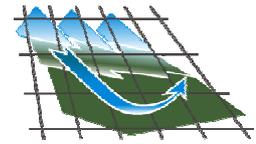


Universität Augsburg
Fakultät für Angewandte Informatik
Institut für Geographie
Lehrstuhl für Physische Geographie und Quantitative
Methoden



Diplomarbeit

Die räumliche Verteilung der Luftbelastung in Augsburg auf der Grundlage von Satellitenbildern und Messnetzen

Eingereicht von
Stefanie Ines Schrader

Betreuung durch:
Prof. Dr. Klaus Schäfer
Forschungszentrum Karlsruhe – Institut für Meteorologie und Klimaforschung, Atmosphärische
Umweltforschung
Garmisch-Partenkirchen
&
Prof. Dr. Jucundus Jacobeit
Universität Augsburg
Institut für Geographie
Lehrstuhl für Physische Geographie und Quantitative Methoden

Augsburg, Mai 2009

1. Korrektor

Prof. Dr. Jucundus Jacobeit
Lehrstuhl für Physische Geographie und Quantitative
Methoden
Institut für Geographie
Universität Augsburg

2. Korrektor

Prof. Dr. Klaus Schäfer
Institut für Atmosphärische Umweltforschung
Institut für Meteorologie und Klimaforschung
Forschungszentrum Karlsruhe GmbH
Garmisch–Partenkirchen

Inhaltsverzeichnis

Abbildungsverzeichnis	iv
Tabellenverzeichnis	vii
Abkürzungsverzeichnis	viii
Zusammenfassung	1
1. Einleitung	2
2. Der Untersuchungsraum Augsburg	5
2.1 Geographische Lage, Topographie und stadtklimatologische Verhältnisse	5
2.2 Charakteristiken der Emissionssituation	9
3. Luftqualität	17
3.1 Luftschadstoffe	18
3.2.1 Schwefeldioxid (SO ₂)	18
3.2.2 Nicht-Methan-Kohlenwasserstoffe (NMVOC)	19
3.2.3 Stickstoffoxide (NO _x)	200
3.2.4 Ozon (O ₃)	222
3.2.5 Feinstaub (PM ₁₀)	233
3.2 Auswirkungen von Luftschadstoffen auf die Umwelt und die menschliche Gesundheit	30
3.2.1 Auswirkungen auf Sachgüter	30
3.2.2 Auswirkungen auf das Klima	30
3.2.3 Auswirkungen auf die Vegetation	31
3.2.4 Auswirkungen auf die menschliche Gesundheit	32
3.3 Maßnahmen zur Luftreinhaltung – Rechtliche Grundlagen	35
3.4 Meteorologische Bedingungen und Luftqualität – Großwetterlagen und stadtklimatologische Besonderheiten	37
4. Methodik	44
4.1 Erfassung der lufthygienischen Situation in Augsburg mittels bodengebundener Messungen (kontinuierliche Überwachung)	45
4.1.1 Lufthygienisches Landesüberwachungssystem Bayern (LÜB)	45
4.1.2 Messkampagne des IMK-IFU	48
4.1.3 DWD	49
4.1.4 Wetterstation Universität Augsburg	50

4.2	Erfassung der lufthygienischen Situation in Augsburg mittels einer Satellitengestützten Fernerkundungsmethode – Die ICAROS NET Plattform (Aus der Forschung).....	51
4.2.1	Die optischen Eigenschaften der Atmosphäre.....	53
4.2.3	AOT - und PM Berechnung.....	57
4.2.3	Satellitenbilder.....	63
4.2.4	Aufbau der Plattform.....	64
4.2.5	Analyse der zeitlichen Variationen der Luftbelastung für die Anwendung der ICAROS NET Plattform.....	66
5.	Darstellung und Vergleich der Ergebnisse.....	67
5.1	Zeitliche Variationen der Schadstoffkonzentrationen – Messergebnisse des LfU und IMK-IFU	68
5.2	Einsatz der ICAROS NET Plattform.....	81
5.2.1	Auswahl der Satellitenbilder.....	81
5.2.2	Die Aerosol-optische-Dicke (AOT)	81
5.2.3	Feinstaubbelastung (PM).....	94
5.2.4	Kleinräumige Analysen der AOT- und PM-Karten.....	99
5.2.5	Die Luftqualität in Augsburg nach dem EPA Air Quality Index	105
5.3	Meteorologische Bedingungen an den ICAROS Tagen.....	107
5.3.1	Meteorologische Bedingungen am 06.07.2006 (Referenztag)	107
5.3.2	Meteorologische Bedingungen am 20.04.2007 (Belasteter Tag)	110
5.4	Vergleich der Daten.....	114
5.5	Vergleich der ICAROS Ergebnisse 2007 mit den Ergebnissen der ICAROS Kampagne 2003 in München.....	117
6.	Fazit.....	119
	Literaturverzeichnis	124
	Internetquellen	129
	Danksagung	130
	Eidesstattliche Erklärung	131

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1: Karte von Augsburg	5
Abbildung 2: Topographie des Augsburger Raumes	6
Abbildung 3: Flächennutzung des Stadtgebietes	9
Abbildung 4: Anteil der Sektoren an den Gesamtemissionen in Augsburg.....	11
Abbildung 5: Lage der bedeutendsten Industriebetriebe in Augsburg.....	13
Abbildung 6: Jahresmittelwerte der PM Konzentrationen in Augsburg	15
Abbildung 7: Reichweite der Münchner Abluftfahne.....	15
Abbildung 8: Wechselwirkungen zwischen NO _x und Ozon an der LÜB Station LfU am 06.07.2006.....	21
Abbildung 9: Größenverteilung, Depositionsarten, Bildungs- und Umwandlungsmechanismen von urbanem Aerosol.....	25
Abbildung 10: Anzahl der verschiedenen Partikelgrößenklassen pro m ³ Luft.....	26
Abbildung 11: Verweilzeit von Partikeln in der Atmosphäre und Ablagerungsprozesse in Abhängigkeit vom Partikeldurchmesser.	27
Abbildung 12: Staubemissionen in Deutschland 2000 und 20002.....	29
Abbildung 13: Veränderung der planetaren Grenzschicht durch Bebauung.....	39
Abbildung 14: Bildung einer dynamischen Inversion bei Hochdruck	40
Abbildung 15: Die planetare Grenzschicht bei Hochdruckwetter über Land.....	41
Abbildung 16: Modellvorstellung der Zusammensetzung der Feinstaubbelastung	43
Abbildung 17: Satellitenaufnahmen aller LÜB Stationen in Augsburg	46
Abbildung 18: Satellitenaufnahmen der IMK-IFU Standorte in Augsburg	49
Abbildung 19: Satellitenaufnahmen des DWD	50
Abbildung 20: Polardiagramme der Lichtintensität als Funktion des Streuwinkels für Luftmoleküle und Aerosole	55
Abbildung 21: Spektrale Verteilung der Sonnenstrahlung und ihre Veränderungen beim Atmosphärendurchgang	55
Abbildung 22: Abhängigkeit des Partikelwachstums von der relativen Luftfeuchte	61
Abbildung 23: Darstellung der ICAROS NET Eingangsoberfläche	64
Abbildung 24: PM Konzentrationen aller LÜB Stationen am 20.04.07	66
Abbildung 25: SO ₂ Wochenmittelwerte am Königsplatz und LfU 2001-2007.....	68
Abbildung 26: CO Jahresmittelwerte aller LÜB Stationen von 2001-2007.....	69
Abbildung 27: zeitlicher Verlauf der CO Konzentrationen an der Station Königsplatz seit 1979.....	69
Abbildung 28: NO ₂ Jahresmittelwerte aller LÜB Stationen 2001-2007	70

Abbildung 29: NO Monatsmittelwerte aller LÜB Stationen 2001-2007.....	71
Abbildung 30: NO Monatsmittelwerte aller LÜB Stationen von 2001-2007.....	71
Abbildung 31: Ozon Tagesmittelwerte an der LÜB Station LfU von 2001-2007	72
Abbildung 32: Ozon Jahresmittelwerte an der LÜB Station LfU von 2001-2007 und linearer Trend	73
Abbildung 33: Ozon Jahresmittelwerte an der LÜB Station LfU seit 1985 und linearer Trend	73
Abbildung 34: Ozon 30-min-Mittel und gleitendes Mittel im Zeitraum Januar-Juni 2007	74
Abbildung 35: PM Jahresmittelwerte aller LÜB Stationen von 2001-2007	75
Abbildung 36: Anzahl der Tage mit Grenzwertüberschreitungen aller LÜB Stationen 2001-2007	76
Abbildung 37: Tagesmittelwerte der Stationen Königsplatz, LfU und BifA im Zeitraum	77
Abbildung 38: PM Tagesmittelwerte und Windstärke	78
Abbildung 39: PM Tagesmittelwerte aller Stationen und Niederschlagsmenge	79
Abbildung 40: PM Tagesmittelwerte aller Stationen und Wochemittelwerte des Bedeckungsgrades.....	79
Abbildung 41: PM Tagesmittelwerte der Stationen LfU und BifA.....	80
Abbildung 42: PM ₁₀ Tagesmittelwerte aller LÜB Stationen am 06.07.06 und 20.04.07..	82
Abbildung 43: Quicklookbilder des 20.04.07 und 06.07.06	82
Abbildung 44: PM Halbstundenwerte an den ICAROS Tagen.....	83
Abbildung 45: SO ₂ Halbstundenmittel, Ozon Halbstundenmittel.....	84
Abbildung 46: AOT am 20.04.07	85
Abbildung 47: AOT der Kanäle 3, 4, 5 und 7	87
Abbildung 48: Partikelgrößenverteilung am 20.04.07 an der Umweltaerosolmessstation FH.....	88
Abbildung 49: Variation der Superpixelgröße	89
Abbildung 50: AOT Werte für den 06.07.06 und 20.04.07.....	91
Abbildung 51: AOT Fehlwerte aufgrund von Wolken und Wasserflächen	92
Abbildung 52: fehlende AOT Werte aufgrund heller Reflexionswerte im Satellitenbild.	93
Abbildung 53: PM ₁₀ Verteilung in Augsburg am 20.04.07	95
Abbildung 54: PM _{2,5} Verteilung in Augsburg am 20.04.07	96
Abbildung 55: PM ₁ Verteilung in Augsburg am 20.04.07	97
Abbildung 56: Vergleich der räumlichen PM ₁₀ Verteilung und den größten Emissionsquellen	98
Abbildung 57: PM ₁₀ Belastung am Bourges-Platz und Klinkertorplatz	99
Abbildung 58: PM ₁₀ Belastung in der Altstadt	100

Abbildung 59: PM10 Belastung im Bereich Rotes Tor.....	102
Abbildung 60: PM10 Belastung an der Baustelle Göggingen.....	102
Abbildung 62: PM10 Belastung in Gersthofen	104
Abbildung 63: PM10 Belastung an der Kreuzung Amagasaki Allee/ Berliner Allee	104
Abbildung 64: räumliche Darstellung des AQI für das Gebiet Augsburg für den 20.04.07	106
Abbildung 65: Windrichtung- und Geschwindigkeit an der DWD Station am 06.07.06	108
Abbildung 66: Trajektorienbild des HYSPLIT Model vom 06.07.....	108
Abbildung 67: Druckverhältnisse am Boden (SLP) von 01-06.07.06 aus Reanalysedaten	109
Abbildung 68: Windrichtung- und Geschwindigkeit am 20.04.07 an den Stationen DWD und Universität.....	111
Abbildung 69: Trajektorienbild des HYSPLIT Model für den 20.04.07	111
Abbildung 70: Druckverhältnisse am Boden (SLP) von 15-20.04.07 aus Reanalysedaten	112
Abbildung 71: Rückstreuintensität gemessen mit einem Ceilometer am Standort FH am 20.04.07.....	113
Abbildung 72: Korrelation berechneter und gemessener PM10 Konzentrationen.....	115
Abbildung 73: Vergleich der AOT Karten vom 16.04.00 und 20.04.07	118
Abbildung 74: NO Konzentrationen in einer Straßenschlucht in Göttingen.	121

Tabellenverzeichnis

Tabelle 1: Einteilung von Emissionsquellen in Sektoren	10
Tabelle 2: Bedeutende Industriebetriebe in Augsburg.	12
Tabelle 3: Auswirkungen von Schadstoffen auf die Vegetation	31
Tabelle 4: Auswirkungen von Luftschadstoffen auf die menschliche Gesundheit.....	34
Tabelle 5: Messgeräte und Messgrößen der LÜB Stationen in Augsburg	47
Tabelle 6: Ausstattung der LÜB Stationen	47
Tabelle 7: Messgeräte und Messgrößen des IMK-IFU in Augsburg.....	48
Tabelle 8: Messgrößen der DWD Station Augsburg-Mühlhausen	49
Tabelle 9: Messgrößen der Station Universität Augsburg.....	50
Tabelle 10: Aerosoltypen und ihre charakteristischen Extinktionswerte	56
Tabelle 11: Gleichungen zur Berechnung der PM Konzentrationen im Winter und Sommer	61
Tabelle 13: Bestimmtheitsmaß der Trendverläufe aller LÜB Stationen	75
Tabelle 14: Mittel- und Extremwerte aller LÜB Stationen im Zeitraum 2001-2007	76
Tabelle 15: EPA Air Quality Kategorien.....	105
Tabelle 16: Vergleich der berechneten und gemessenen PM10 Konzentrationen vom 20.04 mit und ohne Addition von Hintergrundaerosol	115
Tabelle 17: Vergleich berechneter und gemessener PM10 Werte aller ICAROS Untersuchungsräume	116

Abkürzungsverzeichnis

AOT	Aerosol Optical Thickness, Aerosol Optische Dicke
AVA	Abfallverwertungsanlage Augsburg
BImSchG	Bundesimmissionsschutzgesetz
BImSchV	Bundesimmissionsschutzverordnung
BTX	Benzol, Toluol und Xylole
CO	Kohlenstoffmonoxid
CO ₂	Kohlenstoffdioxid
DTA	Differential Textural Analysis
DN	Digital Numbers, Grauwerte
EPA	Environmental Protection Agency, Umweltschutzbehörde der USA
GIS	Geographisches Informations System
ICAROS NET	Integrated Computational Assessment of Urban Air Quality via Remote Observation System NETWORK
K	Kelvin
ML	Mixing Layer, Mischungsschicht
MLH	Mixing Layer High, Mischungsschichthöhe
MEZ	Mitteleuropäische Zeit
NMVOG	Nichtmethan Kohlenwasserstoffe
NO ₂	Stickstoffdioxid
NO _x	Stickoxide
O ₃	Ozon
ÖPNV	Öffentlicher Personennahverkehr
PBL	Planetary Boundary Layer, planetare Grenzschicht
PM	Particulate Matter
PM ₁₀	Particulate Matter mit einem Durchmesser <10µm
PM _{2,5}	Particulate Matter mit einem Durchmesser <2,5µm
PM ₁	Particulate Matter mit einem Durchmesser <1µm
RH	Relative Humidity, Relative Feuchte
SL	Surface Layer, Prandtl Schicht
SODAR	SOUND Detection And Ranging
SMA	Satellite Mapping of Aerosols
TM	Thematic Mapper, Sensor von Landsat5
TA Luft	Technische Anleitung zur Reinhaltung der Luft
TOA	Top of the Atmosphere, Oberrand der Atmosphäre

TSP	Total suspended particle, alle in Luft gelösten Partikel
UBA	Umweltbundesamt
UBL	Urban Boundary Layer, Stadtatmosphäre
UCL	Urban Canopy Layer
UP	Urban Plume, Abluftfahne
URS	Urban Roughness Sublayer
UTM	Universal Transverse Mercator
WGS	World Geodetic System

Zusammenfassung

Das Thema Luftqualität wird für die Menschen immer wichtiger und die Standards, in Form von Grenzwerten, Informations- und Alarmschwellen für die verschiedensten Luftschadstoffe, steigen. Das Problem ist jedoch die flächendeckende Überwachung der lufthygienischen Situation. In Augsburg existieren derzeit vier offizielle Messstationen mit denen die Luftqualität in einem Stadtgebiet von 144km² überwacht wird. Aus diesem Grund wurde eine satellitengestützte Fernerkundungsmethode für Augsburg angewendet, um flächendeckend Informationen über die Luftbelastung durch Feinstaub zu erhalten. Die Ergebnisse müssen jedoch mit Messdaten von Bodenstationen zusammengebracht werden, um einen umfassenden Überblick zu erhalten.

Die Untersuchungen haben ergeben, dass die Schadstoffbelastung im gesamten Stadtgebiet räumlich und zeitlich sehr stark schwankt.

Bei Hochdruckwetterlage sind die Feinstaubkonzentrationen in der ganzen Stadt erhöht, und zeigen einzelne Hot Spots sehr starker Belastung. Es kann kein Luv und Lee Effekt der Belastung festgestellt werden. Ebenso können gefasste Quellen wie Industrie- und Gewerbebetriebe nicht mit erhöhten Belastungen in Zusammenhang gebracht werden. Die größten Quellen scheinen deshalb diffuser Art zu sein. Dazu gehören vor allem der Straßenverkehr, Baustellen und der Ferntransport. Bei ähnlichen meteorologischen Bedingungen scheint die Herkunft der Luftmassen ein entscheidendes Kriterium für die Höhe der Belastung bei austauscharmen Wetterlagen zu sein.

Auf den Karten zeigen sich außerdem Gebiete in der Stadt, die bereits in den 80er Jahren und auf den ICAROS Karten aus dem Jahr 2000 aufgrund hoher Konzentrationen aufgefallen sind.

Gemäß dem EPA Air Quality Index kann die Luftqualität in Augsburg für PM₁₀ als gut und für PM_{2,5} als befriedigend eingestuft werden.

1. Einleitung

Im Jahr 61 n. Chr. wurde von dem römischen Philosophen Plinius der Ältere folgendes festgehalten: „*Sobald ich die schwere Luft von Rom verlassen hatte und den Gestank der qualmenden Kamine, die bei Betrieb alle möglichen Dämpfe und Ruß ausstießen, verspürte ich einen Wandel meines Befindens*“. Durch diese Notiz wird deutlich, dass die Problematik der Luftbelastung die Menschen bereits vor 2000 Jahren beschäftigt hat und dies auch heute noch tut. (Baumbach, 1994) Die Methoden zur Erfassung der Luftqualität haben sich seitdem jedoch stark gewandelt. Noch vor 20 Jahren mussten sich Wissenschaftler auf diesem Gebiet zum Großteil auf Ergebnisse bodengebundener Messungen verlassen. Heute gibt es zwei weitere Möglichkeiten diese Ergebnisse zu ergänzen. Zum einen durch Computermodelle und zum anderen durch bodengebundene und satellitengestützte Fernerkundungsverfahren.

In dieser Arbeit soll nicht nur ein Überblick über die lufthygienische Situation in Augsburg vermittelt werden, sondern es wird außerdem das satellitengestützte Verfahren ICAROS NET vorgestellt und angewendet. ICAROS NET steht für Integrated Computational Assessment of Urban Air Quality via Remote Observation System Network. Die ICAROS NET Plattform wurde von 2001 bis 2003 im Rahmen eines EU geförderten Forschungsprojekts entwickelt und seitdem in vier europäischen Gebieten eingesetzt. Während kontinuierliche Messnetze mit Bodenstationen die zeitlichen Variationen der Feinstaubbelastung an festen Standorten ermitteln, bieten Satellitenbilder die Möglichkeit die räumlichen Variationen für Gebiete von mehreren hundert Kilometern zu erfassen und daraus Belastungskarten zu erstellen. Die Anwendung der Plattform für Augsburg ist ein weiterer Schritt diese Art von Fernerkundungsverfahren weiter zu verbessern, denn in ihnen liegt ein großes Potential für die lufthygienische Überwachung der Zukunft. Der Einsatz einer PC Plattform, wie ICAROS sie darstellt, wäre eine ideale Ergänzung zu den bisher üblichen kontinuierlichen Messungen in Augsburg. So konnten mit ICAROS nahezu flächendeckend für das gesamte Stadtgebiet und das bebaute Umlandgebiet AOT und PM_{10} , $PM_{2,5}$ sowie PM_1 Werte berechnet werden. Ein Teil dieser Diplomarbeit besteht in der Kontrolle der Ergebnisse von ICAROS, um Aussagen machen zu können, wie sinnvoll der Einsatz einer solchen Fernerkundungsmethode in Zukunft für eine Stadt wie Augsburg sein kann. Denn durch satellitengestützte Verfahren wäre es möglich, die Kluft zwischen herkömmlichen Messungen und Modelrechnungen zu überbrücken. Sowohl Ausbreitungsmodelle als auch die räumliche Verteilung von Bodenmessstationen könnten überprüft werden. Dadurch kann die Effizienz des vorhandenen Messnetzes erhöht und Kosten gesenkt werden.

Diese Arbeit gibt darüber hinaus einen Einblick in die Forschungsarbeit des IMK-IFU (Institut für Meteorologie und Klimaforschung, atmosphärische Umweltforschung) in Augsburg, das seit 2006 im Rahmen eines mehrjährigen Forschungsprojekts zum Thema Umweltaerosole, Messungen durchführt. Die Messkampagne ist in das Projekt Kora – Kooperative Gesundheitsforschung in der Region Augsburg – eingebunden, das vom Helmholtz Zentrum München seit 20 Jahren in Augsburg betreut wird. Der Forschungsschwerpunkt der KORA-Studien liegt auf den Zusammenhängen zwischen Gesundheit und Luftqualität, insbesondere der Feinstaubbelastung. Die Untersuchungen sollen zeigen, welche Personen besonders stark durch Luftbelastungen betroffen sind, welche Quellen und Komponenten besonders gesundheitsschädigend sind und wie sich der anthropogene Klimawandel auf die Luftqualität und die Gesundheit der Menschen auswirkt. Die erhobenen Daten des IMK-IFU sollen Informationen über die Zusammenhänge von Mischungsschichthöhen und Schadstoffbelastungen der Luft erbringen. Durch die Wahl der Messstandorte, im Südwesten und Nordosten von Augsburg, sollen außerdem Erkenntnisse über die großräumige Hintergrundbelastung sowie Unterschiede zwischen den Luftsituationen in Luv und Lee der Stadt gewonnen werden. Die Mitarbeit an der Messkampagne mit Messgeräteaufbau, -Betreuung sowie dem Einholen und Auswerten von Daten war Bestandteil dieser Diplomarbeit. Die in dieser Zeit gewonnen Erkenntnisse, finden aus diesem Grund auch Verwendung in der vorliegenden Arbeit und ergänzen die Auswertungen vorhandener Daten des LfU und DWD.

Nach dieser kurzen Einführung in die Problemstellung und die Themengebiete die Gegenstand dieser Diplomarbeit sind, folgt im zweiten Kapitel ein Überblick über den Untersuchungsraum Augsburg. Um die lufthygienische Situation so gut wie möglich analysieren zu können, müssen Informationen zu Geographie, Topographie und Stadtklimatologie bekannt sein. Im letzten Abschnitt dieses Kapitels wird außerdem ein kurzer Einblick in die Emissionssituation, das Vorhandensein von Quellen und ihre räumliche Verteilung, gegeben. Die durch ICAROS gewonnenen Informationen können ohne diese ‚Ortskenntnisse‘ nicht ausreichend interpretiert und nachvollzogen werden.

Das dritte Kapitel ist hauptsächlich theoretischer Natur und enthält Informationen zu den verschiedenen Luftschadstoffen und ihren Auswirkungen auf Mensch und Umwelt. In den letzten beiden Abschnitten dieses Kapitels werden die Beziehungen von Luftbelastung und stadtklimatologischen Eigenheiten, sowie meteorologischen Bedingungen aufgezeigt. In diesem Kapitel werden außerdem die wichtigsten Begriffe dieser Arbeit erläutert und Definitionen gegeben. Diese theoretischen Erklärungen dienen dazu, Phänomene und Begebenheiten die bei den nachfolgenden praktischen Analysen auftreten, besser zu verstehen und erklären zu können.

Das vierte Kapitel erläutert recht kurz, welche Daten für die Auswertungen zur Verfügung standen und wie sie erhoben werden. Im ersten Abschnitt sind Informationen über das lufthygienische und meteorologische Messnetz in Augsburg zu finden. Der zweite große Abschnitt gibt einen Überblick über die ICAROS NET Plattform, die ihr zugrunde liegenden theoretischen Grundlagen, Aufbau und die verwendeten Algorithmen zur AOT und PM Berechnung. In diesem Kapitel sollen die beiden grundsätzlich verschiedenen Systeme zur Erfassung der Luftbelastung gegenübergestellt werden, auf der einen Seite die kontinuierliche Überwachung durch Bodenmessstationen und auf der anderen Seite eine Fernerkundungsmethode, für deren systematischen Einsatz noch immer Forschungsbedarf besteht.

Im fünften Kapitel werden die Ergebnisse, Analysen und Erkenntnisse der Auswertungen dargestellt. Um die Ergebnisse der ICAROS Plattform genauer analysieren zu können, wird in einem eigenen Abschnitt auf die meteorologischen Bedingungen an zwei völlig unterschiedlich belasteten Tagen näher eingegangen. Die Datenauswertungen und Berechnungen mit ICAROS NET werden anschließend zusammengebracht und verglichen. Im letzten Abschnitt dieses Kapitels erfolgt zusätzlich ein Vergleich der aktuellen ICAROS Karten mit Ergebnissen, die 2003 im Rahmen des ICAROS NET Research Projects gewonnen wurden.

Das letzte Kapitel enthält ein Fazit der wichtigsten Erkenntnisse dieser Arbeit.

2. Der Untersuchungsraum Augsburg

2.1 Geographische Lage, Topographie und Stadtklimatologische Verhältnisse

Augsburg wurde um 15 v. Chr. von den Römern gegründet. Als Hauptstadt der Provinz Rätien war Augsburg bereits zur Römerzeit ein wichtiger wirtschaftlicher Standort für produzierendes Gewerbe und für den Warenumsatz, weshalb auch die bedeutendste Nord-Süd-Verbindung innerhalb des Römischen Reiches durch die Stadt verlief. Die historische Funktion von Augsburg als Handelsstandort, Verkehrsknotenpunkt und Standort für das produzierende Gewerbe ist bis heute erhalten geblieben. Heutzutage ist Augsburg mit ca. 275 000 Einwohnern (Stand 2001) die drittgrößte Stadt in Bayern und Hauptstadt des schwäbischen Regierungsbezirkes. (Mahnkopf, 2008)



Abbildung 1: Karte von Augsburg

Quelle: Bayerische Vermessungsverwaltung, 2008

Augsburg liegt in naturräumlicher Hinsicht, im nördlichen Teil des Alpenvorlandes. Die relative Nähe zu den Alpen zeigt sich in den geologischen Strukturen und den klimatischen Verhältnissen in der Stadt und ihrer Umgebung.

Die Topographie von Augsburg ist vor allem durch die Lage am Zusammenfluss der beiden Alpenflüsse Wertach und Lech gekennzeichnet (vgl. Abbildung 2). Die beiden Flusstäler bilden den Naturraum Lech-Wertach-Ebene und sind die Grenze zwischen zwei unterschiedlich geformten Landschaften. Östlich von Augsburg beginnt das Tertiäre Hügelland, welches durch sanft geschwungene Höhenzüge geprägt ist. Im Westen von Augsburg reicht der östliche Teil der Iller-Lech-Schotterplatte bis an Augsburg heran. Die Topographie dieses Naturraumes ist durch nach Nord abfallende Höhenzüge bestimmt, die durch Mulden und Sohlentäler voneinander getrennt sind. Im Westen von Augsburg liegt der Talboden der Unteren Wertach und die in östlicher Richtung anschließenden Wertachauen. Das Wertachtal wird nach Osten hin von der Augsburger Hochterrasse begrenzt. Am östlichen Rand der Hochterrasse schließt die, aus jungeszeitlichen Schottern aufgebaute, Haunstetter Niederterrasse an. Auf der Höhe von Hochzoll, zwischen der Haunstetter Niederterrasse und der Stadt Friedberg im Osten, befinden sich die Lechauen. Die Topographie des Augsburger Raumes ist relativ eben. Höhere Reliefunterschiede mit einigen Metern ergeben sich nur durch die beiden Flusstäler Lech und Wertach (vgl. Abbildung 2). (Frei, o.J.)

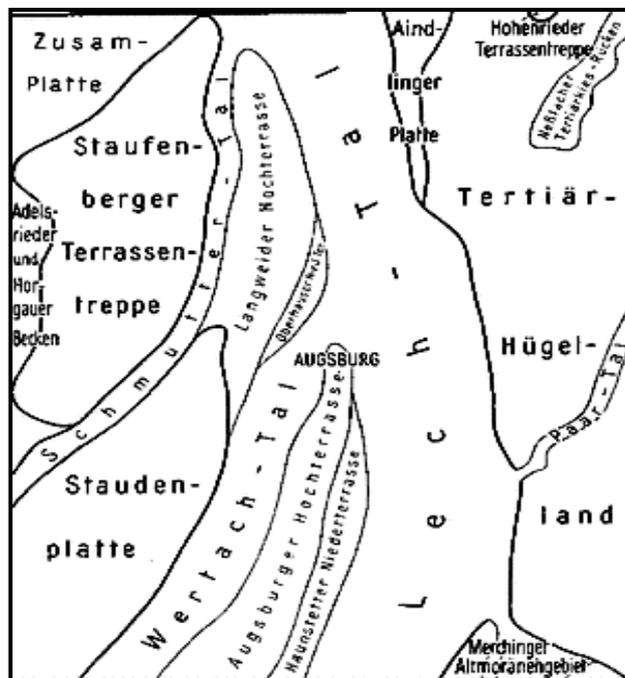


Abbildung 2: Topographie des Augsburger Raumes
(aus: Frei, o.J.)

Die klimatische Situation wird durch die Lage in den warmgemäßigten Mittelbreiten im Übergang von maritimen zu kontinentalem Klima bestimmt. Die durchschnittliche Jahrestemperatur liegt bei 8,2°C. Der kälteste Monat im Winter ist der Januar mit durchschnittlich -1,3°C. Die wärmsten Monate sind Juli und August mit einem Monatsmittel von 17,6°C. Durch die Lage von Augsburg in den humiden Mittelbreiten, kann ganzjährig Niederschlag fallen. Die jährliche mittlere Niederschlagsmenge beträgt 811mm. Das Maximum liegt in den Sommermonaten. (Schmid, 2004) Das Klima von Augsburg wird außerdem durch die Nähe zu den Alpen beeinflusst, da sich diese vor allem über Stauwirkungen und Föhneffekte auf die großräumige Strömung auswirken. Im Stadtgebiet und seinem Umland selbst gibt es nur geringe regionalklimatische Besonderheiten, da die Reliefunterschiede mit maximal 100m Höhenunterschied zu gering sind. Einzig die Täler von Wertach und Lech wirken sich stärker modifizierend aus. (Jacobeit, 1990)

Auf der Ebene des Stadtklimas gibt es Modifikationen durch Art, Grad und Dichte der Bebauung, Höhe des Anteils von Frischluftschneisen und Freiflächen. Die Temperaturverteilung im Stadtgebiet ist durch zwei Kernbereiche mit erhöhten Temperaturen gekennzeichnet, einer in der Nähe des Bahnhofs und einer im südlichen Teil der Altstadt. Diese zweikernige Wärmeinsel besteht den ganzen Tag über. Zum Stadtrand hin sinken die Temperaturen unterschiedlich stark ab. An strahlungsreichen Sommertagen kann der Temperaturunterschied zwischen Innenstadt und Umland sogar bis zu 5,5 K betragen. Ein ähnliches Muster zeigt sich auch für die relative Luftfeuchte, die bereits innerhalb des Stadtgebietes um bis zu 22% schwanken kann. (Hase, 1990)

Die Hauptwindrichtung im Raum Augsburg liegt im Bereich West-Süd-West (220-280°), ein sekundäres Maximum bei Nord-Ost (60-90°). Bei windschwachen Wetterlagen ist der Häufigkeitsunterschied zwischen den beiden Windrichtungsmaxima kaum noch vorhanden. Bei windstarken, austauschgünstigen Bedingungen hingegen, tritt das primäre Maximum West-Süd-West deutlich hervor. Diese Windrichtungsverteilung ist charakteristisch für die Geographische Lage von Augsburg innerhalb der außertropischen Westwindzone im Bereich zweier modifizierendes Höhenzüge, den Alpen im Süden und der Schwäbischen Alb im Nordwesten. (Jacobeit, 1986)

Die höchsten Windgeschwindigkeiten treten mit Winden aus der Hauptwindrichtung West-Süd-West auf. Das sekundäre Maximum liegt bei Nord-Ost. Die geringsten Windgeschwindigkeiten werden bei Winden aus südöstlichen und nordwestlichen Richtungen erreicht. Die lufthygienische Situation in Augsburg müsste also bei hohen Windgeschwindigkeiten und der Windrichtung West-Süd-West am besten sein. Ungünstige Bedingungen ergeben sich hingegen bei windschwachen Wetterlagen mit labiler bis stabiler Atmosphärensichtung. Die windschwachen Bedingungen treten mit ähnlichen Häufigkeiten bei südwestlichen wie nordöstlichen Windrichtungen auf.

Sehr stabile, windschwache Bedingungen gehen sogar am häufigsten mit nordöstlichen Windrichtungen einher. Es kann festgehalten werden, dass bei günstigen Austauschbedingungen südwestliche Windrichtungen dominieren und Schadstoffe nach Nordosten abtransportiert werden. Bei schlechten Austauschbedingungen treten die beiden Hauptwindrichtungen West-Süd-West und Nordost gleich häufig auf. Bei sehr stabilen Wetterlagen dominieren sogar nordöstliche Windrichtungen. Luftverunreinigungen die aus Quellen im Nordosten der Stadt stammen, führen also zu schlechten lufthygienischen Bedingungen in der Stadt. (Jacobeit, 1990)

Zusätzlich zur großräumigen Strömung können sich durch topographische oder thermische Unterschiede zwischen Stadt und Umland auch lokale Windsysteme ausbilden. (Jacobeit, 1990) Bei windschwachen Wetterlagen mit Windgeschwindigkeiten $< 2,1 \text{ m/s}$ beginnen die Täler von Lech und Wertach als Luftleitbahnen zu wirken. Da die Täler nach Norden hin abfallen, kann ein schwaches Berg-Tal-System entstehen, das den Wind in südliche oder nördliche Richtungen umgelenkt (vgl. Abbildung 2). Gemäß dem Wechsel von Ein- und Ausstrahlung entstehen in der Nacht und am Vormittag Südwinde, von Mittag bis zum Abend Nordwinde. Bei einer Zunahme der Windgeschwindigkeiten der überregionalen Strömung wird das Berg-Tal-Windsystem überlagert. (Jacobeit, 1986)

Durch thermische Unterschiede zwischen Stadt und Umland, die sich aufgrund der Bebauung in der Stadt ausbilden, entsteht im Raum Augsburg außerdem ein schwaches Flurwindsystem. Bei windschwachen Wetterlagen kommt es im höher gelegenen Augsburger Umland in der Nacht zur Entstehung von Kaltluft, die dann langsam in die Talebenen von Lech und Wertach abfließt. Das bedeutendste Kaltluftentstehungsgebiet scheinen die Westlichen Wälder zu sein, da diese Kaltluftströmungen am stärksten im Westteil der Stadt festgestellt werden konnten. (Jacobeit, 1990)

Die lokalen Windsysteme sind für die Stadtklimatische Situation in Augsburg sehr wichtig, wenn die Windgeschwindigkeiten der großräumigen Strömung sehr gering sind, da sie kühle und unbelastete Luft in das Stadtgebiet transportieren. Wegen der geringfügigen Reliefunterschiede im Raum Augsburg haben die topographisch induzierten Windsysteme jedoch nur eine untergeordnete Bedeutung. (Jacobeit, 1990)

2.2 Charakteristiken der Emissionssituation

Um die Luftbelastung in Augsburg beurteilen zu können, ist eine Charakterisierung der Emissionssituation wichtig, also die Anzahl und Verteilung lokaler Quellen, die Flächennutzung und der Ferntransport von Luftschadstoffen.

Das Stadtgebiet von Augsburg hat eine Gesamtfläche von 147km², wobei die größte Ausdehnung in Nord-Süd-Richtung 23km und in Ost-West-Richtung 14,5km beträgt. In der Grafik 3 sind die Anteile der verschiedenen Nutzungsarten des Stadtgebietes dargestellt. Es ist zu sehen, dass 37% des Stadtgebietes als Verkehrs- und Siedlungsflächen dienen, 24% werden als Waldfläche und 29% als landwirtschaftliche Fläche genutzt. (Mahnkopf, 2008)

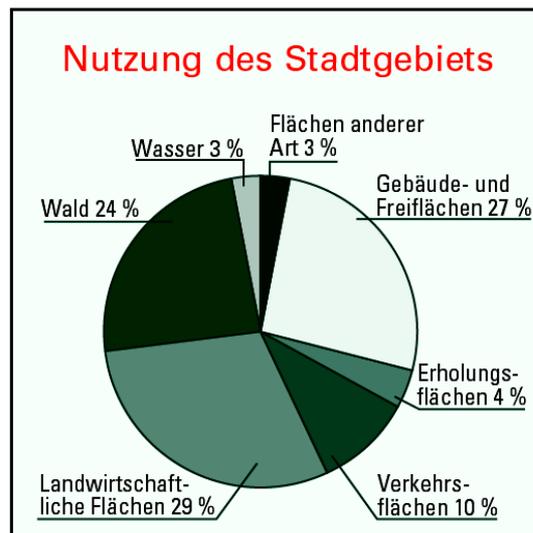


Abbildung 3: Flächennutzung des Stadtgebietes
(aus: Mahnkopf, 2008)

In Augsburg leben derzeit ca. 268 000 Menschen (Stand 2008). Die Bevölkerungszahl hat in den letzten Jahren hauptsächlich durch Zuwanderungen zugenommen und wird auch in den nächsten 20 Jahren um geschätzte 4,4% steigen. Durch Veränderungen der Bevölkerungszahl sowie wirtschaftliche Veränderungen verändern sich auch die Anteile der Nutzungsarten. Im Stadtgebiet gibt es derzeit noch ca. 200ha an Konversionsflächen, dazu gehören ehemalige militärische Flächen und Bahnanlagen. (Mahnkopf, 2008) Im Süden von Augsburg entsteht derzeit ein neues Wohngebiet, im Norden und Osten werden bestehende Gewerbegebiete erweitert.

Die Anteile der Flächennutzungsarten am Stadtgebiet geben außerdem einen ersten Hinweis auf die Emissionsquellen. Die größten Emittenten sind Kraftwerke, viel befahrene Straßen und allgemein ein hohes Verkehrsaufkommen. Dadurch, dass ein großer Flächenanteil im Augsburger Raum aus landwirtschaftlichen Flächen und Waldgebieten besteht, kann davon ausgegangen werden, dass der Emissionsanteil biogener Quellen erhöht ist. Die Flächennutzung bestimmt außerdem Transmission und Immission von Luftschadstoffen. Grünflächen und Waldgebiete sind z.B. nicht nur Quellen biogener Emissionen, sondern dienen außerdem als Schadstoffsenken, wodurch sie sich positiv auf die Luftqualität auswirken. Wald- und Wasserflächen wirken sich außerdem modifizierend auf das Stadtklima aus.

Emissionsquellen können generell in die folgenden sieben Sektoren unterteilt werden.

Sektor	Quellen
Verkehr	Straßenverkehr: Warmbetrieb, Kaltstart, Kraftstoffverdunstung (Heiß- bzw. Warmabstellen, im Betrieb, Tankatmung), Reifen- und Bremsenabrieb Sonstiger Verkehr: Bahn-, Schiffs-, Flugverkehr Offroad-Fahrzeuge: mobile Geräte und Maschinen in Land- und Forstwirtschaft, Industrie, Bauwirtschaft, Militär
Genehmigungsbedürftige Anlagen	In 4. BImSchV genannt
Nicht Genehmigungsbedürftige Feuerungsanlagen	In 1. BImSchV genannt. Kleinfeuerungen im Verarbeitenden Gewerbe, privaten Haushalten, Kleinverbrauchern (z. B. Handwerksbetriebe, öffentliche Einrichtungen, landwirtschaftliche Betriebe)
Sonstige nicht genehmigungsbedürftige Anlagen	prozessbedingte Emissionen aus industriellen oder gewerblichen Betrieben (z. B. Lösemittelanwendung, nicht genehmigungsbedürftiger Umschlag staubender Güter, nicht genehmigungsbedürftige landwirtschaftliche Tierhaltungen, Tankstellen und Tanklager, Bäckereien, Weinherstellung, Straßenasphaltierung)
Sonstige Nicht gefasste Quellen (diffuse Quellen)	Düngemittelanwendung in der Landwirtschaft, Deponien, Kompostieranlagen, Abwasserreinigung, Gasverteilung (Leistungsverluste im Verteilungsnetz).
Einsatz lösemittelhaltiger Konsumgüter in Privathaushalten	z.B. Anstrichmittel, Verdünnungen, Klebstoffe, Putz- und Pflegemittel, Seifen, Waschmittel
Biogene Quellen	biogene VOC-Emissionen aus Laub-, Nadel- und Mischwald, Landwirtschaft, Grünland

Tabelle 1: Einteilung von Emissionsquellen in Sektoren

Quelle: LfU, 2009

Die gemessenen Gesamtmissionen setzen sich aus den verschiedenen Bestandteilen der Emissionen der sieben Sektoren zusammen. Für Augsburg ergeben sich für die jährlichen Feinstaubmissionen folgende Anteile.

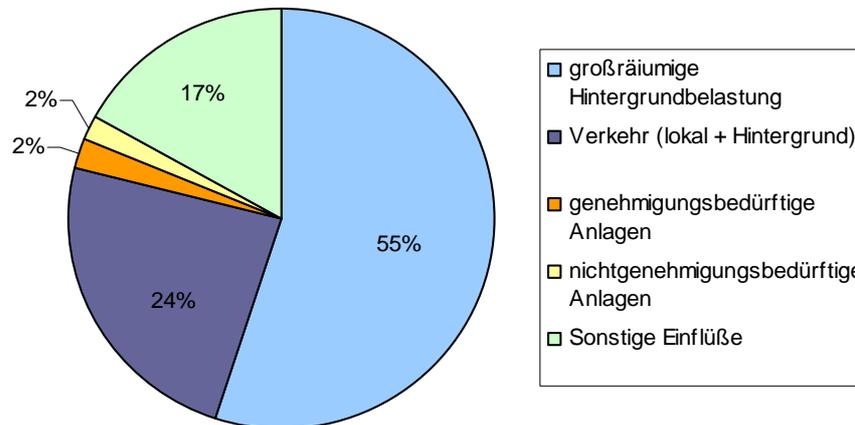


Abbildung 4: Anteil der Sektoren an den Gesamtemissionen in Augsburg
(aus: Schmid, 2004)

Der Sektor Verkehr hat einen Anteil von 24% an den jährlichen Feinstaubmissionen. Die städtische Hintergrundbelastung umfasst die restlichen sechs Sektoren. Die großräumige Hintergrundbelastung umfasst alle sieben Sektoren, jedoch ist keine genaue Zuordnung zu den Quellen möglich. Der Anteil der genehmigungsbedürftigen Anlagen an den Jahresmissionen ist relativ gering. Da in Augsburg kaum Schwerindustrie, sondern hauptsächlich Leichtindustrie vorhanden ist, bleibt der Emissionsanteil solcher Quellen gering. Das Fehlen schwerer Industriezweige ist unter anderem historisch durch die fehlenden Rohstoffe im Augsburger Raum bedingt. Die größten Industriebetriebe in der heutigen Zeit konzentrieren sich auf die Bereiche Datentechnik, Elektrotechnik, Mechatronik, Motorenherstellung und die Luft- und Raumfahrttechnik (s. auch Tabelle 2). Die wirtschaftliche Situation hat sich in den letzten Jahren stark gewandelt. So spielt das Textilgewerbe, mit dem der wirtschaftliche Aufschwung der Stadt während der industriellen Revolution begann, heute keine große Rolle mehr. Die Zahl der Arbeitnehmer im produzierenden Gewerbe nimmt außerdem stetig ab. 2008 waren ca. 30% aller Arbeitnehmer in diesem Sektor beschäftigt.

Bedeutende Industrie Unternehmen in Augsburg:

Datentechnik:

Beta Systems Software AG (Dokumentenmanagement)
BMK professional electronics GmbH (Leiterplattenbestückung)
BÖWE Systec AG (Papier-Management-Systeme)
Fujitsu Siemens Computer GmbH (Personalcomputer)
NCR GmbH (Hardware, Software)
OFS BrightWave Deutschland GmbH (Kabel)
PLG AG (IT-Dienstleistungen)

Maschinenbau/Mechatronik:

EMCON Technologies GmbH (Systemlieferant Abgasanlagen-Katalysatoren)
KUKA AG (Robotertechnik, Anlagen- und Systemtechnik)
MAN

manroland AG (Druckmaschinen)
MDE Dezentrale Energiesysteme GmbH
Renk AG (Getriebe)
WashTec AG (Autowaschtechnik)

Luft- und Raumfahrt:

EADS Deutschland GmbH (Airbus, Eurofighter)
MT Aerospace AG (Raumfahrt: Ariane, Airbuskomponenten)

Weitere Großbetriebe anderer Branchen:

Arzneimittel: betapharm Arzneimittel GmbH
Chemie: PCI Augsburg GmbH
Glasverarbeitung: Osram GmbH (Leuchtstoffröhren, Energiesparlampen)
Kosmetik: Dr. Grandel GmbH
Papierherstellung: UPM-Kymmene
Textil: Freudenberg Haushaltsprodukte KG (Marke „Vileda“)
Verlagswesen: Verlagsgruppe Weltbild GmbH, Mediengruppe Poeschl Druck

Tabelle 2: Bedeutende Industriebetriebe in Augsburg.**Aus: Mahnkopf, 2008**

Größere Industrieanlagen in der Umgebung der Altstadt haben die Maschinenbauunternehmen MAN, Renk und manroland AG, sowie die Papierfabrik UPM und die Glasverarbeitung Osram. Im Stadtteil Haunstetten befinden sich große Betriebsgelände von Siemens, EADS und MT Aerospace, im Gewerbegebiet Lechhausen das Unternehmen Weltbild und zahlreiche kleinere Gewerbebetriebe. In der Abbildung 5. sind alle bedeutenden Emissionsquellen in Augsburg dargestellt.

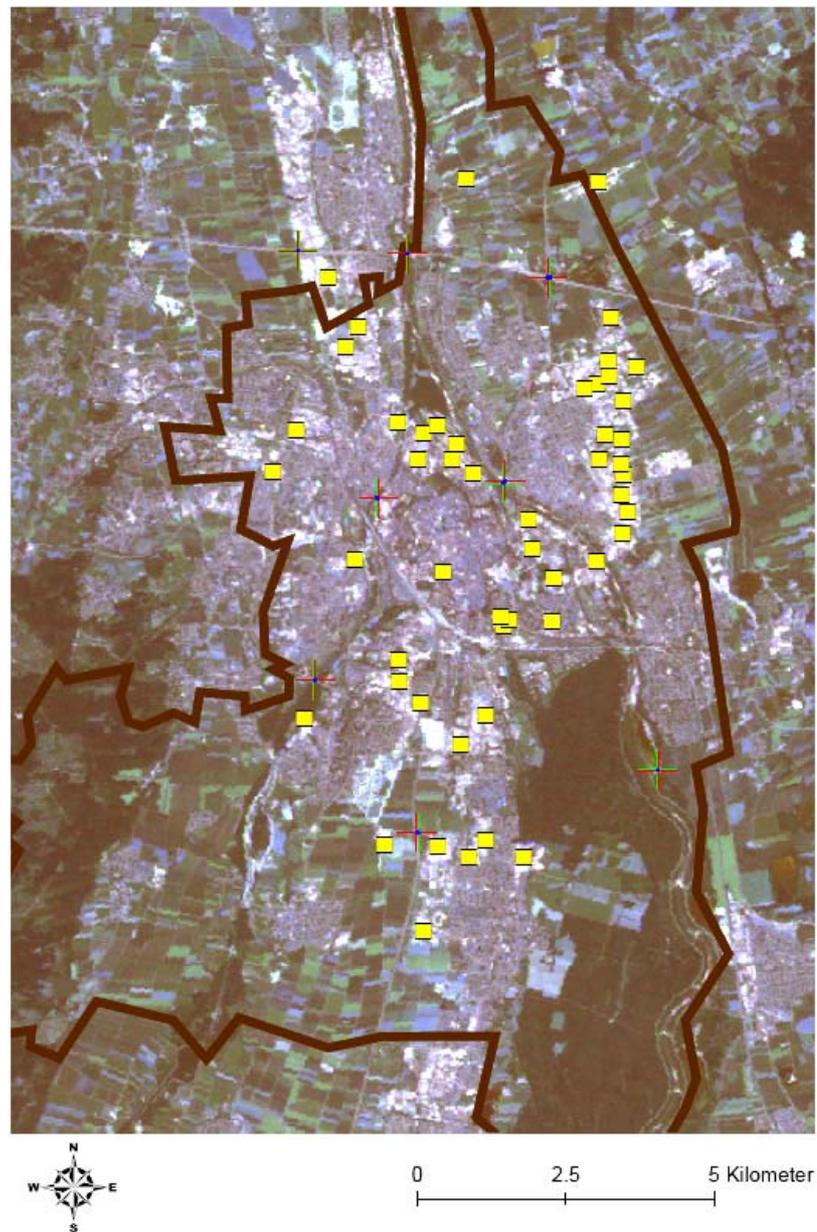


Abbildung 5: Lage der bedeutendsten Industriebetriebe in Augsburg

Augsburg hat, aufgrund seiner wirtschaftlichen Bedeutung für das ländliche Umland und seiner guten Verkehrsanbindung, eine große Zahl von Ein- und Auspendlern. Jeden Tag pendeln über 64 000 Arbeitnehmer in die Stadt hinein und fast 29 000 Arbeitnehmer in das Umland. Die Verkehrslage von Augsburg wird bestimmt durch die im Norden der Stadt verlaufende Autobahn A8, die Nord-Süd verlaufende Bundesstraße B2/B17 und die beiden Bundesstraßen B10 und B300, die in west-östlicher Richtung durch das Stadtgebiet führen. Die Bundesstraßen sind mehrspurig ausgebaut und sollen als Umgehungsstraßen die Innenstadt vom Durchgangsverkehr entlasten. Durch die Stadt führen außerdem mehrerer Regionalbahnlinien und eine ICE-Trasse. Der ÖPNV der Stadt unterhält derzeit 26 Bus- und 4 Straßenbahnlinien. Die Busse werden mit Erdgas betrieben. Es gibt außerdem 104 regionale Buslinien und sieben Bahnlinien. Nördlich der Autobahn A8 liegt der Regionalflughafen Augsburg, der 2005 zu einem Verkehrslandeplatz herabgestuft wurde, was zur Folge hatte, dass der Linienverkehr eingestellt werden musste.

Für die lufthygienische Situation in Augsburg sind jedoch nicht nur die lokalen Quellen relevant, sondern auch der Ferntransport von Stoffen aus anderen Gebieten. Ferntransport kann auf unterschiedlichen räumlichen Skalen stattfinden, innerhalb von Regionen oder auch zwischen Kontinenten. Der Ferntransport von Ozon und Feinstaub hat verschiedene Folgen. Zum einen verursacht er eine hohe Hintergrundbelastung und zum anderen können durch kurzzeitige hohe Schadstoffanlieferungen extreme Belastungsepisoden entstehen. Kurzzeitige Episoden mit erhöhten Feinstaubbelastungen sind z.B. Saharastaubtransporte nach Europa, Waldbrände oder Vulkanausbrüche. Durch beides kann sich die Luftqualität selbst in Gebieten ohne nennenswerte lokale Quellen erheblich verschlechtern. (Beilke, 2002) In Augsburg konnten in den letzten Jahren durch Emissionsminderungsmaßnahmen die Spitzenkonzentrationen stark gesenkt werden. Dadurch steigt jedoch der Anteil der großräumigen Hintergrundbelastung an der Gesamtbelastung an. Die folgende Darstellung zeigt die Jahresmittelwerte der PM10 Konzentrationen in Augsburg. Die Station LfU gibt die großräumige Hintergrundbelastung wieder, die Stationen Königsplatz und Karlstraße sind verkehrsbezogen. Es wird deutlich, dass die Konzentrationen aller Stationen auf ein ähnlich hohes Belastungsniveau zusteuern, das kaum noch durch lokale Minderungsmaßnahmen gesenkt werden kann.

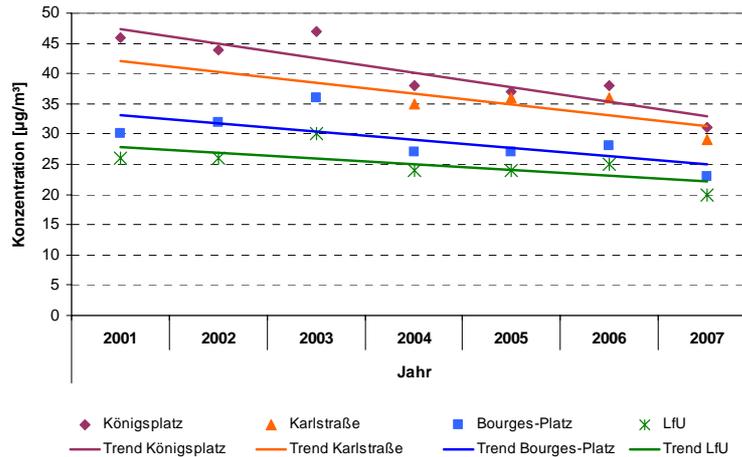


Abbildung 6: Jahresmittelwerte der PM Konzentrationen in Augsburg

Die Herkunftsgebiete der transportierten Schadstoffe sind schwer zu identifizieren. Das Umland von Augsburg ist größtenteils ländlich geprägt, die nächstgelegene Großstadt ist das ca. 50km entfernte München, das jedoch im Minimum der Augsburger Hauptwindrichtungen- und Geschwindigkeiten liegt. Bei den entsprechenden meteorologischen Bedingungen kann Augsburg jedoch von einer Münchner Abluffahne getroffen werden (vgl. Darstellung 7). Das ländliche Umfeld von Augsburg dürfte hingegen, sehr wohl eine Rolle bei der Höhe der Hintergrundbelastung spielen. Bei Wetterlagen mit Ostwinden kann es außerdem zu Ferntransport von Schadstoffen aus Osteuropäischen Ländern kommen.

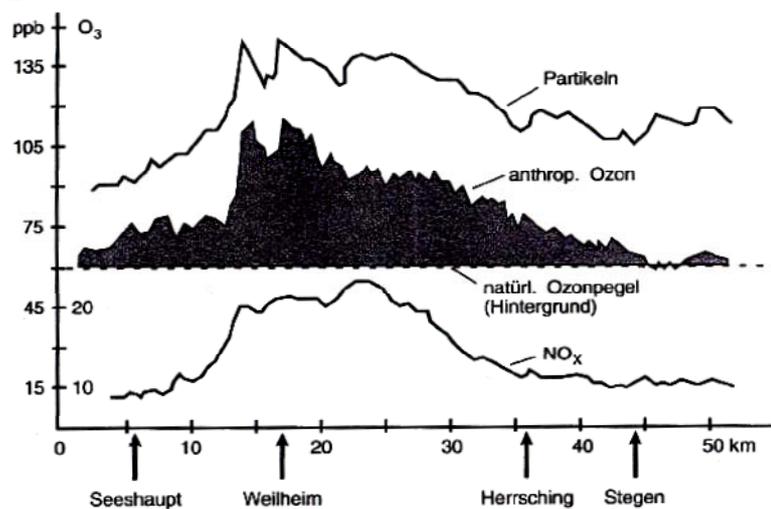


Abbildung 7: Reichweite der Münchner Abluffahne. Aus Bach et al., 1995. S. 17

3. Luftqualität

Der Begriff Luftqualität beschreibt die Zusammensetzung der Luft durch die verschiedenen natürlichen und anthropogenen Luftbestandteile. Zu den Bestandteilen der Luft gehören permanente Gase, Spurengase die weniger als 1‰ der atmosphärischen Luft ausmachen, Aerosol und Hydrometeore. Diese Bestandteile stammen aus natürlichen und anthropogenen Quellen und variieren stark in Raum und Zeit. Luftbestandteile die hauptsächlich durch anthropogene Quellen emittiert werden, werden häufig als Luftverunreinigungen oder Luftschadstoffe bezeichnet. Doch nicht alle Luftverunreinigungen haben eine schädigende Wirkung auf die Umwelt oder die menschliche Gesundheit. Eine negative Wirkung ist jedoch die Voraussetzung, um einen Luftbestandteil als Luftschadstoff einzustufen. Es gilt, dass die Qualität der Luft als gut eingestuft wird, wenn wenige Luftschadstoffe, die eine direkte oder indirekte negative Wirkung auf den Menschen und seine Umwelt haben, in der Luft enthalten sind. (Baumbach, 1994)

Die Luftqualität wird von verschiedenen Faktoren beeinflusst. Der primäre Einflussfaktor sind die anthropogenen Emissionsquellen selbst. Dazu gehören die Emissionsmengen, die räumliche Lage der Quellen und die chemische Zusammensetzung der Emissionen. Der sekundäre Einflussfaktor sind die meteorologischen Bedingungen, da sie die Transmission und das Ausmaß der Bildung sekundärer Schadstoffe bestimmen. Beide Faktoren bewirken, dass die Luftqualität in ländlichen Gebieten meist besser ist als in der Stadt. Zum einen befinden sich die größten Emittenten hauptsächlich in städtischen Gebieten und zum anderen erschweren stadtklimatologische Eigenheiten den schnellen Abtransport der Luftschadstoffe. Die meteorologischen Bedingungen in der Stadt und die lufthygienische Situation werden außerdem durch das großräumige Wettergeschehen beeinflusst.

Im ersten Abschnitt dieses Kapitels finden sich nähere Informationen zu den verschiedenen Luftschadstoffen, die in dieser Arbeit eine Rolle spielen. Der darauf folgende Abschnitt behandelt die Auswirkungen dieser Stoffe auf Sachgüter, Klima, Vegetation und den Menschen. Anschließend wird auf die Maßnahmen zur Emissionssenkung und Verbesserung der lufthygienischen Situation eingegangen. In den letzten beiden Abschnitten erfolgen schließlich Erläuterungen zu den Zusammenhängen zwischen Luftqualität und städtischer Bebauung (Stadtklima) sowie meteorologischen Bedingungen.

3.1 Lufts Schadstoffe

Es gibt gasförmige und partikelförmige Lufts Schadstoffe. Zu den gasförmigen Stoffen gehören unter anderem Schwefeldioxid (SO_2), verschiedene Kohlenwasserstoffe (VOC) wie Kohlenmonoxid (CO) und polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK), Stickoxide (NO_x) wie Stickstoffdioxid (NO_2) und troposphärisches Ozon (O_3). Zu den partikelförmigen Schadstoffen zählt der Feinstaub. (Hupfer & Kuttler, 2006) Lufts Schadstoffe können in die zwei Klassen primäre und sekundäre Stoffe eingeteilt werden. Primäre Stoffe gelangen von der Quelle direkt in die Atmosphäre und unterliegen auf ihrem Weg dorthin keinen chemischen Umwandlungsprozessen. Die sekundären Stoffe, wie z.B. O_3 , entstehen hingegen erst durch chemische Reaktion von Vorläuferstoffen. (Graedel, 1994)

3.2.1 Schwefeldioxid (SO_2)

Anthropogen gebildetes Schwefeldioxid entsteht bei der Verbrennung schwefelhaltiger, fossiler Energieträger wie Kohle, Erdöl und Erdgas. Die höchsten SO_2 Konzentrationen treten in der Nähe von Industrieanlagen, Kraftwerken, sowie bei Hausbrand auf. (Baumbach, 1994) Die Verweilzeit von SO_2 in der Atmosphäre ist stark von den meteorologischen Bedingungen abhängig. Bei trockenem Wetter dominiert die trockene Deposition von SO_2 , während bei feuchten Bedingungen die Oxidation von SO_2 zu Sulfat (SO_4) überwiegt. Die durchschnittliche Verweilzeit von SO_2 in der Atmosphäre beträgt etwa 1-10 Tage bei trockenen Bedingungen und 12-24 Stunden bei feuchtem Wetter. SO_2 kann über Ferntransport bis zu hunderte von Kilometern weit transportiert werden. Im europäischen Raum werden ca. 50% des emittierten SO_2 in der Atmosphäre zu Sulfat umgewandelt und ca. 20% werden durch Niederschlag über rain-out und wash-out Prozesse entfernt. Das restliche SO_2 wird mittels trockener Deposition abgelagert. (Möller, 2003)

SO_2 war über Jahrzehnte hinweg die Leitkomponente bei Untersuchungen zur Luftbelastung, da die hohen Konzentrationen in der Luft zu zahlreichen Problemen wie Waldschäden, sauren Niederschlägen und Wintersmogepisoden führten. (Möller, 2003) In den letzten Jahrzehnten konnten die SO_2 Konzentrationen in den meisten Ländern jedoch stark gesenkt werden. In Europa waren es in den letzten 15 Jahren ca. 30-40%. Die starken Konzentrationssenkungen wurden größtenteils durch die Einführung von schwefelarmen Brennstoffen und dem Einbau von Filtersystemen in Industrieanlagen und

Kraftwerken möglich. (Hupfer&Kuttler, 2006) In Augsburg wird SO_2 aufgrund seiner schwindenden Bedeutung nur noch an den Stationen Königsplatz und LfU gemessen. In der Stadt befinden sich außerdem kaum größere SO_2 Quellen wie Industrieanlagen und Kraftwerke. Die Schwefelkonzentrationen werden bei der nachfolgenden Analyse trotzdem betrachtet, da Schwefel eine wichtige Rolle bei der Bildung sekundärer Sulfataerosole spielt. Sie sind ein Hauptbestandteil der Feinstaub Hintergrundkonzentration in deutschen Städten (Wolf-Benning, 2005).

3.2.2 Nicht-Methan-Kohlenwasserstoffe (NMVOC)

Kohlenwasserstoffverbindungen sind der Hauptbestandteil von fossilen Energieträgern. Bei Verbrennungsprozessen werden die Verbindungen nicht immer vollständig oxidiert und es entstehen NMVOC. Dazu gehören u.a. Alkohole, Aldehyde, organische Säuren und Kohlenmonoxid (CO). Bei einem vollständigen Verbrennungsprozess stehen am Ende der Reaktionskette Kohlendioxid und Wasser. Die Bezeichnung NMVOC schließt Methan aus, da es eine primäre Kohlenwasserstoffverbindung darstellt, NMVOC aber die Verbindungen der unvollständigen Verbrennungsprozesse bezeichnet. (Baumbach, 1994) Bei diesen Prozessen kann es auch zur Bildung polyzyklischer aromatischer Kohlenstoffe (PAK) kommen. Dies geschieht, sobald im Verbrennungsprozess Luftmangel auftritt und es zu thermischer Zersetzung von Verbindungen kommt, wodurch sekundäre Kohlenwasserstoffe entstehen können. Bekannte PAK sind Benzol, Toluol, Ethylbenzol, Xylol, Propylbenzol und Naphthalin. (Baumbach, 1994) Die größten Quellen für NMVOC Emissionen sind Verbrennungsprozesse in Gewerbeanlagen und beim Kfz-Verkehr. Einen hohen Anteil haben außerdem natürliche Quellen wie waldreiche Gebiete mit vielen Nadelbäumen. Hier werden v.a. Isoprene und Terpenene freisetzen. NMVOC haben die größte Bedeutung in Zusammenhang mit der Ozonbildung, da sie als Vorläuferstoffe dienen. (Frieß, 2007)

Es gibt tausende verschiedener NMVOC und nicht alle sind als Luftschadstoffe eingestuft. Deshalb werden meist nur Kohlenmonoxid und eventuell Benzol, Toluol und Xylol erfasst. Kohlenmonoxid kann unter günstigen meteorologischen Bedingungen bis zu einigen Monaten in der Atmosphäre verbleiben, ohne chemische Umwandlungen zu erfahren. Die Oxidation von CO zu CO_2 verläuft umso schneller, je wärmer und strahlungsreicher das Wetter ist. (Hessisches Landesamt für Umwelt und Geologie, 2009) Die beiden Hauptquellen für CO -Emissionen sind der Kfz-Verkehr und Hausbrand. (Frieß, 2007)

Die Verbindungen Benzol, Toluol und Xylol werden als BTX-Aromaten innerhalb der aromatischen Kohlenwasserstoffverbindungen bezeichnet. Die Hauptquellen für Benzolemissionen sind der Kfz-Verkehr und die chemische Industrie, in der es als Lösungsmittel eingesetzt wird. Die Verweilzeit in der Atmosphäre beträgt etwa 10 Tage, je nachdem wie hoch das oxidative Potential (Anteil von OH-Radikalen) ist. Die chemischen und physikalischen Eigenschaften von Toluol sind denen des Benzol sehr ähnlich, es ist jedoch weniger toxisch. Auch die Hauptquellen sind denen des Benzol ähnlich. Toluol kann im Sommer einige Tage in der Atmosphäre verweilen, im Winter bis zu mehreren Monaten. Die meisten Xylolemissionen stammen aus der Kunststoffherstellung und dem Kfz-Verkehr. (Hessisches Landesamt für Umwelt und Geologie, 2009)

In Augsburg werden die Schadstoffe CO und BTX-Aromaten gemessen. Beide Stoffgruppen sind vor allem für Untersuchungen der Emissionsquelle Verkehr interessant. Wie bereits in Kapitel 1.2 erwähnt, hat der Sektor Verkehr einen relativ großen Anteil an den Gesamtemissionen in Augsburg. Eine weitere Quelle für NMVOC Emissionen sind Wälder. Da ca. 24% des Stadtgebietes Waldflächen sind, ist anzunehmen, dass der Anteil biogener Emissionen relativ hoch ist. Die Messung verschiedener NMVOC ist außerdem für das Thema Ozonbildung von Interesse.

3.2.3 Stickstoffoxide (NO_x)

Zu den Stickoxiden zählen u.a. Stickstoffdioxid (NO₂), Stickstoffmonoxid (NO) und verschiedene Distickstoffoxide (N₂O_x) wie z.B. Lachgas (N₂O). Die größte anthropogene Quelle für die Bildung von Stickstoffoxiden (NO_x) sind sehr heiße Verbrennungsprozesse aus Stickstoff und Sauerstoff. Dabei findet eine unvollständige Oxidation des in den Brennstoffen und der Luft in der Verbrennungsanlage vorhandenen Stickstoffs statt. Nach Gleichung xx entsteht bei der Reaktion von N und O zuerst die Verbindung NO.



Anschließend kommt es zu weiteren Reaktionen, in denen das entstandene NO unter Einwirkung von Sauerstoff zu NO₂ umgewandelt wird.



NO₂ kann anschließend mit Wasser zu Salpetersäure reagieren oder es findet eine Oxidation mit dem Luftsauerstoff zu Nitrat (NO₃) statt.

NO₂ wird nur in geringen Mengen über nasse Deposition aus der Atmosphäre entfernt, meist finden eine trockene Deposition und chemische Umwandlungen statt. Die Verweilzeit von NO und NO₂ in der Atmosphäre sind mit maximal einigen Tagen relativ kurz. Die größte Quelle für NO_x Emissionen ist der Kfz-Verkehr. (Möller, 2003) Weitere Quellen sind verschiedenste industrielle Prozesse der chemischen Industrie, Eisen- und Stahlindustrie, Produktion von Zellstoffen und Erdölverarbeitung. (Hupfer & Kuttler, 2006) Die NO Emissionen konnten in den letzten 10-15 Jahren in Europa um insgesamt 10-20% gesenkt werden. Es wären jedoch bis zu 60% möglich. (Möller, 2003) In Augsburg spielen NO_x Emissionen durch den Kfz-Verkehr die größte Rolle. Andere große Quellen, wie sie oben im Abschnitt genannt wurden, gibt es in der Stadt nicht. In der Abbildung wird der Zusammenhang zwischen NO₂ und dem Kfz-Verkehr deutlich. Die höchsten Konzentrationen werden zu den Hauptverkehrszeiten am Morgen und frühen Abend festgestellt.

Die Bildung und der Abbau von NO und NO₂ in der Atmosphäre sind außerdem eng mit der troposphärischen Ozonbildung verknüpft (s. Gl. 6). Es entsteht ein Gleichgewicht zwischen NO, NO₂ und O₃, das durch den ständigen Auf- und Abbau der verschiedenen Reaktionspartner bestimmt wird. In Abbildung 8 sind die O₃, NO und NO₂ Konzentrationen der Station LfU dargestellt. Zur verkehrsreichen Zeit am Morgen steigt die NO₂ Konzentration stark an und die O₃ Gehalte sinken, da NO als Senke für das Ozon dient (s. Gleichung 5). (Wolf-Benning, 2006) Die Abnahme von NO₂ verläuft dann aufgrund photolytischer Reaktionen schneller als sein Anstieg und es entstehen NO und O (s. Gleichung 3). Der molekulare Sauerstoff wird dann augenblicklich wieder zu O₃ umgewandelt. (Möller, 2003) Das folgende Schaubild zeigt den typischen Verlauf von NO₂ und O₃ bei Beeinflussung durch Straßenverkehr. Die beiden NO₂ Maxima zu den Hauptverkehrszeiten fallen mit den beiden O₃ Minima zusammen.

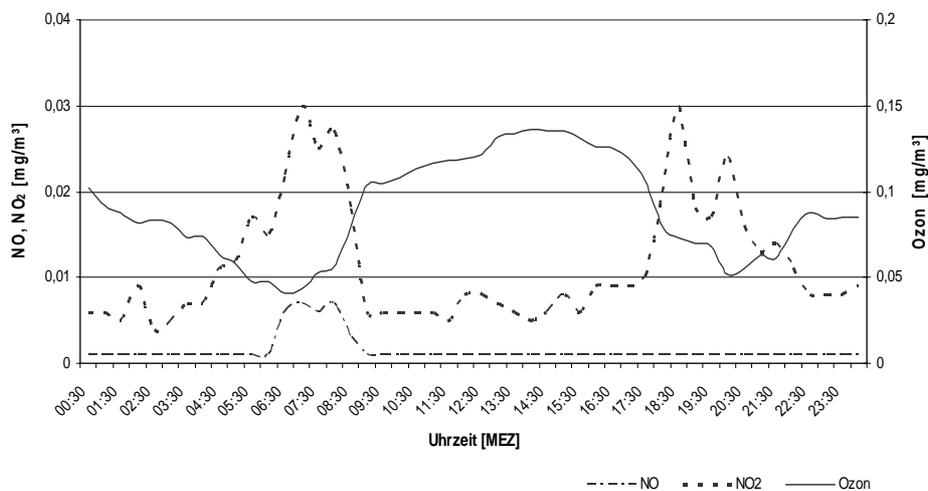


Abbildung 8: Wechselwirkungen zwischen NO_x und Ozon an der LÜB Station LfU am 06.07.2006

NO_x sind außerdem bei der Bildung sekundärer Nitrat Aerosole beteiligt. Da die Schwefelkonzentrationen in Augsburg stetig abnehmen, wird der Anteil von Nitrataerosolen an der gesamten Masse der Sekundäraerosole in Zukunft zunehmen.

2.3.4 Ozon (O₃)

Ozon gelangt entweder durch Transport aus der Stratosphäre in die Troposphäre oder entsteht dort durch photochemische Prozesse aus Vorläufersubstanzen. Bei diesem Prozess sind vor allem NMVOC und NO_x beteiligt. Der Transport von stratosphärischem Ozon in die Troposphäre kann bei Hochdruckwetterlagen mit absinkenden Luftbewegungen vorkommen. (Hupfer & Kuttler, 2006) Die Bildung von bodennahem Ozon durch photochemische Prozesse aus den Vorläufersubstanzen NMVOC und NO_x geschieht durch Dissoziation, bei einer Wellenlänge <420nm. Bei der Reaktion mit NO₂ wird die Verbindung in NO und atomaren Sauerstoff (O) gespalten (s. Gleichung3).



Anschließend kommt es zu einer Reaktion des molekularen (O₂) und atomaren Sauerstoffs (O), unter Beteiligung eines Stoßpartners, der die überschüssige Energie der Reaktion aufnimmt (s. Gleichung4).



Der Kreislauf wird geschlossen, sobald das entstandene Ozon mit dem bei der ersten Reaktion gebildeten NO zu NO₂ und Sauerstoff reagiert (s. Gleichung5).



Die Ozonkonzentration ist also stets proportional zum Verhältnis der NO₂ und NO Konzentrationen (s. Gleichung 6). Der Faktor k beschreibt die Abhängigkeit der Funktion von der Strahlungsintensität.

$$[\text{O}_3] \approx K \cdot \frac{[\text{NO}_2]}{[\text{NO}]} \quad (6)$$

Damit die Ozon Konzentration in der Luft über das übliche Maß hinausgehen kann, müssen zusätzliche oxidative Reaktionen mit Kohlenmonoxid oder Kohlenwasserstoffen stattfinden. Bei diesen Reaktionen dienen Stickoxide, Hydroxylradikale (OH) und Peroxylradikale (HO_2) als Katalysatoren. Sie werden während des gesamten Reaktionsvorganges auf- und wieder abgebaut. Die Reaktion mit Kohlenwasserstoffen ist effektiver als mit Kohlenmonoxid, da bei der Oxidation zwei Ozonmoleküle entstehen. Diese Reaktionen verlaufen umso intensiver, je stärker die Intensität der Sonneneinstrahlung, je höher die Lufttemperaturen und die Konzentrationen der Vorläuferstoffe sind. Bei diesen Reaktionen entstehen neben Ozon zusätzlich sekundäre Spurenstoffe, die Fotooxidantien. Dazu zählen z.B. PAN (Peroxyacetylnitrat, $\text{CH}_3\text{C}(\text{O})\text{O}_2\text{NO}_2$) und Aldehyde ($\text{R}'\text{CHO}$). (Hupfer & Kuttler, 2006) Wenn der NO Gehalt in der Luft unter einem bestimmten Schwellenwert liegt, sind katalytische Abbaureaktionen über OH und HO_2 die größte O_3 Senke. Ozon wird außerdem zu nicht unwesentlichen Mengen trocken abgelagert. (Möller, 2003) Ein Ozonmolekül verweilt in der Troposphäre maximal einige Tage, da sich der Stoff in einem ständigen Zyklus von Auf-, Abbau und Transport befindet. Der Ozongehalt in der Luft steigt seit Jahrzehnten an und wird auch in Zukunft steigen, da die Gehalte der Vorläufersubstanzen (z.B. NO_2) aus denen Ozon gebildet wird weiterhin zunehmen. (Frieß, 2007) Auch in Augsburg wird seit den 80er Jahren ein Anstieg der Jahresmittelwerte an der Station LfU verzeichnet.

2.3.5 Feinstaub (PM_{10})

Die Bezeichnung Feinstaub (PM_{10}) bezieht sich auf eine bestimmte Größenklasse des atmosphärischen Schwebstaubs (engl. particulate matter), also jene Staubteilchen, die für längere Zeit in der Luft in Schwebe gehalten werden. Feinstaub ist damit eine Komponente des atmosphärischen Aerosols und besteht folglich aus den verschiedensten festen und flüssigen Bestandteilen. Ein Staubteilchen kann sich aus mehreren Partikeln zusammensetzen, wobei jeder einzelne davon aus einem bestimmten Stoff (bsp. NaCl) besteht. Ebenso kann dieser Stoff in allen Partikeln des Staubteilchens vorkommen. Der letztgenannte Aufbau ergibt sich meist bei Koagulation von Partikeln, Gas-Partikel-Konversion (Kondensation) und Prozessen bei der Wolkenbildung (s. auch Abbildung 9). (Möller, 2003) Da die Feinstaubpartikel aufgrund ihrer geringen Größe lungengängig sind und in ihrem Stoffverbund gesundheitsschädigende Stoffe enthalten sein können, wird Feinstaub als Luftschadstoff eingestuft. Feinstaub ist außerdem ein ubiquitärer Luftschadstoff, er kommt also in allen Gebieten weltweit vor. (Englert, 2004)

In dieser Arbeit werden die Begriffe Aerosol und Partikel in gleichem Sinne verwendet, obwohl Aerosol der Definition nach, das Gesamtsystem aus festen und flüssigen Partikeln in einem gasförmigen Medium wie der Luft bezeichnet. (Möller, 2003; Graedel, 1994)

Schwebstaubteilchen lassen sich gemäß ihrem aerodynamischen Durchmesser in die folgenden Größenklassen einteilen (s. Abbildung 9). Die Bezeichnung Gesamtschwebstaub (total suspended matter) umfasst alle Partikel bis zu einem Durchmesser von $30\mu\text{m}$. Alle Partikel $<10\mu\text{m}$ werden als PM_{10} , meist auch als Feinstaub bezeichnet. Die Klasse $\text{PM}_{2,5}$ umfasst alle Partikel $<2,5\mu\text{m}$ und die Fraktion PM_1 alle Partikel $<0,1\mu\text{m}$. (Hupfer & Kuttler, 2006) Staubpartikel die größer $1\mu\text{m}$ sind, werden nach Junge (1963) als grobe Partikel, im englischen (nach Whitby und Sverdrup, 1973) als coarse fraction bezeichnet. Partikel in der Größe zwischen $1-0,1\mu\text{m}$ erhalten die Bezeichnungen große Partikel oder auch Akkumulationsklasse (accumulation mode). Staubpartikel $<0,1\mu\text{m}$ werden als Ultrafeine Partikel, Aitkenkerne oder Nukleationsklasse (nucleation mode) bezeichnet. (Möller, 2003) Partikel der Nukleationsklasse entstehen durch Zusammenschluss von Molekülaggagaten. Der Anteil dieser Partikel an der gesamten Anzahl aller PM_{10} Partikel in der Luft kann bei hoher photochemischer Aktivität durch Zunahmen von Gas-Partikel-Konversion kurzzeitig stark ansteigen. Meist haben die Partikel der anderen Klassen jedoch einen höheren Anteil, da kleinere Partikel schnell zu größeren koagulieren (s. auch Abbildung 9). Bei hoher Luftfeuchte wachsen vor allem hydrophobe Partikel rasch an. (Schäfer et al., 2008) In der Abbildung 9 ist außerdem zu sehen, dass Urbanes Aerosol mehrere Maxima aufweist, die sich durch die Bildungs- und Umwandlungsmechanismen der Aerosole ergeben.

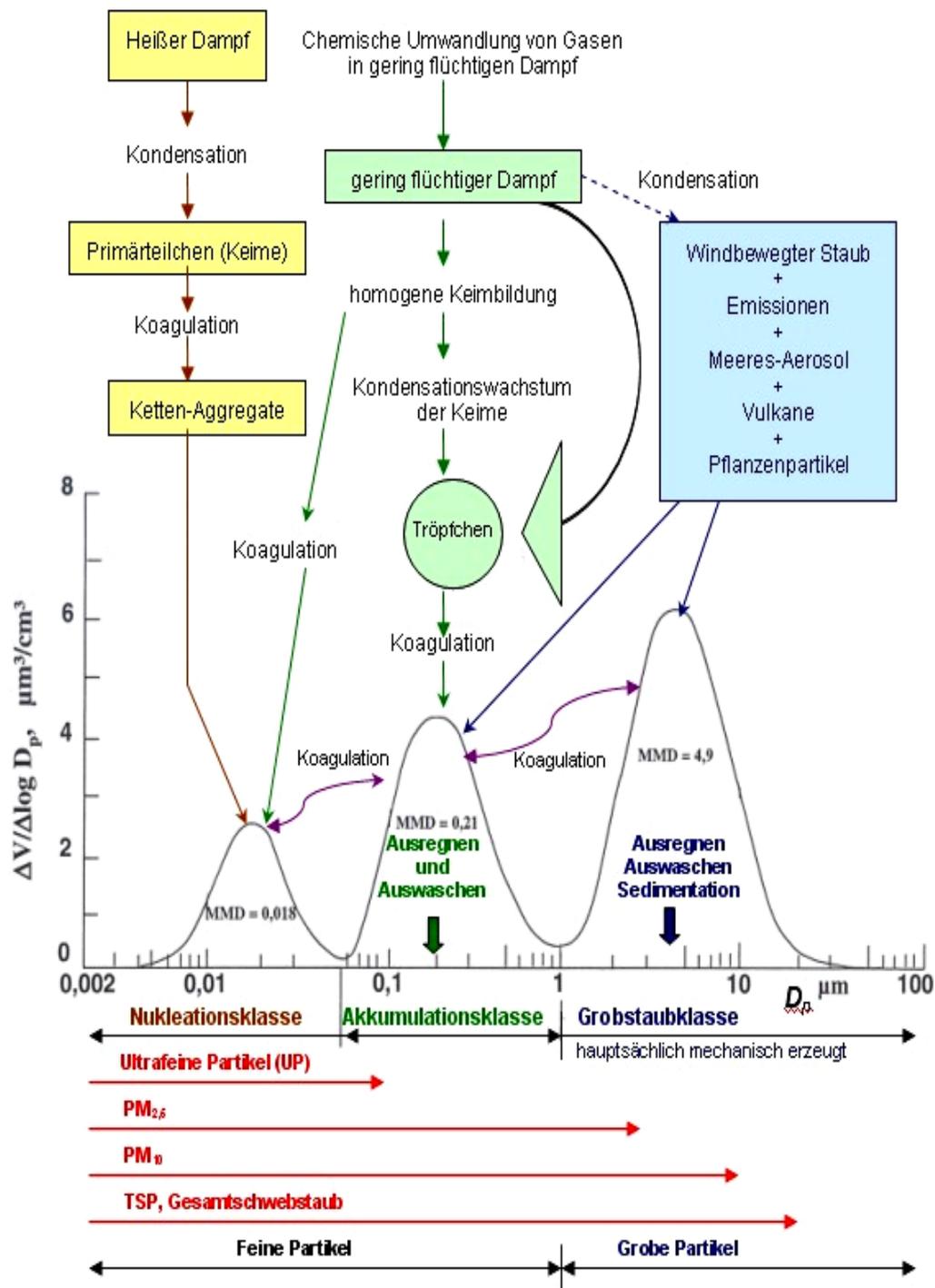


Abbildung 9: Größenverteilung, Depositionsarten, Bildungs- und Umwandlungsmechanismen von urbanem Aerosol. Abszisse: Klassen mit aerodynamischem Durchmesser und Partikelbezeichnungen. Ordinate: Quotient aus Volumen und Logarithmus des Partikeldurchmessers

(verändert nach: Matschulat et al., 1997; Cyrus et al., 2002)

Diese typische Verteilung der Anteile kann auch für Augsburg anhand von Messungen an der Aerosolmessstation am Standort Fachhochschule bestätigt werden. In der folgenden Grafik sind die Partikelzahlen von PM₁₀, PM_{2,5} und PM₁ von 12-20.04.2007 dargestellt. Es wird deutlich, dass Partikel der Akkumulationsklasse von 0,1-2,5µm den größten Anteil an den Feinstaubimmissionen in Augsburg haben.

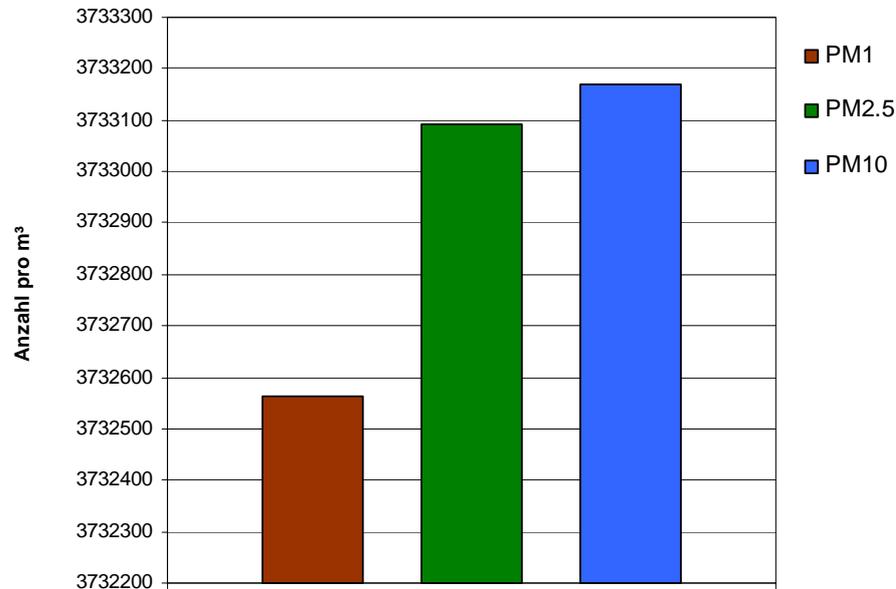


Abbildung 10: Anzahl der verschiedenen Partikelgrößenklassen pro m³ Luft

Die Verweildauer von Feinstaub in der Atmosphäre und die Länge des Transportweges hängen vom Durchmesser der Partikel ab, den herrschenden atmosphärischen Bedingungen und chemischen Reaktionen der Partikel untereinander und mit den anderen Bestandteilen der Luft. Die Teilchen werden durch Turbulenzen in Schwebelage gehalten, bevor sie aufgrund der Schwerkraft absinken (Trockendeposition) oder durch Niederschlag (Naßdeposition) auf die Erdoberfläche gelangen. Beim Rainout-Effekt fungieren die Aerosolpartikel als Kondensationskerne, während sie beim Washout-Effekt durch die fallenden Niederschlagströpfchen ausgewaschen werden. (Hupfer & Kuttler, 2006) Ein größerer Regentropfen kann bis zu 10 000 kleinste Partikel enthalten. Die trockene Deposition ist jedoch äußerst ineffektiv. Kleinste Partikel, die nicht durch nasse Deposition entfernt werden, können also sehr lange in der Atmosphäre verbleiben und tausende von Kilometern weit transportiert werden. (Graedel, 1994) Abbildung 11 zeigt die verschiedenen Ablagerungsprozesse und die Verweilzeit in Abhängigkeit von der Partikelgröße. Partikel <0,01µm koagulieren meist zu größeren Partikel. Große Partikel >10µm werden hingegen vor allem durch Sedimentation aus der Atmosphäre entfernt.

Bei den Partikeln zwischen 0,01 und 10 μm dominiert die nasse Deposition mit den oben genannten Effekten. Es sind außerdem die Unterschiede in der Verweilzeit in Abhängigkeit von der Höhe in der Atmosphäre dargestellt. In der Planetaren Grenzschicht beträgt die durchschnittliche Verweilzeit von Partikeln mit 0,01-10 μm etwa 5 Tage. Je kleiner oder größer die Partikel sind, desto schneller werden sie aus der Atmosphäre entfernt. (Graedel, 1994) Durch die Darstellung wird deutlich, dass sich der Großteil (bis zu 90%) des atmosphärischen Aerosols in der Planetaren Grenzschicht befindet. Dieser Umstand ist für lufthygienische Untersuchungen sehr wichtig. (Schäfer et al., 2008)

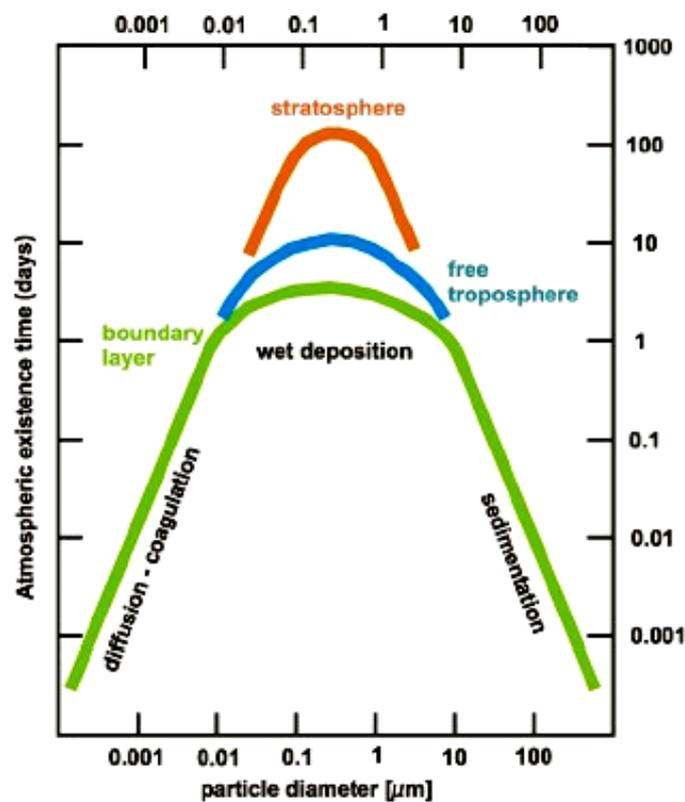


Abbildung 11: Verweilzeit von Partikeln in der Atmosphäre und Ablagerungsprozesse in Abhängigkeit vom Partikeldurchmesser.

Aus: Harbusch (2005), S. 7

Feinstaub kann aus den verschiedensten Quellen stammen. Es wird unterschieden zwischen anthropogenen und natürlichen, sowie primären und sekundären Aerosolen. Die Quellen können punktförmig oder diffus sein.

Primäre Feinstaubpartikel entstehen direkt in der Quelle und gelangen von dort in die Atmosphäre. Dazu gehören Salz- und Mineralstaubpartikel, organische Materialien wie Pollen, Bakterien, Pilze und Sporen, sowie Ruß, Reifenabrieb und aufgewirbelter Straßenstaub. Die Partikel sind meist größer als $2,5\mu\text{m}$ und bestehen hauptsächlich aus organischen Verbindungen, Eisen-, Aluminium- und Siliziumoxiden. Sekundäre Aerosole werden hingegen aus gasförmigen Vorläuferstoffen durch Gas-Partikel-Konversion gebildet. Vorläufersubstanzen sind z.B. Stickoxide (NO_x), Schwefeloxide (SO_x), VOC, Sulfat- und Ammoniumionen sowie Spurenmetalle. Sekundärpartikel sind kleiner wie primäre Partikel und gehören dem nucleation und accumulation mode an. (Graedel, 1994)

Natürliche Quellen primärer und sekundärer Aerosole sind Vulkane, Ozeane, Feuchtgebiete, Bodenerosion, biologische Prozesse und organische Materialien, sowie natürliche Verbrennungsprozesse wie Wald- und Buschbrände. Anthropogene Quellen sind unter anderem Verbrennungsprozesse jeglicher Art. Dazu gehören stationäre Quellen wie Energieversorgungsanlagen, Abfallverbrennungsanlagen, Hausbrand und industrielle Anlagen, sowie mobile Quellen wie Verbrennungsmotoren des Kfz- und Luftfahrtverkehrs. Weitere Quellen sind der Reifen- und Straßenabrieb, Aufwirbelungen im Straßenverkehr, Umladung von Schuttgütern und die Landwirtschaft. (UBA, 2005)

Mit zunehmender Verweildauer von Partikeln in der Luft, verändern sich ihre Zusammensetzungen und Größenspektren. Nahe der Quelle sind die Partikel noch relativ unverändert, mit zunehmender Entfernung und Verweildauer steigt die Aerosolmasse jedoch stark an und die stoffliche Zusammensetzung variiert stark. Je länger die Aerosole in der Luft verbleiben, desto ähnlicher werden ihre Durchmesser wieder. (Graedel, 1994)

Besonders gesundheitsschädigende Staubbestandteile sind Ruß und Blei. Ruß entsteht durch die thermische Spaltung von Kohlenwasserstoffen in fossilen Brennstoffen bei unvollständigen Verbrennungsprozessen. Er kommt meist zusammen mit PAK Verbindungen, die durch denselben Prozess entstehen, vor. Russpartikel haben einen Durchmesser von $0,05\text{--}5\mu\text{m}$. Die größten Emittenten von Ruß sind Dieselmotoren, industrielle Verbrennungsanlagen und Hausbrand. Blei (Pb) gehört zur Gruppe der Schwermetalle und kommt in der Atmosphäre als partikelförmiger Luftschadstoff vor. Die Verweilzeit von Bleiverbindungen in der Atmosphäre beträgt bis zu 10 Tagen. Die höchsten Blei emissionen stammen aus Verbrennungsprozessen in der Industrie und dem Kfz-Verkehr sowie industriellen Prozessen. Die Emissionen durch den Kfz-Verkehr sind seit der Einführung Bleifreier Kraftstoffe in den 80er Jahren stark abgesunken. (Hessisches Landesamt für Umwelt und Geologie, 2009)

In Europa besteht das charakteristische Hintergrundaerosol zum größten Teil aus sekundären Partikeln der Akkumulationsklasse. (Alföldy et al., 2007) Die Hauptbestandteile sind Sulfat und Nitratpartikel wie Ammoniumsulfat (NH_2SO_4) und –Nitrat (NH_4NO_3), Natriumsulfat (Na_2SO_4) und –Nitrat (NaNO_3) sowie verschiedene geogene Partikelverbindungen mit Kalium, Magnesium und Calcium. (Wolf-Benning, 2006) Für Augsburg kann angenommen werden, dass zusätzlich sekundäre organische Aerosole aufgrund der Nähe zu großen Waldflächen eine Rolle spielen. Diese Aerosole entstehen aus den Vorläuferstoffen VOC.

Die Staubemissionen konnten in Deutschland in den letzten Jahrzehnten durch Einbau von Staubabscheidern in industriellen Anlagen, der Umstellung auf emissionsärmere Brennstoffe und effizienteren Verbrennungsvorgängen (vollständige Verbrennungsprozesse) stark gesenkt werden. Seit den 90er Jahren konnten jedoch bei den meisten Quellen keine technischen Emissionsminderungen mehr erzielt werden. In der Bundesrepublik hat der Feinstaub einen Anteil von ca. 64% (Stand 2002) an den jährlichen Gesamtstaubemissionen und 100% an den verkehrsbedingten Staubemissionen (s. Abbildung 12). Auch bei den Staubemissionen durch industrielle Prozesse ist der überwiegende Teil mit 60% Feinstaub. Der Anteil der Feinstaubemissionen durch die Landwirtschaft an den Gesamtstaubemissionen liegt bei etwa 9% und davon hat $\text{PM}_{2,5}$ einen Anteil von etwa 7%. Die größten landwirtschaftlichen Quellen sind in der Tierhaltung zu finden und meist diffuser Art. Der Ackerbau verursacht nur kurzzeitige und geringere Feinstaubemissionen. (UBA, 2005)

Quellgruppe	Gesamtstaub		PM ₁₀				> PM ₁₀			
	Emissionen		Anteil am Gesamtstaub		Emissionen		Anteil Quellgruppen		Emissionen	
	2000 (in kt)	2002 (in kt)	2000 (in %)	2002 (in %)	2000 (in kt)	2002 (in kt)	2000 (in %)	2002 (in %)	2000 (in kt)	2002 (in kt)
Deutschland gesamt	227	209	65,7	64,4	148,8	134,6	100	100	77,8	74,4
Verbrennungsbedingte Emissionen einschließlich Verkehr	80	70	98,3	98,1	78,2	69,1	52,6	51,3	1,4	1,4
davon: Verkehr ¹⁾	43	35	100	100	43	34,8	28,9	25,9	0	0
Sonstige Emissionen	147	139	48	47,3	70,6	65,5	47,4	48,7	76,4	73
Industrieprozesse	103	95	60	60	61,8	56,7	41,5	42,1	41,2	37,8
Schüttgutumschlag	44	44	20	20	8,8	8,8	5,9	6,5	35,2	35,2

Abbildung 12: Staubemissionen in Deutschland 2000 und 20002

Quelle: UBA 2005

1) ohne Reifen- und Bremsabrieb

3.2 Auswirkungen von Luftschadstoffen auf die Umwelt und die menschliche Gesundheit

Die Auswirkungen von Luftschadstoffen reichen von Sachgüterbeschädigungen, einer Beeinflussung der Klimas, bis zu Vegetationsschäden und gesundheitliche Schädigungen von Menschen und Tieren.

3.2.1 Auswirkungen auf Sachgüter

Luftverunreinigungen können bei Baumaterialien die natürliche Korrosion verstärken. Problematisch wird dieser Umstand bei Zerstörung der Oberflächen von Bauwerken aus Beton, Stahl und Ziegeln. Kulturelle Verluste ergeben sich, wenn dabei geschützte Kulturgüter wie historische Bauwerke, Denkmäler und Wandgemälde betroffen sind. Neben Bauwerken können auch verschiedene Kunststoffe, Papier, Textilien sowie Lacke beschädigt werden. Es wird zwischen einem direkten und indirekten Wirkungsmechanismus unterschieden. Der direkte Einfluss besteht aus mechanischen Wechselwirkungen zwischen Schadstoffen und Oberflächen. Die indirekte Wirkung ergibt sich aus einer Veränderung der physikalischen und chemischen Eigenschaften der Materialoberfläche durch Reaktionen mit den Schadstoffen. Die größten Schäden ergeben sich bei sehr reaktionsfreudigen Baustoffen und Schadstoffen, sowie hoher Lufttemperatur- und Feuchtigkeit. (Baumbach, 1994)

3.2.2 Auswirkungen auf das Klima

Zu den atmosphärischen Spurenstoffen die sich auf das Klimasystem auswirken, gehören troposphärisches und stratosphärisches Ozon (O_3), Wasserdampf und langlebige Treibhausgase wie Kohlendioxid (CO_2), Methan (CH_4), Distickstoffoxid (N_2O) und verschiedene Fluorchlorkohlenwasserstoffe (FCKW), sowie das atmosphärische Aerosol. Diese Stoffe können in dem Sinne als Schadstoffe angesehen werden, dass sie direkt und indirekt den Strahlungshaushalt der Erde und damit den Lebensraum des Menschen beeinflussen. Die klimarelevanten Stoffe modifizieren Streuungs- und Absorptionsvorgänge von kurz- und langwelliger Strahlung in der Atmosphäre und verändern somit den Klimaantrieb (Radiative Forcing). (IPCC, 2007)

Die Veränderungen in der Strahlungsbilanz führen zu einer globalen Erderwärmung oder Abkühlung, wodurch schließlich auch die anderen Klimaelemente wie Feuchtigkeit, Niederschlag oder Wind modifiziert werden. Die Zunahme der Treibhausgase in der Atmosphäre verursacht eine globale Erderwärmung, wohingegen Aerosol einen Abkühlungseffekt bewirkt. (Möller, 2003) Schadstoffe die sowohl einen direkten Einfluss auf das Klimasystem als auch auf die menschliche Gesundheit haben sind troposphärisches Ozon und kleinste Partikel.

3.2.3 Auswirkungen auf die Vegetation

Luftschadstoffe können direkt aus der Luft über die oberirdischen Teile in die Pflanze gelangen oder indirekt nach ihrer Deposition über den Boden und die Wurzeln. (Möller, 2003) Gasförmige Schadstoffe werden bei der Atmung der Pflanze über die Stomata der Blätter und Nadeln aufgenommen und gelangen so ins Innere der Zellen, wo sie den Stoffwechsel und die Zellstrukturen schädigen können. Partikelförmige Stoffe die auf den Blättern abgelagert werden, können dort Oberflächenveränderungen wie mechanische Verletzungen oder Überwärmung durch verstärkte Strahlungsabsorption bewirken. Die Schadstoffe können außerdem über die Pflanzen in den Nahrungskreislauf von Menschen und Tieren gelangen und sich auf deren Gesundheit auswirken. (Möller, 2003) Ein Beispiel für massive Vegetationsschäden durch Luftschadstoffe sind die neuartigen Waldschäden, die seit den 1970er Jahren in Mitteleuropa auftreten. (Baumbach, 1994)

In der folgenden Tabelle sind die Wirkungen einiger Luftschadstoffe dargestellt:

Schadstoff	Empfindlichste Pflanzen	Sichtbare Schäden	Mechanismus der Schädigung	Schwellenwert der Schädigung
O ₃	Weizen, Schwarzkiefer	Blattverfärbung, vorzeitiger Blattverlust	Störung der Photosynthese, Zellschäden, Zerstörung von Stoffwechselprodukten	8-Stunden-Mittel von 40ppb
SO ₂	Weizen, Nadelbäume, Birke, Obstbäume	Blatt- und Nadelverfärbung	Bildung von Schwefelsäuren in Zellen, Stoffwechselschäden, Spaltöffnungsstarre	8-Stunden-Mittel von 180ppb
NO, NO ₂	Kiefer, Fichte	Blattverfärbung	Stoffwechselschäden, pH-Erniedrigung in der Zelle	1-Stunden-Mittel von 20 000ppb

Tabelle 3: Auswirkungen von Schadstoffen auf die Vegetation. (verändert nach Baumbach, 1994, S.166)

3.2.4 Auswirkungen auf die menschliche Gesundheit

Luftschadstoffe werden vom Menschen mit jedem Atemzug eingeatmet und gelangen so in den Körper, wo sie Schäden verursachen können. Anhand epidemiologischer Studien wie KORA, konnte der direkte Zusammenhang zwischen der Gesundheit der Menschen und dem Grad der Luftbelastung eindeutig nachgewiesen werden. Die gesundheitlichen Auswirkungen von Schadstoffen können dabei ganz verschieden sein, sie reichen von kurzzeitigen Effekten, die unmittelbar eintreten, bis zu Langzeiteffekten, bei denen sich das wahre Ausmaß der Schädigung mit zeitlicher Verzögerung zeigt. Die Schädigungen können reversibel (vorübergehend) oder irreversibel (bleibend) sein. Alle Effekte ergeben sich aus der Konzentration der Schadstoffe, Dauer der Einwirkung auf den Menschen, der Toxizität des Stoffes, den Wechselwirkungen einzelner Stoffe untereinander und dem gesundheitlichen Zustand der Person. Am stärksten betroffen sind die verschiedenen Risikogruppen wie Kinder, Ältere Personen und chronisch Kranke. (Peters, 2005)

Luftschadstoffe können über die Atemwege oder die Haut in den Körper gelangen. Beim Einatmen gelangen die Stoffe je nach ihrer Größe unterschiedlich weit in die Atemwege. Grobstaubpartikel $>10\mu\text{m}$ erreichen aufgrund ihrer Größe maximal den Nasen- und Rachenraum des Menschen. Deshalb sind sie aus medizinischer Sicht ungefährlicher für die Gesundheit als Feinstaub $<10\mu\text{m}$. Partikel $<3\mu\text{m}$ können bis in die Bronchien vordringen. Ultrafeine Partikel zwischen $0,1-1\mu\text{m}$ können sogar über die Lungenbläschen bis in den Blutkreislauf gelangen. (Hupfer & Kuttler, 2006) Neben der Größe der Stoffe spielt auch die Zusammensetzung eine Rolle. Die verschiedenen Schadstoffe wirken sich unterschiedlich auf die Gesundheit aus. Je geringer die z.B. Wasserlöslichkeit eines Stoffes ist, desto höher ist die Wahrscheinlichkeit, dass er bis in den Blutkreislauf gelangt und dort Schäden verursacht. (Peters, 2005) Partikel können außerdem aus toxischen Substanzen bestehen, die die Gesundheit angreifen. (Englert, 2004)

Die Wirkungen der Schadstoffe im Körper sind sehr unterschiedlich und reichen von kurzzeitigen bis zu dauerhaften Beeinträchtigungen. Allen Schadstoffen ist jedoch gemein, dass sie durch die Beeinträchtigungen der verschiedensten Körperfunktionen die Lebensdauer der Bevölkerung verkürzen. So wird angenommen, dass es in Europa jedes Jahr zu ca. 100.000 vorzeitigen Todesfällen aufgrund der erhöhten Belastung durch PM_{10} kommt. (Frieß, 2007)

Die KORA Studie hat gezeigt, dass das Einatmen von Feinstaub die Funktion der Atmungsorgane beeinträchtigt und Atemwegserkrankungen verursachen kann. Der eingeatmete Feinstaub verursacht als Fremdkörper Reizungen der Schleimhäute und Entzündungen der Atemwege. Dadurch kann es zu Husten und einer Reduktion der Lungenfunktion kommen. Bestehende Erkrankungen wie Asthma oder Bronchitis werden verstärkt, was zu höherem Bedarf an Medikamenten führen kann. Gelangt Ultrafeiner Staub über die Lungenbläschen bis in den Blutkreislauf, kann es zu einer Erhöhung des Blutdrucks und der Viskosität des Blutplasmas kommen, was schließlich zu Herz-Kreislauf-Störungen führen kann. Im schlimmsten Fall wird dadurch ein Herzinfarkt ausgelöst. Die Partikel können außerdem einen direkten Effekt auf die Arterien und weitere Organe, wie z.B. die Leber haben. (Peters, 2005) Feinstaub steht außerdem im Verdacht Frühgeburten auszulösen und ein erniedrigtes Geburtsgewicht bei Neugeborenen zu verursachen. (Frieß, 2007) All diese Beeinträchtigungen führen schließlich zu einer Zunahme des Medikamentenbedarfs, vermehrten Krankenhauseinweisungen und zu einer erhöhten Sterberate aufgrund von Herz-Kreislauf-Erkrankungen. (Peters, 2005)

Es konnte außerdem festgestellt werden, dass Feinstaub stets eine negative Wirkung auf die Gesundheit hat. Entscheidend sind dabei jedoch nicht so sehr einzelne Spitzenwerte, sondern die Höhe der mittleren Feinstaubkonzentration über das Jahr hinweg. (UBA, 2005) Bei einer Zunahme der mittleren jährlichen PM₁₀ Konzentration um 10µg/m³ wird eine Verkürzung der Lebensdauer der Bevölkerung um ca. 6 Monate angenommen. Bei PM_{2,5} wären es sogar mindestens 8 Monate. Die Mortalitätsrate der Bevölkerung würde bei derselben Konzentrationserhöhung um fast 1% zunehmen. (Buchanan et al., 2002)

In der folgenden Tabelle (4) sind einige Schadstoffgruppen mit ihren Auswirkungen auf die Gesundheit dargestellt:

Stoff	Besonderheiten	Wirkung
SO₂	Wirkung v. a. bei wiederholter Exposition von Spitzenwerten, wasserlöslich	Reizung der Atemwege, Lösung in Schleimhäuten
NO₂	Wasserlöslich	Reizung der Atemwege, Lösung in Schleimhäuten, Schwächung des Immunsystems
NO	Schlecht wasserlöslich	Ähnliche Effekte wie NO ₂ , aber nur 20% der toxischen Wirkung
CO	Schlecht wasserlöslich	Schwächung der O ₂ -Versorgung im Körper, Kopfschmerzen, Müdigkeit, Störung des Schlafverhalten, Schädigung von Herz-Kreislauf-System und Gehirn
O₃	Schlecht wasserlöslich, Kombinationswirkung mit Photooxidantien	Reizung von Augen und Atemwegen, Beeinträchtigung der Lungenfunktion, Schädigung an Chromosomen, Schwächung des Immunsystems
BTX (Benzol, Toluol, Xylol)	Gasförmig in der Luft	Schwindel, Erbrechen, Bewusstlosigkeit, Reizung der Augen und Atemwege, bei ständiger Exposition: Anreicherung im Fettgewebe u. Knochenmark, Schädigung der Leber, krebserregend
Oxidierete Kohlenwasserstoffe (Aldehyde, Ketone, Phenole, Merkaptane)		Reizung von Augen und Atemwegen
PAK (Polyzyklische Aromatische Kohlenwasserstoffe)	> 100 verschiedene Stoffe, oft an Feinstaubpartikel gebunden	Teilweise krebserregend
Halogenierte Kohlenwasserstoffe	Verschiedene Stoffe mit unterschiedlichsten Eigenschaften	Wirkungen auf Stoffwechsel und Gehirn, Beeinträchtigungen von Niere und Leber, Anreicherung im Fettgewebe
Ruß	Partikel oft in Verbindung mit PAK	Teilweise krebserregend
Blei (Pb)	Partikelförmig	Wirkung auf Stoffwechsel und Gehirn, Anreicherung in Knochen
Feinstaub	Partikelförmig	Reizung von Augen und Atemwegen, Schädigung von Bronchien, Lungen und weiteren Organen, Herz-Kreislauf-Störungen, Herzinfarkt, Auslöser für Frühgeburten, weitere Schäden durch anhaftende toxische Stoffe wie PAK

Tabelle 4: Auswirkungen von Luftschadstoffen auf die menschliche Gesundheit (verändert nach Baumbach, 1994, S. 180)

3.3 Maßnahmen zur Luftreinhaltung – Rechtliche Grundlagen

Im vorherigen Abschnitt wurde beschrieben, welche Auswirkungen die verschiedenen Luftschadstoffe auf die Umwelt und die Menschen haben können. Um diese negativen Einflüsse so gering wie möglich zu halten, gibt es inzwischen zahlreiche Gesetze und Aktionspläne zur Emissionsminderung und Luftreinhaltung.

Für die Stadt Augsburg und ihre Umlandgemeinden wurde 2004 von der Regierung von Schwaben ein Luftreinhalteplan erarbeitet. Die Erstellung des Plans wurde erforderlich, da die Grenzwerte für PM₁₀ und NO₂ in den Jahren 2002 bis 2004 nicht an allen Messstationen eingehalten werden konnten. Die Aufstellung des Luftreinhalteplans erfolgt gemäß §47 BImSchG. Das Ziel ist die Gewährleistung der Einhaltung der Luftqualitätsgrenzwerte. Die enthaltenen Maßnahmen sind Fachplanungen der verantwortlichen Ressorts und Einzelvorhaben. (Schmid, 2004) Die Maßnahmen zur Emissionsreduzierung können allgemein in vier übergeordnete Bereiche eingeteilt werden. Dazu gehören die technische Behandlung von Abluft und Abgasen, die Entwicklung neuer emissionsarmer Technologien, die Nutzung alternativer Technologien und Nutzungsverbote. Weiterhin kann die Standortwahl von größeren Emittenten (genehmigungsbedürftige Anlagen) wie Industrieanlagen überprüft werden. (Möller, 2003) Der Luftreinhalteplan enthält Maßnahmen zur Immissionsreduktion, während technische Emissionsminderungen durch die TA Luft geregelt werden.

Die rechtliche Grundlage zum Erlass von Luftreinhalteplänen ist das BImSchG in seiner 22. Neuverordnung (22. BImSchV). In der 22. BImSchV wurden die Vorgaben zur Luftqualität der Europäischen Union umgesetzt. Diese Vorgaben sind in der Luftqualitätsrichtlinie 2008/50/EG von 2008 zusammengefasst, mit dem Ziel vergleichbare Standards in allen EU Mitgliedsländern sicherzustellen. In dieser Richtlinie wurden die verschiedenen bereits bestehenden Richtlinien zur Luftqualität zusammengefasst. Dazu gehören die Luftqualitätsrahmenrichtlinie 96/62/EG, die drei Tochterrichtlinien 1999/30/EG, 2000/69/EG und 2002/3/EG sowie die Richtlinie zum Informationsaustausch über Luftqualitätsmessungen 97/101/EG. In der Richtlinie sind nicht nur Definitionen und Grundlagen zum Thema Luftqualität enthalten, es werden auch Grenzwerte und zu erreichende Zielwerte genannt, sowie anzuwendende Messmethoden bestimmt. Diese Vorgaben sind für die einzelnen Schadstoffgruppen konkretisiert. Bisher gibt es solche Tochterrichtlinien für Stickoxide, Feinstaub, Kohlemonoxid, Ozon, aromatische Kohlenwasserstoffe und weitere Stoffe wie Arsen, Quecksilber, Blei, Benzol, Kadmium und Nickel. (Schmid, 2004)

Die einzuhaltenden Grenzwerte für das Schutzziel menschliche Gesundheit sind gemäß der europäischen Luftqualitätsrichtlinie folgende:

Der Tagesgrenzwert für Feinstaub liegt bei $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$. In einem Jahr sind 35 Tage zugelassen, an denen dieser Grenzwert überschritten werden darf. Der Jahresmittelwert liegt bei $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Beide Grenzwerte gelten seit dem 1.1.2005.

Für Schwefeldioxid besteht seit 2005 ein Stundengrenzwert von $350 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Es sind 24 Überschreitungen im Jahr zulässig. Der Tagesgrenzwert wurde auf $125 \mu\text{g}/\text{m}^3$ festgelegt, mit 3 zulässigen Überschreitungen im Jahr. Die Alarmschwelle liegt bei $500 \mu\text{g}/\text{m}^3/\text{h}$.

Bei Kohlenstoffmonoxid gibt es seit 2005 einen 8 Stunden Grenzwert von $10 \text{mg}/\text{m}^3$, der aus einer stündlichen Mittelung gewonnen wird.

Bei Stickstoffdioxid liegt der Grenzwert im Jahr 2008 noch bei $220 \mu\text{g}/\text{m}^3$ pro Stunde. Ab 2010 wird dieser Wert auf $200 \mu\text{g}/\text{m}^3$ pro Stunde gesenkt. Dieser Wert darf an maximal 18 Tagen im Jahr überschritten werden. Der Jahresmittelwert lag 2008 noch bei $44 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Ab 2010 gilt ein Grenzwert von $40 \mu\text{g}/\text{m}^3/\text{Jahr}$. Wenn die Konzentrationen an drei Stunden hintereinander die Schwelle von $400 \mu\text{g}/\text{m}^3$ überschreiten, wird eine Alarmmeldung ausgegeben.

Im Jahr 2005 wurde der Jahresgrenzwert für Blei auf $0,5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ festgesetzt.

Für Benzol wird es ab 2010 einen Jahresgrenzwert von $5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ geben, derzeit gilt noch ein Wert von $8 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

Seit Oktober 2008 gibt es einen ersten Entwurf für die Fortschreibung des Luftreinhalteplans Augsburg. Der neue Plan enthält zusätzlich einen Aktionsplan mit kurzfristig wirksamen Maßnahmen. Die Erstellung des Aktionsplanes erfolgt gemäß § 47 BImSchG und Art. 8 des BayImSchG. Darin ist festgelegt, dass Aktionspläne von den zuständigen Behörden eingeführt werden müssen, sobald nach einem Stichtag die zulässigen Grenzwerte der Luftschadstoffe SO_2 , NO_2 , PM_{10} oder Blei überschritten werden. Für SO_2 , PM_{10} und Blei gilt diese Festlegung seit 2005. Der Stichtag für NO_2 ist der 01.01.2010. Aktionspläne enthalten kurzfristige Maßnahmen. Kurzfristig bedeutet, dass diese Maßnahmen innerhalb kürzester Zeit in Kraft treten können, wie z.B. das geplante Lkw Durchfahrtsverbot für die Augsburger Innenstadt. Mit solchen Maßnahmen soll die Belastung durch das lokale Verkehrsaufkommen gesenkt werden, sobald die Gefahr für Überschreitungen der Grenzwerte besteht. Durch Messungen hat sich gezeigt, dass die Gefahr für Überschreitungen am höchsten ist, wenn die Hintergrundbelastung erhöht ist und die Messstation in der Nähe stark befahrener Straßen liegt. Um die Hintergrundbelastung zu senken wurden und werden auch in Zukunft Maßnahmen auf Länder-, Bundes- und Europaebene vonnöten sein. In der Fortschreibung des Luftreinhalteplanes werden deshalb auch die Umlandgemeinden von Augsburg stärker in Maßnahmen und Planungen eingebunden. (Regierung von Schwaben, 2008)

3.4 Meteorologische Bedingungen und Luftqualität – Großwetterlagen und stadtklimatologische Besonderheiten

Die Luftqualität in der Stadt schwankt nicht nur mit Veränderungen bei den Emissionsquellen, sondern wird sehr stark durch die meteorologischen Bedingungen beeinflusst. (Wolf-Benning, 2006) So konnte z.B. durch Simulationen und Feldversuche nachgewiesen werden, dass die Schadstoffkonzentration in Dachhöhe an einer Straßenschlucht durch die meteorologischen Bedingungen dominiert wird, und nicht durch die Höhe der Emissionen am Boden. (Schäfer et al, 2005; Trunkenmüller et al., 2004)

Die meteorologischen Parameter werden durch Vorgänge in der Atmosphäre und topographische Gegebenheiten bestimmt und erfahren in der städtischen Atmosphäre durch Bebauung eine Modifikation. (Dandou et al., 2002) Für die lufthygienische Situation sind vor allem die Modifikationen der Wind-, Temperatur- und Feuchteverhältnisse interessant, da sie für Durchmischung und Abtransport, sowie sekundäre Partikelbildung wichtige Faktoren sind. Aufgrund der stadtklimatologischen Besonderheiten und der Lage der größten Schadstoffproduzenten in den Städten, ist die Luftbelastung in der Regel in ländlichen Gebieten niedriger als Ballungsräumen.

Die großräumige Witterung wird durch die vorherrschende Wetterlage bestimmt. Mithilfe des Begriffs der Wetterlage wird die mittlere Luftdruckverteilung in der Atmosphäre über einen kurzen Zeitraum in einem ausgewählten Gebiet beschrieben. Folgen mehrere Wetterlagen mit ähnlichen Merkmalen in einem größeren Raum, über einen Zeitraum von mehreren Tagen aufeinander, spricht man von Großwetterlagen. Die Klassifizierung der Großwetterlagen in Mitteleuropa erfolgt nach der vorherrschenden Witterung und Zirkulationsform. Jede Großwetterlage bringt für die verschiedenen Teilgebiete des Großraumes bestimmte Luftmassen und dadurch charakteristische Witterungs-Bedingungen mit sich. So können die mittleren Lufttemperaturen und Niederschlags-Mengen in unterschiedlichem Ausmaß, positiv oder negativ vom Mittel abweichen. So werden z.B. bei zonalen zyklonalen Westlagen feuchte Luftmassen vom Atlantik nach Europa transportiert und bewirken dort milde Witterung im Winter und kühles Wetter im Sommer. Das Andauern der verschiedenen Großwetterlagen ist sehr unterschiedlich. Die durchschnittliche Zeitspanne beträgt 3-5 Tage. Es hat sich jedoch gezeigt, dass sich die in Europa am häufigsten auftretenden Lagen Westlage zyklonal (WZ) und Hochdrucklage Mitteleuropa (HM) sogar bis zu 33 Tage halten können. (Gerstengarbe & Werner, 1999)

Die Lufttemperatur spielt in Zusammenhang mit dem Luftfeuchtegehalt eine große Rolle bei der Bildung sekundärer Partikel und Ozon aus Vorläufersubstanzen. (IPCC, 2007) Mit steigender relativer Luftfeuchte nimmt z.B. die Größe wasserlöslicher und hydrophiler Partikel zu. (Schäfer et al., 2008) Die relative Luftfeuchte ist in Städten jedoch meist geringer als im unbebauten Umland, da die Verdunstung durch den großen Anteil asphaltierter Flächen reduziert ist, sie kann jedoch innerhalb des Stadtgebietes sehr stark schwanken. (Hase, 1990) Der Abfluss von Niederschlagswasser ist beschleunigt und die Transpiration durch Vegetationsflächen ist reduziert. In linearem Zusammenhang mit der relativen Luftfeuchte steht die Lufttemperatur. Durch die Asphaltierung und Bebauung können die Temperaturen in Großstädten im Extremfall bis zu 15K höher sein als im Umland. Da Bebauungsart und –Dichte stark variieren, kommt es auch innerhalb von Stadtgebieten zu Temperaturunterschieden. In Augsburg zeigen sich maximale Temperaturunterschiede bei austauscharmen strahlungsreichen Hochdruckwetterlagen. Bei solchen Bedingungen ist die Ozonbildungsrate am höchsten. (Jacobeit, 1986)

Niederschlag hat einen direkten Effekt auf die Verweildauer von Partikeln in der Luft, da sie durch Rainout- und Washout-Prozesse entfernt werden. Die Partikel können jedoch ihrerseits Wolken- und Niederschlagsprozesse so beeinflussen, dass ihre Verweilzeit in der Luft sogar verlängert wird. In diesem Fall nimmt der Anteil von Partikeln, die durch Ferntransport abtransportiert werden, zu. Wolkenbildungsprozesse spielen bei der Gas-Partikel-Konversion eine große Rolle. Niederschlag hat jedoch auch indirekte Effekte auf die Luftbelastung, da z.B. die Emissionen diffuser Quellen (z.B. Schüttgutumschlag) reduziert werden. Da sich bei Niederschlag die Stomata von Pflanzen schließen werden außerdem biogene Emissionen verringert. (IPCC, 2007)

Der entscheidende Faktor für die Verdünnung und den Abtransport von Schadstoffen sind die Durchmischungsverhältnisse in der Atmosphäre, die durch Großwetterlagen und Witterungsbedingungen bestimmt werden. Die Bebauung einer Stadt wirkt sich modifizierend auf die atmosphärische Schichtung, Windgeschwindigkeiten und Windrichtungen aus. (Wolf-Benning, 2006)

Die Stadtatmosphäre (Urban Boundary Layer, UBL) ist aufgrund der Bebauung stärker untergliedert als die planetare Grenzschicht (PBL) des Umlandes (s. Abbildung 13). Die unterste Schicht der Prandtl Schicht (Surface Layer, SL) ist die Urban Canopy Layer (UCL), welche bis zur mittleren Dachhöhe der Gebäude reicht, sie wird auch Stadthindernisschicht genannt. Bis über die Dächer hinweg schließt die Urban Roughness Sublayer (URS), die Stadtreibungsschicht, an. Die horizontalen und vertikalen Windbewegungen in der URS sind durch die Höhe und räumliche Anordnung der Gebäude geprägt. An die SL grenzt schließlich die Mischungsschicht (Mixing Layer, ML) an.

Die Höhe und Ausprägung der MLH wird durch die meteorologischen Bedingungen und topographischen Gegebenheiten bestimmt.

Die mechanischen Turbulenzen ergeben sich aus der Höhe der Windgeschwindigkeiten und deren Modifikationen durch die aufgeraute Oberfläche. Bei hohen Windgeschwindigkeiten herrschen austauschstarke Bedingungen und Schadstoffe werden schnell abtransportiert. (IPCC, 2007)

Die thermischen Turbulenzen (Konvektion) werden durch die Schichtungsverhältnisse, vertikale Temperatur- und Feuchtegradienten, der Atmosphäre bestimmt (s. Abbildung 14). Bei sehr stabilen Schichtungen kann die Lufttemperatur mit der Höhe gleich bleiben (Isothermie) oder sogar zunehmen (Inversion). Vertikalbewegungen von Luftpaketen werden dadurch stark gehemmt oder sogar ganz gestoppt.

Je geringer die Höhe ist, in der eine solche Sperrschicht auftritt, desto niedriger liegt die Mischungsschichthöhe. Unterhalb der Sperrschichten können sich Luftschadstoffe ansammeln und zu lufthygienisch kritischen Situationen führen. Bei instabilen Verhältnissen wird die Durchmischung hingegen begünstigt. (Hupfer & Kuttler, 2006) Bei austauschstarke Verhältnissen ist die MLH also durch die konstant andauernden Turbulenzen stärker ausgeprägt. Die Luftbelastung ist dann meist sehr gering. Bei stabilen atmosphärischen Bedingungen, wie z.B. in der Nacht können sich höchstens einige sporadische mechanische Turbulenzen ausbilden. (Emeis et al., 2004) Im obersten Bereich der MLH gibt es eine Zone (Entrainment Zone) in der die Turbulenzen nach oben hin abnehmen und die Durchmischungsverhältnisse schlechter werden. (Seibert et al, 2000) In Abbildung 15 ist die Entwicklung der Mischungsschicht an einem Tag bei Hochdrucklage dargestellt. Kurz nach Sonnenaufgang beginnt sich die nächtliche Grenzschicht durch die Sonnenstrahlung aufzulösen und eine Mischungsschicht entsteht. Der stärkste Anstieg der MLH kann am frühen Nachmittag beobachtet werden. (Stull, 1988) Schadstoffe, die in der nächtlichen Restschicht eingeschlossen wurden, werden in die neue Mischungsschicht hineingemischt. Während dieser Phase am frühen Morgen, ist die räumliche Aerosolverteilung in der Planetaren Grenzschicht sehr unterschiedlich. Zur Mittagszeit sind die Schadstoffe bereits in der gesamten Mischungsschicht gleichmäßig verteilt. (Schäfer et al., 2008)

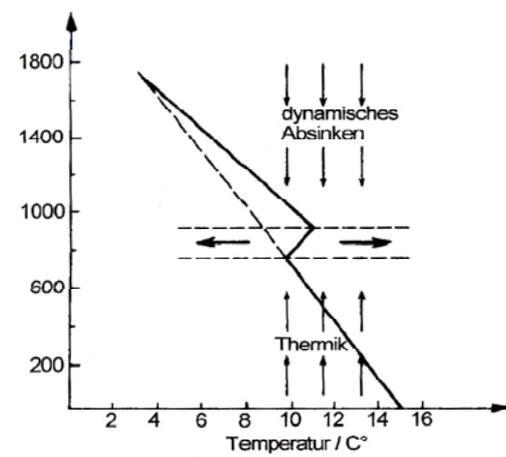


Abbildung 14: Bildung einer dynamischen Inversion bei Hochdruckwetter

(Aus: Hupfer & Kuttler, 2006, S. 82)

Die MLH zeigt tägliche und jährliche Schwankungen. Sie ist tagsüber und im Sommer aufgrund von stärkeren konvektiven Prozessen mächtiger ausgeprägt, als in der Nacht und im Winter. Eine mächtige ML kann Höhen von bis zu 3km erreichen, eine geringmächtige ML kann aber auch unter 250m liegen. (Seibert, 2000)

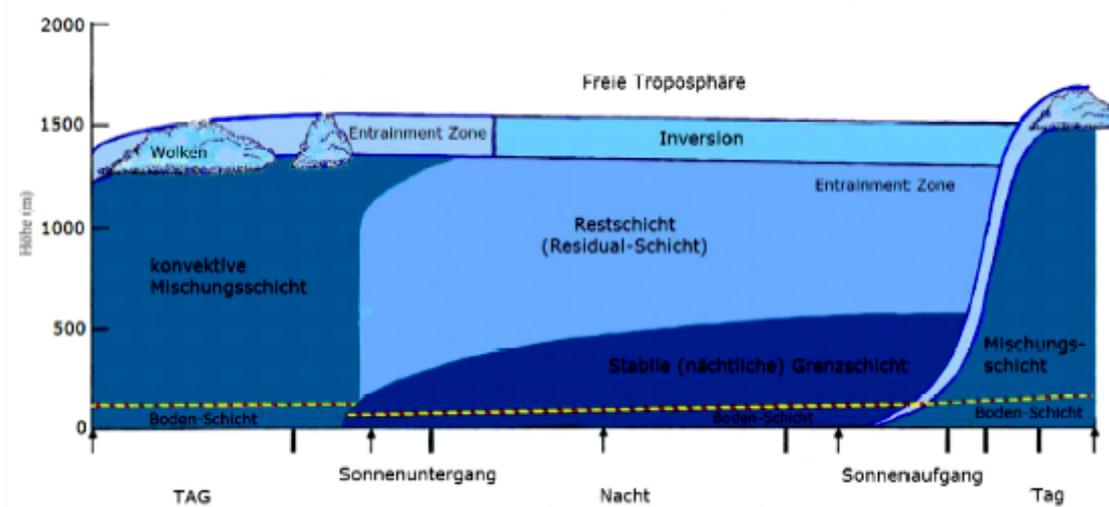


Abbildung 15: Die planetare Grenzschicht bei Hochdruckwetter über Land.
(verändert nach Stull, 1988, S. 11)

Über Gebieten mit hoher Reliefenergie, kann die MLH räumlich sehr variabel sein (Schäfer et al., 2008). Die Reliefunterschiede verursachen Modifikationen in der thermischen Schichtung, der vertikale Aufbau der Mischungsschicht kann also sehr unterschiedlich sein (Schäfer et al., 2002). Das Gebiet von Augsburg weist jedoch keine großen Höhenunterschiede auf, weshalb die Mischungsschichthöhe bei Hochdruckwetterlagen räumlich gleichmäßig für den gesamten Raum ausgebildet sein müsste.

Kenntnisse über die vertikalen und horizontalen Strukturen der Mischungsschicht sind für satellitengestützte Luftuntersuchungen von größter Bedeutung. Mittels Satelliten kann die Aerosolbelastung für die gesamte vertikale Ausdehnung der Atmosphäre festgestellt werden. Diese Werte müssen jedoch anhand der MLH korrigiert werden, um Informationen über die Luftbelastung in Bodennähe zu erhalten. (Dandou et al., 2002)

Die verschiedenen Wetterlagen bringen also charakteristische Durchmischungsverhältnisse mit sich, die die Luftqualität stark beeinflussen. Für Augsburg ergeben sich austauscharme Verhältnisse z.B. bei stabilen Hochdrucklagen mit geringen Windgeschwindigkeiten. Die absinkenden Luftbewegungen im Hochdruckgebiet drücken die Mischungsschichthöhe weit nach unten und verhindern einen Austausch mit darüber liegenden Luftschichten. Bei solchen Bedingungen können sich Luftverunreinigungen in der städtischen bodennahen Luft ansammeln. Das Gegenteil geschieht bei austauschstarken Wetterlagen wie Tiefdrucklagen und Westlagen mit hohen Windgeschwindigkeiten. Die Mischungsschichthöhe wird angehoben und es findet intensivere Durchmischung mit umgebenden Luftschichten statt, was zu einer Verdünnung der Schadstoffkonzentration in der städtischen Luft führt. Die Durchmischung mit der umgebenden Luft, führt jedoch auch zur Zunahme des Ferntransports von Schadstoffen und kann so zu einer Erhöhung der Konzentration in anderen Regionen führen. (Wolf-Benning, 2006) Ähnliche Ergebnisse konnten auch bei Untersuchungen in Edinburgh (UK) bestätigt werden. Dort wurden die höchsten PM Konzentrationen bei Antizyklonalen- und Südostlagen gemessen. Bei ozeanischen Luftmassen hingegen war die Luft stets geringer belastet. (Buchanan et al., 2002)

Den größten Einfluss haben die meteorologischen Schwankungen auf die Konzentrationen der Schadstoffe PM₁₀ und troposphärisches Ozon. (Frieß, 2007)

Die Abbildung 16 zeigt die Besonderheiten der Feinstaubproblematik. Da Feinstaub in allen Gebieten dieser Erde in der Luft vorhanden ist, existiert in der Stadt und im Umland stets eine Hintergrundbelastung. (Englert, 2004) In einem Ballungsraum kommen zusätzlich zu dieser großräumigen Belastung eine städtische Hintergrundbelastung und Belastungen durch einzelne lokale Hot Spots wie Verkehr und Industrieanlagen hinzu. Bei austauscharmen Wetterlagen kann die Hintergrundbelastung sehr stark ansteigen. Wenn sich ungünstige Austauschverhältnisse für längere Zeit halten, können sich Schadstoffe in der städtischen Luft anreichern und im schlimmsten Fall zu Smogsituationen führen. (Hupfer & Kuttler, 2006)

Die Belastung der Luft mit gasförmigen Schadstoffen ist hingegen hauptsächlich durch die Emissionshöhe bedingt. Bei austauscharmen, strahlungsreichen Wetterlagen kann es zu photochemischen Smog kommen. Dieser Smog entsteht im Sommer, wenn durch hohe Temperaturen und Strahlungsintensitäten große Mengen Ozon und Fotooxidantien gebildet werden. Die maximalen Werte des Sommersmog treten am frühen Nachmittag auf und sind in der Nacht am geringsten. Im Umland verbleiben die Ozonkonzentrationen hingegen dauerhaft auf höherem Niveau und weisen keinen Tagesgang auf. Der Grund dafür ist das Fehlen erhöhter Konzentrationen von Stickstoffoxid, das ja vor allem durch Kfz-Verkehr freigesetzt wird und als Ozonsenke fungiert. (Hupfer & Kuttler, 2006)

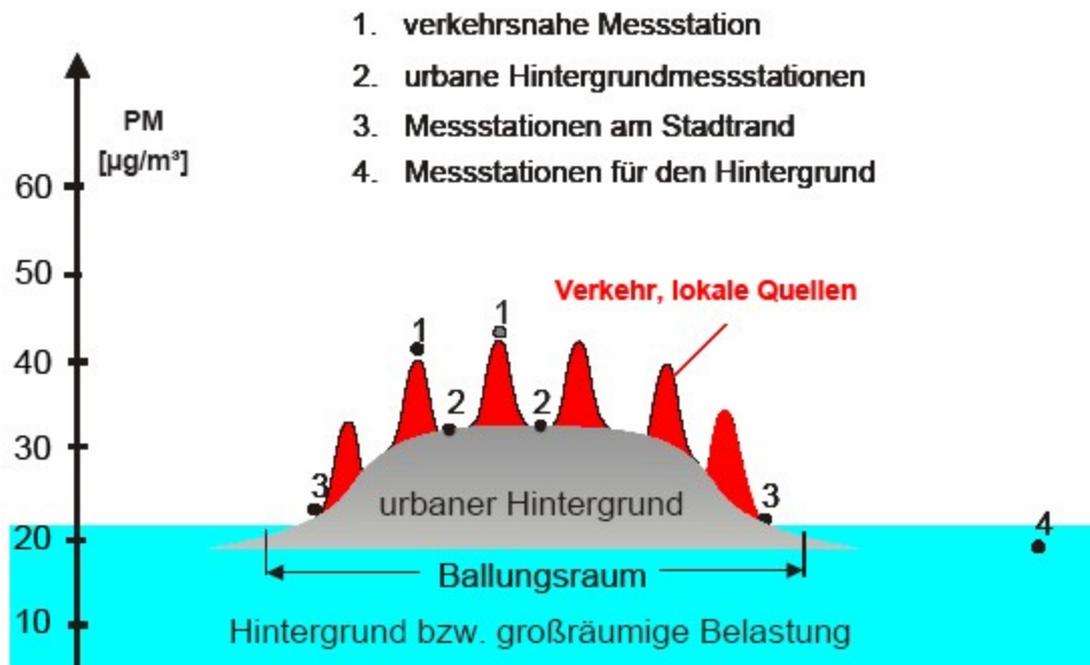


Abbildung 16: Modellvorstellung der Zusammensetzung der Feinstaubbelastung
(Aus: Harbusch, 2005, S. 24)

4. Methodik

Dieses Kapitel soll einen Überblick über die Datengrundlage der nachfolgenden Auswertungen geben. Deshalb finden sich hier Informationen zu den verschiedenen Einrichtungen die in Augsburg Messungen zur lufthygienischen Situation durchführen und deren Daten für diese Arbeit zur Verfügung standen. Solche Daten müssen außerdem durch meteorologische Messungen ergänzt werden, weshalb die Stationen DWD und Universität auch Erwähnung finden.

Zur Verfügung standen die Daten der folgenden Einrichtungen:

- Lufthygienisches Landesüberwachungssystem (LÜB) des Landesamt für Umwelt (LfU): Luftschadstoffe, Meteorologie
- Forschungszentrum Karlsruhe, Institut für Meteorologie und Klimaforschung – Atmosphärische Umweltforschung (IMK-IFU), Garmisch-Partenkirchen: Luftschadstoffe, Mischungsschichthöhen
- Deutscher Wetterdienst (DWD): Meteorologie
- Universität Augsburg, Institut für Geographie: Meteorologie

4.1 Erfassung der lufthygienischen Situation in Augsburg mittels bodengebundener Messungen (kontinuierliche Überwachung)

4.1.1 Lufthygienisches Landesüberwachungssystem Bayern (LÜB)

Das Landesüberwachungssystem ist ein computergesteuertes Netzwerk aus Dauermessstationen, das 1974 vom LfU in Betrieb genommen wurde und der ständigen Kontrolle der lufthygienischen Situation dient. Die gewonnenen Daten dienen der Kontrolle der Einhaltung von Grenzwerten und sind Grundlage für alle kurz- und längerfristigen Maßnahmen der Luftreinhaltepläne. Zurzeit gibt es in Bayern 57 Stationen, die kontinuierlich Daten aufzeichnen. In Augsburg gibt es derzeit die folgenden aktiven Messstationen:

1. Messstation L7.1 Königsplatz: Die Station existiert seit 1975 und ist als verkehrsbezogene Messstation ausgewiesen, da sie sich am zentralen Verkehrsknotenpunkt in der Innenstadt befindet. Die Verkehrsdichte betrug im Jahr 2000 30500 Fahrzeuge pro Tag. Die Station liegt in einer breiten Straßenschlucht, die sich nach Norden hin zum Königsplatz öffnet. Die Entfernung zur nächstgelegenen Straße und Straßenbahntrasse beträgt maximal 1m, zu Gebäuden sind es 20m.
2. Messstation L7.6 Bourges-Platz: Die Station wird seit 1986 betrieben und dient der Erfassung der städtischen Hintergrundbelastung. Die Station liegt in einer breiten Straßenschlucht und der Abstand zur nächstgelegenen Straße beträgt ca. 12m. In 100m Entfernung befindet sich eine stark befahrene Kreuzung, in 400m Industrieansiedlungen. Die letzte Verkehrszählung an diesem Standort erfolgte 1992 und ergab 6600 Fahrzeuge pro Tag.
3. Messstation L7.8 LfU: Die Station existiert seit 2001. Sie liegt am südlichen Stadtrand von Augsburg. Die Station dient der Erfassung der großräumigen Hintergrundbelastung. Die nächstgelegene Straße ist 100m entfernt und das Verkehrsaufkommen ist äußerst gering.
4. Messstation L14.1 Karlstraße: Die Station existiert seit 2003 und ist die zweite verkehrsbezogene Messstation im innerstädtischen Bereich. Der Standort ist eine Straßenschlucht mit geringem Abstand zur nächstgelegenen Straße (1m) und zu 20m hohen Gebäuden (2m). Eine Verkehrszählung im Jahr 2000 ergab eine hohe Verkehrsdichte mit 30728 Fahrzeugen pro Tag. Die Karlstraße gehört zu den wichtigsten Ost-West-Verbindungen in der Stadt.

Die vier Abbildungen zeigen die Lage der LÜB Stationen.



LÜB Station – L7.1 Königsplatz



LÜB Station – L7.6 Bourges-Platz



LÜB Station – L7.8 LfU



LÜB Station – L14.1 Karlstraße

**Abbildung 17: Satellitenaufnahmen aller LÜB Stationen in Augsburg
(Aufnahmen mit Google Earth, 2006)**

Tabelle 5 zeigt die Messgeräte und Messgrößen der LÜB Stationen in Augsburg:

Messgerät	Messgröße	Auflösung, Einlasshöhe, Einheit
SO ₂	SO ₂	30min-Mittel, 4m, mg
NO-NO _x -Analysator	NO, NO ₂	30min-Mittel, 4m, mg
CO-Monitor	CO	30min-Mittel, 4m, mg
Ozonmonitor	O ₃	30min-Mittel, 4m, mg
Staubmessgerät	PM ₁₀	30min-Mittel, 4m, µg
BTX-Monitor	Benzol, Toluol, Xylol	30min-Mittel, 4m, mg
Meteorologische Messtation		
Pt100	Lufttemperatur	30min-Mittel, °C
Dosenbarometer	Luftdruck	30min-Mittel, hPa
Windfahne	Windrichtung	30min-Mittel, Grad [0-360°]
Schalenkreuzanemometer	Windgeschwindigkeit	30min-Mittel, m/s
Haarhygrometer	Relative Feuchte	30min-Mittel, %
Thermoelement	Globalstrahlung	30min-Mittel, W/cm ²

Tabelle 5: Messgeräte und Messgrößen der LÜB Stationen in Augsburg

Tabelle 6 zeigt die Ausstattung der einzelnen LÜB Stationen (Stand 2008):

	L7.1 Königsplatz	L7.6 Bourges-Platz	L7.8 LfU	L14.1 Karlstraße
SO ₂	✓		✓	
NO ₂	✓	✓	✓	✓
NO	✓	✓	✓	✓
CO	✓		✓	✓
O ₃			✓	
Benzol, Toluol, o-Xylol (BTX)	✓		✓	
PM ₁₀	✓	✓	✓	✓
Staubniederschlag	✓			
Meteorologische Größen			✓	
Meteor. Größen: Windrichtung-, Geschwind.; Lufttemp.; Niederschlag; Luftdruck; Luftfeuchte; Globalstrahlung				

Tabelle 6: Ausstattung der LÜB Stationen (Stand 2008)

4.1.2 Messkampagne Augsburg des IMK-IFU

Das Institut für Meteorologie und Klimaforschung – Atmosphärische Umweltforschung (IMK-IFU) des Forschungszentrums Karlsruhe führt seit Herbst 2006, im Rahmen des Projekts Umweltaerosole, in Augsburg Untersuchungen zur Meteorologie und Luftbelastung durch. Bisherige Standorte der Messungen waren in der Nähe von LfU, Fachhochschule (FH), Abfallverwertungsanlage (AVA) und BifA (Bayerisches Institut für Angewandte Umweltforschung). Die Messungen werden mit in-situ Verfahren und optischen, sowie akustischen Fernmessverfahren durchgeführt. Bisher gab es zwei Intensivmessphasen in den Wintern 2006/07 und 2007/08, in denen die Luftschadstoffe NO_x , CO, Ozon und Feinstaub gemessen, sowie mittels Ceilometer und SODAR/RASS vertikale Profile der Atmosphäre ermittelt wurden. Die Messung der Luftschadstoffe erfolgt am Standort BifA, im Nordosten von Augsburg. Durch die Ergebnisse dieser Messkampagne sollen die Zusammenhänge zwischen der Luftbelastung und den meteorologischen Bedingungen in Augsburg näher untersucht werden. Am Messpunkt BifA kann die großräumige Hintergrundbelastung ermittelt werden.

In der folgenden Tabelle sind die eingesetzten Messgeräte verzeichnet.

Messgeräte	Messgröße	Auflösung, Einlasshöhe
Ceilometer CL31	Rückstreuintensität, Mischungsschichthöhe (indirekt)	15s, 10m, max. Höhe 7500m
Ceilometer LD40	Rückstreuintensität, Mischungsschichthöhe (indirekt)	15s, 15m, max. Höhe 4000m
SODAR mit RASS	Windgeschwindigkeit, -Richtung, Standardabweichung der vertikalen Windkomponente, Rückstreuintensität, Mischungsschichthöhe (indirekt)	10-30min, 10-30m, max. Höhe 1300m, max. Abweichung bei Wind: 5-10%
CO-Monitor	CO	30min, 4,6m
NO-NO_x-Analysator	NO, NO _x , NO ₂ (indirekt)	30min, 4,6m
Ozon-Monitor	O ₃	30min, 4,6m
Staubmessgerät	PM ₁₀	30min, 4,6m

Tabelle 7: Messgeräte und Messgrößen des IMK-IFU in Augsburg

Die Messdaten können in den folgenden Auswertungen direkt mit denen des LfU verglichen werden, da die Daten durch Vergleichsmessungen am Standort LfU abgeglichen wurden. Außerdem sind die Messgeräte für die CO-, NO_x-, O₃- und PM₁₀-Untersuchungen des IMK-IFU vom selben Typ wie die Geräte der LÜB Stationen.

Die folgende Abbildung zeigt Satellitenaufnahmen der IMK-IFU Standorte in Augsburg.

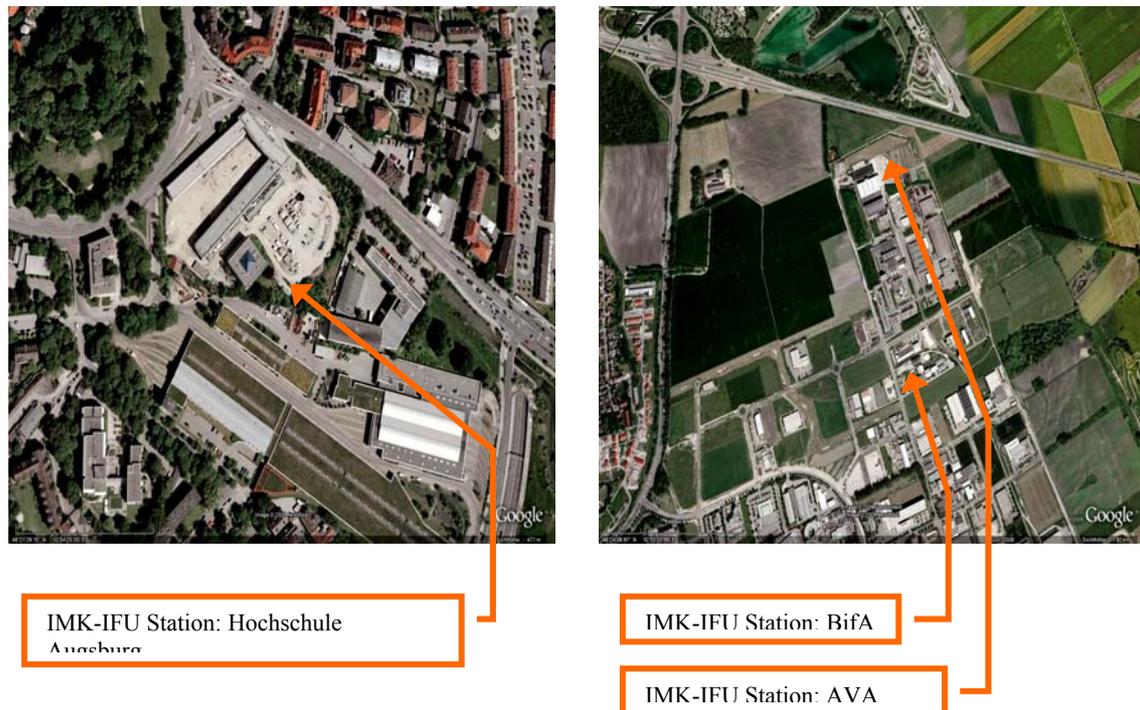


Abbildung 18: Satellitenaufnahmen der IMK-IFU Standorte in Augsburg (Aufnahmen mit Google Earth, 2006)

4.1.3 DWD

Am Flughafen Augsburg befindet sich eine vollautomatische Wetterstation des Deutschen Wetterdienstes. In der folgenden Tabelle sind die meteorologischen Parameter aufgelistet, die von der Station gemessen werden.

Messgröße	Einheit, Auflösung (ab 2001)	Ergänzungen
Lufttemperatur	°C, 1h-Mittel	Min., Mittel und Max. in 5 und 2m Höhe
Luftdruck	hPa, 1h-Mittel	In Stationshöhe
Windrichtung	Dekagrad [0-36°], 05:50, 11:50, 17:50h UTC	
Windgeschwindigkeit	m/s, 1h-Mittel	Spitzenböe, Windstärke in Bf
Niederschlag	mm, 1h-Mittel	2m Höhe
Relative Feuchte	%, 1h-Mittel	
Sonnenscheindauer	min, 1h-Mittel	

Tabelle 8: Messgrößen der DWD Station Augsburg-Mühlhausen

Abbildung 19 zeigt eine Satellitenaufnahme der DWD Station am Augsburger Flughafen



DWD Station:
Flughafen Augsburg

Abbildung 19: Satellitenaufnahmen des DWD Standortes in Augsburg
(Aufnahmen mit Google Earth, 2006)

4.1.4 Wetterstation Universität Augsburg

Auf dem Dach des Universitätsgebäudes, in dem sich das Institut für Geographie befindet, wurde 2005 eine Wetterstation eingerichtet. Die wichtigsten meteorologischen Parameter die erfasst werden, sind in Tabelle 9 dargestellt.

Messgröße	Einheit, Auflösung	Ergänzungen
Lufttemperatur	°C, 5min-Mittel	
Luftdruck	hPa, 5min-Mittel	
Windrichtung	Grad [0-360°]	Windmast in 10m Höhe
Windgeschwindigkeit	m/s, 5min-Mittel und Spitzenböe	Windmast in 10m Höhe
Niederschlag	mm, 5min-Mittel	
Relative Feuchte	%, 5min-Mittel	
Sonnenschein	W/m ² , 5min-Mittel	

Tabelle 9: Messgrößen der Station Universität Augsburg

4.2 Erfassung der lufthygienischen Situation in Augsburg mittels einer Satellitengestützten Fernerkundungsmethode – Die ICAROS NET Plattform (Aus der Forschung)

ICAROS NET steht für ‚Integrated Computational Assessment of Urban Air Quality Via Remote Observation Systems NETwork‘. Das Hauptziel bei der Entwicklung der ICAROS NET Plattform lag im Bestreben die Lebensbedingungen der Bevölkerung in den Städten durch die Verbesserung der Luftqualität zu erhöhen. Dies soll erreicht werden, indem die Luftqualität durch Beobachtung aus dem All mithilfe einer Satellitenbilddauswertungsmethode überwacht wird. Dafür sollen in der Plattform die verschiedenen Daten zu Meteorologie, Schadstoffen, numerischen Simulationen und Satellitenbildern verknüpft werden. (Sarigiannis & Gotti, 2005) Die ICAROS NET Plattform ist ein Softwarepaket auf GIS Basis mit modularem Aufbau. In jedem Modul erfolgen eigenständige Prozesse und Berechnungen. Die Programmierung des gesamten Programms erfolgte unter der Leitung von N. Soulakellis an der Universität von AEGEAN, im Departement für Geographie. (Soualakellis et al., 2005)

Das Kernstück des ICAROS Net Programms ist die Berechnung der Aerosol-optischen Dicke (Aerosol-optical-thickness, AOT) aus Satellitenbildern. Aus den gewonnenen AOT Werten können anschließend, unter Berücksichtigung der Mischungsschichthöhe und Relativen Feuchte, bodennahe PM_{10} -, $PM_{2,5}$ - und PM_1 -Konzentrationen ermittelt werden. Kenntnisse über die Berechnung der AOT gibt es schon eine ganze Weile. In den bisherigen Untersuchungen stand jedoch selten die AOT selbst im Mittelpunkt des Interesses, sondern diente dazu, Satellitenbilder von den unerwünschten optischen Effekten des atmosphärischen Aerosols zu reinigen. Heute wird die AOT jedoch auch als Luftqualitätsindikator verwendet und ist außerdem für Untersuchungen über Zusammenhänge zwischen Luftverschmutzung und Sichtweite interessant. (Sifakis & Deschamps, 1992) Die Methode zur Gewinnung von AOT Werten basiert auf der differenzierten Texturanalyse von radiometrischen Werten von Satellitenaufnahmen. Bei klarem Wetter und hohen Belastungssituationen können Informationen über die optischen Effekte von partikelförmigen Luftschadstoffen in der Atmosphäre, in Form von AOT Werten gewonnen werden. Der Vorteil dieser satellitengestützten Methode liegt in der Möglichkeit, alle aktuellen Emissionen in einem Gebiet erfassen zu können, sofern die gasförmigen Spurenstoffe zu optisch wirksamen sekundären Partikeln umgewandelt werden. (Sifakis & Deschamps, 1992)

Als Endprodukt liefert das Programm verschiedenen Karten, die nahezu flächendeckend für das Untersuchungsgebiet die Feinstaubbelastung wiedergeben. Die Auflösung der Karten ergibt sich aus den Parametern des verwendeten Sensors. Für Augsburg wurden Bilder von Landsat 5 verwendet, der eine Auflösung von 30x30m hat.

In diesem Kapitel wird ICAROS NET Plattform beschrieben. Im ersten Abschnitt wird auf die optischen Eigenschaften der Atmosphäre eingegangen, um im folgenden Abschnitt erläutern zu können, wie es möglich ist, aus Satellitenbildern Informationen über die Aerosolbelastung der Atmosphäre zu gewinnen. Dann folgt ein kurzer Exkurs zur Auswahl geeigneter Satellitenbilder. Im letzten Abschnitt wird der Aufbau der Plattform näher beschrieben, um zu zeigen, wie die Benutzeroberfläche eines solchen Programms aussehen kann. Im Anschluss zum Theorieteil folgt ein kurzer Abschnitt in welchem näher darauf eingegangen wird, weshalb die Anwendung der ICAROS NET Plattform eine sinnvolle Ergänzung zu bestehenden Messnetzen darstellt.

4.2.1 Die optischen Eigenschaften der Atmosphäre

Die Atmosphäre besteht aus den verschiedensten gas- und partikelförmigen Bestandteilen. Beim Auftreffen kurz- und langwelliger elektromagnetischer Strahlung auf die Bestandteile kommt es zu verschiedenen Wechselwirkungen. Diese Vorgänge haben Auswirkungen auf die Materie und die Strahlung. Es kommt zu Absorption, Transmission und Streuung. Aufgrund dieser optischen Eigenschaften kann neben der Erdoberfläche auch die Atmosphäre mit Fernerkundungsmethoden beobachtet werden.

Die Strahlungsmodifikation und Abschwächung, die ein Lichtstrahl bei der Atmosphärendurchwanderung erfährt, wird Extinktion genannt. Nach dem BEERSCHEN-Gesetz (Gleichung 7) ergibt sich die am Erdboden ankommende Strahlungsenergie I aus der zurückgelegten Distanz der elektromagnetischen Wellen L mit der Strahlungsintensität I_0 sowie des Extinktionskoeffizienten ε_{ext} .

$$I = I_0 e^{-\varepsilon_{\text{ext}} L} \quad (7)$$

Der Extinktionskoeffizient ε_{ext} ergibt sich aus Absorptions- und Streuvorgängen der Strahlung an den gas- und partikelförmigen Luftbestandteilen (Gleichung 8).

$$\varepsilon_{\text{ext}} = \sigma_g^{\text{abs}} + \sigma_g^{\text{scat}} + \sigma_a^{\text{abs}} + \sigma_a^{\text{scat}} \quad (8)$$

Die verschiedenen Anteile am Extinktionskoeffizienten können stark variieren. Bei geringer Partikelbelastung und Absorption durch Gase dominiert die Streuung an Gasen σ_g^{scat} . Bei hoher Partikelbelastung hingegen dominieren Streu- und Absorptionsvorgänge an Aerosolen, σ_a^{scat} und σ_a^{abs} . Die Wechselwirkungen hängen stark vom Verhältnis von Wellenlänge der Strahlung und dem Durchmesser der Gasmoleküle und Partikel ab. (Graedel, 1994; Lauer & Bendix, 2004) Über die Länge der Wegstrecke dz kann aus dem Extinktionskoeffizienten ε_{ext} schließlich die optische Dicke der Atmosphäre τ hergeleitet werden.

$$\tau = \int_0^z \varepsilon_{\text{ext}} \cdot dz \quad (9)$$

Die Gleichung 9 kann für Objekte wie z.B. Aerosole oder für bestimmte Wellenlängen bestimmt werden. (Lauer & Bendix, 2004)

Bei der Absorption wird ein Teil der Strahlungsenergie beim Auftreffen auf Materie in Wärmeenergie umgewandelt. Die Bewegungsenergie in den einzelnen Molekülen des Partikels wird erhöht (Brownsche Bewegung), wodurch seine Körperwärme ansteigt. Der innere Energiegehalt bestimmt wiederum, wie viel Wärmestrahlung der Körper nach Außen abgibt. Je höher die Temperatur eines Körpers, desto kurzwelliger und energiereicher ist seine Ausstrahlung (STEFAN-BOLTZMANN-Gesetz). Bei der Absorption von solarer Strahlung durch Materie findet spektrale Umwandlung statt, da kurzwellige Strahlung in langwellige Wärmeabstrahlung umgewandelt wird. Die Absorption an Gasen findet in Banden statt, an Aerosolen ist sie wellenlängenunabhängig und sehr gering. Im sichtbaren Spektralbereich von $0,4 - 0,78\mu\text{m}$ existiert das so genannte atmosphärische Fenster, in dem die Strahlungsabsorption durch Gase sehr gering ist. Mit zunehmender Wellenlänge steigt die Absorption insbesondere durch Wasserdampf und CO_2 . (Lauer & Bendix, 2004; Siegenthaler, 1997)

Bei der Streuung werden die elektromagnetischen Wellen von ihrem Strahlungspfad abgelenkt. Es findet keine spektrale Umwandlung statt, der Wellenlängenbereich wird nicht durch die Interaktion mit der Materie verändert. Das Streufeld ergibt sich aus dem Wellenlängenbereich der Strahlung, dem Größenverhältnis zwischen Wellenlänge und Materie und dem Winkel mit welchem die Strahlung auf die Materie trifft. Bei feinen Stoffen wie Aerosolen und Gasmolekülen kann die Ablenkung nach allen Richtungen erfolgen. Wird direkte solare Strahlung ausschließlich in den oberen Halbraum abgelenkt, also in Richtung Quelle, wird von Reflexion gesprochen. (Lauer & Bendix, 2004)

Wenn der Molekül- oder Partikeldurchmesser sehr viel kleiner als die Wellenlänge ist, findet die so genannte RAYLEIGH-Streuung statt. Die Streuung ist selektiv, was bedeutet, dass sie umso intensiver ist, je höher der Größenunterschied zwischen Wellenlänge und Objekt wird. (Graedel, 1994) Die RAYLEIGH-Streuung betrifft also nur Interaktionen mit Molekülen und Partikeln, die kleiner als $0,03\mu\text{m}$ sind. Die Ablenkung der Strahlung erfolgt symmetrisch in den oberen oder unteren Halbraum (Vorwärts- und Rückwärtsstreuung) (vgl. auch Abbildung 20). (Siegenthaler, 1997)

Streuvorgänge bei denen Molekül- oder Partikeldurchmesser ähnlich groß sind wie die auftreffende Wellenlänge werden als MIE-Streuung bezeichnet. Im sichtbaren bis nahinfraroten Spektralbereich findet MIE-Streuung deshalb zum größten Teil an Aerosolen und sehr kleinen Hydrometeoren statt. Die Ablenkung vom Strahlungspfad erfolgt nicht mehr symmetrisch, sondern gerichtet. Je ähnlicher sich Wellenlänge und Objektdurchmesser sind, desto intensiver ist die Streuung. In Abbildung 20 ist die Veränderung des dominierenden Streuwinkels und – Intensität dargestellt. (Lauer & Bendix, 2004) Sobald die Teilchengröße deutlich größer als die Wellenlänge ist, erfolgt die Intensität der Streuung wellenlängenunabhängig. Die Richtungsabhängigkeit der MIE-Streuung bleibt jedoch bestehen. (Lauer & Bendix, 2004)

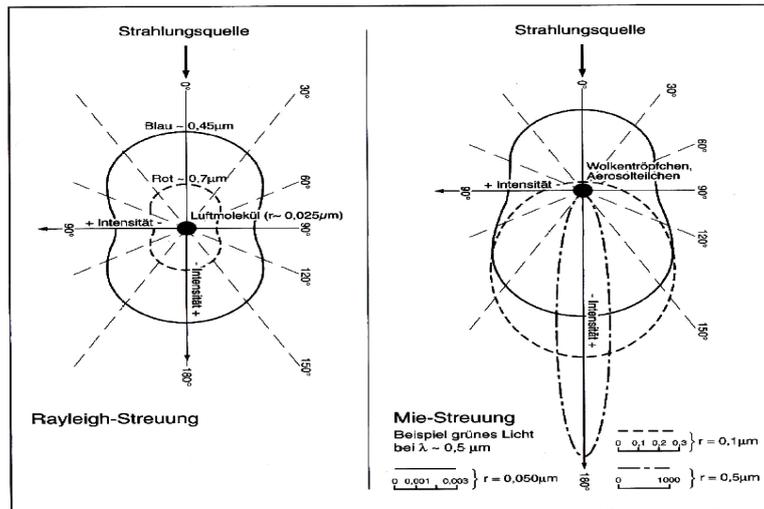


Abbildung 20: Polardiagramme der Lichtintensität als Funktion des Streuwinkels für Luftmoleküle (rechts) und Aerosole (links)
(Aus: Lauer & Bendix, 2004, S. 48)

Beim Durchgang durch die Atmosphäre geht im Bereich um $0,5\mu\text{m}$ fast $\frac{1}{4}$ der solaren Strahlung durch Extinktion aufgrund von Aerosolen und Luftmolekülen verloren (vgl. Abbildung 21). Ab einer Wellenlänge von $0,8\mu\text{m}$, beim Übergang zum nahen Infrarotbereich, nimmt die Absorption durch atmosphärische Gase stark zu. (Lauer & Bendix, 2004) Der Anteil von Aerosolstreuung am gesamten Aerosol-Extinktionskoeffizienten wird durch die aerosol single scattering albedo (Aerosol-Streuungsalbedo) beschrieben. Das Streuvermögen homogener Aerosole wird vor allem durch das Verhältnis von Durchmesser zu Wellenlänge auftreffender Strahlung bestimmt, bei inhomogenen Aerosolen bestimmen die einzelnen Bestandteile das Streuvermögen. (Siegenthaler, 1997)

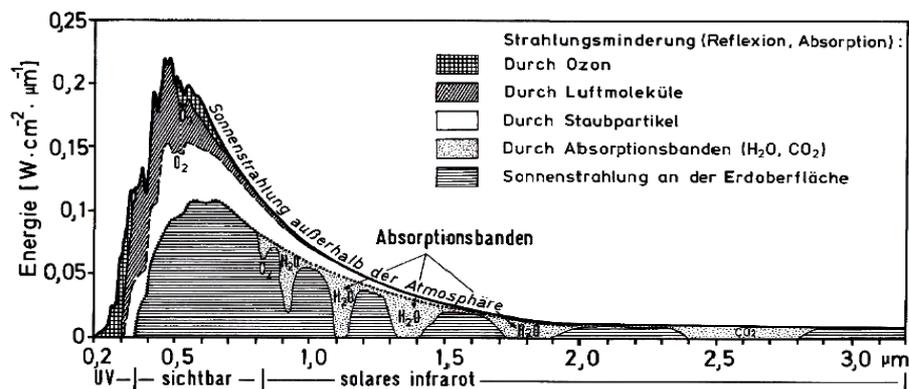


Abbildung 21: Spektrale Verteilung der Sonnenstrahlung und ihre Veränderungen beim Atmosphärendurchgang (Aus: Lauer & Bendix, 2004, S. 50)

Der Extinktionskoeffizient ist über einer städtischen Atmosphäre am höchsten, da hier besonders hohe Teilchenkonzentrationen in der Luft sind. In Tabelle 10 sind typische Werte für verschiedene Aerosoltypen bei einer Wellenlänge von $0,55\mu\text{m}$ dargestellt. Zum Vergleich sind außerdem die Extinktionswerte für Cumulus Wolken aufgeführt.

Aerosoltyp	Extinktionswerte [km^{-1}]
Kontinental – Reinluft	0,026
Kontinental – verschmutzt	0,175
Kontinental – Stadt	0,353
Wüste	0,145
Maritim – Reinluft	0,090
Maritim – verschmutzt	0,115
Cumulus Wolke	72 – 121

Tabelle 10: Aerosoltypen und ihre charakteristischen Extinktionswerte
(Aus: Hess et al., 1998, S.)

Durch Streuung an Aerosolen kann die Sichtweite in der Atmosphäre um 60-95% reduziert werden. Die Sichtweitenreduktion durch Absorption an Aerosolen beträgt hingegen nur 5-40%. Zu den Partikeln die am stärksten Sonnenlicht streuen gehören SO_4^2 - und Kohlenwasserstoffe. (Campagni & Sandroni, o.J.)

4.2.2 AOT und PM Berechnung

Für die Berechnung der AOT werden zwei Satellitenbilder benötigt, ein stark belastetes und ein unbelastetes Referenzbild. Durch den erhöhten Gehalt von Gasen und Aerosolen auf der belasteten Aufnahme ändern sich die atmosphärische Zusammensetzung und der Extinktionskoeffizient nimmt einen höheren Wert an. MIE und RAYLEIGH-Streuung verursachen eine Art von Grauschleier auf der Satellitenaufnahme, wodurch der Kontrast der Bodenoberfläche im visuellen Spektralbereich reduziert wird. Diese Kontrastreduktion ist der Ausgangspunkt für die Berechnung der AOT Werte. Die AOT ist nach Sifakis et al. (2005) definiert als das lineare Integral des Extinktionskoeffizienten in der Atmosphäre. Die Höhe des AOT Wertes ergibt sich also aus der Anzahl der in der Luft schwebenden Partikel. (Sifakis et al., 2005) Über die Streuung der solaren Strahlung können deshalb Rückschlüsse auf den Aerosolgehalt gezogen werden. Das grundlegende Problem bei der AOT Berechnung ergibt sich dabei aus der hohen zeitlichen und räumlichen Variabilität der Aerosolkonzentrationen. (Deschamps & Tanré, 1981)

Für die AOT Berechnung werden zwei Codes verwendet, der DTA und der SMA Code. Der DTA Code (Differential Textural Analysis) basiert auf einem Kontrast-Reduktions-Code von Tanré et al. von 1988.

Der Ausgangspunkt für die Bestimmung des optischen Effekts der Atmosphäre sind die vom Satelliten aufgenommenen Digital Numbers (DN, Grauwerte) im sichtbaren Spektralbereich. Sie ergeben sich aus dem Reflexionsvermögen des Zielobjekts, den geometrischen Parametern der Aufnahme und den Strahlungsverhältnissen wie Sonnenzenitwinkel und Erdbahnparameter. Da diese Parameter für die beiden Satellitenbilder nicht völlig identisch sind, müssen die DNs beider Bilder zuvor korrigiert werden. Zuerst werden die Werte so verändert, dass sie den Verhältnissen am Satelliten (L^*) entsprechen, dann den Verhältnissen am Oberrand der Atmosphäre (ρ) (top-of-atmosphere, TOA). Es gilt folgende Gleichung:

$$\rho(\lambda) = \frac{\pi \cdot L^*(\lambda)}{E_s(\lambda) \cdot \cos \vartheta_s} \quad (10)$$

Der Term im Nenner (L^*) beschreibt die spektrale Ausstrahlung des Objekts am Oberrand der Atmosphäre, der Term im Zähler (E) die solare Ausstrahlung und den Sonnenzenitwinkel. Als Ergebnis erhält man die tatsächlichen Reflexionswerte auf beiden Satellitenbildern.

Unterschiede zwischen den Bildern bestehen nach der Korrektur nur noch aufgrund des optischen Effekts der Atmosphäre. Die optischen Unterschiede ergeben sich, wie bereits beschrieben, aus Änderungen in der Zusammensetzung der Luft aufgrund der verschiedenen Belastungssituationen. Im Idealfall ist das belastete Bild (polluted image) durch Luftverunreinigungen extrem hoch belastet und das unbelastete Bild (reference image) gibt die „reine“ Atmosphäre wieder. Um die Kontrastunterschiede in den Aufnahmen festzustellen, werden für jeden einzelnen Reflexionswert im belasteten Bild die Standardabweichung (σ) und der dazugehörige Fehlerwert vom entsprechenden Wert im unbelasteten Bild berechnet. Die so gewonnenen AOT Werte sind folglich nur relative Werte. Die Berechnung der Standardabweichung erfolgt innerhalb eines Superpixels von variabler Größe, wobei der zentrale Pixel innerhalb des Superpixels den σ -Wert zugewiesen bekommt. Der Superpixel wandert über das gesamte Bild, bis alle Pixel einen σ -Wert bekommen haben. Derselbe Vorgang wird anschließend auch für das unbelastete Bild durchgeführt. (Sarigiannis & Gotti, 2005) Die Standardabweichungswerte fallen auf dem belasteten Bild niedriger aus, da die Reflexionswerte durch den höheren Aerosolgehalt reduziert sind. (Sifakis et al., 2002)

Im nächsten Schritt werden die AOT Werte (τ) der belasteten Aufnahme mit folgender Gleichung berechnet:

$$\tau = \cos(\mathcal{G}_0) \cdot \ln \left[\frac{\sigma(\rho_{reference})}{\sigma(\rho_{polluted})} \right] \quad (11)$$

Die AOT (τ) besteht aus den folgenden Komponenten:

$$\tau = \tau_g^{abs} + \tau_a^{abs} + \tau_g^{scat} + \tau_a^{scat} \quad (12)$$

Die Gleichung besteht aus den Komponenten τ_g^{abs} und τ_a^{abs} , welche den Anteil der Absorption durch Gase (τ_g^{abs}) und Aerosol (τ_a^{abs}) am optischen Effekt der Atmosphäre darstellen. Die Komponenten τ_g^{scat} und τ_a^{scat} stehen für die Anteile der Streuung von Gasen (τ_g^{scat}) und Aerosol (τ_a^{scat}). (Sifakis et al., 2002)

Der erste Parameter τ_g^{abs} ist vernachlässigbar, da die Absorption durch Gase erst bei Wellenlängen größer dem sichtbaren Spektralbereich ($>0,8\mu\text{m}$) von Bedeutung ist. Der zweite Faktor τ_a^{abs} erzeugt eine Art optischen Abschirmeffekt durch nichtstreuende Partikel wie Ruß. Die beiden Faktoren τ_g^{scat} und τ_a^{scat} verursachen durch Gas- und Partikelstreuung den besagten Unschärfefefferkt im Satellitenbild. Die Berechnung der AOT erfolgt schließlich aus dem Faktor τ_a^{scat} . (Sifakis & Deschamps, 1992)

Aus der AOT kann nun der Aerosol-Streuungskoeffizient (b_{scat}) berechnet werden. Da sich fast 90% des atmosphärischen Aerosols innerhalb der Mischungsschicht befinden, muss für die Berechnung von b_{scat} die Mischungsschichthöhe (h_{mix}) einbezogen werden. (Schäfer et al. 2008) Der Streuungskoeffizient feiner Partikel innerhalb der Mischungsschicht ergibt sich aus folgender Gleichung:

$$b_{\text{scat}} = \frac{\tau}{h_{\text{mix}}} \quad (13)$$

Die Bestimmung der Mischungsschichthöhe kann durch Ceilometer (LIDAR-Systeme) erfolgen. Das Prinzip der Methode basiert darauf, dass ein ausgesendeter Laserimpuls durch die Luftbestandteile gestreut und reflektiert wird und diese Informationen bei der Rückkehr an das Gerät weitergibt. Aus der Intensität der Streuung und der Länge der Laufzeit des Impulses kann schließlich die Mischungsschichthöhe hergeleitet werden. (Emeis et al., 2009) Es gilt folgende Gleichung für die Feststellung der Mischungsschichthöhe:

$$h = \frac{c \cdot t}{2} \quad (14)$$

Dabei ist c die Lichtgeschwindigkeit, t die Zeitspanne zwischen Senden und Empfang des Impulses. Der Faktor $\frac{1}{2}$ berücksichtigt die doppelte Weglänge des Impulses in der Atmosphäre. (Harbusch, 2005)

Nach dem DTA Code folgt der Einsatz des SMA Codes. Der DTA Code geht davon aus, dass sich die Rückstrahlung durch die Bodenoberfläche zeitlich nicht ändert. Der Code stößt an seine Grenzen, sobald die Reflexionswerte des Bodens auf beiden Bildern stark voneinander abweichen. Dies ist der Fall sobald sich zwischen den beiden Aufnahmen Änderungen in der Vegetation oder der Landnutzung ergeben. Dieses Problem ist die Grundlage für die Anwendung des SMA Codes (Satellite Mapping of Aerosols), bei dem mithilfe des 6. Kanals von Landsat (Thermale Infrarot 10,4-12,5 μm) die Wärmestrahlung (langwellige Ausstrahlung) der Pixel berechnet wird. Jeder Pixel hat eine bestimmte Temperatur, die durch die solare Einstrahlung und die langwellige Ausstrahlung des Erdbodens bestimmt wird. Mit steigendem Aerosolgehalt in der Atmosphäre kommt jedoch aufgrund von Absorption immer weniger solare Strahlung am Erdboden und weniger langwellige Strahlung am Sensor an. Je höher also der Aerosolgehalt, desto geringer die gemessene Temperatur des Pixels. (Sifakis et al., 2002)

Mit der folgenden Gleichung werden die Pixel überprüft:

$$\Delta T^* = T_1^* + T_2^* = T_{E1} - T_{E2} + \Delta T_{a1} - \Delta T_{a2} + \Delta T_{g1} - \Delta T_{g2} \quad (15)$$

T_1^*, T_2^* Temperaturen der Pixel auf beiden Bildern

T_{E1}, T_{E2} Wärmestrahlung der verschiedenen Oberflächen zum Zeitpunkt der Aufnahme

$\Delta T_{a1}, \Delta T_{a2}$ Durch Aerosol verursachte Änderungen des Wärmegehalts

$\Delta T_{g1}, \Delta T_{g2}$ Durch Gase verursachte Änderungen des Wärmegehalts

Sollte zwischen den beiden Aufnahmen keine großen Druckunterschiede herrschen, kann $\Delta T_{g1} = \Delta T_{g2}$ gesetzt werden. Weiterhin kann $T_{E1} - T_{E2}$ vernachlässigt werden, da es für die gesamte Aufnahme als konstant angesehen wird. Veränderungen der Pixeltemperaturen werden also nur auf den Aerosoleinfluss ($\Delta T_{a1} - \Delta T_{a2}$) zurückgeführt. Pixel bei denen der ermittelte Temperaturunterschied zu groß ausfällt, erhalten keinen AOT Wert, da dieser Wert nicht allein den Aerosolgehalt wieder spiegeln würde. Die Änderung der Bodenoberfläche verfälscht den AOT Wert. (Sifakis et al., 2002)

Die gewonnenen AOT Werte sind der Ausgangspunkt für die anschließenden PM Berechnungen.

Es ist zu beachten, dass bei der Berechnung der PM₁₀ Werte die relative Luftfeuchte aus den folgenden Gründen berücksichtigt werden muss. Wenn die AOT Werte für den 2. Kanal (0,52-0,6µm) von Landsat 5 berechnet werden, liefern die Werte hauptsächlich Informationen über Partikel mit einem Durchmesser von 0,2-1µm. Dieser Umstand wird durch die MIE-Streuung verursacht, bei der die Partikel mit der stärksten Streuintensität ca. 0,5-2mal kleiner sind als die auftreffende Wellenlänge. Der Streukoeffizient der aus den AOT Werten des 2. Kanals gewonnen wurde, kann also vor allem Informationen über PM_{2,5} und PM₁ liefern. Die berechneten PM₁₀ Konzentration tendieren dazu, geringer als real gemessene Konzentrationen auszufallen. Um möglichst reale PM₁₀ Konzentrationen zu erhalten, muss die relative Luftfeuchte mitberücksichtigt werden. Dies ist für die beiden kleineren PM Klassen nicht notwendig, da der Streukoeffizient quasi stellvertretend für ihre Massenkonzentration ist. Für die PM₁₀ Berechnung muss ein zusätzlicher Korrekturfaktor einbezogen werden, der berücksichtigt, dass bei steigender relativer Luftfeuchte die Partikelradien und dadurch die PM₁₀ Konzentrationen in der Luft zunehmen, selbst wenn die Partikelanzahl gleich bleibt (s. Abbildung 23). (Sarigiannis & Gotti, 2005) Die Zunahme des Radius geschieht durch Adsorption und Kondensation von Wasserdampf an hydrophilen Aerosolen.

Der Partikelradius wächst bis ca. 60% relativer Luftfeuchte sehr langsam an, dann wird das Wachstum beschleunigt. (Day & Malm, 2001) Dasselbe Verhalten wurde für die Albedo der Partikel und damit auch für den Streukoeffizienten festgestellt. Je größer der Radius durch die Anlagerung von Wasserdampf wird, desto höher ist die Albedo des Partikels. (Grant et al., 1999)

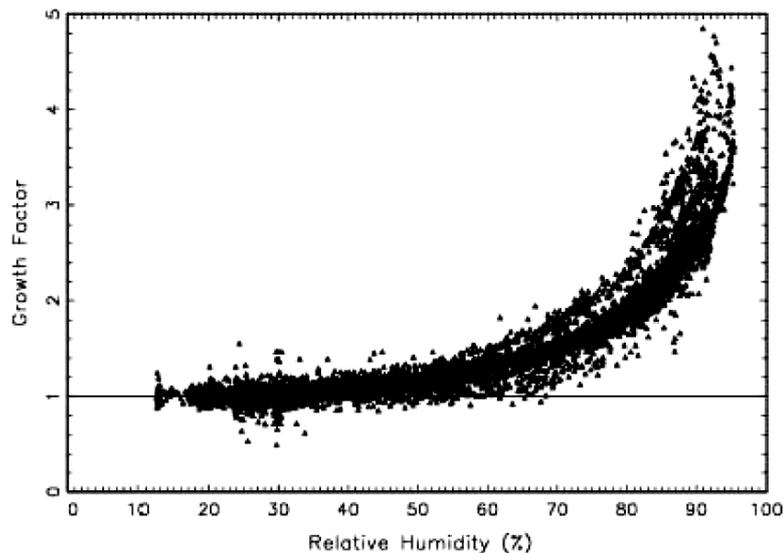


Abbildung 22: Abhängigkeit des Partikelwachstums von der relativen Luftfeuchte
 Aus: Day & Malm, 2001)

Aus den AOT Werten können mit den unten stehenden Gleichungen die PM Konzentrationen in der Mischungsschicht hergeleitet werden.

	Winter	Sommer
PM₁₀	$C_{PM_{10}} = 122067 \cdot b_{scat} + 0.70 \cdot RH$	$C_{PM_{10}} = 54771,32 \cdot b_{scat} + 5,69 \cdot RH$
PM_{2,5}	$C_{PM_{2,5}} = 79555,25 \cdot b_{scat}$	$C_{PM_{2,5}} = 41397,47 \cdot b_{scat} + 5,75$
PM₁	$C_{PM_1} = 69298,73 \cdot b_{scat}$	$C_{PM_1} = 33441,11 \cdot b_{scat} + 5,27$

Tabelle 11: Gleichungen zur Berechnung der PM Konzentrationen im Winter und Sommer
 (Aus: Sarigiannis & Gotti, 2005)

Der Faktor c steht für den Tagesmittelwert der P_m Konzentration in $\mu\text{g}/\text{m}^3$ und b ist der Streukoeffizient aus AOT (τ) und Mischungsschichthöhe (h_{mix}). Die Gleichungen wurden anhand von empirischen Regressionsmodellen für den Raum München ermittelt. Durch die Nähe zu München können die Gleichungen auch für den Raum Augsburg angewendet werden ohne allzu große Abweichungen erwarten zu müssen. Es gibt verschiedenen Gleichungen für Winter und Sommer, weil Unterschiede in den Partikelgrößen und der durchschnittlichen Mischungsschichthöhe für die kalte und warme Jahreszeit existieren. (Schäfer et al., 2008)

4.2.3 Satellitenbilder

Die Auswahl der beiden Tage ist sehr schwierig, da bestimmte Kriterien unbedingt erfüllt werden müssen um möglichst gute Ergebnisse durch die Plattform zu erhalten.

Die Bilder sollten auf jeden Fall so wolkenfrei wie möglich sein. Im Idealfall sollten maximal 10% des Himmels bewölkt sein und über dem Untersuchungsgebiet dürfen keine Wolken zu finden sein. Es ist außerdem von Vorteil, wenn der Zeitraum zwischen den beiden Aufnahmen so kurz wie möglich ist. Ist dies nicht möglich, sollten beide Bilder wenigstens aus derselben Jahreszeit stammen. Außerdem sollte der Unterschied zwischen den Aerosol Konzentrationen beider Tage so groß wie möglich sein. Darüber hinaus gibt es Einschränkungen durch die Satelliten. Wegen eines Defekts von Landsat 7 seit 2003, können nur Bilder von Landsat 5 verwendet werden. Dieser überfliegt Augsburg (Path193, Row26) alle 16 Tage gegen 10h UTC. Weiterhin sind Bilder von November bis Februar nicht so gut geeignet, weil in dieser Zeit der Sonnenstand zu niedrig ist. Außerdem sollten die Bilder so aktuell wie möglich sein, um den derzeitigen lufthygienischen Zustand so gut wie möglich erfassen zu können. Die Suche für Augsburg umfasste den Zeitraum von 2005 bis 2008.

4.2.4 Aufbau der Plattform

Auf der Startseite des Programms sind die sieben verschiedenen Module dargestellt (s. Abbildung 26). Es gibt die Module Database Management, AOT Calculator, Atmospheric Modelling, Data/Model Fusion, Monitoring Network Optimization, Health Risk Assessment und Visualization. Um die Plattform für Augsburg anzuwenden, muss als Application Site der Standort München gewählt werden.



Abbildung 23: Darstellung der ICAROS NET Eingangsoberfläche

- **Modul Database Management**
Das Modul Database Management ist die Datenbank des Programms. Alle Informationen, die für die Berechnungen benötigt werden, müssen zuerst in diese Datenbank importiert werden. In diesem Modul findet auch die Georeferenzierung der Satellitenbilder statt.
- **Modul AOT Calculator**
In dem Modul AOT Calculator wird die Aerosol optische Dicke der Satellitenbilder berechnet. Dies ist die Voraussetzung für alle weiteren Berechnungen mit den anderen Modulen. Als Endprodukt entsteht eine AOT Karte, die in der Datenbank abgelegt wird und so weiteren Anwendungen zur Verfügung steht.
- **Modul Data/ Model Fusion**
Nach der Erstellung der AOT Karte folgt die Fusion der berechneten Werte mit Daten von bodengebundenen Messungen und numerischen Modellen. Dies geschieht innerhalb des Moduls Data/ Model Fusion in zwei Stufen. Die erste Stufe ist die Data Fusion. Sie beinhaltet die Berechnung der Feinstaubkonzentrationen (PM_{10} , $PM_{2,5}$ und PM_1) des belasteten Tages unter Berücksichtigung der Mischungsschichthöhe und der relativen Luftfeuchte. Die zweite Stufe des Moduls ist die Model Fusion. Darin werden die berechneten Feinstaubkonzentrationen mit verschiedenen Ausbreitungsmodellen kombiniert. Für die Berechnung stehen die Filter Weight und Kalman zur Verfügung. Es ist auch eine Kombination beider möglich (All Filters).
- **Modul Monitoring Network Optimization**
Dieses Modul ermöglicht die Optimierung der räumlichen Verteilung der bodengebundenen Messstationen anhand der erstellten Belastungskarten. Als Endprodukt wird eine Karte ausgegeben, in der die optimalen Standorte dargestellt werden.
- **Modul Health Risk Assessment**
Das Modul Health Risk Assessment bietet die Möglichkeit die Auswirkungen von Feinstaubkonzentration auf die Gesundheit der Bevölkerung zu berechnen und in Gefährdungskarten darzustellen. In dem Modul können zwei Indizes berechnet werden, zum einen der Health Impact Index, also die gesundheitlichen Auswirkungen der vorhandenen Feinstaubbelastung und zum anderen der US EPA Air Quality Index.
- **Modul Visualization**
Im Modul Visualization werden alle berechneten Ergebnisse in Karten dargestellt.

4.2.5 Analyse der zeitlichen Variationen der Luftbelastung für die Anwendung der ICAROS NET Plattform

Die Zeitreihe in Abbildung 27 ist ein gutes Beispiel, weshalb die Auswertung von Satellitenbildern eine gute Ergänzung zu bestehenden Messnetzen sein kann. Neben der räumlichen wird auch die zeitliche Variabilität der dargestellten PM₁₀ Konzentrationen deutlich.

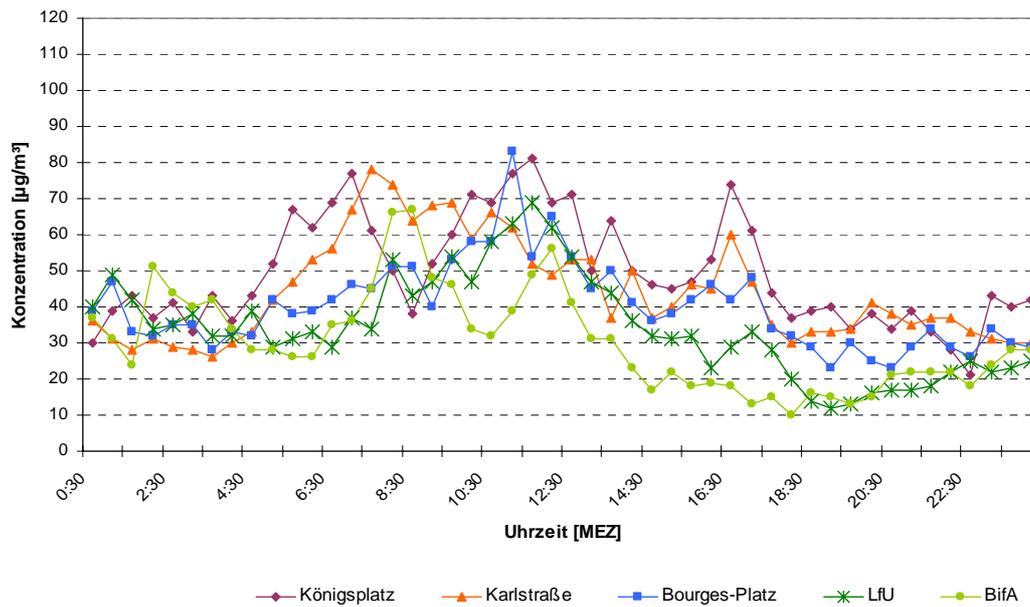


Abbildung 24: PM₁₀ Konzentrationen aller LÜB Stationen am 20.04.07

Durch die Fernerkundung mit Satelliten können unbelastete und belastete Situationen direkt verglichen werden. Dies ist leicht möglich, da die Auswertung ja anhand zweier völlig unterschiedlich belasteter Bilder stattfindet. Durch die zusätzliche Analyse meteorologischer Daten können außerdem Witterungseinflüsse nachvollzogen werden. Sinnvoll ist der Einsatz von Satelliten auch in Gebieten mit häufigen Landnutzungsänderungen. Dies gilt z.B. für die Neubaugebiete im Raum Augsburg.

5. Darstellung und Vergleich der Ergebnisse

In diesem Kapitel erfolgt zuerst eine Darstellung der Schadstoffmessungen in Augsburg in den letzten Jahren. Anschließend wird der Einsatz der ICAROS NET Plattform beschrieben und die Ergebnisse der Satellitenbilddauswertungen in Form von Karten präsentiert und analysiert. Um die Ergebnisse in einen größeren Kontext einordnen zu können, werden anschließend die meteorologischen Bedingungen an den beiden ICAROS Tagen untersucht und es erfolgt ein Vergleich der Mess- und Rechenaten. Im letzten Abschnitt dieses Kapitels werden die ICAROS Ergebnisse von 2007 mit denen der Münchner ICAROS NET Kampagne gegenübergestellt.

5.1 Zeitliche Variationen der Schadstoffkonzentrationen – Messergebnisse des LfU und IMK-IFU

Die folgende Darstellung zeigt die Schwefeldioxidimmissionen an den Stationen Königsplatz und LfU von 2001 bis 2007. Die Zeitreihe zeigt, dass SO_2 in Augsburg so gut wie keinen direkten Einfluss mehr auf die Luftqualität hat. Die Konzentrationen liegen weit unterhalb der geltenden Grenzwerte. Da SO_2 jedoch zu Sulfat umgewandelt werden kann, hat der Stoff Einfluss auf die Feinstaubkonzentrationen.

Die Zeitreihe ist in den Jahren 2001 bis Ende 2005 sehr einheitlich und beginnt dann stärker zu variieren. Die höchsten Schwefelkonzentrationen werden in der kalten Jahreszeit gemessen, 2007 sind die Konzentrationen am Königsplatz jedoch das ganze Jahr über erhöht.

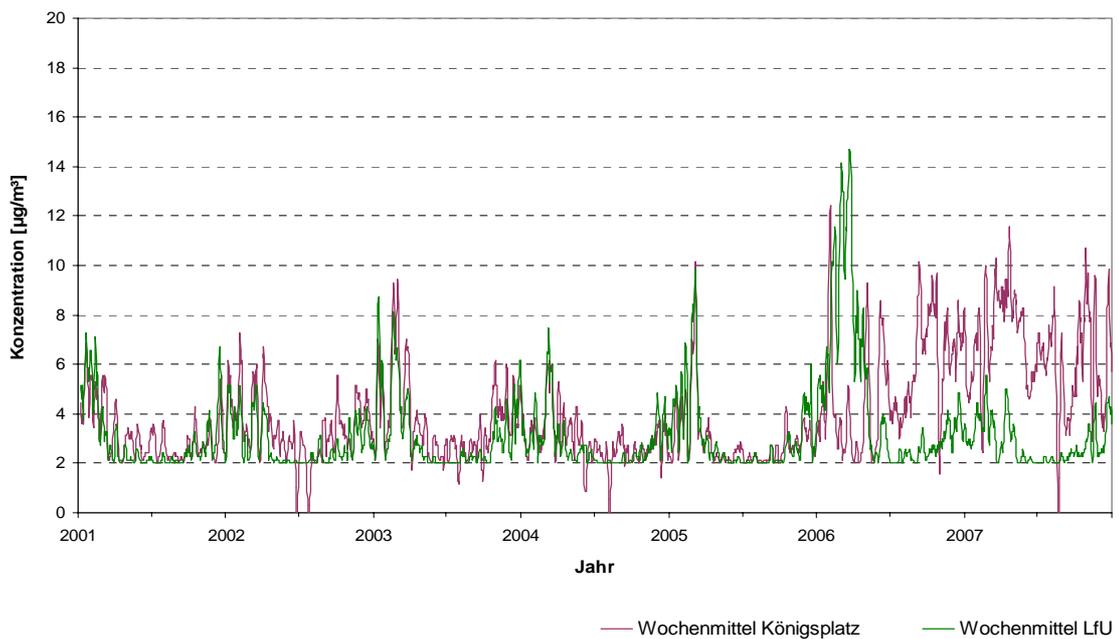


Abbildung 25: SO_2 Wochenmittelwerte am Königsplatz und LfU 2001-2007

In der nächsten Abbildung (29) sind die Jahresmittelwerte der CO Konzentrationen aller LÜB Stationen für den Zeitraum 2001 bis 2007 in der Einheit mg/m^3 dargestellt. Die Messung am Bourges-Platz endete 2003. Die unterschiedlichen Verläufe der einzelnen Stationen ergeben sich durch die Nähe zu den Emissionsquellen, insbesondere dem Straßenverkehr. Die Konzentrationen am Königsplatz sind außerdem sehr variabel und zeigen keinen eindeutigen Trend. Auch für die anderen Stationen sind keine klaren Trendaussagen zu treffen.

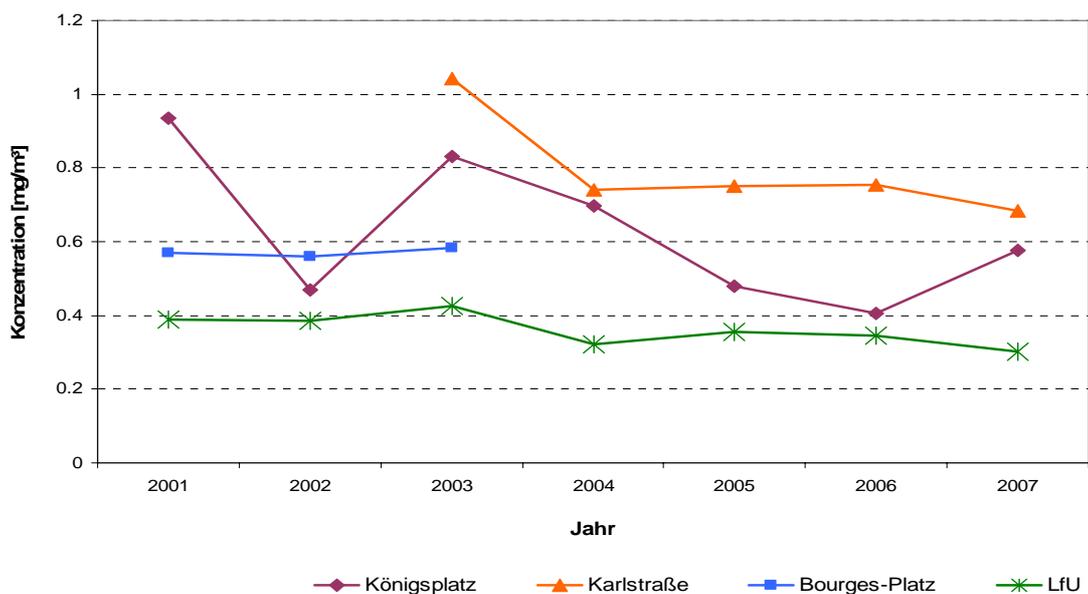


Abbildung 26: CO Jahresmittelwerte aller LÜB Stationen von 2001-2007

Wenn man jedoch die Zeitreihe seit 1979 betrachtet wird deutlich, dass die Konzentrationen seit dieser Zeit extrem stark abgenommen haben und sich diese Entwicklung in den letzten Jahren abgeschwächt hat.

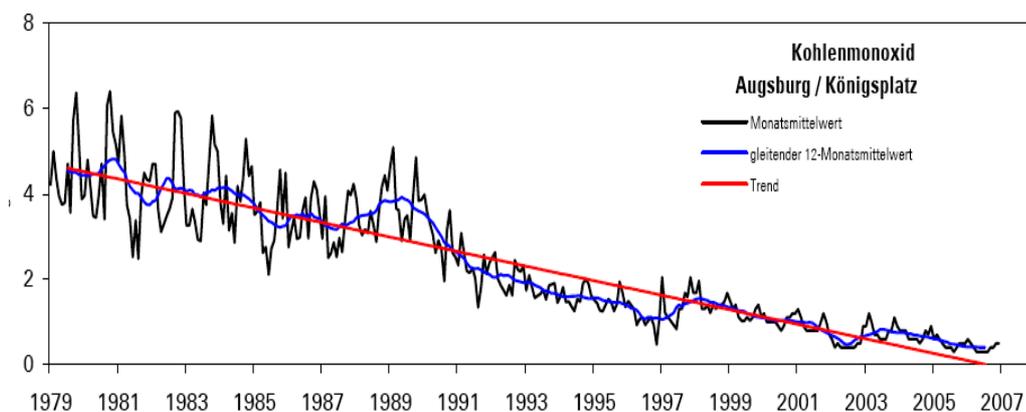


Abbildung 27: zeitlicher Verlauf der CO Konzentrationen an der Station Königsplatz seit 1979

Die Abbildung 31 zeigt die Jahresmittelwerte der NO₂ Konzentrationen an den LÜB Stationen von 2001 bis 2007. Der Unterschied zwischen den verkehrsnahen und den Hintergrundstationen ist sehr groß. Die Werte der LfU Station zeigen seit 2003 einen leichten negativen Trend, dies ist für die anderen Stationen nicht zu erkennen. An den Stationen Königsplatz und Karlstraße konnte seit 2005 der Jahresgrenzwert nicht mehr eingehalten werden. Der Grenzwert wird bis 2010 auf 40µg/m³ fallen und bisher scheint es eher unwahrscheinlich zu sein, dass er an den verkehrsnahen Stationen eingehalten werden kann. Die beiden Hintergrundstationen liegen hingegen deutlich darunter.

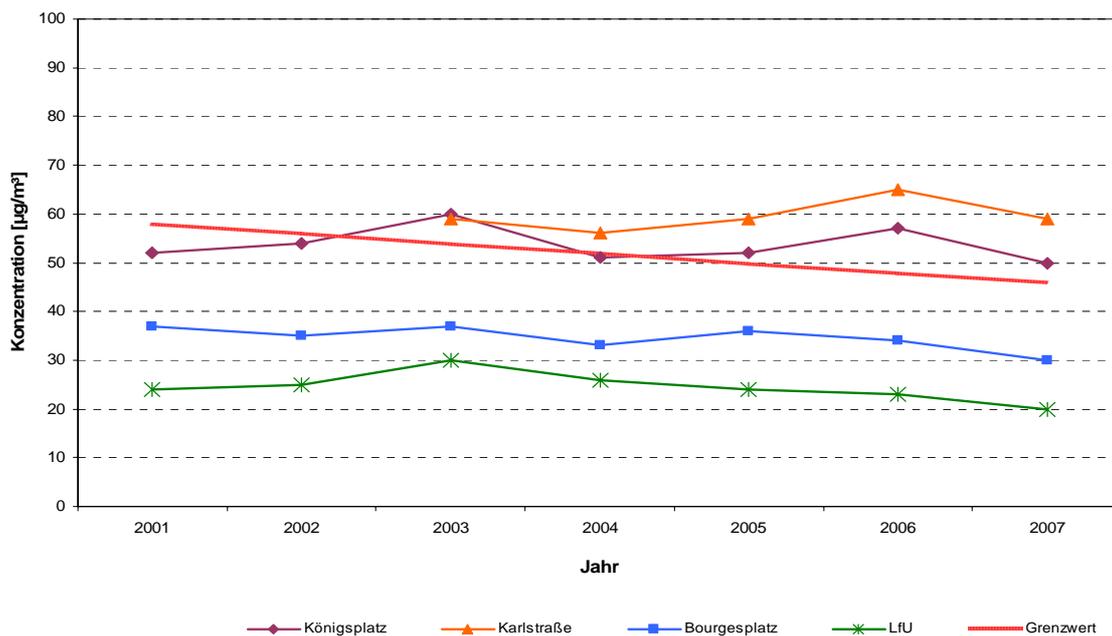


Abbildung 28: NO₂ Jahresmittelwerte aller LÜB Stationen 2001-2007

Die Abbildungen 32 und 33 auf der folgenden Seite zeigen die Monatsmittelwerte der NO und NO₂ Konzentrationen an den LÜB Stationen von 2001 bis 2007. Bei beiden Stoffen ist der Konzentrationsunterschied zwischen den Hintergrundstationen LfU, Bourgesplatz und den beiden verkehrsnahen Stationen Königsplatz und Karlstraße deutlich erkennbar. Maximale Konzentrationen treten an allen Stationen in den Monaten Oktober bis März auf. Die unterschiedlichen Verläufe der NO und NO₂ Konzentrationen ergeben sich aus den in Kapitel xx beschriebenen Zusammenhängen von Auf- und Abbaumechanismen, sowie den Wechselwirkungen mit Ozon. In den letzten 7 Jahren ist bei den NO₂ Konzentrationen nur eine geringe Entwicklung zu sehen. Bei den NO Konzentrationen sinken die Spitzenwerte der Monate im Winter der verkehrsnahen Stationen ab.

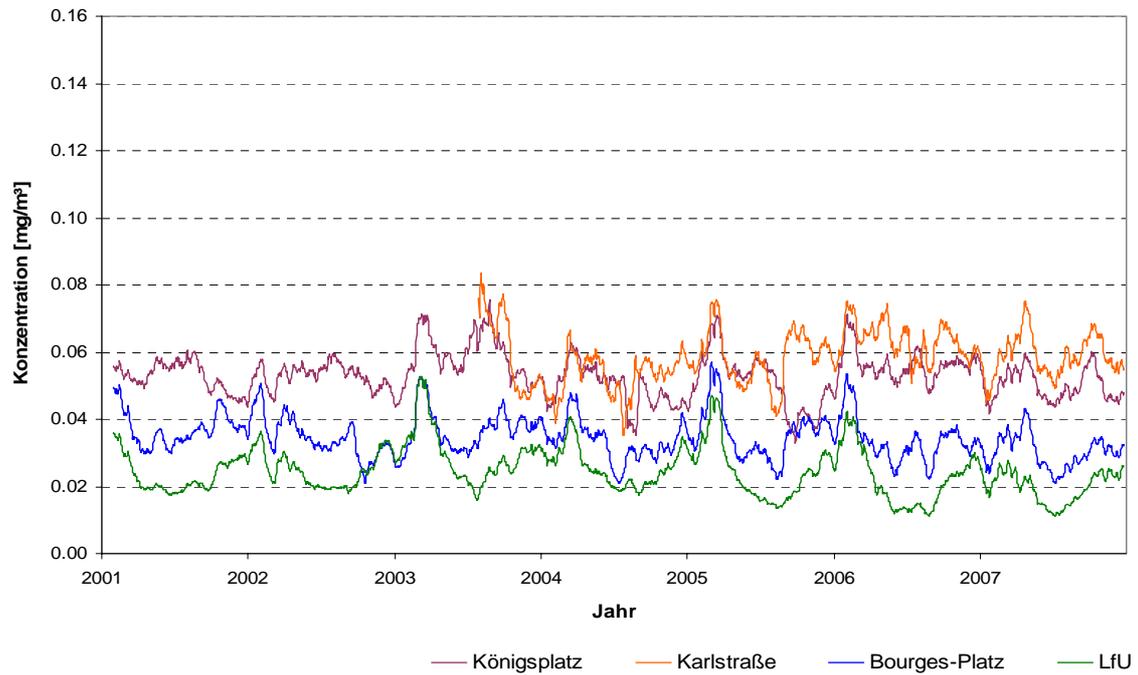


Abbildung 29: NO Monatsmittelwerte aller LÜB Stationen 2001-2007

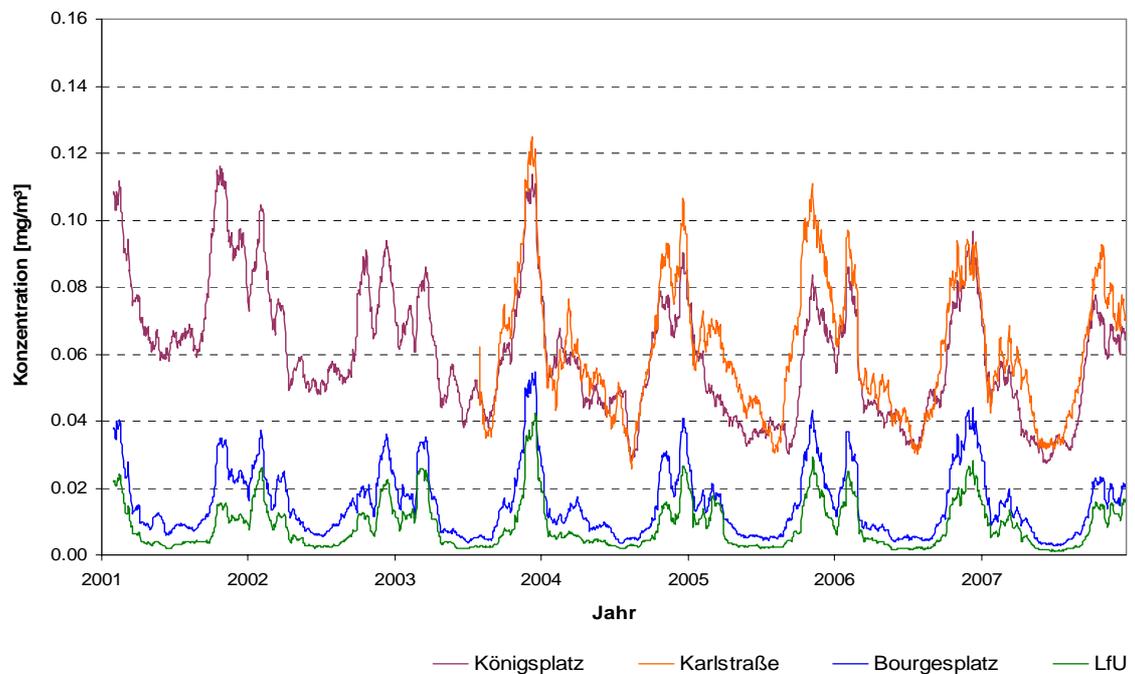


Abbildung 30: NO Monatsmittelwerte aller LÜB Stationen von 2001-2007

Abbildung 34 zeigt die Tagesmittelwerte der Ozonkonzentrationen an der LÜB Station LfU von 2001 bis 2007. Dies ist seit 2003 die einzige Station in Augsburg, an der Ozon gemessen wird. Deutlich sind die charakteristischen Schwankungen im Jahresverlauf zu sehen, die durch die Auf- und Abbaumechanismen des Ozons verursacht werden. Das Maximum der Tagesmittelwerte lag bei $140\mu\text{g}/\text{m}^3$ im Hitzesommer 2003. Die Informationsschwelle liegt jedoch bei einem Stundenmittelwert von $180\mu\text{g}/\text{m}^3$. Es war also im gesamten Zeitraum keine Information oder Warnung der Bevölkerung notwendig.

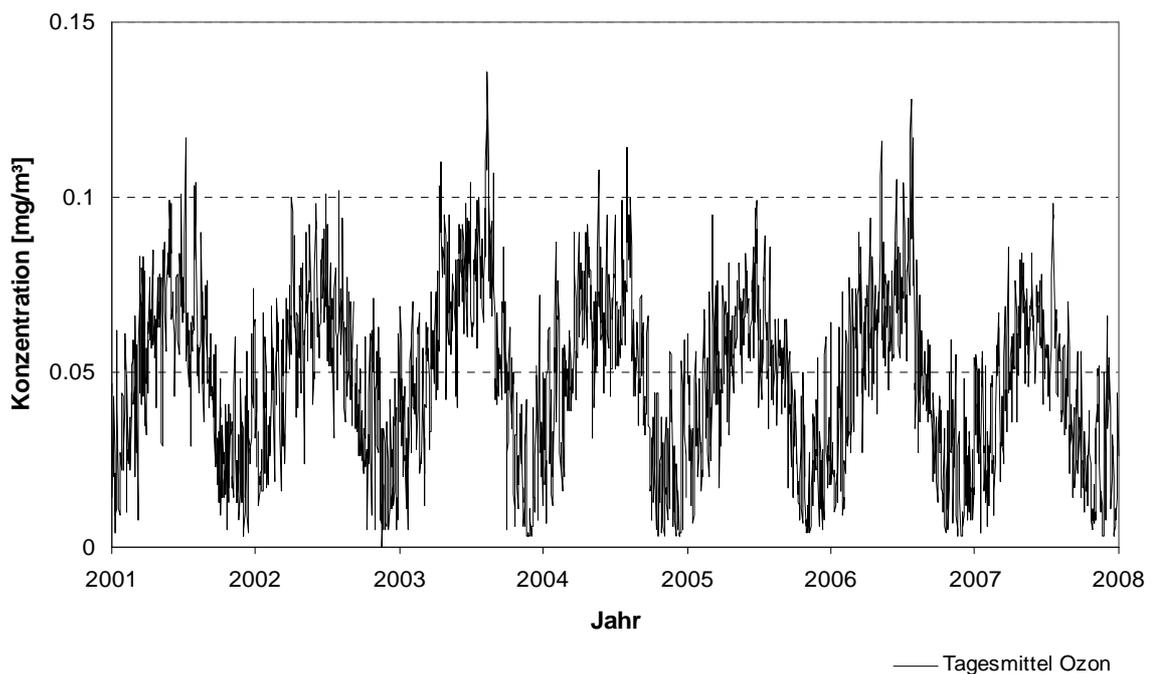


Abbildung 31: Ozon Tagesmittelwerte an der LÜB Station LfU von 2001-2007

Die Abbildung 35 (folgende Seite) zeigt die Jahresmittelwerte und die Entwicklung der Ozonkonzentrationen von 2001 bis 2007. Die Abweichung des Jahres 2003 kann durch die erhöhten Ozonwerte in den Sommermonaten erklärt werden. Das Jahr 2007 war hingegen kühler als das langjährige Temperaturmittel, was eine Erklärung für den geringeren Jahresmittelwert sein kann. Der Trend seit 2001 ist negativ. Wenn man jedoch die Trendlinie seit dem Jahr 1985 vergleicht, fällt auf, dass die langjährige Entwicklung auf eine Ozonzunahme hinweist.

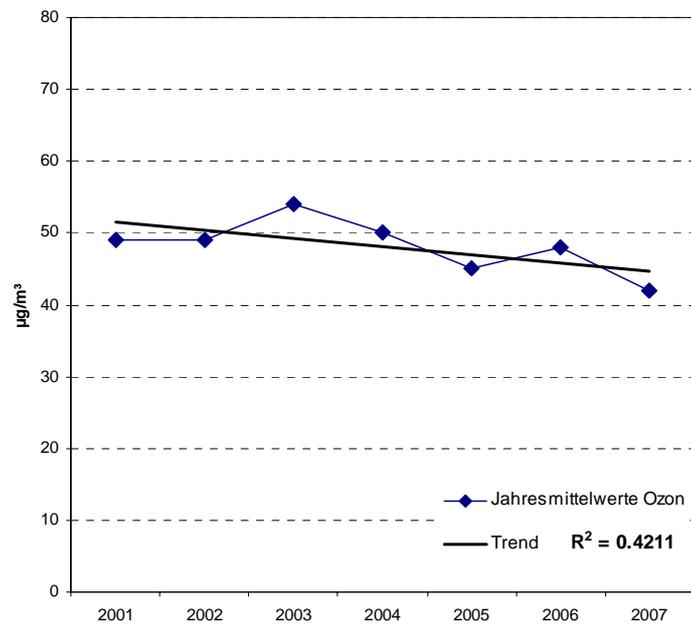


Abbildung 32: Ozon Jahresmittelwerte an der LÜB Station LfU von 2001-2007 und linearer Trend

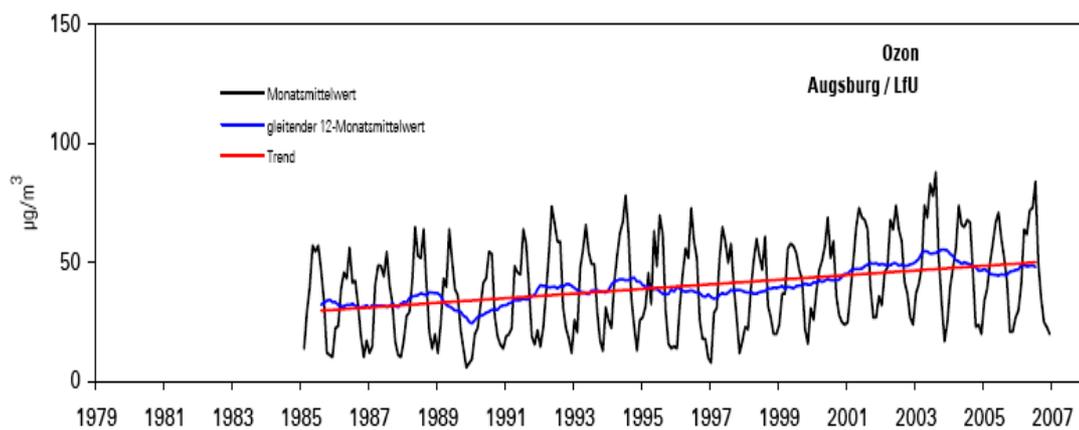


Abbildung 33: Ozon Jahresmittelwerte an der LÜB Station LfU seit 1985 und linearer Trend

Die nächste Abbildung (37) zeigt die 30-min-Mittelwerte der Ozonkonzentrationen am Standort BifA und das gleitende Tagesmittel. Man kann sehen, dass das Konzentrationsniveau von der kalten zur warmen Jahreszeit hin zunimmt. Außerdem beginnen die Werte immer stärker zu streuen. Die zunehmende Streuung kann dadurch erklärt werden, dass die Konzentrationen im Sommer am Mittag und Nachmittag stärker ansteigen als im Winter. Der maximale $\frac{1}{2}$ Stunden Wert wurde mit $162\mu\text{g}/\text{m}^3$ am 28.04. registriert. Die Informationsschwelle zur Benachrichtigung der Bevölkerung liegt bei einem Stundenmittel von über $180\mu\text{g}/\text{m}^3$ und wurde trotz der strahlungsreichen und austauscharmen Bedingungen im gesamten Messzeitraum nicht überschritten.

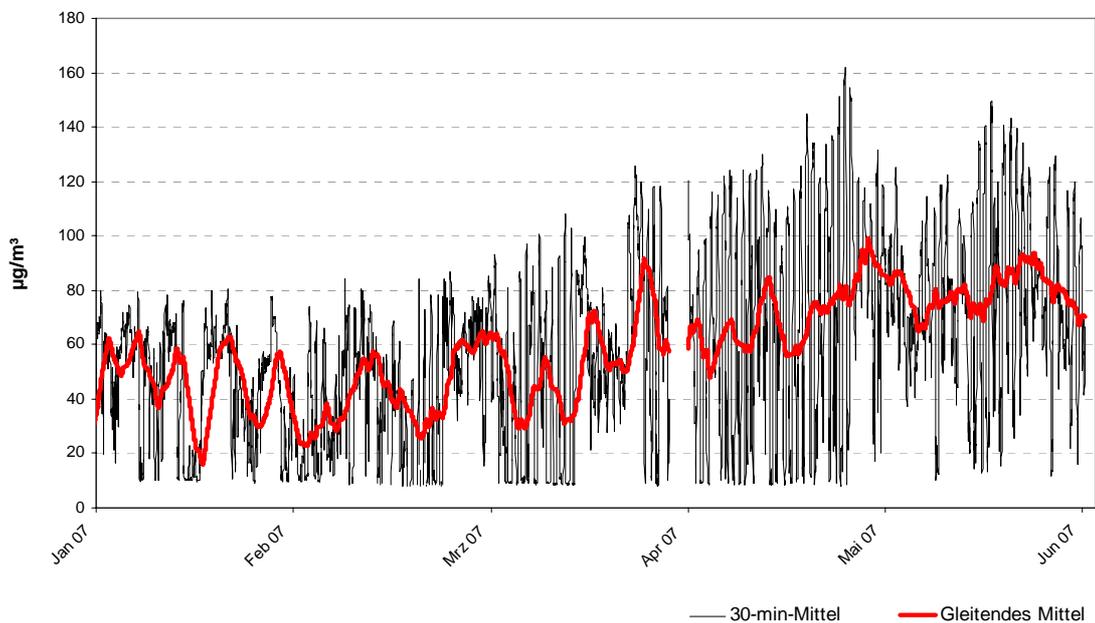


Abbildung 34: Ozon 30-min-Mittel und gleitendes Mittel im Zeitraum Januar-Juni 2007

Abbildung 38 zeigt die Jahresmittelwerte der PM₁₀ Konzentrationen. Die höchsten Jahreskonzentrationen verzeichnen die verkehrsnahen Stationen Königsplatz und Karlstraße, die niedrigsten Werte sind am LfU zu finden. Durch die Messungen am LfU im Süden des Stadtgebietes kann die großräumige Hintergrundbelastung festgestellt werden. Es wird deutlich, dass die PM₁₀ Belastung am Stadtrand relativ hoch ist und der negative Trend geringer ausfällt als an den anderen Stationen. (vgl. Tabelle 13). Das Konzentrationsniveau der einzelnen Messpunkte hat sich also in den letzten Jahren angeglichen. Dies liegt zum einen daran, dass die Feinstaubkonzentrationen am Königsplatz gesenkt werden konnten und zum anderen an dem geringeren Rückgang der Belastung an den beiden Hintergrundstationen Bourgesplatz und LfU. Der Jahresgrenzwert von 40µg/m³ wurde seit 2004 an keiner Station mehr überschritten.

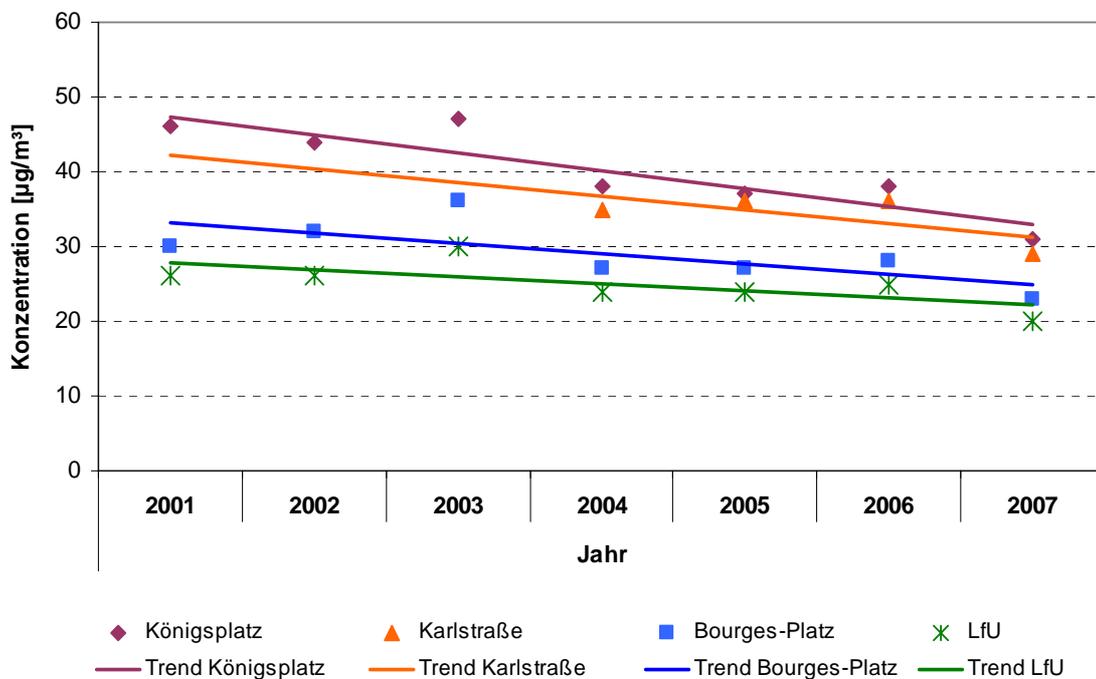


Abbildung 35: PM Jahresmittelwerte aller LÜB Stationen von 2001-2007

	Königsplatz	Karlstraße	Bourges-Platz	LfU
R²	0.81	0.48	0.5	0.45

Tabelle 12: Bestimmtheitsmaß der Trendverläufe aller LÜB Stationen

In der Tabelle 14 sind die Extrem- und Mittelwerte der PM₁₀ Konzentrationen für die Jahre 2001 bis 2007 dargestellt. Der höchste Tagesmittelwert in den Jahren 2001 bis 2007 betrug 201µg/m³ und wurde an der Station Karlstraße registriert. Die Minimumwerte liegen bei 2-6µg/m³.

	PM Max [µg/m ³]	PM Min [µg/m ³]	Mittelwert [µg/m ³]	Modalwert [µg/m ³]
Königsplatz	197	6	40	32
Karlstraße	201	3	34	25
Bourgesplatz	160	3	29	18
LfU	151	2	25	16

Tabelle 13: Mittel- und Extremwerte aller LÜB Stationen im Zeitraum 2001-2007

Die Anzahl der zulässigen Überschreitungen des Tagesgrenzwertes von 50µg/m³ wird fast jedes Jahr an mindestens einer Station überschritten. Die folgende Darstellung zeigt die Anzahl der Überschreitungstage seit 2001. Es wird deutlich, dass die meisten Überschreitungen an den verkehrsnahen Stationen Königsplatz und Karlstraße vorkommen. 2006 wurde die Zahl der zulässigen Tage am Königsplatz sogar um fast das Doppelte (30 Tage) überschritten.

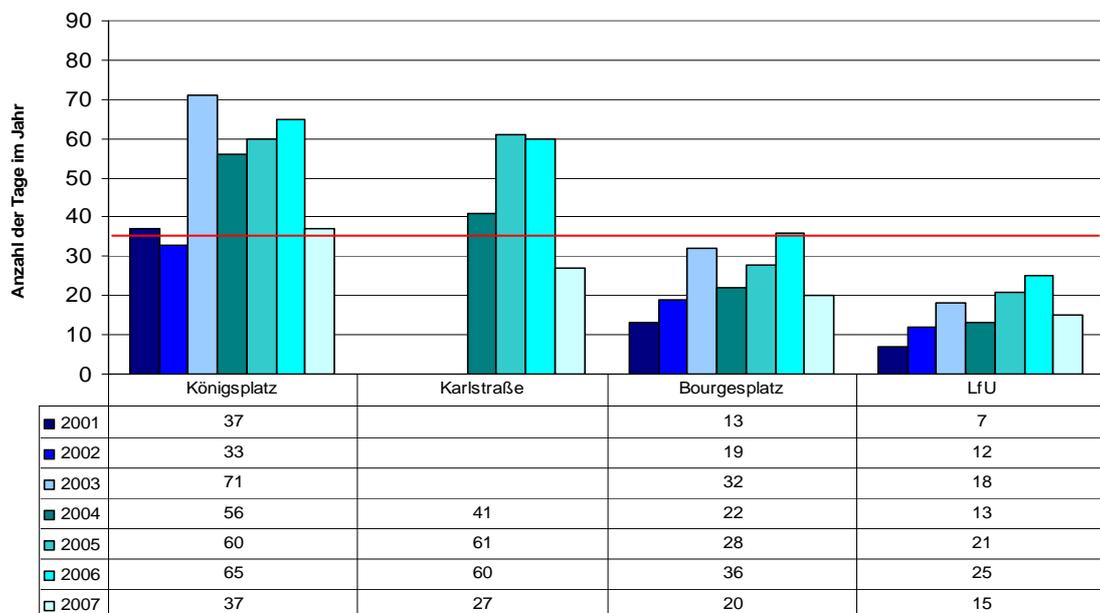


Abbildung 36: Anzahl der Tage mit Grenzwertüberschreitungen aller LÜB Stationen 2001-2007

Betrachtet man die Tagesmittelwerte der PM₁₀ Verläufe im Zeitraum der ersten Intensivmesskampagne des IMK-IFU, fällt auf, dass die Konzentrationen der Hintergrundmessstationen stets unter denen der verkehrsnahen Station Königsplatz bleiben (s. Abbildung 40). Es wird auch deutlich, wie ähnlich die Verläufe sind, jedoch auf unterschiedlichen Niveaus. Innerhalb kurzer Zeiträume kann es außerdem zu erheblichen Konzentrationsschwankungen kommen, wie im Februar und März. Im April herrschte durchgehend Hochdruckwetter. Dies hat zur Folge, dass die Hintergrundbelastung ansteigt und auf höherem Niveau verbleibt, bis die Schadstoffe durch einen Wetterwechsel abtransportiert oder durch nasse Deposition aus der Atmosphäre entfernt werden. Im Februar und März kommt es zu kurzzeitigen Spitzenkonzentrationen an denen die PM Tagesgrenzwerte von 50 µg/m³ deutlich überschritten werden. Da die Werte auch an den Hintergrundstationen LfU und BifA erhöht sind, also eine gleichmäßige räumliche Verteilung auftritt, muss der Großteil der Belastung durch sekundäres Aerosol in der Größenordnung von PM_{2,5} verursacht sein. Die Korrelationskoeffizienten der PM₁₀ Konzentrationen aller Stationen nehmen stets Werte von 0,95-1 an.

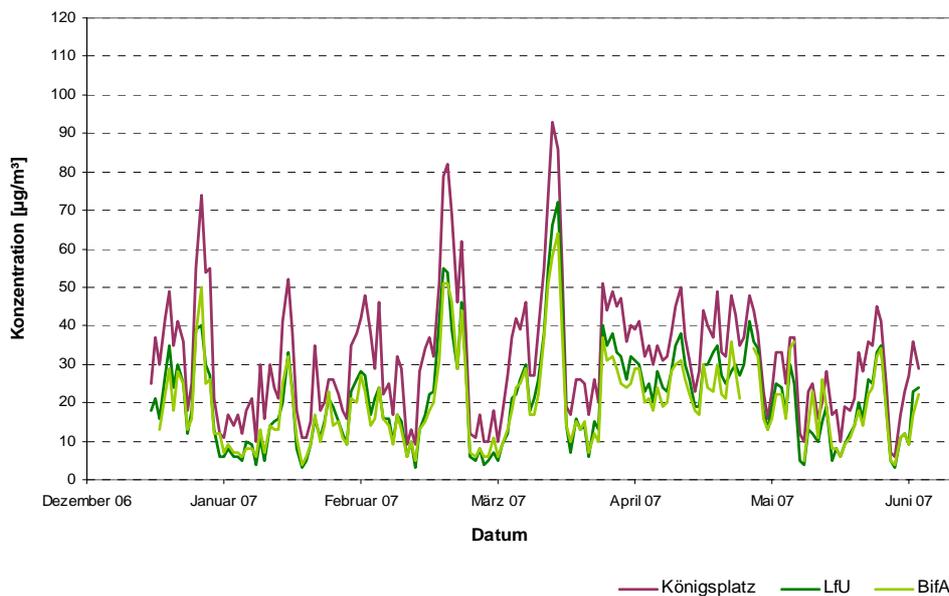


Abbildung 37: Tagesmittelwerte der Stationen Königsplatz, LfU und BifA im Zeitraum Dezember 06-Juni07

Die beiden Zeitreihen der Stationen LfU und BifA zeigen nur minimale Abweichungen voneinander. Der Einfluss der Luv- und Leelage der Stationen im Stadtgebiet bei Hochdruckwetter scheint eher gering zu sein.

Aufgrund der extremen zeitlichen Schwankungen ist es sinnvoll die Messreihen mit den meteorologischen Bedingungen zu vergleichen. In der Abbildung 41 sind die PM_{10} Konzentrationen der LÜB Stationen und der Station am BifA sowie die Windstärke in Beaufort der DWD Station für denselben Zeitraum dargestellt. In den meisten Zeiträumen sind deutliche Übereinstimmungen zwischen Windgeschwindigkeiten und PM_{10} Konzentrationen zu erkennen. Bei höheren Windgeschwindigkeiten ist die Luftbelastung am niedrigsten. Der Zeitraum April ist interessant, da die Windstärke nur gering schwankt und die Feinstaubkonzentrationen auf erhöhtem Niveau bleiben. Die Korrelationskoeffizienten der Windstärke und PM_{10} Konzentrationen nehmen für alle Stationen Werte zwischen 0,45-0,5 an.

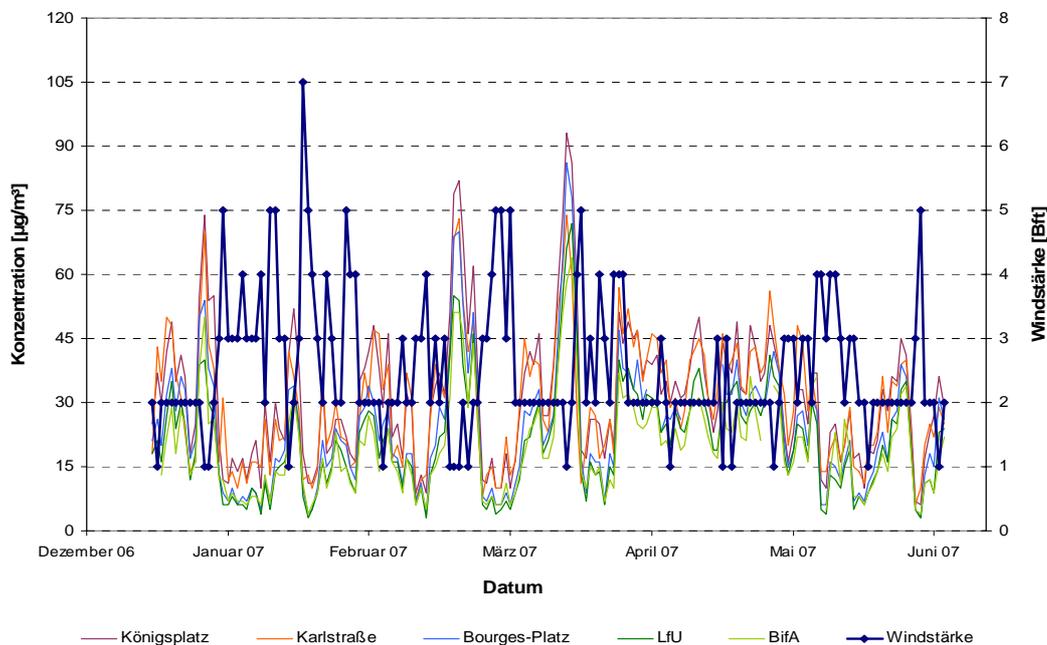


Abbildung 38: PM Tagesmittelwerte und Windstärke (DWD Station)

Die Abbildungen 42 und 43 zeigen den Zusammenhang zwischen gefallenem Niederschlag, dem Bedeckungsgrad und der Feinstaubbelastung. Schon bei geringen Niederschlagsmengen fallen die Konzentrationen stark ab, steigen aber auch sofort wieder an, sobald der Regen endet. Auch bei dieser Darstellung sollte der April näher betrachtet werden. Von 2-30.04 fällt kein Niederschlag und die Feinstaubkonzentrationen sind stetig auf einem erhöhten Niveau. Die Zusammenhänge zwischen Bedeckungsgrad und PM Konzentrationen sind nicht so deutlich zu identifizieren. Für den Zeitraum ergeben sich für die Stationen Königsplatz, LfU und den Bedeckungsgrad Korrelationskoeffizienten von 0,45-0,53.

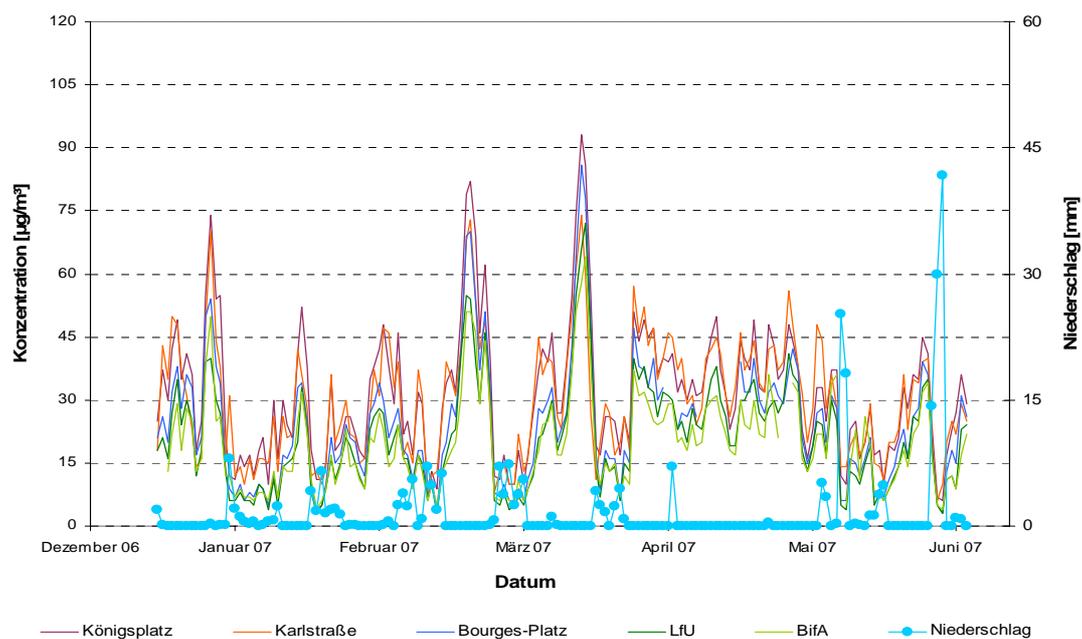


Abbildung 39: PM Tagesmittelwerte aller Stationen und Niederschlagsmenge

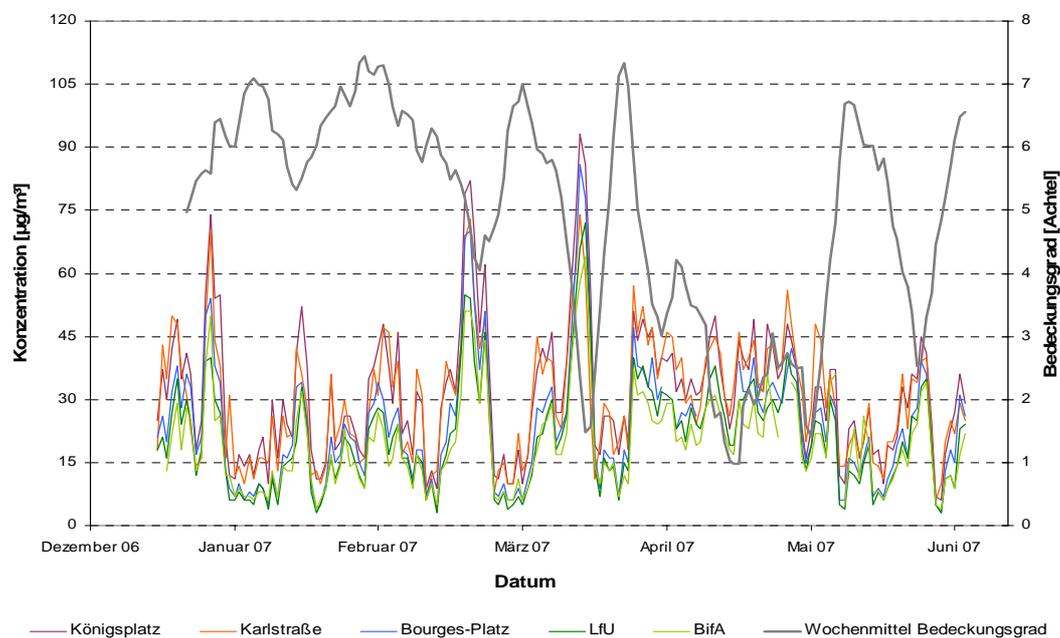


Abbildung 40: PM Tagesmittelwerte aller Stationen und Wochemittelwerte des Bedeckungsgrades

Die folgende Darstellung zeigt die PM₁₀ Konzentrationen der Stationen LfU und BifA, sowie Windgeschwindigkeit und- Richtung der Station Universität im April 2007. Der April war, wie bereits erwähnt, durch Hochdruckwetterlagen geprägt. Die Windgeschwindigkeiten sind gering, die Windrichtung schwankt zwischen den Sektoren Ost bis Südwest. Die PM₁₀ Konzentrationen scheinen zu steigen, wenn die Windrichtung auf Süd-Südwest wechselt und zu fallen, wenn er auf Ost dreht. Die Windgeschwindigkeiten sind durchweg sehr niedrig und scheinen keinen direkten Einfluss zu haben. Übereinstimmungen zwischen den Messreihen sind also zu erahnen, es konnten dennoch keine signifikanten Abhängigkeiten ermittelt werden.

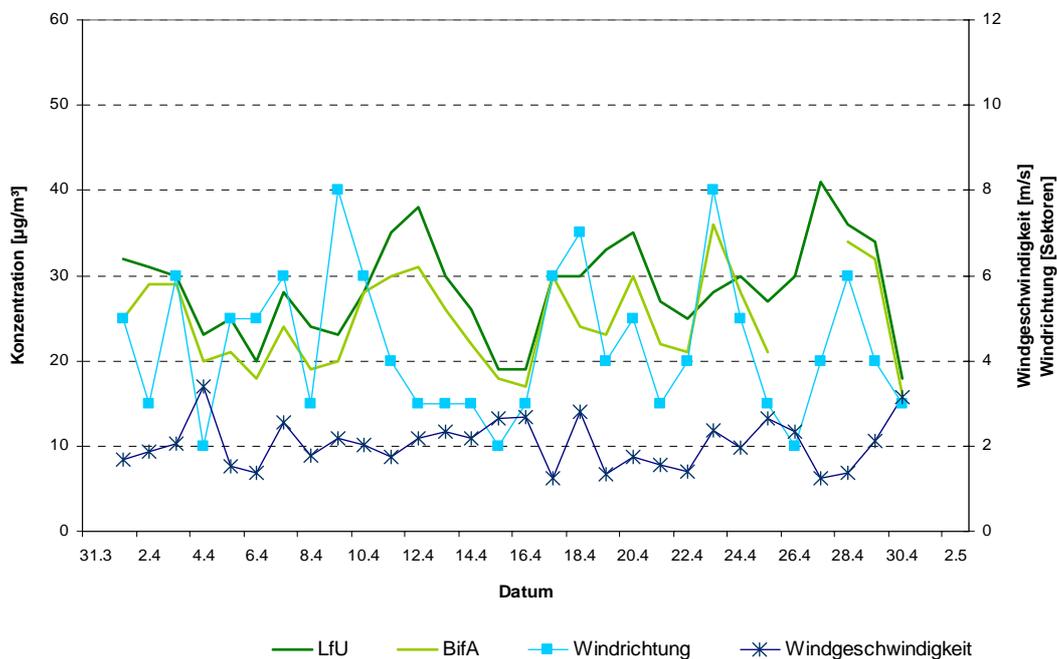


Abbildung 41: PM Tagesmittelwerte der Stationen LfU und BifA, Windrichtung- und Geschwindigkeit der Station Universität

5.2 Einsatz der ICAROS NET Plattform

Beim Einsatz der Plattform für Augsburg ergaben sich Probleme, die während der Bearbeitungszeit der Diplomarbeit nicht behoben werden konnten. Aus diesem Grund wurden nur die Karten zur Aerosol-optischen Dicke mit dem Programm berechnet. Die verschiedenen PM-Karten wurden dann mithilfe der vorliegenden Gleichungen von Sifakis et al. (2005) berechnet und mit ArcGIS grafisch aufbereitet.

5.2.1 Auswahl der Satellitenbilder

Für die Berechnungen mit ICAROS NET müssen, wie bereits in Kapitel 4.2.3 beschrieben, zwei Satellitenbilder ausgewählt werden, ein belastetes Bild mit hoher Aerosol Konzentration in der Luft und ein möglichst unbelasteter Referenztag. Für die Suche geeigneter Bilder für Augsburg wurden die Auswertungen der vorhergehenden Abschnittes und Quicklookbilder verwendet. Die Auswahl war von vornherein auf Bilder von Landsat 5 beschränkt, da Landsat 7 seit einigen Jahren einen Fehler im Aufnahmemodus hat, der nicht behoben werden konnte. Die Auswahl erfolgte nach den folgenden zwei Kriterien. Das erste Kriterium waren die deutlichen Unterschiede der PM Konzentrationen zwischen den beiden Tagen. Das zweite Auswahlkriterium waren die relativ geringen Konzentrationsunterschiede aller Stationen an den jeweiligen Tagen. Wäre z.B. ein Wert der Verkehrsnahen Station Karlstraße extrem hoch, könnte eine Baustelle oder Verkehrsumleitung der Grund sein.

In Abbildung 45 sind die PM_{10} Tageswerte aller Augsburger LÜB Stationen und der Insitu Messung des IFU am Standort BifA für die beiden ICAROS Tage dargestellt. Der belastete Tag ist der 20.04.07. An diesem Tag zeigen sich die höchsten Werte mit 49 und $44\mu\text{g}/\text{m}^3$ an den beiden verkehrsbezogenen Messstationen Königsplatz und Karlstraße. Geringere Werte von 30 und $35\mu\text{g}/\text{m}^3$ ergeben sich an der Station LfU und am BifA. Die Messstation Bourges-Platz nimmt mit $40\mu\text{g}/\text{m}^3$ eine mittlere Stellung ein. Das Tagesmittel aller Stationen am 20.04 liegt bei knapp $32\mu\text{g}/\text{m}^3$. Da sowohl die Belastung am Verkehrsknotenpunkt Königsplatz, als auch im Wohngebiet mit wenig Verkehr am Stadtrand erhöht sind, scheint sich dieser Tag am besten als Belastungstag zu eignen. In Abbildung 46 ist ein Quicklookbild dieses Tages dargestellt. Der Himmel über Augsburg scheint wolkenfrei zu sein.

Am Referenztag, dem 06.07.06 liegt das Tagesmittel hingegen bei $20\mu\text{g}/\text{m}^3$. Auch an diesem Tag werden die höchsten Konzentrationen von $25\text{-}26\mu\text{g}/\text{m}^3$ an den beiden Stationen L7.1 und 14.1 erreicht. Die Messung am LfU zeigt deutlich geringere Konzentrationen um $16\mu\text{g}/\text{m}^3$. Die Abbildung 46 zeigt das Quicklookbild dieses Tages. Auch an diesem Datum sind im nördlichen Teil Schäfchenwolken zu finden, während im Osten eher Schleierwolken vorherrschen. Augsburg scheint auch hier, abgesehen von einer Wolke südlich der Stadt, so gut wie wolkenfrei zu sein.

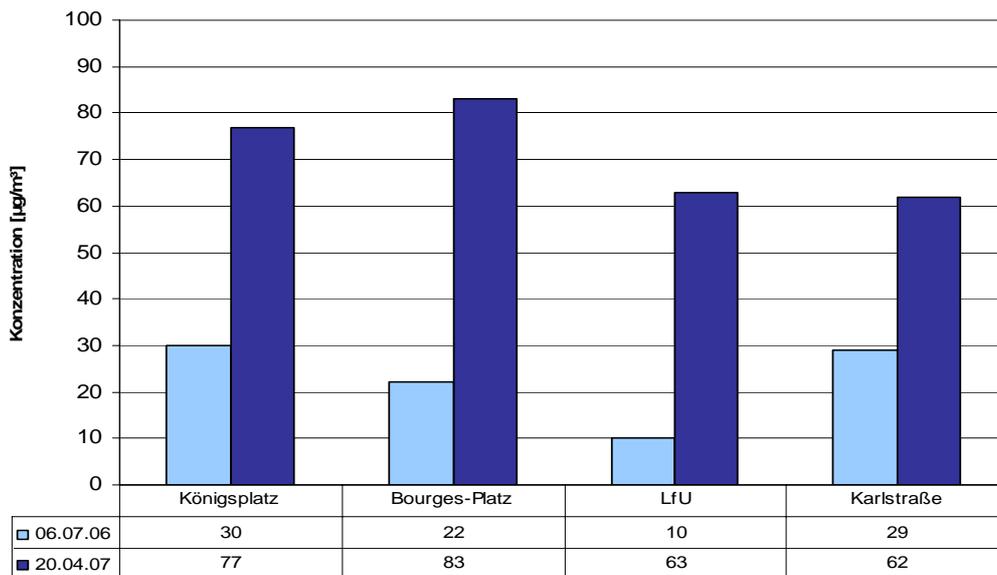


Abbildung 42: PM_{10} Tagesmittelwerte aller LÜB Stationen am 06.07.06 und 20.04.07

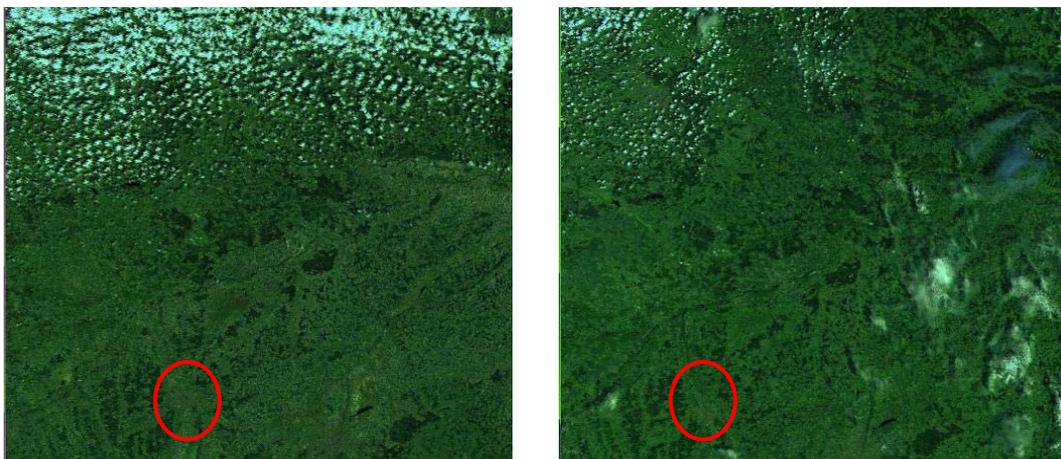


Abbildung 43: Quicklookbilder des 20.04.07 (links) und 06.07.06 (rechts)

Die Betrachtung der Halbstundenwerte bestätigt die Auswahl der beiden Tage (vgl. Abbildung 47).

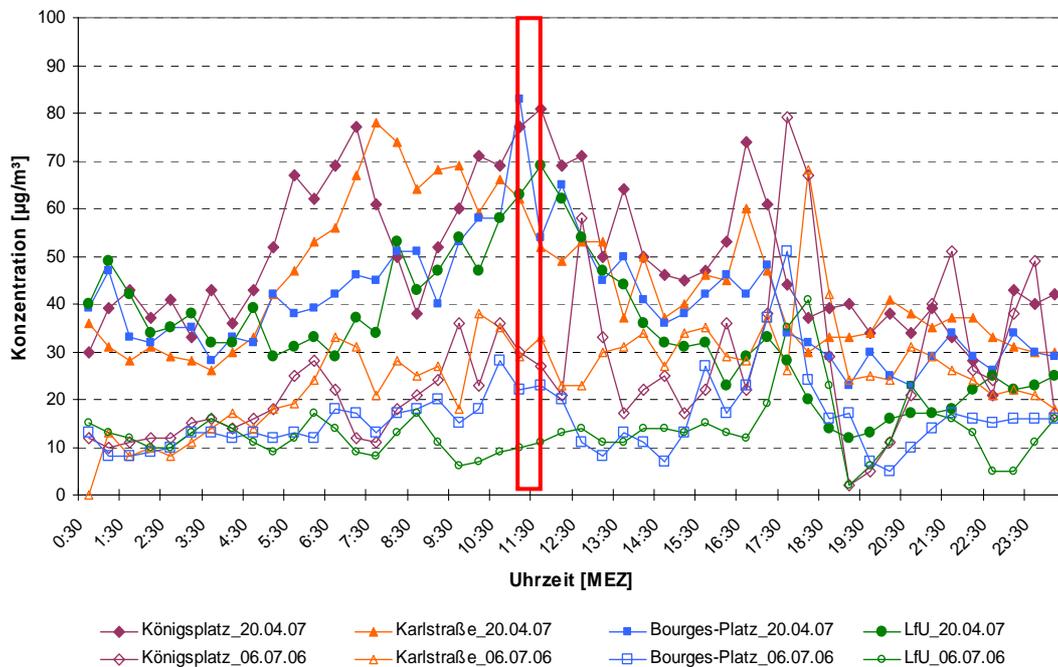


Abbildung 44: PM Halbstundenwerte an den ICAROS Tagen

Um die lufthygienische Situation am 20.04. und 06.07. im Ganzen erfassen zu können, wurden jedoch nicht nur die Feinstaubkonzentrationen ausgewertet, sondern auch die Schadstoffe SO_2 , NO_2 und Ozon betrachtet. Die roten Rahmen zeigen den Zeitpunkt des Satellitenüberfluges an. Die SO_2 Konzentrationen am 20.04. waren an beiden Messstationen deutlich höher, als am 06.07. (vgl. Abbildung 48). Im Gegenteil dazu, sind die Ozonkonzentrationen am 06.07. deutlich höher als am 20.04., was durch die unterschiedlichen meteorologischen Gegebenheiten aufgrund der Jahreszeit verursacht sein dürfte. Die Abbildung 48 zeigt außerdem die NO_2 Konzentrationen an den beiden Tagen. Die Konzentrationen schwanken räumlich und zeitlich extrem stark. Belasteter und unbelasteter Tag sind nicht direkt zu identifizieren.

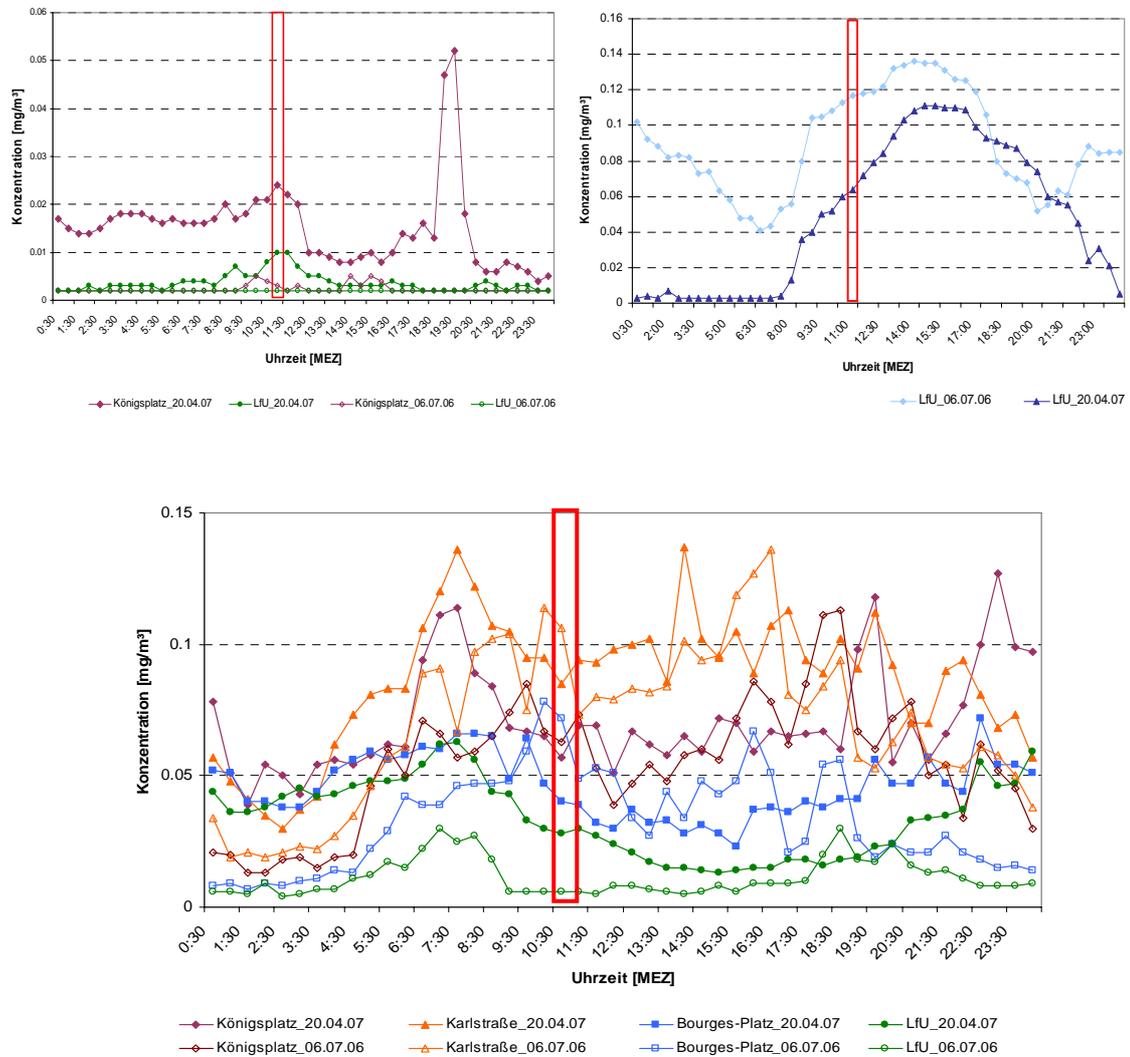


Abbildung 45: SO₂ Halbstundenmittel (oben links), Ozon Halbstundenmittel (oben rechts) und NO₂ Halbstundenmittel (unten) an den ICAROS Tagen. Die roten Rahmen zeigen die Überflugzeit des Satelliten an.

5.2.2 Die Aerosol-optische-Dicke (AOT)

Die Abbildung 49 zeigt die berechneten AOT Werte für den 20.04.2007 für den Raum Augsburg.

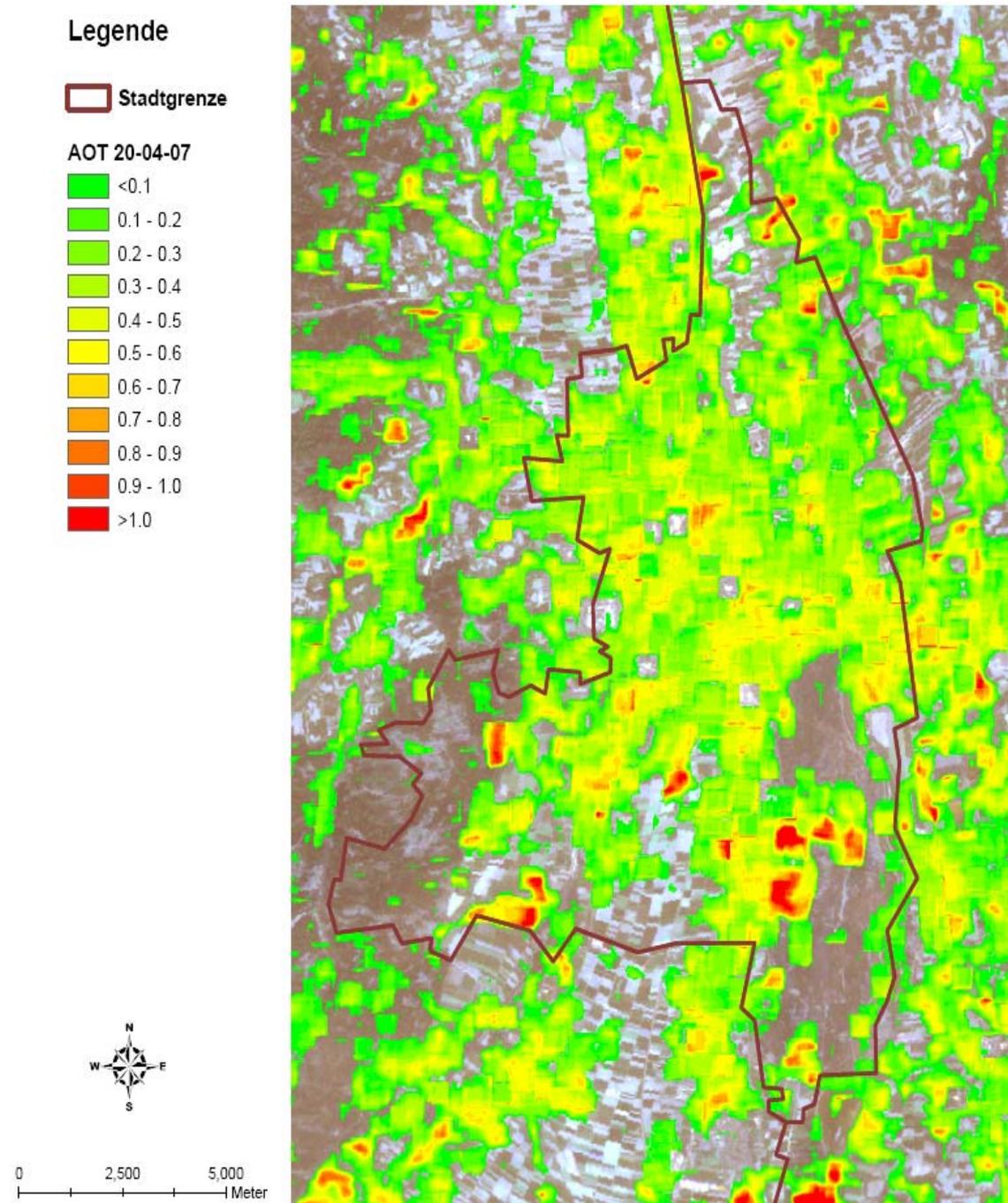


Abbildung 46: AOT am 20.04.07

Auf der Karte ist zu erkennen, dass für das bebaute Stadtgebiet nahezu flächendeckend AOT Werte berechnet werden konnten. Die AOT Karte der Abbildung 49 wurde mit dem 2. Kanal von Landsat 5 und einer Superpixelgröße von 15 Pixeln berechnet. Beide Angaben lassen sich im Programm ändern, bei der Implementierung der Plattform in München hat sich jedoch gezeigt, dass diese Einstellungen die besten Ergebnisse liefern. In der Abbildung 51 sind die Ergebnisse der AOT Berechnung für München mit vier verschiedenen Kanälen dargestellt.

Kanal 2 ist der grüne Kanal von Landsat 5, der alle Wellenlängen von 0,52 bis 0,6 μ m erfasst, bei Kanal 3 sind es die Wellenlängen zwischen 0,63 bis 0,69 μ m. Die Kanäle 4 und 5 gehen bereits in die Bereiche Nahes und Mittleres Infrarot, mit Wellenlängen zwischen 0,76-0,9 μ m und 1,55-1,75 μ m. Der 7. Kanal umfasst den Bereich des mittleren Infrarots bei 2,08-2,35 μ m. Der 6. Kanal ist der Thermale Kanal im Bereich 20,40 bis 12,50 μ m, für den keine Berechnungen der AOT möglich und sinnvoll sind. Wie in den Abbildungen 49 und 50 zu sehen ist, weisen die Kanäle 2, 3 und 4 die höchsten Bedeckungsgrade mit AOT Werten im Stadtgebiet auf. Kanal 5 und 7 liefern hingegen weniger AOT Werte. Die Berechnungen im 4. Kanal liefern zahlreiche AOT Werte für Waldgebiete wie den Stadtwald und die Westlichen Wälder. Bei der Erdbeobachtung wird dieser Kanal für gewöhnlich für Untersuchungen zum Biomassengehalt von Wäldern herangezogen. Im ICAROS Projekt wurde der 2. Kanal als Standardparameter bei der Entwicklung der Algorithmen verwendet, zum einen weil die Intensität der solaren Strahlung bei 0,55 μ m ihr Maximum erreicht und zum anderen, weil der Reflexionsanteil der Erdoberfläche im grünen Spektralbereich erhöht ist.

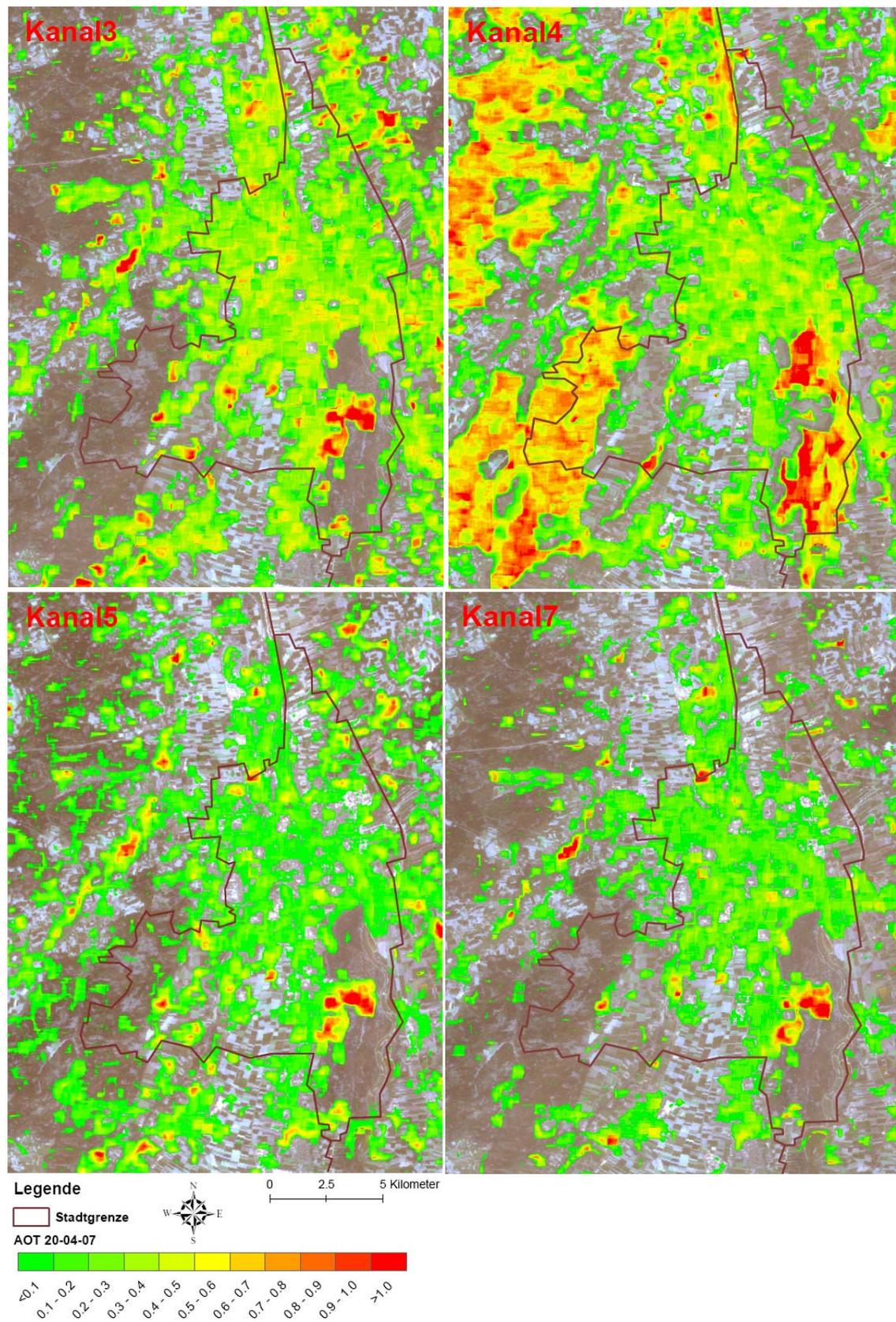


Abbildung 47: AOT der Kanäle 3, 4, 5 und 7

Die folgende Abbildung 52 zeigt die Verteilung der Partikelanzahl pro cm^3 Luft im Zeitraum vom 12.04-21.04.2007. Die Probennahme erfolgte an der Aerosolmessstation am Standort Fachhochschule Augsburg. Es ist zu sehen, dass die Anzahl aller dargestellten Partikelgrößen am belasteten ICAROS Tag (20.04.07) erhöht ist. Durch die Darstellung wird auch deutlich, dass Partikel kleiner $1\mu\text{m}$ mit Abstand den größten Anteil an der städtischen Feinstaubbelastung haben. Ihre Anzahl übersteigt bei weitem die der größeren Fraktionen. Mit sinkendem Partikeldurchmesser wird der Unterschied jedoch wieder geringer. Für die Bestimmung der AOT spielen nur Partikel eine Rolle, die größer als $0,45\mu\text{m}$ sind, da dies die kleinste Wellenlänge ist, die von Landsat 5 erfasst werden kann. Nach der MIE-Theorie haben die Partikel die größte Streuwirkung, die 0,5-2mal so klein sind wie die Wellenlänge der auftreffenden Strahlung. Die Wellenlängenbereiche der Kanäle 2, 3 und 4 liegen bei $0,52\text{-}0,9\mu\text{m}$, sind also ähnlich groß wie die Durchmesser, den die meisten Partikel aufweisen. Aus diesem Grund können für diese Wellenlängen die meisten AOT Werte berechnet werden. Die Kanäle 2 und 3 sind deshalb für Augsburg am besten geeignet.

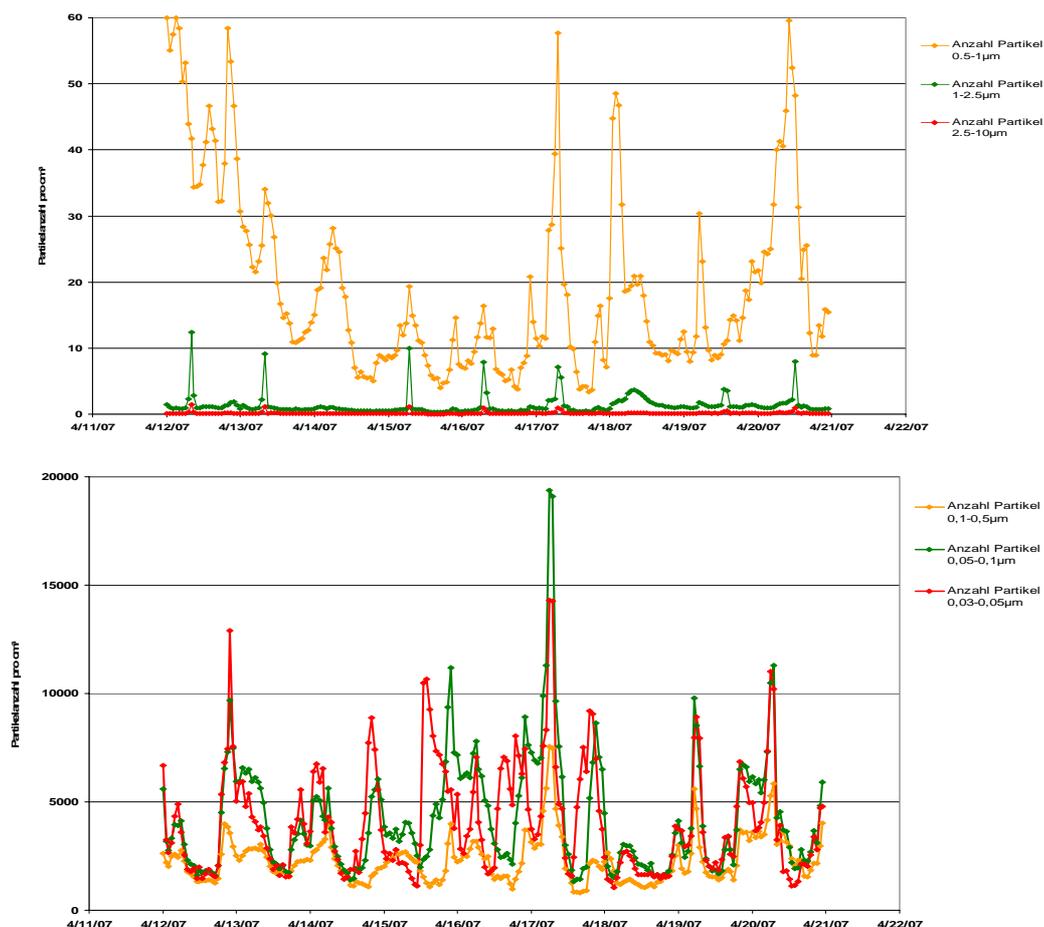


Abbildung 48: Partikelgrößenverteilung am 20.04.07 an der Umweltaerosolmessstation FH

Die folgende Darstellung zeigt die Variationen der Superpixelgröße. Die Größe des Superpixels bestimmt, welche Zahl an einzelnen Pixeln in die Berechnung der Standardabweichung des Reflexionswertes des zentralen Pixels im Superpixel einbezogen wird. Anhand der drei Darstellungen in der Abbildung 53 wird deutlich, dass die Darstellung der AOT Werte mit wachsendem Superpixel immer flächenhafter wird. Die Verwendung des Superpixels 10 ist hingegen fast zu detailliert und eignet sich deshalb eher für sehr kleinräumige Analysen. Für die Berechnungen der AOT Karten für Augsburg wurde deshalb meist die Superpixelgröße 15 gewählt. Für sehr kleinräumige Analysen in der Stadt wurde die Pixelgröße auf 10 verringert.

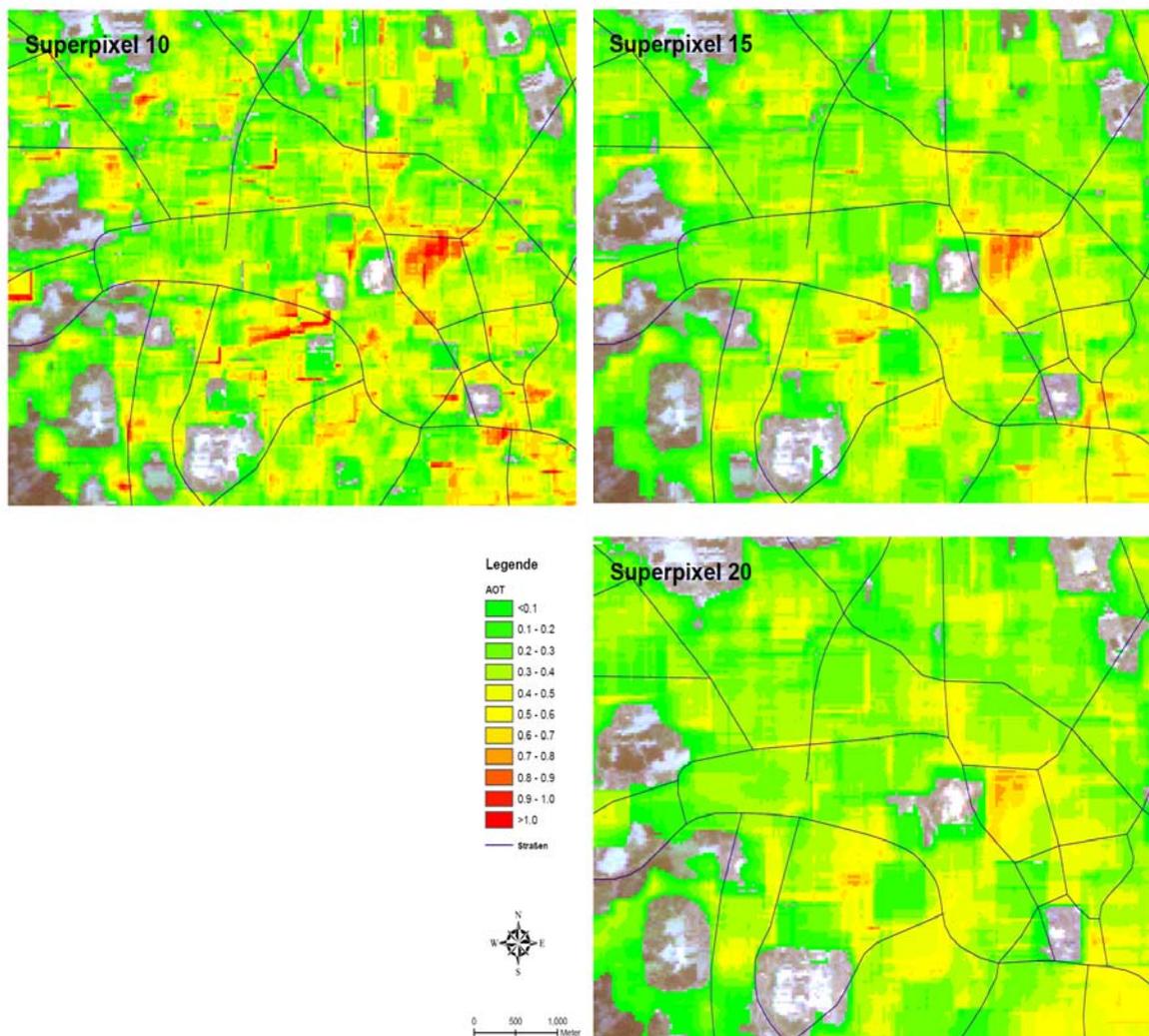


Abbildung 49: Variation der Superpixelgröße

Bei der Berechnung der AOT Werte kann es passieren, dass die Werte zu hoch oder zu niedrig ausfallen oder dass einem Pixel kein Wert zugewiesen wird. Die Gründe dafür liegen zum einen an den verwendeten Algorithmen und zum anderen an den Input Daten mit denen die Plattform gespeist wird, den Satellitenbildern. Um möglichst korrekte Ergebnisse zu bekommen, sollte die Auswahl der Satellitenbilder, wie bereits erwähnt, so sorgfältig wie möglich sein. Doch selbst dann können falsche AOT Werte auftreten. Eine Fehlerquelle sind Änderungen der Reflexionseigenschaften der Bodenoberfläche durch Landnutzungsänderungen oder baulichen Änderungen an Gebäuden oder Straßen. Sollten die beiden Satellitenbilder nicht in derselben Jahreszeit aufgenommen worden sein, müssen außerdem Änderungen in der Vegetation berücksichtigt werden. Die zweite Fehlerquelle besteht darin, dass die Referenzaufnahme in manchen Gebieten stärker belastet sei kann, als die eigentliche Belastungsaufnahme. (Harbusch, 2005)

In der Übersichtskarte von Augsburg (s. Abbildung 49) ist zu sehen, dass nicht allen Flächen AOT Werte zugewiesen wurden. In der Stadt sind es weniger Flächen, als in der ländlichen Umgebung. Das Fehlen von AOT Werten bedeutet, dass der Kontrast der Bodenoberfläche auf dem Referenzbild geringer ist, als auf dem belasteten Bild. Die Grundannahme des verwendeten DTA Codes ist jedoch die, dass die höhere Aerosolbelastung auf der belasteten Aufnahme zu einer Kontrastreduktion führt. Dies kann passieren, wenn in einem Gebiet die Aerosolbelastung im Referenzbild höher ist, als auf der belasteten Aufnahme. In diesem Fall bekommt der Superpixel keinen AOT Wert zugewiesen. Die Gründe dafür könnten z.B. Änderungen des Schadstoffausstoßes einer lokalen Quelle sein. Der andere mögliche Grund sind Änderungen der Reflexionseigenschaften der Bodenoberfläche. Wenn sich die Eigenschaften dahingehend ändern, dass ein Pixel im unbelasteten Bild dunkler als im belasteten Bild erscheint, kann der Kontrast auf der Referenzaufnahme geringer ausfallen als auf dem belasteten Bild. Dies kann zum einen dazu führen, dass kein AOT Wert vergeben wird oder dass, wenn ein Wert zugewiesen wird, dieser geringer ausfällt als er eigentlich sollte. Die Luftbelastung kann also im zweiten Fall in Wirklichkeit schlechter sein, als die AOT Werte sie angeben. Es hat sich jedoch gezeigt, dass die AOT Werte in bebauten Gebieten sehr gut mit gemessenen Werten korrelieren. In Gebieten die vor allem für die Landwirtschaft benutzt werden, kommt es hingegen, wegen den starken und schnellen Änderungen der Bodenalbedo, oft zu unplausiblen AOT Ergebnissen, die kritisch angesehen werden müssen. (Sarigiannis & Gotti, 2005)

In Abbildung 54 sind zwei AOT Karten von Augsburg dargestellt. Das zweite Bild gibt die AOT am 20.04.07 wieder, was bedeutet, dass der 20.04 als belastete Aufnahme und der 06.07.06 als Referenzaufnahme herangezogen wurden. Im AOT Bild vom 06.07.06 ist es der umgekehrte Fall. Es kann festgestellt werden, dass sich der 20.04.07 besser als belasteter Tag eignet, als der 06.07.06, was ja auch durch die Bodenmessdaten unterstützt wird.

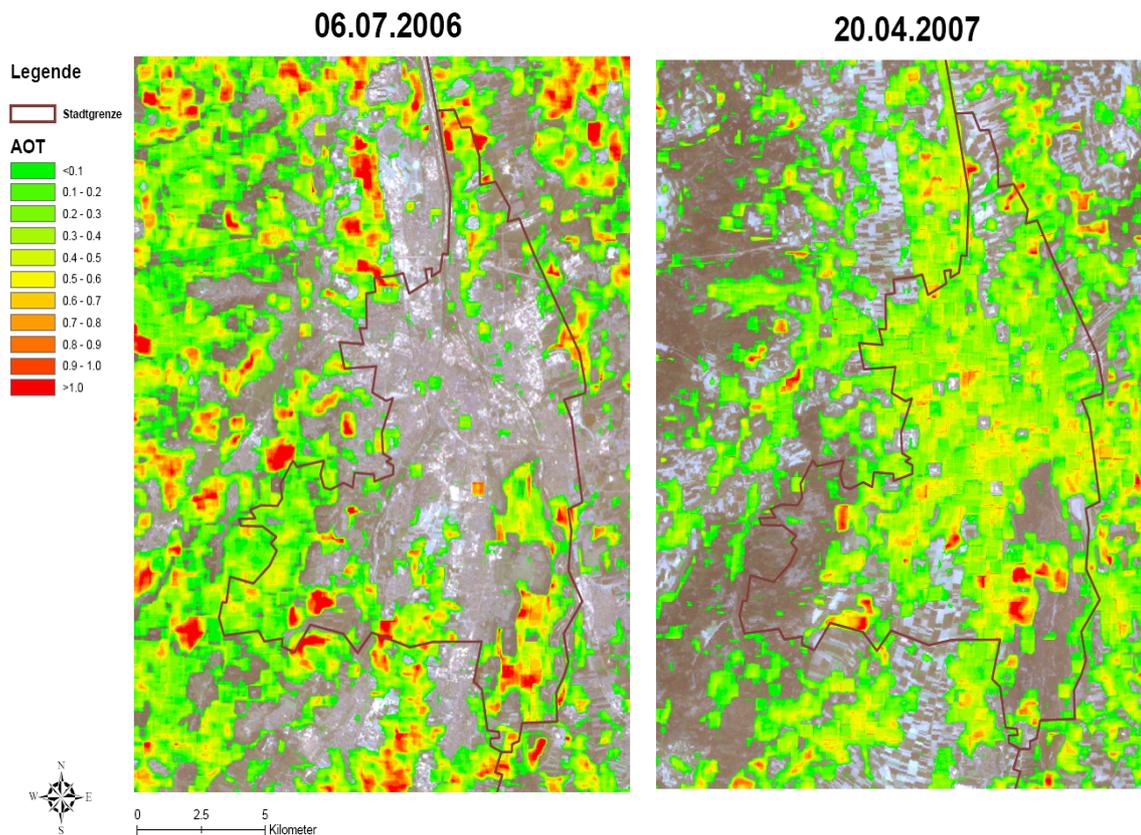


Abbildung 50: AOT Werte für den 06.07.06 und 20.04.07

Es kann natürlich auch passieren, dass AOT Werte zu hoch ausfallen. In der Abbildung 49 sind einzelne Pixel mit extrem hohen AOT Werten zu erkennen, die kritisch betrachtet werden müssen, wenn keine Quelle ausgemacht werden kann. Bei sehr hohen AOT Werten muss der Kontrast auf dem belasteten Bild extrem gering oder auf dem unbelasteten Bild erhöht sein. Eine zusätzliche Kontrastreduktion auf dem belasteten Bild kann durch Wolken oder Nebel entstehen (s. Abbildung 55, roter Kreis im Norden). Der Algorithmus kann in solchen Fällen nicht zwischen Wolken und der Trübung durch Luftschadstoffe unterscheiden. Deshalb wurde bei der Auswahl der Bilder darauf geachtet, dass über der Stadt keine Wolken sind.

Die Wahrscheinlichkeit, dass Wolken oder Nebel für erhöhte AOT Werte in der Stadt verantwortlich sind, ist folglich sehr gering. Fehlberechnungen können außerdem über Seen auftreten, wie auf Abbildung 55 für den Ammersee dargestellt ist. Der Grund sind Veränderungen in der Wassertemperatur und in den physikalischen Gegebenheiten von größeren Wasserkörpern.

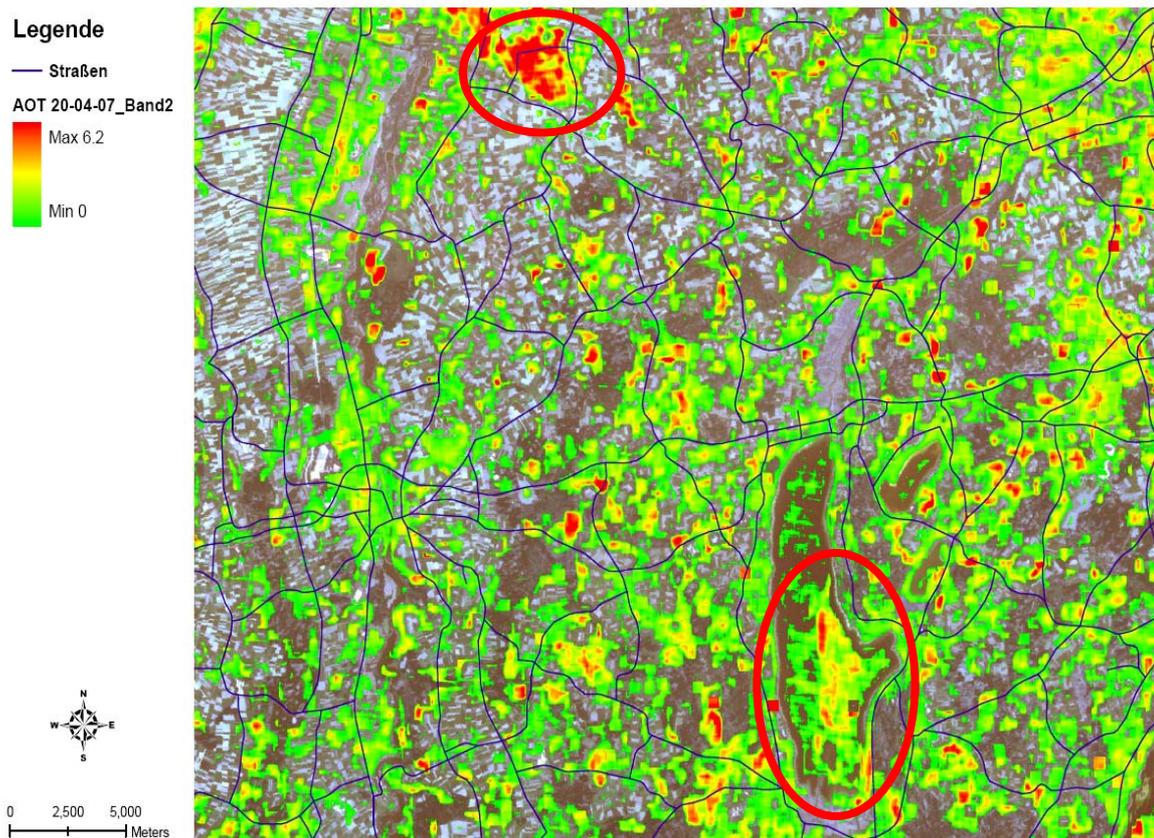


Abbildung 51: AOT Fehlwerte aufgrund von Wolken (Kreis oben) und Wasserflächen (Kreis unten)

Die Erhöhung der Reflexion und damit des Kontrastes auf dem Referenzbild kann wiederum durch Landnutzungsänderungen oder Vegetationswechsel entstehen, wenn ein Pixel im Referenzbild heller ist, als im belasteten Bild. Da die Aufnahmezeitpunkte der beiden Augsburger Satellitenbilder ca. 9 Monate auseinander liegen, ist es sehr wahrscheinlich, dass es in der Stadt durch Baumaßnahmen zu Änderungen der spektralen Eigenschaften einiger Pixel gekommen ist. Das Auftreten extrem heller Pixel kann z.B. durch einzelne stark reflektierende Oberflächen wie z.B. Metalldächer verursacht werden.

Eine weitere Möglichkeit sind Fehler in der Satellitenaufnahme die als Salt-and-Pepper-Effekt bekannt sind. In Kapitel 4 wurde die Berechnung der Standardabweichung in den Superpixeln erklärt. Es kann passieren, dass stark reflektierende Pixel bei der AOT Berechnung im Superpixel auch umliegende Pixel beeinflussen und dadurch die AOT Werte auch im umliegenden Bereich verfälschen. Die folgende Aufnahme zeigt fehlende AOT Werte innerhalb extrem heller Pixel in der Augsburger Innenstadt.

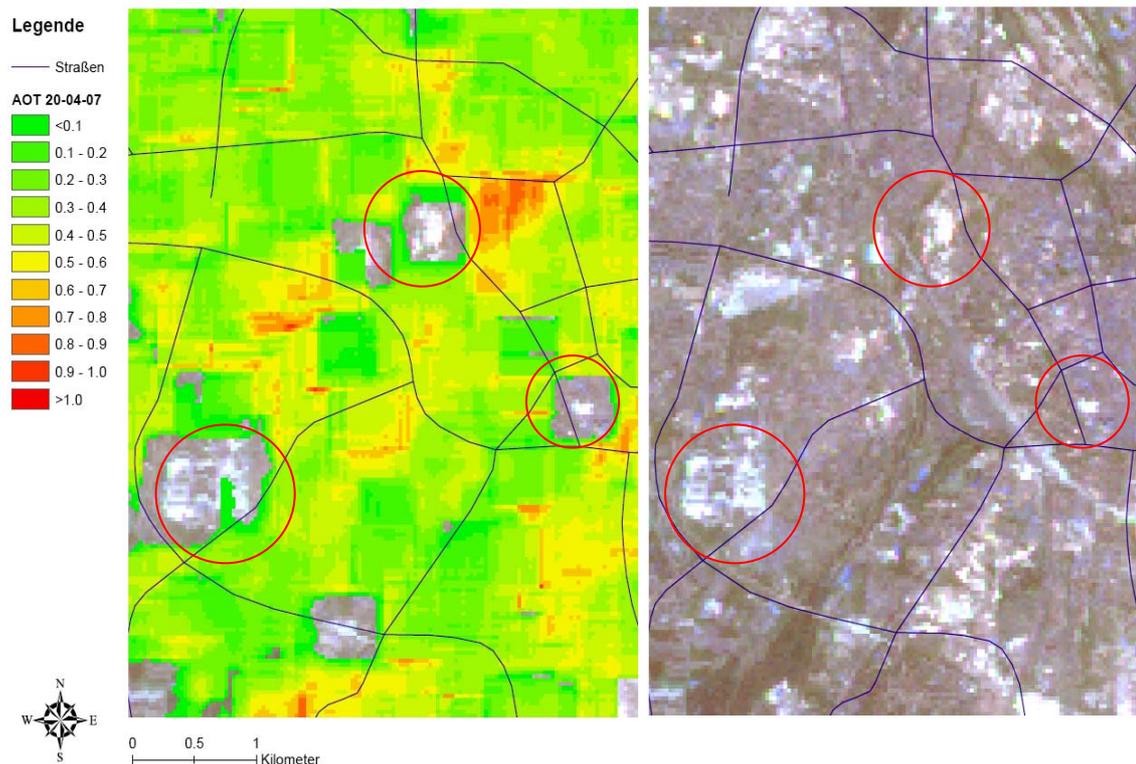


Abbildung 52: fehlende AOT Werte aufgrund heller Reflexionswerte im Satellitenbild

5.2.3 Feinstaubbelastung (PM)

In diesem Abschnitt wird nun auf die Feinstaubbelastung in Augsburg eingegangen. Die PM-Karten werden mittels der Gleichungen 11 und 13 berechnet. Die Mischungsschichthöhe betrug am 20.04.07 10h UTC (Zeit des Satellitenüberflugs) etwa 850m. Die Relative Feuchte betrug an der LÜB Station LfU 64%, an der Uni 50% und an der DWD Station Mühlhausen 68%. Für die Berechnung wurde der Mittelwert der LÜB und DWD Stationen gebildet. Der Wert der Universität wurde aufgrund seiner großen Abweichung zu den beiden anderen Werten nicht berücksichtigt.

Bei der Auswertung der PM Karten muss beachtet werden, dass alle ‚Fehlwerte‘ aus den AOT Karten auch falsche PM Werte erzeugen. Die PM Konzentrationen in den Karten fallen außerdem geringer aus, als sie tatsächlich sind. Der Grund ist der, dass die PM Werte den Unterschied zwischen belastetem und unbelastetem Bild widerspiegeln, das unbelastete Bild jedoch nicht völlig frei von einer Hintergrundkonzentration ist. Die Karten sind jedoch geeignet, um die räumliche Verteilung darzustellen und Hot Spots der Luftbelastung zu identifizieren.

Bei einem Vergleich der PM Karten ist zu sehen, dass die Konzentrationen mit Abnahme des Partikeldurchmessers immer geringer werden. Bei PM_1 schließlich herrscht im ganzen Stadtgebiet ein ähnlich hohes Belastungsniveau. Diese relativ geringe räumliche Variabilität von $PM_{2,5}$ und PM_1 konnte bereits für zahlreiche europäische Städte nachgewiesen werden. Das typische europäische Hintergrundaerosol besteht aus Partikeln $<2,5\mu m$. Die Konzentrationen waren sowohl an städtischen als auch an ländlichen Messstationen ähnlich hoch. Die Spannweite der PM_{10} Werte ist hingegen sehr viel größer, da PM_{10} Konzentrationen stärker durch den Ausstoß lokaler Quellen bestimmt werden. (Van Dingenen et al., 2004)

Die Abbildung 57 zeigt eine Übersichtskarte von Augsburg mit den berechneten PM₁₀ Werten.

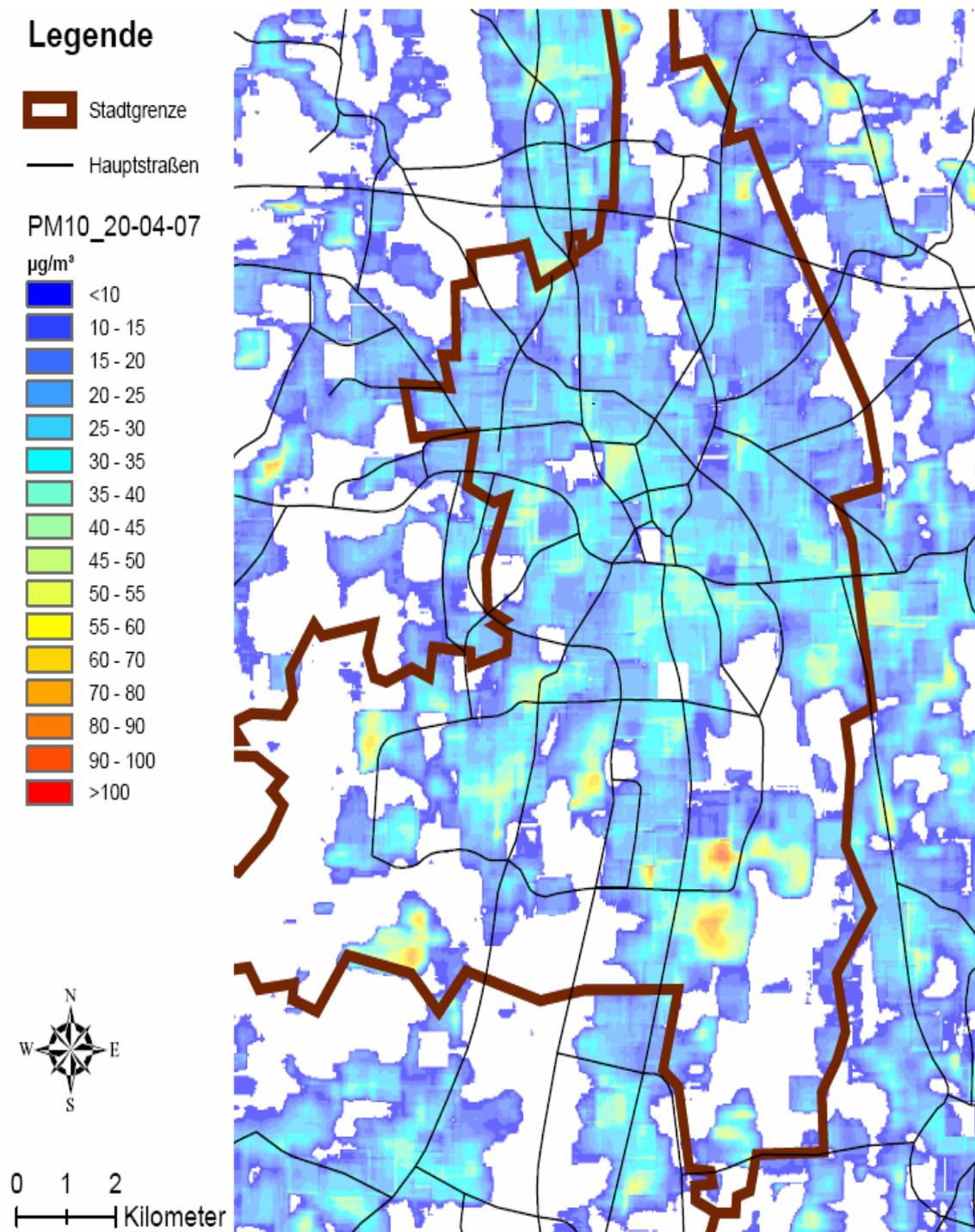


Abbildung 53: PM₁₀ Verteilung in Augsburg am 20.04.07

Die folgenden Abbildungen zeigen die räumlichen $PM_{2,5}$ und PM_1 Verteilungen in der Stadt.

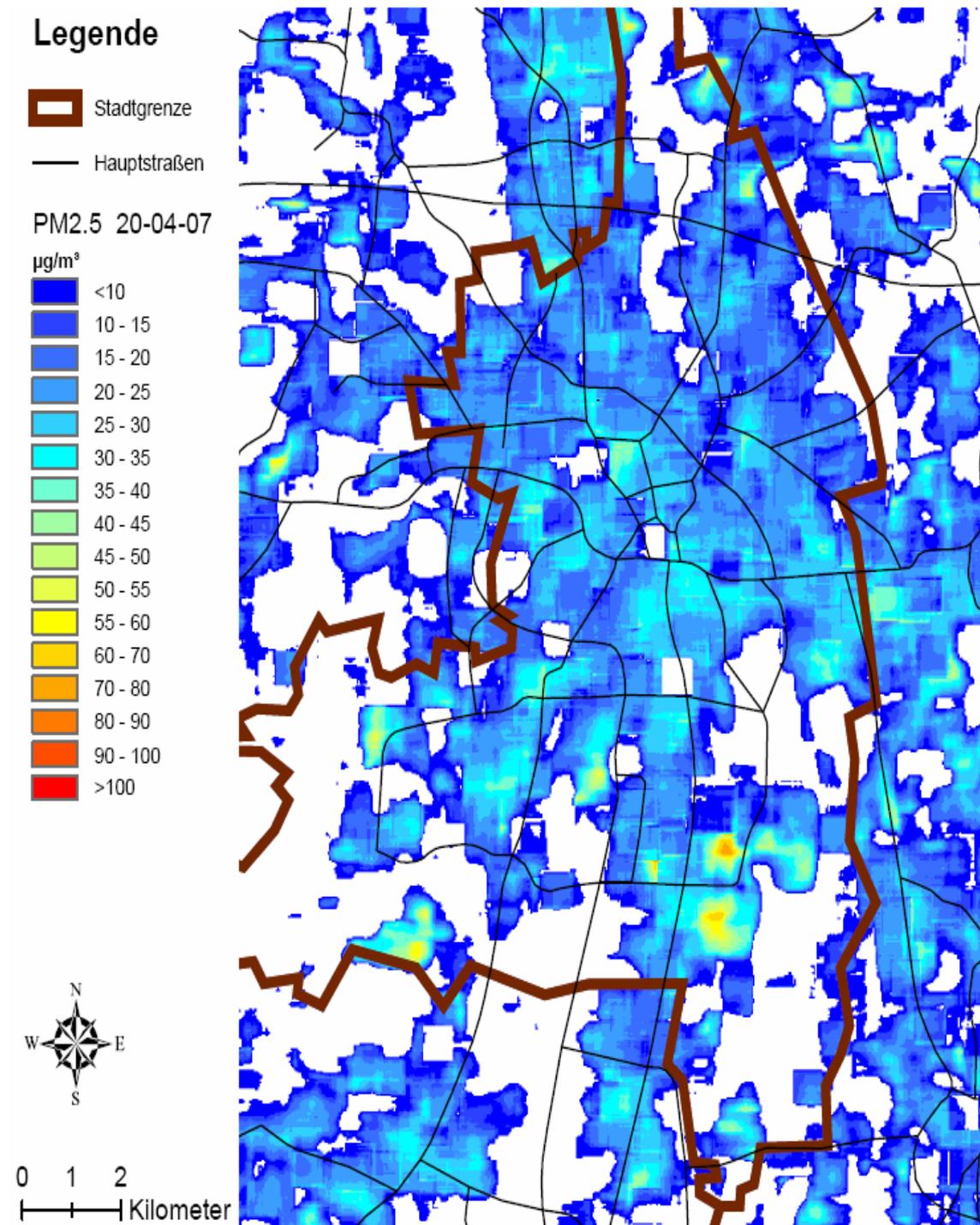


Abbildung 54: $PM_{2,5}$ Verteilung in Augsburg am 20.04.07

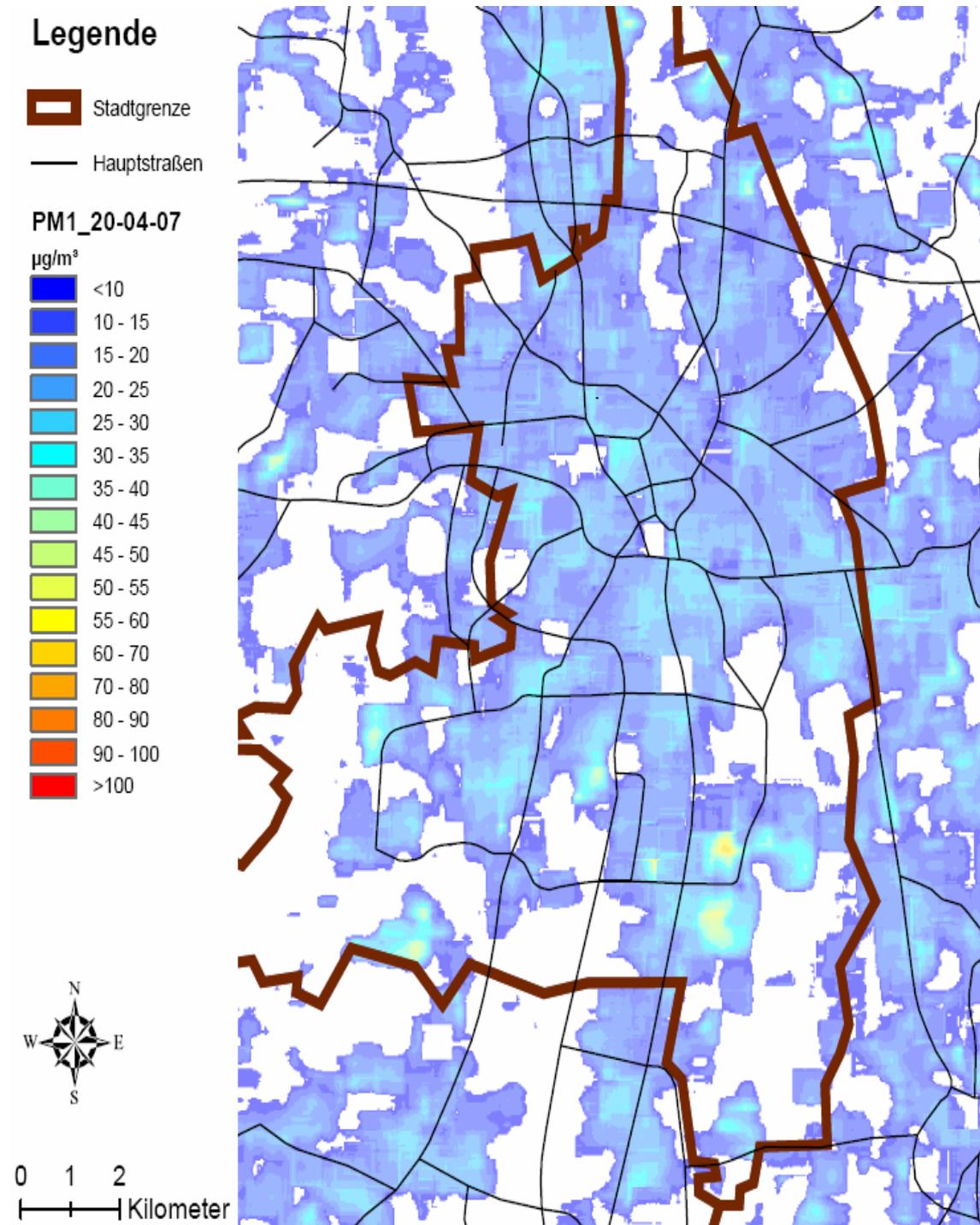


Abbildung 55: PM₁ Verteilung in Augsburg am 20.04.07

Bei einer Analyse der Position der größten Industrie- und Gewerbebetriebe (inkl. Gewerbeparks) in Augsburg und der räumlichen PM_{10} Belastung kann kein übereinstimmendes Muster gefunden werden. Einige der Betriebe befinden sich sogar in Gebieten, die weniger belastet sind, als die Umgebung. Die Gründe dafür können sein, dass die Quellen nicht stark genug sind und deshalb auf dem AOT Bild keine eigene Signatur hinterlassen oder dass der Wind die Partikel in andere Gebiete transportiert hat. Um den Einfluss der Windgeschwindigkeiten abzuschätzen, folgt in Kapitel 5.3 eine Untersuchung der meteorologischen Bedingungen der beiden ICAROS Tagen.

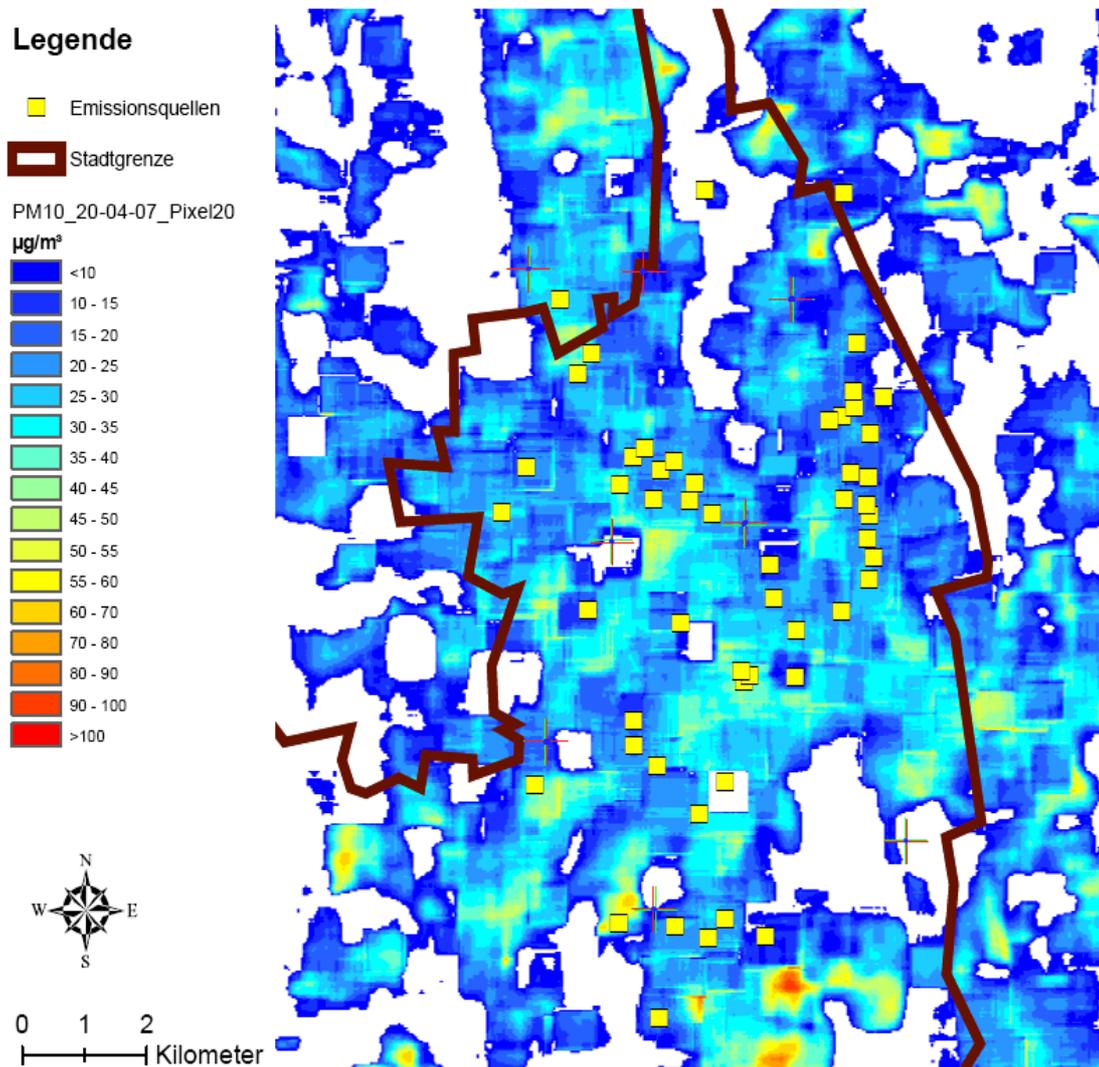


Abbildung 56: Vergleich der räumlichen PM_{10} Verteilung und den größten Emissionsquellen in Augsburg

5.2.4 Kleinräumige Analysen der AOT- und PM-Karten

Im Folgenden soll eine kleinräumigere Analyse der AOT und PM Karten anhand von Beispielen erfolgen.

Das erste Beispiel zeigt den Bereich um den Bourges-Platz. An der LÜB Station Bourges-Platz wurde am 20.04.07 um 11h MEZ (Überflugzeit des Satelliten) eine PM_{10} Belastung von $83\mu\text{g}/\text{m}^3$ gemessen, der höchste Wert aller Messstationen. Und auch auf den ICAROS Karten ist dieser Bereich der am stärksten belastete in der gesamten Innenstadt. Wenn nun die Hintergrundbelastung der Station Bourges-Platz vom 06.07.06 zu den dargestellten ICAROS Werten dazu addiert wird, steigt die maximale PM_{10} Konzentration im Bereich der Liebig Straße auf bis zu $141\mu\text{g}/\text{m}^3$. Anhand der Darstellung wird außerdem deutlich, wie hoch die räumliche Variabilität der PM_{10} Konzentrationen sein kann. Innerhalb von 200 Metern sinkt die Belastung um über die Hälfte ab.

Ein weiterer höher belasteter Bereich in der Innenstadt ist der Klinkertorplatz, nordöstlich des Stadttheaters gelegen. Die Straßen Klinkerberg, Klinkertorstraße, Schaezlerstraße und die Volkhartstraße wurden im Luftreinhalteplan 2004 als Verdachtsflächen für die Überschreitung der PM_{10} Jahresgrenzwerte ausgewiesen. Die Berechnungen bestätigen die erhöhte Belastung dieser Bereiche. Für dieses Gebiet kann von einer Hintergrundbelastung von mindestens $50\mu\text{g}/\text{m}^3$ ausgegangen werden, wodurch die PM_{10} Belastung um 11h am Klinkertorplatz auf mindestens $105\mu\text{g}/\text{m}^3$ ansteigt.

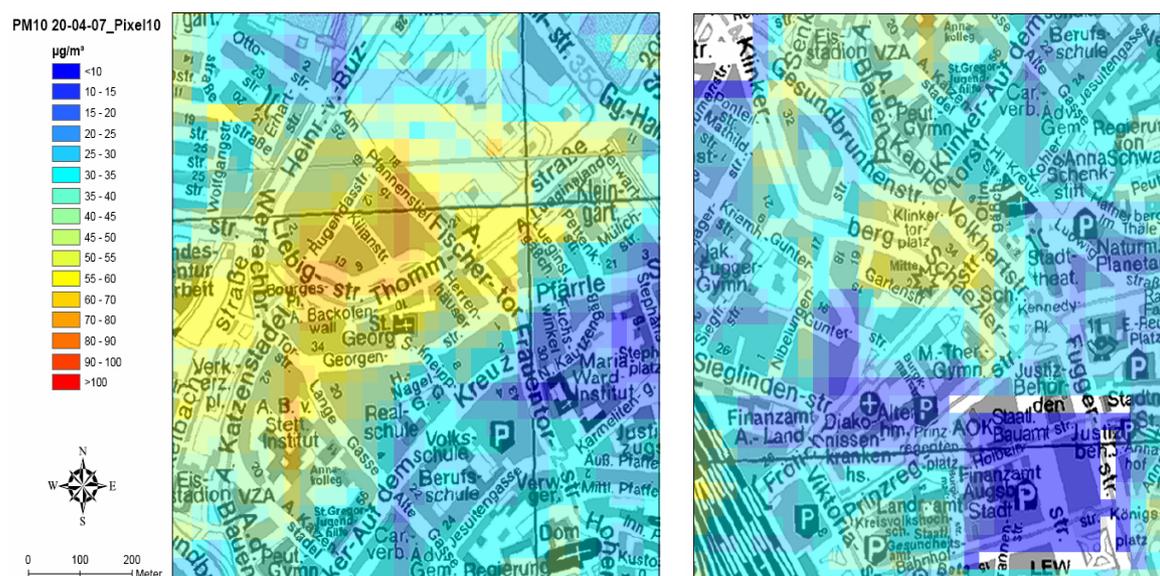


Abbildung 57: PM_{10} Belastung am Bourges-Platz und Klinkertorplatz

Das nächste Bild (Abbildung 63) zeigt die Augsburger Altstadt. Auf den ersten Blick sind die kleinräumigen Änderungen der PM₁₀ Belastung innerhalb der Altstadt zu erkennen. Ein Grund dafür dürfte in der baulichen Struktur zu finden sein, die geprägt ist vom Wechsel enger Gassen, Plätzen und den verschiedensten Baukörpern. Außerdem variiert das Verkehrsaufkommen sehr stark, da manche Gassen nicht befahrbar sind, in manchen Bereichen ausschließlich Anwohnerverkehr vorkommt und größere Straßen hingegen stark befahren sind.

Des Weiteren ist zu sehen, dass die Altstadt ist Richtung Osten, Süden und Norden von einem Ring mit geringeren PM₁₀ Konzentrationen umgeben ist. Am deutlichsten ist der Übergang von der höher gelegenen Altstadt zur tiefer liegenden Lechebene entlang der Stadtmauer im Osten.

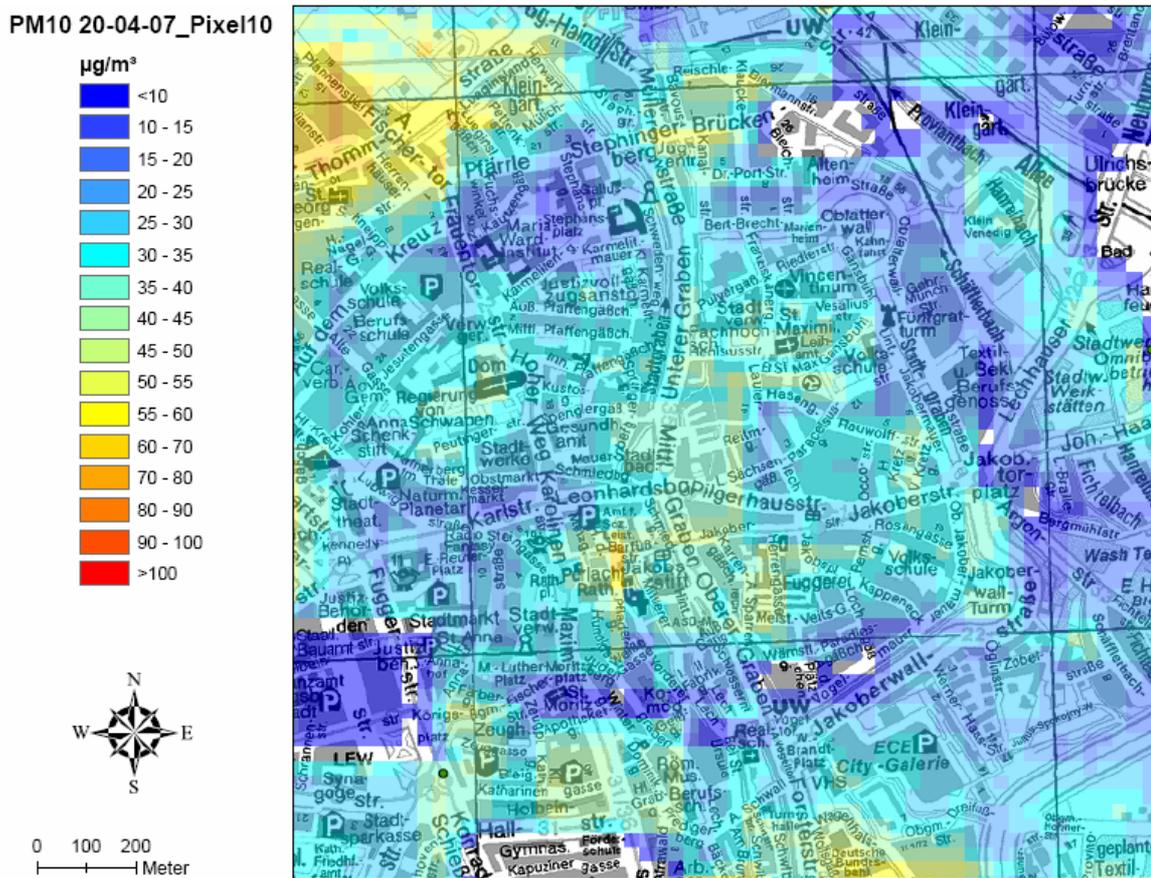


Abbildung 58: PM10 Belastung in der Altstadt

Auf der nächsten Darstellung (vgl. Abbildung 64) sind mehrere Bereiche von Interesse, das Gebiet um das Rote Tor, das Fachhochschulgelände und die B300.

Die Eserwallstraße, der Theodor-Heuss-Platz und der Bereich um das Rote Tor sind höher belastet als die Umgebung. In diesen Bereichen ist das Verkehrsaufkommen hoch, da es sich um wichtige Verbindungsstraßen in der Innenstadt handelt. Durch die zahlreichen Ampeln fließt der Verkehr nicht flüssig und es kommt während der Hauptverkehrszeiten öfters zu Rückstauungen. Bei zähflüssigem Verkehr mit häufigem Anfahren und Abbremsen ist der Schadstoffausstoß am höchsten (Jacobeit, 1986). Da das Fahrverhalten und das Verkehrsaufkommen zeitlich jedoch sehr stark variieren, kann nicht davon ausgegangen werden, dass die Belastung in diesem Abschnitt generell zu hoch ist. Es muss jedoch wiederum angemerkt werden, dass das Satellitenbild um 11h MEZ aufgenommen wurde, also zu einer Uhrzeit in der das Verkehrsaufkommen nicht durch Berufsverkehr geprägt ist. Die dargestellte Belastungssituation kann deshalb sehr wohl als durchschnittlich für einen Tag mit ähnlichen meteorologischen Bedingungen wie den 20.04.07 angesehen werden. Die Rote-Torwall-Straße war bereits in den 80er Jahren ein stark belastetes Gebiet. (Jacobeit, 1986)

Ein anderes belastetes Gebiet in diesem Ausschnitt ist der Schwibbogenplatz. Dies ist sehr interessant, da der Platz bereits 1986 bei Untersuchungen zur Luftbelastung in Augsburg hervorstach. Damals wurde jedoch festgestellt, dass nur die Schwebstaubimmissionen erhöht waren und die Durchlüftung eigentlich recht gut ist. (s. Jacobeit, 1986)

Auf dem Fachhochschulgelände war im April 2007 eine Baustelle und der Parkplatz wurde mit frischem Kies aufgeschüttet. Dies könnte, neben den erhöhten Schadstoffkonzentrationen durch Parkplatzverkehr, ein zusätzlicher Grund für die Belastung in diesem Bereich sein.

Bei der B300 ist zu sehen, dass die Belastungen im Tunnelbereich niedriger sind. Eine Ausnahme ist der Bereich, in dem die Friedberger Straße über dem Tunnel verläuft. Hier sind die Auffahrten zur B300 mit Ampelanlagen geregelt.

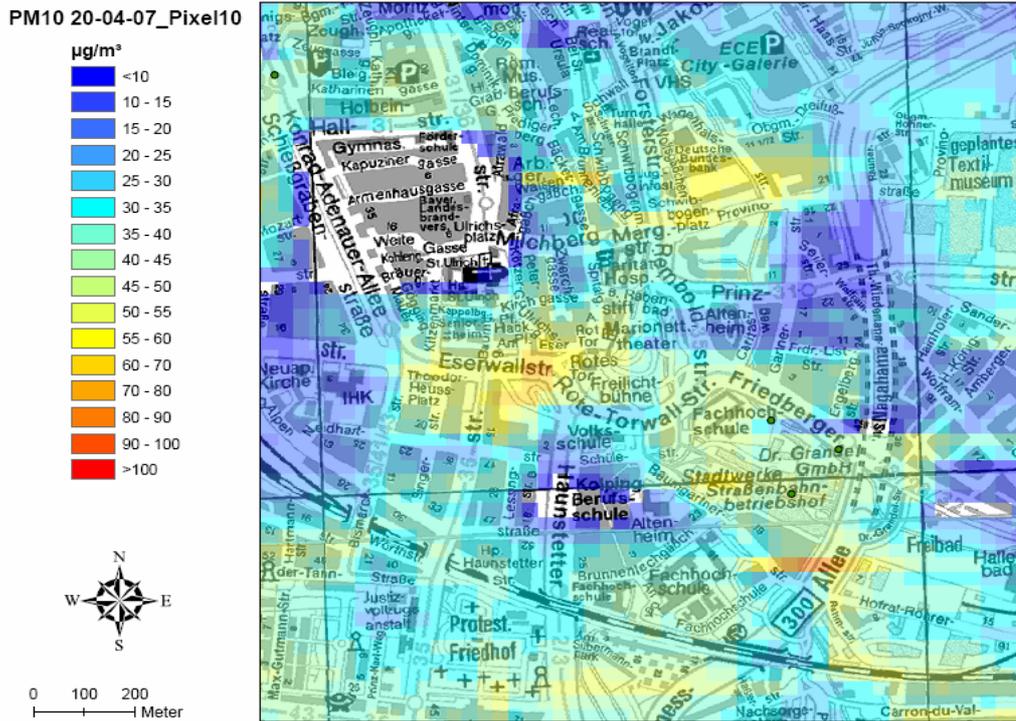


Abbildung 59: PM10 Belastung im Bereich Rotes Tor

Der nächste Ausschnitt zeigt den Baustellenbereich bei Göggingen an der B17. Die PM₁₀ Konzentrationen sind extrem hoch, was durch die Bautätigkeiten verursacht sein kann oder durch die Änderung der reflexiven Eigenschaften der Bodenoberfläche durch die Landnutzungsänderung.

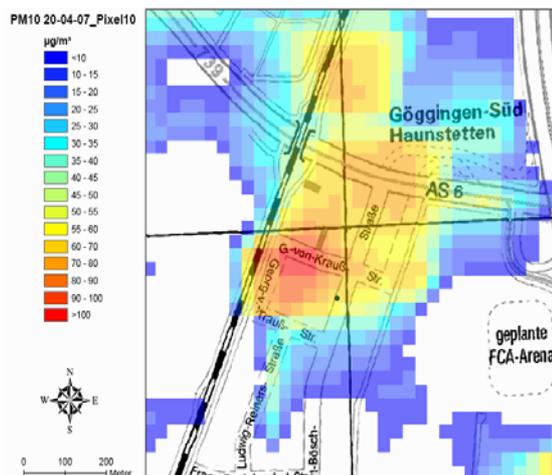


Abbildung 60: PM10 Belastung an der Baustelle Göggingen

Die nächsten beiden Beispiele sind die Stadtviertel Hochfeld und das Universitätsviertel in Abbildung 66.

Im Bereich des Hochfeld ist vor allem der plötzliche Wechsel zwischen stark belastet und gering belasteten Bereichen entlang der Bahnlinie interessant. Östlich der Bahnlinie fällt das Gelände nach Osten hin ab. Da die Hauptwindrichtung am 20.04 Nordwest war, könnte die unterschiedliche Belastung vielleicht durch schlechtere Durchlüftung am Westhang mit verursacht worden sein. Es ist interessant, dass die höchsten Belastungen am Hang auftreten und nicht im Hangfuß. Am rechten Bildrand ist außerdem eine Kleingartenanlage zu sehen, die sich aufgrund der geringen Belastung von ihrer Umgebung abhebt. Die zweite Karte zeigt einen Ausschnitt des Univiertels. Es sind ganz deutlich mehrer Schwerpunkte der Belastung zu erkennen, zum einen der Parkplatz der Universität, ein Teilbereich der Zeppelin- und Lillienthalstraße, sowie die beiden Hauptverkehrsstraßen Haunstetterstraße und Rumpplerstraße. Die Zeppelinstraße ist eine Straßenschlucht mit 6-8 stöckigen Häusern und beide Straßenenden enden in Biegungen mit dichten Baumreihen an den Straßenrändern. Da die Straße außerdem eine wichtige Zufahrt zum Univiertel darstellt, müsste das Verkehrsaufkommen erhöht sein und durch die vielen parkenden Fahrzeuge ist das Fahrverhalten durch Stop-and-Go geprägt. Bei zahlreichen Studien, wie z.B. in Stockholm, hat sich gezeigt, dass solche Straßenschluchten Hot Spots der Luftbelastung darstellen. (Gidhagen et al., 2004) Es bleibt jedoch die Frage, warum andere Straßenschluchten in der Innenstadt mit deutlich höherem Verkehrsaufkommen auf den Bildern nicht zu identifizieren sind.



Abbildung 61: PM10 Belastung im Hochfeld und Univiertel

Die beiden nächsten Beispiele zeigen Straßenabschnitte mit sehr hohen Belastungen. Die folgende Abbildung 67 zeigt einen Ausschnitt von Gersthofen. Die höchsten Belastungen befinden sich in nächster Nähe zu Teilstrecken großer Straßen.

Auf der Abbildung 68 ist die Kreuzung Amagasaki Allee – Berliner Allee dargestellt. Die Kreuzung besteht aus Ampeln und einer Unterführung der Berliner Allee unter der Amagasaki Allee hindurch. Die unterschiedliche Belastung dieses Bereiches und angrenzender Bereiche im Proviantbachquartier und in Richtung Lech sind deutlich zu sehen.

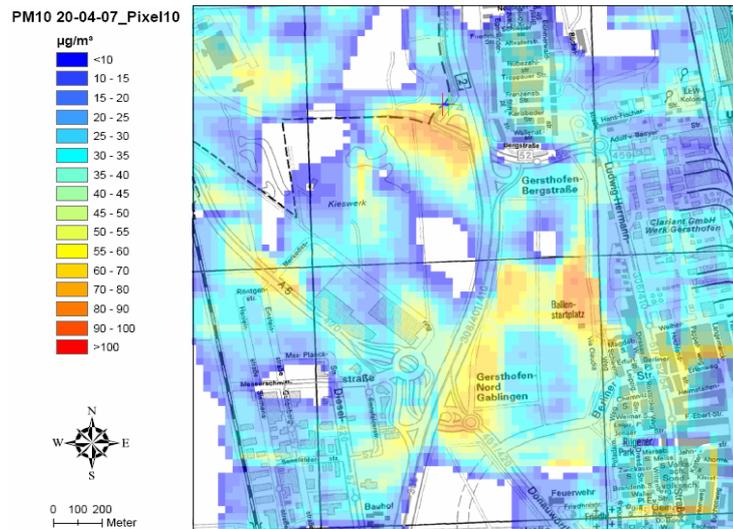


Abbildung 62: PM10 Belastung in Gersthofen

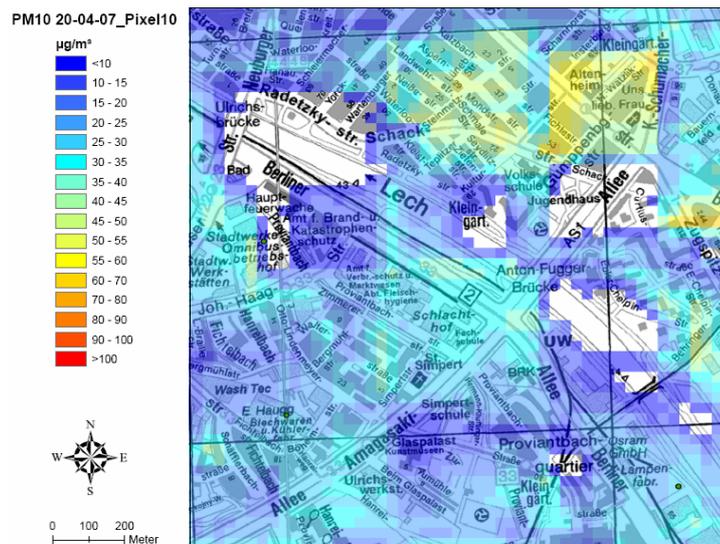


Abbildung 63: PM10 Belastung an der Kreuzung Amagasaki Allee/ Berliner Allee

5.2.5 Die Luftqualität in Augsburg nach dem EPA Air Quality Index

Um für Augsburg eine wirkliche Aussage über die Luftqualität hinsichtlich des Schadstoffes Feinstaub treffen zu können, wurden die berechneten Feinstaubkonzentrationen nach den Kategorien des EPA Air Quality Index (AQI) eingeteilt. Dieser Index wird auch im ICAROS Programm verwendet. Der AQI ist ein Index zur Bestimmung der täglichen Luftqualität der von der amerikanischen Umweltbehörde entwickelt wurde. Für die Luftbelastung durch Partikel gilt die folgende Einteilung. (EPA, 2009)

Kategorie	AQI	PM ₁₀ [µg/m ³]	PM _{2,5} [µg/m ³]
Good	0-50	0-54	0-15,4
Moderate	51-100	55-154	15,5-40,4
Unhealthy for sensitive groups	101-150	155-254	40,5-65,4
Unhealthy	151-200	255-354	65,5-150,4
Very unhealthy	201-400	355-504	150,5-350,4
Hazardous	401-500	505-604	350,5-500,4

Tabelle 14: EPA Air Quality Kategorien

Auf der folgenden Seite sind die Luftqualitätskarten für die Feinstaubklassen PM₁₀ und PM_{2,5} für das Gebiet von Augsburg für den 20.04.07 zu sehen. Die Luftqualität für PM₁₀ kann durchweg als gut angesehen werden. Es ist zu beachten, dass sich Fehlwerte der AOT- und PM Karten auch in diesen Karten fortsetzen. Die erhöhten Werte im südlichen Stadtgebiet sind nicht durch hohe Aerosolbelastung verursacht.

Bei Betrachtung der Luftqualität hinsichtlich PM_{2,5} zeigt sich eine andere Situation. Die Qualität kann größtenteils nur noch als moderate (befriedigend) eingestuft werden. Dies bedeutet, dass die Luftqualität noch als akzeptabel angesehen werden kann, sehr empfindliche Personen jedoch lange und starke Anstrengungen vermeiden sollten. (EPA, 2009)

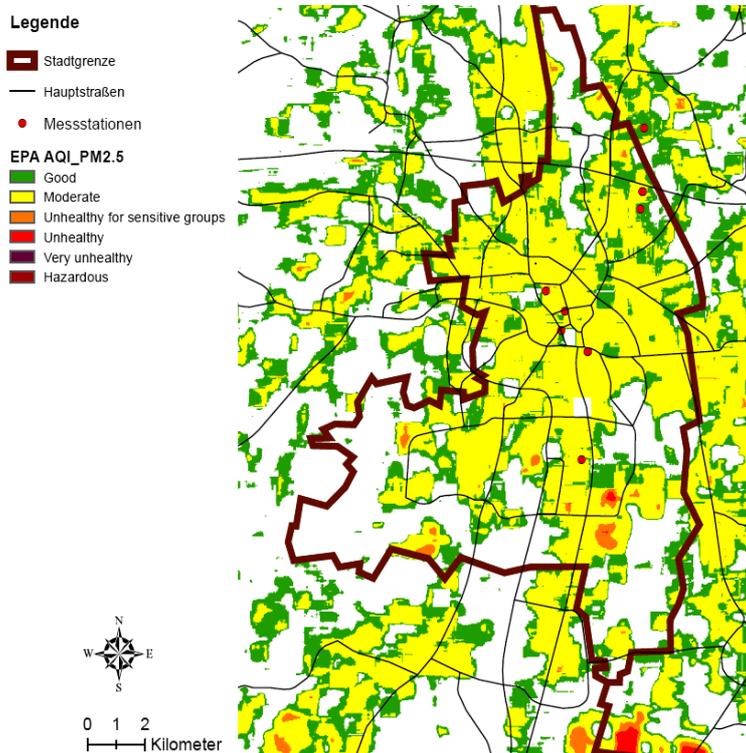
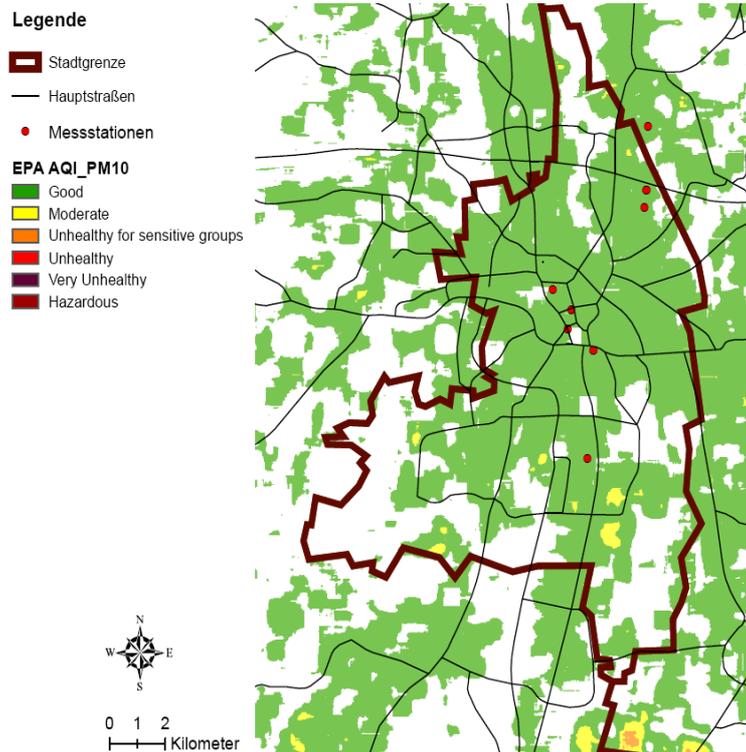


Abbildung 64: räumliche Darstellung des AQI für das Gebiet Augsburg für den 20.04.07

5.3 Meteorologische Bedingungen an den ICAROS Tagen

Um die Ergebnisse der ICAROS NET Plattform besser einordnen und verstehen zu können, werden in diesem Kapitel die Großwetterlagen und Witterungsverhältnisse des belasteten und unbelasteten Tages analysiert.

5.3.1 Meteorologische Bedingungen am 06.07.2006 (Referenztag)

Im Juli 2006 lagen die Lufttemperaturen deutschlandweit durchschnittlich $5,2^{\circ}\text{C}$ über dem Referenzwert von $16,9^{\circ}\text{C}$. In Südwestdeutschland verzeichneten einige Stationen mehr als 20 Tage mit Temperaturen über 30°C (heißer Tag). Für 80% aller DWD Stationen war es bis dato der wärmste Juli seit Beginn der Aufzeichnungen. Niederschläge fielen sehr unregelmäßig und gingen meist als kurze Schauer oder bei Gewittern nieder. (DWD, 2009)

Von 01.07 bis 03.07.2006 wird Mitteleuropa von einer antizyklonalen Südostlage (SEa) beeinflusst. Auf der Abbildung 71 ist ein Höhentrog zu sehen, der vom Atlantik in Richtung Europa schwenkt. Auf der Vorderseite des Troges kommt es zu Advektion warmer Luft, wodurch sich über Zentraleuropa bis nach Skandinavien ein Hochdruckrücken ausbildet. Der Kern des Hochdruckgebietes befindet sich über Nord-Ost-Europa. Über Deutschland befindet sich die Südwestflanke des Höhentrogs. Es entsteht eine Südostlage mit antizyklonaler Strömungsrichtung. Die Witterung ist sommerlich mit überdurchschnittlich hohen Temperaturen. Ab dem 03.07 Vom 05.07 kommt es zu einem allmählichen Wechsel der Wetterlage und der Druck beginnt von Westen her zu fallen. Die Großwetterlage wechselt auf die allgemeine zyklonale Lage Trog Westeuropa (TrW). Dabei wandert der Höhentrog über dem Ostatlantik weiter Richtung Westeuropa. Das Hochdruckgebiet über Zentraleuropa wird von einer Tiefdruckrinne nach Osten hin abgedrängt. Auf der Abbildung ist die Frontalzone zwischen dem tiefen Druck über Westeuropa und dem Hochdruckgebiet über Osteuropa zu erkennen. Die Frontalzone reicht von Spanien bis nach Skandinavien. Entlang dieser Zone wandern Einzelstörungen in westlicher Richtung entlang der Alpen über Mitteleuropa hinweg und bringen warme feuchte Luftmassen nach Deutschland, die am Abend des 06.07 in Augsburg Gewitter und Starkniederschläge verursachen. (DWD, 2009) Die Windgeschwindigkeiten verbleiben bis zum 06.07 mit Tagesmittelwerten $<5\text{m/s}$ relativ gering. Die vorherrschende Windrichtung wechselt mit Änderung der

Wetterlage, ab dem 04.07 von Nordost auf Süd (vgl. Abbildung 69). Auf dem Trajektorienbild (Abbildung 70) ist zu erkennen, dass die Luftmassen, die Augsburg am 06.07 um 11h MEZ erreichen aus Südwestlicher Richtung kommen. Für die Feinstaub Untersuchungen ist die Darstellung durch Rückwärtstrajektorien sinnvoller als Angaben der Windrichtungen, da Feinstaub weit transportiert werden kann und durch die Trajektorien die Herkunft und der Verlauf der Luftmassen deutlich wird. (Möller, 2003)
 Abb. xx: Druckverhältnisse am Boden (SLP) von 01.07 bis 06.07.06 aus Reanalysedaten.
 Quelle: Beck, 2009

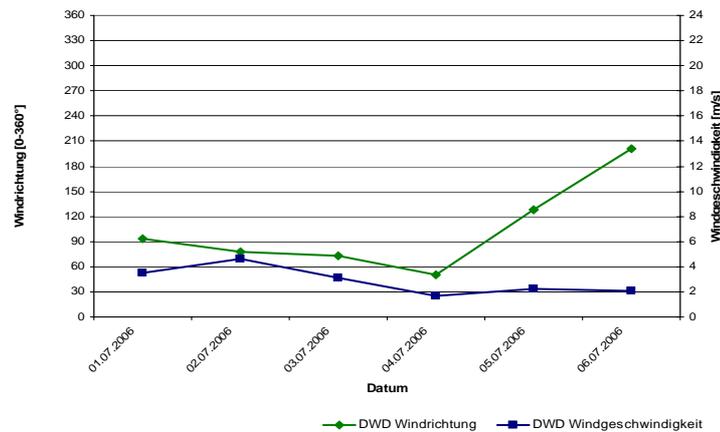


Abbildung 65: Windrichtung- und Geschwindigkeit an der DWD Station am 06.07.06

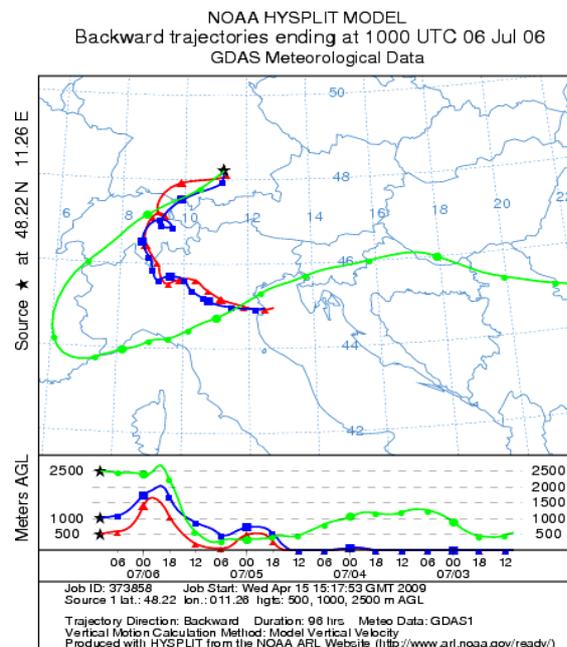


Abbildung 66: Trajektorienbild des HYSPLIT Model vom 06.07.

5.3.2 Meteorologische Bedingungen am 20.04.2007 (Belasteter Tag)

Der April 2007 wurde an allen Tagen von antizyklonalen Großwetterlagen dominiert. Die mittlere Lufttemperatur in Deutschland lag bei 11,7°C und damit 4,4 K höher als der Referenzwert für diesen Monat. Die Sonnenscheindauer lag mit 283 Stunden fast 80% höher als der Mittelwert. In manchen Räumen in Süddeutschland war die Sonnenscheindauer sogar um 200% erhöht. Die gemessenen Niederschlagsmengen entsprachen ca. 7% des Mittelwertes für den Monat April. 6% aller DWD Stationen verzeichneten keinen Niederschlag. (Knittel, 2009)

Über Mitteleuropa herrschte von 17-20. April 2007 die Großwetterlage HB (Hoch Britische Inseln), die zur Klasse der meridionalen Nordlagen gehört. In der Abbildung 74 ist zu erkennen, dass ein Hochdruckrücken vom Atlantik Richtung Europa schwenkt. Bei den Britischen Inseln kann sich ein relativ stabiles Hoch etablieren, welches die antizyklonale Witterung in Europa für die nächsten Tage verursacht. Über Osteuropa ist hingegen ein weit nach Süden reichender Tiefdrucktrog zu erkennen. Der Einfluss des Tiefdruckgebietes reicht jedoch nicht bis nach Deutschland. Der Großteil des Mittelmeerraumes ist von mehreren Tiefdruckgebieten bestimmt. Der 20. April ist in ganz Deutschland unter dem Einfluss des Hochdruckgebietes heiter bis sonnig. Die DWD Station in Augsburg-Mühlhausen verzeichnet für den gesamten Zeitraum von 10-20.04 keinen Niederschlag. Die relative Luftfeuchte am 20.04 liegt zwischen 50-70%. Die Tagemittel der Windgeschwindigkeiten liegen stets unter 4m/s, sind also sehr gering (s. Abbildung 72). Die vorherrschende Windrichtung von 11-16.04 ist Ost-Nord-Ost, ab dem 18.04 wechselt sie auf eine südliche Richtung. Abbildung 73 zeigt eine Trajektoriendarstellung der Luftmassen vom 20.04. Die Luftmassen erreichen Augsburg aus Nordwestlicher Richtung.

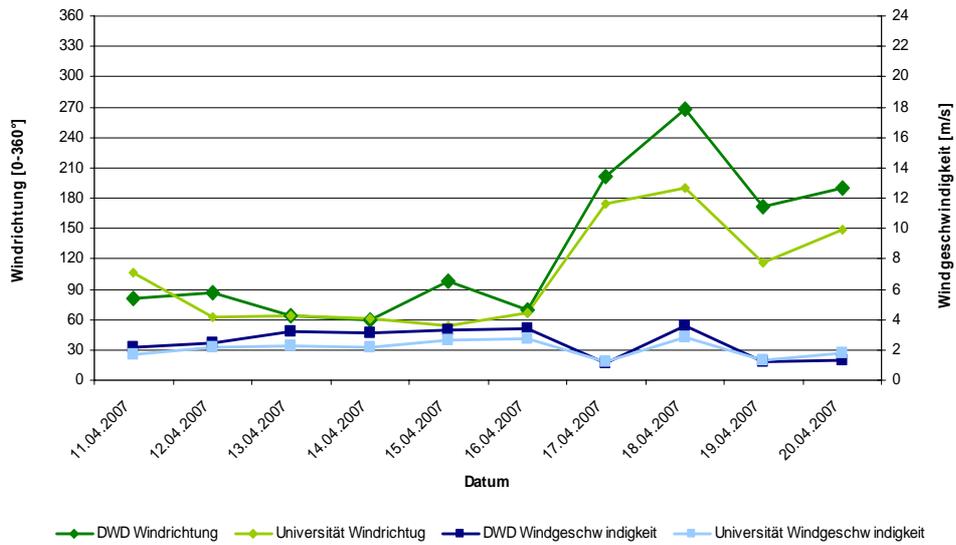


Abbildung 68: Windrichtung- und Geschwindigkeit am 20.04.07 an den Stationen DWD und Universität

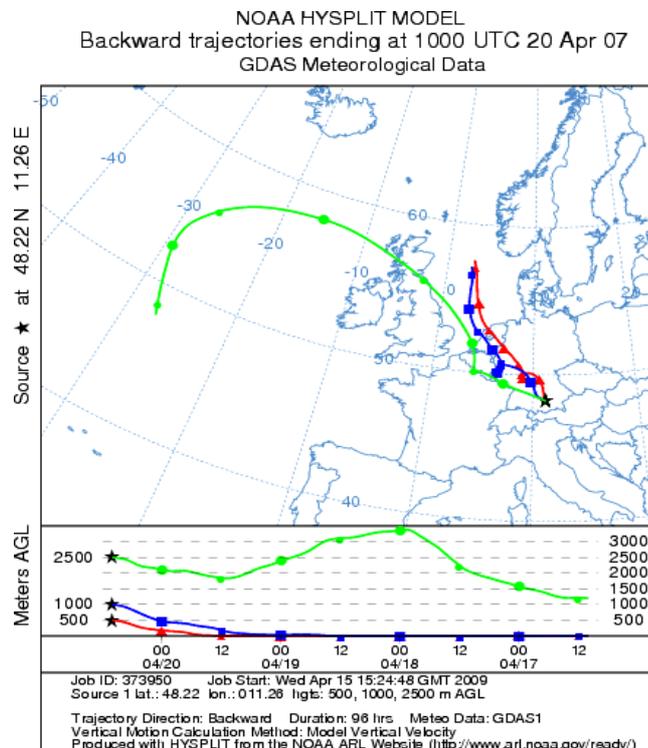


Abbildung 69: Trajektorienbild des HYSPLIT Model für den 20.04.07

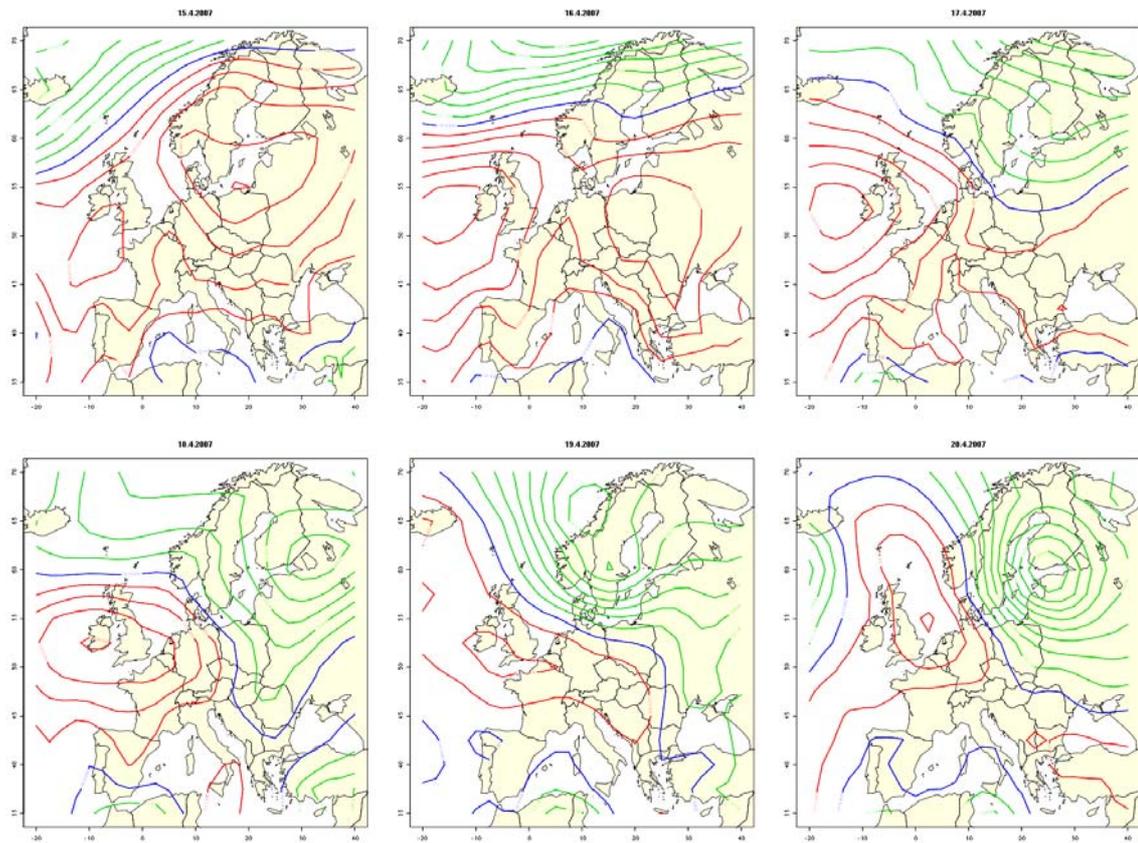


Abbildung 70: Druckverhältnisse am Boden (SLP) von 15-20.04.07 aus Reanalysedaten

In der folgenden Abbildung 75 ist die Mischungsschichthöhe für den 20.04.07 dargestellt. Die Mischungsschichthöhe ist, wie bereits in Kapitel 3 beschrieben, einer der Schlüsselp Parameter für die Luftbelastung, da sie das Volumen beschreibt, das für die Ausbreitung der Schadstoffe zur Verfügung steht. (Seibert et al., 2000)

In der Abbildung ist zu sehen, dass die Mischungsschichthöhe vom Vormittag bis zum frühen Abend zwischen 600 bis 900m liegt. Am Vormittag steigt die MLH durch konvektive Prozesse rasch an und es findet eine Durchmischung der über Nacht in der nächtlichen Grenzschicht eingeschlossenen Luftschadstoffe statt. Durch den Berufsverkehr werden zusätzlich große Mengen an Stoffen in die Mischungsschicht emittiert. Durch die hohe solare Einstrahlung aufgrund der geringen Bewölkung und die dadurch schnell steigenden Lufttemperaturen werden aus den gasförmigen Vorläufersubstanzen sekundäre Aerosole gebildet. Die Rückstreuintensität ist schließlich zur Mittagszeit am höchsten. Am Nachmittag sinkt die MLH ab und wird am Abend durch Zunahme der Windgeschwindigkeiten aufgebrochen. Nachts bildet sich eine flache Grenzschicht in Bodennähe aus. Da am 20.04. kaum Bewölkung herrschte, ist die MLH auf der Darstellung leicht auszumachen. Es kann außerdem angenommen werden, dass aufgrund der antizyklonalen Wetterlage die MLH über dem gesamten Stadtgebiet nur geringe Höhenunterschiede aufweist. Zur Überflugszeit des Satelliten ist die Mischungsschicht als deutliche Grenzschicht ausgebildet, weshalb angenommen werden kann, dass sich das meiste Aerosol innerhalb dieser Schicht befindet.

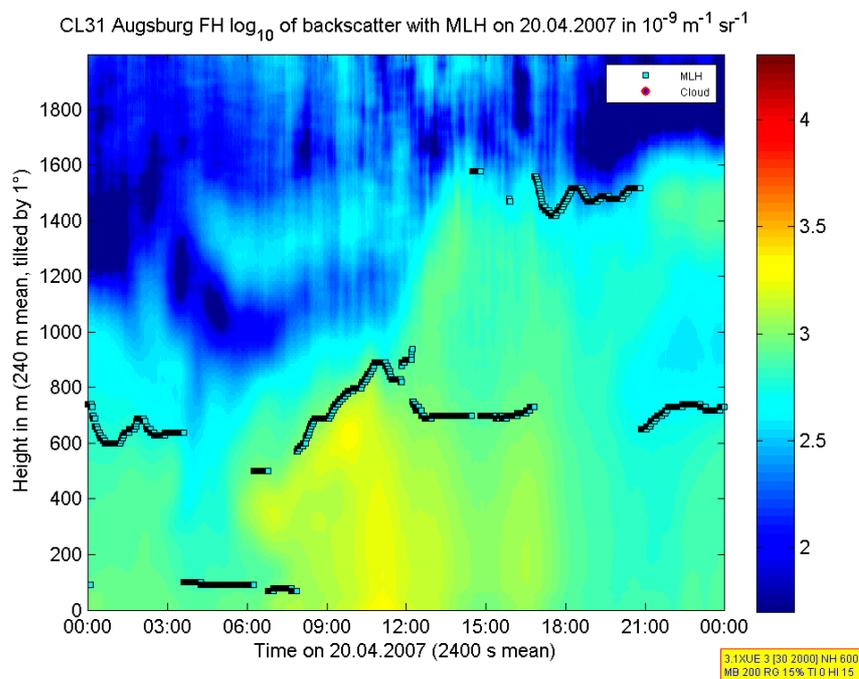


Abbildung 71: Rückstreuintensität gemessen mit einem Ceilometer am Standort FH am 20.04.07

5.4 Vergleich der Daten

In diesem Abschnitt erfolgt ein Vergleich der Messdaten der bodengebundenen Stationen und den Ergebnissen der ICAROS NET Plattform.

Bei der Betrachtung der PM Karten muss beachtet werden, dass die gezeigten PM_{10} Werte nicht genau die tatsächlichen Konzentrationen zeigen, sondern geringer ausfallen. Der Grund ist der, dass die Werte den Konzentrationsunterschied zwischen dem 20.04.07 und dem 06.07.06 wiedergeben. Der Referenztag weist jedoch auch eine gewisse Belastung auf, wodurch die berechneten Werte zu niedrig ausfallen. Es macht deshalb Sinn, die Hintergrundbelastung vom 06.07.06 zu den Werten hinzu zu addieren. Hinsichtlich der Hintergrundbelastung stellt sich die Frage, wie diese am besten ermittelt werden soll. Da die PM Werte den Belastungsunterschied zwischen zwei Tagen widerspiegeln, ist es sinnvoll die PM Konzentrationen des Referenztages als Hintergrundkonzentrationen zu verwenden. Es wurden schließlich drei Zeiträume dieses Tages ausgewählt, der PM_{10} Wert um 11h MEZ, der Mittelwert von 10-12h MEZ und der Tagesmittelwert. Die Überflugzeit des Satelliten ist um 11.56h MEZ. In Tabelle 16 sind die Tagesmittel, der 10-12h Mittelwert und der 11h Werte der PM Konzentrationen in $\mu\text{g}/\text{m}^3$ aller LÜB Stationen für die beiden ICAROS Tage dargestellt. Anhand der Daten wurde die Hintergrundbelastung für den 20.04 berechnet. Anschließend sind die PM Konzentrationen aufgelistet, die mit den entsprechenden Gleichungen von Sifakis et al. (2005) für die Pixel der LÜB Stationen berechnet wurden.

		Königsplatz	Karlstraße	Bourgesplatz	LfU
06.07.07	Tagesmittel	25	26	16	13
	10-12h MEZ Mittelwert	28	29	21	10
	11h MEZ Wert	30	29	22	10
20.04.07	Tagesmittel	49	44	40	35
	10-12h MEZ Mittelwert	68	61	59	57
	11h MEZ Wert	77	62	83	51
Hintergrund Belastung am 20.04.07	Hintergrund (Tagesmittel)	24	18	24	22
	Hintergrund (10-12h MEZ)	40	32	38	47
	Hintergrund (11h MEZ)	47	33	61	41
ICAROS	ohne Hintergrund	30	30	50	20
	mit Hintergrund (Tagesmittel)	54	48	74	42
	mit Hintergrund (10-12hMEZ)	70	62	88	67
	mit Hintergrund (11h MEZ)	77	63	101	61

Tabelle 15: Vergleich der berechneten und gemessenen PM10 Konzentrationen vom 20.04 mit und ohne Addition von Hintergrundaerosol

Bei der Korrelation der berechneten und gemessenen PM₁₀ Werte wird deutlich, dass die Addition der Hintergrundbelastung des 11h Wertes die besten Ergebnisse liefert.

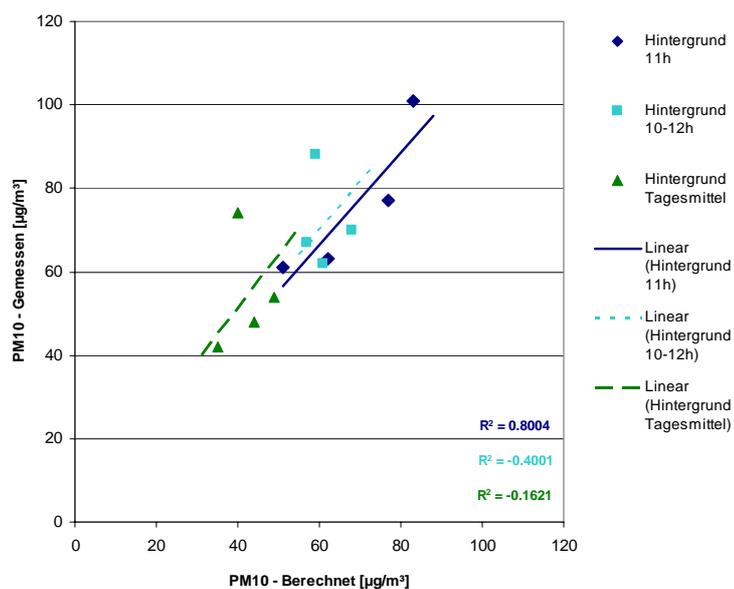


Abbildung 72: Korrelation berechneter und gemessener PM10 Konzentrationen

Die Abweichung der berechneten von den gemessenen Werten kann durch verschiedene Faktoren bedingt sein. Zum einen kann die genaue Lage der Stationen um ein paar Meter von ihrer tatsächlichen Position abweichen. Wenn die PM Konzentrationen im direkten Umfeld einer Station extrem variieren, wurde ein AOT Mittelwert gebildet, um die PM Konzentration möglichst genau wiederzugeben. Eine weitere Quelle für Abweichungen stellt der relativ große Pixelumfang von 30x30m dar. Bei der Berechnung der PM₁₀ Werte kann es außerdem durch Ungenauigkeiten in der Erfassung der exakten Lage der Mischungsschichthöhe und der relativen Luftfeuchte zu leichten Abweichungen kommen.

In der folgenden Tabelle 17 sind die Ergebnisse der Korrelationsberechnungen zwischen PM₁₀ Werten der bodengebundenen Messstationen und mittels ICAROS berechneter Ergebnisse für alle bisherigen Untersuchungsräume dargestellt. Für München ergibt sich ein Korrelationskoeffizient von 97%, während Augsburg mit 80% deutlich darunter liegt.

Untersuchungsraum	Anzahl zu vergleichender Stationen	Korrelationskoeffizient (R^2 Index) für PM ₁₀ Vergleich: gemessen – berechnet
Athens	15	90,0%
Budapest	10	76,0%
Lombardy	35	72,7%
Munich	8	97,1%
Augsburg	4	80,0%
Alle	70	83,16%

Tabelle 16: Vergleich berechneter und gemessener PM10 Werte aller ICAROS Untersuchungsräume

Augsburg hat mit nur vier Stationen die geringste Datendichte aller Untersuchungsräume und es fehlen Messdaten zu PM_{2,5} und PM₁ Konzentrationen. Da die Messungen des IMK-IFU am BifA erst im Herbst 2006 begannen, stehen auch von diesem Standort keine Vergleichsdaten zur Verfügung. Die Qualität der Ergebnisse kann deshalb im Moment nicht durch weitere statistische Auswertungen überprüft werden.

Es muss außerdem beachtet werden, dass die PM Karten nicht mithilfe des ICAROS Programms ermittelt wurden. Die beiden Korrekturalgorithmen weight scheme und Kalman filter konnten nicht angewendet werden, wie es bei den anderen Testgebieten der Fall war. Trotz dieses Umstandes zeigen die Ergebnisse recht gute Übereinstimmungen. Für die Zukunft wäre es wichtig, die Übereinstimmung der PM_{2,5} und PM₁ Karten mit Messergebnissen zu vergleichen, um die Qualität der berechneten Ergebnisse zu ermitteln.

5.5 Vergleich der ICAROS Ergebnisse 2007 mit den Ergebnissen der ICAROS Kampagne 2003 in München

Die ICAROS NET Plattform wurde 2003 im Rahmen des ICAROS-Projekts unter anderem für die Stadt München eingerichtet. Aufgrund der geringen Entfernung zwischen Augsburg und München, ist die Stadt Augsburg auf den damals erstellten Karten ebenfalls abgebildet. In diesem Abschnitt soll deshalb ein Vergleich der AOT- und PM-Karten von 2003 und 2007 stattfinden. Dadurch kann festgestellt werden, welche Veränderungen in der AOT und der Feinstaubbelastung zwischen den beiden Aufnahmen stattgefunden haben.

Auf der folgenden Seite sind zwei AOT Karten der ICAROS Plattform aus den Jahren 2000 und 2007 dargestellt (s. Abbildung 77).

Beim Vergleich der Karten kann als erstes festgestellt werden, dass in der Karte vom 16.04.200 fast flächendeckend AOT Werte für das Umland von Augsburg vorhanden sind und in der Stadt die meisten Lücken. Das Referenzbild zum 16.04.2000 ist der 16.04.2003. Die beiden Aufnahmen liegen also in derselben Jahreszeit, jedoch drei Jahre auseinander. Bei den Aufnahmen von Augsburg beträgt der zeitliche Abstand nur ein Jahr, die Bilder wurden jedoch in verschiedenen Jahreszeiten (April und Juli) aufgenommen. Der Jahreszeitenunterschied macht sich vor allem bei den landwirtschaftlich genutzten Flächen und Waldgebieten bemerkbar. Wegen der starken Änderung der reflexiven Eigenschaften der Bodenoberflächen durch die Vegetationsänderung zwischen April und Juli konnten für diese Flächen keine AOT Werte am 20.04 gewonnen werden. Da für das Stadtgebiet jedoch fast flächendeckend plausible AOT Werte berechnet werden konnten, scheinen Vegetationsänderungen dort kein entscheidender Einflussfaktor zu sein. In den vorhergehenden Analysen konnte gezeigt werden, dass Lücken im Stadtgebiet hauptsächlich durch stark reflektierende Pixel (Bsp. Metalldächer) und Flächennutzungsänderungen (Bsp. Neubaugebiete) entstehen.

Innerhalb des Stadtgebietes gibt es einige Flächen die in den Jahren 2000 und 2007 erhöhte AOT Werte zeigen. Dazu gehört die Kreuzung Thomm-Straße - Fischertor, die auf beiden Karten ein Hot Spot ist, sowie das nördliche Ende der Rheinöl Straße und der Rosenaustraße. Es gibt auch Gebiete, die im Jahr 2000 noch stark belastet waren und heute kaum noch auffallen. Dazu gehört z.B. das Firmengelände von Arvin Meritor oder die Haunstetter Straße nördlich der Bahnüberführung. Die Haunstetter Straße wurde bereits in den 80er Jahren als stark belastetes Gebiet ausgewiesen (Jacobeit, 1986).

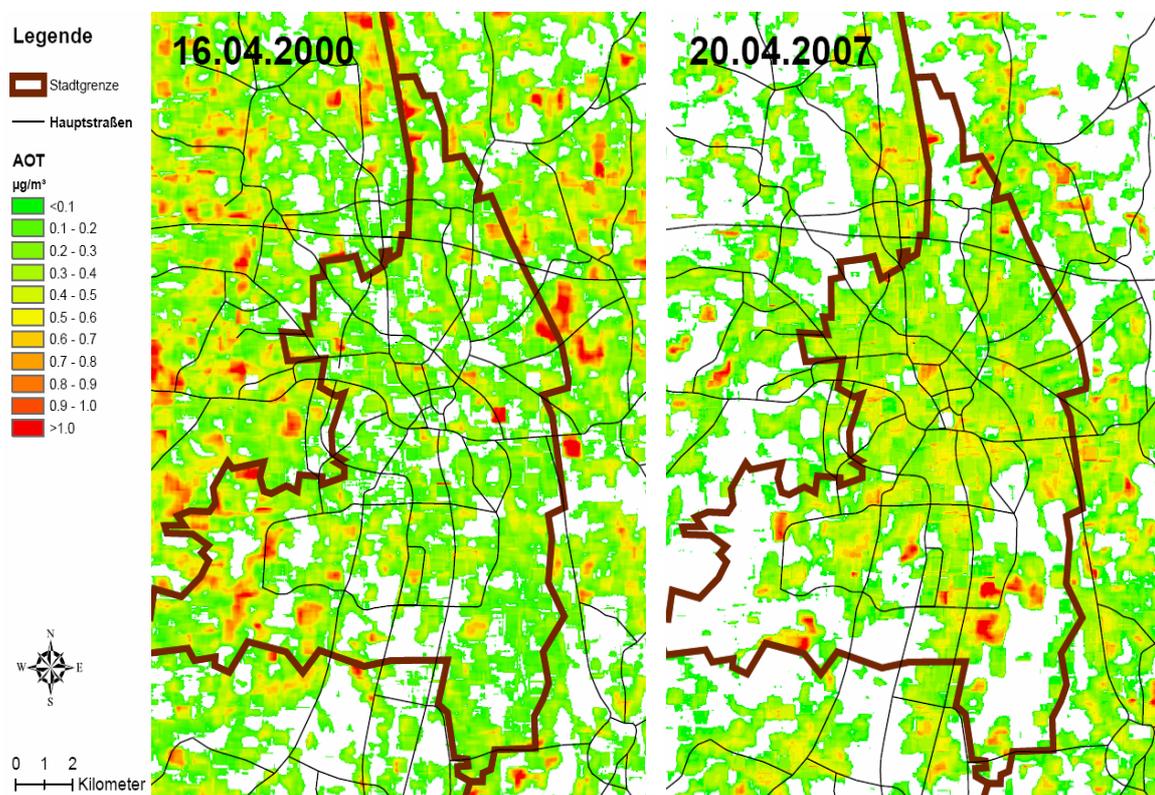


Abbildung 73: Vergleich der AOT Karten vom 16.04.00 und 20.04.07

6. Fazit

Bei Betrachtung der Ergebnisse wird deutlich, dass die Luftqualität nicht nur zeitlich, sondern auch räumlich sehr variabel sein kann. Die zeitlichen Veränderungen werden bereits seit Jahrzehnten an festen Messstationen ermittelt. Die räumliche Variabilität hingegen ist schwieriger zu erfassen. Aus diesem Grund wurde für Augsburg ein Verfahren zur Satellitenbilddauswertung angewendet. Um die Ergebnisse in einen Kontext zu bringen, mussten zusätzlich Schadstoffmessdaten von 2001 bis 2007 ausgewertet werden.

Die beiden Tage, die für die Satellitenbilddauswertung herangezogen wurden, zeigen große Unterschiede in der Belastung mit Feinstaub. Der 20.04 wurde als belasteter Tag eingestuft, da die Feinstaubkonzentrationen sehr viel höher lagen, als am 06.07, weshalb dieser als Referenztag bestimmt wurde. Bei den anderen Schadstoffen ist der Unterschied in der Belastung nicht sehr deutlich zu erkennen, bei Ozon ist sogar der 06.07 stärker belastet. Es konnten trotzdem fast flächendeckend für das Augsburger Stadtgebiet AOT Werte berechnet werden, was die Wahl der Einteilung bekräftigt.

Durch die erstellten Karten wird die hohe räumliche Variabilität der Luftbelastung aufgedeckt. Hoch belastete und völlig unbelastete Flächen grenzen direkt aneinander. Im Stadtgebiet zeigen sich einige Hot Spots an denen die PM Konzentrationen stark erhöht sind. Dazu gehören die Kreuzung an der Liebigstraße am Bourges-Platz und der Klinkertorplatz. Ein weiterer Bereich ist die Gegend um das Rote Tor. Besonders hohe Werte treten in der Eserwallstraße auf. Die Rote-Torwall-Straße und der Schwibbogenplatz waren bereits in den lufthygienischen Untersuchungen in den 80er Jahren belastet und sind es auch heute noch (vgl. Jacobeit, 1986). Weitere Hot Spots in der Umgebung sind der FH Parkplatz, ein Kiesschotterplatz und die Friedbergerstraße über dem Tunnel der B300. Interessant ist auch, dass die Altstadt fast ringförmig von geringeren Feinstaubkonzentrationen umgeben ist. Diese ‚Grenze‘ verläuft entlang des Pfarle im Norden, über die Stadtmauerbegrenzung im Osten hinweg, bis zur Jakoberwallstraße im Süden. Stark belastete Bereiche außerhalb der Innenstadt finden sich z.B. im Univiertel oder Hochfeld. Besonders das Univiertel zeigt erhöhte Werte in Straßenschluchten wie der Zepellinstraße oder stark befahrenen Hauptstraßen wie der Rumplerstraße. Durch starken Verkehr wird wahrscheinlich auch die hohe Belastung an der Kreuzung Amagasaki Allee und Berliner Allee verursacht.

Ein großer Nachteil der vorgestellten Fernerkundungsmethode besteht leider darin, dass Russpartikel nicht erfasst werden können, da sie das meiste Licht absorbieren und nicht

reflektieren wie Sulfat- und Nitratpartikel. Da der Verkehr in Augsburg eine der größten Schadstoffquellen darstellt, wäre die Erfassung von Russpartikeln jedoch sehr wichtig. Die single scattering albedo von Sulfataerosolen beträgt 1, von Ruß nur 0,2. (Ramanathan et al., 2001) Ruß wird hauptsächlich durch den Straßenverkehr (v.a. Dieselfahrzeuge) emittiert. Buchanan et al. haben außerdem festgestellt, dass Russpartikel nur in geringem Maße dem Ferntransport unterliegen. (Buchanan et al., 2002).

Bei einem Vergleich der Ergebnisse der ICAROS NET Plattform von 2000 und 2007 hat sich gezeigt, dass das Gebiet Fischertor-Thommstraße, die nördliche Rheinölstraße sowie die nördliche Rosenaustraße auf beiden AOT Karten erhöhte Werte aufweisen. Ein Gebiet, das in den 80ern und auf den Karten von 2000 deutlich hervorsteht, und zwar die Haunstetter Straße nördlich der Bahnunterführung, ist auf den Karten von 2007 kaum noch belastet.

Eine anschließende Analyse der meteorologischen Bedingungen hat gezeigt, dass an beiden Tagen Hochdruckwetterlagen dominierten. Für den 20.04 konnte eine deutlich ausgeprägte MLH bei 850m festgestellt werden. Die Windgeschwindigkeiten waren an beiden Tagen mit Werten $<2\text{m/s}$ sehr gering. Niederschläge wurden bis 10 Tage vorher nicht verzeichnet. Hinsichtlich der relativen Luftfeuchten herrschen kaum Unterschiede. Die meteorologischen Bedingungen sind sich eigentlich zu ähnlich, um einen bestimmenden Einfluss auf die unterschiedlichen Belastungen haben zu können. Aus diesem Grund wurden zusätzlich Rückwärtstrajektorien ausgewertet. Am 20.04 kamen die Luftmassen aus Nordwesten, am 06.07 aus Südwesten. Eine mögliche Erklärung wäre folglich der Ferntransport von Stoffen ins Stadtgebiet. Dies würde auch die räumliche Feinstaubverteilung erklären. Gebiete stärkerer Belastung treten sowohl am Stadtrand, als auch in der Innenstadt auf. Dieses Muster ist typisch für sekundäre Aerosole, die sich aus Vorläufersubstanzen bilden und aufgrund der geringen Windgeschwindigkeiten und fehlendem Niederschlag gleichmäßig verteilen können. Besonders hohe Konzentrationen zeigen sich dann in Gebieten, in denen zusätzlich zu diesem Hintergrundaerosol lokale Quellen Emissionen verursachen. Dazu gehören in Augsburg anscheinend v.a. der Straßenverkehr und diffuse Quellen wie Baustellen. Ein Zusammenhang zwischen gefassten Quellen wie Industrie- und Gewerbebetrieben konnte nicht festgestellt werden. Im Gegenteil, die Betriebe befinden sich häufig in relativ unbelasteten Räumen.

Bei dem Vergleich der berechneten und gemessenen PM_{10} Werte, mit Berücksichtigung der Hintergrundbelastung hat sich ein R^2 Index von 0.8 ergeben, was recht positiv erscheint. Die größten Unterschiede zeigen die beiden Hintergrundstationen Bourges-Platz und LfU. Die Gründe dafür können vielfältig sein. Weitere statistische

Auswertungen sind leider aufgrund der geringen Kontrollpunkte nicht möglich. Ein Manko der AOT- und PM-Karten ist die Auflösung von 30x30m, die für kleinräumige Untersuchungen innerhalb des Stadtgebietes zu gering ist. Die folgende Abbildung zeigt die Ergebnisse eines numerischen Modells für eine Straßenschlucht in Göttingen zur Hauptverkehrszeit von 07-07.30Uhr. Durch Heterogenitäten im Windfeld beginnt die NO_2 -Abgaswolke innerhalb der Straßenschlucht zu mäandrieren und es bilden sich einzelne Hot Spots hoher Konzentrationen aus. Solche sehr kleinräumigen Variabilitäten können mit Landsat5 nicht erfasst werden. Aus diesem Grund zeigen sich viele Straßenschluchten wie die Karlstraße mit eigentlich hohen Belastungen nicht immer in den Karten. Dies könnte ein Grund für die abweichenden Werte sein. Eine Ausnahme ist z.B. ein Teilstück der Zeppelinstraße das sich ganz deutlich durch stark erhöhte Werte von der Umgebung abhebt. Um die Bedingungen in einer Stadt besser analysieren zu können, wären Bilder von Satelliten mit höherer Auflösung eine gute Möglichkeit. Dann wäre auch der Vergleich gemessener mit berechneten Konzentrationen sehr viel einfacher.

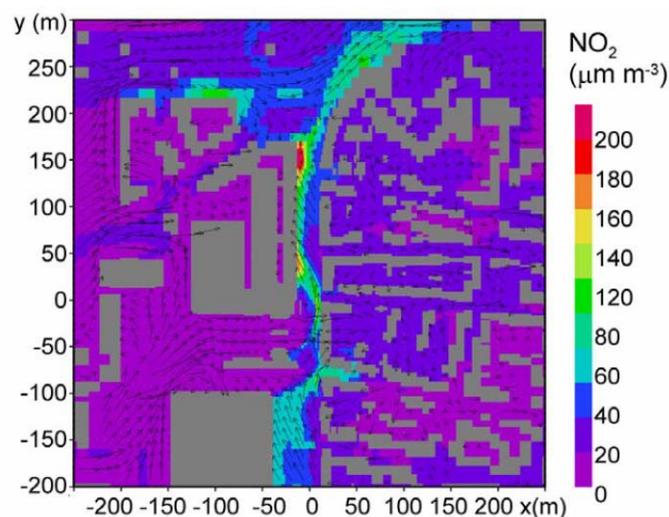


Abb. 78: NO Konzentrationen in einer Straßenschlucht in Göttingen. (Aus: Schäfer et al., 2005)

Bei der Analyse der Zeitreihen, zeigt sich, dass der 20.04 nicht zu den am stärksten belasteten Tagen gehört. Durch die austauscharme Wetterlage steigt die Belastung an allen Stationen an und verbleibt auf erhöhtem Niveau bis zu einem Wechsel der Großwetterlage.

Die räumlichen und zeitlichen Schwankungen sind bei solchen Bedingungen gering. Für den April 2007 konnte außerdem kein Einfluss von Luv und Lee Lage auf die Messungen an den Stationen LfU und BifA festgestellt werden.

Bei den Feinstaubkonzentrationen kann eine allmähliche Annäherung der Jahresmittelwerte der einzelnen Stationen beobachtet werden. Die Konzentrationen zeigen außerdem einen negativen Trend, der an den verkehrsnahen Stationen stärker ist, als an den Hintergrundstationen. Die anderen Schadstoffe zeigen seit einigen Jahren eher stagnierende Entwicklungen mit leicht negativen Trends. Aus diesem Grund kommt es auch an den Stationen Königsplatz und Karlstraße häufig zu Überschreitungen der NO₂ Grenzwerte.

Das Stadtgebiet von Augsburg weist insgesamt gute Bedingungen für eine hohe Luftqualität auf. Dazu gehören die relativ ebene Topographie, die nächtliche Zufuhr kalter Frischluft aus südlicher Richtung in Form eines schwachen Berg-Tal-Windsystems, der hohe Flächenanteil nicht verbauter Flächen und Wäldern, sowie die geringe Anzahl großer Industriebetriebe in der Stadt und im ländlichen Umfeld. Trotzdem gibt es in der Stadt Gebiete, die eine sehr hohe Feinstaubbelastung aufweisen. Insgesamt ist die Belastung räumlich extrem variabel. Nach dem EPA Air Quality Index kann das gesamte Stadtgebiet für PM₁₀ als gut eingestuft werden, hinsichtlich PM_{2,5} fällt die Qualität jedoch in die Kategorie befriedigend. Durch die verschiedensten Maßnahmen konnte die Luftqualität in Augsburg bis heute stetig verbessert werden, so dass neben den lokalen Emissionsquellen die Bedeutung des Schadstoffeintrags durch Ferntransport in Zukunft zunehmen wird. Die Kontrolle der Luftqualität durch rein lokale Maßnahmen wird dann wahrscheinlich nicht mehr ausreichen (Buchanan et al., 2002).

Das Messnetz des LfU in Augsburg ist mit vier Stationen sehr klein. Durch die vielfältige räumliche Struktur einer Stadt mit Gebäuden, Straßen, Plätzen, wird die Ausbreitung von Schadstoffen stark modifiziert. Die Messungen der Überwachungsstationen können deshalb nur für das direkte Umfeld mit maximal einigen hundert Metern Ausdehnung als repräsentativ angesehen werden. Um für die anderen Gebiete in der Stadt Informationen über die Belastung zu bekommen muss entweder das bestehende Messnetz ausgebaut, befristete Messkampagnen oder Modellrechnungen durchgeführt werden. All diese Maßnahmen sind Zeit- und Kostenintensiv. Aus diesem Grund bietet die Satellitengestützte Fernerkundung eine gute Alternative, da mit ihr für das gesamte Stadtgebiet und Umland flächendeckend Informationen zur Luftbelastung ermittelt werden können. (Schäfer et al., 2002) Bisher wurde die Anwendung solcher Methoden zur lufthygienischen Überwachung von den verantwortlichen Stellen selten angewendet. Zum einen gibt es bisher kein Programm, das anwenderfreundlich gestaltet ist und auch von nicht geschultem Personal einfach bedient werden kann.

Zum anderen sind die Preise für viele Satellitenbilder sehr hoch und nicht alle sind geeignet für die Luftüberwachung. Die ICAROS NET Plattform war ein erster Versuch die Methode der Satellitenfernerkundung der Öffentlichkeit zugänglich zu machen und es hat sich gezeigt, dass die Ergebnisse der Berechnungen sehr gute Übereinstimmungen mit gemessenen Konzentrationen aufweisen. Für die Zukunft wäre es wichtig den Programmaufbau und die Algorithmen weiter zu verbessern, dann könnte diese Methode der Luftüberwachung eines Tages zur Standardausrüstung der verantwortlichen Stellen zählen. Die Überwachung der Luftqualität mittels Satellitenfernerkundung kann jedoch nicht die kontinuierliche Messung ersetzen. Um die Feinstaubbelastung räumlich und zeitlich so exakt wie möglich erfassen zu können, müsste ein System aus Satelliten und Bodenmessstationen aufgebaut werden. (Kaufman et al., 2002)

Literaturverzeichnis

- Alföldy, B. (2007): Aerosol Optical Depth, Aerosol composition and Air Pollution During Summer and Winter Conditions in Budapest. In: Science of the Total Environment Vol. 383. S. 141-163
- Bach, W. & Georgii, H.-W., Steubing, L. (1995): Schadstoffbelastung und Schutz der Erdatmosphäre. In: Umweltschutz: Grundlagen und Praxis Band7. 138 S.
- Baumbach, G. (1994): Luftreinhaltung. 3. Aufl. Springer Verlag. 461 S.
- Beilke, S. (2002): Spezielle Umweltprobleme: Der nordhemisphärische Transport von Ozon und Feinstaub und sein Beitrag zur Luftqualität in Deutschland. In: Jahresbericht 2002 aus dem Messnetz des Umweltbundesamtes 88/03. 17 S.
- Buchanan, C. & Beverland, I., Heal, M. (2002): The Influence of Weather-Type and Long-Range Transport on Airborne Particle Concentrations in Edinburgh, UK. In: Atmospheric Environment 36, S. 5343-5354
- Campagni, P. & Sandroni, S. (o.J.): Optical Remote Sensing of Air Pollution. Ispra Courses on Chemical and Environmental Science. Joint Research Center, Ispra.
- Cyrys, J. et al. (2002): Emission, Immission und Messung feiner und ultrafeiner Partikel. In: Umweltmedizin in Forschung und Praxis Band 7, Nr. 2. Ecomed Verlag.
- Dandou, A. et al. (2002): The Importance of Mixing Height in Characterizing Pollution Levels from Optical Thickness Derived by Satellite. In: Water, Air, and Soil Pollution, Focus 2, S. 17-28
- Day, D. & Malm, E. (2001): Aerosol Light Scattering Measurements as a Function of Relative Humidity: A Comparison Between Measurements Made at Three Different Sites. In: Atmospheric Environment 35, 5169-5176
- Deschamps, P. & Tanré, D. (1981): Influence de l'atmosphère en télédétection des ressources terrestres. In: Signatures spectrales d'objets en télédétection 5. S. 543-558

- Emeis, S., et al. (2004): Atmospheric Boundary Layer Structure from simultaneous SODAR, RASS and Ceilometer Measurements. In: Atmospheric Environment 38, S. 273-286.
- Emeis, S. & Schäfer, K., Münkel, C. (2009): Observation of the Structure of the Urban Boundary Layer with Different Ceilometers and Validation by RASS Data. In: Meteorologische Zeitschrift Vol. 18, No.2, 149-154
- Englert, N. (2004): Fine Particles and Human Health – A Review of Epidemiological Studies. In: Toxicology Letters 149, S. 235-242.
- IPCC (2007): Changes in Atmospheric Constituents and in Radiative Forcing. In: Forster, P. & Ramaswamy, V. et al. (2007): Climate Change 2007: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge University Press. S 130-234.
- Frieß, H. (2007): Umweltbericht Bayern 2007. Bayerisches Landesamt für Umwelt. 168 S.
- Gerstengarbe, F. & Werner, P. (1999): Katalog der Großwetterlagen Europas (1881 - 1998) – Nach Paul Hess und Helmuth Brezowsky. Potsdam, Offenbach a. M. 5. verbesserte und ergänzte Auflage
- Gidhagen, L. et al. (2004): Simulation of NO_x and Ultrafine Particles in a Street Canyon in Stockholm, Sweden. In: Atmospheric Environment 38, S. 2029-2044
- Graedel, T. & Crutzen, P. (1994): Chemie der Atmosphäre – Bedeutung für Klima und Umwelt. Spektrum Verlag. 511 S.
- Grant, K. et al. (1999): Modeling the Spectral Optical Properties of Ammonium Sulfate and Biomass Burning Aerosols: Parametrization of Relative Humidity Effects and Model Results. In: Atmospheric Environment 33, S. 2603-2620

- Harbusch, A. (2005): Anwendung und Validierung eines Verfahrens der Satellitenbilddauswertung zur Bestimmung der Feinstaubbelastung in München und Umgebung. Diplomarbeit an der LMU München, Departement für Umwelt- und Geowissenschaften. 109 S.
- Hase, E. (1990): Die Raum-Zeitliche differenzierte thermische und hygri sche Situation im Stadtgebiet von Augsburg. In: Fischer, K. (Hrsg.)(1990): Beiträge zur Physischen Geographie des Raumes Augsburg. Augsburger Geographische Schriften Heft 8. Universität Augsburg. S. 29-75
- Hess, M. et al. (1998): Optical Properties of Aerosol and Clouds: The Software Opac. In: Bulletin of the American Meteorological Society 79, S. 831-844
- Hupfer, P. & Kuttler, W. (2006): Witterung und Klima. 12. Aufl., Teubner Verlag. 554 S.
- Jacobeit, J. (1986): Stadtklimatologie von Augsburg unter besonderer Berücksichtigung der lufthygienischen Situation sowie des Lärms. In: Augsburger Geographische Hefte, Nr. 6. Universität Augsburg. 171 S.
- Jacobeit, J. (1990): Neuere Daten und Fakten zum Stadtklima von Augsburg. In: Fischer, K. (Hrsg.)(1990): Beiträge zur Physischen Geographie des Raumes Augsburg. Augsburger Geographische Schriften, Heft 8. Universität Augsburg. S. 1-28
- Kaufman, Y. & Tanré, D., Boucher, O. (2002): A Satellite View of Aerosols in the Climate System. In: Nature Vol 419, S. 215-223
- Lauer, W. & Bendix, J. (2004): Klimatologie. 2. n. bearb. Aufl. Westermann Verlag. 352 S.
- Mahnkopf, W. (2008): Augsburg – Daten, Fakten, Zahlen. Stadt Augsburg, Amt für Statistik. 49 S.
- Matschullat, J. & Tobschall, H.J., Voigt, H.-J. (2000): Geochemie und Umwelt. Springer Verlag.
- Möller, D. (2003). Luft – Chemie, Physik, Biologie, Reinhaltung. De Gruyter Verlag. 750 S.

- Peters, A. (2005): Partikel in der Außenluft erhöhen das Risiko für Herz-Kreislauf-Erkrankungen. In: Gesundheitswesen 67, Sonderheft 1. S 79-85.
- Ramanathan, V. et al. (2001): Aerosols, Climate, and the Hydrological Cycle. In: Science Vol 294, S. 2119-2124
- Regierung von Schwaben (2008): Luftreinhalte-/Aktionsplan für die Stadt Augsburg mit Einbeziehung der Umlandgemeinden. 1. Fortschreibung Entwurf Oktober 2008. Regierung von Schwaben. 40 S.
- Sarigiannis, D. (2005): Comparative Assessment of the ICAROS NET Application in the Verification Sites. ICAROS NET Research Program. 8 S.
- Sarigiannis, D. & Gotti, A. (2005): Data Fusion Methodology and Results in Munich. ICAROS NET Research Program. European Commission. 54 S.
- Schäfer, K. et al. (2002): Three-Dimensional Ground-Based Measurements of Urban Air Quality to Evaluate Satellite Derived Interpretations for Urban Air Pollution. In: Water, Air, and Soil Pollution, Focus 2, S. 91-102
- Schäfer, K. et al. (2005): Field measurements within a quarter of a city including a street canyon to produce a validation data set. In: International Journal of Environment and Pollution, Vol. 25, Nr. 1/2/3/4. S. 201–216
- Schäfer, K. et al. (2008): Correlation of Aerosol Mass near the Ground with Aerosol Optical Depth during two Seasons in Munich. In: Atmospheric Environment 42, S. 4036-4046.
- Schmid, J. (2004): Luftreinhalteplan für die Stadt Augsburg. Bayerisches Staatsministerium für Umwelt, Gesundheit und Verbraucherschutz. 102 S.
- Seibert, P. et al (2000): Review and Intercomparison of Operational Methods for the Determination of the Mixing Height. In: Atmospheric Environment 34, S. 1001-1027.

- Siegenthaler, R. (1997): Bestimmung und Analyse troposphärischer Strahlungseffekte (Dunsteffekte) während Sommersmogphasen im Schweizer Mittelland mit Methoden der Fernerkundung. *Geographica Bernesia* G54. Verlag des Geographischen Instituts der Universität Bern. 143 S.
- Sifakis, N. & Deschamps, P. (1992): Mapping of Air Pollution using SPOT Satellite Data. In : *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*, Vol. 58, Nr. 10, S. 1433-1437
- Sifakis, N. et al. (2005): Manual of Image Processing Codes for AOT Extraction (Report D7). ICAROS NET Research Program. European Commission. 39 S.
- Soulakellis, N. et al. (2005): 1.0 User Manual of the ICAROS NET Computational Platform. ICAROS NET Research Program. European Commission. 57 S.
- Stull, R. (1988): *An Introduction to Boundary Layer Meteorology*. Kluwer Academic Publishers. 666 S.
- Trukenmüller, A. & Grawe, D., Schlünzen, K.H. (2004): A model system for the assessment of ambient air quality conforming to EC directives. In: *Meteorologische Zeitschrift*, Vol. 13, Nr. 5. S. 387–394
- UBA (2005): Hintergrundpapier zum Thema Staub/Feinstaub (PM). Umweltbundesamt. Berlin. 23 S.
- Van Dingenen, R. et al. (2004): A European Aerosol Phenomenology – 1: Physical Characteristics of Particulate Mater at Kerbside, Urban, Rural and Background Sites in Europe. In: *Atmospheric Environment* 38, S. 2561-2577
- Wolf-Benning, U. (2006): Kleinräumige und zeitliche Variabilität von Feinstaub und Grobstaub sowie Stickstoffdioxid in Berlin. *Berliner Geographische Arbeiten* 105. Humboldt-Universität zu Berlin. 133 S.

Internetquellen

DWD: <http://deutscher-wetterdienst.de/GWL.html> (31.01.2009)

EPA: http://www.epa.gov/air_quality_index.cfm.html (16.04.2009)

Frei, H. (o.J.): Topografie, Geologie, Gewässer, Geographische Lage, Klima, Raumnutzung. In: Augsburger Stadtlexikon – Die Stadtgeschichte von Augsburg. <http://www.stadtlexikon-augsburg.de/>. 03.01.2009

Hessisches Landesamt für Umwelt und Geologie: <http://www.hlug.de/medien/luft/komponenten/alle.htm> (05.04.2009)

Danksagung

An dieser Stelle möchte ich Herrn Prof. Dr. Klaus Schäfer vom IMK-IFU für die Ermöglichung dieser Diplomarbeit und die erstklassige Betreuung während der Bearbeitung des Themas danken. Seine Unterstützung hat wesentlich zum Gelingen meiner Arbeit beigetragen.

Ebenfalls bedanken möchte ich mich bei Herrn Dr. Beck vom Lehrstuhl für Physische Geographie und Quantitative Methoden für die Beratung bei den Großwetterlagen und die SLP Plots sowie Dr. Beyer für die Bereitstellung der meteorologischen Daten der Wetterstation. Ein weiterer Dank gilt Herrn Haas vom Stadtvermessungsamt Augsburg, der mir nicht nur die Stadtgrundkarte zur Verfügung gestellt hat, sondern mir auch bei der Anpassung der Karten geholfen hat.

Und ein zusätzlicher Dank geht an Andreas Harbusch, der stets ein offenes Ohr für meine ICAROS Fragen hatte und dessen Kenntnisse mir sehr geholfen haben.

Zu guter Letzt möchte ich meinen Eltern danken, dass sie mir dieses Studium ermöglicht haben und stets daran geglaubt haben, dass alles ein gutes Ende nehmen wird.

Eidesstattliche Erklärung

Ich versichere, dass ich die vorliegende Diplomarbeit ohne fremde Hilfe und ohne Benutzung anderer als der angegebenen Quellen angefertigt habe und dass die Arbeit in gleicher oder ähnlicher Form noch keiner anderen Prüfungsbehörde vorgelegen hat. Alle Ausführungen der Arbeit, die wörtlich oder sinngemäß übernommen wurden, sind als solche gekennzeichnet.

.....
(Ort)

.....
(Datum)

.....
(Unterschrift)