28,8 % in Städten, 2009 waren es bereits 50 % der 6,83 Milliarden Menschen. Bis im Jahre 2050 wird bei einem Anstieg der Bevölkerung auf etwa 9,15 Milliarden mit einer 69 %-igen Bevölkerung in Städten gerechnet (bpb, 2011). In den immer größer werdenden Städten herrscht durch die Anhäufung von Beton, Asphalt sowie Stein und deren physikalischen Eigenschaften ein eigenes Klima, welches als Stadtklima bezeichnet wird. So wurde bereits Ende des 19. Jahrhunderts herausgefunden, dass die mittlere Temperatur in Städten höher ist als die des Umlandes (Malberg, 1990). Dieses Phänomen wird auch als Wärmeinseleffekt bezeichnet. Im Mittel beträgt die Differenz zwischen 0,4 und 3,5 °C (z. B. Böhm, 1979; Jauregui, 1993; Magee et al., 1999). Die Oberflächentemperatur und damit auch die Lufttemperatur hängen stark mit dem Grad der Versiegelung ab (Kottmeier et al., 2007). In Abb. 4.1 ist die Oberflächentemperatur in Abhängigkeit der Versiegelung dargestellt. Zu erkennen ist, dass aus einem höheren Versiegelungsgrad eine höhere Oberflächentemperatur resultiert. Ursachen für die erhöhte Oberflächentemperatur sind vor allem thermische Eigenschaften. Dies macht die spezifische Wärme c deutlich (Tab. 4.1).

Sie ist ein Maß für diejenige Energie, die man benötigt, um 1 kg eines Stoffes um 1 K zu erwärmen. Über versiegelten Oberflächen in der Stadt ist diese durch den Beton und den Stein geringer als im Umland. Weitere Ursachen für eine Übertemperatur versiegelter Oberflächen sind der Feuchtigkeitsgehalt des Bodens, die Albedo, und der langwellige Emissionsgrad sowie die Rauigkeit und die Gebäudestruktur.

Eine weitere Komponente des Stadtklimas ist die Feuchte, welche durch die Versiegelung des Bodens und die dadurch fehlende Vegetation in Städten geringer ist als in den Grünflächen außerhalb. Außerdem treten beim Wind Unterschiede zwischen Stadt und Land auf. Das ist beispielsweise an der höheren Rauigkeitslänge in der Stadt zu erkennen (Tab. 4.1). Die Rauigkeitslänge z_0 ist

Tabelle 4.1: Physikalische Eigenschaften von Stadt und Umland (Malberg, 2007).

	Stadt	Umland
Rauhigkeitsparameter z_0	2 – 10 m	0,02 – 3,0 m
spezifische Wärme c	$0,9 \cdot 10^{-3} \frac{J}{kg K}$	$1,8 \cdot 10^{-3} \frac{J}{kg K}$
Pflanzenbedeckung	10 – 50 %	90 – 100 %

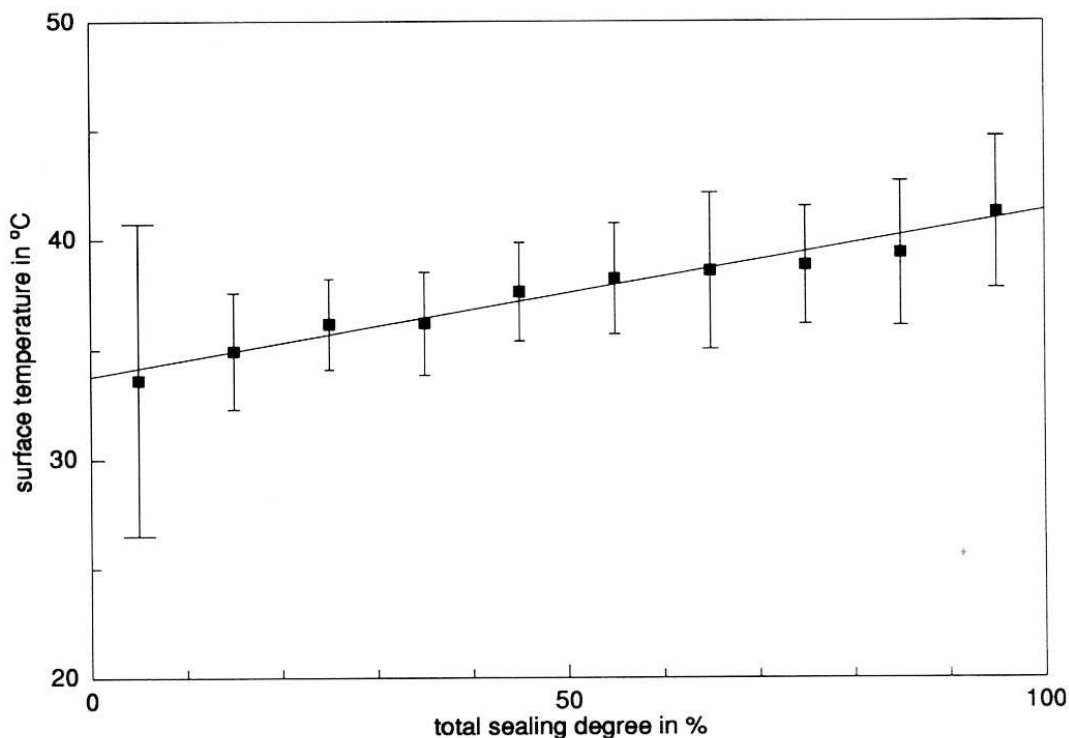


Abbildung 4.1: Mittlere Oberflächentemperatur und deren Standardabweichung in Abhängigkeit vom Grad der Versiegelung an einem Nachmittag des 20 Juli 1998, gemessen aus vier Flügen (Kottmeier et al., 2007).

jene Höhe, in welcher das vertikale logarithmische Windprofil den Wert 0 annimmt.

Im folgenden soll der Wärmeinseleffekt der Stadt Karlsruhe mit Hilfe der meteorologischen Messdaten der AERO-TRAM untersucht werden. Dazu werden die durch den Kombimesstwertegeber Vaisala PTU 303 gemessenen meteorologischen Parameter Druck, Temperatur und Feuchte ausgewertet. Die AERO-TRAM wird im öffentlichen Nahverkehr auf Linien mit variierendem Höhenprofil durch die Karlsruher Innenstadt sowie im Karlsruher Umland eingesetzt. Zur Bestimmung der Höhe wird der gemessene Luftdruck verwendet. Die meteorologischen Parameter werden für verschiedene Regionen entlang der Messstrecke verglichen, hierzu wird die Strecke in verschiedene Segmente eingeteilt. Anhand der Daten der meteorologischen Station am Physikhochhaus des Campus Süd werden Tage ermittelt an denen bestimmte Wetterverhältnisse wie z. B. Regen, Strahlung oder Wind vorherrschten. Im Anschluss daran werden Monatsmittel für verschiedene Segmente der Strecke erstellt. Dabei werden zwei Monate im Sommer und zwei im Winter sowie Jahresmittel betrachtet. Ziel ist es hierbei, saisonale Effekte zu ermitteln.



Abbildung 4.2: Der Vaisala Druck-, Feuchte- und Temperaturmesswertgeber PTU303.

4.1 Kombimesstwertgeber für Luftdruck, relative Feuchte und Temperatur VAISALA PTU 303

Der Kombimesstwertgeber Vaisala PTU303 (Abb. 4.2) misst den barometrischen Luftdruck, die Temperatur sowie die relative Feuchte der Luft. Der Druck wird mit dem Vaisala BAROCAP Sensor gemessen. Der Vaisala HUMICAP Sensor dient der Feuchtemessung. Für die Temperaturmessung ist ein Platin-Widerstandssensor eingebaut (Vaisala, 2011).

4.1.1 Temperaturmessung: Platin-Widerstandssensor Pt 100

Bei dem Platin-Widerstandssensor (Pt 100 (IEC 751 1/3 Kl. B)) basiert die Temperaturmessung auf einem elektrischen Verfahren, bei welchem die Temperaturabhängigkeit des elektrischen Widerstandes von Metallen und Halbleitern ausgenutzt wird (Kraus, 2004). Der elektrische Widerstand R ist in guter Näherung eine lineare Funktion der Temperatur. Es gilt:

$$R = R_0 (1 + \alpha \vartheta) \quad (4.1)$$

$$\alpha = \frac{1}{R} \frac{dR}{dT} \approx \text{const.} \quad (4.2)$$

Dabei ist ϑ die Temperatur in $^{\circ}\text{C}$, R_0 der Widerstand in Ω bei 0°C (hier $R_0=100 \Omega \Rightarrow$ Pt 100) und α der Temperaturkoeffizient in $^{\circ}\text{C}^{-1}$ des elektrischen Widerstandes. Der Temperaturkoeffizient für einen Platinwiderstand bei einer Temperatur zwischen 0 und 100°C beträgt:

$$\alpha_{Pt} \approx 4 \cdot 10^{-3} (^{\circ}\text{C})^{-1} \quad (4.3)$$

Um eine möglichst genaue Messung zu erhalten, ist es wichtig einen Strahlungsschutz anzubringen (Abb. 4.3), um kurzwellige und langwellige Strahlung abzuschirmen, welche die Messung durch Temperaturerhöhung beeinflussen würden. Dieser Strahlungsschutz ist innen und außen verchromt, wodurch dessen Absorptionsvermögen sehr stark sinkt. Um die Fehler der Temperaturmessung weiter zu vermindern, wird der Sensor mittels eines Ventilators belüftet. Der Messbereich des Platin-Widerstandssensor liegt zwischen -40 und $+60^{\circ}\text{C}$. Die Genauigkeit kann Abb. 4.4

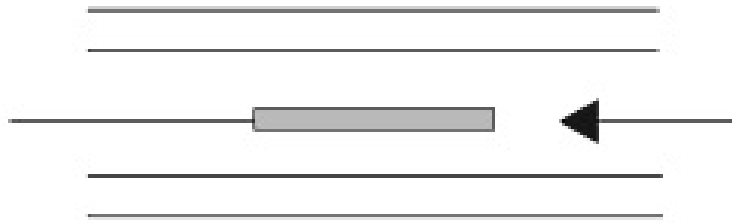


Abbildung 4.3: Strahlungsschutz eines Pt-Thermometers. Der Pfeil stellt die Richtung der Ventilation dar. Die Rohre sind innen und außen verchromt (Kraus, H, 2004).

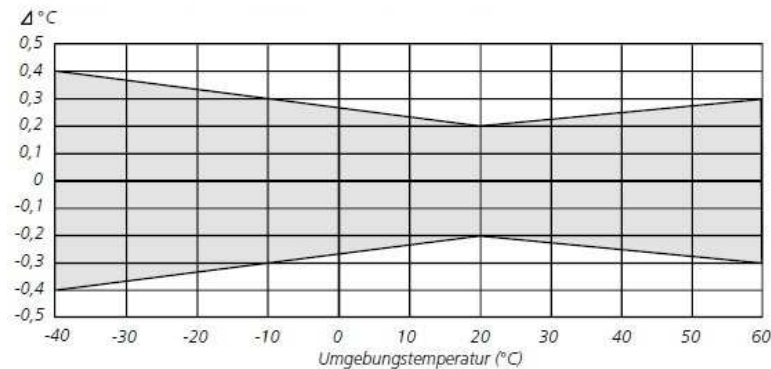


Abbildung 4.4: Genauigkeitsbereich über gesamten Messbereich des Temperatursensors Pt 100 (Vaisala, 2011).

entnommen werden. Dort ist zu sehen, dass z.B. bei 20 °C die Genauigkeit bei $\pm 0,2$ °C liegt.

4.1.2 Feuchtemessung: Vaisala HUMICAP 180 Sensor

Der Vaisala HUMICAP 180 Sensor ist ein kapazitiver Sensor (Abb. 4.5). Er ist im Prinzip ein Plattenkondensator, in dem sich eine dünne feuchtigkeitsempfindliche Schicht als elektrisches Dielektrikum befindet (Dünnschichtstruktur). Diese Schicht besteht aus polymerem Kunststoff. Mit Änderung der Feuchte ändert sich die Dielektrizitätskonstante ϵ_0 und ruft damit eine Änderung der Kapazität des Kondensators hervor. Da Wasser eine sehr hohe relative Permittivität (=Dielektrische Leitfähigkeit: $\epsilon_{rel} = 80$ bei $T = 20^\circ\text{C}$) besitzt, ist die Kapazitätsänderung von trockener zu feuchter Luft enorm (Hesse und Schnell, 2009). Die Kapazitätsänderung lässt sich durch eine elektronische Schaltung in eine messbare Gleichspannung umwandeln. Der Messbereich liegt zwischen 0 und 100 % rF (= relative Feuchte). Die Genauigkeit beträgt gemäß Vaisala (2011):

- für +15... + 25°C bei ± 1 % rF (0... 90 % rF) und bei $\pm 1,7$ % rF (90... 100 % rF),

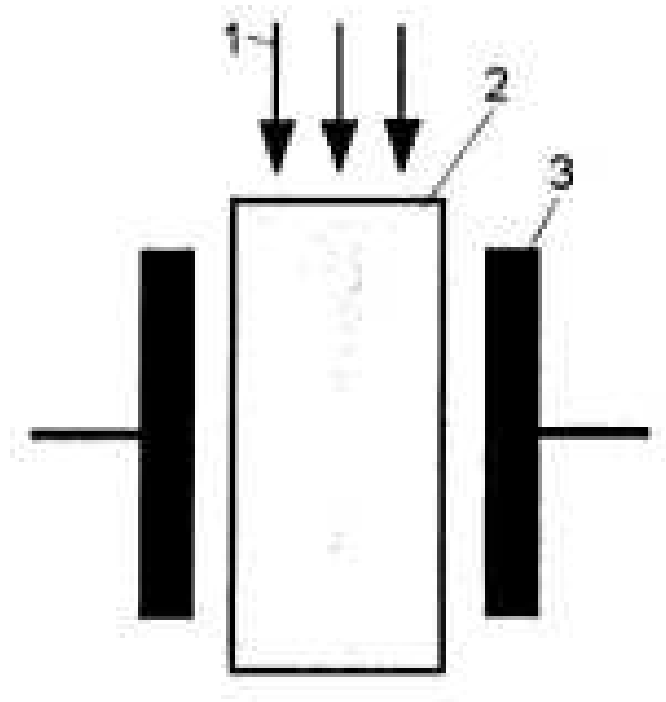


Abbildung 4.5: apazitiver Feuchtesensor, 1: gasförmiges Wasser, 2: Dielektrikum, 3: Kondensator (Hesse und Schnell, 2009).

- für $-20 \dots + 40 \text{ °C}$ bei $\pm(1,0 + 0,8 \text{ \% v.Mw.}) \text{ \% rF}$,
- für $-40 \dots + 60 \text{ °C}$ bei $\pm(1,5 + 1,5 \text{ \% v.Mw.}) \text{ \% rF}$.

4.1.3 Druckmessung Vaisala BAROCAP Sensor

Der Vaisala BAROCAP Sensor ist ebenfalls ein kapazitiver Sensor. Die zwei Platten des Plattenkondensators bestehen hier zum einen aus einer festen Elektrode mit der Fläche A und zum anderen aus einer Silizium-Membran (Abb. 4.6). Diese Silizium-Membran verformt sich druckbedingt und ändert somit den Abstand d von Membran und Elektrode. Für die Kapazität C des Kondensators gilt:

$$C = \varepsilon_0 \cdot \varepsilon_{rel} \cdot \frac{A}{d}. \quad (4.4)$$

Dabei ist $\varepsilon_0 (= 8,85 \cdot 10^{-12} \text{ Fm}^{-1})$ die absolute Dielektrizitätskonstante und $\varepsilon_{rel} = \frac{\varepsilon}{\varepsilon_0}$ die relative Dielektrizitätskonstante. Bei einer konstanten Dielektrizitätskonstante $\varepsilon_0 \cdot \varepsilon_{rel}$, einer konstanten Fläche A (in m^2) und mit der Annahme, dass d (in m) bei nicht zu großen Membranausdehnungen linear zum Druck ist, ergibt sich für die Kennlinie ein hyperbolischer Verlauf: $C \propto \frac{1}{d}$. Der Verlauf der Kapazität C (in *Farad*) in Abhängigkeit vom Druck p (in *bar*) kann folgendermaßen

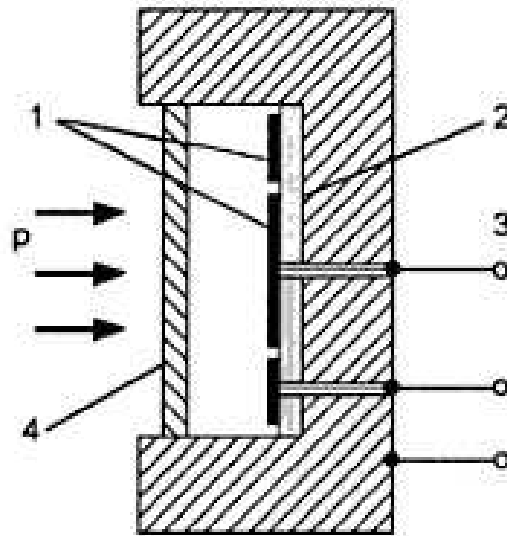


Abbildung 4.6: Kapazitiver Drucksensor, 1: Elektrode, 2: Isolation, 3: Anschluss, 4: Membran, p: Druck (Hesse und Schnell, 2009).

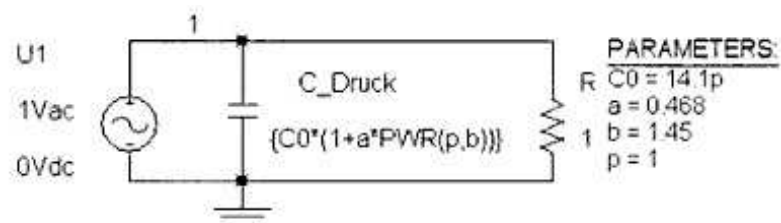


Abbildung 4.7: Schaltung zur Simulation der Kennlinie des Drucksensors (Baumann, 2006).

beschrieben werden (Baumann, 2006):

$$C = C_0 \cdot (1 + a \cdot p^b) \quad (4.5)$$

C_0 ist hierbei die Kapazität bei $p = 0 \text{ bar}$. Der Druck hängt also von dem Faktor a und dem Exponenten b ab. Mit der Schaltung in Abb. 4.7 kann die Kennlinie simuliert werden. Der Messbereich liegt zwischen 500 hPa und 1100 hPa . Die Genauigkeit ist in diesem Fall (Vaisala, 2011):

- bei $+20 \text{ °C}$: $\pm 0,10 \text{ hPa}$,
- zwischen $-40 \dots + 60 \text{ °C}$: $\pm 0,15 \text{ hPa}$.

4.2 Das Stadtklima

Unter dem Begriff Stadtklima versteht man das gegenüber dem Umland veränderte Lokalklima in Stadt- und Industrielandschaften. Vor allem Temperatur und Feuchte der Stadt unterscheiden sich oft deutlich vom Umland.

4.2.1 Wärmeinsel

Im Mittel liegt die Temperatur in der Stadt zwischen $0,4\text{ °C}$ und $3,5\text{ °C}$ über den Werten der Außenbezirke. So ist die Innenstadt von Berlin im Jahresmittel $1,5\text{ °C}$ wärmer als das Umland (Malberg, 1990). In der Wiener Innenstadt ist es durchschnittlich 1 °C wärmer als in den Außenbezirken und bis zu $2,4\text{ °C}$ wärmer als im Wiener Wald (Böhm und Gabl, 1978). Die Unterschiede in den verschiedenen Monaten für Wien sind in Tab. 4.2 zu sehen. Auch Tokio hat einen ähnlichen Temperaturunterschied zwischen Stadt und Umland. Er liegt bei $1,0 - 1,5\text{ °C}$. (Ojima, 1991). Die Temperaturunterschiede weiterer Städte und ihrer Umgebung sind in Tab. 4.3 zusammengefasst.

Im Mittel liegen die Unterschiede zwischen $0,4\text{ °C}$ und $3,5\text{ °C}$. In Einzelfällen kann es aber auch vorkommen, dass Temperaturunterschiede von 5 bis 12 °C auftreten. Vor allem an heiteren Tagen mit wenig Wind kann es in den Abendstunden zu diesen enormen Unterschieden kommen (Malberg, 2007). In Tab. 4.4 sind die maximalen Unterschiede der Temperatur in verschiedenen Städten aufgetragen. Es ist auch deutlich zu sehen, dass umso größer die Stadt ist, desto größer ist der Temperaturunterschied zwischen Stadt und Umland. Diese Temperaturunterschiede können physikalisch erklärt werden. Der Beton und der Stein in den Städten kann die Wärme tiefer und länger speichern. Das liegt an der Wärmeleitfähigkeit von Beton und Stein und an der Wärmekapazität W :

$$W = m \cdot c. \quad (4.6)$$

Dabei ist m die Masse in kg und c die spezifische Wärme in $\frac{J}{kgK}$. Im Winter ist es vor allem die anthropogen erzeugte Wärme durch Heizung, Kraftfahrzeuge und Fabriken, die gespeichert wird. Im Sommer hingegen ist die Wärme der Sonne von größerer Bedeutung.

Tabelle 4.2: Mittelwerte der Temperaturdifferenzen zwischen dem Stadtzentrum Wien und den drei unterschiedlichen Umgebungsregionen im Tagesmittel (Böhm und Gabl, 1978).

ΔT_1 = Differenz zwischen Zentrum und Wienerwaldtäler

ΔT_2 = Differenz zwischen Zentrum und Ebene von Nordost bis Südost

ΔT_3 = Differenz zwischen Zentrum und Übergangsbereich Wienerwald-Wiener Becken

	Jan.	Feb.	März	Apr.	Mai	Jun.	Jul.	Aug.	Sep.	Okt.	Nov.	Dez.
ΔT_1	2,0	2,5	2,3	2,7	2,3	2,3	2,3	2,6	2,9	2,9	2,3	2,6
ΔT_2	1,8	1,6	1,4	1,4	1,4	1,5	1,3	1,2	1,3	1,5	1,2	1,5
ΔT_3	0,7	0,7	0,8	1,0	0,7	0,7	0,6	0,6	0,7	0,9	0,8	0,9

Tabelle 4.3: Mittlere Temperaturdifferenzen ΔT zwischen Stadtzentrum und Umgebung verschiedener Städte (nach Matzarakis, 2001).

Stadt	Zeitraum der Messungen	ΔT in K	Quelle
Ankara	1955 - 1990	2,6	Karaca et al. (1995)
Athen	1961 - 1982	2,1	Katsoulis und Theoharatos (1985)
Barcelona	1970 - 1984	1,4	Moreno-Garcia (1994)
Buenos Aires	V/1994 - II/1997	1,3	Figuerola und Mazzeo (1998)
Fairbanks	1949 - 1997	0,4	Magee et al. (1999)
Istanbul	1950 - 1990	1,3	Karaca et al. (1995)
Krakau	1931 - 1960	0,6	Kożuchowski et al. (1994)
Krakau	1961 - 1990	0,9	Kożuchowski et al. (1994)
Kuwait City	1958 - 1980	0,7	Nasrallah et al. (1990)
London	1931 - 1960	1,4	Chandler (1965)
Mexico City	1896 - 1980	3,5	Jauregui (1993)
Moskau	1990	1,9	Shahgedanova et al. (1997)
München	1982 - 1984	1,9	Bründl et al. (1987)
Silver Spring	1945 - 1979	1,1	Feng und Petzold (1988)
Szeged	VII/1997 - V/1981	1,7	Unger (1996)
Vancouver	1991 - 1994	1,4	Runnalls und Oke (1998)
Washington, DC	1945 - 1979	1,6	Feng und Petzold (1988)
Wien (Stadtzentrum - Umlandebene)	1952 – 1976	1,0	Böhm (1979)
Wien (Stadtzentrum - Wienerwaldtäler)	1952 – 1976	2,2	Böhm (1979)
Wien	1968 – 1977	1,5	Bemhofer (1984)
Wien (Stadtzentrum - Umlandebene)	1968 – 1977	1,4	Böhm und Gabl (1978)
Wien (Stadtzentrum - Wienerwaldtäler)	1968 – 1977	2,4	Böhm und Gabl (1978)
Wien (Stadtzentrum - Wienerwald/Wiener Becken)	1968 – 1977	0,7	Böhm und Gabl (1978)
Wien	1951 – 1960	1,5	Böhm (1998)
Wien	1986 – 1995	1,5	Böhm (1998)

Tabelle 4.4: Maximale Temperaturdifferenz zwischen Stadt und Umland (Malberg, 1990).

Stadt	Einw. ($\times 10^3$)	Temp.diff. [K]	Autor
Uppsala	63	6,5	Sundborg (1950)
Karlsruhe	160	7,0	Peppler (1929)
Malmö	275	7,4	Lindquist (1972)
Utrecht	278	6,0	Conrads u.a. (1966)
Sheffield	500	8,0	Garnet u.a. (1966)
San Francisco	754	11,1	Duckworth u.a. (1954)
Vancouver	1000	10,2	Oke (1971)
Montreal	2000	12,0	Oke u.a. (1971)

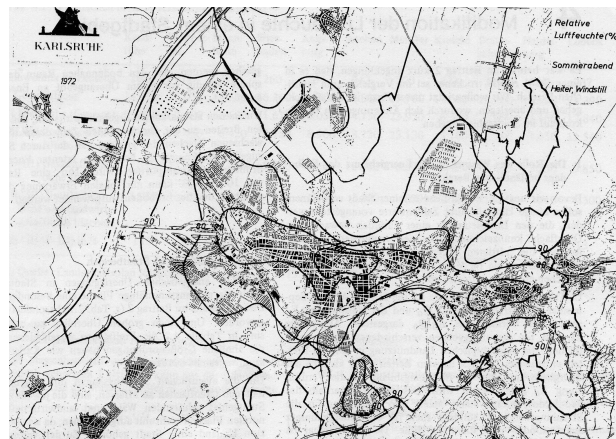


Abbildung 4.8: Verteilung der relativen Feuchte an einem typischen Sommerabend für die Stadt Karlsruhe (ermittelt aus der Zusammenfassung mehrerer vergleichbarer Fälle). Die innere Isohumide (Linie gleicher relativer Feuchte) hat einen Wert von 60 %, außerhalb von Karlsruhe erreicht diese 90 % (Fiedler, 1979).

4.2.2 Luftfeuchte

Bei der Luftfeuchte kommt es vor allem im Sommer zu Unterschieden zwischen Innenstadt und Umland. So liegt die relative Feuchte in Berlin im Sommer bei 5 bis 7 % unter den Werten der Umgebung (Malberg, 2007). Das liegt daran, dass in der Stadt 70 bis 90 % der Fläche bebaut ist und dort nur kurz nach Niederschlägen Verdunstung stattfindet. Außerhalb der Stadt tritt eine ständige Verdunstung auf. Wie viel Wasser verdunstet, hängt von den Einstrahlungsverhältnissen ab. Diese sind im Winter geringer als im Sommer, wodurch der Unterschied der relative Feuchte zwischen Stadt und Umland im Sommer größer ist. In Abb. 4.8 ist die relative Feuchte für einen typischen Sommerabend für Karlsruhe dargestellt. Hier liegen die Werte in der Stadt um bis zu 30 % unter denen des Umlandes.

4.3 Auswerteschema

4.3.1 Geographische Zuordnung der meteorologischen Parameter und Berechnung der Höhe über NN

Die Messdaten der AERO-TRAM werden in stündlichen Dateien abgespeichert. Zur räumlichen Zuordnung der Messpunkte entlang der Strecke gibt es GPS-Messungen, welche folgende Daten umfassen: Zeit, geographische Breite, geographische Länge (Messfrequenz ist jeweils 1 Hz). Die meteorologischen Parameter befinden sich in einer Datei, welche folgendermaßen geordnet ist: Zeit, Druck, Temperatur, relative Feuchte (Messfrequenz auch hier 1 Hz).

Die meteorologischen Daten werden über die Zeit den geographischen Daten zugeordnet. Das Ergebnis ist der Verlauf der meteorologischen Parameter entlang der Strecke. Für jeden Messpunkt muss die geographische Höhe möglichst genau bestimmt werden, da insbesondere die Temperatur von der geographischen Höhe stark beeinflusst wird und somit der Wärmeinseleffekt beeinflusst wird. Die geographische Höhe wird vom GPS-Empfänger zwar aufgezeichnet, sie ist aber sehr ungenau. Die Höhe wird mittels der barometrischen Höhenformel berechnet:

$$h = h_0 + \ln\left(\frac{p_0}{p_1}\right) \cdot (m \cdot T_{vm}) + 3. \quad (4.7)$$

Dabei ist h_0 in m die Ausgangshöhe bei der p_0 in hPa und T_0 in K gemessen werden.

Der Druck p_1 ist der aktuell gemessene Druck. m ist der Quotient aus der individuellen Gaskonstante trockener Luft $R_l = 287,05 J kg^{-1} K^{-1}$ und der Erdbeschleunigung $g = 9,80665 m s^{-2}$. Zur berechneten, absoluten Höhe über NN müssen 3 m dazu addiert werden, da die Messvorrichtung in 3 m Höhe auf der AERO-TRAM installiert ist. T_{vm} ist die Virtuelle Schichtmitteltemperatur der Schichtdicke $\frac{p_1}{p_0}$ in K und wird folgendermaßen berechnet:

$$T_{vm} = T_m \cdot (1 + r \cdot 0.6078). \quad (4.8)$$

T_m ist die Schichtmitteltemperatur der Schichtdicke $\frac{p_1}{p_0}$ in K und gegeben durch:

$$T_m = \frac{T_0 + T_1}{2}. \quad (4.9)$$

r ist das Mischungsverhältnis, welches das Verhältnis der Dichte von Wasserdampf ρ_d zur Dichte des trockenen Anteil der Luft ρ_l darstellt (Kraus, H, 2004). Um eine größere Genauigkeit zu bekommen, werden die Werte h_0 , p_0 und T_0 mehrmals auf der Strecke, an Referenzpunkten an denen die Höhe bekannt ist, neu gesetzt (Abb. 4.9). Diese Referenzpunkte sind:

- Neureut: $h_0 = 112 m$ über NN,
- Karlsruhe Marktplatz: $h_0 = 114,9 m$ über NN,
- Ettlingen: $h_0 = 136 m$ über NN.



Abbildung 4.9: Zur Bestimmung von h_0 , p_0 , T_0 : An den markierten Orten Neureut, Marktplatz und Ettlingen ist die Höhe bekannt und wird als Ausgangshöhe benutzt.

$$r = \frac{\rho_d}{\rho_l} = \frac{R_l}{R_d} \cdot \frac{e}{p_1 - e} \approx \frac{R_l}{R_d} \cdot \frac{e}{p_1}. \quad (4.10)$$

Mit dem Sättigungsmischungsverhältnis $r_w = \frac{R_l}{R_d} \cdot \frac{e_w}{p_1}$ folgt:

$$r = r_w \cdot \frac{p \cdot e}{e_w \cdot p} = r_w \cdot U = \frac{r_w \cdot U}{100}. \quad (4.11)$$

Hier sind $R_d = 462,05 \text{ J kg}^{-1} \text{ K}^{-1}$ die Gaskonstante für Wasserdampf, e der Dampfdruck in hPa , e_w der Sättigungsdampfdruck über Wasser in hPa , U die relative Feuchte in %.

$$r_w = \frac{R_d}{R_d} \cdot \frac{e_w}{p_1 - e_w}. \quad (4.12)$$

e_w ist gegeben durch die Magnus-Formel:

$$e_w = 6.1070 \cdot e^{\frac{a \cdot T_1}{T_1 + b}}. \quad (4.13)$$

Dabei gilt für die Konstanten $a = 17,15$ und $b = 234,9$ über Wasser und $a = 21,88$ und $b = 265,5$ über Eis (Beheng, 2009). In den Formeln 4.7, 4.8, 4.9, 4.11, 4.12 und 4.13 können die von der AERO-TRAM gemessenen Werte (Temperatur T_1 in °C, relative Feuchte U in %, Druck p_1 in hPa) eingesetzt werden und es folgt daraus die aktuelle Höhe.

4.3.2 Korrektur der Temperatur

Als nächstes muss mit dem zuvor berechneten Höhenprofil der Messstrecke die Temperatur korrigiert werden. D. h. wenn die aktuelle Höhe der Bahn von der Höhe in der Innenstadt abweicht, muss aufgrund des vertikalen Temperaturgradienten die Temperatur korrigiert werden. Ansonsten können Lufttemperaturänderungen nicht unabhängig diskutiert werden. Vor allem auf der Strecke nach Bad Herrenalb und Ittersbach ist diese Korrektur unumgänglich. Die Vorgehensweise ist nun wie folgt. Da der aktuelle vertikale Temperaturgradient sehr schwer zu erfassen ist und dieser sich auch oft ändert, kann man nicht entweder den feuchtadiabatischen oder den trockenadiabatischen Temperaturgradienten verwenden. Zumal es Tage mit Inversion gibt, d. h. Tage an denen der Temperaturgradient umgekehrt ist (Temperatur nimmt mit der Höhe zunächst zu). Dies kommt vor allem im Winter vor. Daher werden aus den AERO-TRAM-Daten folgende Temperaturgradienten für die Strecke zwischen Hochstetten und Bad Herrenalb (S1) berechnet (Abb. 4.10):

- Gradient zwischen Leopoldshafen (Höhe = 110 m über NN) und Bad Herrenalb (Höhe = 350 m über NN),
- Gradient zwischen Busenbach (Eingang Albtal, Höhe = 150 m über NN) und Bad Herrenalb (Höhe = 350 m über NN)

und für die Strecke Hochstetten - Ittersbach (S11):

- Gradient zwischen Leopoldshafen (Höhe = 110 m über NN) und Ittersbach (Höhe = 300 m über NN),
- Gradient zwischen Busenbach (Höhe = 110 m über NN) und Ittersbach (Höhe = 300 m über NN).

Die Höhen kommen aus dem zuvor berechneten Höhenprofil.

Die Strecke Spöck-Mörsch (S2) hat außer an Brücken kaum Höhenunterschiede (siehe Kap. 4.4.2) und daher wird auf dieser Strecke die Temperatur nicht korrigiert.



Abbildung 4.10: Gradientbestimmung: Von den Standorten der markierten Orte werden die Temperaturgradienten berechnet.

4.3.3 Einteilung der Strecke in Segmente

Für die Untersuchung des Stadtklimas in Karlsruhe wird eine andere Segmentierung als zuvor verwendet, da hier auch Bereiche der Innenstadt betrachtet werden (Tab. 4.5, Tab. 4.6, Tab. 4.7).

Tabelle 4.5: Bezeichnung der außerstädtischen Segmente der Linie S1/S11.

Bezeichnung	Zugeordneter Buchstabe	Charakteristik
Bad Herrenalb	A	Kurstadt im nördlichen Schwarzwald im oberen Teil des Albtales (7500 Einwohner), wenig Vegetation, überwiegend Wohngebiete mit dünner Bebauungsdichte
Albtal	B	Enges Tal entlang der Alb (Fluss) zwischen Bad Herrenalb und Busenbach, viel Vegetation, nur wenige Häuser

Tabelle 4.5: Bezeichnung der außerstädtischen Segmente der Linie S1/S11. (Fortsetzung)

Bezeichnung	Zugeordneter Buchstabe	Charakteristik
Ittersbach	C	Kleiner Ort im nördlichen Schwarzwald mit ca. 3000 Einwohnern, wenig bis mittlere Vegetation, dünne Bebauungsdichte
Ittersbach-Spielberg	D	Bereich zwischen Ittersbach und Spielberg, viel Vegetation, vor allem Felder und Wiesen, nur wenige Häuser
Reichenbach-Karlsbad	E	Bereich zwischen Reichenbach und Karlsbad, viel Vegetation, vor allem Felder und Wiesen, nur wenige Häuser
Ettlingen-Reichenbach	F	Bereich zwischen Ettlingen und Reichenbach, viel Vegetation, vor allem Wald, nur wenige Häuser
Busenbach	G	Haltestelle neben einer Bundesstraße, wenig Vegetation
Ettlingen-Süd	H	Strecke verläuft zwischen Bundesstraße und Industriegebiet Ettlingen, wenig Vegetation, überwiegend Industriegebiet mit mittlerer bis dünner Bebauungsdichte
Ettlingen Stadt	I	Innenstadt Ettlingen (40000 Einwohner), wenig Vegetation, überwiegend Wohngebiete mit mittlerer bis dünner Bebauungsdichte
Autobahn A5	J	Brücke über die Autobahn A5
Rüppur	K	Vorort von Karlsruhe (10 000 Einwohner), wenig Vegetation, überwiegend Wohngebiete mit mittlerer bis dünner Bebauungsdichte
Neureut	R	Vorort von Karlsruhe (17 000 Einwohner), wenig Vegetation, überwiegend Wohngebiete mit mittlerer bis dünner Bebauungsdichte
Eggenstein-Leopoldshafen	S	Ortschaft nördlich von Karlsruhe (15000 Einwohner), wenig Vegetation, überwiegend Wohngebiete mit mittlerer bis dünner Bebauungsdichte

Tabelle 4.5: Bezeichnung der außerstädtischen Segmente der Linie S1/S11. (Fortsetzung)

Bezeichnung	Zugeordneter Buchstabe	Charakteristik
Leopoldshafen- Linkenheim	T	Bereich zwischen Leopoldshafen und Linkenheim, viel Vegetation, vor allem Felder und Wiesen, nur wenige Häuser
Linkenheim- Hochstetten	U	Ortschaft nördlich von Karlsruhe (12000 Einwohner), wenig Vegetation, überwiegend Wohngebiete mit mittlerer bis dünner Bebauungsdichte

Tabelle 4.6: Bezeichnung der außerstädtischen Segmente der Linie S2

Bezeichnung	Zugeordneter Buchstabe	Charakteristik
Friedrichstal- Spöck	V	Bereich zwischen Friedrichstal und Spöck, viel Vegetation, vor allem Felder und Wiesen
Blankenloch- Friedrichstal	W	Bereich zwischen Blankenloch und Friedrichstal, viel Vegetation, vor allem Wald
Blankenloch	X	Ortschaft nördlich von Karlsruhe (12000 Einwohner), wenig Vegetation, überwiegend Wohngebiete mit mittlerer bis dünner Bebauungsdichte
Büchig- Blankenloch	Y	Bereich zwischen Blankenloch und Büchig, viel Vegetation, Felder, Wiesen und Wald
Hagsfeld- Büchig	Z	Bereich zwischen Hagsfeld und Büchig, einzelne Wohnsiedlungen mit Wiesen und Feldern
B36, Mühlburg	AD	Brücke über die B36
Messe	AE	Bereich am Stadtrand von Karlsruhe, einzelne Wohnsiedlungen mit Wiesen und Feldern dazwischen
Mörsch- Forchheim	AF	Zwei angrenzende Ortsteile von Rheinstetten (18000 Einwohner), wenig Vegetation, überwiegend Wohngebiete mit mittlerer bis dünner Bebauungsdichte

Somit ist es möglich diese Streckenabschnitte übersichtlich darzustellen und zu diskutieren. Abb. 4.11 zeigt die Einteilung der Segmente außerhalb der Innenstadt von Karlsruhe. In Abb. 4.12

Tabelle 4.7: Bezeichnung der Segmente der Innenstadt

Bezeichnung	Zugeordneter Buchstabe	Charakteristik
Hauptbahnhof	L	Bereich Bahnhofsvorplatz, keine Vegetation, viel Beton und Asphalt
Marktplatz	M	Marktplatz in der Innenstadt Karlsruhes, keine Vegetation, viel Beton und Asphalt
Kaiserstraße	N	Einkaufsstraße in der Innenstadt Karlsruhes, keine Vegetation, viel Beton und Asphalt
Europaplatz	O	Europaplatz in der Innenstadt Karlsruhes, keine Vegetation, viel Beton und Asphalt
Mühlburger Tor Denkmal	P	Verkehrinsel am Rande der Innenstadt Karlsruhes, wenig Vegetation, dicht besiedelt
Mühlburger Tor	Q	Große Kreuzung am westlichen Rande der Innenstadt Karlsruhes, wenig Vegetation, dicht besiedelt
Oststadt	AA	Östlicher Teil Karlsruhes nahe der Innenstadt, wenig Vegetation, dicht besiedelt
Durlacher Tor	AB	Große Kreuzung am östlichen Rande der Innenstadt Karlsruhes, wenig Vegetation, dicht besiedelt
Kronenplatz	AC	Kronenplatz in der Innenstadt Karlsruhes, keine Vegetation, viel Beton und Asphalt

sind die Segmente der Innenstadt zu sehen. In Tab. 4.5, 4.6 und 4.7 sind die Segmente und deren Buchstaben aus Abb. 4.11 und 4.12 eingetragen und beschrieben. Für diese Segmente wird als erstes für Einzelfahrten ein Mittel gebildet. Anschließend werden Monatsmittel berechnet.

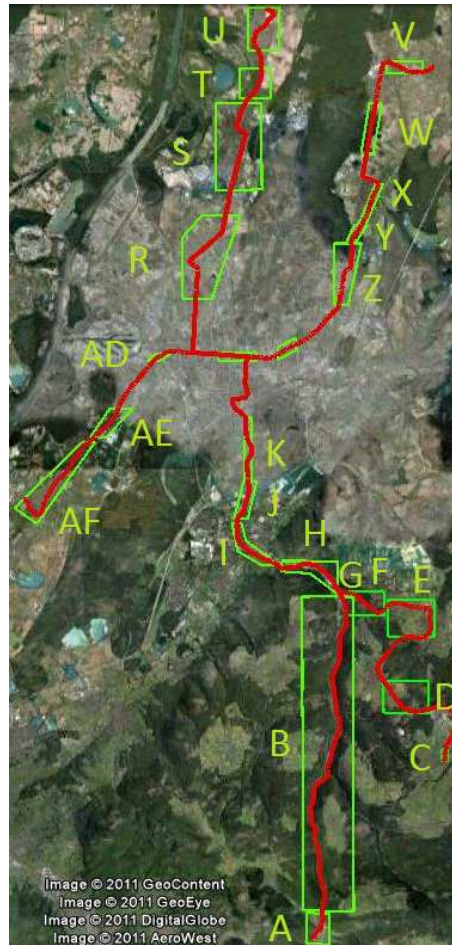


Abbildung 4.11: Segmente außerhalb der Innenstadt. Die Buchstaben stehen für die verschiedenen Segmente (Tab. 4.5 und 4.6).



Abbildung 4.12: Segmente der Innenstadt. Die Buchstaben stehen für die verschiedenen Segmente (Tab. 4.7).

4.4 Verlauf der meteorologischen Parameter entlang der Strecke

In diesem Teil werden zunächst die Rohdaten von Temperatur und relativer Feuchte von einer Fahrt dargestellt. Dabei wurde darauf geachtet, dass diese Fahrten an Tagen stattfanden an denen bestimmte Wetterverhältnisse herrschten. Es soll herausgefunden werden, ob Unterschiede zwischen regnerischen, sehr strahlungsintensiven und windigen Tagen erkennbar sind. Die Wetterinformation an den ausgesuchten Tagen wurde den Stationsdaten auf dem Dach des Physikhochhauses auf dem Campus Süd entnommen. Als windige Tage wurden der 17.05.2010 und der 04.08.2010 gewählt, als Regentage der 13.04.2010 und der 19.05.2010 und als strahlungsintensive Tage der 21.07.2010 und der 10.08.2010. Abb. 4.13 zeigt die Windgeschwindigkeiten am 17.05.2010 und 04.08.2010, Abb. 4.14 die Niederschlagsmengen am 13.04.2010 und 19.05.2010 und Abb. 4.15 die Globalstrahlung am 21.07.2010 und 10.08.2010. In Abb. 4.13 und 4.15 handelt es sich um 10 *min*-Mittel.

4.4.1 Temperatur und relative Feuchte

Abb. 4.16(a) zeigt den Temperaturverlauf für eine Fahrt von Bad Herrenalb nach Hochstetten am 17.05.2010 (windiger Tag). Der Temperaturverlauf ist charakterisiert durch eine starke Temperaturzunahme auf den ersten 15 *km*. Dies ist damit begründet, dass es einen Höhenunterschied von etwa 200 *m* zwischen Bad Herrenalb (350 *m* über NN) und der Innenstadt von Karlsruhe gibt (115 *m* über NN). Eine Höhenkorrektur der Temperatur wurde hier noch nicht vorgenommen. Hierzu sei an dieser Stelle auf Kap. 4.3.2 verwiesen. Der Streckenabschnitt von der Innenstadt Karlsruhe nach Hochstetten (Streckenkilometer 20 bis 45) weist kaum Höhenunterschiede auf. Die Temperatur nimmt im zweiten Streckenabschnitt um bis zu 2,7 °C ab. Dies ist also allein dem Wärmeinseleffekt zuzuschreiben. Auch an der relativen Feuchte ist deutlich der Stadteffekt zu erkennen (Abb. 4.16(b)). Die Innenstadt hat eine geringere relative Feuchte. Der Unterschied zwischen Stadt und Umland liegt hier bei 10-20 %. Vergleicht man Verläufe von Temperatur und relativer Feuchte wird deutlich, dass diese gegenläufig sind.

Im nächsten Diagramm (Abb. 4.17(a)) ist der Temperaturverlauf an einem regnerischen Tag (19.05.2010) entlang der Strecke Bad Herrenalb – Hochstetten zu sehen. Auch hier ist zunächst die höhenbedingte Temperaturzunahme zu sehen. Im Vergleich zu dem windigen Tag (Abb. 4.16(a)) nimmt die Temperatur jedoch nicht so stark ab. Der Unterschied liegt hier bei 1,6 °C. Die relative Feuchte ist hier höher als am windigen Tag und schwankt um bis zu 20 % (Abb. 4.17(b)). Das ist damit begründet, dass es an diesem Tag immer wieder geregnet hat und so in den ländlichen Gebieten durch die Vegetation eine kontinuierliche Verdunstung auftritt. In der Stadt wird es durch Beton-, Asphalt- und Steinflächen sehr viel schneller trocken.

Als nächstes wird der strahlungsintensive Tag gezeigt (Abb. 4.18). Die Fahrt fand am 10.08.2010 von 13:00–14:45 Uhr statt. In Hochstetten ist ein Maximum der Temperatur zu erkennen. Begründet ist dies dadurch, dass die Bahn länger an einer Haltestelle in der Sonne stand und sich das Bahndach aufgeheizt hat. Der Verlauf ist hier ähnlich, wie bei den beiden Diagrammen davor. Die Maxima sind hier stärker ausgeprägt. Das liegt an der starken Sonneneinstrahlung, durch welche

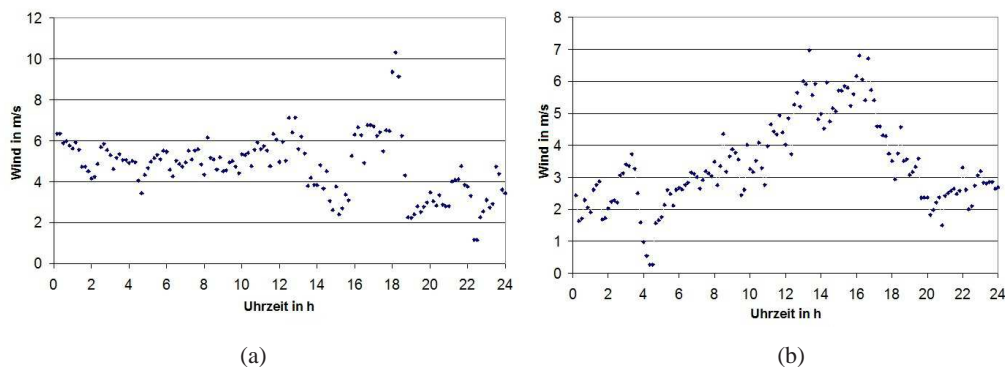


Abbildung 4.13: Tagesverlauf des Windes am 17.05.2010 (a) und am 04.08.2010 (b) an der Wetterstation des Physikhochhauses auf dem KIT Campus Süd.

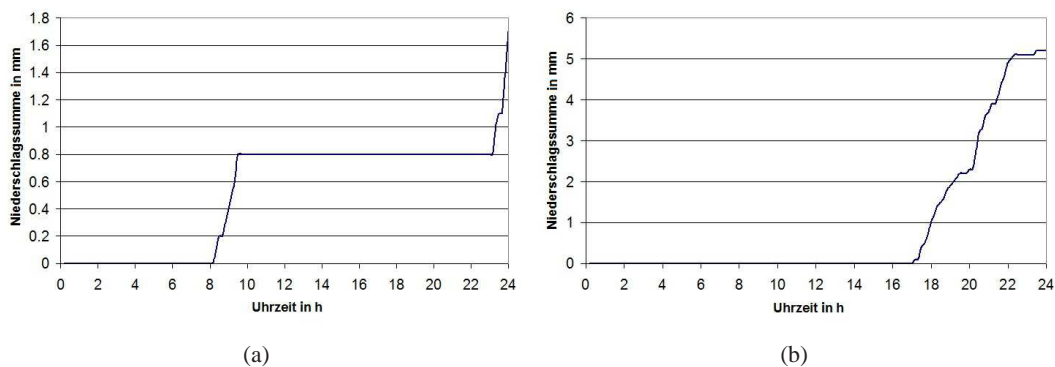


Abbildung 4.14: Tagesverlauf des Niederschlages am 13.04.2010 (a) und am 19.05.2010 (b) an der Wetterstation des Physikhochhauses auf dem KIT Campus Süd.

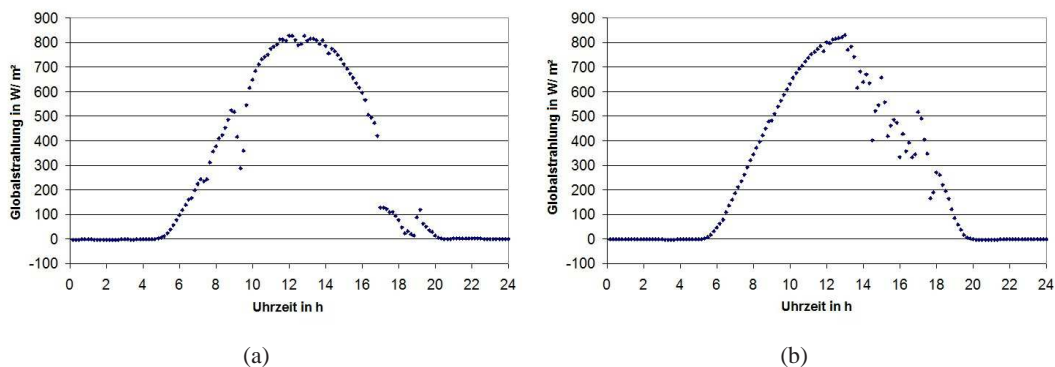


Abbildung 4.15: Tagesverlauf der Globalstrahlung am 21.07.2010 (a) und am 10.08.2010 (b) an der Wetterstation des Physikhochhauses auf dem KIT Campus Süd.

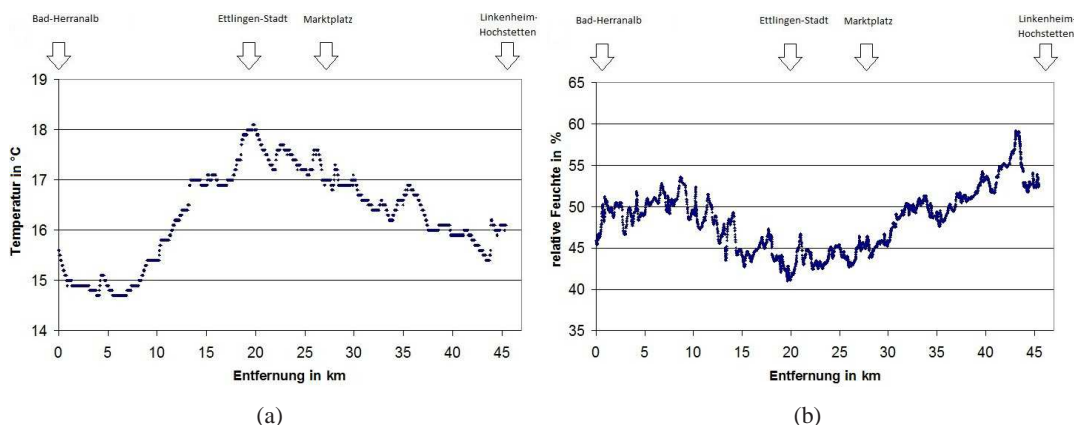


Abbildung 4.16: Temperaturverlauf (a) und der Verlauf der relativen Feuchte (b) von Bad Herranalb nach Hochstetten am 17.05.2010, 16:00 - 17:45 Uhr (Windtag).

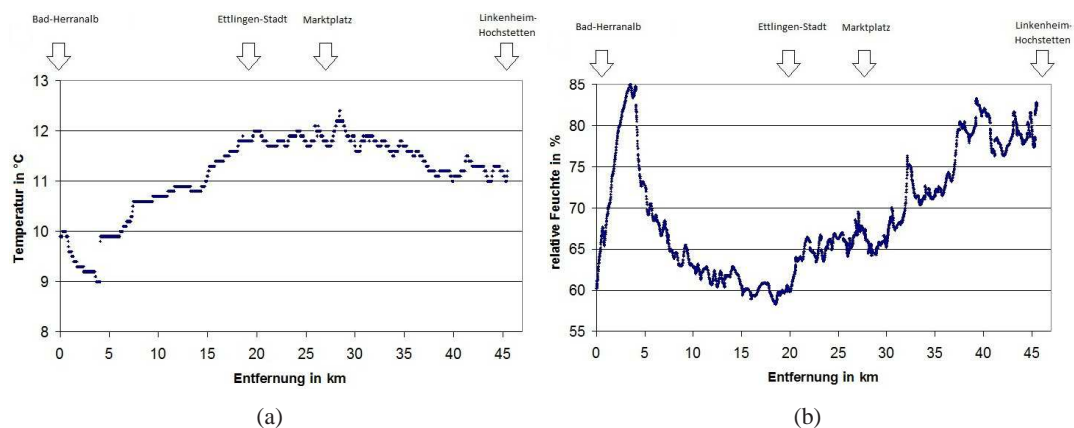


Abbildung 4.17: Temperaturverlauf (a) und der Verlauf der relativen Feuchte (b) von Bad Herranalb nach Hochstetten am 19.05.2010, 15:30-17:15 Uhr (Regentag).

an manchen Stellen in der Stadt mit wenig Belüftung der Asphalt und Beton stark erhitzt wurde. Der Unterschied zwischen Stadt und Umland liegt bei 2 °C. Die relative Feuchte schwankt nicht so stark wie an den zuvor betrachteten Tagen. Die maximale Variation liegt hier bei 15 %. Der Absolutwert der relativen Feuchte ist hier viel geringer als am Regentag.

Insgesamt ist bei den Einfahrten zwischen Bad Herranalb und Hochstetten der Wärmeinselleffekt deutlich zu erkennen. Am Regentag ist der Unterschied durch Bewölkung am geringsten. Beim Strahlungstag sowie am Windtag ist der Wärmeinselleffekt dagegen größer. Am Strahlungstag wird durch die Sonne der Asphalt und Stein in der Innenstadt stärker auf geheizt als in ländlichen Gebieten mit viel Vegetation. Am Windtag werden die Temperaturunterschiede durch die Erhöhung bzw. Abschwächung des durch den Wind verursachten Wärmetransportes, infolge von Bebauung verursachten Kanalisierungseffekten (erhöhte Windgeschwindigkeit) bzw. Abschattung verursacht. Bei der relativen Feuchte tritt wie erwartet am regnerische Tag der größte

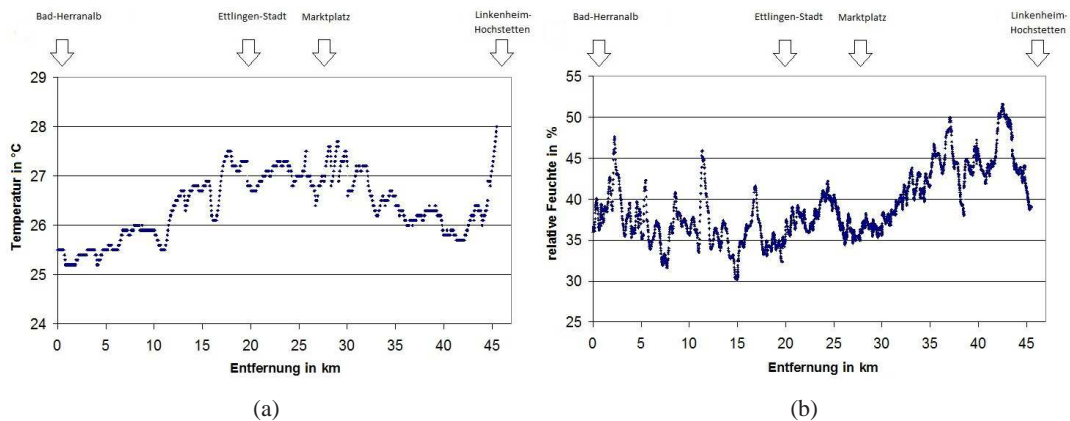


Abbildung 4.18: Temperaturverlauf (a) und der Verlauf der relativen Feuchte (b) von Bad Herranalb nach Hochstetten am 10.08.2010, 13:00–14:45 Uhr (Strahlungstag).

Unterschied auf. Am Strahlungstag ist die relative Feuchte zu gering um große Unterschiede in den absoluten Werten zu erreichen. Am windigen Tag ist der Unterschied der relativen Feuchte zwischen Stadt und Umland größer als am Strahlungstag, jedoch geringer als am Regentag.

Im folgenden wird ein Windtag und ein Regentag für die Strecke von Ittersbach nach Hochstetten (S11) untersucht. In Abb. 4.19(a) ist anhand des Temperaturverlaufs erneut der Höhenunterschied entlang der Strecke zu beobachten. Nach dem Startpunkt in Ittersbach (300 m über NN) steigt die Strecke zunächst ein wenig (bis ca. 350 m über NN) bevor sie wieder sinkt und ins Albtal übergeht. Schließlich verläuft die Strecke über Ettlingen in die Innenstadt (ab Streckenkilometer 25). Wird der Temperaturverlauf ab Streckenkilometer 30 betrachtet, so ist zu sehen, dass die Temperatur bis Hochstetten (Streckenkilometer 40 bis 45) um 1,4 °C abnimmt. Beim Diagramm der relativen Feuchte sieht man (Abb. 4.19(b)), dass es während der Fahrt einen Schauer gegeben hat, sodass der Feuchtefühler benetzt war. Die relative Feuchte steigt auf über 100 %.

Der Temperaturverlauf für die gleiche Strecke am 01.05.2010 von 15:45 bis 17:15 Uhr (Regentag) ist in Abb. 4.20(a) zu sehen. Die Temperatur hat einen untypischen Verlauf. Zwar sieht man anfänglich wieder gut den Höhenverlauf von Ittersbach in Richtung Karlsruhe, aber ab der Innenstadt steigt die Temperatur dann plötzlich stark an und bleibt mehr oder weniger auf hohem Niveau. Sie sinkt also nicht wie erwartet im nördlichen Teil der Strecke. Im südlichen Teil der Strecke hat es Niederschlag gegeben (Abb. 4.20(b)). Dieser kühlt durch die Verdunstung und verursacht somit die gemessenen Temperaturunterschiede.

Als letztes werden die Verläufe der Temperatur und der relativen Feuchte auf der Linie S2 Spöck – Mörsch betrachtet. Zunächst wieder für den windigen Tag am 04.08.2010 von 16:15 bis 17:45 Uhr (Abb. 4.21). Da die Strecke durch ein flaches Höhenprofil (Kap. 4.4.2) gekennzeichnet ist, kann der Einfluss der Höhe auf die Temperatur vernachlässigt werden. Das erste lokale Temperaturmaximum liegt in der Innenstadt zwischen Streckenkilometer 7 und 15. Im weiteren Verlauf tritt ein weiteres lokales Maximum in Blankenloch (Streckenkilometer 23) auf. Es ist erneut ein Stadteffekt zu sehen. Insgesamt ist es in der Stadt 2,1 °C wärmer. Bei der relativen Feuchte tritt

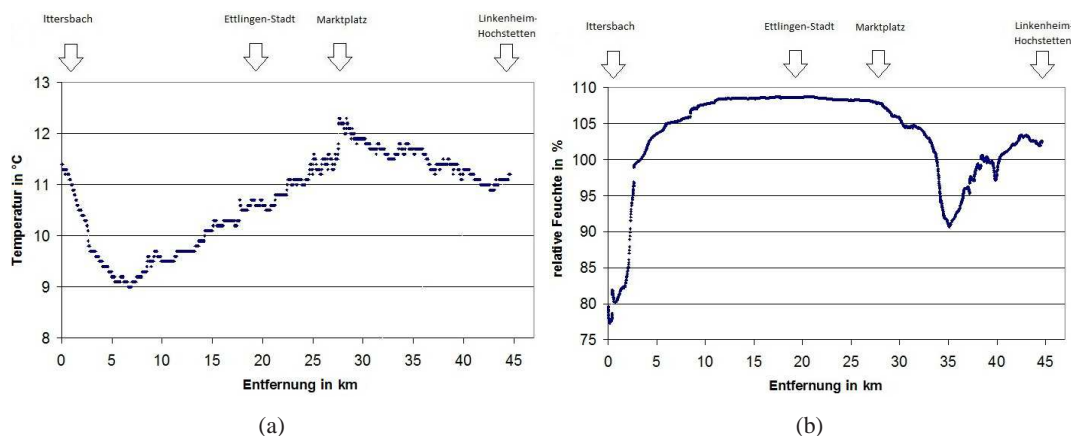


Abbildung 4.19: Verlauf der Temperatur (a) und der relativen Feuchte (b) von Ittersbach nach Hochstetten am 17.05.2010, 19:15–21:00 Uhr (Windtag).

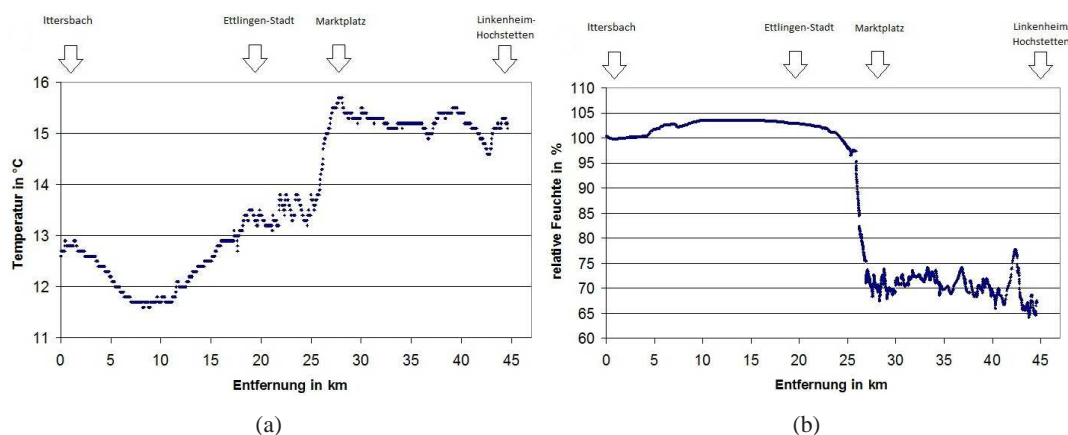


Abbildung 4.20: Verlauf der Temperatur (a) und der relativen Feuchte (b) von Ittersbach nach Hochstetten am 01.05.2010, 15:45–17:15 Uhr (Regentag).

ein Unterschied von etwa 10 % auf.

Abb. 4.22 zeigt die Fahrt vom 13.04.2010 von 09:45 bis 11:15 Uhr und verläuft von Spöck – Mörsch. Es ist ein Regentag. Der Temperaturunterschied zwischen Stadt und Land liegt bei 1,5 °C. Da es die ganze Zeit regnete, ist der Feuchtesensor während der Fahrt benetzt und zeigt so immer mehr als 100 % relative Feuchte an.

Zuletzt ist in Abb. 4.23 noch der Verlauf der Temperatur und der relativen Feuchte der Strecke Mörsch-Spöck am 21.07.2010 von 18:15 bis 19:45 Uhr zu sehen (Strahlungstag). Auch hier ist es in der Stadt wärmer aber auch trockener. Der Temperaturunterschied liegt bei 2,5 °C zwischen Innenstadt und Spöck. Die relative Feuchte ist im Umland maximal 12 % höher. Insgesamt treten ähnliche Ergebnisse wie auf den anderen Strecken auf. Die Stadt ist wärmer und trockener. Die Temperaturunterschiede sind an Strahlungstagen am größten gefolgt von windigen

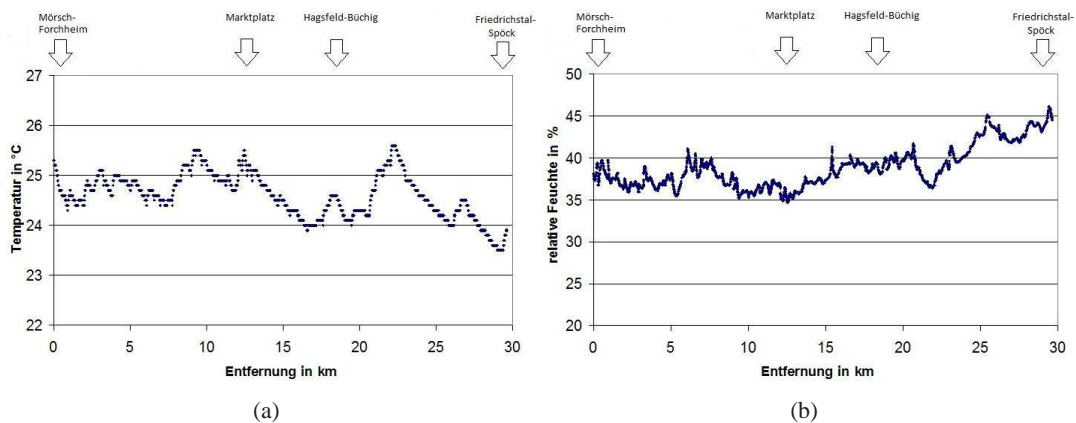


Abbildung 4.21: Verlauf der Temperatur (a) und der relativen Feuchte (b) von Mörsch nach Spöck am 04.08.2010, 16:15–17:45 Uhr (Windtag).

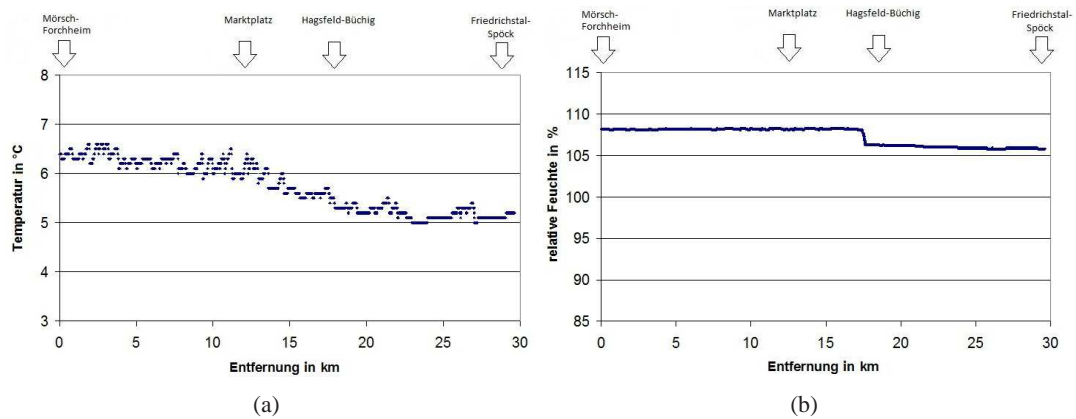


Abbildung 4.22: Verlauf der Temperatur (a) und der relativen Feuchte (b) von Mörsch nach Spöck am 13.04.2010, 09:45–11:15 Uhr (Regentag).

Tagen. Die Regentage weisen bei der Temperatur die geringsten Unterschiede auf. Die relative Feuchte hat an Strahlungstagen die kleinsten Differenzen.

4.4.2 Druck und Höhenprofil

In diesem Abschnitt ist der Druck für Einzelfahrten und das daraus berechnete Höhenprofil aufgetragen. Um ein gutes Höhenprofil zu erhalten, müssen Tage genommen werden, bei denen sich der Luftdruck an einem festen Ort nur geringfügig oder gar nicht ändert ($\frac{\partial p}{\partial t} = 0$). Nur so ist möglich ein Höhenprofil zu bekommen, welches nicht durch synoptische Druckschwankungen beeinflusst wird. Im folgenden ist der Druckverlauf der Innenstadt an verschiedenen Tagen aufgetragen. An diesen Tagen wurde der Druck zum Berechnen des Höhenprofils verwendet. Wie in Abb. 4.24 zu sehen, variiert der Druck an diesen drei ausgewählten Tagen nur geringfügig über

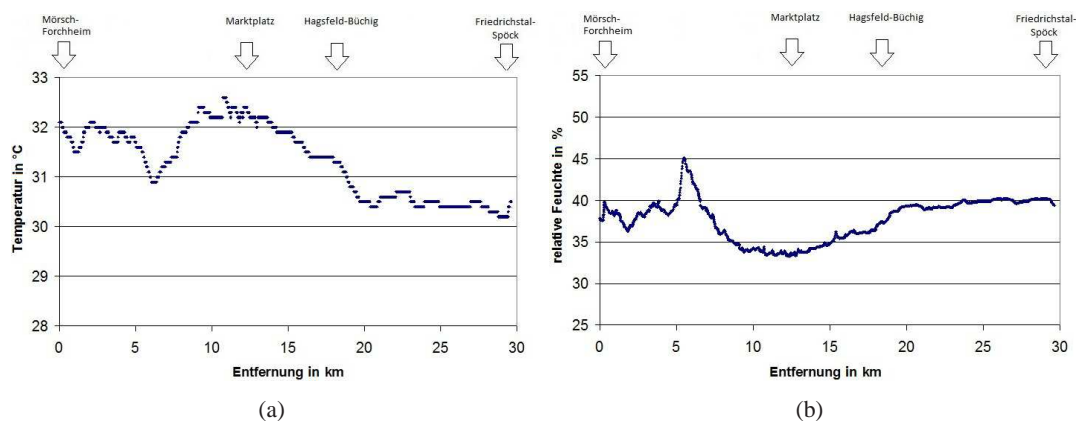
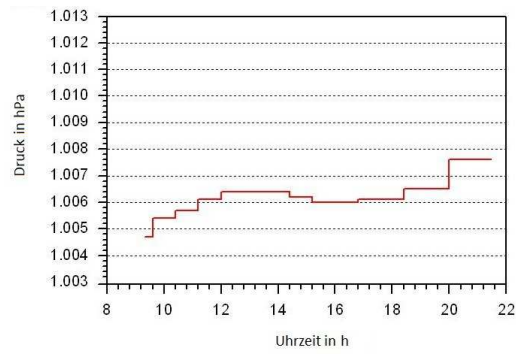


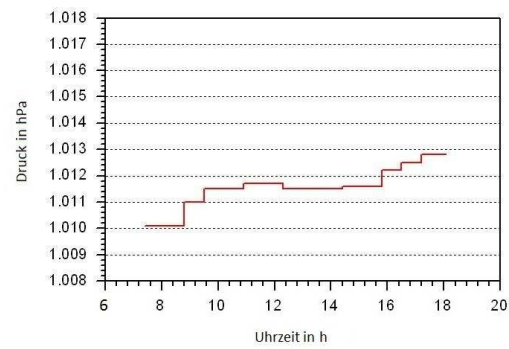
Abbildung 4.23: Verlauf der Temperatur (a) und der relativen Feuchte (b) von Mörsch nach Spöck am 21.07.2010, 18:15–19:45 Uhr (Strahlungstag).

den Tagesverlauf und somit sind diese Tage gut geeignet für das Erstellen des Höhenprofils.

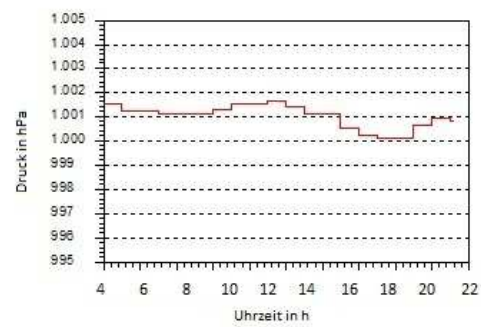
In den folgenden Diagrammen sind der Druck und das daraus berechnete Höhenprofil für die Strecken Bad Herrenalb – Hochstetten (Abb. 4.25), Hochstetten – Ittersbach (Abb. 4.26) und Spöck – Mörsch (Abb. 4.27) zu sehen. An den Schwankungen im Druckprofil ist erkennbar, dass selbst kleinste Erhebungen mittels der Druckmessung identifiziert werden können. Ein Beispiel ist die Strecke Spöck – Mörsch, in welchem zwei kleine Maxima bei Streckenkilometer 11,2 und 21 im Höhenprofil zu erkennen sind. Das erste Maximum ist die Straßenbahnbrücke über die Rheintalbahn (Abb. 4.28). Das zweite Maximum gibt die Erhöhung durch die Vogesenbrücke beim Entenfang wieder. In Abb. 4.29 sind diese zwei Brücken ebenfalls erkennbar. In Abb. 4.30 sieht man, dass die Strecke ab Ettlingen stetig bergauf geht. Mit dem Höhenprofil ist es im weiteren Verlauf möglich, die Temperatur von den höher gelegenen Streckenabschnitten auf die Höhe von Karlsruhe zu korrigieren. Somit kann auch die Temperatur vom Albtal, Bad Herrenalb und Ittersbach mit der Temperatur der Innenstadt verglichen werden.



(a)



(b)



(c)

Abbildung 4.24: Druckverläufe in der Innenstadt a) 12.03.2010, b) 13.03.2010, c) 13.04.2010).

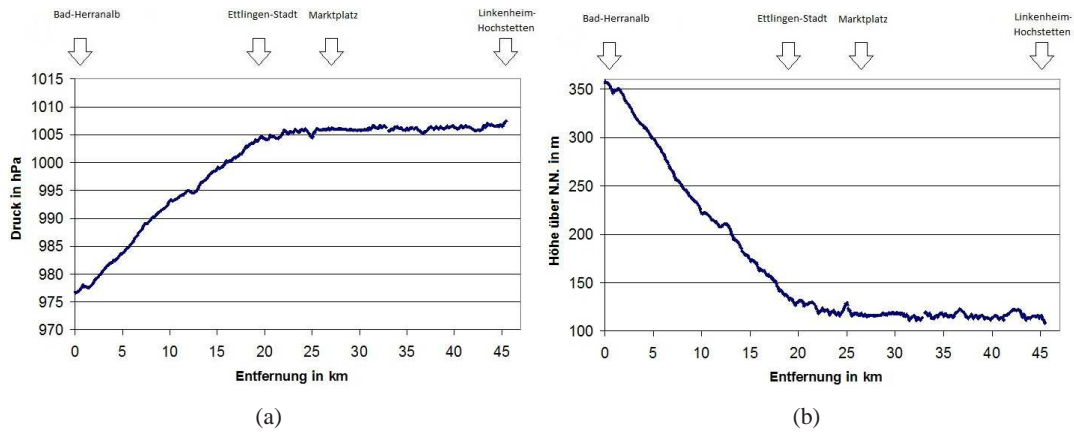


Abbildung 4.25: Verlauf des Luftdruckes (a) und der daraus resultierenden Höhe (b) Bad Herranalb – Hochstetten am 12.03.2010, 15:30–17:15 Uhr.

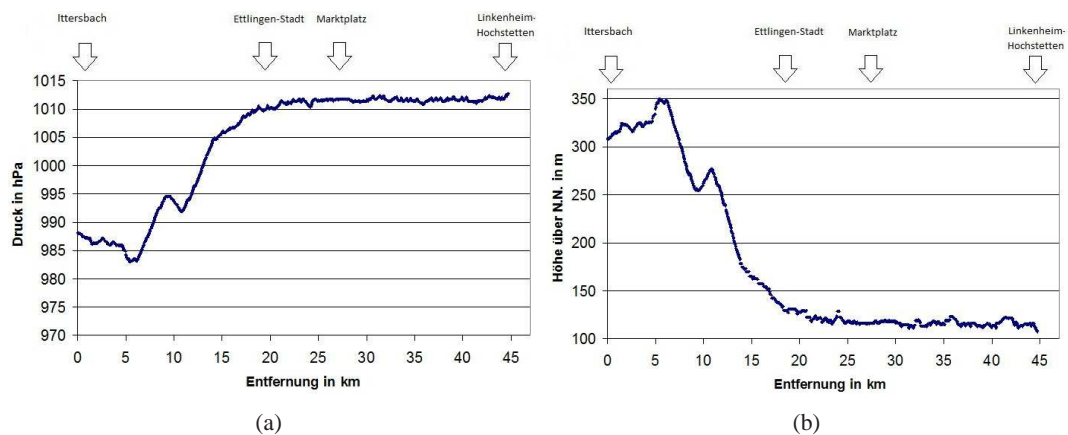


Abbildung 4.26: Verlauf des Luftdruckes (a) und der daraus resultierenden Höhe (b) Hochstetten – Ittersbach am 13.03.2010, 11:45–13:30 Uhr.

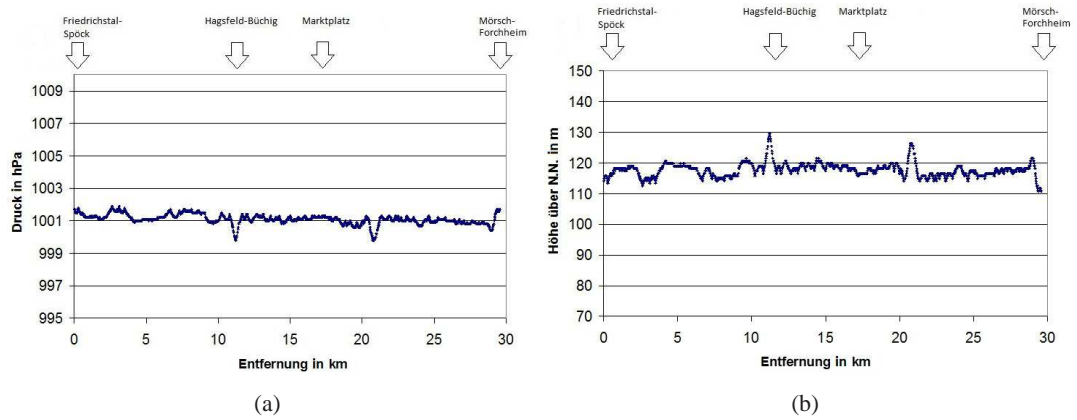


Abbildung 4.27: Verlauf des Luftdruckes (a) und der daraus resultierenden Höhe (b) Spöck – Mörsch am 13.04.2010, 05:15–06:45 Uhr.



Abbildung 4.28: Beispiel für kleine Erhebung: Straßenbahnbrücke über die Rheintalbahn.

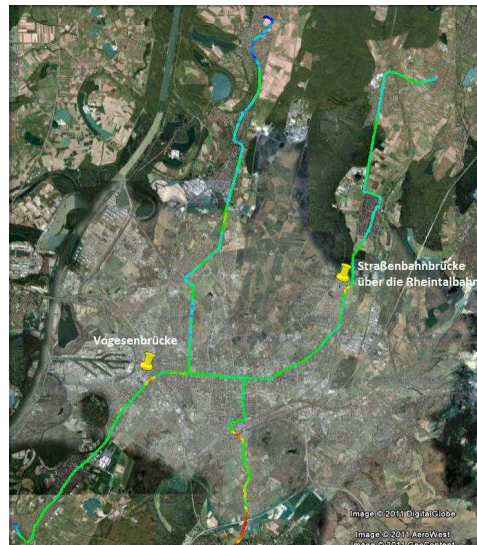


Abbildung 4.29: Höhenprofil der Strecke S2 und S1/S11 im nördlichen Teil der Strecke.



Abbildung 4.30: Höhenprofil der Strecke S2 und S1/S11 im südlichen Teil der Strecke.

4.5 Segmentmittel von Temperatur und relativer Feuchte

Wie in Kap. 4.3.3 beschrieben, wurden die Strecken in Segmente eingeteilt. Die Segmentmittel, (d. h. das Mittel aller Werte in diesem Bereich) einer Fahrt werden im Folgenden dargestellt und diskutiert. Es werden die schon im Kap. 4.4 angeführten Tage betrachtet. Dabei sind für jedes Segment vier Temperaturen eingetragen. Zum einen die unkorrigierte Temperatur und weiter drei, mit verschiedenen Temperaturgradienten korrigierte Werte, dieser Temperatur. Wie in Kap. 4.3.2 beschrieben, werden hier einmal die zwei berechneten Temperaturgradienten zwischen Hochstetten und Bad Herrenalb/Ittersbach sowie Busenbach und Bad Herrenalb/Ittersbach verwendet. Dazu noch der feuchtadiabatische Temperaturgradient.

In den Abb. 4.31 (Windtag), 4.32 (Regentag) und 4.33 (Strahlungstag) sind die Segmentmittel der Temperatur und der relativen Feuchte für die Strecke Bad Herrenalb nach Hochstetten zu sehen. Dabei sind auf der x-Achse die Buchstaben der jeweiligen Segmente eingetragen, welche in Tab. 4.5 und 4.7 (Kap. 4.3.3) zu sehen sind.

Mit den korrigierten Werten kann nun auch die Temperatur von Bad Herrenalb und dem Albtal mit der Temperatur der Innenstadt verglichen werden. Wie im Kap. 4.4.1 ist auch hier der Wärmeinseleffekt zu sehen. Die Stadt ist bis zu $1,9\text{ }^{\circ}\text{C}$ wärmer als das Umland, mit dem größten Unterschied am Strahlungstag. Auch die relative Feuchte hat eine Differenz von bis zu 15 % zwischen Stadt und Umgebung. Hier herrscht die größte Variation erneut beim Regentag (vergl. Kap. 4.4.1). Am Windtag (Abb. 4.31) beträgt der Unterschied der unkorrigierten Temperatur zwischen Ettlingen und Bad Herrenalb $2,8\text{ }^{\circ}\text{C}$. Mit dem feuchtadiabatischen Temperaturgradienten beträgt der Temperaturunterschied noch $1,3\text{ }^{\circ}\text{C}$, mit dem Gradienten zwischen Busenbach und Bad Herrenalb noch $0,9\text{ }^{\circ}\text{C}$. Somit beträgt der durch die Höhe verursachte Temperaturunterschied zwischen Ettlingen (136 m über NN) und Bad Herrenalb (350 m über NN) $1,5\text{ }^{\circ}\text{C}$ bzw. $1,9\text{ }^{\circ}\text{C}$. In Abb. 4.32 stimmen die berechneten Temperaturgradienten in etwa mit dem feuchtadiabati-

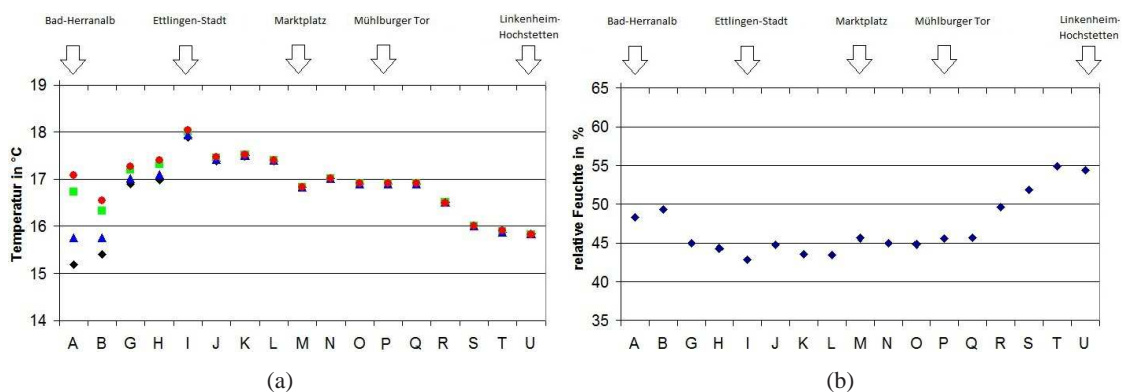


Abbildung 4.31: Segmentmittel der Temperatur (a) und der relativen Feuchte (b) von Bad Herrenalb nach Hochstetten am 17.05.2010, 16:00–17:45 Uhr (Windtag). Schwarz: unkorrigierte Werte, grün: feuchtadiabatisch, blau: Gradient Leopoldsh. – Bad Herrenalb, rot: Gradient Busenbach – Bad Herrenalb.

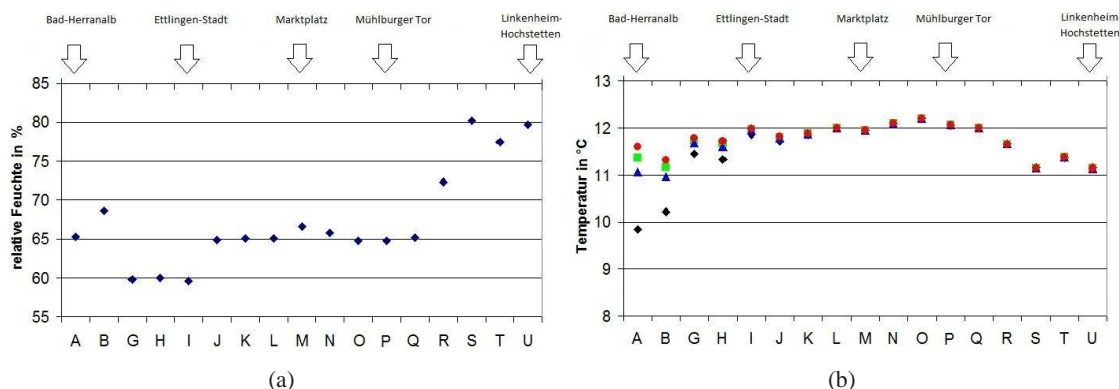


Abbildung 4.32: Segmentmittel der Temperatur (a) und der relativen Feuchte (b) von Bad Herrenalb nach Hochstetten am 19.05.2010, 15:30–17:15 Uhr (Regentag). Schwarz: unkorrigierte Werte, grün: feuchtadiabatisch, blau: Gradient Leopoldsh. – Bad Herrenalb, rot: Gradient Busenbach – Bad Herrenalb.

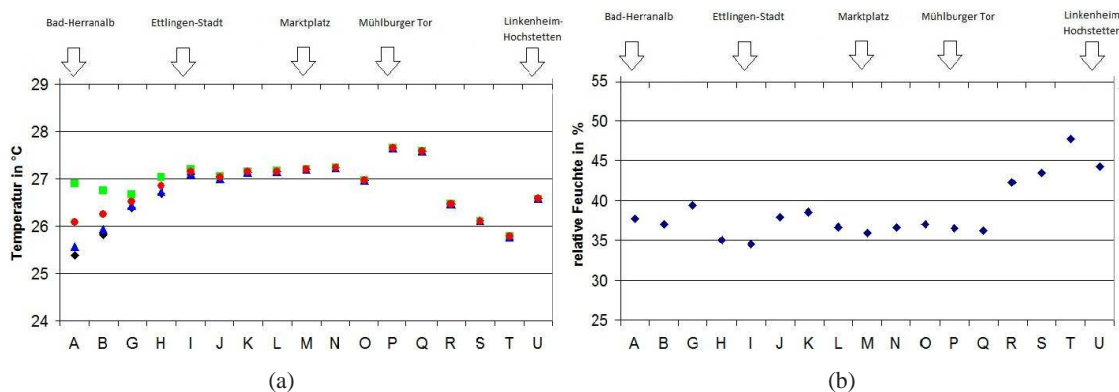


Abbildung 4.33: Segmentmittel der Temperatur (a) und der relativen Feuchte (b) von Bad Herrenalb nach Hochstetten am 10.08.2010, 13:00–14:45 Uhr (Strahlungstag). Schwarz: unkorrigierte Werte, grün: feuchtadiabatisch, blau: Gradient Leopoldsh. – Bad Herrenalb, rot: Gradient Busenbach – Bad Herrenalb.

sehen Temperaturgradienten überein. Dies wird durch den Regen verursacht. Der Unterschied der unkorrigierten Temperatur liegt hier zwischen der Innenstadt Karlsruhes (114 m über NN) und Bad Herrenalb bei 2,3 °C. Die korrigierten Werte weisen einen Unterschied von 0,8 °C auf. Daraus folgt ein höhenbedingter Temperaturunterschied von 1,5 °C. Beim Strahlungstag (Abb. 4.33) weicht der feuchtadiabatische Temperaturgradient deutlich von den berechneten Gradienten ab. Mit dem feuchtadiabatischen Temperaturgradienten beträgt der höhenbedingte Temperaturunterschied 1,5 °C, mit dem Gradienten von Busenbach nach Bad Herrenalb noch 0,7 °C und mit dem Gradienten von Leopoldshafen nach Bad Herrenalb 0,2 °C.

Im Folgenden ist das Segmentmittel der Temperatur und der relativen Feuchte für die Strecke Ittersbach – Hochstetten dargestellt (Abb. 4.32 und 4.32). Auch hier sind auf der x-Achse die

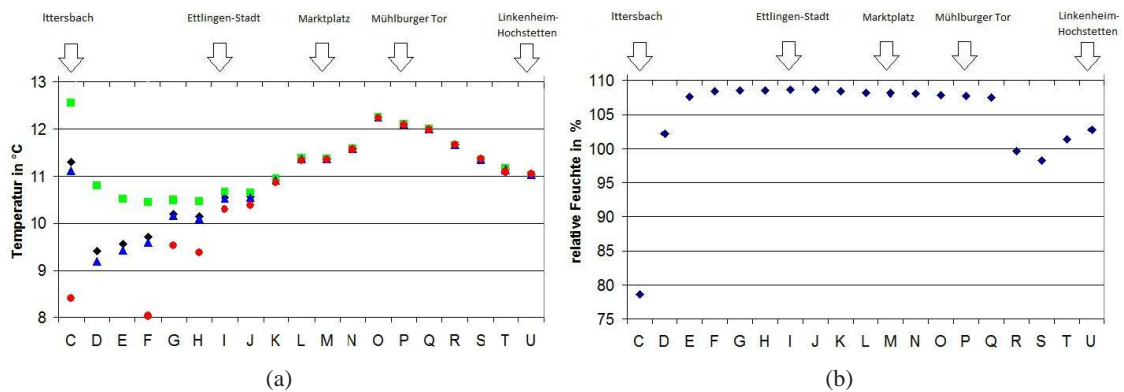


Abbildung 4.34: Segmentmittel der Temperatur und der relativen Feuchte Ittersbach – Hochstetten 17.05.2010 19:15–21:00 Uhr (Windtag). Schwarz: unkorrigierte Werte, grün: feuchtadiabatisch, blau: Gradient Leopoldsh. - Ittersbach, rot: Gradient Busenbach - Ittersbach.

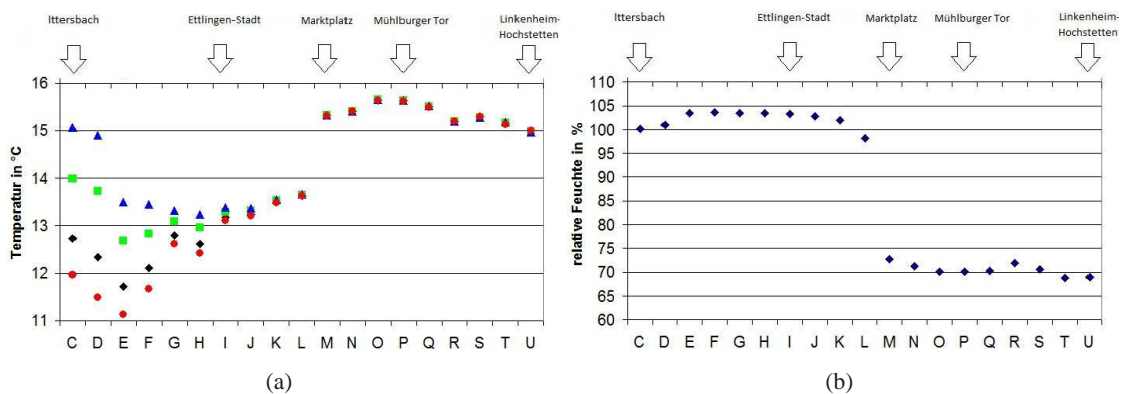


Abbildung 4.35: Segmentmittel der Temperatur und der relativen Feuchte Ittersbach – Hochstetten 17.05.2010 19:15–21:00 Uhr (Regentag). Schwarz: unkorrigierte Werte, grün: feuchtadiabatisch, blau: Gradient Leopoldsh. - Ittersbach, rot: Gradient Busenbach - Ittersbach.

Buchstaben der Segmente aus Tab. 4.5 und 4.7 (Kap. 4.3.3) abgebildet. Auch bei diesen Ergebnissen ist der Wärmeinseleffekt deutlich zu erkennen. Die Temperatur ist in der Stadt um 1 bis 2 °C höher als in der Umgebung. Die relative Feuchte ist bei 100 % (Feuchtesensor benetzt), sodass hier keine Aussage über den Stadteffekt gemacht werden kann.

Als letztes sind die Segmentmittel von Temperatur und relativer Feuchte der Strecke Spöck – Mörsch aufgetragen. Die Strecke Spöck – Mörsch hat wie schon erwähnt kaum Höhenunterschiede (vergl. Kap. 4.3.2) und somit ist keine Höhenkorrektur notwendig. In Abb. 4.36 (Windtag), 4.37 (Regentag) und 4.38 (Strahlungstag) sind mehrere Fahrten für einen Tag eingetragen. Dabei sind auf der x-Achse die Buchstaben der jeweiligen Segmente aufgetragen, welche in Tab. 4.6 und 4.7 (Kap. 4.3.3) zu sehen sind.

Wie bei den Diagrammen davor ist hier wieder der Stadteffekt zu beobachten. Am Windtag nimmt die Temperatur um 1,0 bis 1,5 °C in der Innenstadt zu. Auch in Blankenloch (Segment 3) ist eine

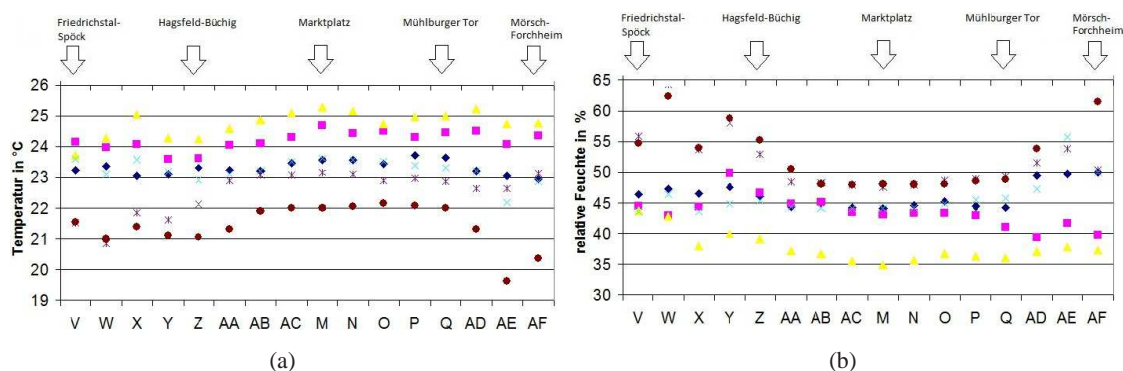


Abbildung 4.36: Segmentmittel der Temperatur und der relativen Feuchte für verschiedene Fahrten der Strecke Spöck – Mörsch am 04.08.2010 (Windtag). Blau: 13:30–15:00 Uhr, pink: 14:45–16:15 Uhr, gelb: 16:15–17:45 Uhr, türkis: 17:30–19:00 Uhr, lila: 19:00–20:15 Uhr, rot: 20:15–21:30 Uhr.

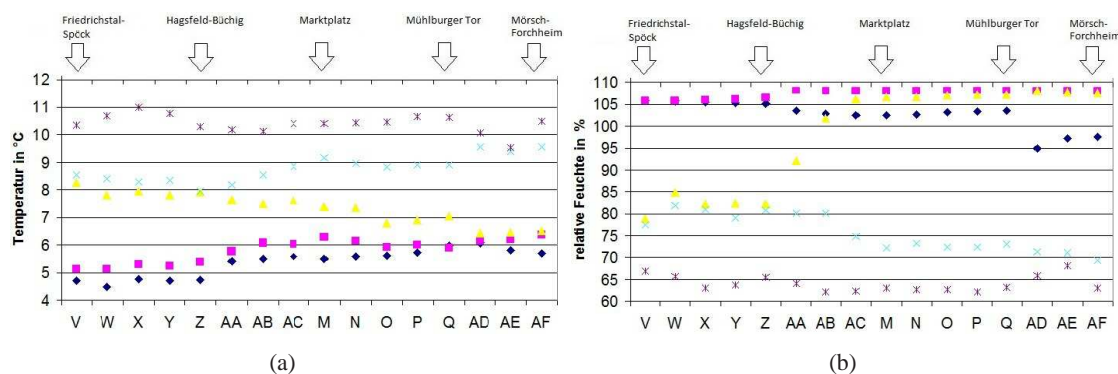


Abbildung 4.37: Segmentmittel der Temperatur und der relativen Feuchte für verschiedene Fahrten der Strecke Spöck – Mörsch am 13.04.2010 (Regentag). Blau: 8:00–9:45 Uhr, pink: 9:45–11:15 Uhr, gelb: 11:15–12:45 Uhr, türkis: 12:30–14:00 Uhr, lila: 14:00–15:15 Uhr.

kleines Maximum der Temperatur zu beobachten. Die relative Feuchte ist in der Innenstadt je nach Fahrt zwischen 5 und 10 % geringer, als im Umland. Die Fahrten am regnerischen Tag weisen ebenfalls eine wärmere Temperatur in der Innenstadt auf. An der relativen Feuchte ist zu sehen, wann es geregnet hat und der Feuchtesensor benetzt war (relative Feuchte über 100 %) und wann trockene Abschnitte befahren wurden. Bei der Fahrt von 13:00–14:00 Uhr (gelb) ist sichtbar, dass der Regen erst ab Segment 6 einsetzte. Die Temperatur während dieser Fahrt nimmt in der Stadt begründet durch einsetzenden Regen ab. In Abb. 4.38 (Strahlungstag) nimmt die Temperatur in den Außenbezirken um bis zu 2°C ab. Die relative Feuchte hat morgens noch einen Unterschied von bis zu 10 % zwischen Stadt und Umland, da zu dieser Zeit noch mehr Feuchte in der Luft ist. Im Tagesverlauf sind kaum mehr Unterschiede zwischen Stadt und Umland zu sehen. Das lässt sich auf die starke Einstrahlung zurückführen, wodurch im Laufe des Tages kaum mehr Wasser vorhanden ist, welches verdunsten kann.

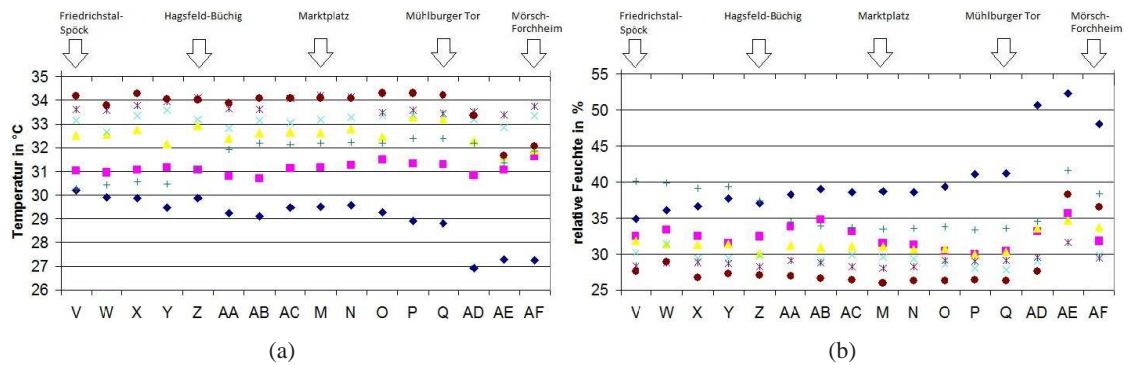


Abbildung 4.38: Segmentmittel der Temperatur und der relativen Feuchte für verschiedene Fahrten der Strecke Spöck – Mörsch am 21.07.2010 (Strahlungstag). Blau: 10:15–11:45 Uhr, pink: 11:30–13:00 Uhr, gelb: 13:00–14:15 Uhr, türkis: 14:15–15:45 Uhr, lila: 15:30–16:45 Uhr, rot: 16:45–18:15 Uhr, grün: 18:15–19:45 Uhr.

4.6 Monatsmittel

In diesem Kapitel werden die zuvor gebildeten Segmentmittel nicht nur für eine Fahrt sondern über alle Fahrten eines Monats gemittelt. Es ist dabei zu beachten, dass dies kein Monatsmittel wie von kontinuierlich messenden stationären Stationen darstellt, sondern ein Mittel aller Fahrten auf dieser Strecke in diesem Monat ist. Das heißt, es gibt Zeiten an denen die Bahn nicht auf dieser Strecke war. In Tab. 4.8 ist die Anzahl der Fahrten auf den ausgewerteten Strecken zu sehen. Es sind für jede Strecke vier Monate ausgesucht. Zwei davon im Winter und zwei im Sommer.

4.6.1 Temperatur

Zunächst sind die Monatsmittel der Temperatur der Strecke Spöck – Mörsch auf der Linie S2 zu sehen (Abb. 4.39, 4.40, 4.41 und 4.42). Ein Balken zeigt das Minimum, das Maximum und das Mittel (schwarze Markierung auf dem Balkens) der Temperatur für den aktuellen Monat. Minimum und Maximum der Temperatur sollen die Variabilität der Temperatur in dem jeweiligen Monat zeigen.

Für die Strecke Spöck-Mörsch ergibt sich für das Monatsmittel des Monats April ein Unterschied von bis zu 1,5°C zwischen den Außenbezirken (Friedrichstal, Spöck, KA-Messe) und der Innenstadt (KA-Kaiserstraße). Die Maxima weisen in diesem Monat kaum Unterschiede auf. An den Minima ist jedoch zu erkennen, dass es in der Stadt um bis zu 2,3°C weniger abkühlt. Im August liegt die größte Differenz der Monatsmitteltemperatur bei 0,9°C. Bei den Maxima werden die größten Werte in Blankenloch und in der Kaiserstraße erreicht. Die Minima zeigen ein ähnliches Bild, wie im Monat April. In der Stadt (Marktplatz) kühlt es erneut nicht so stark ab wie außerhalb (Blankenloch-Friedrichstal, Mörsch-Forchheim). Im November ist die Stadt im Mittel um 0,8°C wärmer. Die Maxima ergeben keine klaren Unterschiede zwischen Stadt und Außenbezirken. Anders ist das bei den Minima. Der Unterschied liegt hier bei bis zu 0,9°C zwischen Marktplatz und Blankenloch-Friedrichstal. Der Dezember zeigt ein ähnliches Bild. Das Monatsmittel liegt in der Stadt (Kaiserstraße) um bis zu 0,8°C höher als im Umland. Die Maxima unterscheiden sich hier zwischen Stadt und Umland um bis zu 0,9°C und die Minima um bis zu 1,8°C.

Bei den Maxima ist zu sehen, dass es auch außerhalb der Stadt absolut Werte gibt (z.B. Monat August). Das lässt sich damit erklären, dass die Werte nicht zur gleichen Uhrzeit gemessen

Tabelle 4.8: Anzahl der Fahrten auf den Strecken S1 und S2.

Monat	S2 Spöck – Mörsch	S1 Bad Herrenalb
April	142	
Mai		45
August	60	20
November	53	14
Dezember	56	26

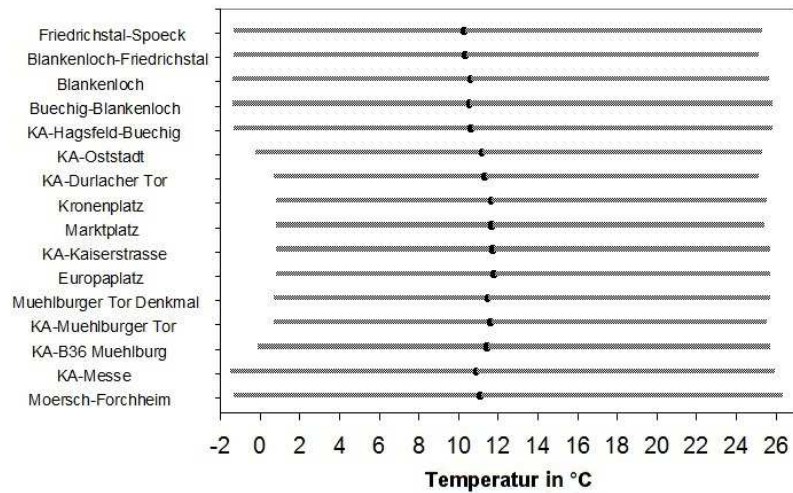


Abbildung 4.39: Segmentmittel für den Monat April 2010 der Linie S2. y-Achse: Segmente.

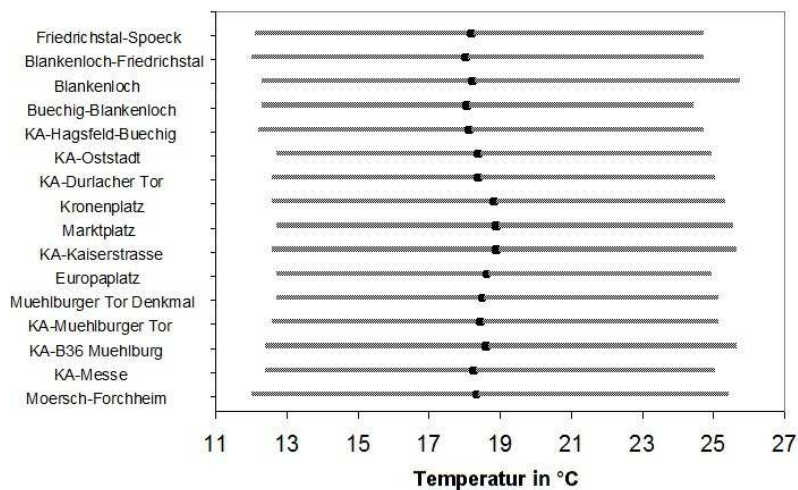


Abbildung 4.40: Segmentmittel für den Monat August 2010 der Linie S2. y-Achse: Segmente.

wurden. Es kann auch mal vorkommen, dass die Bahn in Blankenloch zwei Stunden steht und anschließend erst in die Stadt fährt.

Die Monatsmittel der Temperatur auf der Strecke zwischen Hochstetten und Bad Herrenalb werden durch die Höhe über NN stark beeinflusst. Deshalb müssen die Daten der Linie S1 korrigiert werden. In den folgenden Diagrammen sind für jedes Segment vier Balken für vier verschiedene Temperaturkorrekturen aufgetragen (Abb. 4.43, 4.44, 4.45 und 4.46). Der schwarze Balken ist weiterhin die unkorrigierte Temperatur. Der grüne Balken ist die Temperatur, die mit dem feuchtadiabatischen Gradienten korrigiert wurde. Beim blauen Balken wurde die Temperatur mit dem Gradienten zwischen Leopoldshafen und Bad Herrenalb korrigiert und beim roten Balken wurde der Gradient zwischen Busenbach und Bad Herrenalb verwendet (vergl. Kap. 4.3.2). In

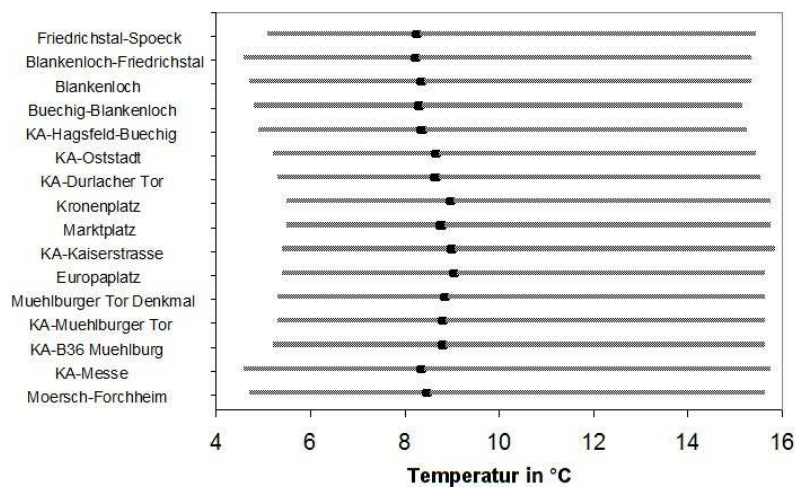


Abbildung 4.41: Segmentmittel für den Monat November 2010 der Linie S2. y-Achse: Segmente.

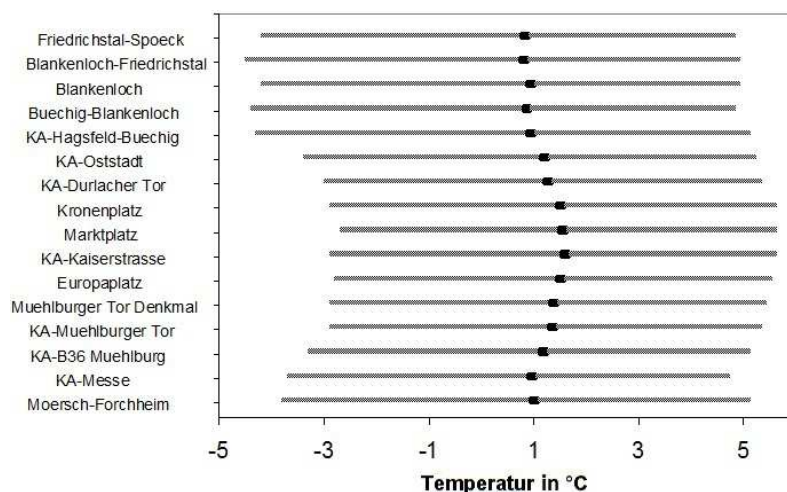
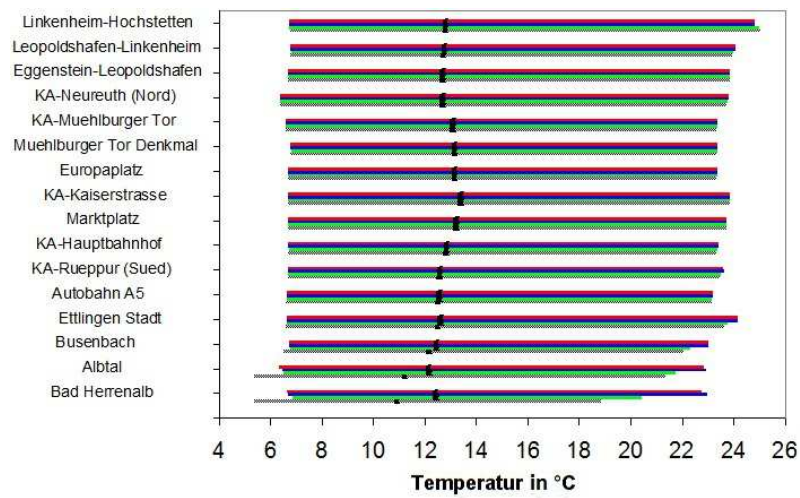


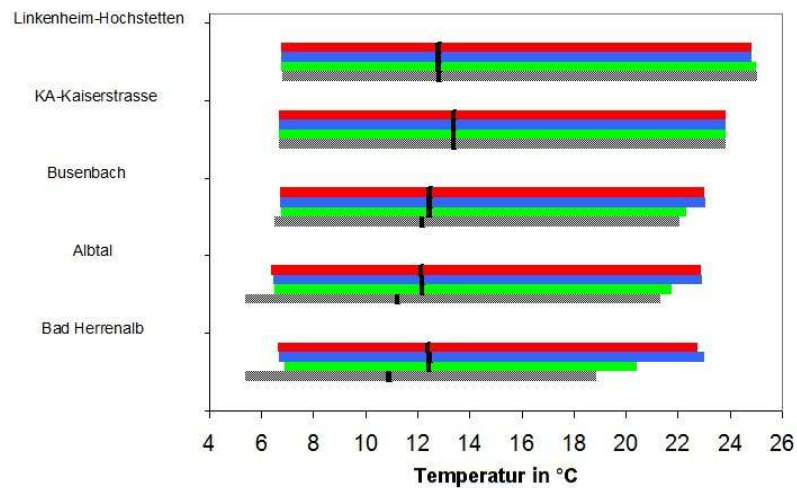
Abbildung 4.42: Segmentmittel für den Monat Dezember 2010 der Linie S2. y-Achse: Segmente.

jeder Abbildung sind zwei Diagramme enthalten. Im ersten Diagramm (a) sind alle Segmente aufgetragen. Im zweiten Diagramm (b) sind lediglich fünf Segmente, welche gleichmäßig auf der Strecke verteilt sind, vergrößert dargestellt.

Auch bei den Monatsmitteln der Temperatur für die Strecke Hochstetten - Bad Herrenalb ist deutlich der Wärmeineffekt der Stadt Karlsruhe zu erkennen. Im Monat Mai liegt der Unterschied der Temperatur zwischen der Kaiserstraße und Ettlingen bei $0,9^{\circ}\text{C}$. Das höchste Maximum tritt in Hochstetten auf. Dies kann erneut durch die unterschiedlichen Uhrzeiten verursacht werden an denen diese Maxima gemessen wurden. In Hochstetten steht die Bahn manchmal länger und kommt somit später in die Innenstadt. Bei den Minima sind bis auf das Albtal und Bad Herrenalb kaum Unterschiede zu erkennen. Des weiteren ist zu sehen, dass die drei korrigierten Balken der



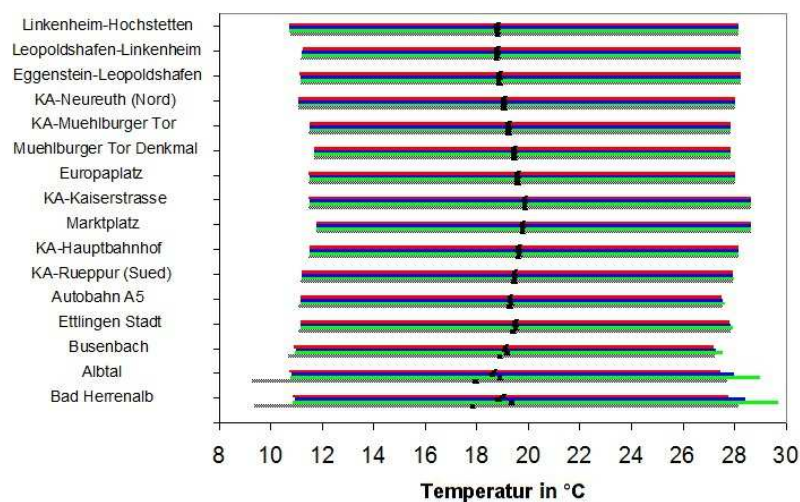
(a)



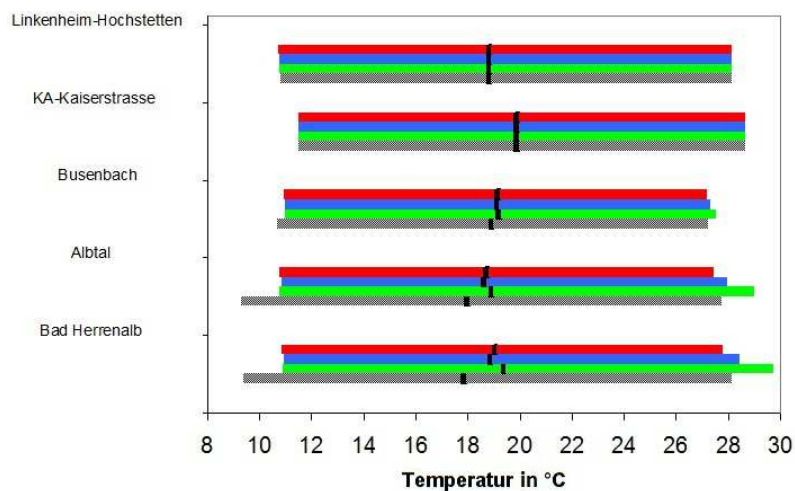
(b)

Abbildung 4.43: Segmentmittel korrigiert über den Monat Mai 2010 entlang der Linie S1. Schwarz: unkorrigierte Temperatur, grün: feuchtadiabatisch korrigierte Temperatur, blau: Temperaturkorrektur mit Gradient zwischen Leopoldshafen und Bad Herrenalb, rot: Temperaturkorrektur mit Gradient zwischen Busenbach und Bad Herrenalb.

drei Segmente, welche höher als die Innenstadt Karlsruhe liegen, sehr gut übereinstimmen. Somit war die Luft bei den Fahrten im Mai meist sehr feucht, womit der feuchtadiabatische Verlauf zu erklären ist. Im Monat August ist die Stadt im Mittel $1,0^{\circ}\text{C}$ wärmer als das Umland. Die größten Maxima treten in der Stadt auf. Bei den Minima ist der Stadteffekt auch deutlich zu erkennen. Es kühlt in diesem Monat in der Stadt nicht so stark ab, wie außerhalb. Die korrigierten Werte zeigen im Monat August, dass der herrschende Temperaturgradient noch unter dem des feuchtadiabatischen Temperaturgradienten lag. Auch im November liegt der Unterschied zwischen Stadt und Umland bei ca. $1,0^{\circ}\text{C}$. Was hier auffällt ist, dass die Maxima der Stadt um bis zu 4°C deutlich über denen des Umlandes liegen. Die Minima sind im Umland um $1,0^{\circ}\text{C}$ kleiner als in der Stadt. Im



(a)



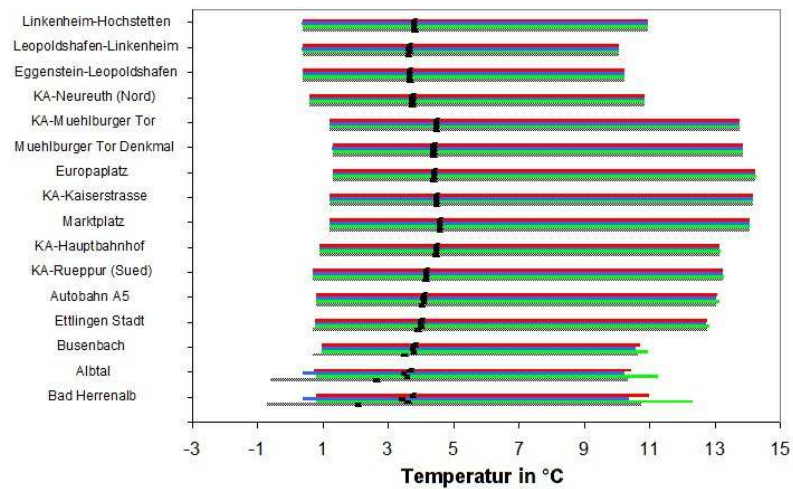
(b)

Abbildung 4.44: Segmentmittel korrigiert über den Monat August 2010 entlang der Linie S1. Schwarz: unkorrigierte Temperatur, grün: feuchtadiabatisch korrigierte Temperatur, blau: Temperaturkorrektur mit Gradient zwischen Leopoldshafen und Bad Herrenalb, rot: Temperaturkorrektur mit Gradient zwischen Busenbach und Bad Herrenalb.

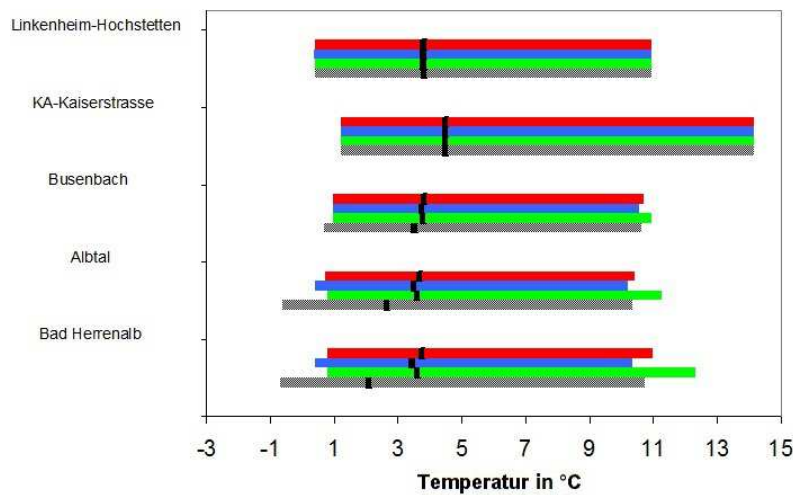
Dezember ist es in der Stadt im Mittel um 1°C wärmer als beispielsweise in Linkenheim. Auch bei den Maxima ist ein Stadteffekt zu erkennen. Bei den Minima ist der Unterschied zwischen Stadt und Umland noch deutlicher. Außerhalb der Stadt war es um bis zu 4°C kälter als in der Stadt. Die berechneten Gradienten waren hier niedriger als der feuchtadiabatische Temperaturgradient.

4.6.2 Relative Feuchte

Im Folgenden sind die Monatsmittel der relativen Feuchte zu sehen. Zunächst für die Linie S2 von Spöck nach Mörsch (Abb. 4.47 und 4.48) und anschließend für die Linie S1 von Hochstetten nach Bad Herrenalb (Abb. 4.49 und 4.50).



(a)

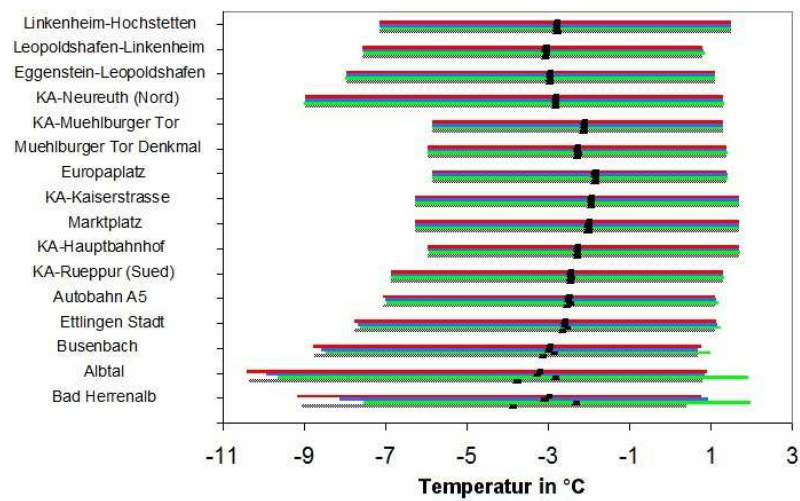


(b)

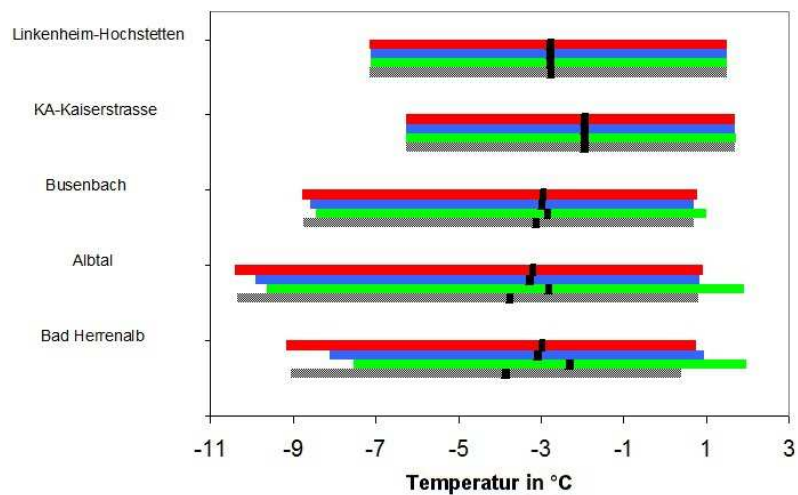
Abbildung 4.45: Segmentmittel korrigiert über den Monat November 2010 entlang der Linie S1. Schwarz: unkorrigierte Temperatur, grün: feuchtadiabatisch korrigierte Temperatur, blau: Temperaturkorrektur mit Gradient zwischen Leopoldshafen und Bad Herrenalb, rot: Temperaturkorrektur mit Gradient zwischen Busenbach und Bad Herrenalb.

Bei den Monatsmittel der relativen Feuchte ergibt sich ein Unterschied zwischen der Innenstadt und den Außenbezirken bzw. dem Umland. Die Unterschiede der relativen Feuchte liegen im April und August bei 10 %, im November und Dezember bei 5 %. Der Unterschied ist also im Winter geringer. Dies liegt an den Einstrahlungsverhältnissen. Im April und im August ist die Einstrahlung höher, wodurch die Stadt schneller trocken wird. Im Winter ist dieser Effekt geringer und der Unterschied der Feuchte zwischen Stadt und Umland nimmt ab. Ein ähnliches Bild ergibt sich auf der Strecke von Hochstetten nach Bad Herrenalb. Im Frühjahr bzw. Sommer ergibt sich ein Unterschied der relativen Feuchte bis zu 10 %. Im Winter (November und Dezember) ist dieser Unterschied geringer (ca. 5 %). Insgesamt ist die relative Feuchte im Sommer geringer als

im Winter.



(a)



(b)

Abbildung 4.46: Segmentmittel korrigiert über den Monat Dezember 2010 entlang der Linie S1. Schwarz: unkorrigierte Temperatur, grün: feuchtadiabatisch korrigierte Temperatur, blau: Temperaturkorrektur mit Gradient zwischen Leopoldshafen und Bad Herrenalb, rot: Temperaturkorrektur mit Gradient zwischen Busenbach und Bad Herrenalb.

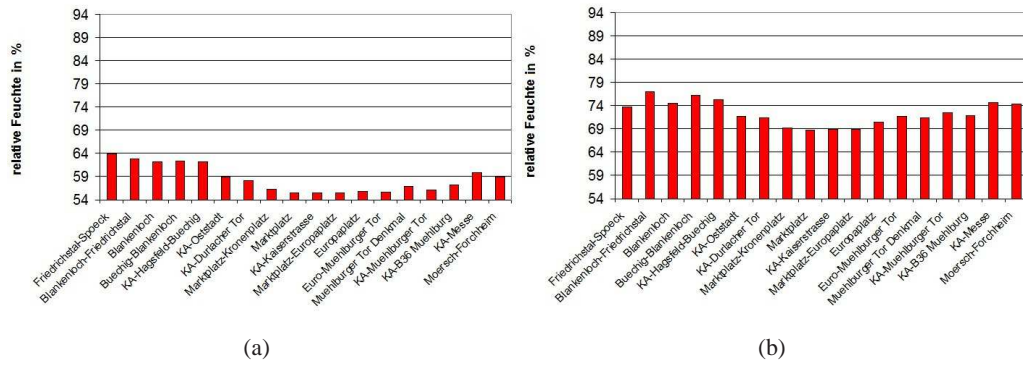


Abbildung 4.47: Segmentmittel der relativen Feuchte für den Monat April 2010 (a) und August 2010 (b) auf der Linie S2.

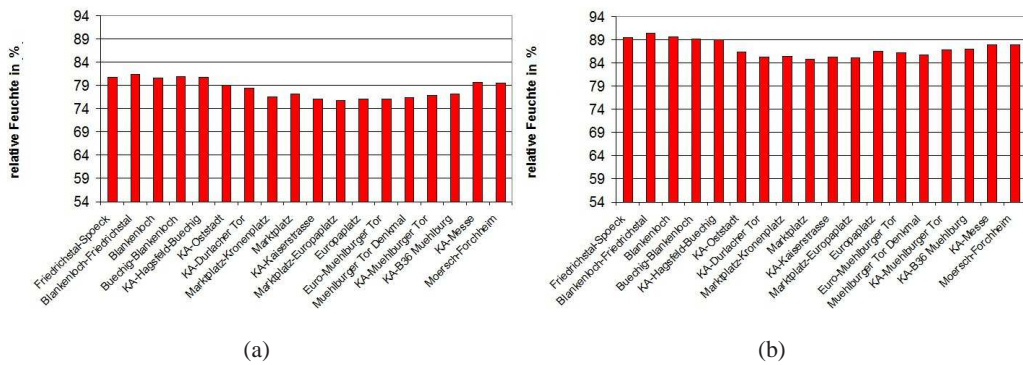


Abbildung 4.48: Segmentmittel der relativen Feuchte für den Monat November 2010 (a) und Dezember 2010 (b) auf der Linie S2.

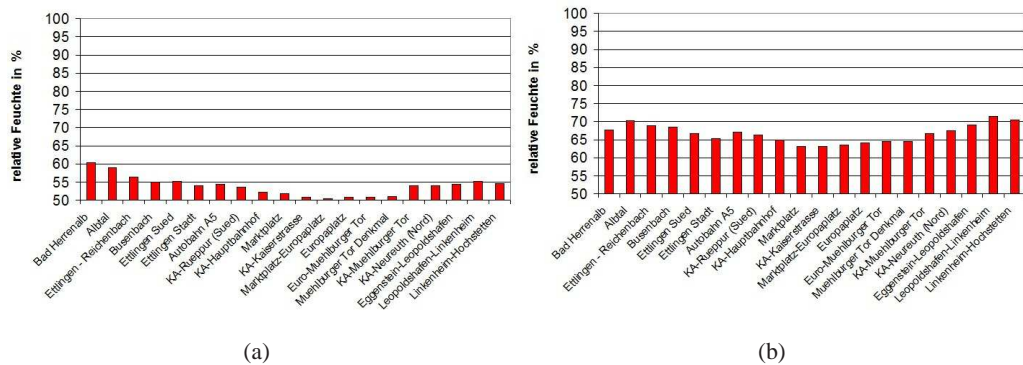


Abbildung 4.49: Segmentmittel der relativen Feuchte für den Monat Mai 2010 (a) und August 2010 (b) auf der Linie S1.

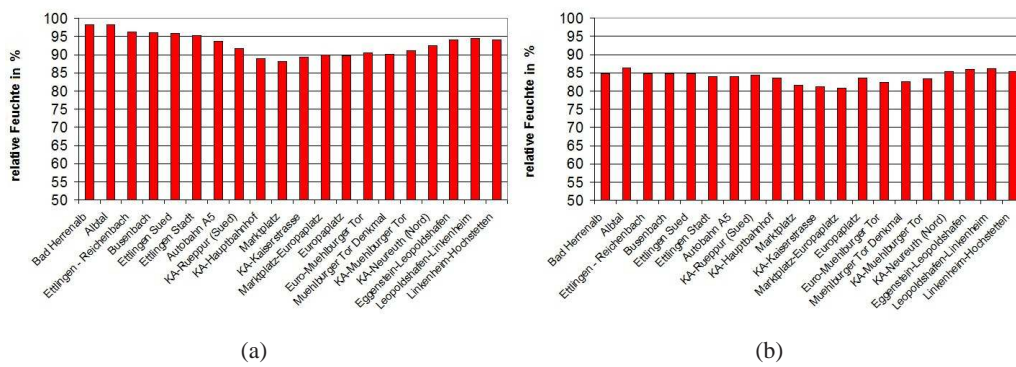


Abbildung 4.50: Segmentmittel der relativen Feuchte für den Monat November 2010 (a) und Dezember 2010 (b) auf der Linie S1.

4.7 Jahresmittel

Abschließend werden in diesem Kapitel die Jahresmittel der Temperatur und der relativen Feuchte der zwei Strecken S1 und S2 gezeigt. Auch hier ist zu beachten, dass dies ein Mittel aller Fahrten in diesem Jahr ist (Tab. 4.9).

Im Jahresmittel der Strecke S2 von Spöck nach Mörsch (Abb. 4.51) ergibt sich ein Unterschied der Temperatur zwischen Innenstadt (bei 12,5 km) und Umland von bis zu 2,3°C. Auch bei der zweiten Strecke von Hochstetten nach Bad Herrenalb (Abb. 4.52) ist der Wärmeinseleffekt deutlich zu erkennen. Hier liegt der größte Unterschied zwischen der Innenstadt (bei 17,5 km) und dem nördlichen Umland bei 1,9°C. Zu beachten ist, dass in Abb. 4.52 die Temperatur nicht korrigiert wurde. Somit ist hier die Temperaturabnahme mit der Höhe mit eingeflossen und es sind im südlichen Teil von Karlsruhe (Streckenkilometer 30 bis 45) noch deutlich niedrigere Temperaturen zu sehen. Bei der relativen Feuchte erkennt man Unterschiede von bis zu 6 % auf der Strecke Spöck – Mörsch (Abb. 4.53). Die andere Strecke von Hochstetten nach Bad Herrenalb weist Unterschiede von bis zu 11 % auf (Abb. 4.54).

Tabelle 4.9: Anzahl der Fahrten im Jahre 2010.

Strecke	Anzahl Fahrten
S2 Spöck - Mörsch	978
S1 Bad Herrenalb - Hochstetten	160

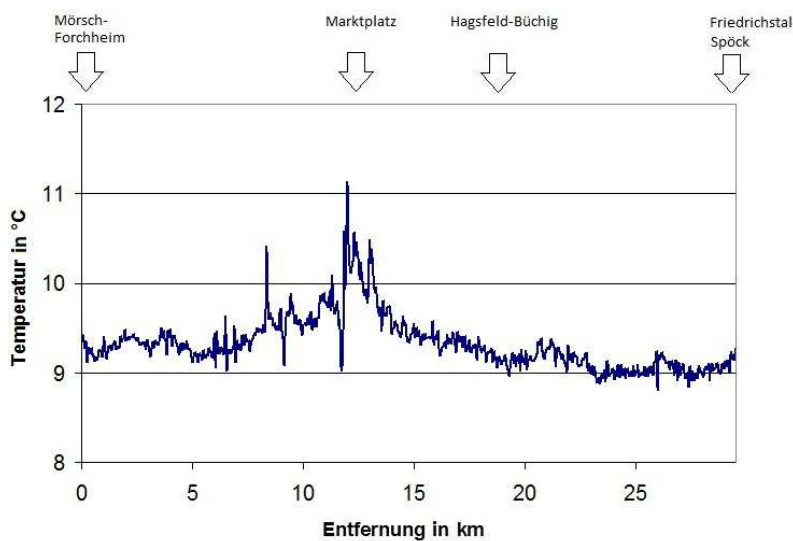


Abbildung 4.51: Jahresmittel der Temperatur im Jahre 2010 entlang der Strecke Spöck – Mörsch (S2).

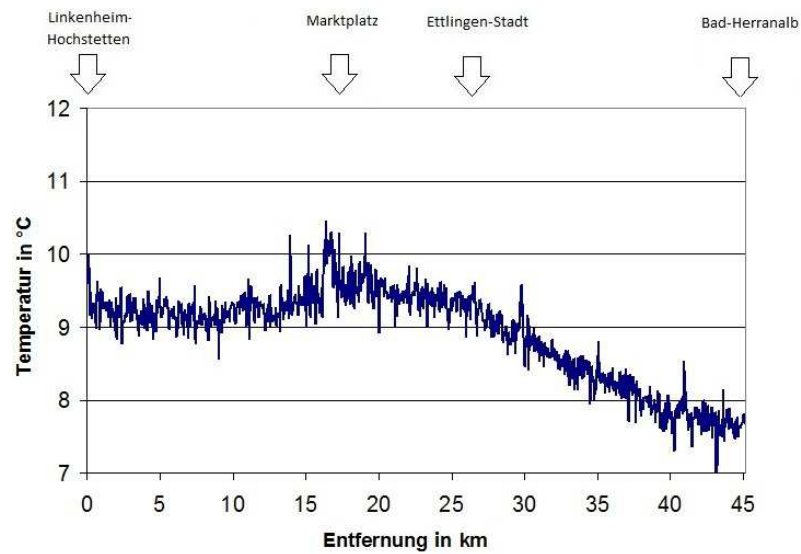


Abbildung 4.52: Jahresmittel der Temperatur im Jahre 2010 entlang der Strecke Bad Herrrenalb – Hochstetten (S1).

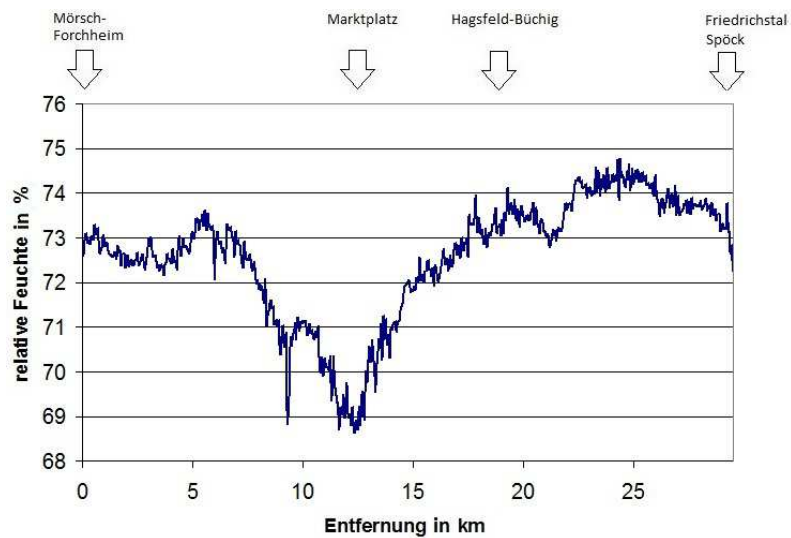


Abbildung 4.53: Jahresmittel der relativen Feuchte im Jahre 2010 entlang der Strecke Spöck – Mörsch (S2).

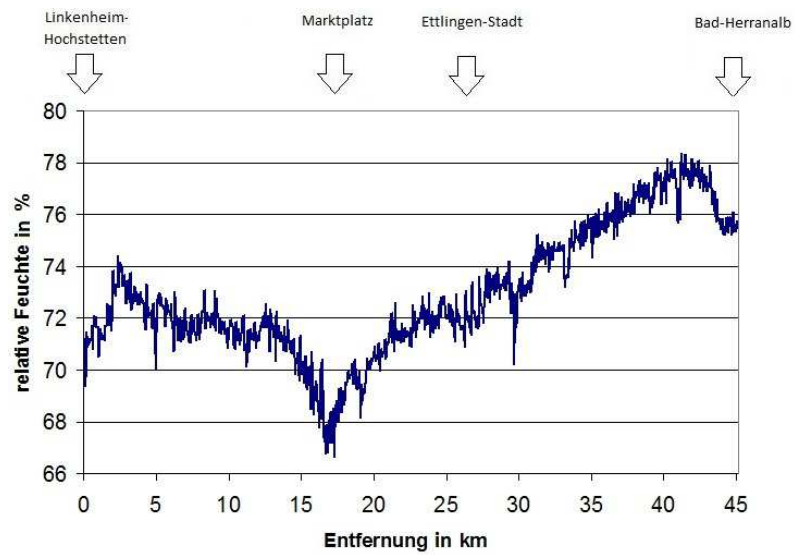


Abbildung 4.54: Jahresmittel der relativen Feuchte im Jahre 2010 entlang der Strecke Bad Herranalb – Hochstetten (S1).

4.8 Fazit

Es wurde die Variabilität der meteorologische Größen Temperatur und relative Feuchte untersucht, die mit der AERO-TRAM gemessen wurden. Dabei sollte der Wärmeinseleffekt der Stadt Karlsruhe analysiert werden.

Zunächst wurden Einzelfahrten von drei verschiedenen Strecken bei verschiedenen Wetterverhältnissen untersucht. Im weiteren Verlauf wurden Monatsmittel und Jahresmittel auf diesen Strecken betrachtet. Bereits bei den Einzelfahrten ergaben sich bei der Temperatur deutliche Unterschiede zwischen Stadt und Umland. Die größten Unterschiede waren an windigen Tagen sowie an strahlungsintensiven Tagen mit bis zu $2,7^{\circ}\text{C}$ zu erkennen. An den Regentagen war der Wärmeinseleffekt geringer. Hier traten Unterschiede von $1,5^{\circ}\text{C}$ auf. Zwei der drei befahrenen Strecken weisen ein sehr starkes Höhenprofil auf, wodurch die Temperatur nicht nur durch den Stadteffekt verändert wurde, sondern auch durch die geographische Höhe. Aus diesem Grund wurde anhand des ebenfalls gemessenen Luftdruckes ein Höhenprofil erstellt. Dieses wurde verwendet um die Temperatur, welche an den höher gelegenen Orten gemessen wurde, zu korrigieren. Somit konnte man die Temperatur der Innenstadt auch mit den höhergelegenen Regionen vergleichen. Dies wurde anhand der Segmentmittel in Kap. 4.5 deutlich. Es stellte sich heraus, dass es zwischen dem höchstgelegenen Ort Bad Herrenalb (350 m über NN) und Karlsruhe (114 m über NN) ein höhenbedingter Temperaturunterschied von $1,5$ bis $1,9^{\circ}\text{C}$ herrschte.

Auch anhand der Monats- und Jahresmittel ist der Wärmeinseleffekt der Stadt Karlsruhe deutlich zu erkennen. Die Temperatur in der Innenstadt ist im Monatsmittel um $0,8$ bis $1,5^{\circ}\text{C}$ und im Jahresmittel um bis zu $2,3^{\circ}\text{C}$ höher als im Umland. Das Ergebnis lässt sich mit den anderen Städten vergleichen, in denen ähnliche Unterschiede der Temperatur auftraten. So liegt der Temperaturunterschied zwischen Stadt und Umland in München bei $1,9^{\circ}\text{C}$ (Bründl et al., 1987). Auch Wien weist einen Unterschied von $1,5^{\circ}\text{C}$ auf (Böhm, 1998). Diese Ergebnisse zeigen, dass durch die Anhäufung von Baumaterialien mit hoher Wärmekapazität und durch Versiegelung der Flächen die Wärme länger gespeichert wird.

Die relative Feuchte weist im Mittel einen Unterschied zwischen 5 und 11% auf. Dabei ist der Unterschied im Winter geringer (5%) als im Sommer (11%). Dies liegt an den Einstrahlungsverhältnissen. In den Sommermonaten ist die Einstrahlung höher, wodurch die Stadt nach Niederschlag schneller trocken wird bzw. die Verdunstung aufgrund weniger Vegetation geringer ist. Aus dem selben Grund ist die relative Feuchte im Sommer insgesamt geringer als im Winter. Bei den Einzelfahrten traten an Regentagen Werte über 20% Unterschied zwischen Stadt und Umland auf. An trockenen Tagen ist dieser Effekt geringer. Der größte Unterschied zwischen Stadt und Umland liegt dann lediglich bei 10% . Die Ergebnisse der Einzelfahrten an Windtagen ergeben einen mittleren Wert von 10 bis 20% . Diese Ergebnisse lassen sich erneut durch die Baumaterialien und die fehlende Vegetation in der Stadt beweisen. Die Folge ist eine schnelle Verdunstung der vorhandenen Feuchte.

5. Zusammenfassung

Mit der Inbetriebnahme der AERO-TRAM und der Aufnahme kontinuierlicher Messungen mit inzwischen insgesamt über 3500 Messfahrten wurden die Projektziele und Aufgaben vollständig erreicht. Ergänzend zu den stationären Messstellen, die der Einhaltung von gesetzlichen Vorgaben der Luftqualität dienen, konnte erstmals kontinuierlich über einen längeren Zeitraum die Luftqualität mit hoher räumlicher Auflösung erfasst werden. Darüber hinaus konnte in Bezug auf die räumliche Verteilung der Partikelanzahldichte ein einmaliger Datensatz erhoben werden, der zukünftigen Anforderungen an die Belastung der Umwelt mit Aerosolpartikeln vorgreift.

Die außerhalb der eigentlichen Projektziele bereits durchgeführten Auswertungen der räumlichen Verteilungen der Anzahldichten zeigten überraschenderweise Unterschiede zwischen Stadt und Umland von lediglich 30 %, was dem vereinfachten Bild, welches Lenschow et al. (2001) für die *PM*10 Konzentrationen fanden widerspricht. Unterschiede in den Stabilitätsverhältnissen sowie der Windgeschwindigkeit führen zu Konzentrationsunterschieden von bis zum Faktor 2.

Die Auswertung der meteorologischen Daten quantifizieren den Wärmeinseleffekt von Karlsruhe bezogen auf sein Umland. Dabei treten bei den Mittelwerten der Temperatur unabhängig von der Jahreszeit Unterschiede von ein bis zwei Grad auf. Die Minimalwerte unterscheiden sich in den Wintermonaten um bis zu 5 Grad. Auch die relative Feuchte zeigt Unterschiede zwischen Stadt und Umland, wobei diese im Sommer 10 % im Winter 5 % betragen.

Nach Abschluss des Projektes durch das Land Baden-Württemberg steht ein umfangreicher und einmaliger Datensatz zur Verfügung, der mit Sicherheit die Grundlage für eine Reihe von zukünftigen Forschungsarbeiten darstellt.

Literaturverzeichnis

- Baltensperger, U., et al., 2002: Urban and rural aerosol characterization of summer smog events during the PIPAPO field campaign in Milan, Italy. *J. Geophys. Res.*, **107** (D22), 8193.
- Baumann, P., 2006: *Sensorschaltungen - Simulation mit PSPICE*. 1. ed., Fredr. Vieweg & Sohn Verlag, GWV Fachverlage GmbH, Wiesbaden.
- Beheng, K., 2009: Thermodynamik und Statik der Atmosphäre - Skriptum zur Vorlesung. *Institut für Meteorologie und Klimaforschung KIT*.
- Bemhofer, C., 1984: Jahreszeitliche und tägliche Variationen einer städtischen Wärmeinsel auf Grund von Topographie und Windverhältnissen. *Meteorol Atmos Phys*, **34** (1), 121–139.
- Böhm, R., 1979: Stadtentwicklung und Trend der Wärmeinselintensität. *Arch. Met. Geoph. Biokl, Ser. B*, **27**, 31–46.
- Böhm, R., 1998: Urban bias in temperature time series – a case study for the city of Vienna, Austria. *Climatic Change*, **38** (1), 113–128.
- Böhm, R. und K. Gabl, 1978: Die Wärmeinsel einer Großstadt in Abhängigkeit von verschiedenen meteorologischen Parametern. *Theor Appl Climatol*, **26** (2), 219–237.
- Boogaard, H., G. Kos, E. Weijers, N. Janssen, P. Fischer, S. van der Zee, J. de Hartog, und G. Hoek, 2011: Contrast in air pollution components between major streets and background locations: Particulate matter mass, black carbon, elemental composition, nitrogen oxide and ultrafine particle number. *Atmos. Environ.*, **45** (3), 650–658.
- bpb, 2011: Bundeszentrale für politische Bildung, www.bpb.de/wissen/60DQKG.
- Bründl, W., M. H. und A. . Baumgartner, 1987: STADTKLIMA BAYERN-Abschlussbericht zum Teilprogramm “Klimamessungen München“. *Bayer. Staatsministerium für Landesentwicklung und Umweltfragen, Reihe Materialien*, (43).
- Brunekreef, B. und S. Holgate, 2002: Air pollution and health. *Lancet*, **360** (9341), 1233–1242.
- Bukowiecki, N., J. Dommen, A. Prévôt, R. Richter, E. Weingartner, und U. Baltensperger, 2002: A mobile pollutant measurement laboratory—measuring gas phase and aerosol ambient concentrations with high spatial and temporal resolution. *Atmos. Environ.*, **36** (36-37), 5569–5579.

- Bukowiecki, N., J. Dommen, A. Prévôt, E. Weingartner, und U. Baltensperger, 2003: Fine and ultrafine particles in the Zürich (Switzerland) area measured with a mobile laboratory. An assessment of the seasonal and regional variation throughout a year. *Atmos. Chem. Phys.*, **3** (3), 2739–2782.
- Buzorius, G., K. Hämeri, J. Pekkanen, und M. Kulmala, 1999: Spatial variation of aerosol number concentration in Helsinki city. *Atmos. Environ.*, **33** (4), 553–565.
- Chandler, T., 1965: *The Climate of London*, Vol. 292. Hutchinson, London.
- Corsmeier, U., M. Kohler, B. Vogel, H. Vogel, und F. Fiedler, 2005: BAB II: a project to evaluate the accuracy of real-world traffic emissions for a motorway. *Atmos. Environ.*, **39** (31), 5627–5641.
- Corsmeier, U., et al., 2002: Ozone and PAN formation inside and outside of the Berlin plume—Process analysis and numerical process simulation. *J. Atmos. Chem.*, **42** (1), 289–321.
- Costanzo, S., A. Cusumano, C. Giaconia, und S. Mazzacane, 2006: The study of the urban microclimate by means of public transport systems. *Proceedings of the 5th WSEAS International Conference on Environment, Ecosystems and Development, Venice, Italy, November 20-22, 2006*, 106–111.
- Cyrys, J., M. Pitz, J. Heinrich, H.-E. Wichmann, und A. Peters, 2008: Spatial and temporal variation of particle number concentration in Augsburg, Germany. *Sci. Total Environ.*, **401** (1-3), 168–175.
- Feng, J. und D. Petzold, 1988: Temperature Trends Through Urbanization in Metropolitan Washington, DC, 1945–1979. *Meteorol Atmos Phys*, **38** (4), 195–201.
- Fiedler, F., 1979: Modifikation der Luftfeuchte in einem Stadtgebiet. *Promet*, **4** (79), 12–16.
- Figuerola, P. und N. Mazzeo, 1998: Urban-Rural Temperature Differences in Buenos Aires. *Int J Climatol*, **18** (15), 1709–1723.
- Gomišček, B., H. Hauck, S. Stopper, und O. Preining, 2004: Spatial and temporal variations of PM₁, PM_{2.5}, PM₁₀ and particle number concentration during the AUPHEP-project. *Atmos. Environ.*, **38** (24), 3917–3934.
- GRIMM, 2005: *Tragbare Staubmessgeräte SERIE 1.100*. GRIMM Aerosol Technik GmbH & Co. KG.
- Herndon, S. C., et al., 2005: Characterization of urban pollutant emission fluxes and ambient concentration distributions using a mobile laboratory with rapid response instrumentation. *Faraday Discuss.*, **130**, 327.
- Hesse, S. und G. Schnell, 2009: *Sensoren für die Prozess- und Fabrikautomation: Funktion - Ausführung - Anwendung*. 4. ed., Fredr. Vieweg & Sohn Verlag, GWV Fachverlage GmbH, Wiesbaden.

- Hueglin, C., B. Buchmann, und R. Weber, 2006: Long-term observation of real-world road traffic emission factors on a motorway in Switzerland. *Atmos. Environ.*, **40** (20), 3696–3709.
- Imhof, D., et al., 2005: Vertical distribution of aerosol particles and NO_x close to a motorway. *Atmos. Environ.*, **39** (31), 5710–5721.
- IPCC, 2007: *Climate Change 2007: Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Cambridge University Press, Cambridge, New York, USA.
- Jauregui, E., 1993: Mexico City's Urban Heat Island Revisited. *Erdkunde*, **47**, 185–195.
- Johansson, C., M. Norman, und L. Gidhagen, 2007: Spatial & temporal variations of PM₁₀ and particle number concentrations in urban air. *Environ. Monit. Assess.*, **127** (1-3), 477–487.
- Junge, C., 1952: Gesetzmäßigkeiten in der größenverteilung atmosphärischer aerosole über dem kontinent. *Ber. Dtsch. Wetterdiensts US-Zone*.
- Junkermann, W., R. Hagemann, und B. Vogel, 2011: Nucleation in the Karlsruhe plume during the COPS/TRACKS–Lagrange experiment. *Quart. J. Roy. Meteor. Soc.*, **137** (S1), 267–274.
- Kampa, M. und E. Castanas, 2008: Human health effects of air pollution. *Environ. Pollut.*, **151** (2), 362–367.
- Karaca, M., M. Tayanē, und H. Toros, 1995: Effects of Urbanization on Climate of Istanbul and Ankara. *Atmos Environ*, **29** (23), 3411–3421.
- Katsoulis, B. und G. Theoharatos, 1985: Indications of the Urban Heat Island in Athens, Greece. *J Appl Meteorol*, **24**, 1296–1302.
- Katsouyanni, K., 2003: Ambient air pollution and health. *Brit. Med. Bull.*, **68** (1), 143–156.
- Kehl, P., 2007: GPS Based Dynamic Monitoring of Air Pollutants in the City of Zürich, Switzerland. Dissertation, ETH Zürich.
- Kehl, P., A. Geiger, K. H-G, und S. J., 2006: Labor im Tram – Dynamische Umweltmessung zur Erfassung der Luftverschmutzung In Zürich mit GPS als Positionssensor und Zeitreferenz. *Géomatic Suisse*, **11**, 602–607.
- Klaus, C., 2009: Entwicklung eines isokinetischen Einlasssystems autonomen Langzeitmessung von Aerosolen auf dem Dach einer Straßenbahn. Diplomarbeit, Fachhochschule Wiesbaden.
- Kolb, C. E., et al., 2004: Mobile Laboratory with Rapid Response Instruments for Real-Time Measurements of Urban and Regional Trace Gas and Particulate Distributions and Emission Source Characteristics. *Environ. Sci. Technol.*, **38** (21), 5694–5703.
- Kottmeier, C., C. Biegert, und U. Corsmeier, 2007: Effects of Urban Land Use on Surface Temperature in Berlin: Case Study. *J Urban Plan D-Asce*, **133** (2), 128–137.

- Kozuchowski, K., J. Trepiańska, und J. Wibig, 1994: The Air Temperature in Cracow from 1826 to 1990: Persistence, Fluctuations and the Urban Effect. *Int J Climatol*, **14** (9), 1035–1049.
- Kraus, H., 2004: *Die Atmosphäre der Erde - Eine Einführung in die Meteorologie*. 3. ed., Springer-Verlag, Berlin Heidelberg.
- Künzli, N., et al., 2000: Public-health impact of outdoor and traffic-related air pollution: a European assessment. *Lancet*, **356** (9232), 795–801.
- Lenschow, P., H. Abraham, K. Kutzner, M. Lutz, J. Preuß, und W. Reichenbacher, 2001: Some ideas about the sources of PM10. *Atmos. Environ.*, **35** (1), 23–33.
- Lippmann, M., K. Ito, A. Nadas, und R. Burnett, 2000: Association of particulate matter components with daily mortality and morbidity in urban populations. Reasearch Report 95, Health Effects Institute.
- LUBW, 2006: *Wirkung von Durchfahrtsverboten*. LUBW Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz Baden-Württemberg, Karlsruhe.
- LUBW, 2009: *Umweltdaten 2009 Baden-Württemberg*. LUBW Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz Baden-Württemberg, Karlsruhe.
- LUBW, 2011a: LUBW Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz Baden-Württemberg, www.lubw.baden-wuerttemberg.de.
- LUBW, 2011b: *Luftschadstoff-Emissionskataster Baden-Württemberg 2008*. LUBW Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz Baden-Württemberg, Karlsruhe.
- Magee, N., J. Curtis, und G. Wendler, 1999: The Urban Heat Island Effect at Fairbanks, Alaska. *Theor. Appl. Climatol.*, **64**, 39–47.
- Malberg, H., 1990: Der Einfluss einer Stadt auf die lokalen Temperatur-, Niederschlags- und SO_2 -Verhältnisse am Beispiel von Berlin. *Naturwissenschaften*, **79** (9), 421–425.
- Malberg, H., 2007: *Meteorologie und Klimatologie - Eine Einführung*. 5. ed., Springer-Verlag, Berlin Heidelberg.
- Matzarakis, A., 2001: *Die thermische Komponente des Stadtklimas*. Meteorologisches Institut der Universität Freiburg.
- Moreno-Garcia, M., 1994: Intensity and Form of the Urban Heat Island in Barcelona. *Int J Climatol*, **14** (6), 705–710.
- Nasrallah, H., A. Brazel, und R. Balling, 1990: Analysis of the Kuwait City Urban Heat Island. *Int J Climatol*, **10** (4), 401–405.
- Ojima, T., 1991: Changing Tokyo Metropolitan Area and its Heat Island Model. *Energ Buildings*, **15** (1–2), 191–203.

- Pasquill, F., 1961: The estimation of the dispersion of windborne material. *Met. Mag.*, **90**, 33–49.
- Pasquill, F. und F. Smith, 1983: *Atmospheric Diffusion – Study of the Dispersion of Windborne Material From Industrial and Other Sources*. 3. ed., Ellis Horwood Limited, Chichester, West Sussex, England.
- Penttinen, P., K. Timonen, P. Tiittanen, A. Mirme, J. Ruuskanen, und J. Pekkanen, 2001: Ultrafine particles in urban air and respiratory health among adult asthmatics. *Eur. Respir. J.*, **17** (3), 428–435.
- Pirjola, L., et al., 2004: „Sniffer“–a novel tool for chasing vehicles and measuring traffic pollutants. *Atmos. Environ.*, **38** (22), 3625–3635.
- Pope, A. und D. Dockery, 1996: Epidemiology of chronic health effects: Cross-sectional studies. *Particles in Our Air: Concentrations and Health Effects*, R. Wilson und J. Sprengler, Hrsg., Havard University Press, Cambridge, MA, 149–168.
- Pope, C., 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. *J. A. Med. Inform. Assn.*, **409** (13), 1132–1141.
- Pöschl, U., 2005: Atmospheric aerosols: Composition, transformation, climate and health effects. *Angew. Chem. Int. Edit.*, **44** (46), 7520–7540.
- Puustinen, A., et al., 2007: Spatial variation of particle number and mass over four European cities. *Atmos. Environ.*, **41** (31), 6622–6636.
- Rinke, R., 2008: Parametrisierung des Auswaschens von Aerosolpartikeln durch Niederschlag. Dissertation, Institut für Meteorologie und Klimaforschung der Universität Karlsruhe (TH).
- Rinke, R., A. Wieser, B. Vogel, U. Corsmeier, und C. Kottmeier, 2011: Messungen der räumlichen Variabilität der Luftqualität in einem Ballungsraum mittels einer Straßenbahn – Zwischenbericht anlässlich des Statusseminars des BWPLUS. Tech. rep., Institut für Meteorologie und Klimaforschung, Karlsruher Institut für Technologie.
- Rosenbohm, E., et al., 2005: Particulate size distributions and mass measured at a motorway during the BAB II campaign. *Atmos. Environ.*, **39** (31), 5696–5709.
- Runnalls, K. und T. Oke, 1998: The Urban Heat Island of Vancouver, BC. *Second Urban Environment Symposium*, New Mexico Albuquerque.
- Schäfer, K., et al., 2011: A measurement based analysis of the spatial distribution, temporal variation and chemical composition of particulate matter in Munich and Augsburg. *Meteor. Z.*, **20** (1), 47–57.
- Schäfer, K., S. Emeis, H. Hoffmann, und C. Jahn, 2006: Influence of mixing layer height upon air pollution in urban and sub-urban areas. *Meteor. Z.*, **15** (6), 647–658.

- Schönwiese, C.-D., 2000: *Praktische Statistik für Meteorologen und Geowissenschaftler*. 3. ed., Gebrüder Borntraeger, Stuttgart.
- Seinfeld, J. und S. Pandis, 2009: *Atmospheric Chemistry and Physics – From Air Pollution to Climate Change*. 2. ed., John Wiley & Sons, Inc., Hoboken, New Jersey, USA.
- Shahgedanova, M., T. Burt, und T. Davies, 1997: Some Aspects of the Three-Dimensional Heat Island in Moscow. *Int J Climatol*, **17** (13), 1451–1465.
- Statheropoulos, M., N. Vassiliadis, und A. Pappa, 1998: Principal component and canonical correlation analysis for examining air pollution and meteorological data. *Atmos. Environ.*, **32** (6), 1087–1095.
- StMUGV, 2007: *Daten+Fakten+Ziele – Feinstaub – Diffuser Staub – Klares Handeln*. Bayrisches Staatsministerium für Umwelt, Gesundheit und Verbraucherschutz, München.
- TSI, 2005: *Condensation Particle Counter Modell 3772*. TSI Incorporated.
- Unger, J., 1996: Heat Island Intensity with Different Meteorological Conditions in a Medium-Sized Town: Szeged, Hungary. *Theor Appl Climatol*, **54** (3), 147–151.
- Vaisala, 2011: *Vaisala Combined Pressure, Humidity and Temperature Transmitter - PTU300*. Vaisala Oyj.
- Väkevä, M., K. Hämeri, T. Puhakka, E. D. Nilsson, H. Hohti, und J. M. Mäkelä, 2000: Effects of meteorological processes on aerosol particle size distribution in an urban background area. *J. Geophys. Res.*, **105** (D8), 9807–9821.
- van der Zee, S., G. Hoek, und H. Harssema, 1998: Characterization of particulate air pollution in urban and non-urban areas in the Netherlands. *Atmos. Environ.*, **32** (21), 3717–3729.
- Viana, M., X. Querol, A. Alastuey, G. Gangoi, und M. Menéndez, 2003: PM levels in the Basque Country (Northern Spain): analysis of a 5-year data record and interpretation of seasonal variations. *Atmos. Environ.*, **37** (21), 2879–2891.
- Vogel, B., H. Vogel, D. Bäumer, M. Bangert, K. Lundgren, R. Rinke, und T. Stanelle, 2009: The comprehensive model system COSMO–ART - Radiative impact of aerosol on the state of the atmosphere on the regional scale. *Atmos Chem Phys*, **9**, 8661–8680.
- Wallace, J., D. Corr, und P. Kanaroglou, 2010: Topographic and spatial impacts of temperature inversions on air quality using mobile air pollution surveys. *Sci. Total Environ.*, **408** (21), 5086–5096.
- Wang, M., T. Zhu, J. Zheng, R. Y. Zhang, S. Zhang, X. Xie, Y. Han, und Y. Li, 2009: Use of a mobile laboratory to evaluate changes in on-road air pollutants during the Beijing 2008 Summer Olympics. *Atmos. Chem. and Phys.*, (9), 8247–8263.

- Wehner, B. und A. Wiedensohler, 2003: Long term measurements of submicrometer urban aerosols: statistical analysis for correlations with meteorological conditions and trace gases. *Atmos. Chem. and Phys.*, **3** (3), 867–879.
- Weijers, E., A. Khlystov, G. Kos, und J. Erisman, 2004: Variability of particulate matter concentrations along roads and motorways determined by a moving measurement unit. *Atmos. Environ.*, **38** (19), 2993–3002.
- Weimer, S., C. Mohr, R. Richter, J. Keller, M. Mohr, A. Prévôt, und U. Baltensperger, 2009: Mobile measurements of aerosol number and volume size distributions in an Alpine valley: Influence of traffic versus wood burning. *Atmos. Environ.*, **43** (3), 624–630.
- Whitby, K. und G. Sverdrup, 1980: California aerosols: Their physical and chemical characteristics. *Adv. Environ. Sci. Technol.*, **10**, 477–483.
- WHO, 2006: *WHO Air quality guidelines for particulate matter, ozone, nitrogen dioxide and sulfur dioxide – Global update 2005*. WHO Press, Genf, Schweiz.
- Wieser, A., U. Corsmeier, C. Kottmeier, R. Rinke, und B. Vogel, 2008: Messungen der räumlichen Variabilität der Luftqualität in einem Ballungsraum mittels einer Straßenbahn – Zwischenbericht anlässlich des Statusseminars des BWPLUS.