



Einfluss von Emissionen aus der Gebäudeheizung auf Feinstaub- immissionen im Raum Augsburg



Impressum

Einfluss von Emissionen aus der Gebäudeheizung auf Feinstaubimmissionen im Raum Augsburg
Schlussbericht, Vorhaben: U 47

Herausgeber:

Bayerisches Landesamt für Umwelt (LfU)
Bürgermeister-Ulrich-Straße 160
86179 Augsburg
Tel.: (08 21) 90 71-0
Fax: (08 21) 90 71-55 56
E-Mail: poststelle@lfu.bayern.de
Internet: www.lfu.bayern.de

Erstellt von:

Universität Augsburg

Bearbeitung:

Dr. G. Abbaszade (Universität Augsburg)
Ch. Brandt (ZAE Bayern)
Dr. J. Diemer (LfU)
B. Dobmeier (ZAE Bayern)
Dr.-Ing. M. Gaderer (ZAE Bayern)
R. Kunde (ZAE Bayern)
J. Orasche (bifa Umweltinstitut)
Dr. H. Ott (LfU)
G. Schmoeckel (LfU)
Dr. J. Schnelle-Kreis (bifa Umweltinstitut)
F. Volz (ZAE Bayern)

Bildnachweis:

Bayerisches Zentrum für angewandte Energieforschung e.V. (ZAE Bayern)
bifa Umweltinstitut GmbH
Universität Augsburg

Stand:

Oktober 2009

Diese Druckschrift wurde mit großer Sorgfalt zusammengestellt. Eine Gewähr für die Richtigkeit und Vollständigkeit kann dennoch nicht übernommen werden. Sofern in dieser Druckschrift auf Internetangebote Dritter hingewiesen wird, sind wir für deren Inhalte nicht verantwortlich.

PROJEKTBETEILIGTE UND ANSPRECHPARTNER

Projektleitung: Universität Augsburg, Professur für Analytische Chemie

Ansprechpartner: Prof. Dr. Armin Reller
Adresse: Universitätsstr. 1, 86159 Augsburg
Telefon: 0821 598 3001 Fax: 0821 598 3002
E-Mail: armin.reller@physik.uni-augsburg.de

bifa Umweltinstitut GmbH

Ansprechpartner: Dr. Jürgen Schnelle-Kreis
Adresse: Am Mittleren Moos 46, 86167 Augsburg
Telefon: 0821 7000 0 Fax: 0821 7000 100
E-Mail: juergen.schnelle@helmholtz-muenchen.de

Bayerisches Zentrum für angewandte Energieforschung e.V. (ZAE Bayern)

Ansprechpartner: Dr.-Ing. Matthias Gaderer
Abteilung 1: Technik für Energiesysteme und Erneuerbare Energien
Adresse: Walther-Meißner-Str.6, 85748 Garching
Telefon: 089-329442-85 Fax: 089-329442-23
E-Mail: gaderer@muc.zae-bayern.de

Bayerisches Landesamt für Umwelt

Ansprechpartner: Gerhard Schmoeckel
Abteilung 2: Luft, Lärm, Anlagensicherheit
Adresse: Bürgermeister Ulrich Str. 160, 86179 Augsburg
Telefon: 0821 9071 5204
E-Mail: gerhard.schmoeckel@lfu.bayern.de

Ansprechpartner: Dr. Jürgen Diemer
Abteilung 7: Zentrale Analytik, Stoffbewertung
Adresse: Bürgermeister Ulrich Str. 160, 86179 Augsburg
Telefon: 0821 9071 5286
E-Mail: juergen.diemer@lfu.bayern.de

Umweltamt Stadt Augsburg

Ansprechpartner: Thomas Gratza
Abteilung: Immissionsschutz
Adresse: An der Blauen Kappe 18, 86152 Augsburg
Telefon: 0821 324 7329 Fax: 0821 324 7323
E-Mail: thomas.gratza@augsburg.de

ABSTRACT

The primary goal of the project was to determine the influence of emissions from domestic heating on ambient PM₁₀ concentrations in Augsburg. In order to achieve this goal the emission inventory for domestic heating in the city of Augsburg was updated. The average emission factor for particulate emissions from the combustion of different solid fuels (wood logs, pellets, briquettes) in different types of stoves under various burnout conditions was determined to be 120 mg/MJ. The average concentration of potassium in the PM emissions from wood combustion was found to be 5.8 %.

During the heating periods 2006-2007 and 2007-2008 ambient PM₁₀ concentrations, as well as inorganic and organic composition on PM₁₀ was monitored at up to eight parallel sampling sites in and near Augsburg. Based on the emission factors the impact of primary particles from wood combustion on ambient PM₁₀ concentrations was calculated in a chemical mass balance. In the city centre at the traffic site in winter 2007-2008 on average 3.4 µg/m³ of the total PM₁₀ was originated from wood combustion (range 0.2-15.2 µg/m³, 2-30 %). About 1.9 µg/m³ of the PM₁₀ was originated from local wood combustion, and 1.5 µg/m³ of the PM₁₀ was originated from wood combustion beyond the urban area.

Based on the emission inventory and modelled emissions from the 14.100 sources the dispersion of the emitted PM from wood combustion within Augsburg was calculated. The results of the dispersion modelling were in very good agreement with the monitoring data. As one result it was found, that in residential areas with high density of stoves the concentrations of particles from wood combustion are up to 3.7 µg/m³ higher than in the city centre (total concentration up to 7 µg/m³).

Ambient monitoring as well as dispersion modelling has shown a significant influence of wood combustion on ambient PM₁₀ concentrations in Augsburg. Based on the results of the project the impact of wood combustion in other regions could be estimated. Recommendations how the impact of wood combustion on ambient PM₁₀ concentrations could be limited or reduced have been worked out.

INHALT

1	DARSTELLUNG DER GESAMTPROBLEMATIK.....	1
1.1	FRAGESTELLUNG UND ZIELSETZUNG	1
1.2	STAND DES WISSENS	2
2	ERGEBNISSE DER TEILPROJEKTE	10
2.1	ORTSAUFGEÖSÖTE ERFASSUNG DER HEIZUNGSARTEN UND DES BRENNSTOFFEINSATZES IN AUGSBURG	10
2.1.1	<i>Erfassung der Feuerungsanlagen.....</i>	<i>10</i>
2.1.2	<i>Abschätzung der Brennstoffmengen und der emittierten Feinstaubfrachten.....</i>	<i>12</i>
2.2	EMISSIONSMESSUNGEN AN EINZELRAUMFEUERUNGSANLAGEN FÜR FESTE BRENNSTOFFE	14
2.2.1	<i>Emissionsmessergebnisse</i>	<i>17</i>
2.2.2	<i>Emissionsfaktoren für Feinstaub und Leitsubstanzen</i>	<i>18</i>
2.3	IMMISSIONSMESSUNGEN	24
2.3.1	<i>Probenahmestandorte und –zeiträume.....</i>	<i>24</i>
2.3.2	<i>Meteorologie.....</i>	<i>26</i>
2.3.3	<i>Ergebnisse der Immissionsmessungen.....</i>	<i>28</i>
2.3.3.1	Heizperiode 2006/2007	29
2.3.3.2	Heizperiode 2007/2008, 24 h Messwerte	30
2.3.3.3	Intensiv Messkampagne 13.02. – 22.02.2008, SP1, 3h Proben	35
2.4	BESTIMMUNG DES ANTEILS DER EMISSIONEN AUS DER GEBÄUDEHEIZUNG UND DES ANTEILS DES FERNTRANSPORTS AN DEN IMMISSIONEN IM STADTGEBIET.....	38
2.4.1	<i>Zusammenhänge zwischen PM₁₀-Konzentrationen und Inhaltsstoffen.....</i>	<i>38</i>
2.4.2	<i>Anteile der PM₁₀ Immissionen, die auf Partikelemissionen aus der Gebäudeheizung zurückzuführen sind</i>	<i>42</i>
2.5	AUSBREITUNGSRECHNUNG	52
2.5.1	<i>Rechengebiete.....</i>	<i>52</i>
2.5.1.1	Augsburg.....	52
2.5.1.2	Teilrechengebiete Königsplatz und Wohngebiet.....	54
2.5.2	<i>Meteorologie.....</i>	<i>54</i>
2.5.3	<i>Emissionsmodellierung.....</i>	<i>55</i>
2.5.3.1	Nutzungsprofile für Einzelraumfeuerungen	55
2.5.3.2	Statistisches Quellenmodell Stadtgebiet Augsburg	57
2.5.3.3	Quellenmodell für Teilrechengebiete	62
2.5.4	<i>Untersuchte Szenarien.....</i>	<i>62</i>
2.5.5	<i>Auswahl der meteorologischen Daten für die Berechnungen</i>	<i>64</i>
2.5.6	<i>Validierung des statistischen Quellenmodells anhand realitätsnaher Beispielrechnungen mit hoher räumlicher Auflösung</i>	<i>66</i>
2.5.7	<i>Vergleich von Messung und Rechnung.....</i>	<i>68</i>
2.5.8	<i>Berechnungsergebnisse Stadtgebiet</i>	<i>71</i>
2.5.9	<i>Berechnungsergebnisse für einzelne Kehrbezirke</i>	<i>73</i>
2.5.10	<i>Weitere Zunahme an Einzelraumfeuerungsanlagen in einem Vorstadtgebiet</i>	<i>77</i>
2.6	EINFLUSS DER EMISSIONEN AUS DER GEBÄUDEHEIZUNG AUF DIE ÜBERSCHREITUNGEN DES PM ₁₀ -GRENZWERTS AN UNTERSCHIEDLICHEN STANDORTEN.....	80
3	ÜBERTRAGBARKEIT AUF ANDERE BELASTUNGSGBIETE.....	85
4	BEWERTUNG DER ERGEBNISSE UND MÖGLICHE MINDERUNGSMAÖNAHMEN.....	88
4.1	BEWERTUNG DER UNTERSUCHUNGSERGEBNISSE.....	88
4.2	MINDERUNGSMAÖNAHMEN	89
4.2.1	<i>Wirkung von Maßnahmen.....</i>	<i>89</i>
4.2.2	<i>Mögliche Maßnahmen zur Emissionsminderung</i>	<i>90</i>
5	ZUSAMMENFASSUNG.....	92
6	LITERATUR	96

A	ANHANG	A-1
A.1	METHODEN	A-1
A.1.1	<i>Emissionsmessungen</i>	A-1
A.1.2	<i>Immissions-Probenahme von PM₁₀-Proben</i>	A-5
A.1.3	<i>Immissions-Messungen an den LÜB Stationen und den Luftmessfahrzeugen des LfU</i>	A-5
A.1.4	<i>Analytik von Staubinhaltsstoffen</i>	A-6
A.2	ANZAHL DER FEUERUNGSANLAGEN	A-8
A.3	EMISSIONSMESSDATEN	A-9
A.3.1	<i>Messungen am ZAE Bayern in Garching</i>	A-9
A.3.1.1	Untersuchte Öfen	A-9
A.3.1.2	Brennstoffe.....	A-10
A.3.1.3	Versuchsstand	A-10
A.3.1.4	Darstellung der Emissionsverläufe, Ergebnisse	A-11
A.3.2	<i>Messungen am TFZ in Straubing</i>	A-17
A.4	METEOROLOGISCHE DATEN.....	A-20
A.5	IMMISSIONSMESSDATEN	A-27
A.5.1	<i>Heizperiode 2006/2007</i>	A-27
A.5.2	<i>Heizperiode 2007/2008</i>	A-30
A.6	ERGEBNISSE DER AUSBREITUNGSMODELLIERUNG	A-64
A.7	ANTEIL VON ZUSATZBELASTUNGEN AN PM ₁₀ -IMMISSIONSKONZENTRATIONEN	A-75
TABELLENVERZEICHNIS	A-77	
ABBILDUNGSVERZEICHNIS.....	A-79	

Verwendete Abkürzungen und chemische Formeln

a-C29	anteiso-Nonacosan, 3-Methyloctacosan
a-C30	anteiso-Triacontan, 3-Methylnonacosan
a-C31	anteiso-Hentriacontan, 3-Methytriacontan
a-C32	anteiso-Dotriacontan, 3-Methylhentriacontan
a-C33	anteiso-Tritriacontan, 3-Methyldotriacontan
A.DWD	Szenarium für Ausbreitungsrechnung (vgl. S. 62): Gesamtes Stadtgebiet (128 m), statistische Quellen, DWD-Wetterdaten
A.LfU	Szenarium für Ausbreitungsrechnung (vgl. S. 62): Gesamtes Stadtgebiet (128 m), statistische Quellen, LfU-Wetterdaten
A.o.KP	Szenarium für Ausbreitungsrechnung (vgl. S. 62): Gesamtes Stadtgebiet (128 m), keine Quellen am Königsplatz, statistische Quellen im restlichen Stadtgebiet, LfU-Wetterdaten
A.o.WG	Szenarium für Ausbreitungsrechnung (vgl. S. 62): Gesamtes Stadtgebiet (128 m), keine Quellen im Wohngebiet statistische Quellen im restlichen Stadtgebiet, LfU-Wetterdaten
b	Steigung der Regressionsgeraden
B	Achsenabschnitt der Regressionsgeraden
BAA	Benz[a]anthracen
BAP	Benz[a]pyren
BBKF	Summe Benzo[x]fluoranthene, x = a, b, j, k,
BEP	Benz[e]pyren
BG	Analytische Bestimmungsgrenze
BGH	Benzo[ghi]perylene
$c_{K,E}$	Konzentration von Kalium in Emissionen [ng/ μ g]
$c_{K,I}$	Konzentration von Kalium in Immissionen [ng/m ³]
$c_{K,G}$	Grundbelastung der Immissionen mit Kalium [ng/m ³]
$c_{Lev,I}$	Konzentration von Levoglucosan in Immissionen [μ g/m ³]
c_{PM}	Konzentration von PM ₁₀ in Immissionen
$c_{PM,Holz}$	Konzentration von PM ₁₀ in Immissionen aus Primärpartikeln der Holzverbrennung [μ g/m ³]
$c_{T,E}$	Konzentration des Tracers in Emissionen [ng/ μ g]
$c_{T,I}$	Konzentration des Tracers in Immissionen [ng/m ³]
Cl ⁻	Chlorid
CEI	Standort für Ceilometer-Messungen an der Aerosol Messstation des Helmholtz Zentrums München
CMB	Chemische Massenbilanz
CO	Kohlenstoffmonoxid
CO ₂	Kohlenstoffdioxid
CRY	Crysen (+Triphenylen)
$\Delta c_{PM,Holz}$	Differenz der Immissionskonzentration von Primärpartikeln aus Holzverbrennung zwischen zwei Standorten
DHA	Dehydroabietinsäure
DHAM	Dehydroabietinsäuremethylester
DTD	Direkte Thermodesorption
EC	Elemental Carbon (Elementarer Kohlenstoff im PM)
E_{spec}	Spezifischer Emissionsfaktor (für PM ₁₀ -Feinstaub: 120 mg/MJ)
E(t)	Gesamt-Emissions-Zeitreihe je Kehrbezirk
FLU	Fluoranthen GC Gas Chromatographie
HVS	High Volume Sampler, Probenahme von PM ₁₀
i-C29	iso-Nonacosan, 2-Methyloctacosan

i-C30	iso-Triacontan, 2-Methylnonacosan
i-C31	iso-Hentriacontan, 2-Methytriacontan
i-C32	iso-Dotriacontan, 2-Methylhentriacontan
i-C33	iso-Tritriacontan, 2-Methyldotriacontan
IMK	Institut für Meteorologie und Klimaforschung des Forschungszentrums Karlsruhe, Garmisch Partenkirchen
IND	Indeno[1,2,3-cd]pyren
ISTD	Interner Standard
IVD	Institut für Verfahrenstechnik und Dampfkesselwesen, Universität Stuttgart
K	Kelvin
KH	Kehrhäufigkeit
Levo	Levoglucosan, 1,6-Anhydro- β -D-glucopyranose
LfU	Bayerisches Landesamt für Umwelt
LÜB	Lufthygienisches Landesüberwachungssystem Bayern
LVS	Low Volume Sampler, Probenahme von PM ₁₀
MLH	Mixing Layer Height (Höhe der vertikal gut durchmischten bodennahen Luftmassen)
MS(n)	Probenahme Standort nahe der Stadt
n _{KH}	Anzahl der Feuerungen im Kehrbezirk, die mit der Häufigkeit KH vom Schornsteinfeger gekehrt werden
NWG	Analytische Nachweisgrenze
NH ₄ ⁺	Ammonium
NO	Stickstoffmonoxid
NO ₂	Stickstoffdioxid
NO ₃ ⁻	Nitrat
NO _x	Summe aus NO und NO ₂ (gerechnet als NO ₂)
O	Ost
O ₃	Ozon
OA	Organisches Aerosol, Summe der organischen Bestandteile im Feinstaub
OC	Organic Carbon (Organischer Kohlenstoff im PM)
ONO	Ostnordost
P	p-Wert (Überschreitungswahrscheinlichkeit)
PAK	Polycyclische aromatische Kohlenwasserstoffe
PER	Perylen
PIC	Picen
PM	Particulate Matter (Staubanteil im Aerosol)
PM _{2,5}	Massenanteil des Luftstaubs, dessen Partikel einen Durchmesser von 2,5 μ m und weniger aufweisen
PM ₁₀	Massenanteil des Luftstaubs, dessen Partikel einen Durchmesser von 10 μ m und weniger aufweisen
PM _{10,Holz}	Massenanteil des PM ₁₀ , der aufgrund der Berechnung auf Primärpartikel aus der Holzverbrennung zurückzuführen ist.
PM ₁₀ (K)	Massenanteil des PM ₁₀ , der aufgrund der Berechnung auf Primärpartikel aus der Holzverbrennung zurückzuführen ist, berechnet aus der Kalium Konzentration.
PM ₁₀ (Lev)	Massenanteil des PM ₁₀ , der aufgrund der Berechnung auf Primärpartikel aus der Holzverbrennung zurückzuführen ist, berechnet aus der Levoglucosan Konzentration.
PYR	Pyren
r(x,y)	Korrelationskoeffizient der linearen Regression
R ²	Bestimmtheitsmaß
rQ.KP	Modell der Ausbreitungsrechnung (vgl. S. 62):

rQ.WG	Teilrechengebiet Königsplatz (8 m), Punktquellen, LfU-Wetterdaten Modell der Ausbreitungsrechnung (vgl. S. 62): Teilrechengebiet Wohngebiet (8 m), Punktquellen, LfU-Wetterdaten
SO ₂	Schwefeldioxid
SO ₄ ²⁻	Sulfat
SOD	Standort für SODAR ca. 3,5 km westlich vom Standort bifa
SODAR	Sonic detection and ranging (Akustisches Messverfahren zur Messung der dreidimensionalen Windverteilung)
SP(n)	Probenahme Standort im Stadtgebiet
SSW	Südsüdwest
SSE	Südsüdost
StMUG	Bayerisches Staatsministerium für Umwelt und Gesundheit
t	Zeit
θ	Temperatur
TFZ	Technologie- und Förderzentrums im Kompetenzzentrum für nachwachsende Rohstoffe (Straubing)
TJ	Tera Joule (10 ¹² Joule)
Tm	17α(H)-22,29,30-Trisnorhopan
Ts	18α (H)-22,29,30-Trisnorhopan
W	West
WSW	West-südwest
ZAE	Bayerisches Zentrum für angewandte Energieforschung e.V. (ZAE Bayern)
Z _{KH}	Zeitreihe je Kehrhäufigkeit (abhängig von Zeit und Außentemperatur)
27b	17β (H)-22,29,30-Trisnorhopan
29ab	17α (H),21β (H)-30-Norhopan
29ba	17β (H),21α (H) 30 Norhopan
30ab	17α (H),21β (H)-Hopan, (Hopan)
30ba	17β (H),21α (H) Hopan, (Moretan)
31abS	22S-17α (H),21β (H)-Homohopan
31abR	22R-17α (H),21β (H)-Homohopan
32abS	22S-17α (H),21β (H)-Bishomohopan
32abR	22R-17α (H),21β (H)-Bishomohopan

1 Darstellung der Gesamtproblematik

1.1 Fragestellung und Zielsetzung

Ziel des Vorhabens war es, den Einfluss der Gebäudeheizung auf die Feinstaub-Immissionsbelastung zu quantifizieren.

Um dieses Ziel zu erreichen, wurden zunächst Art und Umfang der Gebäude-Heizungsarten in Augsburg ermittelt. Aus diesen Daten wurden die Feuerungsarten bestimmt, die als relevante Feinstaub-Emittenten in Frage kommen. Für diese Feuerungsarten wurden die Emissionsfaktoren für Feinstaub und darin enthaltene ausgewählte Komponenten bestimmt.

Um den Anteil der Gebäudeheizung an den Feinstaubimmissionen zu erfassen, wurden während der Heizperiode im Stadtgebiet von Augsburg Messungen und Probenahmen in der Umgebungsluft durchgeführt. In einer Intensivmesskampagne wurden zusätzlich Messungen in Luv und Lee der Stadt durchgeführt. Diese Messungen dienten dazu, den Einfluss der Feuerungen außerhalb des Stadtgebietes auf die Feinstaubimmissionen in Augsburg zu erfassen. Es wurden PM₁₀-Feinstaubproben auf Tagesbasis genommen und hinsichtlich ihrer chemischen Zusammensetzung untersucht. Anhand der Konzentration ausgewählter Komponenten (Tracer) im PM₁₀-Feinstaub sollte der Anteil der Gebäudeheizung an den Immissionen ermittelt werden.

Neben der messtechnischen Bestimmung wurde der Einfluss der Gebäudeheizungen auf die Feinstaubimmissionen im Stadtgebiet in Ausbreitungsrechnungen modelliert. Ausgehend von den ortsaufgelöst bestimmten Heizungsarten, Emissionsfaktoren und Brennstoffmengen wurden Ausbreitungsrechnungen für unterschiedliche meteorologische Bedingungen durchgeführt.

Die Voraussetzungen zur Übertragbarkeit der Ergebnisse der Studie auf andere Belastungsgebiete und mögliche Maßnahmen für die Reduktion der Feinstaubimmissionen durch die Gebäudeheizung wurden erarbeitet.

Folgende Teilziele wurden verfolgt:

- Erfassung der Arten und Anteile der Feuerungsanlagen an der Gebäudeheizung in Augsburg
- Ermittlung der Emissionsfaktoren für Feinstaub und quellspezifische Tracer-Substanzen
- Bestimmung der Immissionskonzentrationen von Feinstaub und Tracer-Substanzen im Stadtgebiet und in Luv und Lee der Stadt
- Berechnung des Anteils der Gebäudeheizung an den Feinstaubimmissionen anhand der ermittelten spezifischen Tracer-Emissionskonzentrationen und der Immissionskonzentrationen der Tracer im Stadtgebiet und in Luv und Lee der Stadt
- Berechnung des Anteils der Gebäudeheizungen außerhalb des Stadtgebietes (Hintergrund) an den Feinstaubimmissionskonzentrationen in Augsburg
- Modellierung der Feinstaubimmissionen in Augsburg, die auf Emissionen der Gebäudeheizung zurückzuführen sind (Zusatzbelastung)
- Erarbeitung von möglichen Maßnahmen zur Minderung der durch Gebäudeheizung verursachten Feinstaubimmissionen.

1.2 Stand des Wissens

Staubrelevante Heizungsarten

Nach Angaben des Umweltbundesamtes betragen die PM₁₀-Feinstaubemissionen aus Holzfeuerungsanlagen im Jahr 2003 mit ca. 24 kt PM₁₀ ca. 13 % der Gesamtemissionen an PM₁₀ in Deutschland. Holzheizungen emittierten etwa die gleiche Menge an Feinstaub (PM₁₀) wie der Straßenverkehr (verbrennungsbedingte Direktmissionen). Während der Feinstaub-Ausstoß aus Kohleöfen – von denen es immer weniger gibt – in den vergangenen Jahren stark zurückging, steigen die Emissionen aus Holzfeuerungsanlagen weiter an, wie Abbildung 1.2-1 zeigt.

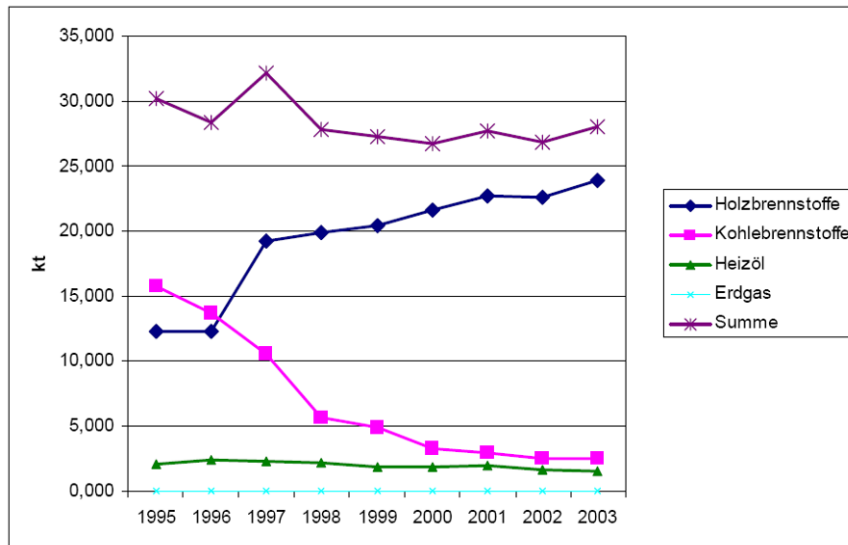


Abbildung 1.2-1: Entwicklung der Feinstaubemissionen (PM₁₀) aus Kleinfeuerungsanlagen (UBA 2006)

Hauptverursacher des hohen Feinstaub-Ausstoßes sind die - zumeist älteren - Einzelraumfeuerungen. Sie werden zwar oft nur als Zusatzheizung zu einem Gas- oder Ölkessel betrieben, verursachen aber bei gleichem (Primär-)Energieeinsatz z. T. um ein Vielfaches höhere Feinstaub-Emissionen als moderne Anlagen.

Wie viel Feinstaub tatsächlich ausgestoßen wird, hängt nicht nur von Art und Alter der Anlage ab. Auch die Art der Befuerung, der Wartungszustand der Anlagen und die Auswahl und Qualität des Holzes, das verbrannt wird, spielen eine Rolle. Die mittlere spezifische PM₁₀-Feinstaubemission dieser Anlagen beträgt etwa 120 mg/MJ (oder 432 mg/kWh) eingesetzter Energie.

Die zu Heizzwecken zumeist verwendeten Gas- und Ölfeuerungen stoßen sehr viel weniger Feinstaub aus. Gasheizungen haben nahezu keine Staubemissionen, bei Ölheizungen liegen die spezifischen PM₁₀-Feinstaubemissionen im Mittel bei etwa 1,7 mg/MJ eingesetzter Energie. [UBA 2006]

Öl- und Gasfeuerungen emittieren bei unvollständiger Verbrennung Ruß, der messtechnisch nur sehr schwer von Ruß aus (Diesel-)Fahrzeugmotoren unterscheidbar ist. Aus diesem Grund kann der Einfluss der Rußemissionen aus Öl- und Gasfeuerungen auf die Feinstaubbelastung anhand der chemischen Analyse von Immissionsproben nicht sicher quantifiziert werden. Öl- und Gasfeuerungsanlagen blieben daher und aufgrund ihres geringen Anteils an den Feinstaubemissionen aus der Gebäudeheizung im Projekt unberücksichtigt.

Staubemissionen aus Feststofffeuerungen

Staubemissionen aus Feststoff-Feuerungen wurden im europäischen Raum vielfach untersucht. Der Bericht von Nussbaumer im Rahmen des Bioenergy Combustion Task der Internationalen Energie-Agentur IEA fasst charakteristische Emissionswerte aus verschiedenen Nationen zusammen [Nussbaumer 2008]. Belastbare Werte für Deutschland wurden mehrfach von Struschka und Hartmann im Auftrag des Umweltbundesamtes ermittelt [Struschka 2003, 2008].

Nussbaumer gibt für Gesamtstaubemissionen als Mittelwert für Deutschland 160 mg/MJ für offene Feuerstellen (IEA – Durchschnitt: 250 mg/MJ) und 94 mg/MJ für geschlossene Feuerstellen (international 47 – 83 mg/MJ) bei Messung im unverdünnten Abgas an. Norwegische und finnische Teststandszyklen mit Teillastzuständen und unter dem Einsatz von Verdünnungstunnels ergaben Emissionsfaktoren von 910 mg/MJ bzw. 860 mg/MJ.

Die vom Umweltbundesamt veröffentlichten Emissionsfaktoren für Partikel (Gesamtstaub) zeigen einen Trend hin zu geringeren spezifischen Emissionen aus Einzelraumfeuerungen für feste Brennstoffe in Haushalten [Tabelle 1.2-1], bedingt durch eine Verjüngung des Anlagenbestands [Struschka, 2008].

Tabelle 1.2-1: Ausgewählte Emissionsfaktoren für Gesamtstaub aus Feststoff-Einzelraumfeuerungen in Haushalten in Deutschland (Umweltbundesamt)

Feuerungsart (Anteil 2003 / 2008)	[Struschka 2003] S.63	[Struschka 2008] S.74
Kachelöfen (31,4 % / 34,5 %)	112 mg/MJ	125 mg/MJ
Kamine (12,9 % / 10,6 %)	160 mg/MJ	146 mg/MJ
Kaminöfen (13,0 % / 24,1 %)	115 mg/MJ	106 mg/MJ
Haushalte - Alle Holzfeuerungsarten	118 mg/MJ	105 mg/MJ
Braunkohle (Deutschland)	72 – 89 mg/MJ	51 – 75 mg/MJ

Viele Studien haben übereinstimmend gezeigt, dass ca. 90 – 93 % des Gesamtstaubes aus häuslichen Holzfeuerungsanlagen kleiner 10 µm aerodynamischer Durchmesser und damit PM₁₀-Feinstaub sind. Bei konservativer Betrachtung der Staubemissionen kann deshalb Gesamtstaub aus häuslichen Holzfeuerungsanlagen mit PM₁₀-Feinstaub gleichgesetzt werden. Auch die hohe Streuung bei Messwerten zeigt, dass der Fehler beim Gleichsetzen von Gesamtstaub und PM₁₀-Feinstaub im Bereich Holzverbrennung in Kleinfeuerungsanlagen vernachlässigbar ist.

Bei der Verbrennung von Holz können Feinstaubemissionen sowohl aufgrund vollständiger oder unvollständiger Verbrennung als auch durch Mitreißen von Partikeln aus dem Brennstoff oder der Asche entstehen (Oser 2003, Lenz 2009).

Aus unvollständiger Verbrennung resultieren Partikel mit einem hohen bis sehr hohen Kohlenstoffanteil. Der Kohlenstoffanteil setzt sich dabei aus den aus der Pyrolyse des Holzes gebildeten Zersetzungsprodukten sowie kondensierten Syntheseprodukten zusammen. Als organischer Hauptbestandteil der unvollständigen Verbrennung von Holz (und anderer Biomassen) wird in emittierten Feinstäuben das aus der Pyrolyse von Cellulose stammende Levoglucosan (Simoneit 2002) gefunden.

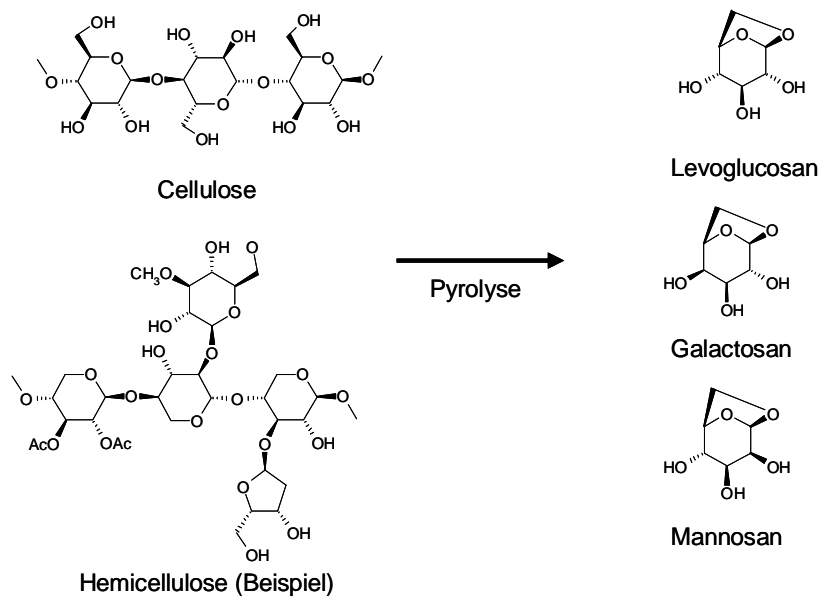


Abbildung 1.2-2: Pyrolytische Bildung von Levoglucosan aus Cellulose und Hemicellulose

Bei den Partikeln aus vollständiger Verbrennung handelt es sich um anorganische Bestandteile aus dem Brennstoff. Dies sind im Wesentlichen schwerflüchtige Holzaschebestandteile (Calcium-, Aluminium- und Siliciumoxide), Verbindungen, die bei den Feuerungstemperaturen verdampfen und anschließend kondensieren können (insbesondere Kaliumsalze; der Kaliumgehalt im Holz beträgt etwa 0,2 % und bestimmt ca. 30 % des Oxid-Aschegehaltes [Hartmann 2007]) sowie Spuren von Schwermetallen.

Sowohl die Gesamtemissionen an Feinstaub als auch der organische Anteil variieren während des Abbrandes sehr stark. Insbesondere während und unmittelbar nach der Zündung als auch unmittelbar nach Neuaufnahmen wurden sehr hohe Gehalte an organischen Komponenten im Feinstaub gemessen (Sattler 2009). Darüber hinaus beeinflussen vielfältige Faktoren Menge und Zusammensetzung der emittierten Partikel. Die wesentlichsten brennstoffseitigen Einflussfaktoren sind: Brennstoffart (Holz, Pellet, Holzbrquette), Holzart (Hartholz, Weichholz), Brennstofffeuchte und Scheitgröße. Die wichtigsten Feuerungstechnischen Einflussfaktoren sind: Ofenkonstruktion, Luftzufuhr, Luftverteilung (Primär- und Sekundärluft) und die Temperaturen (Hartmann 2008).

Die große Bandbreite der Einflussfaktoren auf die Zusammensetzung aus der Holzverbrennung emittierter Partikel führt dazu, dass in der Literatur eine große Bandbreite an Emissionsfaktoren für die Leitkomponenten Kalium und Levoglucosan berichtet wurde. Für Kalium wurden Massengehalte in den Feinstaubproben im Bereich von < 0,1 bis 2,7 % berichtet, für Levoglucosan wurden Gehalte von 1 bis 22 % bezogen auf die emittierte Partikelmasse gefunden. Im Gegensatz zu den in diesen Studien gefundene relativ geringen Kaliumkonzentrationen wurden in Schweizer Untersuchungen relativ hohe Kaliumgehalte festgestellt. Diese systematische Untersuchung des Anteils von Kalium in Abgaspartikeln unterschiedlicher Brennstoffe und Feuerungseinstellungen wurde vom Institut Verenum durchgeführt (Oser 2003). Diese Messungen ergaben Kalium-Konzentrationen in den partikelförmigen Emissionen von ca. 10 bis 30 %.

Neben diesen zumeist technischen Einflussfaktoren beeinflusst das Nutzerverhalten die entstehenden Emissionen ganz wesentlich. Ein Aspekt der Beeinflussung der Emissionen durch den Nutzer wurde in der Studie von Jordan und Seen (2005) untersucht. Bei einem modernen Ofen kam es durch halbes Schließen der Luftklappe zu einer Vervielfachung der PM₁₀-Feinstaubemissionen bei einem gleichzeitigen Anstieg des Levoglucosangehalts von 2,2 auf 11,9 %. Das vollständige Schließen der Luftklappe führte zu einem Anstieg der PM₁₀-Feinstaubemissionen um den Faktor 125 gegenüber den Emissionen bei geöffneter Klappe. Der Levoglucosangehalt dieses Staubs betrug 14,6 %.

Tabelle 1.2-2: Literaturübersicht: Emissionsfaktoren für Kalium und Levoglucosan aus Holzverbrennung

Quelle				
Schauer 2001	Kiefer	0,28	14	% des PM
	Eiche	0,65	14	
Hedberg 2002	Birke	2	-	% des PM
Gullet 2003	Eiche		22,6	% des PM
Oser 2003	Diverse	10 bis 30		% des PM
Fine 2004 a	Harthölzer	0,4 bis 1,9 ^{*1}	8 bis 18 ^{*2}	^{*1} : % des PM
	Weichhölzer	0,2 bis 0,4 ^{*1}	1 bis 27 ^{*2}	^{*2} : % des OC
Fine 2004 b	Harthölzer	1 bis 2,7 ^{*1}	11 bis 22 ^{*2}	^{*1} : % des PM
	Weichhölzer	0,5 bis 1,1 ^{*1}	25 bis 41 ^{*2}	^{*2} : % des OC
Jordan 2005	Eukalyptus		2,2 bis 14,6	% des PM
Iinuma 2007	Kiefer	0,1	22	% des PM
Schmidl 2008a	Harthölzer	0,21 bis 0,41	4,1 bis 13,3	% des PM ₁₀
	Weichhölzer	0,07 bis 0,19	10,7 bis 15,1 ^{*3}	
Schmidl 2008b, Aquella 2006, 2009	70% Fichte 20% Buche 10% Briquettes	0,174	9,3	% des PM
	50% Fichte 59% Buche		7,1	% des PM
Bari 2009	Buche		2,3	% des PM
	Kiefer		1,1	

^{*3}: Viele Einzelwerte im Bereich < 5 % Levoglucosan

PM₁₀-Immissionen aus der Feststoffverbrennung bzw. Gebäudeheizung

Im hier berichteten Untersuchungsprojekt wurden lediglich die aus der Verbrennung als Partikel emittierten Feinstäube (sog. primäres Aerosol) betrachtet. Abgas aus der Holzverbrennung enthält aber auch Verbindungen, die im Schornstein aufgrund der dort herrschenden Temperatur und Konzentration ganz oder teilweise dampfförmig vorliegen. Diese können durch physikalische Prozesse wie Kondensation und Adsorption an bereits existierenden Feststoffen und Tröpfchen zur Feinstaubfracht beitragen oder durch atmosphärische Umwandlung (Oxidation) in weniger flüchtige Verbindungen umgewandelt werden, die sich dann an vorhandene Partikel anlagern können. Letztere Verbindungen werden dem sog. sekundären organischen Aerosol (SOA) zugerechnet (z. B. Kanakidou 2005). Welcher Teil der mittelflüchtigen (semi volatil) organischen Verbindungen dem primären Aerosol zugerechnet werden muss, wird derzeit intensiv diskutiert (Donahue 2006, Robinson 2007, Kroll 2008). Das von der EU durchgeführte Projekt CARBOSOL hat u. a. den Anteil von primären und sekundären Partikeln aus Holzrauch am organischen Aerosol (OA) der PM_{2,5} Fraktion untersucht. Aus den CARBOSOL Daten konnte abgeleitet werden, dass in Europa 20 bis 50 % des OA im PM_{2,5} auf Holzverbrennung zurückzuführen ist (z.B. Gelencser 2007).

Eine gute Übersicht über die unterschiedlichen Einflüsse auf die bei unterschiedlichen Bedingungen der Probenahme (sowohl bei Emissions- als auch bei Immissionsmessungen) erfasste Massenkonzentration an PM₁₀-Feinstaub (Kondensation und Sorption vs. Verdampfung und Desorption, sowie Bildung sekundären Aerosols) findet sich bei Nussbaumer (2008, S. 137). Eine Abschätzung der Gesamtmenge der Feinstaubimmissionen, die auf Emissionen aus der Holzverbrennung zurückzuführen sind, ist aufgrund der komplexen physikalischen und physikochemischen Prozesse derzeit nicht möglich. Modellrechnungen zeigen aber ein beträchtliches Potential zur SOA Bildung (Nopmongcol 2007).

Im vorliegenden Projekt wurden Emissionen primärer Partikel (als Gesamtstaub) und ihre Konzentrationen in PM₁₀-Immissionen untersucht. Da die unvollständige Verbrennung von Biomasse die einzige Quelle für Levoglucosan in den Aerosolpartikeln ist, ist dieser Stoff ein idealer Tracer für die Verbrennung von Biomasse (Simoneit 2002). Voraussetzung für die Eignung als Tracer ist überdies die Stabilität während des atmosphärischen Transports. Diese wurde in mehreren Untersuchungen für Levoglucosan gezeigt (Fraser 2000, Jordan 2006). In der Literatur wird vielfach auch die aus der Pyrolyse von Baumharzen entstehende Dehydroabietinsäure (DHA) als Tracer für Nadelholzverbrennung genannt. Da DHA aber nicht nur direkt emittiert wird, sondern atmosphärisch auch aus anderen aus der Pyrolyse von Baumharzen stammenden Substanzen gebildet wird (Simoneit 2001) ist DHA nur bedingt als Tracer für (Nadel-) Holzverbrennung geeignet. Kalium gehört zu den wichtigsten Makronährstoffen von Pflanzen. Naturbelassenes Holz enthält ca. 0,1 bis 0,35 % Kalium in der Trockenmasse (Hartmann 2007, 2008). Bei der Verbrennung des Holzes wird Kalium als anorganische Leitkomponente freigesetzt. Anders als die oben diskutierten organischen Verbindungen, die nur aus Biomasse bzw. Holzverbrennung stammen wird Kalium auch durch andere Prozesse in die Atmosphäre eingetragen. Dies sind z.B. biologisches Material (z.B. Pflanzenabrieb) und Aufwirbelung von Bodenbestandteilen (Alumosilikate). Die Gehalte von Kalium in PM-Immissionen setzen sich also aus mehreren Quellen zusammen. Dies muss berücksichtigt werden, wenn Massenbilanzen auf Basis von Kalium zur Berechnung des Anteils der Biomasseverbrennung an Feinstaubimmissionen verwendet werden.

Aus der Literatur sind nur wenige aktuelle Studien bekannt, in denen sowohl Kalium als auch organische Tracer, meistens Levoglucosan, in Immissionsproben quantifiziert wurden. In der folgenden Tabelle sind daher zu Orientierung auch Untersuchungen aufgeführt, in denen nur einer der beiden Tracer quantifiziert wurde.

Tabelle 1.2-3: Literaturübersicht: Mittelwerte von Kalium- und Levoglucosan-Konzentrationen in PM-Immissionen

Quelle				
Herrmann 2008	Seiffen Deutschland	Winter 2007/2008	0,2 – 0,75	0,4 – 1,4*
Bari 2009	Dettenhausen Deutschland	Winter 2005/2006		0,8
Zhang 2008	Peking China	Juli 2002 – Juli 2003		0,14 – 1,01
Saarikoski 2008	Duisburg Deutschland	Herbst 2002	ca. 0,09	0,23
	Prag Tschechien	Winter 2002/2003	ca. 0,23	1,3
	Amsterdam Niederlande	Winter 2003	ca. 0,06	0,36
	Helsinki Finnland	Winter 2004	ca. 0,12	0,27
Aquella 2006	Wien Österreich	Januar 2004	ca. 0,6	ca. 0,6
		Juli 2004	ca. 0,08	ca. 0,05
LfU 2009**	Trostberg Deutschland	Januar 2009	0,83 0,14 – 2,0	1,36 0,37 – 3,27

*: Summe von Levoglucosan, Galactosan, Mannosan

** : Nicht publizierte Messergebnisse

Obwohl in die Untersuchungen z. T. sehr unterschiedliche Verhältnisse der Konzentrationen von Kalium und Levoglucosan zeigen, waren diese beiden Tracer an dem jeweils untersuchten Standort hoch miteinander korreliert. Dies ist ein Indikator dafür, dass in den Studien bzw. an den Standorten jeweils relativ konstante mittlere Verbrennungsbedingungen herrschten, die zu gleichmäßigen Emissionen von Substanzen aus vollständiger und unvollständiger Verbrennung geführt haben. Das jeweilige Verhältnis ist aber für den Ort und auch für den Zeitpunkt der Messung spezifisch. Aus der Literatur bekannte Emissionsfaktoren für Tracer-Substanzen in Feinstaubemissionen aus Holzverbrennung sind daher nicht ohne weiteres auf einzelne Standorte übertragbar.

Ausbreitungsmodellierung

An die im immissionsschutzrechtlichen Genehmigungsverfahren verwendeten Programme zur Simulation von Feinstaubimmissionen bestehen Anforderungen seitens des Gesetzgebers. In der Fassung der Technischen Anleitung zur Reinhaltung der Luft von 1986 [TA Luft 1986] war erstmalig eine Bestimmung der Immissionskenngrößen von zu genehmigenden Anlagen durch Simulationsrechnungen vorgesehen. Das darin beschriebene statistische Gauß-Modell wurde in der zweiten Fassung aus dem Jahr 2002 [TA Luft 2002] durch ein Lagrange-Partikelmodell ersetzt. Grundlage der Rechenvorschriften für Ausbreitungsrechnungen nach TA Luft 2002 ist das in der Richtlinie [VDI 3945 Blatt 3] beschriebene Modell. Im Auftrag des Umweltbundesamts wurde die frei verfügbare Software [AUSTAL2000] als beispielhafte Umsetzung der Vorgaben der TA Luft 2002 vom Ingenieurbüro Janicke erstellt.

Des Weiteren sind eine Reihe weiterer Programme verfügbar, die zur Simulation der Windströmung und der Ausbreitung von Schadstoffen aus Verkehr, Industrie und Hausbrand eingesetzt werden können.

Grundsätzlich besteht eine Ausbreitungssimulationssoftware aus den beiden Elementen Windfeldmodellierung und Schadstoffausbreitung in dem berechneten Windfeld.

Zur Berechnung eines modellhaften Wind-Strömungsfeldes können diagnostische und prognostische Ansätze verfolgt werden. Diagnostische Ansätze modifizieren ein gegebenes Strömungsfeld derart, dass es der Topographie und Bebauung angepasst wird und unter diesen Bedingungen massenkonsistent ist. Diagnostische Modelle sind für mäßig gegliederte Geländestrukturen anwendbar. Thermisch induzierte Prozesse können mit diagnostischen Ansätzen nicht abgebildet werden.

Die mit höherem Rechenaufwand verbundenen prognostischen Verfahren basieren auf den strömungsdynamischen Grundgleichungen. Es wird zwischen nicht-hydrostatischen und hydrostatischen Ansätzen unterschieden. Thermisch und dynamisch geprägte Windsysteme können abgebildet werden.

Diagnostische Ansätze sind im Windfeldmodell von [LASAT], in AUSTAL2000 (DMK-Ansatz) und dem AUSTAL-Modus von LASAT umgesetzt. Prognostische nicht-hydrostatische Ansätze sind in den Programmen [MISKAM] für mikroskalige Betrachtungsräume (einzelne Städte) und [MEMO] für die mesoskalige Größenordnung (Großstädte bis hin zu Kontinenten) umgesetzt.

Abschätzung der Feinstaubimmissionen aus Gebäudeheizung mit BIOMIS

Im Rahmen des laufenden Forschungsvorhabens „Modellrechnungen zur Immissionsbelastung bei verstärkter Verfeuerung von fester Biomasse in Feuerungsanlagen der 1. BImSchV (FKZ 205 43 263)“ wurde im Auftrag des UBA vom Institut für Verfahrenstechnik und Dampfkesselwesen (IVD, Universität Stuttgart) zusammen mit dem Ingenieurbüro Lohmeyer ein Excel-Programm entwickelt, mit dessen Hilfe Vergleiche der Immissionsbelastung für einen Basisfall und ein mögliches Szenario mit einer zukünftig geplanten Beheizungsstruktur abgeschätzt werden können.

Dazu muss der Nutzer anhand bestimmter, vorgegebener Kriterien das zu betrachtende Gebiet nach Klima, Größe und Gebäudestruktur einordnen. Als Basisfall definiert der Nutzer beispielsweise die bestehende Anlagenstruktur seines Gebiets in prozentualen Anteilen von Öl-, Gas- und Holzfeuerungen mit jeweils einem bestimmten Anlagenstandard. Im Szenario kann der Nutzer den Anteil der Holzfeuerungen in einer bestimmten Zusammensetzung beispielsweise auf 50 % erhöhen und den Anteil der Ölheizungen entsprechend reduzieren. Anhand einer ebenfalls vom Nutzer eingegebenen Hintergrundbelastung bestimmt das Berechnungstool [BIOMIS] die jeweilige Gesamtbelastung für Basisfall und Szenario, diese kann dann verglichen und entsprechend bewertet werden.

Das Berechnungstool greift dabei auf eine durch Parameterstudien mit AUSTAL2000 und dem MISKAM-Windfeldmodell erstellte Datenbank zurück, in der Ergebnisse von Parameterstudien mit AUSTAL2000 und dem MISKAM-Windfeldmodell hinterlegt sind. Das Excel-Programm gibt auf einer Bildschirmseite Überschlagswerte für die Immissionen bei einer vorgegebenen Belastungssituation in Abhängigkeit unterschiedlicher Anteile verschiedener Heizungsarten, Meteorologie, Bebauungsstruktur, usw. zurück.

Mit dem Immissions-Abschätzungs-Werkzeug BIOMIS wurden Vergleichsrechnungen zum Immissionsmittelwert durchgeführt. Zur Ermittlung der Zusatzbelastungen aus Holzfeuerungen wurde in Anlehnung an die für Augsburg durchgeführten Messungen und Rechnungen eine theoretische Beheizungsstruktur angesetzt, die nur die Zusatzbelastungen durch Holz-Einzelraumfeuerungen wiedergibt: Es wurden 2,1 % Holz-Zusatzheizungen (schlechtester Stand der Technik) und 97,9 % sonstige Heizungen ohne lokale PM_{10} -Emissionen (z.B. Elektroheizung oder Fernwärme) angenommen. Dabei wurde ein Jahresmittelwert von $1,3 \mu\text{g}/\text{m}^3$ über das gesamte Untersuchungsgebiet und $2 \mu\text{g}/\text{m}^3$ als Jahresmittelwert für die maximal belastete Stelle ermittelt. Das BIOMIS-Berechnungsblatt geht von einem mittleren spezifischen Jahres-Endenergiebedarf von $655 \text{ MJ je m}^2 \text{ Wohnfläche}$ ($182 \text{ kWh}/\text{m}^2\text{a}$) im Bestand aus.

Als Parameter wurden städtische Bebauung, eine mittlere Windgeschwindigkeit von $1,5 \text{ m/s}$ in 10m Höhe, Schornsteine in 1m Höhe über First analog zum eigenen Emissionsmodell sowie eine Gradtagszahl von 3418 gewählt.

Energiebedarfsdaten aus URBS

Die integrale Methode URBS (Urban Research ToolBox: Energy Systems) dient dazu, städtische Energiesysteme zu beschreiben und optimale Zukunftspfade hin zu einer nachhaltigen Entwicklung aufzuzeigen. [Stadt Augsburg 2003]. Das Stadtentwicklungsmodul (SEM) der Methode URBS wurde von Richter et al. [Richter 2004 und Stadt Augsburg 2003] beschrieben. Richter ermittelte für das Jahr 2003 einen Gasverbrauch für die Gebäudeheizung in Augsburg in Höhe von 7.700 TJ . Dadurch wird ca. 50 % des Gebäudeheizbedarfes gedeckt. Demnach beträgt der Gesamtenergiebedarf zur Gebäudeheizung in Augsburg 15.400 TJ/a (Endenergie). Nach Richter werden ca. 20 % des Endenergiebedarfes für die Gebäudeheizung mit Fernwärme gedeckt, und ca. 29 % mit Heizöl.

2 Ergebnisse der Teilprojekte

2.1 Ortsaufgelöste Erfassung der Heizungsarten und des Brennstoffeinsatzes in Augsburg

2.1.1 Erfassung der Feuerungsanlagen

Um eine Übersicht über den Bestand an Heizkesseln (Zentralheizungen) und Einzelraumfeuerungsanlagen (offene Kamine, Heizeinsätze, Kaminöfen, Kachelöfen) sowie den Brennstoffeinsatz in Augsburg zu erhalten, wurde mit Hilfe der Bezirkskaminkehrer und der Kaminkehrer-Innung in Augsburg eine Datenauswertung der 2006 erfassten Feuerungsanlagen durchgeführt. Diese wurde für die Kehrbezirke, die über die Stadtgebietsgrenzen hinausgehen mit Daten aus dem Jahr 2009 anteilig korrigiert. Gasfeuerungen blieben hierbei wegen ihrer untergeordneten Bedeutung auf die PM₁₀-Immissionen unberücksichtigt (siehe Abschnitt 1.2).

Das Stadtgebiet Augsburg ist in 24 Kehrbezirke unterteilt, wobei fünf Kehrbezirke signifikant über die Stadtgebietsgrenzen hinaus gehen. Berücksichtigt wurden nur Daten innerhalb des Stadtgebiets. Insgesamt sind im Augsburger Stadtgebiet ca. 14.200 Schornsteine für Heizungsanlagen für feste Brennstoffe installiert und ca. 12.500 für flüssige Brennstoffe. Abbildung 1.2-1 zeigt Anzahl und Verteilung der Schornsteine in Abhängigkeit des Feuerungsanlagentyps für die Kehrbezirke. Die Fläche der Tortendiagramme ist proportional zur Gesamtanzahl der Schornsteine.

Die Aufteilung auf die Einzelraum- und Zentralfeuerungsanlagen nach festen und flüssigen Brennstoffen ist in Tabelle 2.1-1 dargestellt. Für jeden Kehrbezirk wurde die Anzahl der Schornsteine je nach Kehrhäufigkeit (1x – 4x) und Brennstoffart (fest / flüssig) für Einzelraumfeuerungsanlagen und Zentralheizungsanlagen erhoben (Tabelle A.2-1).

Tabelle 2.1-1: Anzahl der Schornsteine im Stadtgebiet Augsburg nach Feuerungsanlagentyp

Art der Feuerungsanlage	Anzahl Schornsteine
Einzelraumfeuerungen für feste Brennstoffe	14.072
Einzelraumfeuerungen für flüssige Brennstoffe	2.598
Zentrale Feuerungsanlagen für feste Brennstoffe	168
Zentrale Feuerungsanlagen für flüssige Brennstoffe	9.910
Summe	26.748

Anhand der Schornsteinanzahl ist deutlich zu sehen, dass Einzelraumfeuerungsanlagen für feste Brennstoffe einen relativ hohen Anteil an der Anzahl der Schornsteine (= Emissionsquellen) in Augsburg aufweisen. Zentrale Feuerungsanlagen für feste Brennstoffe sind nahezu ausschließlich Feuerungsanlagen, in denen Holz verbrannt wird. Diese spielen in Augsburg mit unter 1 % Anteil keine signifikante Rolle. Anhang A.2 gibt einen Überblick über die Aufteilung der Feuerungen in den Kehrbezirken in Augsburg.

Eine ortsaufgelöste Erfassung der Feuerungsstandorte erfolgte wegen des damit verbundenen erheblichen Aufwandes nur in einem Gebiet im Stadtzentrum und in einem Wohngebiet, in dem überdurchschnittlich mit Holz geheizt wird.

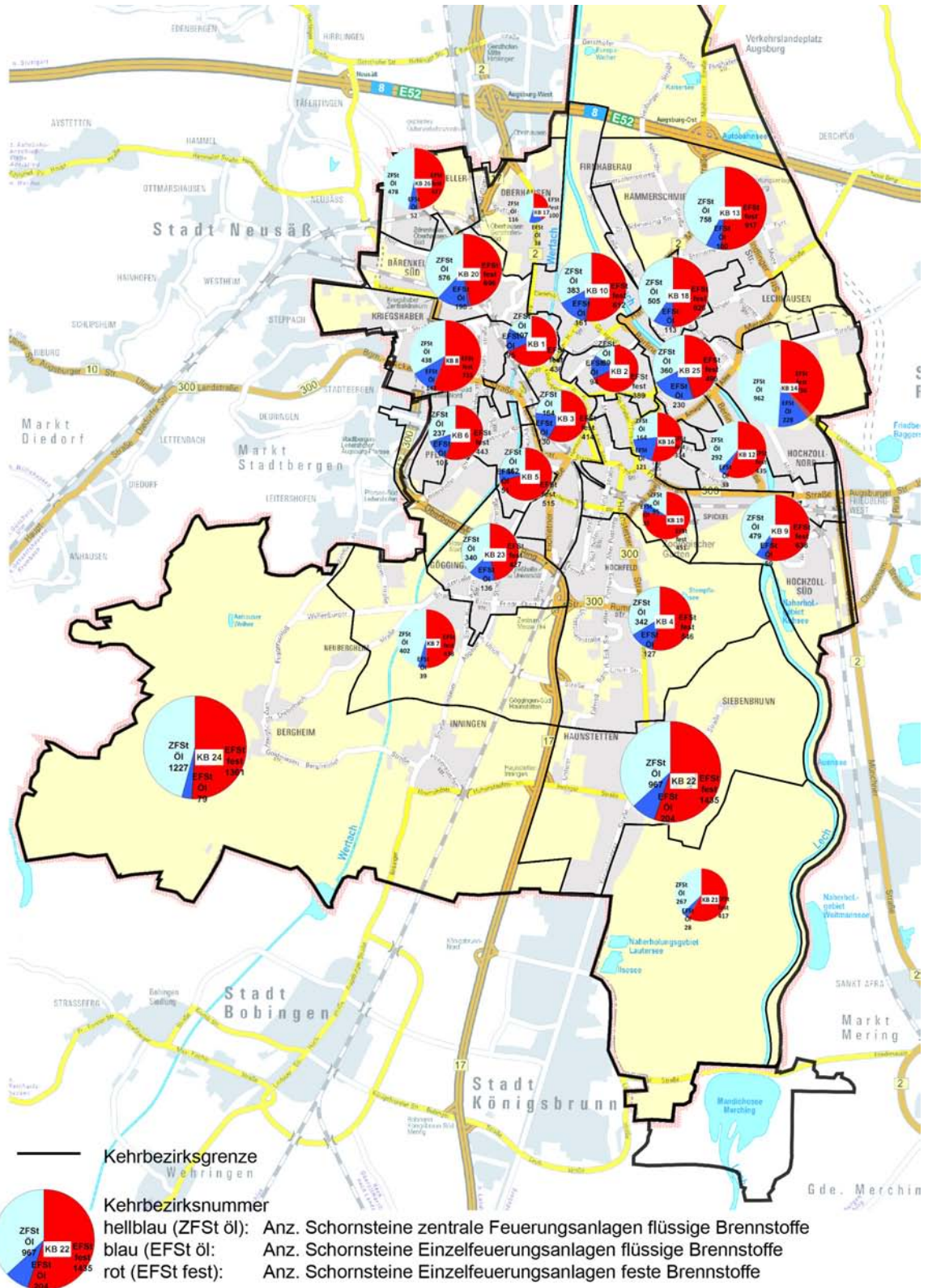


Abbildung 2.1-1: Anteil der Schornsteine für verschiedene Feuerungsanlagentypen je Kehrbezirk in Augsburg. Die Fläche der Tortendiagramme ist proportional zur Gesamtanzahl an Schornsteinen im jeweiligen Kehrbezirk

2.1.2 Abschätzung der Brennstoffmengen und der emittierten Feinstaubfrachten

Zur Abschätzung des im Stadtgebiet für die Gebäudeheizung eingesetzten Brennstoffverbrauchs kann u. a. auf Daten aus URBS (Kapitel 1.2) zurückgegriffen werden. Danach ergibt sich ein Gesamtenergiebedarf von etwa 15.400 TJ/a (Kapitel 1.2).

Brennholzverbrauch

Nach der eigenen Abschätzung des Brennholzverbrauches (siehe Tabelle 2.1-2) beträgt der Endenergieanteil der Holzheizung ca. 320 TJ/a. Dies entspricht einem Anteil von ca. 2,1 % am Energieverbrauch für die Gebäudeheizung. Der Staubanfall in den Rauchgaszügen und im Schornstein von Feuerungen für feste Brennstoffe ist wesentlich von der eingesetzten Brennstoffmenge abhängig. In Feuerungen für feste Brennstoffe wird überwiegend Holz und Braunkohle (als Briketts) verfeuert.

Nach Erfahrung der Kaminkehrer-Innung ist bei Holz-Einzelraumfeuerungsanlagen pro Kehrung von einer verbrauchten Menge von 2,5 Ster Holz auszugehen, bei zentralen Feuerungsanlagen von ca. 3 Ster Holz pro Kehrung. Anhand der Kehrhäufigkeit (1x – 4x) sowie der jeweiligen Anzahl an Schornsteinen kann abgeschätzt werden, dass im Stadtgebiet Augsburg jährlich 59.600 Ster Holz zur Wärmeerzeugung verwendet werden. Dies entspricht einem energetischen Äquivalent von ca. 320 TJ (ca. 110 Mio. kWh). Die Aufteilung auf Einzelraumfeuerungsanlagen und zentrale Feuerungsanlagen für feste Brennstoffe zeigt Tabelle 2.1-2.

Tabelle 2.1-2: Brennstoff- und Energieverbrauch in Feuerungsanlagen für feste Brennstoffe im Stadtgebiet Augsburg

Art der Feuerungsanlage	Ster Holz/Jahr	TJ/Jahr	%
Einzelraumfeuerungsanlagen für feste Brennstoffe (nur Holz)	58.650	317	98
Zentrale Feuerungsanlagen für feste Brennstoffe (nur Holz)	980	5	2
Summe	59.630	322	100

Braunkohleverbrauch

Nach Auskunft der Rheinbraun Brennstoff GmbH werden im Süden Deutschlands ca. 60 % der Braunkohlebricketts über Bau- und Verbrauchermärkte abgesetzt. Um die abgesetzte Braunkohlemenge abschätzen zu können, wurde eine kleine Umfrage unter den größten Baumärkten in Augsburg durchgeführt. Von 10 angefragten Baumärkten gaben fünf positive Auskunft. Auf Basis dieser stichprobenartigen Erhebung konnte ein Jahresgesamtumsatz von Braunkohlebricketts im Raum Augsburg hochgerechnet werden. Demnach werden in Augsburg jährlich ca. 3.200 Tonnen Braunkohlebricketts abgesetzt, dies entspricht einem energetischen Äquivalent von ca. 69 TJ/a (ca. 19 Mio. kWh/a bzw. ca. 0,5% des Energiebedarfs zur Gebäudeheizung).

Feinstaubfrachten

Für die Abschätzung der emittierten Feinstaubmengen wurden mittlere PM₁₀-Emissionsfaktoren von 120 mg/MJ für Einzelraumfeuerungen und 60 mg/MJ für Zentralfeuerungen (beides Holz) sowie 80 mg/MJ für Einzelraumfeuerungen (Braunkohle) eingesetzt (Kapitel 1.2.1 und 2.2.2, sowie [Struschka 2003, 2008]). Damit ergeben sich für Augsburg insgesamt ca. 38,3 t/a Emissionen an PM₁₀-Feinstaub aus der Verbrennung von Holz. Die Emissionen aus der Verbrennung von Braunkohle liegen bei ca. 5,5 t/a.

Tabelle 2.1-3: Brennstoff- und Energieverbrauch in Feuerungsanlagen für feste Brennstoffe, entsprechende Staubemissionen im Stadtgebiet Augsburg

		Holz	Braunkohle	Summe
Brennstoffmenge	t/a	23.851	3.200	27.036
Endenergie aus Festbrennstoff	TJ/a (%)	322 (82,3 %)	69 (17,7 %)	391
Abgeschätzte PM ₁₀ -Feinstaubemission	t/a (%)	38,3 (88,2 %)	5,5 (11,8 %)	43,8

Der überwiegende Anteil der Wärmeerzeugung in Feuerungsanlagen für feste Brennstoffe erfolgt in Augsburg durch den Einsatz von Holz. Braunkohlebricketts spielen mit rund 18 % Anteil bezogen auf den Energieinhalt derzeit noch eine untergeordnete Rolle.

Nach Richter (2004) werden ca. 29% der Wohngebäude in Augsburg mit Heizöl beheizt. Es werden pro Jahr ca. 4.450 TJ aus Heizöl umgesetzt. Unter Berücksichtigung des vom UBA angegebenen PM-Emissionsfaktors von ca. 1,5 mg/MJ für Heizöl-Feuerungen ergeben sich Staubemissionen aus der Gebäudeheizung mit Heizöl von ca. 6,7 t/a. D.h. von den insgesamt ca. 59 t/a emittierten Partikeln aus der Gebäudeheizung hat Heizöl einen Anteil von ca. 11,3 %, Braunkohle ca. 9,3 % und Holz ca. 79,5 %.

Zum Zeitpunkt der Erhebung waren in Augsburg ca. 14.200 Schornsteine mit angeschlossenen Feststofffeuerungen registriert. In den angeschlossenen Einzelraum- und Zentralfeuerungsanlagen werden jährlich ca. 24.000 t Holz und 3.200 t Braunkohle verfeuert. Dies entspricht einem Anteil der Holzfeuerung am Gesamtenergieeinsatz zur Gebäudeheizung von 2,1 %. Aus der Verbrennung von Holz werden jährlich ca. 38 t PM₁₀-Feinstaub emittiert. Die Braunkohleverbrennung trägt jährlich ca. 5,5 t Feinstaub zu den Emissionen bei.

2.2 Emissionsmessungen an Einzelraumfeuerungsanlagen für feste Brennstoffe

Die Emissionsmessungen zur Ermittlung der Emissionsfaktoren waren an Feuerungsanlagen durchzuführen, die die Anlagengruppe der Hauptverursacher der Feinstaubimmissionen repräsentieren. Für die Untersuchungen wurden deshalb ein Pellet-Kaminofen (Fa. Wodtke GmbH, Typ Smart), ein günstiger „Baumarkt“-Kaminofen (Fa M.I.E. GmbH, Typ MERANO) sowie ein Kaminofen der „gehobenen“ Preisklasse (Fa. Wodtke GmbH, Typ Moon) ausgewählt. Die untersuchten Feuerungsanlagen sind bauartzugelassen und erfüllen die Münchner Brennstoffverordnung¹. Die auf den Typenschildern und in den Konformitätserklärungen der Hersteller der Feuerungsanlagen angegebenen Daten sind in Anhang A.3 abgedruckt.

Die Messungen sollten möglichst reale Betriebsfälle wiedergeben und wurden daher nicht unter vorgegebenen Bedingungen, beispielsweise dem Kaminzug, durchgeführt. Als Brennstoff wurden exemplarisch Fichten- bzw. Buchenholz sowie Briketts aus Sägemehl und Braunkohle verwendet, da diese im Bestand sehr häufig verwendet werden.

Die Schadstoffemissionen von Holzfeuerungen hängen stark von der fachgerechten Betriebsweise ab. Deswegen wurden die beiden Kaminöfen sowohl mit den vom Hersteller empfohlenen Einstellungen bzw. Brennstoffmengen, als auch unter den für Verbrennung ungünstigen Einstellungen betrieben. Dabei wurde z. B. deutlich mehr als die vom Hersteller empfohlene Brennstoffmenge aufgelegt und die Luftzufuhr reduziert. Dies ist eine übliche Betriebsweise, die verwendet wird, um bei niedrigem Wärmebedarf die Intervalle der Brennstoffauflage zu verlängern und die Heizleistung des Ofens an den deutlich niedrigeren Wärmebedarf zur Beheizung des Aufstellraumes anzupassen.

Folgende Emissionen im Abgas wurden bei unterschiedlichen Brennstoffen sowie unterschiedlichen Betriebszuständen und den damit verbundenen Ausbrandqualitäten bestimmt: O₂, CO, VOC (als Gesamt-C) und Gesamtstaub.

Gesamtstaub kann als Messgröße für PM₁₀-Feinstaub herangezogen werden, da aus eigenen Messungen des ZAE Bayern sowie zahlreichen Literaturdaten bekannt ist, dass rund 90 % des Gesamtstaubs einen Partikeldurchmesser von kleiner 10 µm (PM₁₀) aufweist.

Die Gesamtstaubproben wurden gravimetrisch ausgewertet und anschließend die Gehalte der partikelgebundenen Tracer-Substanzen im Labor bestimmt. Eine Bestimmung der Tracerkonzentrationen in PM₁₀-Staubemissionsproben war im Rahmen des Projektes nicht möglich. Der damit verbundene Messfehler wird als nicht relevant eingestuft.

Erläuterungen zu den verwendeten Messgeräten und Methoden sind in Anhang A.1.1 angegeben.

¹ Nach der Verordnung der Landeshauptstadt München über die Errichtung und den Betrieb von Einzelfeuerungsanlagen für feste Brennstoffe (Brennstoffverordnung - BStV) gelten seit dem 03.05.2006 für Holzfeuerungen mit Nennwärmeleistungen von weniger als 15 kW, die ausnahmsweise im Stadtgebiet betrieben werden sollen, folgende Grenzwerte (bezogen auf einen O₂-Gehalt von 13 Vol.-%) : Kohlenmonoxid: 1,5 g/m³; Staub: 75 mg/m³; Stickstoffoxide (NO_x): 200 mg/m³



Abbildung 2.2-1 Emissionsmessung am ZAE Bayern in Garching
 Links: Aufstellung des Prüflings, rechts: Messstrecke im Labor mit Probenahmestellen und Messgeräten

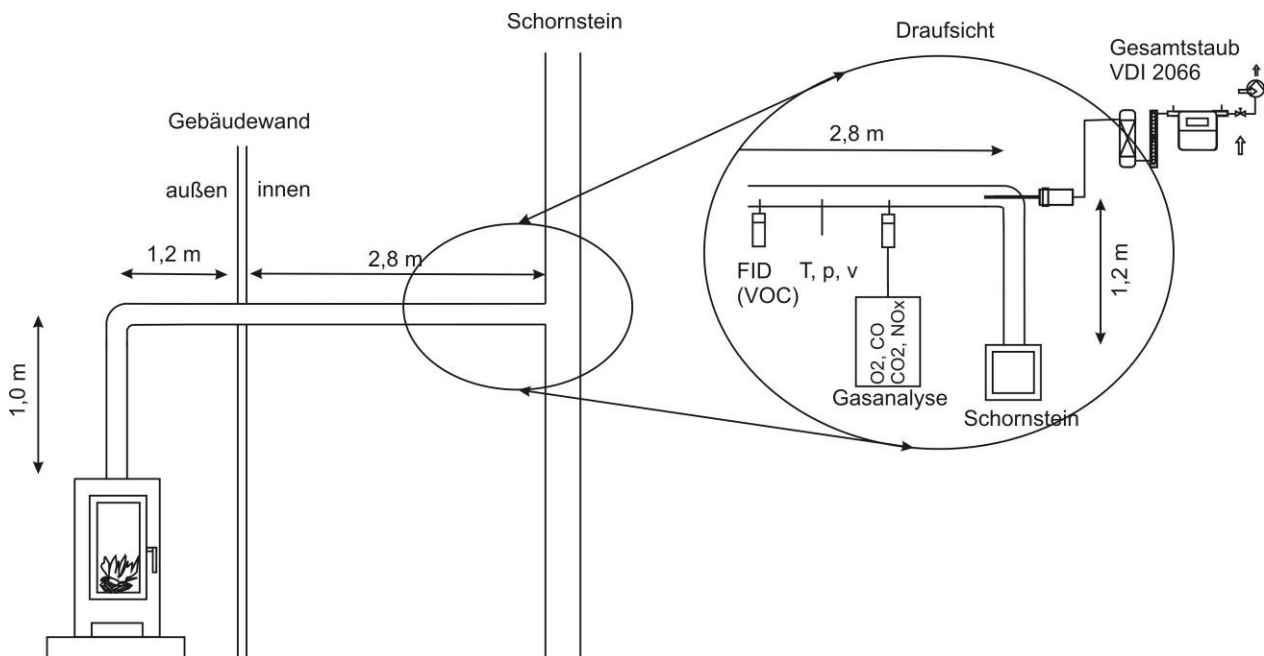


Abbildung 2.2-2: Schema des Versuchsaufbaus am ZAE Bayern

Bei den Untersuchungen der beiden Kaminöfen wurden „gute“ und „schlechte“ Betriebszustände eingestellt. Ein „guter“ Betriebszustand ist dabei charakterisiert durch die vom Ofenhersteller angegebene Brennstoffmenge und -größe sowie die empfohlene Luftklappeneinstellung. Bei der „schlechten“ Verbrennung wurde der Ofen mit einer zu großen Brennstoffauflage sowie unter Luftmangel betrieben.

Am Pelletofen wurden jeweils fünf Emissionsproben bei Nennlast sowie bei kleinster Wärmeleistung entnommen. Der Pelletofen besitzt zur Einstellung der Laststufe einen Drehregler, mit dem die Drehzahl des Saugzuggebläses zwischen einer minimalen (entspricht ca. 2 kW) und einer maximalen Drehzahl (entspricht ca. 6 kW) eingestellt werden kann. Zusätzlich wurden noch zwei Proben während Anheizvorgängen beim Pelletofen entnommen.

Die Auswertung der am ZAE durchgeführten Emissionsmessungen ergab für die organischen Komponenten einschließlich der Tracer (insbes. Levoglucosan und Dehydroabietinsäure) keine plausiblen Messergebnisse. Daher wurde eine weitere Reihe von Emissionsmessungen am Prüfstand des Technologie- und Förderzentrums (TFZ) im Kompetenzzentrum für nachwachsende Rohstoffe (Straubing) durchgeführt. Dabei wurde der gleiche „gehobene“ Kaminofen wie bereits am ZAE untersucht. Ziel dieser Untersuchungen war es, zu prüfen, ob die am ZAE gewählte Probenahmemethodik zu Messfehlern für die organischen Feinstaubbestandteile in den Emissionen geführt hat bzw. ob bei der Probenahme im kalten Abgas (Verdünnungstunnel) ähnliche Konzentrationen organischer Feinstaubbestandteile wie bei den Probenahmen am ZAE ermittelt werden. Hierbei wurden Proben an zwei Stellen im Abgasweg entnommen. Zum einen wurden analog zum Vorgehen am ZAE Emissionsproben unmittelbar hinter dem Ofenaustritt aus dem heißen Abgas entnommen. Zum Anderen erfolgten parallele Probenahmen des abgekühlten Abgases aus dem Verdünnungstunnel des TFZ. Der Versuchsaufbau ist in Abbildung 2.2-3 zu sehen. Nähere Erläuterungen sind in Anhang A.3 angegeben.

Am TFZ wurden für unterschiedliche Betriebszustände und Brennstoffe insgesamt 19 Emissionsproben entnommen. Untersucht wurden Fichten- und Buchenholz, Holz- und Braunkohlebriketts.

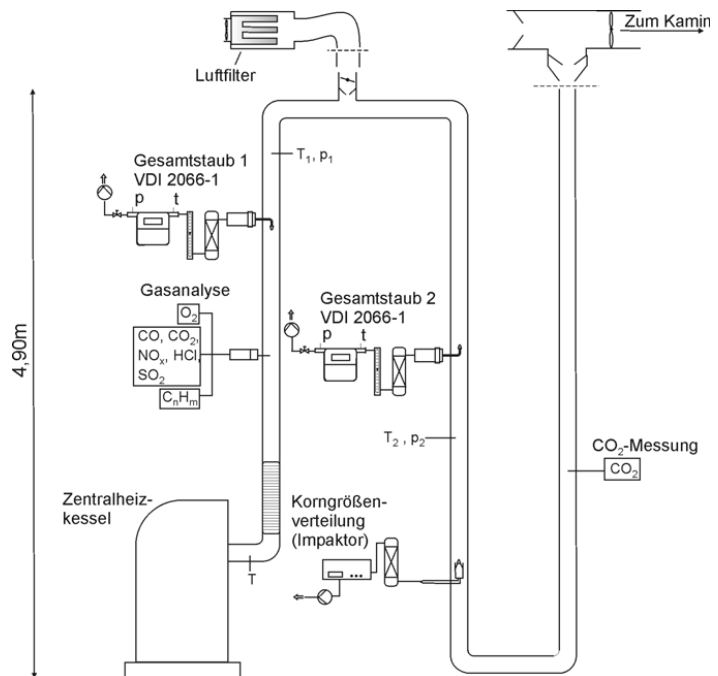


Abbildung 2.2-3: Emissionsmessung am Prüfstand des TFZ mit Verdünnungstunnel

2.2.1 Emissionsmessergebnisse

Am Versuchsstand des ZAE wurden insgesamt 66 Gesamtstaubproben auf Quarzfaser-Planfiltern gesammelt. In Tabelle 2.2-1 ist eine Übersicht der Emissionsmessergebnisse der untersuchten Feuerungsanlagen, Betriebsweisen und Brennstoffe dargestellt.

Tabelle 2.2-1: Ergebnisse der Gesamtstaub-Emissionsmessungen am ZAE Bayern in Garching, jeweils Mittelwerte mehrerer Einzelmessungen

Gesamtstaub [mg/MJ]	Pellets	Scheitholz Fichte	Scheitholz Buche	Holz-Briketts	Spezial- Holz- Briketts	Braunkohle- Briketts	Tetrapack
Pelletofen NWL (6 kW)	27						
Pelletofen KWL (2 kW)	76						
Pelletofen Anheizvorgang	38						
„gehobener“ Kaminofen (7 kW) „gute“ Verbrennung		42	67	48	39		
„gehobener“ Kaminofen (7 kW) „schlechte“ Verbrennung (Luftmangel)		206	449	212		85	
„Baumarkt“-Kaminofen (6 kW) „gute“ Verbrennung		49	43		53		531
„Baumarkt“-Kaminofen (6 kW) „schlechte“ Verbrennung (Luftmangel)		834	225			172	

Am TFZ wurden insgesamt 20 Staubproben auf Quarzfaser-Planfiltern gesammelt. In Tabelle 2.2-2 ist eine Übersicht der Emissionsmessergebnisse der untersuchten Betriebsweisen und Brennstoffe dargestellt.

Tabelle 2.2-2: Ergebnisse der Staubemissionsmessungen am TFZ in Straubing, jeweils Mittelwerte mehrerer Einzelmessungen

Gesamtstaub [mg/MJ]	Scheitholz Fichte	Scheitholz Buche	Holz- Briketts	Braunkohle- Briketts
gehobener Kaminofen (7 kW) gute Verbrennung	38	85		
gehobener Kaminofen (7 kW) schlechte Verbrennung (Luftmangel)	221	704	153	85

2.2.2 Emissionsfaktoren für Feinstaub und Leitsubstanzen

Um den Anteil von Immissionen aus einem bestimmten Quelltyp bestimmen zu können, müssen die Emissionsfaktoren der entsprechenden Leitsubstanzen bekannt sein. Ein Emissionsfaktor ist das Verhältnis aus der Masse eines freigesetzten (emittierten) Stoffes zu der der eingesetzten Masse eines Ausgangsstoffes, z.B. mg Feinstaub pro kg Holz. Emissionsfaktoren werden stoff- und prozessspezifisch ermittelt. Bei Brennstoffen kann der Emissionsfaktor auch auf den Energieinhalt (Heizwert) bezogen sein, z.B. mg Feinstaub pro MJ eingesetzter Energie (mg/MJ).

Multipliziert man die eingesetzte Energiemenge mit dem für den freigesetzten Stoff und dem Prozess spezifischen Emissionsfaktor, so kann die emittierte Schadstoffmenge ermittelt werden. Wird ein längerer Prozess betrachtet, so muss auch die zeitliche Komponente einbezogen werden.

Bei den ca. 14.100 Schornsteinen mit angeschlossenen Feststofffeuerungen in Augsburg ist es sinnvoll, einen mittleren Emissionsfaktor anzugeben. Dieser Emissionsfaktor soll unter anderem unterschiedliche Feuerungsarten, Betriebs- und Lastzustände sowie Brennstoffe berücksichtigen.

Emissionsfaktor für Feinstaub

Bei den Emissionsmessungen wurden bewusst unterschiedliche Betriebszustände herbeigeführt, wie sie beim praktischen Betrieb von Einzelraumfeuerungsanlagen für feste Brennstoffe zu erwarten sind. So sollte aus den gemessenen Emissionen bei „guten“ und „schlechten“ Abbrand für die Brennstoffe Fichte und Buche bzw. Pellets mittlere Emissionsfaktoren für Gesamtstaub (PM) und Kalium (anorganischer Tracer für Holzverbrennung) beim praxisnahen Betrieb Holz befeuerten Einzelraumfeuerungen berechnet werden. Der Berechnung liegt die Annahme zugrunde, dass im Bestand ca. 65 – 75 % Fichtenholz und 25 – 35 % Buchenholz verbrannt werden.

Die Abbrandbedingungen sind von einer Vielzahl von Einflussfaktoren abhängig und variieren erheblich. Die mittlere Staubemission bei einem gesamten Abbrand kann nicht aus einzelnen, punktuellen Emissionsmessungen berechnet werden, da diese z.T. zwischen 20 mg/MJ und über 800 mg/MJ liegen können. Die Vielzahl der unterschiedlichen Abbrandbedingungen bei den Emissionsprobenahmen liefert entsprechend vielfältige Einzelergebnisse. Im Mittel liegen die ermittelten Staubemissionen in der gleichen Größenordnung wie in anderen Studien [Struschka 2003, Struschka 2008, Nussbaumer 2008]. Die Standardabweichung aller Einzelmesswerte beträgt 58 %.

Aus den o. g. eigenen Emissionsmessergebnissen sowie Literaturdaten nach dem derzeitigen Stand des Wissens (Kapitel 1.2) wurde für Einzelraumfeuerungsanlagen ein mittlerer Emissionsfaktor für Feinstaub PM₁₀ in Höhe von 120 mg/MJ abgeleitet. Dieser Emissionsfaktor von 120 mg/MJ für Holz-Einzelraumfeuerungen ist in Übereinstimmung mit den vom Umweltbundesamt [Struschka, 2008] angegebenen Durchschnittswerten für Holzfeuerungen, insbesondere mit den Einzelwerten für Kachelöfen und Kaminöfen, die einen großen Anteil an den installierten Feuerungen haben.

Emissionsfaktoren für Leitsubstanzen

Vor Beginn des Projektes waren kaum Daten zu Emissionsfaktoren für Konzentrationen von Leitsubstanzen Kalium (anorganisch) und Levoglucosan (organisch) aus der Holzverbrennung bei unterschiedlichen Verbrennungsbedingungen bekannt. Ein wesentliches Projektziel bestand daher darin, wenn möglich solche Emissionsfaktoren zu ermitteln.

Die Bestimmung der Emissionsfaktoren erfolgte durch Ermittlung der Tracerkonzentrationen in Gesamtstaub-Emissionsproben, da Konzentrationsbestimmungen in PM₁₀-Feinstaub-Emissionsproben im Rahmen des Projektes nicht möglich waren. Der damit verbundene Messfehler wird wegen des hohen PM₁₀-Anteils am Gesamtstaub im Abgas von Holzfeuerungen (> 90 %, siehe Kapitel 1.2) als nicht relevant eingestuft.

In den nachfolgenden Diagrammen (Abbildung 2.2-4 bis Abbildung 2.2-6) sind die endenergiespezifischen Gesamtstaubemissionen und die Kaliumkonzentration der Emissionsproben angegeben. Unter der x-Achse sind die Brennstoffart (bei Scheitholz) und die zugehörigen Betriebszustände angegeben.

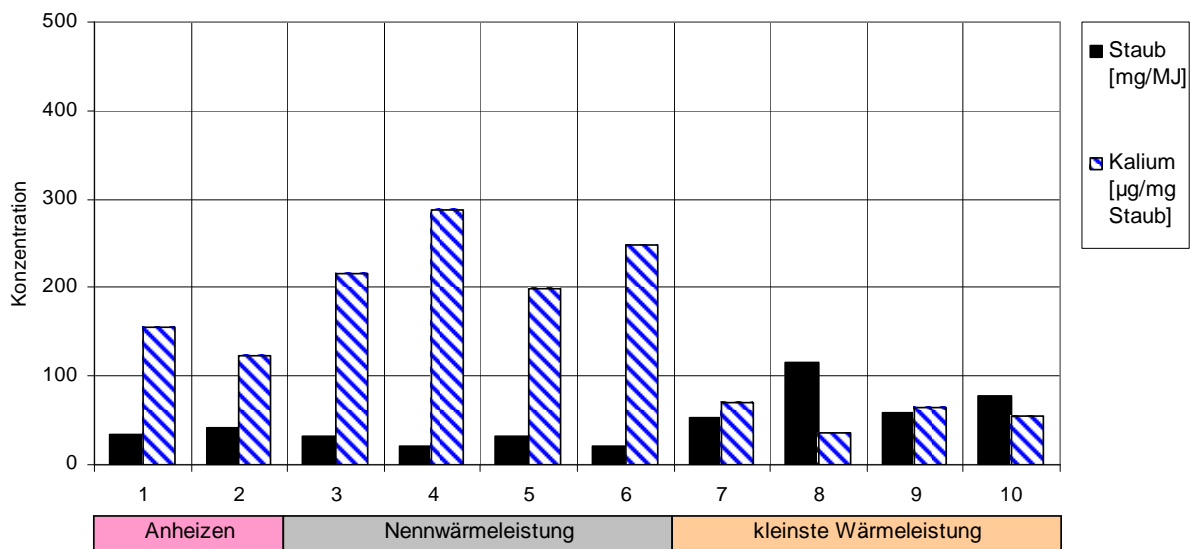


Abbildung 2.2-4: Analyseergebnisse (Gesamtstaub, Kalium) der Staubproben des Pelletofens

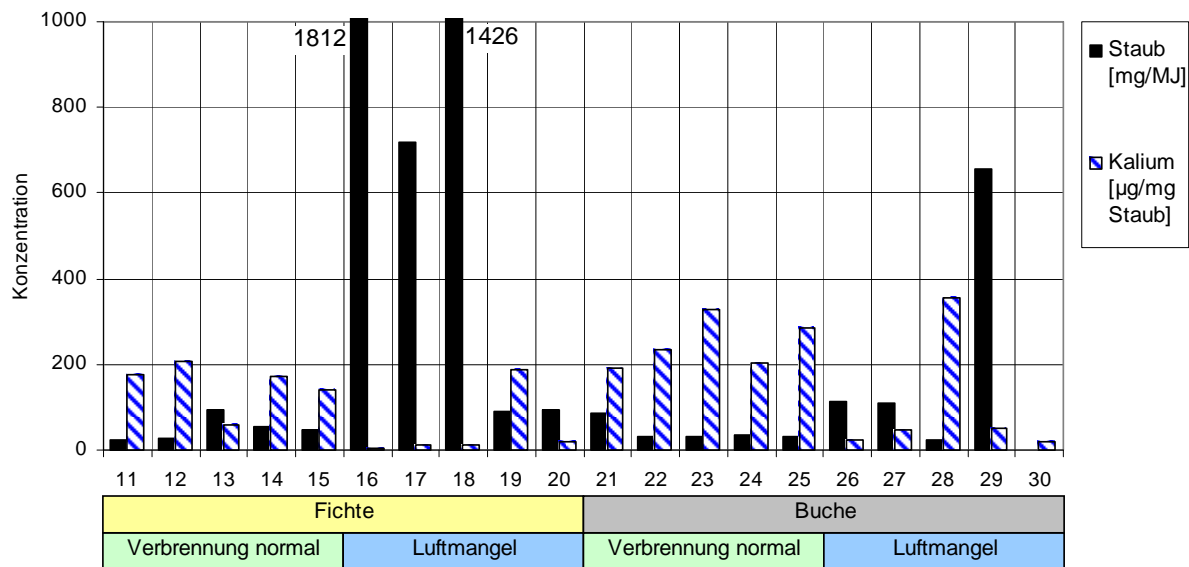


Abbildung 2.2-5: Analyseergebnisse (Gesamtstaub, Kalium) der Staubproben des „Baumarkt“-Kaminofens

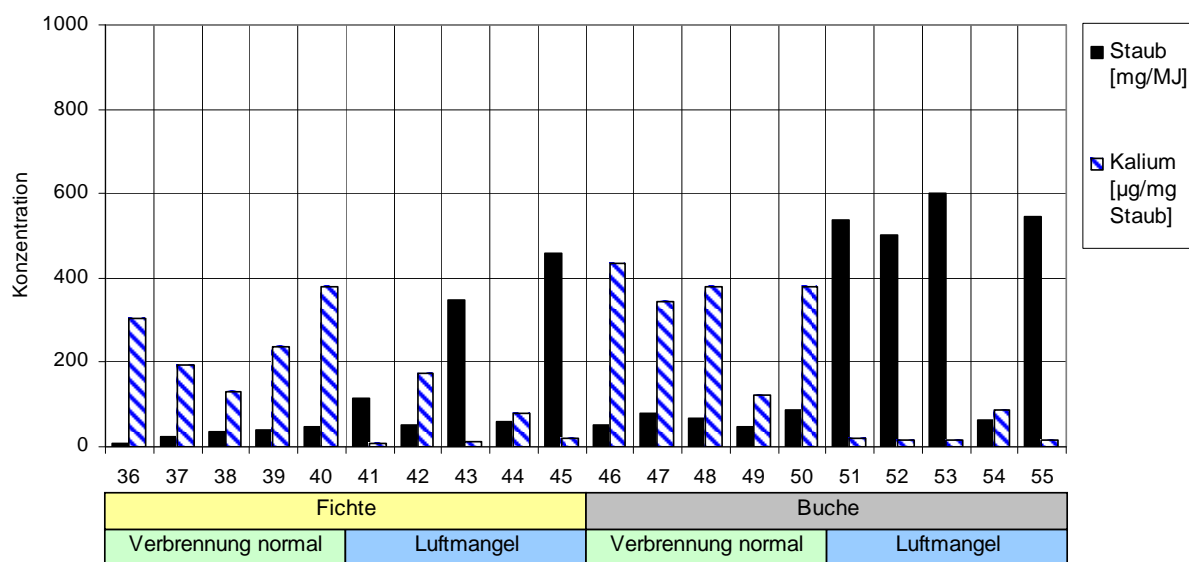


Abbildung 2.2-6: Analyseergebnisse (Gesamtstaub, Kalium) der Staubproben des „gehobenen“ Kaminofens

Es ist zu erkennen, dass der Kaliumanteil hoch ist, wenn die Staubemission niedrig ist und umgekehrt. Dies ist darauf zurückzuführen, dass die Staubemission umso höher ist, je unvollständiger die Verbrennung ist. D. h. je unvollständiger die Verbrennung, umso höher ist der Anteil an organischen Staubkomponenten und elementarem Kohlenstoff und umso niedriger folglich der Anteil anorganischer Komponenten (u. a. Kalium) am Gesamtstaub. Da viele Emissionsproben eher niedrige Staubkonzentrationen ergaben, dürften die Abbrandbedingungen überwiegend gut gewesen sein. Beim praktischen, realen Betrieb von Einzelraumfeuerungsanlagen für feste Brennstoffe dürften jedoch Betriebsweisen mit unvollständigem Ausbrand überwiegen, da sich durch Drosselung der Verbrennungsluftzufuhr eine längere Brenndauer ergibt und seltener nachgelegt werden muss. Außerdem kann so die Feuerungsleistung an den Wärmebedarf des Aufstellraumes angepasst werden.

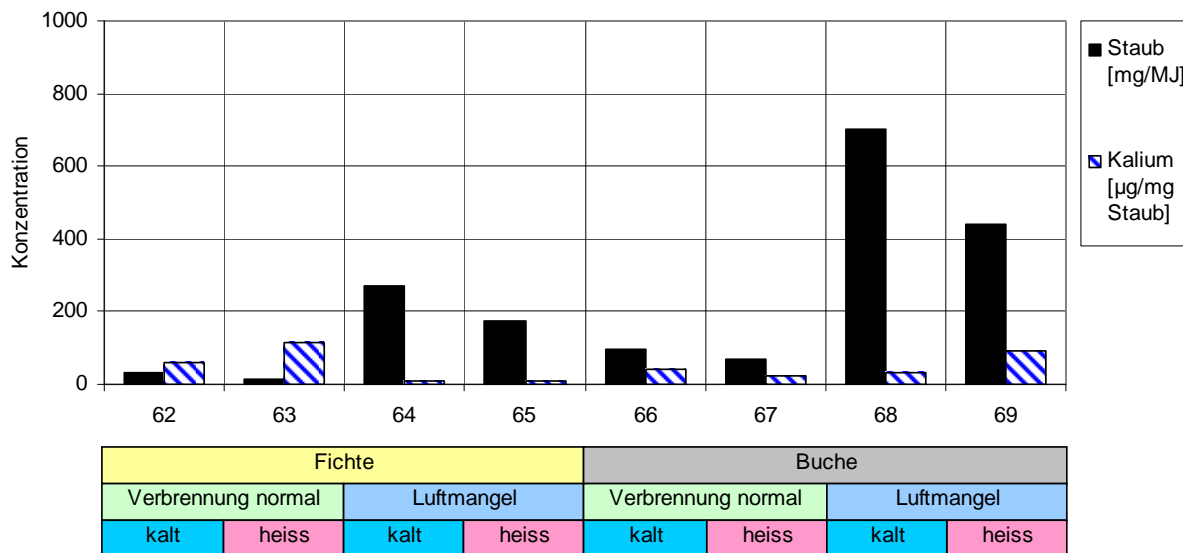


Abbildung 2.2-7: Analyseergebnisse (Gesamtstaub, Kalium) der Staubproben des „gehobenen“ Kaminofens aus den Messungen am TFZ im Rohgas (heiß) bzw. im verdünnten Abgas (kalt)

Die doppelt logarithmische Auftragung aller Ergebnisse der Kalium-Analysen in Korrelation zur entsprechenden Staubkonzentration (Abbildung 2.2-8) liefert eine Punktwolke, der eine Regressionsgerade mit $R^2 = 0,6104$ zugeordnet werden kann.

Für den angesetzten mittleren Emissionsfaktor für PM_{10} -Fein- (bzw. Gesamt-)staub von 120 mg/MJ (siehe auch Kapitel 1.2) ergibt sich demnach ein Anteil von ca. 5,8 mg Kalium pro g Staubemission. Dies entspricht einem Anteil von 5,8 % Kalium an der emittierten Staubmasse. Der statistische Vertrauensbereich ($p = 0,05$) beträgt bei der Staubkonzentration von 120 mg/MJ ca. ± 20 mg/g.

Bei dem so ermittelten Kaliumgehalt in den Partikelemissionen aus der Holzverbrennung handelt es sich um einen gemittelten Wert über alle Emissionsmessungen mit unterschiedlichsten Betriebszuständen. Die Regressionsgerade hat eine negative Steigung. Aus zahlreichen Untersuchungen ist bekannt, dass die Gesamtstaubkonzentration umso höher ist, je unvollständiger die Verbrennung. Mit zunehmender Unvollständigkeit der Verbrennung steigt der Anteil an Emissionen kohlenstoffhaltiger Partikel, folglich sinkt der Anteil an anorganischen Partikeln und an Kalium. Zudem haben Feuerraumtemperatur (je höher die Temperatur desto höher der Kaliumgehalt im Abgas) und Rindenanteil (Rinden haben deutlich höhere Kaliumgehalte als das Stammholz) Einfluss auf die Kaliumkonzentration in den Staubproben. Holz-Pellets haben nahezu keine Rindenanteile, die Feuerraumtemperatur in Pelletfeuerungen ist vergleichsweise hoch, wobei die Schwankungen dieser Einflussgrößen relativ gering sind, sodass die Ergebnisse der im Abgas des Pelletofens gewonnenen Staubproben deutlich näher an der Regressionsgeraden liegen. Die Unsicherheit für den mittleren Kalium-Emissionsfaktor ist daher für die Messungen am Pelletofen deutlich niedriger, als für die Messungen insgesamt.

Die zahlreichen Einflussfaktoren auf die Konzentration von Kalium in den von den Kaminöfen emittierten Partikeln führen hier zu einer beträchtlichen Streuung der Messergebnisse. Der mittlere Anteil von 5,8 % Kalium an der Gesamtstaubmasse, der sich für 120 mg/MJ (Staub) ergibt, ist mit einer nicht exakt quantifizierbaren Unsicherheit behaftet. Nach einfacher Abschätzung dürfte diese Unsicherheit insgesamt im Bereich von ca. ± 50 % liegen.

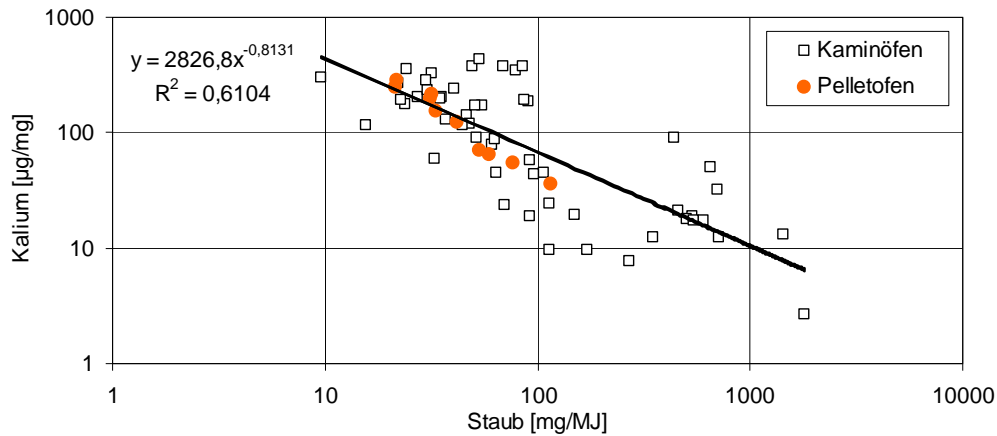


Abbildung 2.2-8: Korrelation zwischen Kalium- und Gesamtstaubkonzentration (n = 64)

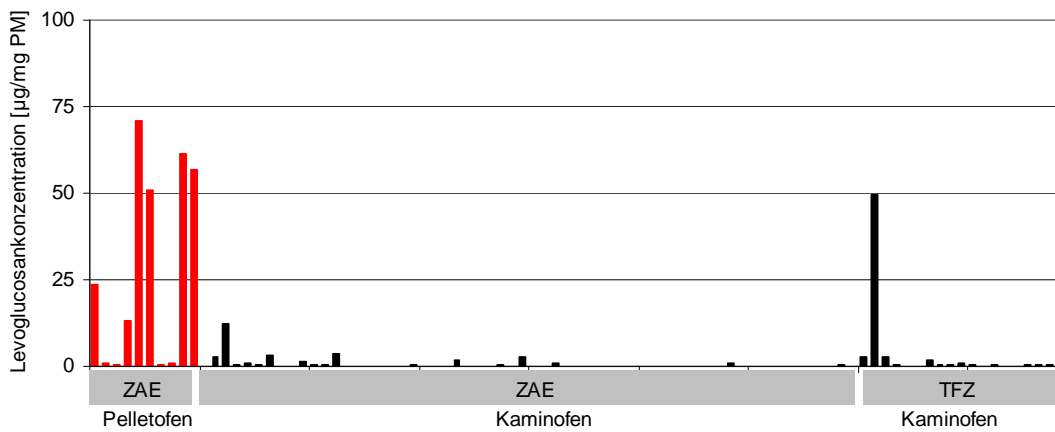


Abbildung 2.2-9: Gemessene Konzentrationen an Levoglucosan in den Emissionsproben aus der Holzverbrennung

Nur wenige der aus den Verbrennungsversuchen gewonnenen Proben wiesen plausible Konzentrationen der organischen Leitkomponenten auf. So wurden z. B. lediglich in den Proben der Versuche mit dem Pelletofen unter Teillast und in der ersten Probe aus den Versuchen am TFZ Levoglucosan-Konzentrationen in den Partikeln von > 5 % gefunden (Abbildung 2.2-9).

Als mögliche Ursachen für die geringen Konzentrationen organischer Komponenten in den Proben aus den Kaminöfen kommen im Wesentlichen drei Effekte in Frage.

- Um die Kondensation von Wasser auf dem Filter zu unterbinden, wurde bei den Versuchen am ZAE und bei einem Teil der Probenahmen am TFZ in Anlehnung an VDI 2066 der Filterhalter auf eine Temperaturen von 70 – 80°C geheizt. Die relativ hohen Filter Temperaturen können zu Verlusten von organischen Komponenten durch Volatilisierung von auf dem Filter abgeschiedenen Komponenten führen.

- Um Kondensation im Abgasrohr zu unterbinden, waren die Abgasrohre am ZAE und am TFZ auf der Strecke bis zur jeweiligen heißen Probenahme isoliert. Vor der ersten Probenahme wurde jeweils mindestens ein Abbrand durchgeführt, um das Ofen und Abgasrohr auf „Betriebstemperatur“ zu bringen. Während der Probenahmen herrschten daher in den Kaminöfen und Abgasrohren relativ hohe Temperaturen (i.d.R. > 300 °C), die eine Nachreaktion organischer Komponenten auf im Rauchgasstrom begünstigt. Darüber hinaus begünstigen die hohen Rauchgastemperaturen die Volatilisierung von abgeschiedenen Substanzen vom Filter.
- Aktuelle Untersuchungen des Ökoinstituts Langenbruck in Zusammenarbeit mit dem Paul Scherrer Institut, Villingen – Labor für Atmosphärenchemie und der Fachhochschule Nordwestschweiz – Institut für Aerosol und Sensortechnik weisen darauf hin, dass organische Komponenten zum weit überwiegenden Teil unmittelbar beim Anfeuern und nach dem Auflegen von Zwischenaufgaben emittiert werden (Sattler 2009). Diese Phasen wurden in der vorliegenden Studie nicht ausreichend beprobt.

Im Rahmen dieses Projektes konnten diesbezüglich keine weiteren Untersuchungen durchgeführt werden, die aber dringend nötig sind, um die Ergebnisse anderer Forschergruppen [Sattler 2009, Schmidl 2007, 2008] nachvollziehen und gegebenenfalls bestätigen zu können. Diese hatten Emissionsproben aus der Holzverbrennung in einem gemauerten Kachelofen mittels Ejektorverdünner aus dem mineralischen Schornstein entnommen. Unklar ist, zu welchem Zeitpunkt, wie lange und unter welchen Ausbrandbedingungen diese Proben genommen wurden, für die beispielsweise deutlich höhere Levoglucosan-Konzentrationen (ca. 0,5 – 18 %, z.B. Schmidl 2008) berichtet wurden.

Anhand umfangreicher Emissionsmessungen mit unterschiedlichsten Betriebszuständen konnte bei entsprechender Gewichtung „guter“ und „schlechter“ Verbrennungszustände der vom UBA veröffentlichte Emissionsfaktor für Gesamtstaub in der Größenordnung von 120 mg/MJ bestätigt werden. Bei Emissionen aus Holz befeuerten Kleinf Feuerungsanlagen ist die Gleichsetzung von Gesamtstaub und Feinstaub PM₁₀ aufgrund der großen Streuung der Messwerte vertretbar. Zudem zeigen zahlreiche Untersuchungen, dass PM₁₀-Feinstaub bei solchen Feuerungsanlagen mehr als 90 % des Gesamtstaubes ausmacht.

Die gewonnenen Feinstaubproben aus den Prüfstandsversuchen wurden hinsichtlich anorganischer und organischer Komponenten untersucht. Für die organischen Bestandteile wurden nur sehr wenige plausible Messwerte erhalten. Für die anorganische Leitsubstanz Kalium wurden Gehalte im Bereich von 0,7 bis 43 % (bezogen auf die emittierte Staubmasse) festgestellt. Anhand der Korrelation der Kalium-Gehalte mit der Masse an emittiertem Staub konnte abgeleitet werden, dass der Kalium-Anteil an der Gesamtstaubmasse im Mittel über alle untersuchten Betriebszustände 5,8 % beträgt.

2.3 Immissionsmessungen

2.3.1 Probenahmestandorte und –zeiträume

In den Heizperioden Dezember 2006 bis März 2007 und November 2007 bis März 2008 wurden Probenahmen bzw. Messungen an unterschiedlichen Standorten in Augsburg durchgeführt. Die Beschreibung der Probenahme- und Messmethoden sind in Anhang A.1 angegeben. Die genauen Zeiträume der Probenahmen an den Standorten (vgl. Abbildung 2.3-1) ist Tabelle 2.3-1 zu entnehmen. Am Königsplatz wurden die Messungen jeweils über die gesamten Zeiträume durchgeführt. Die anderen Standorte wurden während einer Intensivmesskampagne Mitte Februar bis Mitte März 2008 beprobt. Die jeweilige Probenahmedauer betrug 24 Stunden.

Darüber hinaus wurde am Standort Königsplatz (SP1) im Zeitraum 13.02.2008 bis 22.02.2008 eine Probenahme mit einer Zeitauflösung von 3 Stunden durchgeführt.

Tabelle 2.3-1: Standorte der Probenahmen, Messparameter und –zeiträume für die Tagesmessungen

Standort	Bezeichnung	Charakteristik	Parameter*	Beginn	Ende
Königsplatz (LÜB)	SP1	Verkehr	PM ₁₀ , SO ₂ , NO _x , CO, HVS	21.12.2006	26.03.2007
				14.11.2007	31.03.2008
Bourges-Platz (LÜB)	SP2	Innenstadt, industrienah	PM ₁₀ , NO _x , HVS	13.02.2008	12.03.2008
Kriegshaber	SP3	Innenstadt, Wohngebiet	HVS**	13.02.2008	12.03.2008
LfU (LÜB)	SP4	Stadtrand	PM ₁₀ , O ₃ , SO ₂ , NO _x , CO, Meteorologie, HVS, (SODAR)	13.02.2008	12.03.2008
Hotelturm	SP5	Innenstadt, Messung in 100m Höhe	HVS	13.02.2008	12.03.2008
Wellenburg	MS 1	Hintergrund, nahe der Stadt	PM ₁₀ , O ₃ , SO ₂ , NO _x , CO, Meteorologie, HVS	14.02.2008	12.03.2008
bifa (IMK)	MS2	Hintergrund, nahe der Stadt	PM ₁₀ , HVS, (Ceilometer)	13.02.2008	12.03.2008
Kissing, Gut Lindenau	MS3	Hintergrund, nahe der Stadt	PM ₁₀ , O ₃ , SO ₂ , NO _x , CO, Meteorologie, HVS***	14.02.2008	12.03.2008

*: PM₁₀, O₃, SO₂, NO_x, CO, Meteorologie: kontinuierliche Messungen (LÜB bzw. IMK); SODAR, Ceilometer: kontinuierliche Messungen (IMK),

** : HVS Ausfall 17.02.-20.02,

***: HVS Ausfall 01.03.-05.03

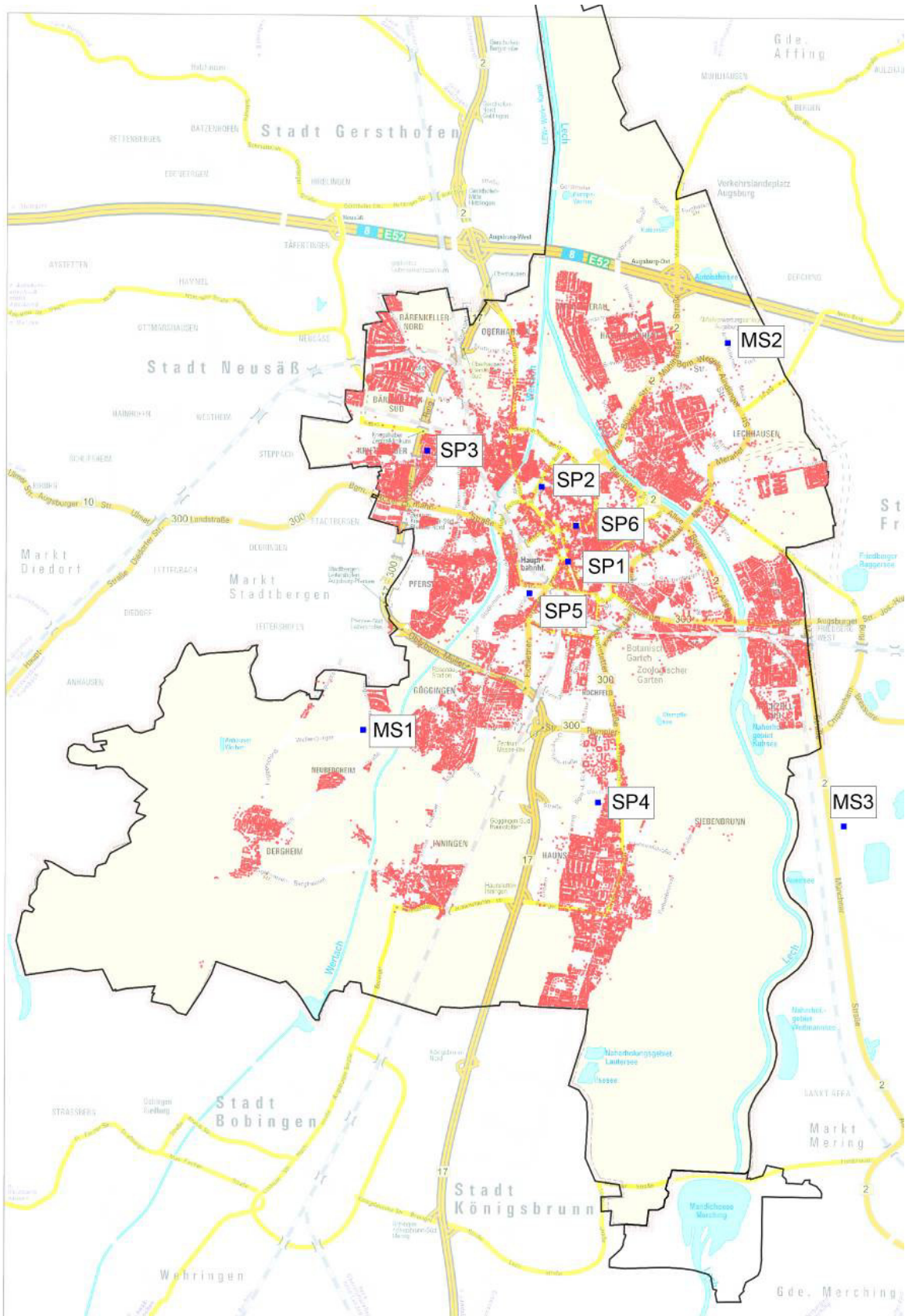


Abbildung 2.3-1: Lage der Probenahmestandorte in Augsburg
 Rot markiert sind die Wohngebäude im Stadtgebiet, die in die Ausbreitungsrechnung eingegangen sind. Wohngebiete außerhalb der Stadtgrenze wurden nicht berücksichtigt

2.3.2 Meteorologie

Augsburg liegt im Übergangsbereich vom maritimen zum kontinentalen Klima und zeichnet sich somit durch einen warmgemäßigten Witterungsverlauf aus. Lokale und regionale Effekte werden durch unterschiedliche Oberflächenstrukturen sowie durch die orographische Gliederung hervorgerufen. Diese wird im Wesentlichen durch die in Nord-Süd-Richtung verlaufenden, relativ flachen Talniederungen des Lech und der Wertach geprägt. Durch diesen Kanalisierungseffekt werden bei ruhigen Bedingungen mit geringen Druckgradienten schwache Winde aus Süd während der Nacht und aus Nord bis Nordost während des Tages beobachtet. Dies führte im Stadtgebiet dazu, dass schwache Winde (Windgeschwindigkeiten < ca. 2 m/s) aus Südost, die überregional durchaus von Bedeutung sind, nicht registriert wurden (vgl. Abbildung 2.3-2). Bei stärkeren Druckgradienten wichen die im Stadtgebiet beobachteten Windrichtungen nicht wesentlich von den großräumigen Windrichtungen ab.

Zur Beschreibung der meteorologischen Verhältnisse im Untersuchungszeitraum wurden die Messdaten der LÜB Messstation am LfU (10°54'15'' O, 48°19'38'' N) herangezogen. Die Ausbreitungsrechnung (Kapitel 2.5) erfolgte ebenfalls mit den meteorologischen Daten der Messstation am LfU, da diese die Windverhältnisse im Stadtgebiet am besten wiedergeben. Vergleichend wurde eine Modellrechnung mit den Daten des Deutschen Wetterdienstes (DWD) von der Station Augsburg Mühlhausen (10°56' O, 48°25' N) durchgeführt (vgl. Kapitel 2.5.2).

In Anhang A.4 sind die Mittelwerte, Minima und Maxima der Temperatur und Windgeschwindigkeit in den Messzeiträumen sowie die Verläufe der 24 h Mittelwerte angegeben.

Die Temperaturverläufe in beiden Messzeiträumen waren sehr ähnlich. Als kälteste Monate erwiesen sich in beiden Wintern die Monate November und Dezember. Die mittleren Temperaturen betragen hier -0,4°C. Damit waren diese Monate nur geringfügig wärmer als die langjährigen Mittelwerte. Anders verhält es sich mit den Monaten Januar bis März, die mit mittleren Temperaturen von 3,5 bis 5,2°C (2007) bzw. 2,2 bis 4,9°C (2008) ca. 3 bis 3,5 K über den jeweiligen langjährigen Mittelwerten lagen. Im Mittel waren beide Winter deutlich zu warm. Der Winter 2006/2007 war der bisher wärmste seit dem Beginn der flächendeckenden Wetteraufzeichnungen. Der Winter 2007/2008 ist der sechst wärmste nach dieser Statistik.

Die Windgeschwindigkeiten lagen mit Mittelwerten von 2,4 bis 5,3 m/s im oberen Bereich der für diese Jahreszeit üblichen Werte.

Damit waren beide im Rahmen des Projekts untersuchten Heizperioden deutlich wärmer als im langjährigen Mittel und es herrschten vergleichsweise günstige Bedingungen für den horizontalen Luftaustausch.

Abbildung 2.3-2 zeigt die im Zeitraum vom 14.11.2007 bis 31.03.2008 gemessenen Windrichtungsverteilungen an den Stationen des DWD und LfU auf. Die an der Station des DWD gemessene Windrichtungsverteilung (Abbildung 2.3-2, links) weist signifikante Anteile südsüdöstlicher Windrichtungen mit geringen Windgeschwindigkeiten auf. Diese wurden an der Station des LfU nicht festgestellt. Am LfU wurden dafür häufiger schwache Winde aus SSW und ONO festgestellt. Im Stadtgebiet dominierten südwestliche Winde mit einem Anteil von ca. 30 % im Messzeitraum 2007-2008 (Abbildung 2.3-2, rechts). Östliche (ONO bis O) und westliche (WSW bis W und SSW) Windrichtungen wurden mit jeweils 10 % festgestellt. Die anderen Windrichtungen waren von untergeordneter Bedeutung. Die mittleren Windgeschwindigkeiten waren bei westlichen Winden deutlich höher als bei Wind aus östlichen Richtungen.

Die im Mittel schwächsten Winde traten im Stadtgebiet bei südsüdwestlicher bis südlicher Strömung auf. Winde aus östlichen Richtungen wiesen im Mittel etwas höhere Windgeschwindigkeiten auf und Winde aus SW bis W wiesen die höchsten Windgeschwindigkeiten auf.

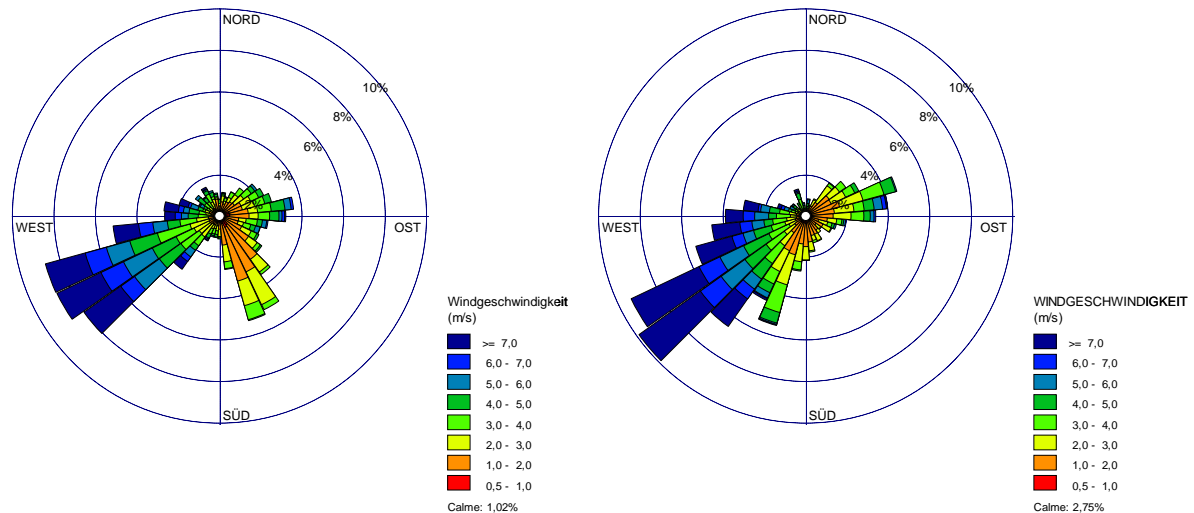


Abbildung 2.3-2: Windrosen für den Messzeitraum 14.11.2007 bis 31.03.2008
 Links: Messdaten DWD Station Augsburg Mühlhausen
 Rechts: Messdaten LÜB, Station LfU, Augsburg Haunstetten

Die Ausbreitung bodennah emittierter Luftschadstoffe hängt stark von den meteorologischen Bedingungen in der atmosphärischen Grenzschicht ab. Die Höhe bis zu der diese Stoffe rasch durch turbulente Austauschvorgänge in der Atmosphäre verbreitet werden, die Mischungsschichthöhe (MLH), ist neben dem vertikalen Windprofil eine wesentliche Größe. Die Mischungsschicht zeichnet sich durch eine erhöhte Turbulenzintensität, einen nahezu adiabatischen Temperaturgradienten und sehr häufig durch einen erhöhten Aerosolgehalt aus. Ihre Obergrenze ist häufig durch eine Inversion markiert.

Im gleichen Zeitraum wie das hier berichtete Forschungsprojekt wurden vom Institut für Klimaforschung des Forschungszentrums Karlsruhe (IMK) Messungen zur Bestimmung der Mischungsschichthöhen durchgeführt. Die Messungen erfolgten insgesamt an drei Standorten mit SODAR (nahe der Standorte LfU (SP4), und ca. 3,5 km nordwestlich vom Standort bifa, SOD) und Ceilometer (am Standort bifa (MS2) und ca. 2 km südöstlich von SP1 an der Aerosol Messstation des Helmholtz Zentrums München; CEI). Die Untersuchungen dienen der Erprobung des Einsatzes von Ceilometern für die Messung von Mischungsschichthöhen (Emeis 2008). Die Entwicklung von leistungsfähigen Algorithmen zur Detektion der MLH aus den von den Ceilometern aufgezeichneten Daten ist wesentlicher Bestandteil des vom IMK durchgeführten Projekts. Die Auswertung der vom IMK durchgeführten Messungen war zum Zeitpunkt der Berichterstellung noch nicht abgeschlossen. Abbildung A.4-7 in Anhang A.4 verdeutlicht die Problematik der eindeutigen Detektion der MLH mit zwei Ceilometern. Die Weiterentwicklung der Auswertungsalgorithmen wird hier sicher noch deutliche Fortschritte erzielen. Die bisher zu Verfügung stehenden Daten liefern aber bereits wertvolle Informationen, die bei der Diskussion des Einflusses der Ausbreitungsbedingungen auf die Immissionskonzentrationen Beachtung finden.

2.3.3 Ergebnisse der Immissionsmessungen

Immissionsmessungen und PM₁₀-Probenahmen fanden in den Heizperioden 2006/2007 und 2007/2008 statt. Die Proben aus der Heizperiode 2006/2007 wurden nur in begrenztem Umfang analysiert (Tabelle 2.3-2), da aufgrund des sehr milden Winters und der relativ guten atmosphärischen Ausbreitungsbedingungen nur wenige und nicht sehr ausgeprägte Phasen mit hoher Feinstaubbelastung beobachtet wurden.

Aufgrund der geringen Probenmengen wurden die mit einer Zeitauflösung von 3 h genommenen Proben nur auf organische Komponenten untersucht.

Tabelle 2.3-2: Durchgeführte Messungen und Analysen

Parameter			
Anorganische Gase (CO, NO _x , SO ₂)	x	x	
PM ₁₀ Masse	x	x	
Anorganische Ionen (NO ₃ ⁻ , SO ₄ ²⁻ , Cl ⁻ , NH ₄ ⁺ , Na ⁺ , K ⁺ , Ca ²⁺ , Mg ²⁺)	x	x	
Elemente (Na, K, Mg, Ca, Fe, V, Zn, Pb, Cr, Ni, Cd, Cu, Co, Sb, Tl, As, Ti, Mn, Ce)	x	x	
Kohlenstofffraktionen (EC, OC)	x	x	
Organische Komponenten			
PAK	x*	x	x
Alkane (n-, iso- und anteiso-Alkane)		x	x**
Hopane	x*	x	x
Harz-Säuren	x*	x	x
Levoglucosan	x*	x	x
Substituierte Phenole		x	x
Cholesterol		x	x

*: 14.02. – 20.03.2007;

** : nur n-Alkane

Im Folgenden werden die Konzentrationen der im Projekt besonders relevanten Messgrößen diskutiert. Eine Zusammenstellung der Messwerte (Mittelwerte, Minima und Maxima) sowie Abbildungen der wichtigsten Konzentrationsverläufe sind in Anhang A.5 aufgeführt.

2.3.3.1 Heizperiode 2006/2007

In der Heizperiode 2006/2007 (Messzeitraum 21. Dezember 2006 bis 22. März 2007) traten aufgrund der günstigen meteorologischen Bedingungen nur drei jeweils 4 bis 6-tägige Phasen mit Überschreitungen des PM_{10} Grenzwerts von $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ auf (Abbildung 2.3-3). Insgesamt wurde der Grenzwert an 15 Tagen überschritten. Die gemessenen Maximalkonzentrationen waren mit ca. $93 \mu\text{g}/\text{m}^3$ vergleichsweise niedrig (Tabelle 2.3-3).

Der Verlauf der Kalium-Konzentration im PM_{10} war dem PM_{10} -Verlauf mit Ausnahme des Jahreswechsels (Silvester und Neujahr) sehr ähnlich (vgl. Kap. 2.4.1.). Mit Ausnahme dieser beiden Tage, an denen aufgrund der Verwendung von Kaliumsalzen in pyrotechnischen Artikeln Spitzenkonzentrationen von $> 2 \mu\text{g}/\text{m}^3$ gemessen wurden, lagen die Konzentrationen im Bereich bis ca. $600 \text{ ng}/\text{m}^3$. Werte $< 100 \text{ ng}/\text{m}^3$ traten im Messzeitraum 15-mal auf.

Auch die Verläufe der EC und OC Messwerte ähnelten dem PM_{10} Verlauf (vgl. Abbildung A.5-1 und Abbildung A.5-2).

Die Benz[a]pyren (BAP)-Konzentration lag mit einem Mittelwert der analysierten Proben von $0,98 \text{ ng}/\text{m}^3$ nur geringfügig unter dem Zielwert der Verordnung über Immissionswerte für Schadstoffe in der Luft [22. BImSchV] von $1 \text{ ng}/\text{m}^3$ (Jahresmittel). Als Spitzenbelastung wurden ca. $3,2 \text{ ng}/\text{m}^3$ gemessen. Im langjährigen Mittel weist die BAP-Konzentration einen ausgeprägten Jahresgang mit Spitzenkonzentrationen in den Wintermonaten und um den Faktor 40 geringere Werte im Sommer auf (Schnelle-Kreis et al. 2007). Aus dem Verlauf kann der Jahresmittelwert der BAP-Konzentration für das Jahr 2007 mit ca. $0,6$ bis $0,8 \text{ ng}/\text{m}^3$ abgeschätzt werden. Er lag demnach unter dem Zielwert der 22. BImSchV.

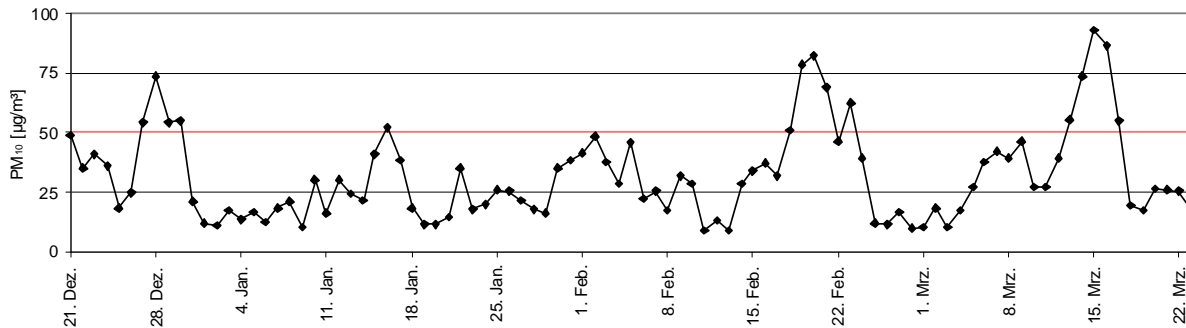


Abbildung 2.3-3: Verlauf der PM_{10} -Konzentration in der Heizperiode 2006/2007, SP1

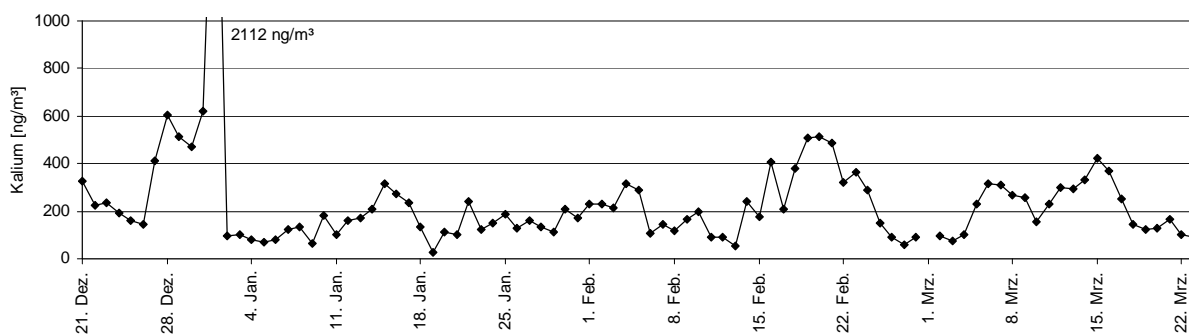


Abbildung 2.3-4: Verlauf der Kalium-Konzentration in der Heizperiode 2006/2007, SP1

Tabelle 2.3-3: Auswahl von Messwerten aus der Heizperiode 2006/2007 (21.12.06 – 22.03.07), SP1

Substanz	Einheit	Mittelwert	Maximum	Minimum
PM ₁₀	[µg/m ³]	31,8	93,2	8,7
K	[ng/m ³]	238 (212)	2112 (603)	< 50
EC	[µg/m ³]	7,75	19,43	2,88
OC	[µg/m ³]	3,50	10,36	1,31
BAP*	[ng/m ³]	0,98	3,16	0,07
Levoglucosan*	[ng/m ³]	328	939	37

*: 14.02. – 20.03.2007;

(): Wert ohne 31.12.06 und 01.01.07

2.3.3.2 Heizperiode 2007/2008, 24 h Messwerte

Standort Königsplatz, SP1

In der Heizperiode 2007/2008 (Messzeitraum 14. November 2007 bis 31. März 2008) traten häufiger Überschreitungen des PM₁₀-Grenzwerts als im Vorjahr auf (Abbildung 2.3-5). Insgesamt wurde der Grenzwert an 25 Tagen überschritten. Die gemessene Maximalkonzentration war mit ca. 98 µg/m³ nur wenig höher als im Vorjahr (Tabelle 2.3-4).

Anders als im Vorjahr zeigten sich die extrem hohen Kalium-Konzentrationen an Neujahr (Tagesmittelwert > 11 µg/m³) auch in einem signifikanten Anstieg der PM₁₀ Masse an diesem Tag. Mit Ausnahme dieser Tage wurde eine Maximalkonzentration von 875 ng/m³ gemessen. Wie im Vorjahr traten Werte < 100 ng/m³ im Messzeitraum 15-mal auf.

Tabelle 2.3-4: Auswahl von Messwerten aus der Heizperiode 2007/2008, SP1

Substanz				
PM ₁₀	[µg/m ³]	36,7	98,0	5,1
K	[ng/m ³]	362 (273)	11250 (875)	< 50
EC	[µg/m ³]	4,5	10,8	0,4
OC	[µg/m ³]	4,0	11,0	0,6
BAP	[ng/m ³]	1,59	7,42	0,05
Levoglucosan	[ng/m ³]	421	1922	29

(): Wert ohne 31.12.07 – 03.01.2008

Die Verläufe der Konzentrationen an Kalium, Levoglucosan, Benz[a]pyren, OC und EC ähnelten einander. Ihre Verläufe waren dem Verlauf der PM₁₀-Konzentration ähnlich, zeigten aber im Februar deutlich schwächer ausgeprägte Maxima als PM₁₀. Ursachen hierfür waren zum Einen die mit ca. 40 µg/m³ sehr hohe Konzentrationen sekundären anorganischen Aerosols (Ammoniumnitrat und -sulfat) am 13. und

14.02.08 (Abbildung A.5-11, Anhang A.5) und zum Anderen hohe Streusalz-Konzentrationen von 8 bis 16 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ im Zeitraum 15. bis 20. Februar (Abbildung A.5-10, Anhang A.5).

Die Benz[a]pyren-Konzentration lag mit dem Mittelwert der analysierten Proben bei 1,6 ng/m^3 . Als Spitzenbelastung wurden ca. 7,4 ng/m^3 gemessen. Aus dem bekannten Jahresgang der BAP-Konzentration (s. o.) kann der Jahresmittelwert für das Jahr 2008 mit ca. 0,7 bis 0,9 ng/m^3 abgeschätzt werden. Er lag damit knapp unterhalb des Zielwerts der [22. BImSchV].

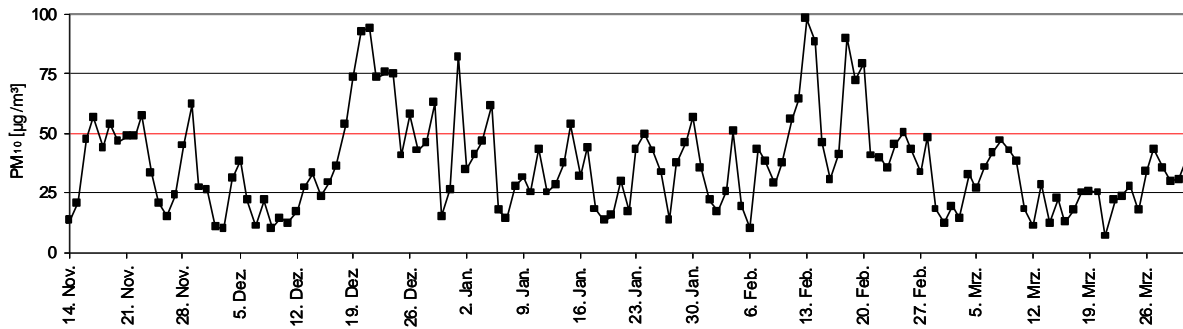


Abbildung 2.3-5: Verlauf der PM_{10} -Konzentration in der Heizperiode 2007/2008, SP1

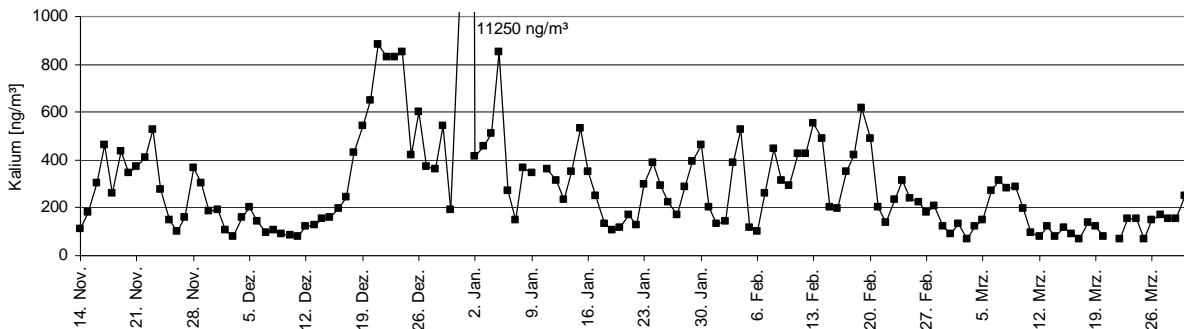


Abbildung 2.3-6: Verlauf der Kalium-Konzentration in der Heizperiode 2007/2008, SP1

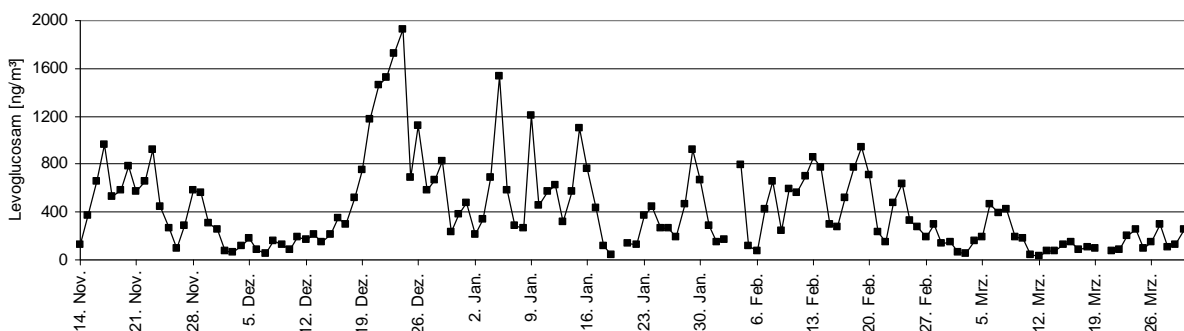


Abbildung 2.3-7: Verlauf der Levoglucosan-Konzentration in der Heizperiode 2007/2008, SP1

Intensiv Messkampagne 13.02. – 12.03.2008, alle Standorte, 24 h Proben

Der Verlauf der PM₁₀-Konzentrationen (Abbildung 2.3-8) war an allen Stationen sehr ähnlich, wobei die Messwerte am Königsplatz (SP1) i. d. R. ca. 5 bis 15 µg/m³ höher lagen als die Konzentrationen an den übrigen Messstellen. Überschreitungen des Grenzwerts von 50 µg/m³ wurden, mit Ausnahme von SP2 am 20.02.08, nur an SP1 festgestellt. Wesentliche Ursachen für diese Überschreitungen dürften die oben bereits erwähnten Einflüsse durch sekundäres Aerosol zu Beginn der Messkampagne und durch Streusalz in den Tagen um den 19. Februar gewesen sein.

Die Verläufe der Kalium-Konzentrationen (Abbildung 2.3-9) waren an allen Messstellen sehr ähnlich. Bei grundsätzlich ähnlichem Konzentrationsverlauf lagen aber die Konzentrationen in 100m Höhe (SP5) in den Phasen höherer Konzentrationen deutlich unter denen an den übrigen Messstellen. Die Hintergrundstationen (MS1 bis MS3) wiesen mit Ausnahme des Zeitraums um den 19. Februar mit den übrigen Stationen vergleichbare Werte auf. Am Standort SP3 waren die Kalium-Konzentrationen insbesondere in den Phasen mit erhöhten Messwerten höher als an den übrigen Stationen im Stadtgebiet.

Die Verläufe der Levoglucosan-Konzentrationen (Abbildung 2.3-10) waren denen der Kalium-Konzentrationen sehr ähnlich. Die jeweiligen Konzentrationsunterschiede zwischen den Messstellen waren aber deutlicher ausgeprägt. So wurden in dem Wohngebiet an SP3 in den Phasen erhöhter Konzentrationen bis zu ca. 400 ng/m³ höhere Konzentrationen als im übrigen Stadtgebiet gemessen.

Etwas uneinheitlicher waren die Verläufe der Benz[a]pyren-Konzentrationen (Abbildung A.5-15). Aber auch bei diesem Schadstoff zeigten sich besonders hohe Konzentrationen an SP3. Der Mittelwert über den Messzeitraum liegt bei ca. 1,1 ng/m³.

Die Verläufe der EC-Konzentrationen (Abbildung A.5-16) ähnelten den PM₁₀-Verläufen. An der Verkehrsbezogenen Messstelle SP1 wurden i. d. R. 1 bis 2 µg/m³ höhere Konzentrationen als im übrigen Stadtgebiet gemessen. Die Hintergrundstationen MS1 und MS2 sowie die Messstation in 100 m Höhe (SP5) wiesen insbesondere in den Phasen erhöhter Konzentrationen deutlich geringere EC-Messwerte auf. Dies galt auch für die OC Messwerte (Abbildung A.5-17). An SP1 wurden i. d. R. nur wenig gegenüber dem übrigen Stadtgebiet erhöhte OC-Konzentrationen festgestellt.

Tabelle 2.3-5: Auswahl von Messwerten aus der Messkampagne 13.02.-12.03.2008

Standort, Zeitraum	Substanz	Einheit	Mittelwert	Maximum	Minimum
SP1 13.02.-12.03.2008	PM ₁₀	[µg/m ³]	43,8	98,0	12,4
	Kalium	[ng/m ³]	347	966	189
	EC	[µg/m ³]	4,5	9,1	1,4
	OC	[µg/m ³]	4,3	9,5	1,3
	BAP	[ng/m ³]	1,25	4,63	0,09
	Levoglucosan	[ng/m ³]	364	945	44
SP2 13.02.-12.03.2008	PM ₁₀	[µg/m ³]	26,0	76,2	4,9
	K	[ng/m ³]	232	606	< 50
	EC	[µg/m ³]	2,5	7,9	0,3
	OC	[µg/m ³]	3,0	7,9	0,6
	BAP	[ng/m ³]	0,80	4,22	0,05
	Levoglucosan	[ng/m ³]	290	821	40
SP3* 13.02.-12.03.2008	PM ₁₀	[µg/m ³]	-	-	-
	K	[ng/m ³]	210	419	< 50
	EC	[µg/m ³]	2,0	4,9	0,4
	OC	[µg/m ³]	2,7	6,2	0,7
	BAP	[ng/m ³]	1,12	3,81	0,05
	Levoglucosan	[ng/m ³]	417	1109	49
SP4 13.02.-12.03.2008	PM ₁₀	[µg/m ³]	22,7	71,3	3,3
	K	[ng/m ³]	216	447	< 50
	EC	[µg/m ³]	2,2	5,6	0,2
	OC	[µg/m ³]	2,9	7,6	0,5
	BAP	[ng/m ³]	0,98	3,34	0,00
	Levoglucosan	[ng/m ³]	304	859	24
SP5 13.02.-12.03.2008	PM ₁₀	[µg/m ³]	-	-	-
	K	[ng/m ³]	158	360	< 50
	EC	[µg/m ³]	1,2	4,2	0,1
	OC	[µg/m ³]	1,9	5,3	0,5
	BAP	[ng/m ³]	0,34	1,16	0,03
	Levoglucosan	[ng/m ³]	183	572	31
MS1 14.02.-12.03.2008	PM ₁₀	[µg/m ³]	17,6	58,6	2,7
	K	[ng/m ³]	196	367	< 50
	EC	[µg/m ³]	1,5	4,4	0,3
	OC	[µg/m ³]	2,4	5,8	0,6
	BAP	[ng/m ³]	0,58	1,55	0,02
	Levoglucosan	[ng/m ³]	308	755	22
MS2 13.02.-12.03.2008	PM ₁₀	[µg/m ³]	26,8	80,6	5,6
	K	[ng/m ³]	240	491	< 50
	EC	[µg/m ³]	2,2	5,8	0,4
	OC	[µg/m ³]	3,0	8,0	0,6
	BAP	[ng/m ³]	0,88	3,29	0,01
	Levoglucosan	[ng/m ³]	312	812	37
MS3** 14.02.-12.03.2008	PM ₁₀	[µg/m ³]	19,0	52,4	3,9
	K	[ng/m ³]	236	425	63
	EC	[µg/m ³]	1,9	3,8	0,4
	OC	[µg/m ³]	3,0	7,1	0,8
	BAP	[ng/m ³]	1,15	3,15	0,06
	Levoglucosan	[ng/m ³]	379	770	30

*: Ausfall der Probenahme 17.02.-20.02,

** : Ausfall der Probenahme 29.02.-06.03

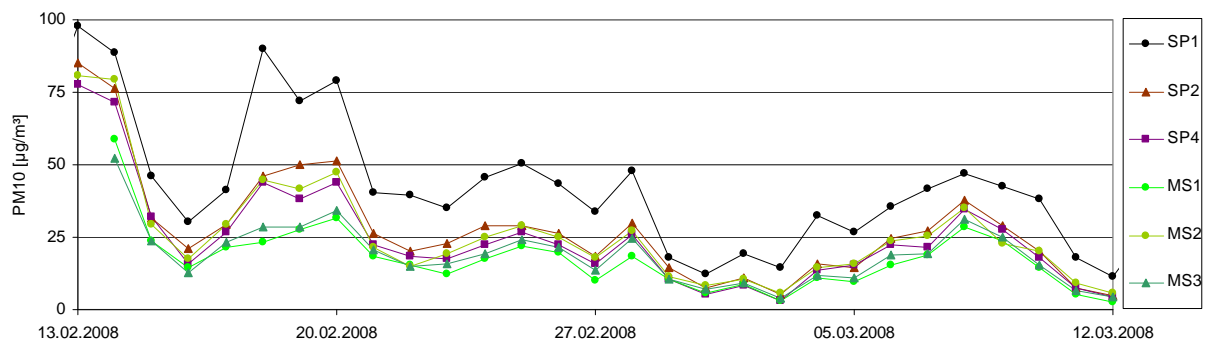


Abbildung 2.3-8: Verlauf der PM₁₀-Konzentrationen in der Messkampagne 13.02.-12.03.2008

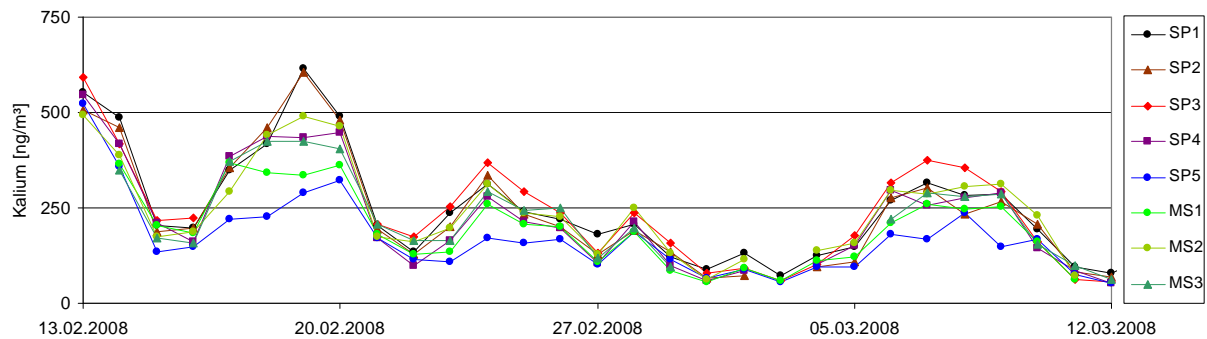


Abbildung 2.3-9: Verlauf der Kalium-Konzentrationen in der Messkampagne 13.02.-12.03.2008

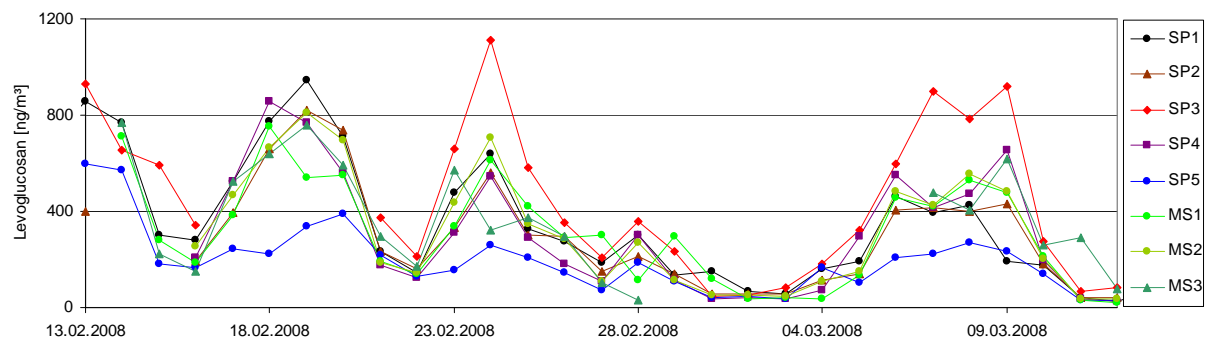


Abbildung 2.3-10: Verlauf der Levoglucosan-Konzentrationen in der Messkampagne 13.2.-12.03.2008

2.3.3.3 *Intensiv Messkampagne 13.02. – 22.02.2008, SP1, 3h Proben*

Im Zeitraum vom Mittwoch 13. Februar 18:00 Uhr bis Freitag 22. Februar 24:00 Uhr wurden an der Messstelle SP1 mit einem Low Volume Sammler PM₁₀-Proben mit einer Zeitauflösung von 3 Stunden genommen.

Der Verlauf der PM₁₀-Konzentration wies an den meisten Tagen ausgeprägte Tagesgänge auf (Abbildung 2.3-11). Die Tagesmaxima liegen dabei i. d. R. am Vormittag (6:00 bis 9:00, oder 9:00 bis 12:00) und am Abend (18:00 bis 21:00). Damit entspricht der Verlauf nur zum Teil dem aus dem Verkehrsaufkommen erwarteten Verlauf. Sehr ähnliche Verläufe wurden für die Stickoxide (Abbildung A.5-26), Benzol, Toluol (Abbildung A.5-25) und die im Wesentlichen aus Auspuffemissionen stammenden Hopane (29 α β und 30 α β , Abbildung A.5-23) gefunden. Allerdings traten bei diesen die Maximalkonzentrationen an einigen Tagen früher auf, als die PM₁₀-Maxima. Höhe und Verlauf der abendlichen Maxima wurden dabei wesentlich durch die atmosphärischen Ausbreitungsbedingungen beeinflusst. So waren die Abende bzw. Nächte vom 17. bis 19. Februar durch die Ausbildung stabiler atmosphärischer Bedingungen mit niedrigen horizontalen und vertikalen Windgeschwindigkeiten im Zeitfenster von etwa 18 Uhr am Abend bis 8 Uhr am Morgen charakterisiert. Besonders bemerkenswert sind in diesem Zusammenhang das Konzentrationsmaximum von PM₁₀ und Konzentrationen der Verkehrsmarker um Mitternacht am 19.02.2008. In diesem Zeitraum herrschten bodennah Windgeschwindigkeiten im Bereich $\leq 0,5$ m/s (Abbildung A.4-9) und geringer vertikaler Luftaustausch (vgl. Abbildung A.4-8) vor.

Diese schlechten Ausbreitungsbedingungen beeinflussten auch ganz wesentlich den gemessenen Verlauf der Levoglucosan-Konzentration. Anders als die PM₁₀-Konzentration und die Verkehrs-Tracer wies Levoglucosan relativ breite Maxima in den Nächten auf. Die jeweils höchsten Konzentrationen wurden in der austauscharmen Periode jeweils im Zeitraum 21:00 bis 24:00 Uhr gemessen. Sie fallen damit zusammen mit dem abendlichen Heizen bzw. dem Einschüren von Kaminöfen. Die Maxima in diesem Zeitraum dehnten sich bis in die Morgenstunden aus.

Der Verlauf der Benz[a]pyren-Konzentration war dem von Levoglucosan sehr ähnlich (Abbildung 2.3-13). Auffällig waren jedoch die 2. Maxima jeweils morgens um 9 Uhr (Probenahme 6:00-9:00). Diese Maxima fielen zusammen mit Schultern im Verlauf der Levoglucosan-Konzentration und den Maxima der Verkehrs-Tracer (NO_x, BTX und Hopane), die hier teilweise zeitlich vor den PM₁₀-Maxima lagen. Zu welchen Anteilen diese morgendlichen BAP-Spitzenkonzentrationen auf Verkehr, Holzverbrennung und/oder ggf. andere hier nicht erfasste Einflüsse zurückzuführen sind, kann aufgrund unserer Messungen nicht mit Sicherheit differenziert werden.

Der Verlauf der Homohopan-Konzentrationen (Abbildung A.5-24) zeigt in den austauscharmen Nächten (17. – 20.2.08) einen deutlichen Einfluss von Kohleverbrennung. In Erdölen und aus ihnen gewonnenen Produkten liegen die beiden Epimere (31 α β S und 31 α β R) in etwa gleich konzentriert vor. Der sog. Homohopanindex (31 α β S/(31 α β S+31 α β R)) liegt bei Erdölen im Bereich 0,5 bis 0,6. In Kohlen wurden Homohopanindices im Bereich von 0,1 bis 0,5 gefunden. Die mit den nächtlichen Immissionsspitzen der Levoglucosan-Konzentration einhergehenden Homohopanindices im Bereich 0,35 bis 0,45 sind ein deutlicher Indikator für den Einfluss von Kohleverbrennung. Die Höhe dieses Einflusses lässt sich aber aufgrund fehlender Emissionsfaktoren für Hopane aus der (Braun-) Kohleverbrennung in Kaminöfen nicht abschätzen.

Tabelle 2.3-6: Immissionskonzentrationen 13.02.2008 18:00 – 22.02.2008 24:00, 3h Mittelwerte, SP1

Substanz	Einheit	Mittelwert	Maximum	Minimum
PM ₁₀	[µg/m ³]	59,8	162,7	18,7
BAP	[ng/m ³]	1,77	8,35	0,13
Levoglucosan	[ng/m ³]	559	2199	105

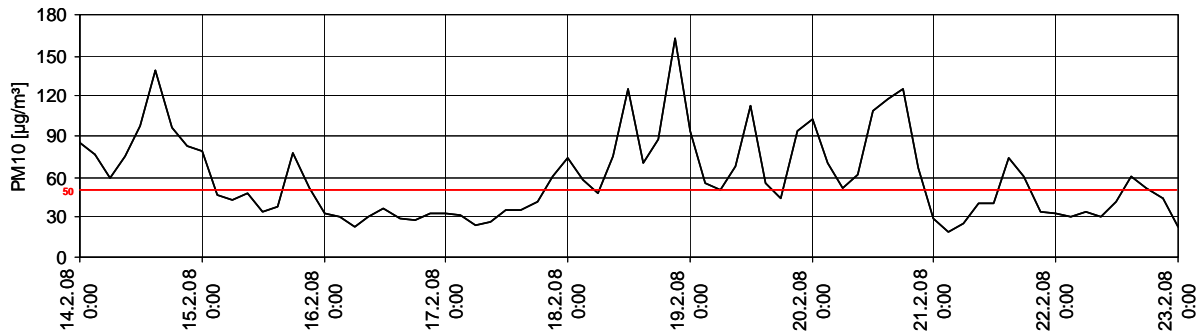


Abbildung 2.3-11: PM₁₀-Konzentration in der Messkampagne 13.02.-22.02.2008, 3h Mittelwerte, SP1

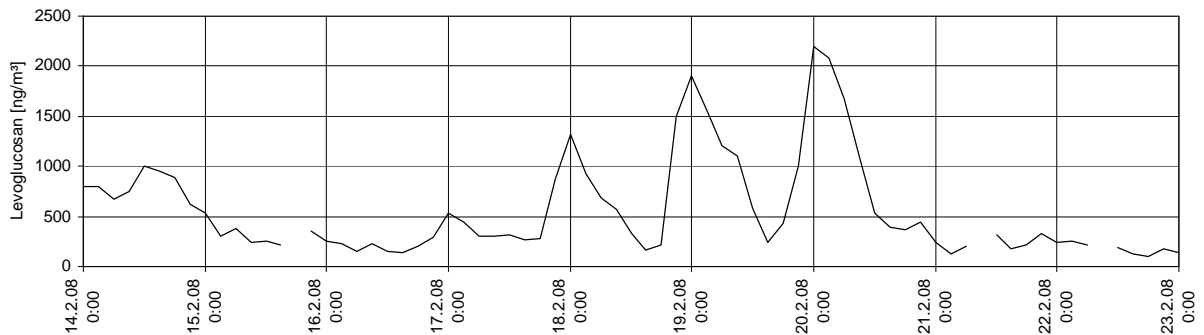


Abbildung 2.3-12: Levoglucosan-Konzentration in der Messkampagne 13.02.-22.02.2008, 3h Mittelwerte, SP1

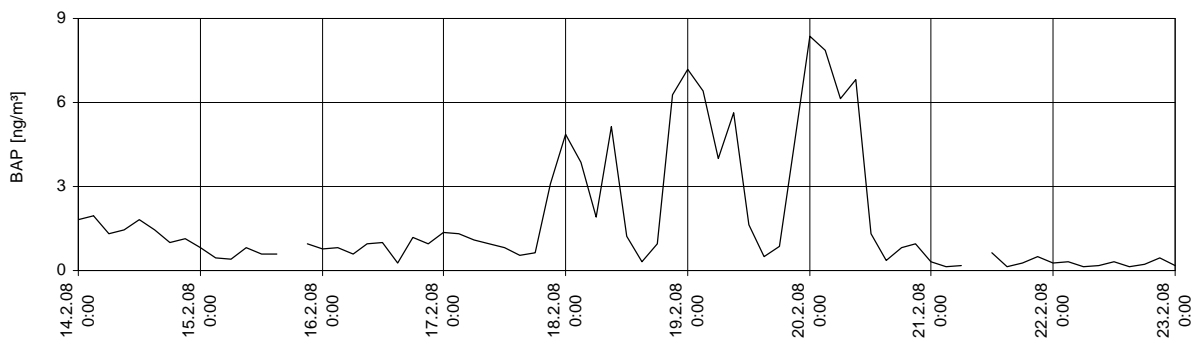


Abbildung 2.3-13: Benz[a]pyren-Konzentration in der Messkampagne 13.02.-22.02.2008, 3h Mittelwerte, SP1

In den Heizperioden 2006-2007 und 2007-2008 wurden an der LÜB-Station Königsplatz tägliche PM₁₀-Probenahmen durchgeführt. Zusätzliche Probenahmen wurden während einer vierwöchigen Intensivmesskampagne an vier weiteren Standorten im Stadtgebiet, davon eine Hintergrund Messstelle in 100 m Höhe, und drei Hintergrund Standorten nahe der Stadt durchgeführt. Am Standort Königsplatz wurden darüber hinaus während einer zehntägigen Phase Proben mit einer Zeitauflösung von drei Stunden genommen.

Beide Winter waren im Vergleich mit langjährigen Mittelwerten sehr mild. Die vergleichsweise wenigen Phasen mit stabilen austauscharmen Wetterlagen resultierten u. A. in moderaten Feinstaub-Belastungen. Im Messzeitraum betrug der Mittelwert der PM₁₀-Konzentration am Königsplatz 32 µg/m³ (Messzeitraum vom 21.12.2006 – 22.03.2007) bzw. 37 µg/m³ (Messzeitraum vom 14.11.2007 – 31.11.2008). Der PM₁₀-Grenzwert von 50 µg/m³ wurde in den untersuchten Zeiträumen an 15 bzw. 25 Tagen überschritten.

Die Verläufe der Konzentrationen an Kalium, Levoglucosan, Benz[a]pyren, OC und EC ähnelten einander. Ihre Verläufe waren dem Verlauf der PM₁₀-Konzentration mit Ausnahme von einzelnen Phasen sehr ähnlich. Im Verlauf der Intensivmesskampagne wurden an allen Stationen ähnliche Verläufe für PM₁₀-Feinstaubbestandteile gefunden. Am Königsplatz wurden für Komponenten, die z. T. auf Verkehrsemissionen zurückzuführen sind, i. d. R. höhere Konzentrationen als an den übrigen Standorten gemessen. In Phasen mit erhöhten Konzentrationen zeigten die Hintergrund-Stationen (windrichtungsabhängig) geringere Konzentrationen als die Messstellen im Stadtgebiet.

Die Messungen mit 3 h Zeitauflösung zeigten einen ausgeprägten Tagesgang der Immissionen von Partikeln aus Holzverbrennung. Levoglucosan wies Maximalwertkonzentrationen von teilweise mehr als 2 µg/m³ in den Abend- und Nachtstunden auf.

2.4 Bestimmung des Anteils der Emissionen aus der Gebäudeheizung und des Anteils des Ferntransports an den Immissionen im Stadtgebiet

2.4.1 Zusammenhänge zwischen PM₁₀-Konzentrationen und Inhaltsstoffen

Die Emissionsfaktoren für anorganische Komponenten wurden aus den Emissionsmessungen (Kapitel 2.2.2) bestimmt. Im Folgenden wird zunächst diskutiert, wie die anorganische Leitkomponente für Biomasseverbrennung Kalium in den Immissionsproben mit organischen Tracern für Biomasse- bzw. Holzverbrennung korreliert ist. Des Weiteren werden die Korrelationen der Tracer mit anderen Luftschadstoffen diskutiert.

Korrelationen der Tracer für Biomasse- bzw. Holzverbrennung untereinander

Die Immissionskonzentrationen aller Tracer für Biomasse- bzw. Holzverbrennung waren untereinander hochsignifikant ($p < 0,005$) oder signifikant ($0,005 \leq p < 0,05$) korreliert. Die Stärke der Korrelationen zeigte aber große Unterschiede (Tabelle 2.4-1, Tabelle A.5-12).

Die höchste Korrelation ($r = 0,92$) wurde für Levoglucosan und Kalium gefunden. Hohe Korrelationen wurden auch für die im Wesentlichen aus Nadelholzverbrennung stammenden Isopimarsäure und Dehydroabietinsäure mit Levoglucosan ($r = 0,78$, bzw. $r = 0,88$) und Kalium ($r = 0,78$, bzw. $r = 0,88$) gefunden. Die Regressionsgerade geht jedoch nicht durch den Ursprung. Ursache hierfür können andere Quellen für Kalium sein die eine „Grundbelastung“ verursachen. Dies sind z.B. biologisches Material (z.B. Pflanzenabrieb) und Aufwirbelung von Bodenbestandteilen (Alumosilikate). Diesem Umstand muss bei der Berechnung der Feinstaubanteile aus Holzverbrennung anhand des Tracers Kalium Rechnung getragen werden (Kap. 2.4.2).

Dehydroabietinsäuremethylester war nur mäßig mit Kalium oder Levoglucosan korreliert, zeigte aber hohe Korrelationen mit Dehydroabietinsäure ($r = 0,87$) und Isopimarsäure ($r = 0,79$). Die Konzentrationen der leichter flüchtigen aus der Holzverbrennung stammenden phenolischen Komponenten waren in den Immissionsproben nur schwach bis mäßig mit Kalium oder Levoglucosan-Konzentrationen korreliert. Lediglich die Komponenten mit ähnlicher Grundstruktur und ähnlichen physikochemischen Eigenschaften waren hoch miteinander korreliert (Tabelle A.5-12). Aufgrund ihrer relativ hohen Flüchtigkeit sind diese Komponenten nicht als Tracer für PM aus Holzverbrennung in Immissionsproben geeignet.

Tabelle 2.4-1: Korrelationen der Tracer für Holzverbrennung zueinander
 Angegeben sind jeweils die Daten der Regressionsgeraden mit Bezug zur
 „unabhängigen Variablen“

$y = m + b \cdot x$	$r(x,y)^*$	p	m	b
Kalium				
Levoglucosan	0,92	< 0,005	-78,4	1,84
Isopimarsäure	0,75	< 0,005	-0,9	0,012
Dehydroabietinsäure	0,85	< 0,005	-48,2	0,725
DHAM	0,53	< 0,005	2,0	0,040
Vanillin	0,30	< 0,005	1,6	0,019
Vanillinsäure	0,40	< 0,005	-0,1	0,060
Acetosyringon	0,25	< 0,005	0,5	0,0024
Syringinsäure	0,18	0,007	0,5	0,0024
Levoglucosan				
Kalium	0,92	< 0,005	73,3	0,46
Isopimarsäure	0,78	< 0,005	-0,3	0,0063
Dehydroabietinsäure	0,88	< 0,005	-10,3	0,37
DHAM	0,55	< 0,005	4,0	0,021
Vanillin	0,31	< 0,005	2,6	0,010
Vanillinsäure	0,41	< 0,005	3,1	0,030
Acetosyringon	0,29	< 0,005	0,5	0,0014
Syringinsäure	0,29	< 0,005	0,4	0,0018

*: $0,75 < r \leq 0,85$, $r > 0,85$

Grundsätzlich verhalten sich Konzentrationen von Kalium und organischen Komponenten in Partikeln aus der Verbrennung von Holz und anderer Biomasse in Abhängigkeit von der Güte des Ausbrands gegenläufig. Während die Kalium-Konzentration mit der Güte der Verbrennung ansteigt, sinkt der Anteil organischer Komponenten. Die aus der Holzverbrennung stammenden Partikelfractionen, die an den einzelnen Immissions-Messstellen beprobt wurden, stammten jeweils aus vielen unterschiedlichen Kleinf Feuerungsanlagen. Im Mittel (Anlagen und Probenahmedauer) wiesen die Quellen eine recht konstante Emissionscharakteristik auf. Die relativ hohe Korrelation zwischen Kalium- und Levoglucosan-Konzentrationen, die an allen Standorten und in beiden untersuchten Heizperioden gefunden wurde, ist Indiz hierfür. Von dieser Konstanz der mittleren Emission gab es jedoch geringe Abweichungen zwischen den einzelnen Standorten. Auffällig ist dabei, dass an den drei Standorten, die am stärksten durch in der Nähe befindliche Einfamilienhäuser beeinflusst waren, etwas geringere Steigungen der Ausgleichsgeraden gefunden wurden. An den beiden Standorten südöstlich und südwestlich des Stadtgebiets (MS1 und MS2) betrug diese Steigung $b = 0,39$. An der Messstation im Wohngebiet innerhalb der Stadt (SP3) betrug die Steigung $b = 0,37$. Ursache für die in Relation zum Kalium höheren Anteile an Levoglucosan können im Mittel etwas schlechtere Verbrennungsbedingungen in den Feinstaub emittierenden Kleinf Feuerungen sein. Als weitere Ursache kommt in Betracht, dass an diesen Standorten der Eintrag von Kalium aus anderen Quellen geringer ist.

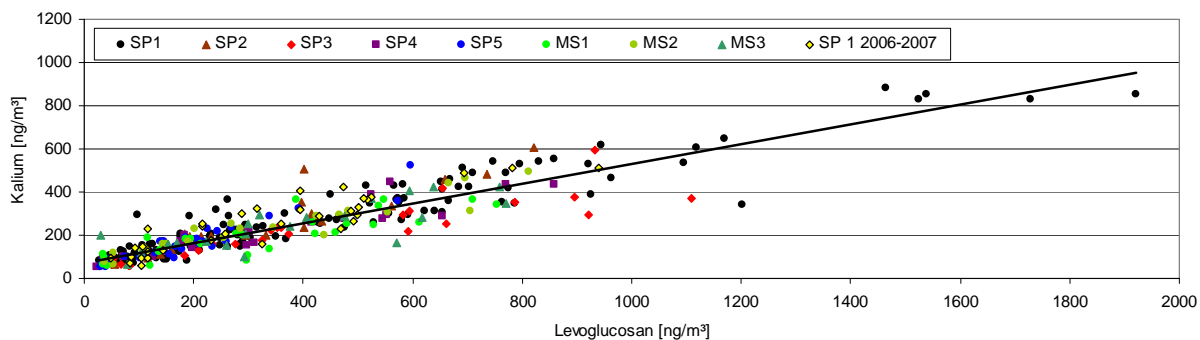


Abbildung 2.4-1: Korrelation von Kalium und Levoglucosan
Heizperioden 2006-2007 und 2007-2008

Korrelationen der Tracer für Biomasse- bzw. Holzverbrennung mit anderen PM Bestandteilen, Gasen und meteorologischen Parametern

Die Schadstoffe Cadmium, PAK und Benzol treten in relativ hohen Konzentrationen in Emissionen aus der Holzverbrennung auf. Da in der Heizperiode die Holzverbrennung die mit Abstand dominierende Quelle für diese Substanzen ist, wurden für sie die höchsten Korrelationen mit den Tracern für Holzverbrennung gefunden (Tabelle 2.4-2, Tabelle A.5-13). Auch der Summenparameter OC (organischer Kohlenstoff) wird im Winter ganz wesentlich durch Komponenten aus der Holzverbrennung dominiert. OC war daher ebenfalls hoch mit den Tracern für Holzverbrennung korreliert. Schwächer waren die Korrelationen der Holzverbrennungs-Tracer mit Komponenten, die aus anderen Quellen stammen. Eine Ursache für die hier gefundenen hoch signifikanten Korrelationen ist das ähnliche Ausbreitungsverhalten der bodennah emittierten Stoffe. Dies führt dazu, dass die Austauschbedingungen die Höhe der Immissionen ganz wesentlich beeinflussen.

Tabelle 2.4-2: Korrelationen von Kalium mit anderen PM Bestandteilen, Gasen und meteorologischen Parametern, Alle Standorte

$y = m + bx$	$r(x,y)^*$	p	m	b
PM ₁₀	0,83	< 0,005	5,29	0,1003
EC	0,82	< 0,005	0,19	0,0121
OC	0,91	< 0,005	0,17	0,0133
Cd	0,89	< 0,005	-0,01	0,0009
Ca	0,16	0,010	581	0,5570
BAP	0,87	< 0,005	-0,14	0,0036
IND	0,89	< 0,005	-0,76	0,0105
29ab	0,53	< 0,005	0,68	0,0045
30ab	0,54	< 0,005	0,60	0,0039
NO _x	0,53	< 0,005	10,14	0,2485
Benzol	0,92	< 0,005	0,43	0,0048
Temperatur	-0,55	< 0,005	7,76	-0,0162
Windgeschw.	-0,65	< 0,005	6,85	-0,0120

*: $0,75 < r \leq 0,85$, $r > 0,85$

Der Vergleich der Regressionsgeraden, die für den verkehrsbezogenen Standort SP1 bestimmt wurden, mit denen an den übrigen Stationen, zeigte für Substanzen, die zu wesentlichen Teilen aus Verkehrsemissionen stammen (z.B. EC, Hopane) nahezu parallele Verläufe (Abbildung A.5-34, Tabelle A.5-14). Bei annähernd parallelem Verlauf der Geraden kann aus dem Abstand zwischen den Regressionsgeraden der verkehrsbedingte Zusatzbeitrag dieser Komponenten an Standort SP 1 abgeschätzt werden. Er beträgt für EC ca. 1,5-2,5 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, für 17 α (H),21 β (H)-30-Norhopan ca. 1,4 – 1,8 ng/m^3 und für Benzol ca. 80 - 120 ng/m^3 . Auch aus den Abständen der Regressionsgeraden für PM₁₀, und NO_x kann der verkehrsbedingte Zusatzbeitrag am Standort SP1 abgeschätzt werden, auch wenn die Regressionsgeraden hier nicht exaktparallel verlaufen. Der verkehrsbedingte Zusatzbetrag an SP1 beträgt nach dieser Abschätzung für PM₁₀ ca. 11-12 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ und für NO_x ca. 70-80 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. (Abbildung 2.4-2 bis Abbildung 2.4-4). Eine Abschätzung des verkehrsbedingten Zusatzbeitrags von Benz[a]pyren am Standort SP1 war aufgrund der geringen Differenz und des nicht parallelen Verlaufs der Regressionsgeraden nur bedingt möglich. Mit ca. 0,1-0,3 ng/m^3 ist dieser lokale Beitrag jedoch relativ klein (Abbildung A.5-35).

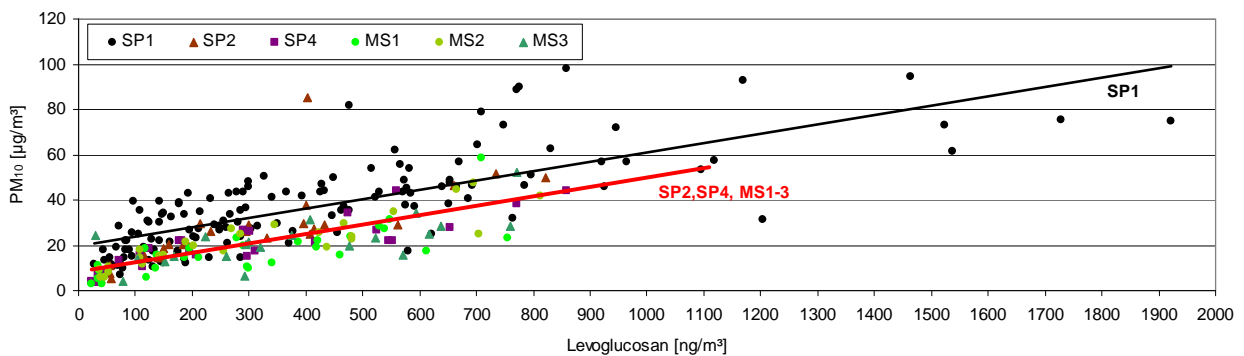


Abbildung 2.4-2: Vergleich der Korrelationen der Konzentrationen von PM₁₀ und Levoglucosan an SP1 (schwarz) und SP2+SP4+MS1+MS2+MS3 (rot)

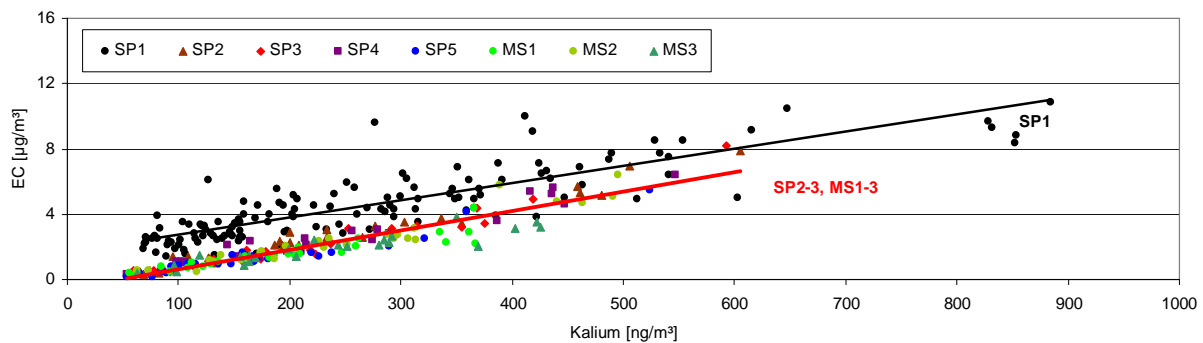


Abbildung 2.4-3: Vergleich der Korrelationen der Konzentrationen von EC und Kalium an SP1 (schwarz) und SP2+SP3+SP4+SP5+MS1+MS2+MS3 (rot)

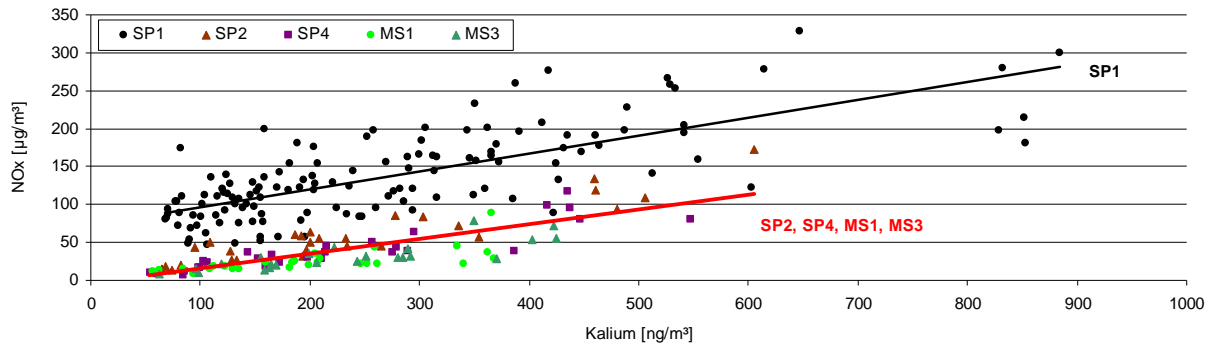


Abbildung 2.4-4: Korrelation der Konzentrationen von NO_x und Levoglucosan an SP1 (schwarz) und SP2+SP4+MS1+MS3 (rot)

Alle gemessenen Parameter weisen mäßige negative Korrelationen mit der Temperatur und der Windgeschwindigkeit auf. Als mögliche Ursachen für die mit sinkender Temperatur steigenden Konzentrationen kommen im Wesentlichen zwei Effekte zu tragen. Zum einen steigen die Emissionen aus den wesentlichen Quellen für die betrachteten Komponenten mit sinkenden Außentemperaturen an. Dies betrifft sowohl die Emissionen aus dem Verkehr, die u. a. durch längere Kaltstartphasen von der Temperatur abhängen, als auch Emissionen aus der Gebäudeheizung, die über den Heizwärmebedarf direkt von der Außentemperatur abhängen. Zum anderen ist die Temperatur mit der Windgeschwindigkeit korreliert ($r = 0,61$). D. h. austauschbare Wetterlagen wurden vermehrt bei geringen Temperaturen festgestellt. Die Windgeschwindigkeit ist neben der Stabilität der atmosphärischen Schichtung und der Mischungsschichthöhe einer der Faktoren, die die Verdünnung von bodennah emittierten Stoffen mit relativ unbelasteter Luft beeinflusst. Hohe Windgeschwindigkeiten bedingen i. d. R. eine gute Verdünnung bodennah emittierter Stoffe.

2.4.2 Anteile der PM₁₀ Immissionen, die auf Partikelemissionen aus der Gebäudeheizung zurückzuführen sind

Berechnung anhand der Kalium-Konzentrationen

Der in Kapitel 2.2.2 berechnete Gehalt von Kalium in Partikelemissionen aus Holzfeuerungen ($c_{K,E}$) kann genutzt werden, um aus den Kalium-Konzentrationen in den Immissionen ($c_{K,I}$) den Anteil von Primärpartikeln aus der Holzverbrennung an den PM₁₀-Immissionen ($c_{PM,Holz}$) zu berechnen.

$$c_{PM,Holz} = \frac{c_{K,I}}{c_{K,E}} \quad (1)$$

Diese Berechnung setzt allerdings voraus, dass die Holzverbrennung die einzige Quelle für Kalium im Umweltaerosol ist. Wie in Kapitel 2.4.1 diskutiert, tragen auch andere Quellen zur Kaliumkonzentration im PM₁₀ bei. Die Höhe dieser Grundbelastung ($c_{K,G}$) kann mit dem Achsenabschnitt der Regressionsgeraden $c_{Lev,I} = f(c_{K,I})$ abgeschätzt werden. Unter Berücksichtigung dieser Grundbelastung kann die Konzentration an PM₁₀, die auf Primärpartikel aus der Holzverbrennung zurückzuführen ist wie folgt berechnet werden:

$$c_{PM,Holz} = \frac{(c_{K,I} - c_{K,G})}{c_{K,E}} \quad (2).$$

Die Grundbelastung der Immissionsproben mit Kalium ist von zahlreichen Faktoren wie Standort, Niederschlagsereignisse, atmosphärische Ausbreitungsbedingungen etc. abhängig und ist daher nicht konstant. In Abhängigkeit von o.g. Faktoren kann sie an einzelnen Tagen höher oder geringer sein als aus der Regressionsgeraden berechnet. Um den Einfluss unterschiedlicher Grundbelastungen auf die berechneten PM₁₀ Immissionskonzentration aus Primärpartikeln der Holzverbrennung abzuschätzen, wurden Rechnungen mit unterschiedlichen Werten für $c_{K,G}$ durchgeführt (Tabelle A.5-15). Die Änderung der Grundbelastung um 10 ng/m³ führt zu einer Änderung des Mittelwerts der PM₁₀-Immissionskonzentration aus Primärpartikeln der Holzverbrennung um ca. 5 %.

Einen wesentlicheren Einfluss auf die errechneten Werte hat die Konzentration von Kalium in den Emissionen. Aufgrund der zahlreichen Annahmen, die in die Berechnung des mittleren Emissionsfaktors für Kalium in Emissionen aus der Holzverbrennung eingehen, muss hierbei mit einer Variationsbreite von ca. ± 50 % ausgegangen werden.

Die im Folgenden dargestellten Berechnungen wurden mit einem Emissionsfaktor für Kalium von 58 ng/μg ± 50 % und einer konstanten Grundbelastung von 73 ng/m³ Kalium in den Immissionen durchgeführt.

In Abbildung 2.4-5 und Abbildung 2.4-6 sind die Verläufe der berechneten PM₁₀ Immissionskonzentrationen aus Partikeln der Holzverbrennung für die beiden am Standort SP1 durchgeführten Messreihen wiedergegeben. In der Heizperiode 2006-2007 waren an diesem Standort im Mittel 2,3 μg/m³ der PM₁₀-Immissionen auf Partikel aus der Holzverbrennung zurückzuführen. Dies entsprach ca. 7,2 % der Immissionen. Die höchste Belastung wurde mit 9,1 μg/m³, entsprechend einem Anteil am PM₁₀ von 12,4 %, am 28. Dezember 2006 gemessen. Der höchste Anteil am PM₁₀ wurde mit 15,5 % am 16. Februar 2007 gemessen (vgl. Abbildung A.5-40). In der Heizperiode 2007-2008 wurden deutlich höhere Konzentrationen von Partikeln aus der Holzverbrennung in den Immissionen gefunden. Der Mittelwert betrug 3,4 μg/m³, entsprechend einem mittleren Anteil am PM₁₀ von 9,2 %. Auch die in diesem Zeitraum gemessenen Maximalwerte lagen mit 14 μg/m³ am 21. Dezember 2007 (11 %) und einem maximalen Anteil am PM₁₀ von 21,8 % am 5. Januar 2008 deutlich über den im vorherigen Winter gemessenen Werten.

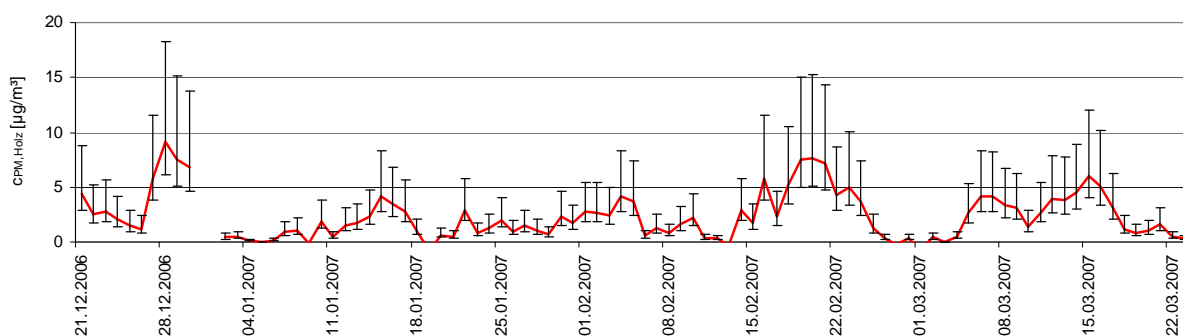


Abbildung 2.4-5: Konzentration der Primärpartikel aus der Holzverbrennung in PM₁₀-Immissionen, Heizperiode 2006-2007, SP1
Berechnet aus der Kalium-Konzentration. Die Fehlerbalken spiegeln die Variationsbreite des Emissionsfaktors für Kalium wieder

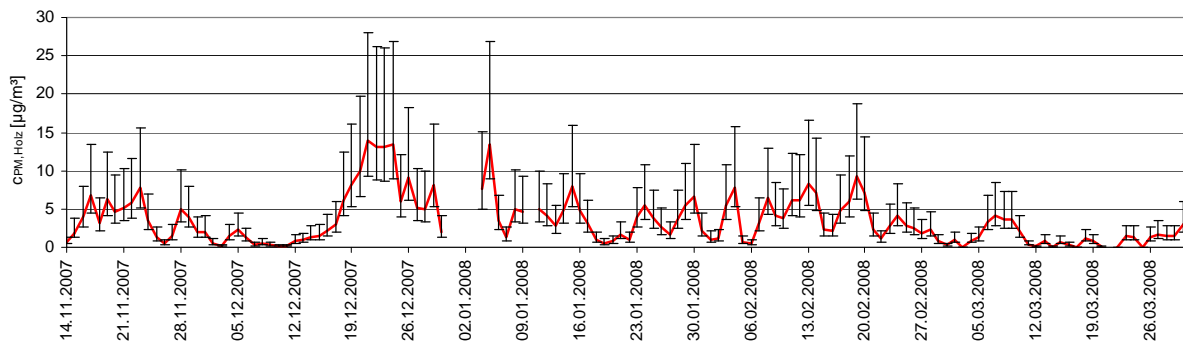


Abbildung 2.4-6: Konzentration der Primärpartikel aus der Holzverbrennung in PM_{10} -Immissionen, Heizperiode 2007-2008, SP1
Berechnet aus der Kalium-Konzentration. Die Fehlerbalken spiegeln die Variationsbreite des Emissionsfaktors für Kalium wieder

Die PM_{10} -Konzentration und die Anteile der unterschiedlichen Quellen an den PM_{10} -Immissionen hängen von vielfältigen Faktoren ab. Ein ganz wesentlicher Einflussfaktor sind die meteorologischen Bedingungen. Einen starken direkten Einfluss haben die bereits diskutierten horizontalen und vertikalen Ausbreitungsbedingungen. Niederschlagsereignisse bzw. lange Trockenheit beeinflussen sowohl die Emissionen (u. a. Aufwirbelung) als auch die atmosphärische Lebensdauer von Partikeln. Die Temperatur hat sowohl direkte (Phasengleichgewicht zwischen Partikel und Gasphase) als auch indirekte (u. a. verstärkte Emissionen aus Gebäudeheizung und Verkehr bei kalter Witterung) Auswirkungen auf PM -Immissionen. Die Quellenstärken von Emissionen können stark variieren und beeinflussen somit ebenso die Immissionskonzentrationen. Dies gilt sowohl für primäre als auch für sekundäre Aerosolpartikel. Besonders starken Einfluss haben sekundäre anorganische Aerosolkomponenten (NH_4NO_3 und $(NH_4)_2SO_4$, vgl. Abbildung A.5-36 und Abbildung A.5-37). Trotz dieser vielfältigen Einflüsse auf PM -Immissionen wurde in beiden Messkampagnen am Standort SP1 eine Tendenz für steigende Anteile von Partikeln aus der Holzfeuerung mit steigender PM_{10} -Konzentration beobachtet (Abbildung 2.4-7). Das heißt, je höher die PM_{10} -Konzentration im Stadtgebiet ist, desto größer ist der Anteil von Partikeln aus Holzfeuerungen. Dieser überproportionale Anstieg ist im Wesentlichen auf die Quellen im Stadtgebiet zurückzuführen. Aufgrund der höheren Bedeutung lokaler Quellen in austauscharmen Wetterlagen lag im Messzeitraum 2007/2008 (14.11.2007-31.03.2008) der Anteil der Partikel aus der Holzverbrennung an der PM_{10} -Konzentration an den 25 Tagen mit einer Überschreitung des zulässigen maximalen Tagesmittelwertes ($50 \mu g/m^3$) mit 11,3 % deutlich höher als im gesamten Messzeitraum (9,2 %).

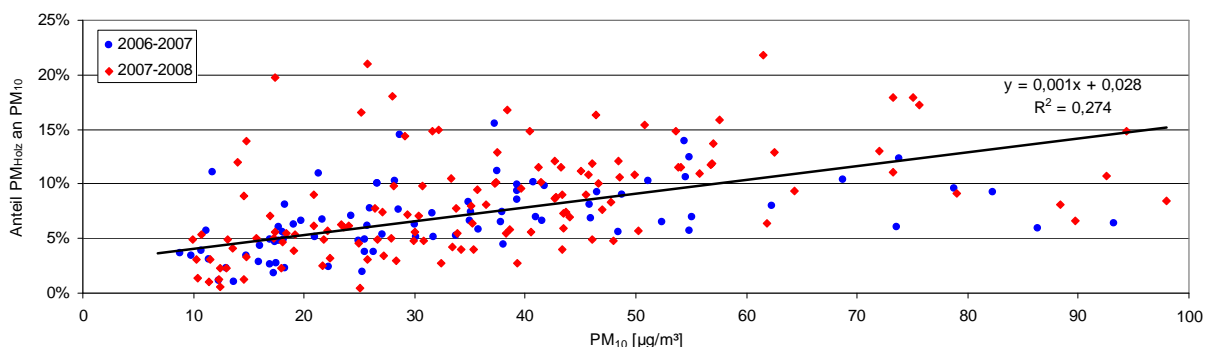


Abbildung 2.4-7: Anteil von Primärpartikeln aus der Holzverbrennung an PM_{10} -Immissionen in Abhängigkeit von der PM_{10} -Immissionskonzentration, Standort SP1

Berechnung anhand der Konzentrationen organischer Tracer

Die in Kapitel 2.4.1 diskutierten Korrelationen zwischen Kalium und spezifischen organischen Tracern für Biomasse- bzw. Holzverbrennung ermöglichen die Berechnung der Anteile der PM_{10} -Immissionen, die auf Partikelemissionen aus der Gebäudeheizung zurückzuführen sind, anhand der Konzentrationen dieser charakteristischen Substanzen. Für die folgenden Berechnungen wurden Levoglucosan (Tracer für Biomasseverbrennung) und Dehydroabietinsäure (spezifischer Tracer für Nadelholzverbrennung) herangezogen.

$$c_{PM, Holz} = \frac{c_{T,I}}{c_{T,E}} \quad (3)$$

Die mittlere Konzentration der organischen Tracer in den Emissionen ($c_{T,E}$) kann aus der Steigung der jeweiligen Regressionsgeraden (b) und der Kaliumkonzentration in den Emissionen ($c_{K,E}$) berechnet werden.

$$c_{T,E} = c_{K,E} \cdot b \quad (4)$$

Damit ergeben sich folgende Emissionsfaktoren für die organischen Tracer: Levoglucosan 126 mg/g, Dehydroabietinsäure 46 mg/g und Dehydroabietinsäuremethylester 2,6 mg/g. In Abbildung 2.4-8 ist der Verlauf der aus den drei Tracern Kalium, Levoglucosan und Dehydroabietinsäure (DHA) berechneten PM_{10} -Immissionskonzentrationen aus Primärpartikeln der Holzverbrennung dargestellt. Wie aufgrund der hohen Korrelationen zu erwarten war, wird der Verlauf anhand der drei berechneten Tracer sehr ähnlich wiedergegeben. Dies spiegelt sich auch in den berechneten Mittelwerten über den Messzeitraum wieder (Tabelle A.5-16). Auffällig ist jedoch der Zeitraum 7. bis 24. Februar in dem die Berechnung aus der DHA-Konzentration deutlich höhere Werte für Partikel aus Holzverbrennung in den Immissionen ergibt, als bei Berechnung aus Levoglucosan oder Kalium. Als Ursache hierfür kommen zum einen verstärkte Emissionen aus der Verbrennung von Nadelholz zur Gebäudeheizung im Stadtgebiet von Augsburg aber auch der verstärkte Eintrag von Luftmassen mit relativ hohen Konzentrationen an DHA in Frage. Die Tage mit den größten Unterschieden für $c_{PM, Holz}$ aus den unterschiedlichen Berechnungen (19. und 24. Februar) weisen relativ hohe Differenzen zwischen den Messwerten im Stadtgebiet (SP1 bis SP4) und den Hintergrundstationen (MS1 bis- MS3 und SP5) auf. Dies ist ein Indiz für im Wesentlichen lokale Einflüsse. Aber auch überregionale Einflüsse z.B. durch Brände könne nicht gänzlich ausgeschlossen werden. So wurden z. B. im Zeitraum vor dem 19. Februar von NASA-Satelliten MODIS mehrerer Brände detektiert (Abbildung A.4-10), die im Bereich der Luftmassenpfade (Trajektorien) lagen, die am 19. Februar in Augsburg endeten (Abbildung A.4-11).

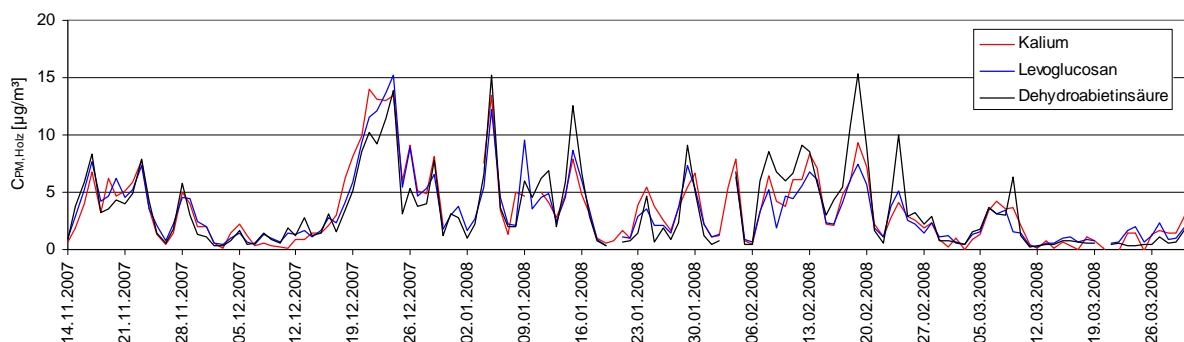


Abbildung 2.4-8: Vergleich der PM_{10} -Immissionskonzentrationen aus Primärpartikeln der Holzverbrennung berechnet aus der Kalium, der Levoglucosan und der Dehydroabietinsäure-Konzentration, Heizperiode 2007-2008, SP1

Berechnungen für die intensiv Messkampagne 13.02. – 12.03.2008, Unterschied zwischen den Messstationen

Wie oben anhand von Messwerten für einzelne Verbindungen diskutiert (Kapitel 2.3.3.2), können die Standorte bezüglich der Belastung mit Partikeln aus der Holzverbrennung grob in drei Gruppen einteilen. Die geringsten Einflüsse wurden mit im Mittel ca. 1,5 µg/m³ in den Proben vom Hotelurm (SP5) festgestellt (Tabelle 2.4-3). Die höchsten Konzentrationen von Partikeln aus Holzfeuerungen wurden i. d. R. in dem Wohngebiet mit relativ hoher Dichte von Feststofffeuerungen gefunden. Die dort errechneten Maximalwerte lagen in den austauscharmen Perioden mit bis zu 9 µg/m³ ca. 50 % über den Werten im übrigen Stadtgebiet (Abbildung 2.4-9), sodass für den Zeitraum um den 19.02.2008, bei dem es zu einem Messgeräteausfall am Standort SP3 kam, dort Spitzenwerte von bis zu 15 µg/m³ angenommen werden können. In den Phasen guter atmosphärischer Durchmischung wurden an allen Messstellen sehr ähnliche Grundbelastungen von weniger als 0,5 µg/m³ Partikel aus der Holzfeuerung gefunden.

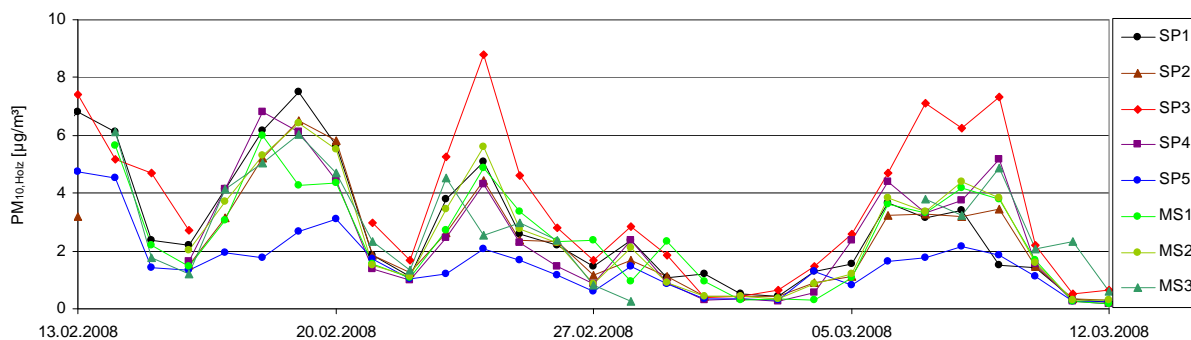


Abbildung 2.4-9: Immissionskonzentrationen an Primärpartikeln der Holzverbrennung im PM₁₀ in der Heizperiode 2007-2008, alle Messstellen
Berechnet aus der Levoglucosan-Konzentration. SP3: Ausfall der Probenahme 17.02.-20.02., MS3: Ausfall der Probenahme 29.02.-06.03.

Tabelle 2.4-3: Immissionskonzentrationen von PM₁₀ aus Holzfeuerung, 13.02.-12.03.2008
Berechnet aus den Konzentrationen von Levoglucosan

Standort	Konzentration [µg/m³]			Anteil [%] am gesamten PM ₁₀		
	Mittelwert	Minimum	Maximum	Mittelwert	Minimum	Maximum
SP1	2,89	0,35	7,49	6,2	1,9	11,1
SP2	2,30	0,32	6,51	8,7	4,0	15,4
SP3*	3,30	0,39	8,80	-	-	-
SP4	2,41	0,19	6,82	10,4	3,8	19,8
SP5	1,45	0,24	4,54	-	-	-
MS1	2,45	0,18	5,98	13,7	2,6	27,9
MS2	2,48	0,30	6,44	9,7	0,0	22,5
MS3**	3,00	0,24	6,11	14,5	1,0	35,6

*: Ausfall der Probenahme 17.02.-20.02.,

** : Ausfall der Probenahme 29.02.-06.03

Die beiden wesentlichen Faktoren, welche die an den jeweiligen Standorte beobachteten Konzentrationen beeinflussen, sind zum Einen die Anzahl von Feuerungen im Bereich nahe dem jeweiligen Messpunkt und

zum Anderen die meteorologischen Ausbreitungsbedingungen. Der Einfluss der Quelldichte wird in Kapitel 2.5.3 eingehend diskutiert. Die meteorologischen Ausbreitungsbedingungen können genutzt werden, um die Einflüsse unterschiedlicher Quellregionen auf die jeweils beobachteten Immissionen abzuschätzen.

Da im Rahmen des Projektes keine Messungen an einem emissionsfernen Standort vorgesehen waren, können keine eindeutigen Aussagen zu den überregionalen Hintergrundkonzentrationen von Aerosolen aus der Holzverbrennung gemacht werden. In den Phasen mit stabiler atmosphärischer Schichtung (gleichbedeutend mit geringem vertikalem Luftaustausch) oder Mischungsschichthöhen unterhalb der Probenahmestelle in ca. 100 m Höhe können jedoch die Messwerte vom Hotelturn als gute Näherung für überregionale Hintergrundkonzentrationen herangezogen werden. Die Differenz aus der Immissionskonzentration an den Messstationen am Boden und den Messwerten in 100 m Höhe kann als die Summe der Konzentrationen aus dem städtischen Hintergrund und den lokalen Einflüssen betrachtet werden. Dabei muss beachtet werden, dass keine der auf dem Hotelturn gewonnenen Tagesproben gänzlich unbeeinflusst von den Emissionen im Stadtgebiet oder Umland von Augsburg war. In Abbildung 2.4-10 sind die Verläufe der auf diese Weise berechneten Konzentrationen von Partikeln im Stadtgebiet von Augsburg dargestellt. Die um den überregionalen Hintergrund bereinigten Konzentrationen liegen in den austauscharmen Perioden im Bereich von 3 bis 5,5 $\mu\text{g}/\text{m}^3$.

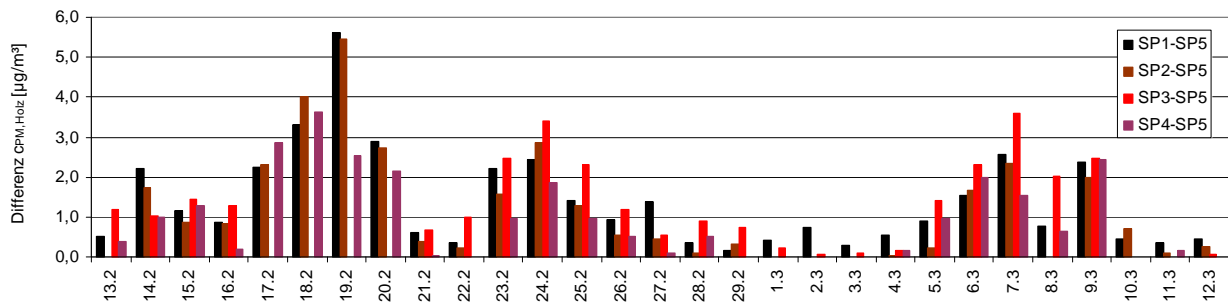


Abbildung 2.4-10: Differenz der Immissionskonzentration von Primärpartikeln aus Holzverbrennung im Stadtgebiet abzüglich den Konzentrationen an der Hintergrundstation in 100 m Höhe (SP5)

Die Berechnung für die Stationen im regionalen Hintergrund (MS1, MS2 und MS3) verdeutlicht den Einfluss lokaler Quellen und der Windverhältnisse auf die beobachteten Messergebnisse. In Abbildung 2.4-11 sind die Differenzen der Immissionskonzentration von Primärpartikeln aus Holzverbrennung an den Stationen nahe der Stadt abzüglich den Konzentrationen an der Hintergrundstation in 100 m Höhe dargestellt. Die Differenz ergibt Werte nahe Null, wenn beide Stationen von lokalen Quellen weitgehend unbeeinflusst oder aber in ähnlichem Ausmaß beeinflusst sind. Während austauscharmer Wetterlagen wurden deutliche Unterschiede zwischen den Messwerten am Boden im regionalen Hintergrund und in 100 m Höhe gefunden. Dies ist ein Beleg dafür, dass an den Stationen im regionalen Hintergrund während der austauscharmen Wetterlagen signifikante Einflüsse von lokalen und ggf. regionalen Quellen erfasst wurden.

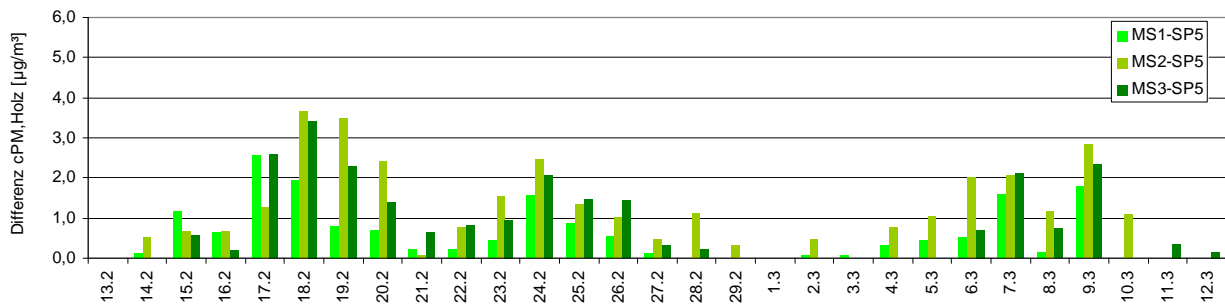


Abbildung 2.4-11: Differenz der Immissionskonzentration von Primärpartikeln aus Holzverbrennung an den Stationen nahe der Stadt abzüglich den Konzentrationen an der Hintergrundstation in 100 m Höhe (SP5)

Welche Quellregion den jeweiligen Standort beeinflusst hängt ganz wesentlich von der jeweiligen Windrichtung ab. An Tagen, an denen die jeweilige Messstation zumindest zeitweise in Lee der Stadt Augsburg oder einer in der Nähe befindlichen Ortschaft lag, wurden an den Stationen im regionalen Hintergrund relativ hohe Konzentrationen gefunden. Die zur Charakterisierung des regionalen Hintergrunds ausgewählten Standorte eignen sich demnach i. d. R. nicht zur Charakterisierung der Hintergrundbelastung. Hierfür können wie oben ausgeführt die Ergebnisse der Messung in 100 m Höhe herangezogen werden. Abbildung 2.4-12 verdeutlicht diese Zusammenhänge noch einmal. Dargestellt sind die am verkehrsbezogenen Standort SP1 gemessenen Immissionskonzentration von Primärpartikeln aus Holzverbrennung und die Differenzbeträge zwischen dieser Station und den „Hintergrundstationen“. Der Verlauf der um die Hintergrundkonzentration bereinigten Konzentration (SP1-SP5) verdeutlicht den oben diskutierten überproportionalen Anstieg der Belastung mit Partikeln aus Holzverbrennung im Stadtgebiet in austauscharmen Wetterlagen. Zieht man hingegen die an den Stationen MS1 bis MS3 gemessenen Werte, die z. T. erheblich lokal beeinflusst sind, von den Werten an SP1 ab, werden deutlich geringere Differenzen erhalten.

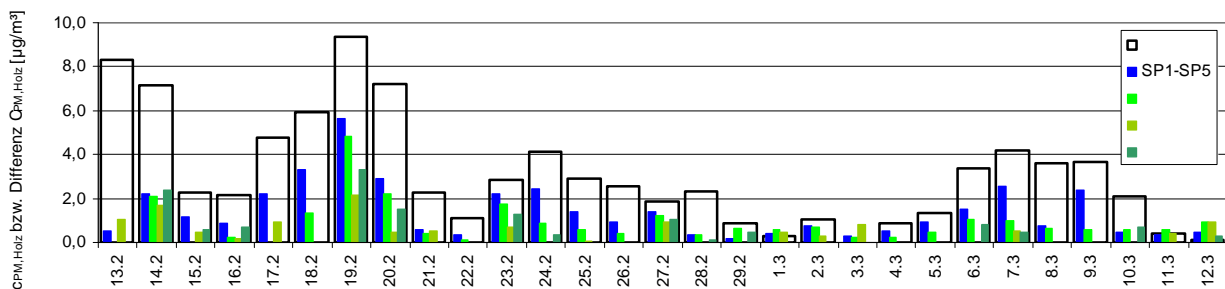


Abbildung 2.4-12: Immissionskonzentration von Primärpartikeln aus Holzverbrennung im PM10 am Standort SP1 und Differenzen zu den Konzentrationen an den Hintergrundstationen

An der Messstation im Wohngebiet im Nordwesten von Augsburg (SP3) wurden in der Regel höhere Konzentrationen an Partikeln aus Holzverbrennung als an den übrigen Stationen im Stadtgebiet (SP1, SP2 und SP4) gefunden. Die Differenz der Konzentrationen zwischen SP3 und den übrigen Stationen im Stadtgebiet kann als lokale Zusatzbelastung im Wohngebiet betrachtet werden (Abbildung 2.4-13). Während austauscharmer Wetterlagen beträgt diese Zusatzbelastung ca. 50 % der gefundenen Gesamtzusatzbelastung durch Holzfeuerungen.

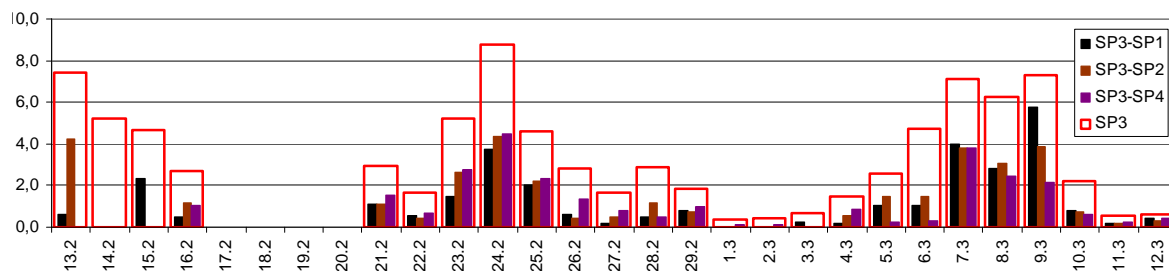


Abbildung 2.4-13: Immissionskonzentration von Primärpartikeln aus Holzverbrennung im PM_{10} am Standort SP3 und Differenzen zu den Konzentrationen im übrigen Stadtgebiet
Ausfall der Probenahme am Standort SP3 17.02.-20.02

Ergebnisse der Messungen mit 3 h Zeitauflösung

Die oben (Kapitel 2.3.3.3) diskutierten Konzentrationsverläufe resultieren in z. T. sehr hohen Konzentrationen von Partikeln aus Holzverbrennung in Nächten mit schlechten Austauschbedingungen. Spitzenkonzentrationen aus Partikeln der Holzverbrennung von z. T. über $17 \mu\text{g}/\text{m}^3$ wurden jeweils im Zeitraum 21 Uhr bis Mitternacht beobachtet. Die höchsten Anteile an den PM_{10} -Immissionen wurden mit bis zu 25 % im Zeitraum zwischen 3 und 6 Uhr gefunden (Abbildung A.5-43). Die mittleren Konzentrationen an Partikeln aus Holzverbrennung lagen in den austauscharmen Nächten (18:00 bis 06:00 Uhr) bei bis zu $14 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

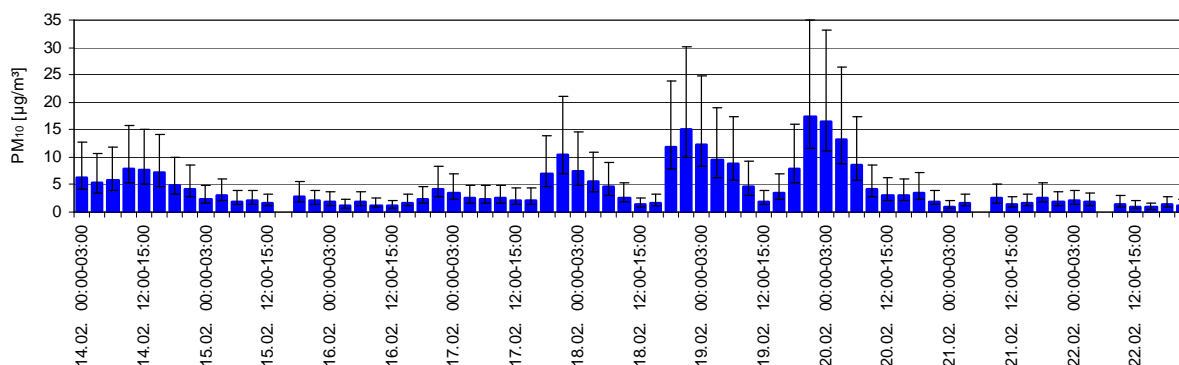


Abbildung 2.4-14: Verlauf der PM_{10} -Konzentration aus Primärpartikeln der Holzverbrennung in der Messkampagne 13.02.-22.02.2008, 3h Mittelwerte, SP1
Berechnet aus der Levoglucosan-Konzentration. Die Fehlerbalken geben den erwarteten Bereich für mittlere Levoglucosan-Konzentrationen in den Emissionen von 6,3 bis 18,9 % wieder

Messergebnisse von Probenahmen des LfU aus dem Jahr 2004

Anhand der Konzentrationen von Kalium in den Immissionsproben können auch aus zurückliegenden Messungen die Konzentrationen von Primärpartikeln aus Holzverbrennung abgeschätzt werden. Im Jahr 2004 hat das LfU an mehreren Stationen PM_{10} -Proben genommen, aus denen 14-Tages-Mischproben gebildet und auf Elementkonzentrationen untersucht wurden. Für die Elementanalytik wurden jeweils Proben vom 1. bis 15. und 16. bis 30. (bzw. 28. oder 31.) des jeweiligen Monats zusammengeführt. Die PM_{10} -Konzentration weist an allen Standorten einen ausgeprägten Gang mit Maximalkonzentrationen im Winter und Sommer und Minimalkonzentrationen im Frühjahr und Herbst auf (Abbildung 2.4-15). Der Verlauf der Kalium-Konzentration folgt mit Ausnahme der o. g. Tage Anfang des Jahres im Wesentlichen der PM_{10} -Konzentration (Abbildung A.5-44). Dies drückt sich in einem relativ konstanten Verhältnis von

PM₁₀ zu Kalium aus. Eine Ausnahme war selbstverständlich der Messzeitraum um den Jahreswechsel, der, durch das Neujahrsfeuerwerk verursacht, sehr hohe Kaliumkonzentrationen in den Proben aufwies.

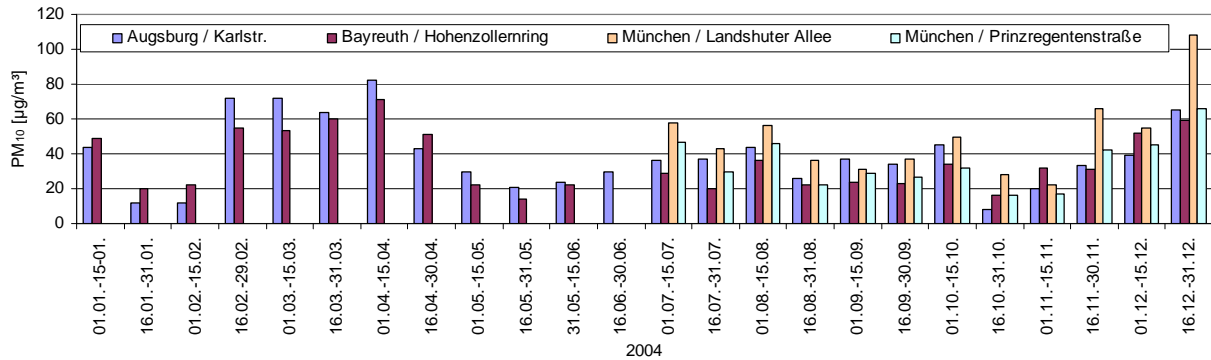


Abbildung 2.4-15: Verlauf der PM₁₀-Konzentration an LÜB Stationen in 2004

Für die Berechnung des Anteils des PM₁₀ aus Partikeln der Holzverbrennung wurden die auf Seite 42 für die Heizperiode in Augsburg festgelegten Werte für die Konzentration von Kalium in Emissionen (58 ng/µg) und die Kalium-Grundbelastung (73 ng/m³) angenommen. Es kann aber davon ausgegangen werden, dass die Grundbelastung mit Kalium nicht konstant ist. So muss z. B. in Sommer bis Herbst mit einem verstärkten Eintrag von Kalium aus Aufwirbelung und biologischen Material (z.B. Pflanzenabrieb) gerechnet werden. Die mit einer Kalium-Grundbelastung von 73 ng/m³ berechneten Werte für Partikel aus der Holzverbrennung sind daher für den Zeitraum von Ende ca. Mai bis September sicherlich signifikant zu hoch. Für die Zeiträume 16. Januar bis Ende März und November bis Dezember kann davon ausgegangen werden, dass ähnliche Hintergrundkonzentrationen wie in den Untersuchungszeiträumen vorlagen. Die somit berechneten Immissionskonzentrationen für Partikel aus Holzverbrennung können für diesen Zeitraum als repräsentativ angesehen werden. Die Mittelwerte der PM₁₀-Zusatzbelastung mit Primärpartikeln aus Holzverbrennung betragen für diesen Zeitraum am Standort Augsburg Karlstraße 3,4 µg/m³ und Bayreuth Hohenzollertring 2,7 µg/m³. In München betrug der Mittelwert in den Proben vom November und Dezember 2,1 µg/m³ an der Landshuter Allee und 2,2 µg/m³ an der Prinzregentenstraße. In Augsburg und Bayreuth wurden mit im Mittel 1,7 bzw. 1,4 µg/m³ in diesem Zeitraum am Ende der Messperiode niedrigere Werte gefunden.

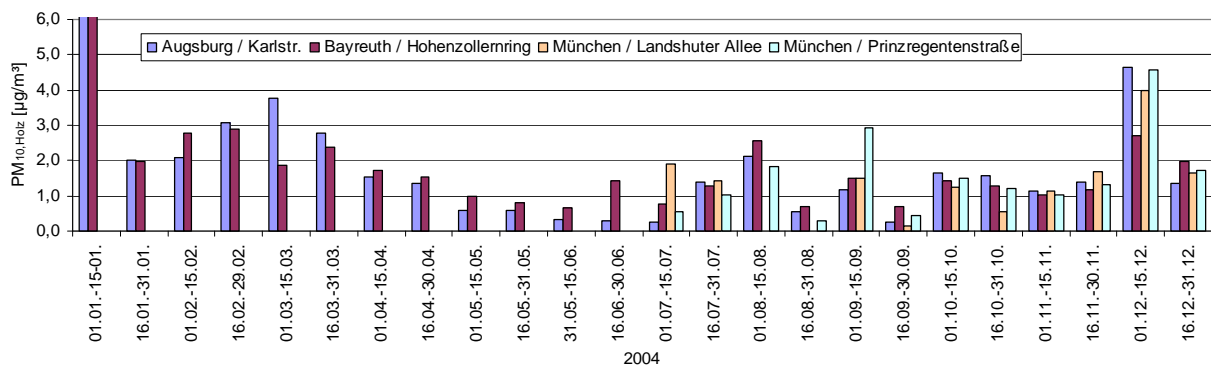


Abbildung 2.4-16: Verlauf der Konzentration von Primärpartikeln aus Holzverbrennung an LÜB Stationen in 2004

Berechnung aus der Kalium-Konzentration unter der Annahme einer konstanten Kalium-Hintergrundbelastung von 73 ng/m³

Die Immissionskonzentrationen aller Tracer für Biomasse- bzw. Holzverbrennung waren untereinander hochsignifikant oder signifikant korreliert. Die höchste Korrelation wurde für das aus der Pyrolyse von Cellulose stammende Levoglucosan und Kalium gefunden. Auch die im Wesentlichen aus Nadelholzverbrennung stammenden Substanzen waren hoch mit Levoglucosan und Kalium korreliert. Der Vergleich der Regressionsgeraden, die für den verkehrsbezogenen Standort (LÜB Station Königsplatz, SP1) bestimmt wurden, mit denen der übrigen Stationen, zeigte für Substanzen, die zum großen Teil aus Verkehrsemissionen stammen, nahezu parallele Verläufe. Aus dem Abstand kann der verkehrsbedingte Zusatzbeitrag am Standort SP 1 (LÜB-Station Königsplatz) abgeschätzt werden. Er beträgt z. B. für EC ca. 1,5 - 2,5 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ und für Benzol ca. 80 - 120 ng/m^3 .

Anhand der aus den Emissionsmessungen bekannten mittleren Gehalte von Kalium in Partikelemissionen aus der Holzverbrennung und der Korrelationen der Kaliumkonzentration mit Konzentrationen organischer Tracer in den Immissionsproben wurden die Anteile an Partikeln aus Holzverbrennung an den PM_{10} -Immissionen berechnet. In der besonders milden Heizperiode 2006-2007 waren an Standort SP1 im Mittel 2,3 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ der PM_{10} Immissionen auf Partikel aus der Holzverbrennung zurückzuführen. Dies entsprach ca. 7,2 % der Immissionen. In der Heizperiode 2007-2008 wurden deutlich höhere Konzentrationen von Partikeln aus der Holzverbrennung in den Immissionen gefunden. Der Mittelwert betrug 3,4 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, entsprechend einem mittleren Anteil am PM_{10} von 9,2 %. Die höchsten Konzentrationen wurden während austauscharmer Wetterlagen gefunden. Dabei wurde ein überproportionaler Einfluss lokaler Quellen festgestellt. Das heißt, je höher die PM_{10} -Konzentration im Stadtgebiet ist, desto größer ist der Anteil von Partikeln aus Holzfeuerungen.

Die geringsten Einflüsse wurden mit im Mittel ca. 1,5 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ in den Proben aus 100 m Höhe (Hotel-turm) festgestellt. Die hier gemessenen Hintergrund-Konzentrationen von Partikeln aus Holzfeuerung im PM_{10} lagen in austauscharmen Perioden 3 bis 5,5 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ unter den Konzentrationen im übrigen Stadtgebiet. Die höchsten Konzentrationen von Partikeln aus Holzfeuerungen wurden i. d. R. in dem Wohngebiet mit relativ hoher Dichte von Feststofffeuerungen gefunden. Die errechneten Maximalwerte von bis zu 9 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ lagen in den austauscharmen Perioden 50 % über den Werten im übrigen Stadtgebiet. Die Messungen mit 3 h Zeitauflösung ergaben sehr hohe Konzentrationen von Partikeln aus Holzverbrennung in Nächten mit schlechten Austauschbedingungen. Spitzenkonzentrationen von über 17 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ wurden jeweils im Zeitraum von 21 Uhr bis Mitternacht beobachtet. Die höchsten Anteile an den PM_{10} -Immissionen wurden mit bis zu 25 % in den Stunden zwischen 3 und 6 Uhr gefunden.

2.5 Ausbreitungsrechnung

Die Messung der Luftqualität an verschiedenen charakterisierten Stellen in der Stadt liefert belastbare Daten, die jedoch nur punktuell Aufschluss geben. Mit Hilfe von Ausbreitungssimulationen können auch für Orte zwischen den Messstationen und für ganze Bereiche der Stadt Informationen gewonnen werden.

Es wurde untersucht, ob die im Projekt erhobenen Daten ausreichen, um eine Abschätzung der Feinstaub-Zusatzbelastung durch Emissionen aus der Gebäudeheizung auf Basis von Ausbreitungsrechnungen vorzunehmen. Dazu wurde geprüft, in wie weit an einzelnen Stationen gemessene Immissionskonzentrationen durch die Ausbreitungsrechnungen bestätigt werden können. Durch Addition mit der Hintergrundbelastung (aus Luv- und Lee-Messungen) kann die Immissions-Gesamtzusatzbelastung berechnet werden.

Mit dem Ausbreitungsprogramm LASAT (Version 3.0.9) [Janicke 2004] wurden Ausbreitungsrechnungen für das gesamte Stadtgebiet Augsburg (Rechengitter-Auflösung 128 m) sowie für zwei kleinräumige Gebiete (Rechengitter-Auflösung 8 m) durchgeführt. Es wurden zwei meteorologische Zeitreihen (DWD und LfU) sowie zwei verschiedene Emissionsmodelle verwendet.

Bei der Beurteilung der Ergebnisse muss berücksichtigt werden, dass Ausbreitungsrechnungen gewissen Restriktionen (Computerleistung, Rechendauer etc.) unterliegen, die eine Vielzahl von Annahmen und Vereinfachungen erforderlich machen.

2.5.1 Rechengebiete

Die Ausbreitungsrechnungen wurden für drei Rechengebiete durchgeführt, die in Abbildung 2.5-1 als schwarze Rechtecke dargestellt sind.

2.5.1.1 Augsburg

Das Stadtgebiet von Augsburg wurde in ein Rechteck (16,5 km x 25,6 km) einbeschrieben (Abbildung 2.5-1). Dieses Rechengebiet hat eine Rechengitterauflösung von 128 m und besteht aus 129 x 200 Zellen. Für die Windfeldberechnung wurde das digitale Geländemodell, nicht jedoch die Bebauung berücksichtigt. Zur Abbildung der städtischen Bebauung wurde eine Rauigkeitslänge von $z_0 = 1,5$ m angesetzt. Die Emissionsquellen wurden als Rasterquellen (Volumenquellen (8 m x 8 m x 1 m), 1 m über der geometrischen Mitte jeden Wohngebäudes) implementiert (Abschnitt 2.5.3.2).

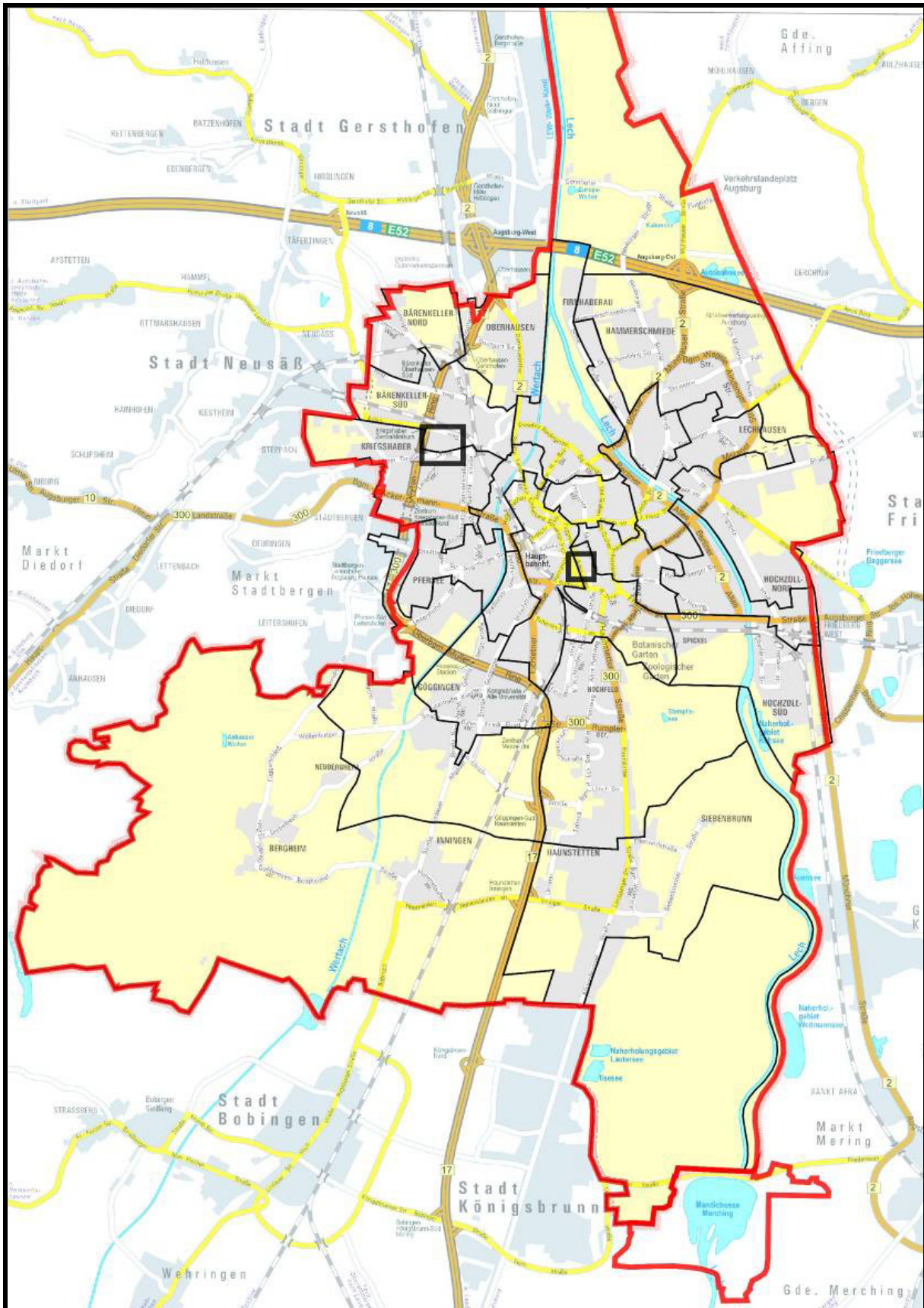


Abbildung 2.5-1: Rechengebiete Augsburg gesamt und Teilrechengebiete Wohngebiet und Königsplatz;
 rot: Stadtgrenze, schwarz: Kehrbezirksgrenzen
 schwarze Rechtecke: Teilrechengebiete

2.5.1.2 Teilrechengebiete Königsplatz und Wohngebiet

Innerhalb des Rechengebietes Augsburg wurden um den Königsplatz sowie um ein Wohngebiet zwei Detail-Rechengebiete aufgespannt, deren Rechengitterauflösung jeweils 8 m beträgt.

Das Rechengebiet Königsplatz (640 m x 640 m) besteht aus 80 x 80 Zellen und liegt über 5 x 5 Zellen des 128 m-Rechengitters.

Das Rechengebiet Wohngebiet (896 m x 768 m) besteht aus 112 x 96 Zellen und liegt über 7 x 6 Zellen des 128 m-Rechengitters.

Innerhalb der Detail-Rechengebiete wurde die Bebauung bei der Windfeldberechnung berücksichtigt. Die im Vektor-Format vorliegenden Gebäudeumrisse (Flächennutzungsplan der Stadt Augsburg [FNP Augsburg 1995]) wurden in quaderförmige Blöcke (im 8 m-Raster) transformiert (Abbildung 2.5-2). Sofern mehr als 40 % der Grundfläche einer Rechenzelle des Rechengitters bebaut ist, wurde die gesamte Rechenzelle als bebaut definiert. Als Höhe der Bebauung wurde die mittlere Gebäudehöhe aller Gebäude innerhalb der Rechenzelle verwendet. Diese Vorgehensweise lieferte die sinnvollste Gebäudemodellierung, bei der Gebäude und Straßenzüge noch gut abgebildet werden und die Rechendauer noch vertretbar ist.



Abbildung 2.5-2: Grundrisse der Gebäude in Vektordarstellung (schwarz) und gerastert (grün) mit den Emissionsquellen des statistischen Emissionsquellenmodells (blau)

2.5.2 Meteorologie

Das Ausbreitungsverhalten freigesetzter Luftschadstoffe wird maßgeblich durch die Windrichtungs- und Windgeschwindigkeitsverteilung sowie durch die Stabilität (vertikale Temperaturschichtung) bestimmt. Dabei kennzeichnet die Windverteilung die horizontalen Austauschbedingungen, während die Stabilität den vertikalen Austausch bestimmt. Die Mischungsschichthöhe gibt die Obergrenze des durchmischten Bereiches an.

Für die Ausbreitungsrechnung liegen meteorologische Zeitreihen (AKTerm) zugrunde. Neben der Angabe des Standorts enthalten AKTerms für jede Stunde des Modelljahres u. A. die Windrichtung, Windgeschwindigkeit und Ausbreitungsklasse. Ausbreitungsklassen dienen der Beschreibung des Zustandes der atmosphärischen Grenzschicht [[LfU 2007](#)].

Die meteorologischen Verhältnisse werden über ein mathematisches Windfeldmodell abgebildet. Als Ausgangspunkt dienen gemessene Wetterdaten des Betrachtungszeitraums (15.10.2007 bis 31.3.2008):

Windgeschwindigkeit, -richtung und Stabilität der vertikalen Luftschichtung (angegeben in Stabilitätsklassen nach Klug und Manier).

Daraus wird ein in sich geschlossenes Windfeld für das Untersuchungsgebiet berechnet. Es folgt der vorgegebenen geographischen Höhenstruktur des Rechengebiets, der Struktur der Bebauung (Häuser als Hindernisse, Lücken zwischen Häusern) und bildet die erhöhten Turbulenzen und Wirbelbildung im Wind abgewandten Bereich (Lee) der Häuser durch ein vereinfachendes Modell ab.

Wird die Maschenweite des Rechengitters wesentlich kleiner gewählt als die charakteristischen Abmaße der Bebauung – mit 8 m Auflösung ist dies in den Teilrechengebieten der Rechnungen als Grenzfall erreicht -, so können Gebäude in der Rechnung abgebildet werden. Bei größeren Maschenweiten werden die Bebauung sowie Bodenstrukturen wie Wälder, industriell oder landwirtschaftlich genutzte Fläche etc. durch eine mittlere Rauigkeitslänge angegeben. Sie beschreibt das Ablöseverhalten der Strömung vom Boden beim Überströmen eines Hindernisses.

Die leeseitigen Turbulenzen werden über ein Analogie-Modell für jedes einzelne Gebäude angenähert. Bei dichter städtischer Bebauung wird die gegenseitige Beeinflussung der Rückstromgebiete hinter verschiedenen Gebäuden nicht korrekt modelliert. Dennoch wird eine mehr als hinreichende Genauigkeit erreicht. Die wesentlichen kleinskaligen Ausbreitungspfade und Durchmischungsgebiete werden wiedergegeben.

Vom DWD liegt für den Untersuchungszeitraum (01.10.2007 bis 31.03.2008) eine AKTerm für den Standort Augsburg Flughafen (Mühlhausen) vor. Insbesondere am Flughafen auftretende Winde aus südöstlicher Richtung mit niedrigen Geschwindigkeiten traten in der Stadt Augsburg jedoch nicht auf. Zum Vergleich der Ergebnisse der Ausbreitungsrechnung wurde aus dieser DWD-AKTerm eine meteorologische Zeitreihe erstellt, die neben den vom DWD ermittelten Ausbreitungsklassen Wetterdaten des LfU Augsburg (Windrichtung und Windgeschwindigkeit) enthält. Diese LfU-AKTerm repräsentiert die für das Stadtgebiet gültige Meteorologie hinsichtlich der Ausbreitungsbedingungen für Feinstaub besser. Leider gab es bei der LfU-Wetterstation einige Datenlücken, die durch Daten der DWD-AKTerm gefüllt wurden.

2.5.3 Emissionsmodellierung

2.5.3.1 Nutzungsprofile für Einzelraumfeuerungen

Für Einzelraumfeuerungsanlagen für feste Brennstoffe wurde ein realitätsnahes Emissionsverhalten angenommen. Dazu wurden die wenigen zur Verfügung stehenden Informationen sowie eigene Erfahrungen und Überlegungen herangezogen.

Zur Abschätzung des Emissionsaufkommens wurde auf die Erfahrungen der Kaminkehrerinnung zurückgegriffen. Demnach beträgt die zwischen zwei Kehrterminen verbrauchte Brennholzmenge bei Einzelraumfeuerungsanlagen für feste Brennstoffe ca. 2 bis 3 Ster Holz. Aus [Struschka 2003, 2008] sowie den eigenen Emissionsmessergebnissen (Kapitel 2.2) wurde der Emissionsfaktor für Feinstaub PM_{10} in Höhe von 120 mg/MJ abgeleitet.

Jeder Kehrhäufigkeit (Kehrungen pro Jahr) wurde ein gedachter Nutzungstyp zugeordnet und ein Nutzungsprofil für eine Woche definiert, das sich jede Woche wiederholt. Feiertage oder Ferien wurden im Modell nicht berücksichtigt. Folgende Nutzungstypen wurden definiert:

Kehrhäufigkeit 1: Wochenend-Zusatzheizung

- Die Feuerung wird unabhängig von der Außentemperatur ausschließlich in Volllast (10 kW) betrieben.
- Montag bis Donnerstag kein Feuerungsbetrieb.
- Betrieb der Feuerung am Freitag 18 bis 22 Uhr, Samstag und Sonntag von 16 bis 22 Uhr.

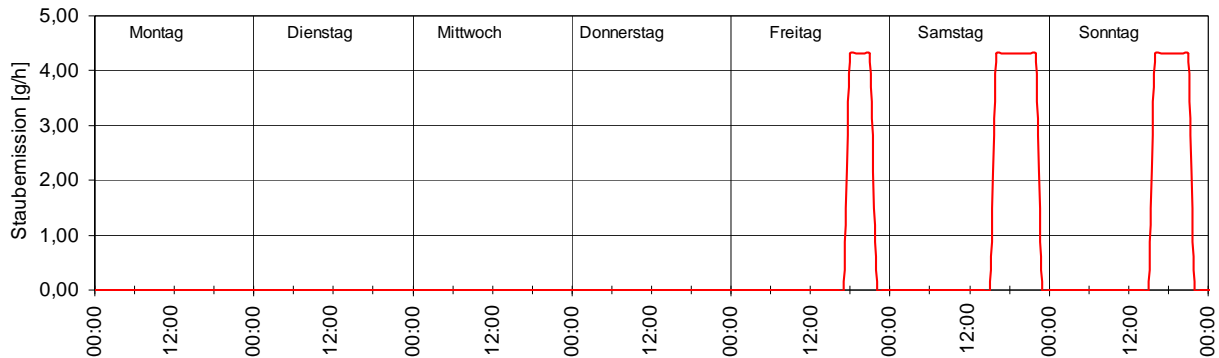


Abbildung 2.5-3: Emissionszeitreihe für Nutzertyp „Wochenend-Zusatzheizung“

Kehrhäufigkeit 2: Abend-Zusatzheizung

- Die Feuerung wird unabhängig von der Außentemperatur ausschließlich in Volllast (8 kW) betrieben.
- Die Feuerung wird abends „nach Feierabend“ u. A. zum Einsparen von Heizkosten zusätzlich zu einer Öl- oder Gasheizung betrieben.
- Betrieb Montag bis Donnerstag 17 bis 22 Uhr, Freitag bis Sonntag 16 bis 22 Uhr.

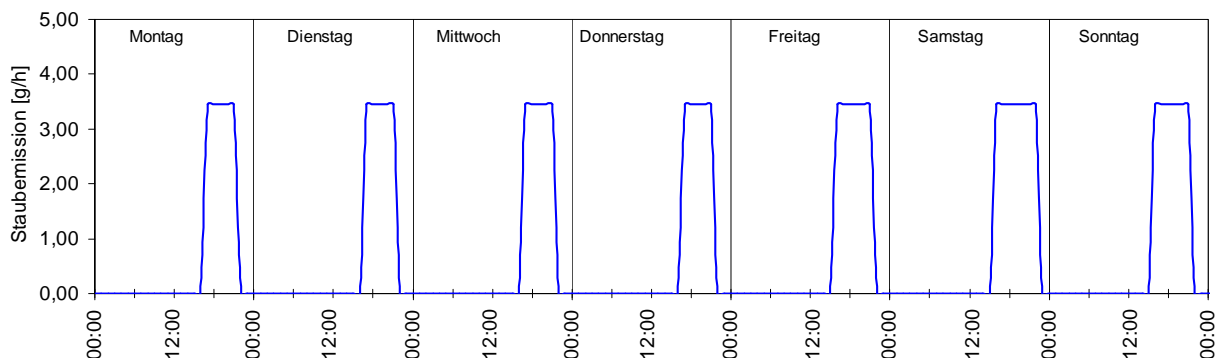


Abbildung 2.5-4: Emissionszeitreihe für Nutzertyp „Abend-Zusatzheizung“

Kehrhäufigkeit 3 und 4: Vollzeitheizung

- Das Gebäude wird ausschließlich durch die Holzfeuerung beheizt. Deswegen wird sie täglich betrieben.
- Der Nutzer hat viel Erfahrung im Betrieb seiner Anlage und heizt der Außentemperatur entsprechend.
- Über +15°C Außentemperatur wird die Feuerungsanlage nicht betrieben, unter -7,5°C wird die Feuerung in Volllast (7 kW) betrieben.
- Zwischen +15°C und -7,5°C Außentemperatur erhöht sich der Lastanteil linear mit fallender Temperatur.
- Betrieb Montag bis Freitag 7 bis 22 Uhr, Samstag und Sonntag 8 bis 22 Uhr.
- Nachmittags zwischen 12 bis 16 Uhr wird die Heizleistung des temperaturabhängigen Lastniveaus an allen Tagen um 25 % reduziert.

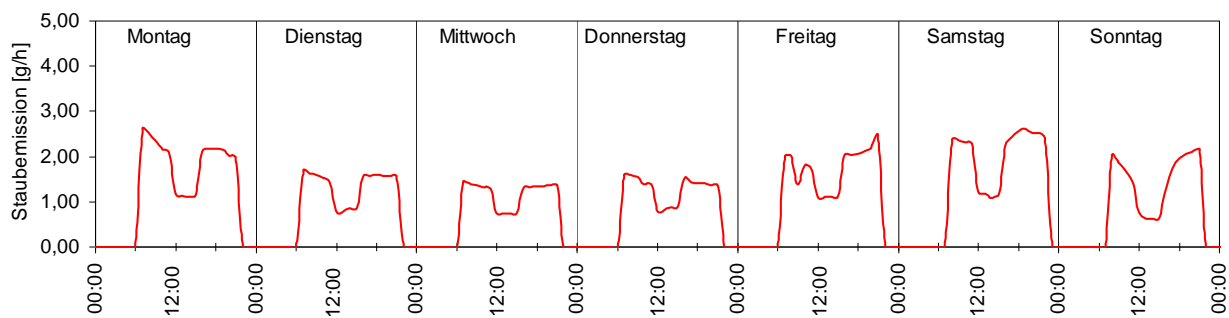


Abbildung 2.5-5: Emissionszeitreihe für Nutzertyp „Vollzeitheizung“

2.5.3.2 Statistisches Quellenmodell Stadtgebiet Augsburg

Für jeden Kehrbezirk im Stadtgebiet von Augsburg liegen Daten über die Häufigkeit der an den Feuerungen vom Schornsteinfeger durchgeführten Kehrungen (1 bis 4 Kehrtermine pro Jahr) vor. Daraus wurde für jeden Kehrbezirk die Anzahl der nach den drei verschiedenen Nutzertypen (Abschnitt 2.5.3.1) betriebenen Feuerungen ermittelt.

Durch Multiplikation dieser Anzahl mit der jeweiligen nutzertypspezifischen Emissionszeitreihe und Summation der so berechneten Zeitreihen wurde eine Gesamtemissionszeitreihe je Kehrbezirk ermittelt (Gleichung 5, Abbildung 2.5-6 bis Abbildung 2.5-8).

$$E(t) = \sum_{KH=1}^4 E_{spec} * Z_{KH}(t, \vartheta) * n_{KH} \quad (5)$$

E_{spec} : Spezifischer Emissionsfaktor (für Feinstaub PM_{10} : 120 mg/MJ)

Z_{KH} : nutzertypspezifische bzw. kehrhäufigkeitsspezifische Zeitreihe (abhängig von Zeit und Außentemperatur)

n_{KH} : Anzahl an Feuerungen im Kehrbezirk mit der Kehrhäufigkeit KH

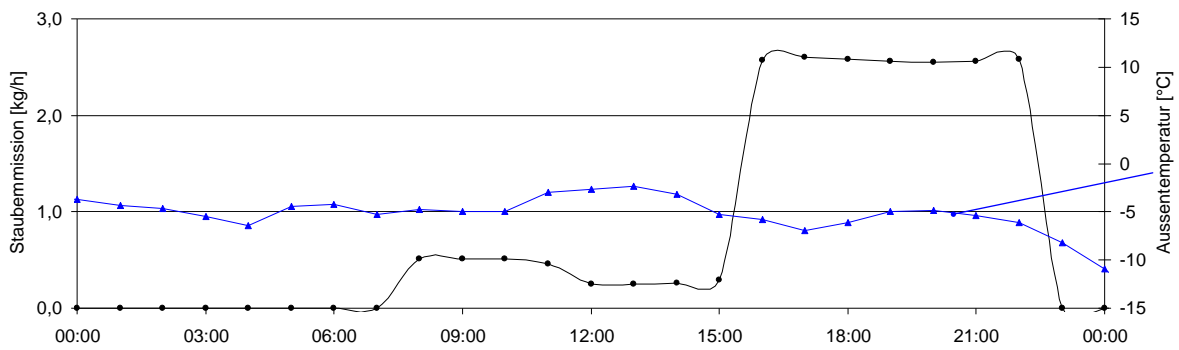


Abbildung 2.5-6: Mittlere Gesamtemissionszeitreihe für PM_{10} -Feinstaub aus allen Einzelraumfeuerungsanlagen für feste Brennstoffe im Kehrbezirk 20; ein Tag (Samstag, 08.12.2007)

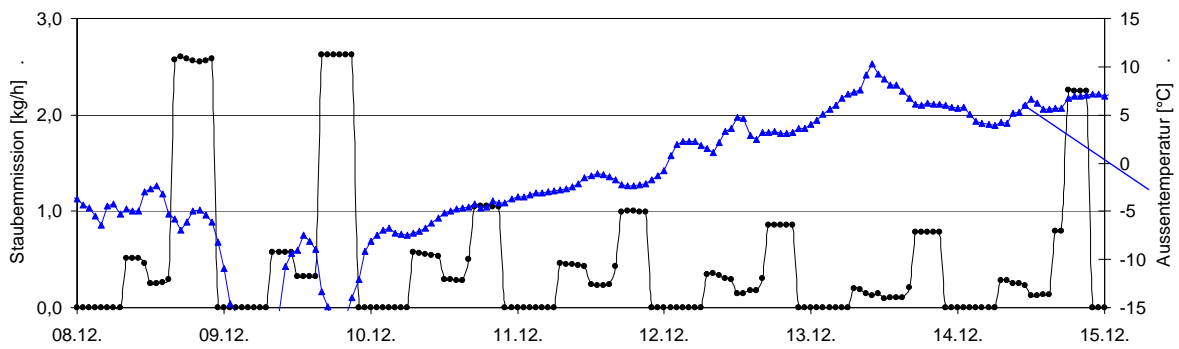


Abbildung 2.5-7: Mittlere Gesamtemissionszeitreihe für PM_{10} -Feinstaub aus allen Einzelraumfeuerungsanlagen für feste Brennstoffe im Kehrbezirk 20; eine Woche (08.-15.12.2007)

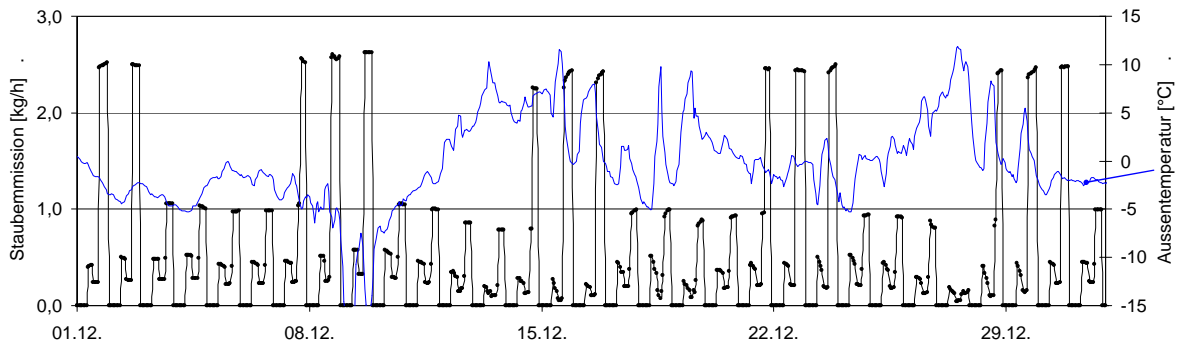


Abbildung 2.5-8: Mittlere Gesamtemissionszeitreihe für PM₁₀-Feinstaub aus allen Einzelraumfeuerungsanlagen für feste Brennstoffe im Kehrbezirk 20; Dezember 2007

Die Gesamtemissionszeitreihe muss auf alle Gebäude mit potentiellen Emissionsquellen aufgeteilt werden. Diese Aufteilung der Staubemissionen innerhalb eines Kehrbezirks erfolgt anhand der im Flächennutzungsplan festgelegten Wohngebäude. Da mit Ausnahme der Teilrechengebiete (Abschnitt 2.5.1.2) die genaue Lage der Holzfeuerungen nicht bekannt ist, wird jedes Wohngebäude als potentieller Ort für eine Feuerung angenommen. Die Gesamtemissionen werden nach Quadratmetern Wohnfläche gewichtet und anteilig auf alle Wohngebäude statistisch verteilt. Jedem Wohngebäude wird ein Emissionsquellort 1 m über dem Gebäude am Centroid der Grundfläche zugewiesen. Es handelt sich dabei um eine quaderförmige Volumenquelle mit 8 m Seitenlänge und einer Höhe von 1 Meter (Abbildung 2.5-9).

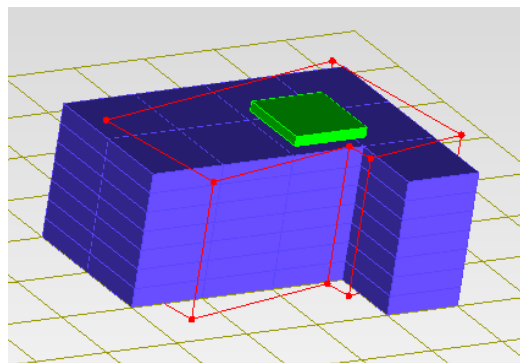


Abbildung 2.5-9: Darstellung eines Wohngebäudes im Vektorformat laut Flächennutzungsplan (rotes Gerüst), die für das Ausbreitungsmodell gerasterte Gebäudeinterpretation (blau) mit Volumen-Emissionsquelle (grün)

Die Wohnfläche jedes Wohngebäudes wird aus der bebauten Grundfläche und der Stockwerkszahl berechnet. Die Stockwerkszahl wird aus der Gebäudehöhe abgeleitet. Als Stockwerkshöhe wird 2,75 m inkl. Decke angenommen, auf das Dach entfallen 0,4 m der Gebäudehöhe. Die errechnete Stockwerkszahl wird anschließend gerundet.

Durch die Einführung einer einheitlichen theoretischen Stockwerkshöhe wird ein erhöhter Wärmebedarf von hohen Räumen (z.B. in Altbauten) durch eine größere Stockwerkszahl nachgebildet. Einem Haus mit 100 m² Grundfläche und drei Stockwerken (je 3,70 m) werden so vier gedachte Stockwerke (je 2,75 m) zugewiesen. So ergibt sich eine Wohnfläche von 400 m².

Im statistischen Quellenmodell ergeben sich durch die Verteilung der Kehrbezirks-Gesamtemissionen auf alle Wohnhäuser eines Kehrbezirks mehr Quellorte als in der Realität vorhandene Holzfeuerungen. Auf jeden Quellort fällt so ein Bruchteil der modellierten Emission einer Feuerung.

Durch die Modellierung anhand von Feuerungstypen und Nutzerverhalten ergibt sich eine Gesamtstaubfracht aus Holzfeuerungen im Gebiet der Stadt Augsburg von ca. 34 t pro Heizperiode bei der Berechnung. Diese ist, entsprechend der Anzahl an Feuerungen und deren Typ, anteilig auf die Kehrbezirke verteilt (je Kehrbezirk zwischen 0,24 und 3,7 Tonnen pro Heizperiode). Dem gegenüber steht die Abschätzung der Feinstaubemissionen aus Holz beheizten Einzelraumfeuerungen auf Grundlage der Abschätzungen zum Brennstoffverbrauch der Kaminkehrerinnung Augsburg-Schwaben in Höhe von ca. 38,3 t pro Jahr (siehe Kapitel 2.1.2).

Die quellstärkengewichtete Emissionsdichte-Verteilung der mit diesem statistischen Emissionsmodell für das gesamte Stadtgebiet Augsburg berechneten Verteilung der Emissionen ist in Abbildung 2.5-10 dargestellt.

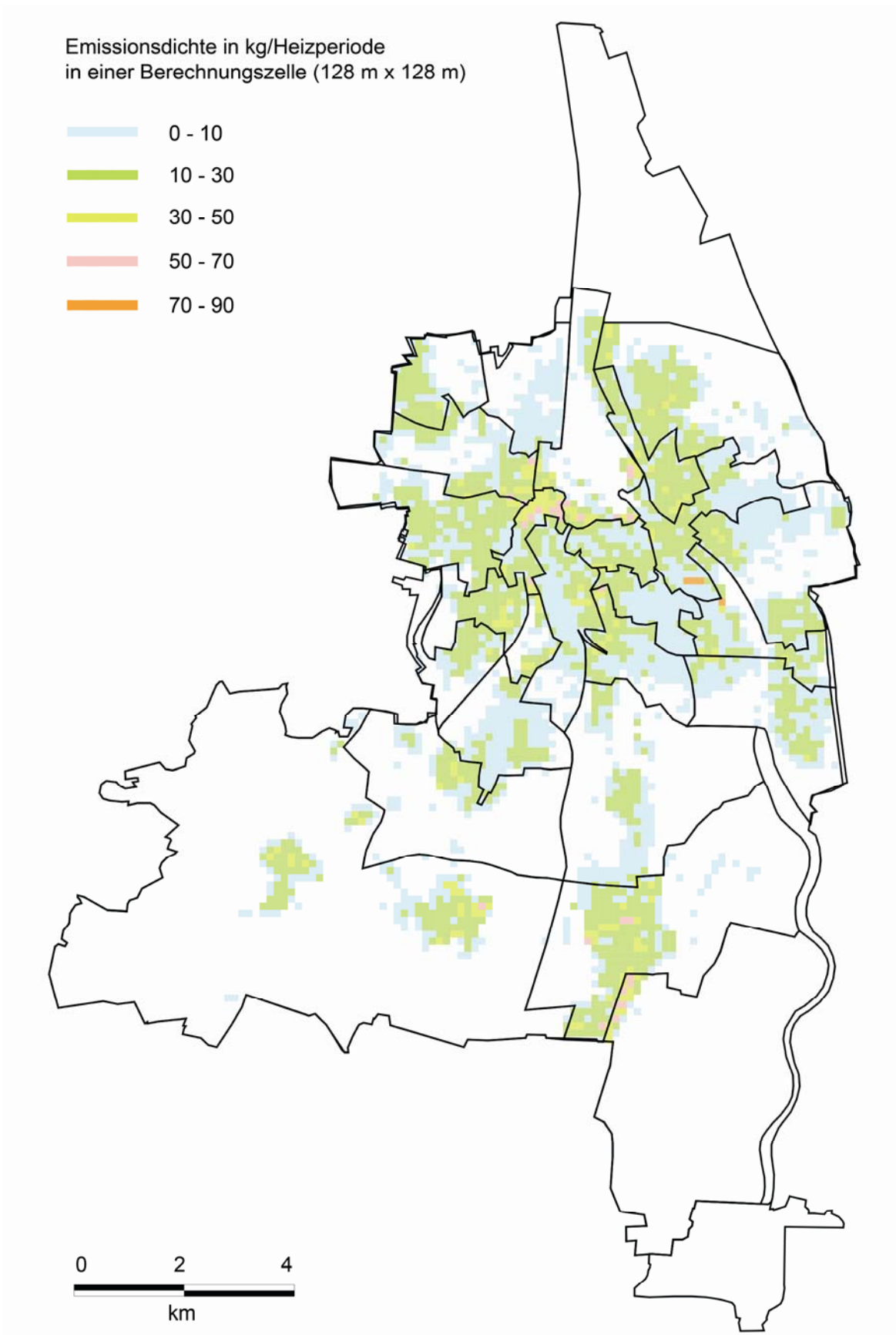


Abbildung 2.5-10: Emissionsdichte des statistischen Quellenmodells für das gesamte Stadtgebiet Augsburg

2.5.3.3 Quellenmodell für Teilrechengebiete

Zur Validierung des Emissionsmodells wurden in den beiden Teilrechengebieten Ort und Anzahl der Kkehrhäufigkeit (1 bis 4 pro Jahr) aller dort real existierenden Einzelraumfeuerungsanlagen für feste Brennstoffe erhoben.

In den Validierungsrechnungen (Kapitel 2.5.6) wurden die Emissionsquellen als Punktquellen 0,5 m oberhalb des Gebäudes modelliert.

2.5.4 Untersuchte Szenarien

Am Jahresmittel der Gesamtzusatzbelastung durch Holzfeuerungen haben Hintergrund (regional und überregional) und innerstädtische Emissionen jeweils ca. $2 \mu\text{g}/\text{m}^3$ Anteil. Die städtischen Quellen tragen also nur etwa zur Hälfte zur auftretenden Gesamtzusatzbelastungen aus Holzfeuerungen bei. Vor diesem Hintergrund müssen die im Folgenden diskutierten Rechenergebnisse besonders beim Vergleich mit Messwerten betrachtet werden: Die Rechenergebnisse bilden nur die Zusatzbelastung durch die Feuerungsanlagen innerhalb des Stadtgebiets von Augsburg ab.

Für die Ausbreitungsrechnungen wurden verschiedene charakteristische Szenarien (Fälle 1-5) ausgewählt und mit Messdaten verglichen. An den Messstationen SP1 bis SP6 sowie MS1 bis MS3 (Abbildung 2.3-1) wurden bei der Berechnung Beurteilungspunkte eingefügt, um den zeitlichen Verlauf der berechneten Immissionszusatzbelastung an den Messstationen darstellen zu können.

Die in den Rechnungen verwendeten Gitterauflösungen, Meteorologien und Quellenmodelle sind in untenstehender Liste zusammengefasst und in den anschließenden Kapiteln näher beschrieben.

Fall 1: **A.LfU** (Augsburg gesamt, LfU-Wetterdaten)

Beurteilungsgebiet	Gesamtes Stadtgebiet Auflösung 128 m
Windfeldberechnung	LfU-Wetterdaten Keine Bebauung, Rauigkeitslänge $z_0 = 1,5 \text{ m}$
Emissionsquellen	Statistisches Quellenmodell

Fall 2: **A.DWD** (Augsburg gesamt, DWD-Wetterdaten)

Beurteilungsgebiet	Gesamtes Stadtgebiet Auflösung 128 m
Windfeldberechnung	DWD-Wetterdaten Keine Bebauung, Rauigkeitslänge $z_0 = 1,5 \text{ m}$
Emissionsquellen	Statistisches Quellenmodell

Fall 3: **rQ.WG** (Reale Quellen im Wohngebiet, 1 Quelle entspr. 1 Feuerung)

Beurteilungsgebiet	Gesamtes Stadtgebiet Auflösung 128 m Teilrechengebiet Wohngebiet Auflösung 8 m
Windfeldberechnung	LfU-Wetterdaten Keine Bebauung im gesamten Stadtgebiet außer im Teilrechengebiet Wohngebiet, Rauhigkeitslänge $z_0 = 1,5$ m Gebäudemodellierung im Teilrechengebiet Wohngebiet Auflösung 8 m
Emissionsquellen	Punktquellen (aus Erhebung) nur im Teilrechengebiet Wohngebiet Keine weiteren Quellen im Stadtgebiet

Fall 4: **rQ.KP** (Reale Quellen am Königsplatz, 1 Quelle entspr. 1 Feuerung)

Beurteilungsgebiet	Gesamtes Stadtgebiet Auflösung 128 Teilrechengebiet Königsplatz Auflösung 8 m
Windfeldberechnung	LfU-Wetterdaten Keine Bebauung im gesamten Stadtgebiet außer im Teilrechengebiet Königsplatz, Rauhigkeitslänge $z_0 = 1,5$ m Gebäudemodellierung im Teilrechengebiet Königsplatz Auflösung 8 m
Emissionsquellen	Punktquellen (aus Erhebung) nur im Teilrechengebiet Königsplatz Keine weiteren Quellen im Stadtgebiet

Fall 5: **A.o.WG** (städtisch bedingte Zusatzbelastung ohne Quellen im Wohngebiet)

Beurteilungsgebiet	Gesamtes Stadtgebiet Auflösung 128 m Teilrechengebiet Wohngebiet Auflösung 8 m
Windfeldberechnung	LfU-Wetterdaten Keine Bebauung im gesamten Stadtgebiet außer im Teilrechengebiet Wohngebiet, Rauhigkeitslänge $z_0 = 1,5$ m Gebäudemodellierung im Teilrechengebiet Wohngebiet Auflösung 8 m
Emissionsquellen	Statistisches Quellenmodell für gesamtes Stadtgebiet ohne Teilrechengebiet Wohngebiet

Fall 6: **A.o.KP** (städtisch bedingte Zusatzbelastung ohne Quellen am Königsplatz)

Beurteilungsgebiet	Gesamtes Stadtgebiet Auflösung 128 m Teilrechengebiet Königsplatz Auflösung 8 m
Windfeldberechnung	LfU-Wetterdaten Keine Bebauung im gesamten Stadtgebiet außer im Teilrechengebiet Königsplatz, Rauheitslänge $z_0 = 1,5$ m Gebäudemodellierung im Teilrechengebiet Königsplatz Auflösung 8 m
Emissionsquellen	Statistisches Quellenmodell für gesamtes Stadtgebiet ohne Teilrechengebiet Königsplatz

Tabelle 2.5-1: Kurzübersicht über die verschiedenen Rechenfälle

Bezeichnung	Kurzbeschreibung
A.LfU	Gesamtes Stadtgebiet (128 m), statistisches Quellenmodell, LfU-Wetterdaten
A.DWD	Gesamtes Stadtgebiet (128 m), statistisches Quellenmodell, DWD-Wetterdaten
rQ.WG	Teilrechengebiet Wohngebiet (8 m), Punktquellen, LfU-Wetterdaten
rQ.KP	Teilrechengebiet Königsplatz (8 m), Punktquellen, LfU-Wetterdaten
A.o.WG	Gesamtes Stadtgebiet (128 m), keine Emissionsquellen im Wohngebiet, statistisches Quellenmodell im restlichen Stadtgebiet, LfU-Wetterdaten
A.o.KP	Gesamtes Stadtgebiet (128 m), keine Emissionsquellen am Königsplatz, statistisches Quellenmodell im restlichen Stadtgebiet, LfU-Wetterdaten

2.5.5 Auswahl der meteorologischen Daten für die Berechnungen

Zunächst wurde anhand von Ausbreitungsrechnungen mit zwei verschiedenen Wetterdatensätzen geprüft, ob das Rechenverfahren aus der TA Luft [TA Luft 2002] (LASAT) mit einem großflächigen statistischen Quellenmodell durchgeführt werden kann und zu welchen Abweichungen die unterschiedlichen Windfelder in diesem Modell führen. Dazu wurden zwei Rechnungen mit den vorliegenden Wetterdatensätzen vom LfU (Fall 1: Augsburg mit LfU-AKTerm (A.LfU)) und vom DWD (Fall 2: Augsburg mit DWD-AKTerm (A.DWD)) durchgeführt. Für diese Rechnungen wurde das statistische Quellenmodell für das gesamte Stadtgebiet Augsburg verwendet. (Kapitel 2.5.3).

Während des betrachteten Zeitraumes gab es 10 kurze Lücken im Datensatz der Station am LfU. Die fehlenden Messdaten wurden mit Daten des DWD vom Flughafen ergänzt. Die Datenlücken waren am 21.12.07 und 23.12.07 mit 15 und 10 Stunden am längsten, die anderen Aussetzer dauerten nur 3 bis 4 Stunden, in einem Fall 7 Stunden.

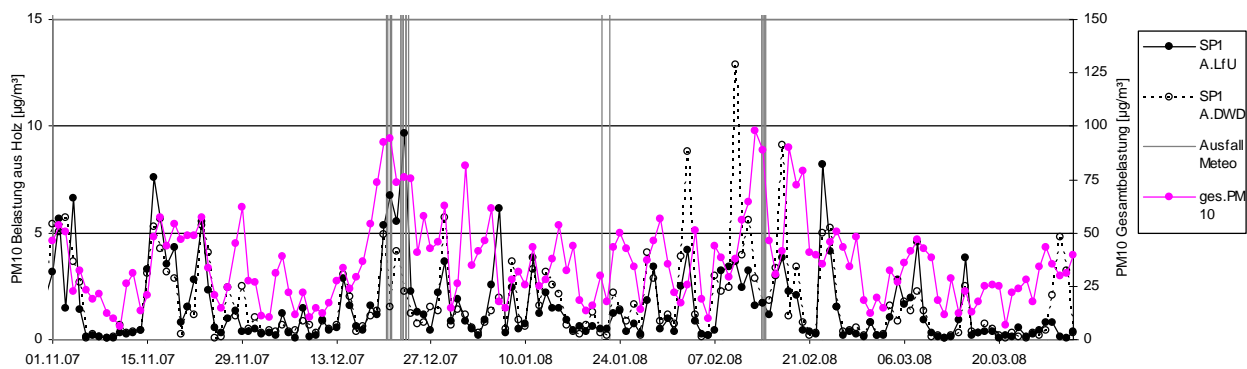


Abbildung 2.5-11: Vergleich der berechneten PM₁₀-Zusatzbelastungen durch innerstädtische Holzfeuerungen am Königsplatz (SP1) bei unterschiedlichen meteorologischen Datensätzen (A.DWD, A.LfU) sowie der gemessenen PM₁₀-Gesamtkonzentration

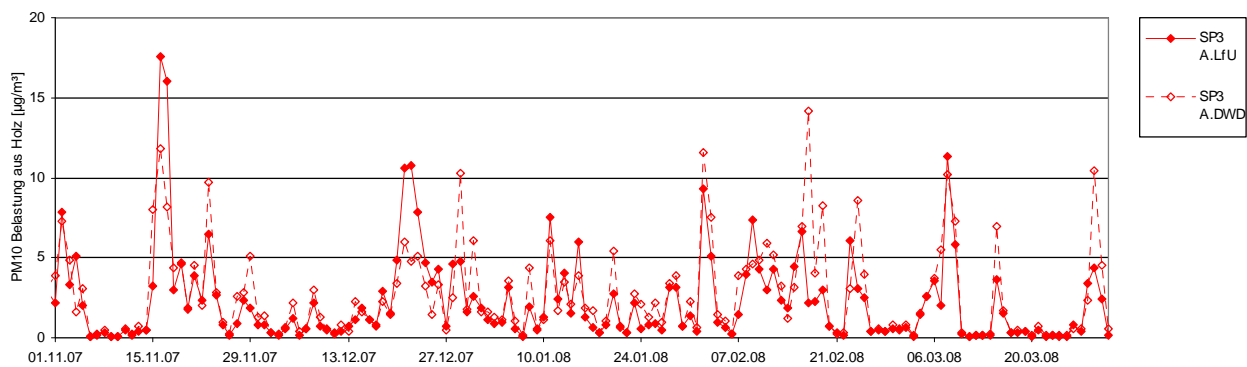


Abbildung 2.5-12: Vergleich der berechneten PM₁₀-Zusatzbelastungen im Wohngebiet (SP3) bei unterschiedlichen meteorologischen Datensätzen (A.DWD, A.LfU)

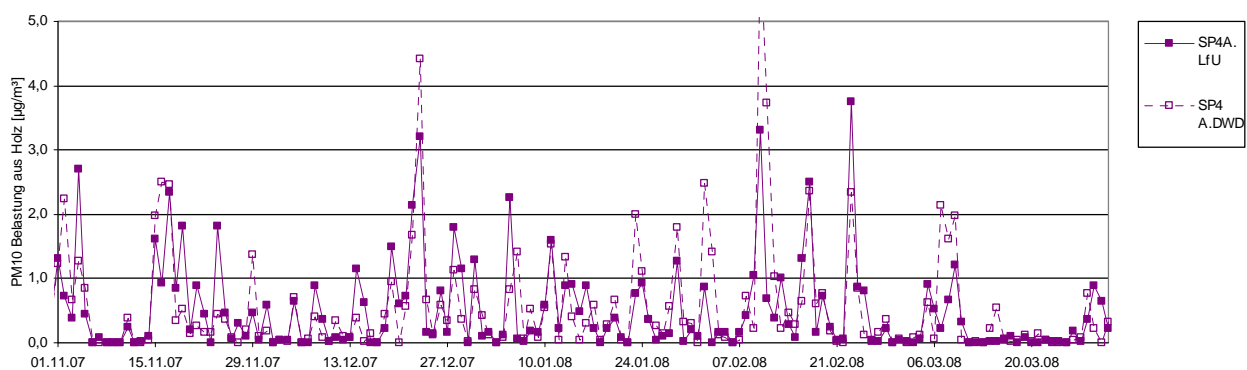


Abbildung 2.5-13: Vergleich der berechneten PM₁₀-Zusatzbelastungen am LfU (SP4) bei unterschiedlichen meteorologischen Datensätzen (A.DWD, A.LfU)

Die Wetterstation am LfU (SP4) ist bei Schwachwindlagen vom Kanalisierungseffekt des Lechtals beeinflusst und somit repräsentativ für die städtische Meteorologie in Augsburg. Charakteristisch sind die bei

schwachem Wind lokal auftretenden Südwind-Lagen in der Nacht und Wind aus Nord bis Nordost am Tag (vgl. Kap. 2.3.2 Meteorologie).

Insbesondere während der Schwachwindlagen werden Unterschiede zwischen beiden Windfeldern deutlich. Dies ist an den unterschiedlichen Belastungsmaxima an Hochbelastungstagen zu sehen. Diese Unterschiede sind an den Beurteilungspunkten Königsplatz, LfU und „Wohngebiet“ zu erkennen. Für eine möglichst getreue Wiedergabe der Belastungssituation in der Stadt müssen also die Wetterdaten des LfU (LfU-AKTerm) herangezogen werden.

2.5.6 Validierung des statistischen Quellenmodells anhand realitätsnaher Beispielrechnungen mit hoher räumlicher Auflösung

Zur Validierung des statistischen Quellenmodells wurden in den Teilrechengebieten zwei Fälle mit den tatsächlich vorhandenen Feuerungen als Emissionsquellen untersucht: Fall 3: reale Quellen im Wohngebiet (rQ.WG) und Fall 4: reale Quellen am Königsplatz (rQ.KP). So konnte die lokale Zusatzbelastung an den Beurteilungspunkten aufgrund lokaler Holzfeuerungen ermittelt werden. Diese berechneten Immissionskonzentrationen wurden mit den auf Basis des statistischen Quellenmodells berechneten Immissionskonzentrationen verglichen.

Mit den Fällen „Augsburg ohne Quellen im Wohngebiet“ (A.o.WG) und „Augsburg ohne Quellen am Königsplatz“ (A.o.KP) wurde der Eintrag von Partikeln aus Holzfeuerungen des restlichen Stadtgebiets in die Teilrechengebiete untersucht. So konnte die durch den Wind aus dem städtischen Umfeld eingetragene Zusatzbelastung (städtischer Hintergrund) in ein Teilrechengebiet ermittelt werden.

Die Fälle rQ.WG und A.o.WG im Wohngebiet und rQ.KP und A.o.KP am Königsplatz können als Anteile innerhalb und außerhalb des jeweiligen Teilrechengebiets der Gesamtbelastung (A.LfU) gegenübergestellt werden.

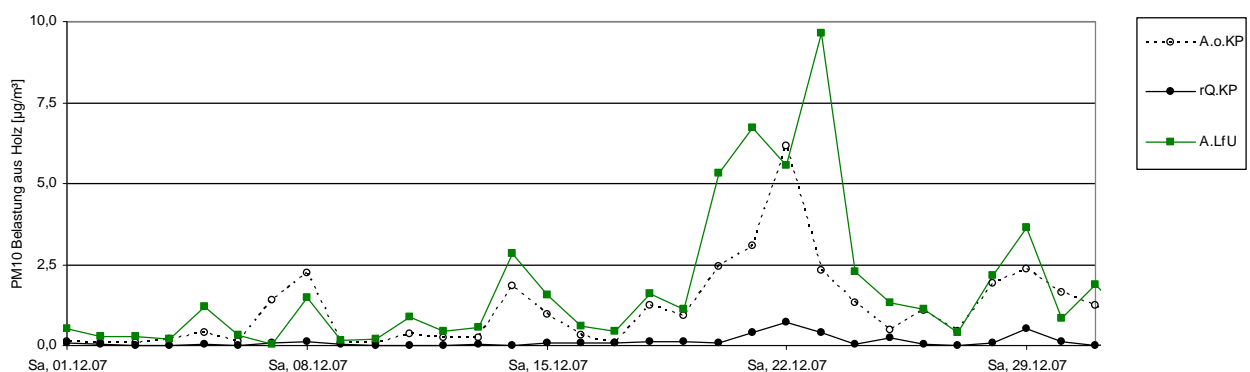


Abbildung 2.5-14: Vergleich der Ergebnisse der Berechnungen mit realen und statistischen Quellen am Beurteilungspunkt Königsplatz (SP1)

Beim Vergleich der Fälle A.LfU, rQ.KP und A.o.KP am Beurteilungspunkt Königsplatz (SP1) wird der Einfluss der Windgeschwindigkeit auf die Staubausbreitung deutlich. Um den 22. Dezember 2007 herum war eine Schwachwindperiode zu verzeichnen. Die Rechnungen liefern in dieser Zeit merklich voneinander abweichende Immissionswerte (Abbildung 2.5-14).

Die zwei Belastungsspitzen in der Rechnung mit Quellen für die gesamte Stadt um den 22.12.2007 herum (grüne Kurve, A.LfU) weichen von den Ergebnissen mit dem statistischen Modell ohne Quellen am Königsplatz ab. Hier wird der stark windabhängige lokale Einfluss der Emissionen am Königsplatz deutlich. Die Emissionen aus den bebauungsbedingt in einer Höhe von ca. 15 m gelegenen Quellen haben genug Zeit, um zur untersuchten bodennächsten Luftschicht (0 bis 2 m über dem Boden) zu gelangen. Der horizontale Abtransport von Schadstoffen durch den Wind ist stark abgeschwächt und die langsame vertikale Schadstoffdiffusion kommt zum Tragen.

Von benachbarten Quellen werden vergleichsweise wenige Emissionen ins Teilrechengebiet Königsplatz eingetragen (gestrichelte Kurve).

Der lokale Effekt bei Schwachwind wird durch das statistische Modell am Königsplatz gut erkennbar, jedoch zu stark abgebildet. Durch die Zuteilung von Quellstärke anteilig der Wohnfläche nimmt das statistische Modell im Teilrechengebiet Königsplatz mehr Feuerungen an, als in Realität vorhanden sind. Das statistische Quellenmodell besetzt das Teilrechengebiet Königsplatz mit 210 Feuerungen, während dort real nur 27 Quellen existieren bzw. erhoben werden konnten.

In Situationen ab mittleren Windgeschwindigkeiten von 2 – 4 m/s ist die Übereinstimmung der Rechenergebnisse besser, die Effekte lokaler Emissionsquellen treten stärker in den Hintergrund.

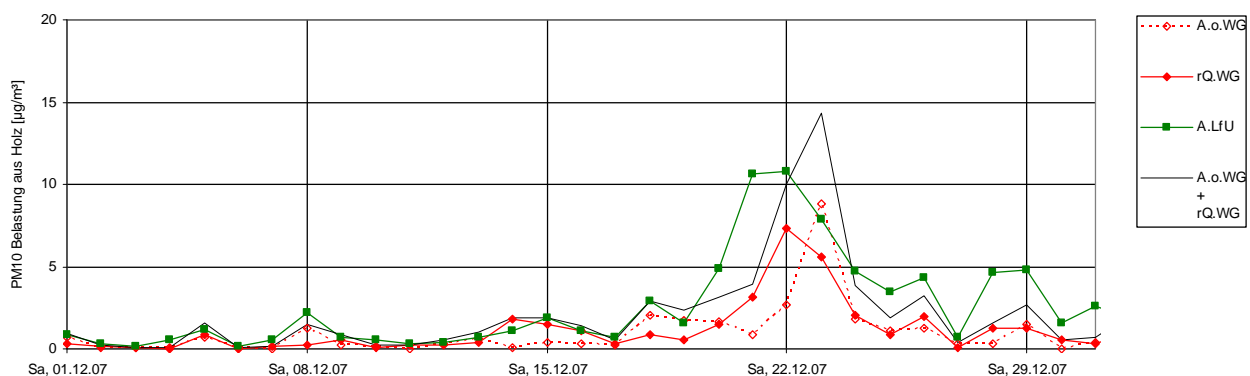


Abbildung 2.5-15: Vergleich der Ergebnisse der Berechnungen mit realen und statistischen Quellen am Beurteilungspunkt „Wohngebiet“ (SP3)

Im Teilrechengebiet „Wohngebiet“ ist die Übereinstimmung der Rechenzenarien mit den real erfassten Feuerungen und mit dem durch das statistische Quellenmodell zugewiesenen Quellstärken besser als am Königsplatz. 117 real erfassten Feuerungen stehen 211 Feuerungen im statistischen Quellenmodell gegenüber. Der Einfluss der Windgeschwindigkeit auf die lokale Zusatzbelastung ist hier geringer, da durch die für ein Wohngebiet typische Bebauung mit Einfamilien- bzw. Reihenhäusern die Emissionsquellen in ca. 7 m bis 9 m Höhe liegen. Die Diffusion von Schadstoffen zur Bodennähe fällt hier im Vergleich zum Abtransport durch Wind stärker ins Gewicht (Abbildung 2.5-15).

Die als Gegenprobe gebildete schwarze Kurve (Summen aus realen Quellen im Teilrechengebiet „Wohngebiet“ und statistischen Quellen außerhalb des Teilrechengebiets) zeigt qualitative Übereinstimmung mit den Ergebnissen des statistischen Quellenmodells für ganz Augsburg (grüne Kurve), und auch die Werte beider Kurven liegen in derselben Größenordnung.

2.5.7 Vergleich von Messung und Rechnung

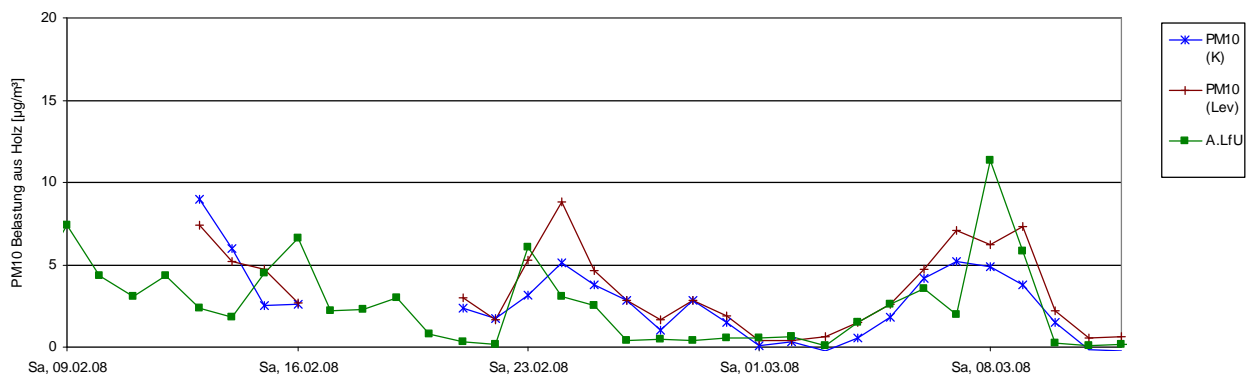


Abbildung 2.5-16: Berechnete Zusatzbelastung durch innerstädtische Holzfeuerungen und aus Tracermessungen hochgerechnete Gesamtzusatzbelastung durch Emissionen aus Holzfeuerungen am Beurteilungspunkt „Wohngebiet“ (SP3) während der Intensivkampagne

Am Beurteilungspunkt „Wohngebiet“ zeigt sich eine gute Übereinstimmung des Verlaufs von berechneten und gemessenen PM_{10} -Konzentrationen aus Holzverbrennung (Abbildung 2.5-16). Die Hochbelastungstage werden abgebildet, Werte und Verlauf liegen in derselben Größenordnung. Die gemessenen Kurven liegen im Allgemeinen über den berechneten Kurven, was durch den regionalen Hintergrund-Anteil erklärbar ist. Im Verlauf der gemessenen und berechneten Kurven spiegelt sich im Wesentlichen der Einfluss der Meteorologie wieder (Abbildung 2.5-16).

Liegen die berechneten Werte im Bereich bzw. über den Messwerten, so kann ein lokaler Einfluss aus dem nordwestlichen Stadtrand vorliegen.

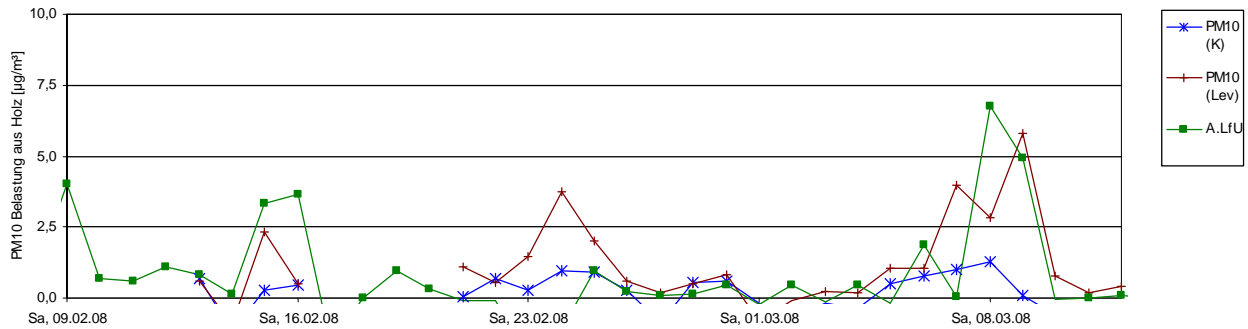


Abbildung 2.5-17: Berechnete und aus Tracermessungen hochgerechnete lokale Zusatzbelastung durch Holzfeuerungen am Beurteilungspunkt „Wohngebiet“ (SP3) ohne städtischen Hintergrund während der Intensivkampagne

Zur Untersuchung des lokalen Einflusses der Emissionsquellen im Wohngebiet wurden von den Mess- und Rechenwerten am Beurteilungspunkt „Wohngebiet“ (SP3) die entsprechenden Werte vom Beurteilungspunkt Königsplatz (SP1) abgezogen. Der Königsplatz repräsentiert dabei den städtischen Hintergrundanteil an der Zusatzbelastung durch Holzfeuerungen. So ergibt sich die Zusatzbelastung durch die lokalen Feuerungen im Wohngebiet (Abbildung 2.5-17). An Hochbelastungstagen im Februar und März 2008 wird der Unterschied der aus gemessenen Kalium- und Levoglucosankonzentrationen hochgerechneten PM_{10} -Zusatzbelastungen aus dem Wohngebiet deutlich. Dies deutet auf einen überdurchschnittlich hohen Organik-Anteil in den Emissionen aus Holzfeuerungen und damit auf schlechten Ausbrand hin.

Die Messergebnisse im Wohngebiet zeigen Belastungsspitzen an den Wochenenden für die Zusatzbelastung aus Holzfeuerungen. Auch die Rechenergebnisse zeigen Spitzen an den Wochenenden. Dies bestätigt die Annahme, dass Feuerungsanlagen schwerpunktmäßig an den Wochenenden insbesondere vom Nutzertyp „Wochenend-Zusatzheizung“ betrieben werden (Kapitel 2.5.3).

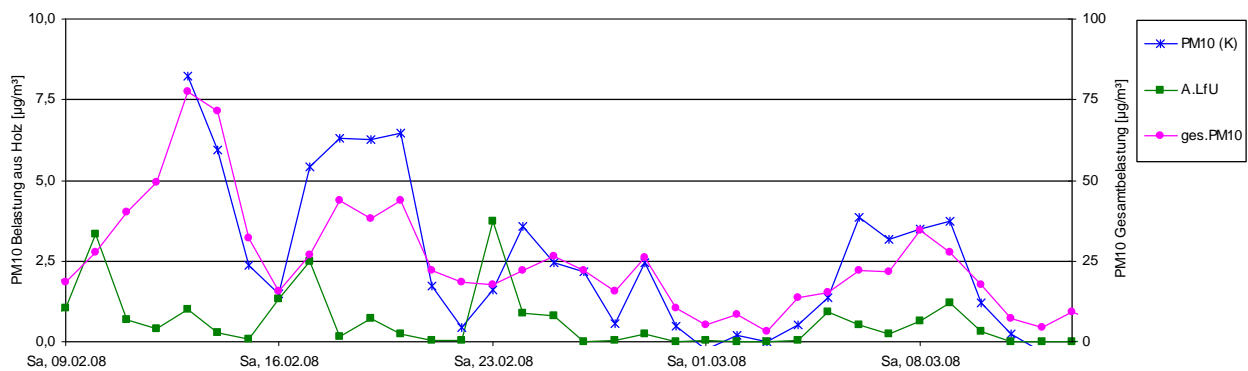


Abbildung 2.5-18: Berechnete Zusatzbelastung und aus Tracermessungen hochgerechnete Gesamtbelastung durch Emissionen aus Holzfeuerungen am LfU (SP4) sowie gemessene PM_{10} -Gesamtbelastung während der Intensivkampagne

Am Beurteilungspunkt „LfU Haunstetten“ (SP4, Landesamt für Umwelt) liegen die gemessenen Zusatzbelastungen durch Holzfeuerungen meist deutlich über den berechneten Werten. Dies ist auf den PM₁₀-Eintrag durch außerstädtische Holzfeuerungen bei den Hauptwindrichtungen Südwest und Ostnordost zurückzuführen. Der regionale Anteil liegt hier über dem eingangs besprochenen Durchschnitt von etwa 50 %.

Insgesamt ergeben sich wenige Phasen der Übereinstimmung von Messung und Rechnung bei lokal geprägten Schwachwindlagen. Bei regional geprägten Windlagen lässt sich aus der Rechnung die tatsächliche Stärke der Staubbelastung nicht durch einfaches Verdoppeln abschätzen

Die Simulation berücksichtigt ausschließlich Emissionen aus dem Stadtgebiet Augsburg. In nächster Umgebung des LfU befinden sich die Gebäude der Universität und somit nur wenige für das statistische Quellenmodell relevante Wohngebäude.

In den Kehrbezirken 4, 22 und 21 konzentriert sich die Bebauung entlang der Bahnlinie Augsburg-München (in Nord-Süd-Richtung) auf der Ebene zwischen Wertach und Lech. Hier treten lokal geprägte Schwachwindlagen auf.

Vom LfU aus in Richtung Südwest und Ostnordost (regional geprägten Winde) befinden sich weite unbebaute Flächen, die für das statistische Quellenmodell irrelevant sind. Einzig Inningen im Südwesten Augsburgs hat im Modell Einfluss auf die Rechenergebnisse am LfU bei mittleren Windlagen, jedoch treffen die möglichen Belastungen aus Inningen an der Messstation LfU (SP 4) nach ca. 4 km Luftweg stark verdünnt ein.

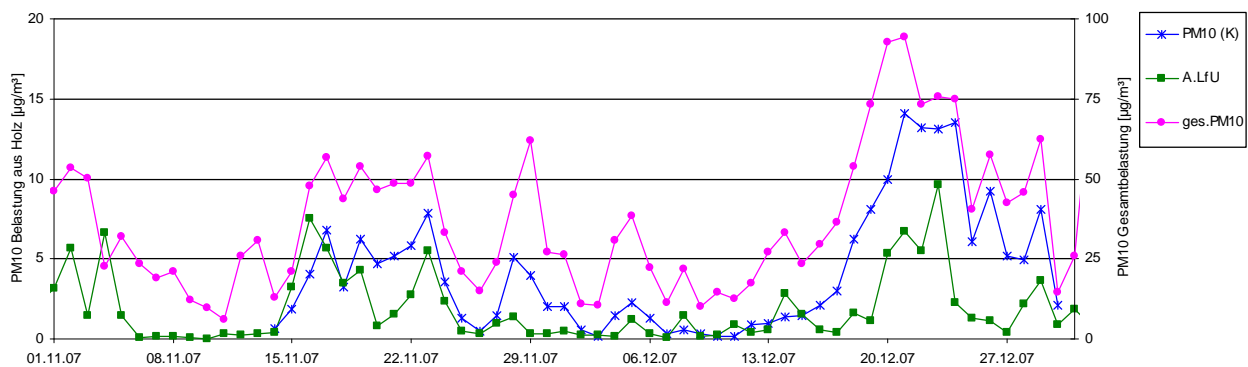


Abbildung 2.5-19: Berechnete Zusatzbelastung und aus Tracermessungen hochgerechnete Gesamtbelastung durch Emissionen aus Holzfeuerungen am Königsplatz (SP1) sowie gemessene PM₁₀-Gesamtbelastung im November und Dezember 2007

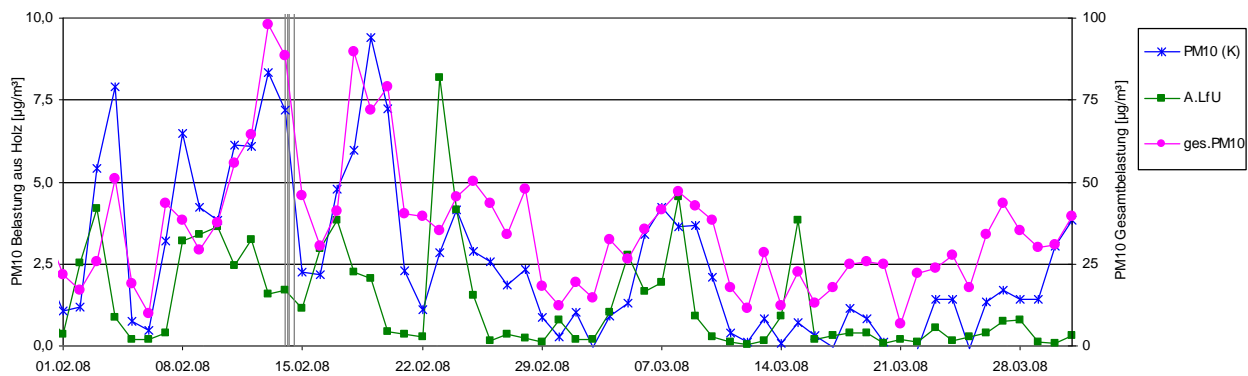


Abbildung 2.5-20: Berechnete Zusatzbelastung und aus Tracermessungen hochgerechnete Gesamtbelastung durch Emissionen aus Holzfeuerungen am Königsplatz (SP1) sowie gemessene PM₁₀-Gesamtbelastung im Februar und März 2008

Die Zusatzbelastungen am Königsplatz sind neben wenigen lokalen Feuerungen durch den städtischen und regionalen Hintergrund geprägt. Die Rechnungen erfassen hier überwiegend den städtischen Hintergrund.

Am 23. Februar sind die Werte am Königsplatz und am LfU lokal bis städtisch geprägt. Im Zeitraum um den 12.02. sowie den 19.02. herum wird aus dem Unterschied zwischen Messwerten und Rechnung analog zur Vorgehensweise beim Messstandort LfU (SP4) der regionale Einfluss sichtbar. Der relative Unterschied fällt jedoch geringer aus, da der Anteil des städtischen Hintergrunds sowohl in der Rechnung als auch in der Messung vorhanden ist (Abbildung 2.5-20).

Am 8. März ist an der Messstation LfU (SP4) ein Unterschied zwischen Messung und Rechnung zu verzeichnen, am Königsplatz jedoch nicht. Dies deutet auf dominierenden Einfluss des städtischen Hintergrunds hin.

2.5.8 Berechnungsergebnisse Stadtgebiet

Die berechnete mittleren PM₁₀-Zusatzbelastung durch Emissionen aus Holzfeuerungen im Stadtgebiet Augsburg (A.LfU) während der Heizperiode (15.10.2007 – 31.03.2008, Abbildung 2.5-21) ist durch Immissionsituationen bei Schwachwindlagen dominiert. Hier wirken sich Emissionen eher lokal aus. Die grafische Darstellung des Heizperiodenmittelwertes der berechneten Immissionsverteilung zeigt einen deutlichen Zusammenhang mit der Emissionsdichtekarte (Abbildung 2.5-10). In Bereichen mit hoher Emissionsquellendichte bzw. Feuerungsanzahl ist die berechnete mittlere Immissionskonzentration entsprechend höher als in Gebieten mit niedrigerer Emissionsdichte. Im Großteil des Stadtgebietes liegt die mittlere berechnete Zusatzbelastung durch Holzfeuerungen im Stadtgebiet im Heizperiodenmittel bei ca. 1 - 2 µg/m³ und entspricht damit in etwa dem erwarteten Wert, der sich durch Immissionsmessungen bestimmter quellspezifischer Tracer bei Berücksichtigung der Hintergrundbelastung mittels Hochrechnung ergibt.

Im Stadtgebiet verteilen sich die 14.200 Schornsteine für Holzfeuerungen auf 2706 Rechenzellen (128 m x 128 m), die mit Wohngebäuden bebaut sind. Die mittlere Feuerungsanlagendichte beträgt damit 1 Anlage je 3100 m² Grundstücksfläche.

Immissionszusatzbelastung in $\mu\text{g}/\text{m}^3$
Mittlere Belastung über die Heizperiode
in einer Berechnungszelle (128 m x 128 m)

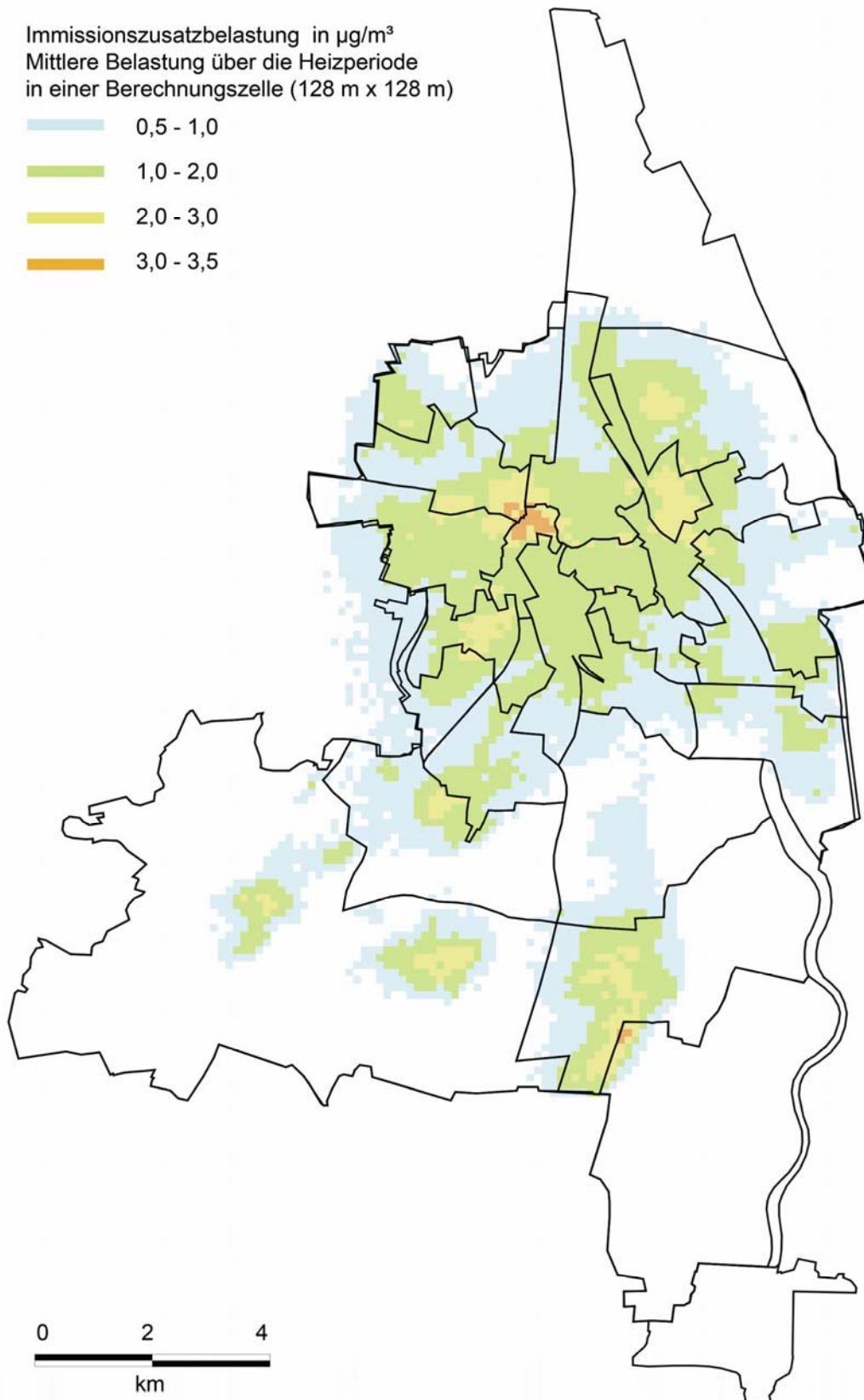


Abbildung 2.5-21: Mittlere berechnete Zusatzbelastung durch Emissionen aus Holzfeuerungen im Stadtgebiet Augsburg während der Heizperiode 2007 / 2008 (15.10.2007 – 31.03.2008) auf Basis der Emissionsdichteverteilung aus Abbildung 2.5-10

2.5.9 Berechnungsergebnisse für einzelne Kehrbezirke

Nachfolgend sind die Ergebnisse der Ausbreitungsrechnungen kehrbezirksbezogen zur Beurteilung der Feinstaub-Zusatzbelastungen aufgrund von holzbefeuerten Einzelraumfeuerungsanlagen in Augsburg exemplarisch für vier charakteristische Kehrbezirke detailliert dargestellt. Dabei wird immer auf das Rechengitter mit einer Rasterzellenweite von 128 m x 128 m Bezug genommen. In Anhang A.6 befinden sich die zur Darstellung gewählten Diagramme für die übrigen 22 Kehrbezirke Augsburgs.

Kehrbezirk 1

Kehrbezirk 1 liegt im nördlichen Innenstadtbereich.

Im Modell wurden 849 Wohngebäude auf 1,03 km² (60 modellierte Rechenzellen) sowie 436 Holz beheizte Einzelraumfeuerungen erfasst. Die Feuerungen sind auf 45 von 60 Zellen verteilt, mit maximal 21 Feuerungen pro Zelle entsprechend einer mittleren Feuerungsanlagendichte von 1 Holzfeuerung je ca. 1700 m² Grundstücksfläche (deutlich über dem Durchschnitt von 1 Anlage je 3100 m²) und einer maximalen Dichte von 1 Feuerung je 780 m².

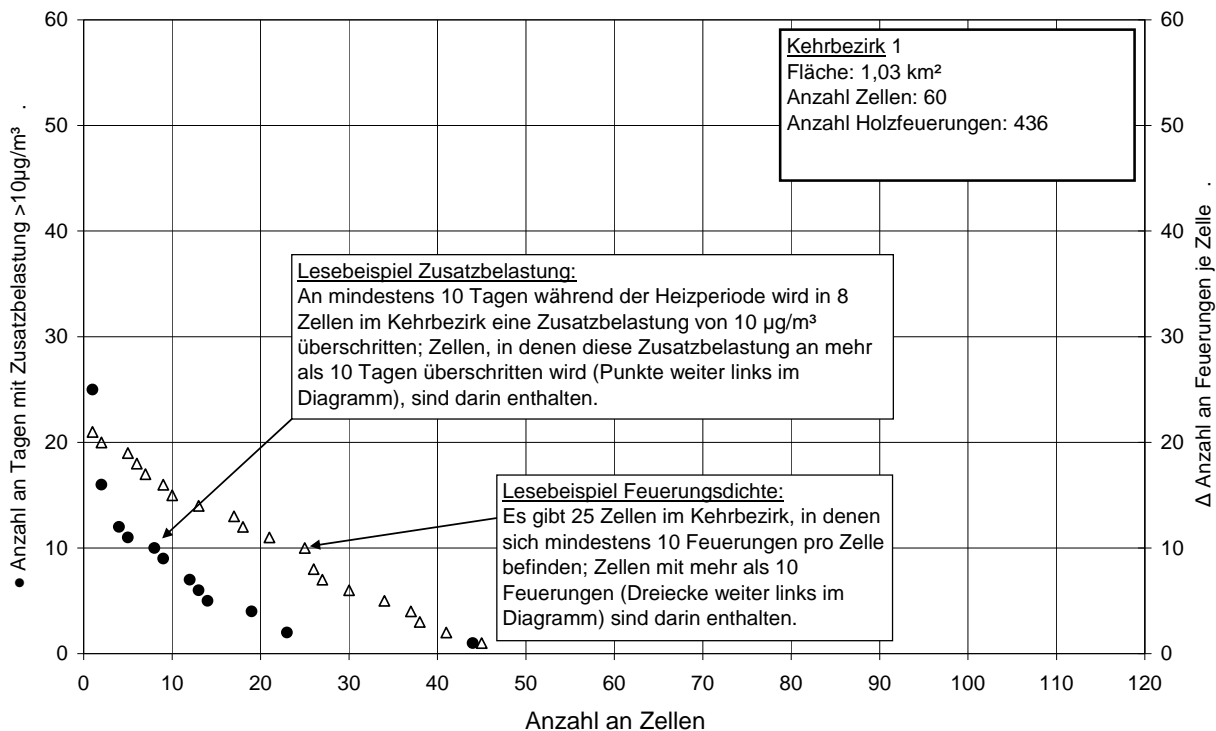


Abbildung 2.5-22: Feinstaub-Zusatzbelastung und Feuerungsdichte in Kehrbezirk 1 mit Lesebeispiel

Von 436 Feuerungen werden 115 (26%) einmal pro Jahr gekehrt, 47 (11%) zweimal und 274 (63%) dreimal.

Durch die zentrale Lage nordwestlich der Innenstadt ist Kehrbezirk 1 auch Zusatzbelastungen aus benachbarten Kehrbezirken stark ausgesetzt: In 44 von 60 Rechenzellen (73%) traten Zusatzbelastungen über 10 µg/m³ auf, in der höchstbelasteten Zelle an bis zu 25 Tagen.

Ein relevanter Eintrag von Feinstaub aus benachbarten Kehrbezirken stammte entsprechend der dominierenden Schwachwindlagen aus den in südwestlicher und ostnordöstlicher Richtung angrenzenden Kehrbezirken.

Im Kehrbezirk 1 ergaben sich die höchsten Zusatzbelastungen – hier traten die höchsten Heizperiodenmittelwerte mit bis zu $3,5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ auf. In 15 Rechenzellen lagen die Heizperiodenmittelwerte für die Zusatzbelastung über $3 \mu\text{g}/\text{m}^3$. In 8 Rechenzellen trat an mehr als 10 Tagen eine Zusatzbelastung von mehr als $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ auf.

Kehrbezirk 4

Kehrbezirk 4 erstreckt sich vom Süden der Innenstadt bis in die südlichen Vororte Augsburgs.

Die bebaute Fläche innerhalb dieses großen Kehrbezirks ($8,93 \text{ km}^2$) liegt kompakt in seiner westlichen Hälfte. 546 Feuerungen befinden sich in 127 der insgesamt 545 Zellen des Kehrbezirks, mit maximal 14 Feuerungen pro Zelle, entsprechend einer Feuerungsanlagendichte von 1 Anlage je 3800 m^2 Grundstücksfläche im Kehrbezirk, die deutlich unter dem Augsburger Durchschnitt (1 Anlage je 3100 m^2) liegt.

Durch die westlich und östlich angrenzenden weiten unbebauten Flächen ist kaum Feinstaub-Eintrag aus anderen Bezirken zu verzeichnen. In den Hauptrichtungen der Schwachwindlagen Südwest und Ostnordost sind die nächsten bebauten Gebiete einige Kilometer entfernt, deren Emissionsquellen sich nur stark verdünnt im Kehrbezirk 4 auswirken. Die Feinstaub-Zusatzbelastung durch Holzfeuerungen ist dementsprechend vergleichsweise gering. In den mit Wohngebäuden bebauten Zellen betrug der Heizperiodenmittelwert für die Zusatzbelastung zwischen $0,5$ und $1 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Nur in einer von 545 Zellen traten an 10 Tagen Zusatzbelastungen über $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ auf.

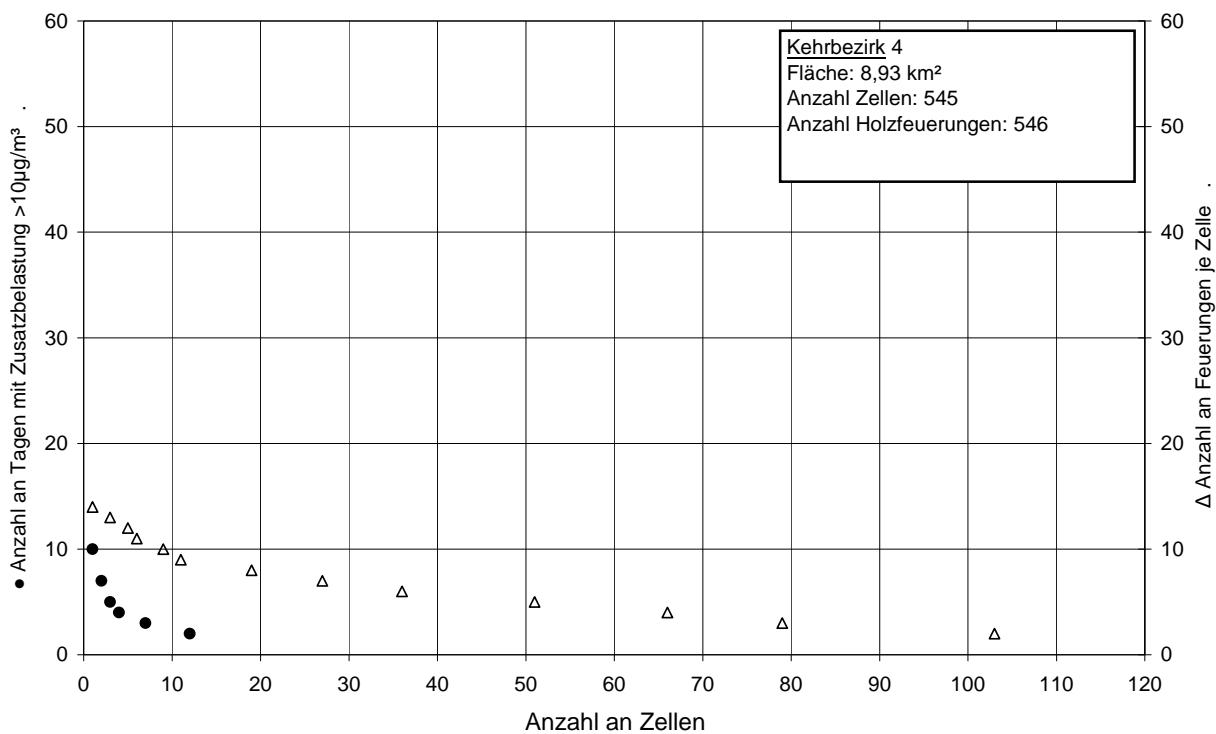
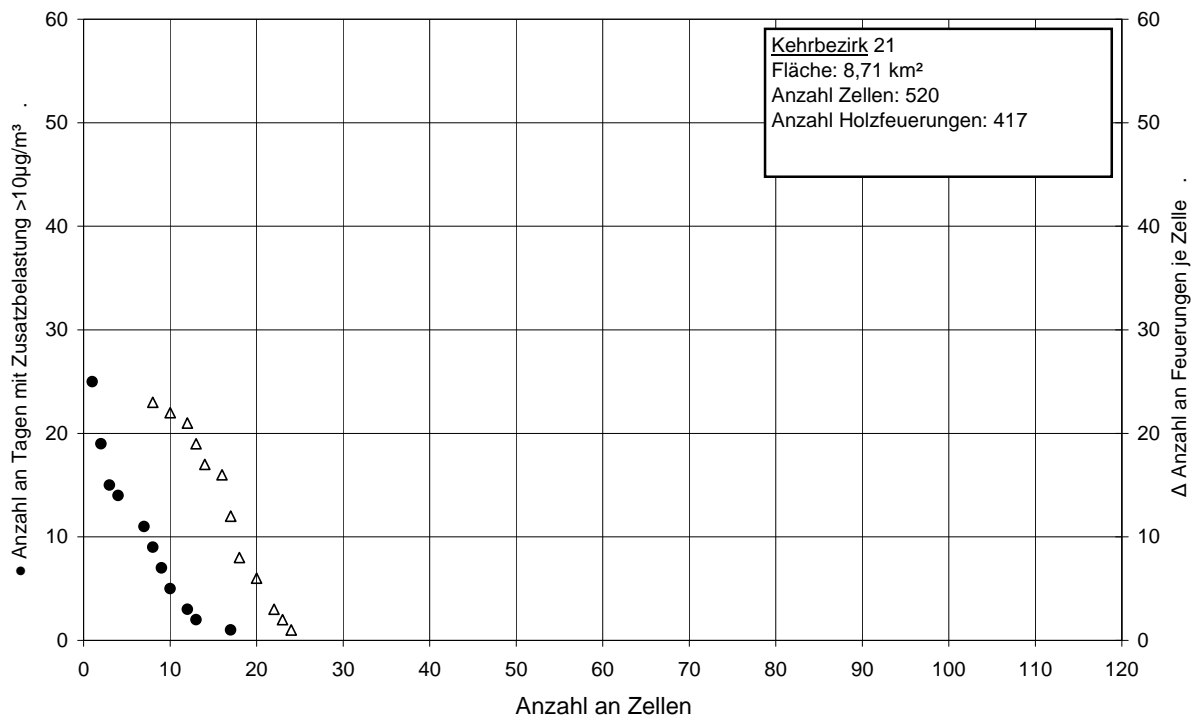


Abbildung 2.5-23: Feinstaub-Zusatzbelastung und Feuerungsdichte in Kehrbezirk 4

Kehrbezirk 21

Der Kehrbezirk 21 liegt im Südosten des Stadtgebietes und grenzt nur im Norden an Kehrbezirke mit modellierten Feuerungen an. Die Wohnbebauung ist auf den äußersten Nordwesten des Kehrbezirkes begrenzt. Auf 24 Zellen (0,28 km²) sind 417 Feuerungen verteilt. Die mittlere Feuerungsanlagendichte im Kehrbezirk beträgt 1 Anlage je 940 m² Grundstücksfläche. Dieses zusammenhängende Gebiet des Kehrbezirks 21 weist damit eine Feuerungsdichte auf, die diejenige des Kehrbezirks 1 noch übersteigt. Wegen der besseren Durchmischung war die Zusatzbelastung jedoch niedriger als die in Kehrbezirk 1. Auf drei Rechenzellen wird ein Heizperiodenmittelwert von 3 µg/m³ überschritten. In 7 von 520 Zellen traten an mehr als 10 Tagen Zusatzbelastungen über 10 µg/m³ auf, in der höchstbelasteten Zelle an bis zu 25 Tagen.



Kehrbezirk 26

Der Kehrbezirk 26 liegt im Nordosten des Stadtgebietes am Stadtrand und grenzt im Süden und Osten an Kehrbezirke mit modellierten Feuerungen an. Die Wohnbebauung ist auf die Südwesthälfte des Kehrbezirkes begrenzt. Auf 77 Zellen (1,26 km²) sind 477 Feuerungen verteilt. Die mittlere Feuerungsanlagen-dichte im Kehrbezirk beträgt damit 1 Anlage je 2600 m² Grundstücksfläche. Sie liegt damit etwas über dem Durchschnitt.

In 2 Rechenzellen wurden im Heizperiodenmittel Zusatzbelastung zwischen 2 und 3 µg/m³ ermittelt. Ebenfalls in 2 Zellen wurden an mehr als 10 Tagen Zusatzbelastungen von mehr als 10 µg/m³ im Tagesmittel berechnet. In der höchstbelasteten Zelle treten Zusatzbelastungen von mehr als 10 µg/m³ an bis zu 14 Tagen auf.

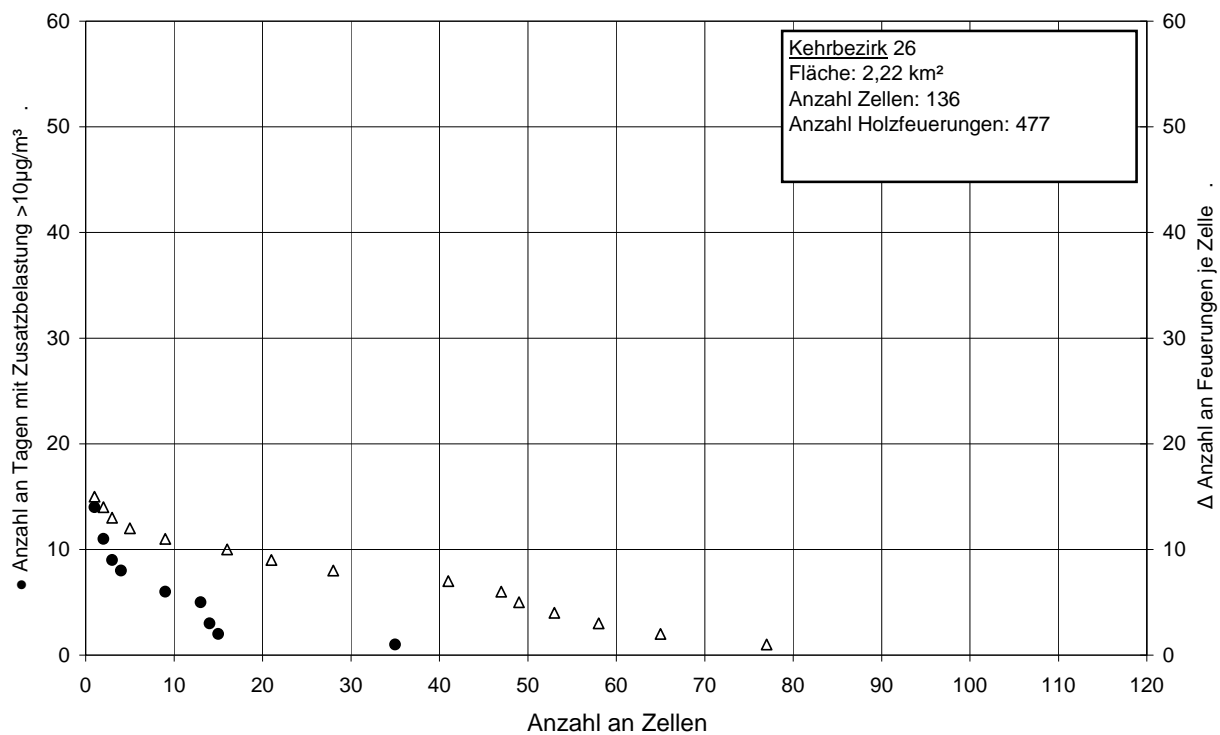


Abbildung 2.5-24: Feinstaub-Zusatzbelastung und Feuerungsdichte in Kehrbezirk 26

Mittlere Zusatzbelastung im gesamten Stadtgebiet

Zur Beurteilung der Relevanz der Zusatzbelastungen aufgrund von Emissionen aus Festbrennstofffeuerungen im gesamten Stadtgebiet Augsburg sind die Heizperiodenmittelwerte der Zusatzbelastung durch Holzfeuerungen im Stadtgebiet für alle 128 m Rechenzellen in Abbildung 2.5-25 als geordnete Häufigkeitsverteilung dargestellt. Es ist gut zu erkennen, dass in 22 von 25.800 Zellen (gesamtes Rechengebiet) eine mittlere Zusatzbelastung zwischen 3 und 3,5 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ während der gesamten Heizperiode (169 Tage, 15.10.2007 – 31.03.2008) zu erwarten ist. Dies bedeutet, dass etwa 0,8 % des Rechengebietes während der gesamten Heizperiode im Mittel zwischen 3 und 3,5 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ durch Feinstaub aus innerstädtischen Holzfeuerungen zusätzlich belastet wird. Bezogen auf das gesamte Stadtgebiet (8012 Zellen) wäre dies einen Anteil von 0,27%, bezogen auf die zu Wohnzwecken bebaute Fläche (2706 Zellen) 0,8%. Einschränkend muss darauf hingewiesen werden, dass das Rechenmodell nicht zur Bestimmung lokaler Hochbelastungssituationen geeignet ist.

In 2130 Zellen liegt die Zusatzbelastung im Heizperiodenmittel über 1 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Dies entspricht etwa 27 % der Fläche des Stadtgebietes. Betrachtet man nur die Zellen mit Wohnbebauung, so ergibt sich ein Heizperiodenmittelwert von 1,32 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Der Heizperiodenmittelwert über alle Zellen mit einer mittleren Belastung von mindestens 0,5 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (damit werden auch die an die Wohnbebauung angrenzenden Zellen erfasst) wurde zu 1,13 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ errechnet.

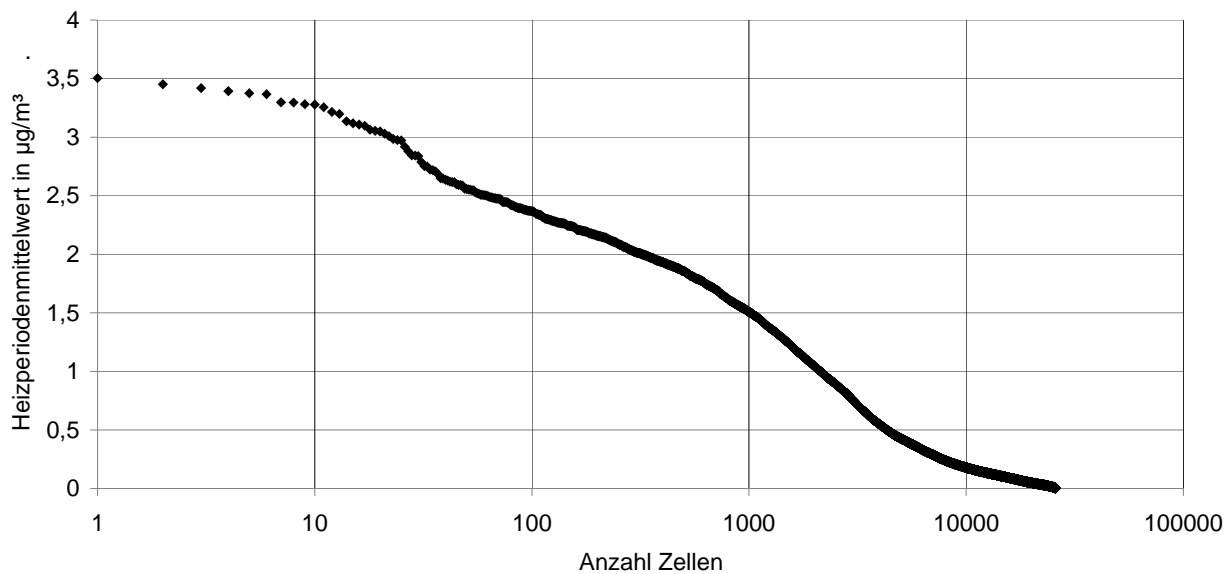


Abbildung 2.5-25: geordnete Häufigkeitsverteilung des Heizperiodenmittelwertes der berechneten PM_{10} -Zusatzbelastung durch Holzfeuerungen im Stadtgebiet in jeder Rechenzelle

2.5.10 Weitere Zunahme an Einzelraumfeuerungsanlagen in einem Vorstadtgebiet

Um die Auswirkungen einer weiteren Zunahme von Einzelraumfeuerungsanlagen für feste Brennstoffe in einem typischen Vorstadtgebiet abzuschätzen, wurde die Feuerungsanlagendichte in einer weiteren Ausbreitungsrechnung für Kehrbezirk 26 fiktiv verdreifacht. Dadurch erhöht sich die mittlere Feuerungsanlagendichte von real 1 Anlage je 2600 m^2 Grundstücksfläche auf fiktiv 1 Anlage je 900 m^2 . Die maximale Feuerungsdichte ergab sich im Modell zu 1 Anlage je 350 m^2 Grundstücksfläche. Wegen des hohen Rei-

henhausanteils in diesem Gebiet entspricht dies bei 1152 Wohngebäuden im Kehrbezirk 26 etwa 1,3 Feuerungen pro Wohngebäude.

Der Anteil an Feuerungen mit einem Kehrtermin pro Jahr liegt bei nur 60 %. Dies bedeutet einen entsprechenden Anteil an Feuerungen mit vergleichsweise emissionsreicher Betriebsweise (siehe Nutzertypen, Kap. 2.5.3).

Dies führt dazu, dass in 8 Zellen des Kehrbezirkes eine Zusatzbelastung zwischen 5 und 5,5 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ errechnet wird. In 39 Zellen ergeben sich an mehr als 10 Tagen Zusatzbelastungen über 10 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. In der höchstbelasteten Zelle treten diese an bis zu 52 Tagen auf.

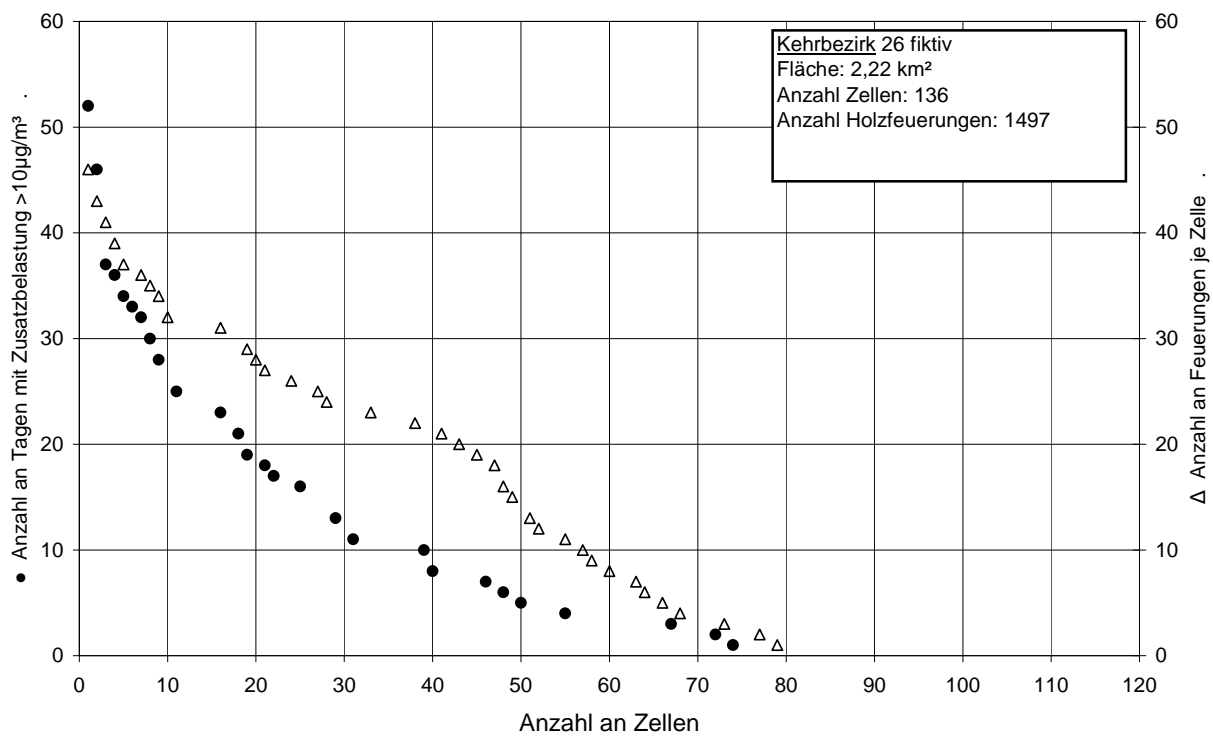


Abbildung 2.5-26: Feinstaub-Zusatzbelastung und Feuerungsdichte in Kehrbezirk 26 fiktiv

Zur Abschätzung der Feinstaub-Zusatzbelastung durch Emissionen aus der Gebäudeheizung wurden Ausbreitungsrechnungen für das gesamte Stadtgebiet Augsburg (Rechengitter-Weite 128 m) sowie für zwei kleinräumige Gebiete (Rechengitter-Weite 8 m) durchgeführt. Dies erfolgte mit Hilfe des Ausbreitungsprogramms LASAT (Version 3.0.9) [Janicke 2004]. Es wurden zwei meteorologische Zeitreihen (DWD und LfU) verwendet. Aus einer Erhebung der Kaminkehrerinnung war die Anzahl an Einzelraumfeuerungsanlagen für feste Brennstoffe je Kehrbezirk bekannt. Daraus wurden mit einem mittleren Emissionsfaktor von 120 mg/MJ für PM₁₀-Feinstaub und unter der Annahme bestimmter Nutzerprofile (spezifiziert durch die jeweilige Kehrhäufigkeiten) für jeden Kehrbezirk mittlere Emissionszeitreihen berechnet. Diese beinhalten die gesamten PM₁₀-Emissionen aus Einzelraumfeuerungsanlagen für feste Brennstoffe jeden Kehrbezirks. Diese „Gesamtemissionszeitreihen“ wurden statistisch auf die gesamte Wohnfläche laut Flächennutzungsplan im jeweiligen Kehrbezirk verteilt. Dadurch wird jedes Wohngebäude im Ausbreitungsmodell zum Emissions-Quellort.

Die höchste Zusatzbelastung durch innerstädtische Holzfeuerungen in einer Rechenzelle im Heizperiodenmittel (15.10. – 31.3.2008) betrug 3,5 µg/m³. Der Heizperiodenmittelwert über alle Zellen mit einer mittleren Belastung von mindestens 0,5 µg/m³ wurde zu 1,13 µg/m³ errechnet. Betrachtet man nur die Zellen mit Wohnbebauung, so ergibt sich ein Heizperiodenmittelwert von 1,32 µg/m³. Im Mittel sind während der Heizperiode ca. 0,3 % des Stadtgebietes und 0,8 % der zu Wohnzwecken bebauten Fläche zwischen 3 und 3,5 µg/m³ durch Emissionen aus Einzelraumfeuerungsanlagen für feste Brennstoffe zusätzlich belastet. Ca. 27 % des Stadtgebietes sind mit mehr als 1 µg/m³ zusätzlich belastet.

Der starke Einfluss von Windstärke und -richtung auf die Immissionen konnte durch den Vergleich der Wetterdaten von DWD und LfU gezeigt werden. Mit den LfU-Wetterdaten wurde eine gute qualitative Übereinstimmung des zeitlichen Immissionsverlaufs bei Messung und Rechnung erreicht, insbesondere ab mittleren Windgeschwindigkeiten von 2 m/s bis 4 m/s und darüber.

Ab mittleren Windstärken ist der Einfluss einer Einzelquelle auf ein größeres Gebiet verteilt, das 128 m-Raster ist zur Immissionsbestimmung ausreichend. Bei Windgeschwindigkeiten unter 2 m/s kann der nun stark lokale Einfluss einer Quelle weniger gut durch das vergleichsweise „grobe“ Rechenraster wiedergegeben werden. Die Quellorte sind durch die Verwendung eines Lagrange-Partikel-Modells zwar weiterhin mit 8 m Genauigkeit angegeben, die Immissionen werden dennoch nur als Integralwerte über 128 m-Zellen berechnet.

Durch die statistische Verteilung der Emissionen auf alle Wohngebäude muss eine Unschärfe in Kauf genommen werden. Besonders bei schwachem Wind bis Windstille wird der stark lokale Einfluss einer Emissionsquelle so nicht scharf genug wiedergegeben.

Da die örtliche Auflösung der Ergebnisse aber auch durch die Maschenweite des Rechengitters von 128 m beschränkt ist, kann die Unschärfe des Quellenmodells für die meisten Wetterlagen toleriert werden. Da die Immissionssituation stark meteorologieabhängig ist, werden Perioden mit hohen Immissionen abgebildet, jedoch in der Höhe der Belastung durch die Mittelung über die großen Rechenzellen tendenziell unterschätzt.

Die Ableitung von Emissionsstärken aus Kehrhäufigkeiten stellt nur eine Schätzung dar und muss überprüft werden. Dies wird beim Vergleich der in den Teilrechengebieten ermittelten Feuerungsanzahlen deutlich. Im Teilrechengebiet „Wohngebiet“ wurden nur 117 Feuerungen erfasst, jedoch 211 Feuerungen modelliert. Zudem wird im Teilrechengebiet am Königsplatz aufgrund der hohen Wohnflächendichte die Anlagenanzahl mit 210 Feuerungen im Modell gegenüber 27 real erfassten Feuerungen weit überschätzt. Eine detaillierte Abbildung der lokalen Emissionsverhältnisse ist jedoch gerade an Hochbelastungstagen wichtig, da die Immissionen meteorologiebedingt stark von lokalen Emissionen geprägt sind. Besonders deutlich wird diese Unschärfe beim Vergleich der Rechnung des statistischen Modells für die gesamte Stadt Augsburg im 128 m-Raster mit der Rechnung mit realen Quellen im 8 m-Raster mit örtlich aufgelösten Gebäuden.

2.6 Einfluss der Emissionen aus der Gebäudeheizung auf die Überschreitungen des PM₁₀-Grenzwerts an unterschiedlichen Standorten

Gemessene Gesamt-Zusatzbelastung mit Partikeln aus innerstädtischer und außerstädtischer Holzverbrennung am Standort Königsplatz

Die am Standort SP1 (Königsplatz) durchgeführten Berechnungen des Anteils von Primärpartikeln aus Holzverbrennung an den PM₁₀-Immissionen (Kap. 2.4.2) können dazu genutzt werden, den Einfluss dieser Zusatzbelastung auf die Häufigkeit von Grenzwertüberschreitungen sowie die Wirkung von Reduktionsmaßnahmen abzuschätzen.

Im Folgenden werden zwei Szenarien diskutiert. Der hypothetische vollständige Wegfall der Gesamt-Zusatzbelastung durch Partikel-Emissionen aus der Gebäudeheizung mit Holz würde zu einer signifikanten Reduktion der PM₁₀-Immissionen im Stadtgebiet führen. Für die Abschätzung des Einflusses einer Reduktion der mittleren Gesamt-Zusatzbelastung um 50 %, z.B. durch einen fortgeschrittenen Stand der Technik, wurden tagesweise die Anteile des PM₁₀ aus Partikeln aus Holzfeuerung um 50 % reduziert (Abbildung 2.6-1). Dieses Vorgehen berücksichtigt nicht den beobachteten überproportionalen Einfluss lokaler Quellen bei austauscharmen Wetterlagen.

Während des Messzeitraums in der Heizperiode 2006-2007 (21.12.2006 – 26.03.2007) wurden 15 Überschreitungen des PM₁₀-Grenzwerts von 50 µg/m³ registriert. Der Mittelwert der PM₁₀-Konzentration lag bei 31,7 µg/m³. Unter der Annahme, dass in diesem Zeitraum keine Belastungen durch Partikel aus Holzfeuerungen an diesem Standort auftraten, wären lediglich 9 Überschreitungen des Grenzwerts registriert worden. Der Mittelwert der PM₁₀-Konzentration hätte 29,4 µg/m³ betragen. Die Reduktion der mittleren Belastung mit Partikeln aus Holzverbrennung um 50% (im Mittel von 2,3 µg/m³ auf 1,1 µg/m³) hätte die Zahl der Überschreitungstage um einen auf 14 reduziert.

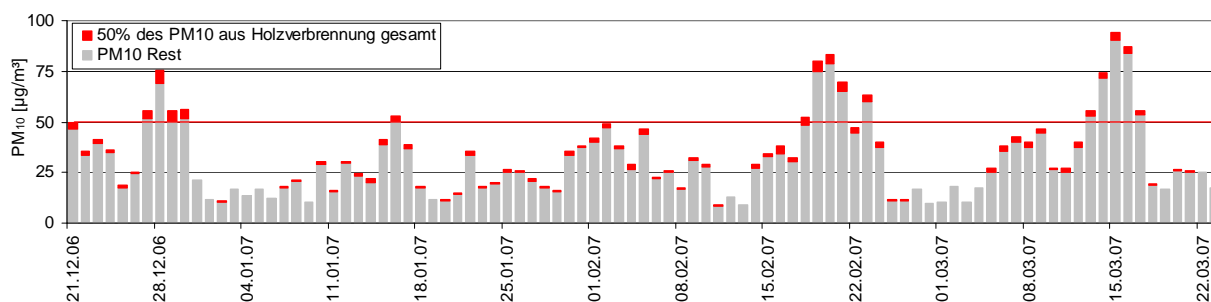


Abbildung 2.6-1: Verlauf der PM₁₀-Konzentration bei Reduktion des Anteils am PM₁₀ aus Primärpartikeln der Holzverbrennung um 50 %, Heizperiode 2006-2007, SP1

Während der Messzeit in der Heizperiode 2007-2008 (14.11.2007 - 31.03.2008) wurden 25 Überschreitungen des PM₁₀-Grenzwerts registriert. Der Mittelwert der PM₁₀-Konzentration lag bei 36,7 µg/m³. Unter der Annahme, dass in diesem Zeitraum keine Belastungen durch Partikel aus Holzfeuerungen an diesen Standort auftraten wären lediglich 16 Überschreitungen des Grenzwerts registriert worden. Der Mittelwert der PM₁₀-Konzentration hätte 33,3 µg/m³ betragen. Die Reduktion der Belastung mit Partikeln aus Holzverbrennung um 50% (im Mittel von 3,4 µg/m³ auf 1,7 µg/m³) hätte die Zahl der Überschreitungstage um zwei auf 23 reduziert.

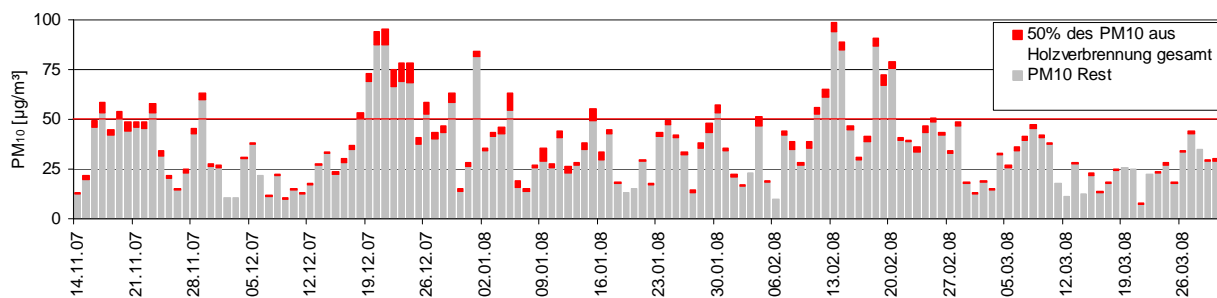


Abbildung 2.6-2: Verlauf der PM₁₀-Konzentration bei Reduktion des Anteils am PM₁₀ aus Primärpartikeln der Holzverbrennung um 50 %, Heizperiode 2007-2008, SP1

Modellrechnungen für städtisch bedingte Zusatzbelastungen an den LÜB-Standorten im Stadtgebiet

Anhand der aus den Modellrechnungen erhaltenen städtisch bedingten Zusatzbelastungen durch Partikel aus Holzfeuerungen im Stadtgebiet (Kap. 2.5) kann der Einfluss von Reduktionsmaßnahmen auf die PM₁₀-Immissionen und die Überschreitung von Grenzwerten abgeschätzt werden. Analog zum oben diskutierten Vorgehen werden zwei Szenarien diskutiert. Dies sind zum Einen der vollständige Wegfall der städtisch bedingten Zusatzbelastung durch Emissionen im Stadtgebiet und zum Anderen die tagesweise Reduktion der städtisch bedingten Zusatzbelastung um 50%. Auch hierbei bleibt der überproportionale Einfluss lokaler Quellen in austauscharmen Wetterlagen unberücksichtigt.

In Anhang A.7 sind die Verläufe der PM₁₀-Konzentration und der aus den Modellrechnungen erhaltenen städtisch bedingten PM₁₀-Zusatzbelastung aus Primärpartikeln der Holzverbrennung im Stadtgebiet für die Heizperiode 01.11.2007 – 31.03.2008 dargestellt. Der Einfluss der städtisch bedingten Zusatzbelastung auf die gemessenen PM₁₀-Konzentrationen variiert an den unterschiedlich charakterisierten Standorten deutlich.

An der zentralen verkehrsbezogenen Station am Königsplatz (SP1) hätte der vollständige Wegfall der städtisch bedingten Zusatzbelastung (im Mittel 1,6 µg/m³), z.B. durch ein hypothetisches Feuerungsverbot, die Anzahl der Tage mit Überschreitung des Grenzwerts von 50 µg/m³ für PM₁₀ von 26 auf 23 reduziert. Bei Reduktion der Zusatzbelastung um 50%, z.B. durch einen fortgeschrittenen Stand, der Technik wäre die Zahl der Überschreitungstage um einen auf 25 gesunken.

Der hypothetische Wegfall der städtisch bedingten Zusatzbelastung an den Standorten Karlstraße und Bourges-Platz mit 1,9 µg/m³ bzw. 2,0 µg/m³, hätte an diesen Standorten zur Reduktion der Überschreitungstage um vier (an der Karlstraße) bzw. null (am Bourges-Platz) geführt. Bei Halbierung der Zusatzbelastung wären in der Karlstraße drei Überschreitungstage weniger registriert worden.

An der flächenbezogenen Messstation im städtisch bedingten Hintergrund (LfU, SP4) hätte der vollständige Wegfall der Zusatzbelastung (Mittelwert 0,5 µg/m³) zu keiner Reduktion der Überschreitungstage geführt.

Tabelle 2.6-1: PM₁₀-Konzentrationen und Überschreitungen des Grenzwerts sowie Einfluss der städtisch bedingten Zusatzbelastung an den LÜB-Stationen in Augsburg
 Städtisch bedingte Zusatzbelastung mit Partikeln aus der Holzverbrennung aus der Ausbreitungsrechnung (Kap. 2.5), Berechnungszeitraum 01.11.2007 – 31.03.2008²

Standort		Königsplatz (SP1)	Bourges-Platz (SP2)	Karlstraße	LfU (SP4)
Messstation gemäß 4.BImSchVwV Anhang B1		Fall I - verkehrsbezogen	Fall II - industriebezogen	Fall I - verkehrsbezogen	Fall III - flächenbezogen
Art der Station gemäß Eol		Verkehr	Hintergrund	Verkehr	Hintergrund
Messdaten PM ₁₀ gesamt (LÜB)	Mittelwert [$\mu\text{g}/\text{m}^3$]	35,9	24,6	30,0	21,1
	Tage > 50 $\mu\text{g}/\text{m}^3$	26	11	19	8
Vollständiger Wegfall der städtisch bedingten Zusatzbelastung (Kap. 2.5)					
Städtisch bedingte Zusatzbelastung	Mittelwert [$\mu\text{g}/\text{m}^3$]	1,6	1,9	2,0	0,5
Messdaten PM ₁₀ abzüglich städtisch bedingter Zusatzbelastung	Mittelwert [$\mu\text{g}/\text{m}^3$]	34,3	22,7	27,9	20,6
	Tage > 50 $\mu\text{g}/\text{m}^3$	23	11	15	8
Reduktion von Tagen > 50 $\mu\text{g}/\text{m}^3$		3	0	4	0
Reduktion der städtisch bedingten Zusatzbelastung 50 % (Kap. 2.5)					
50 % der städtisch bedingten Zusatzbelastung	Mittelwert [$\mu\text{g}/\text{m}^3$]	0,8	1,0	1,0	0,2
Messdaten PM ₁₀ abzüglich 50 % der städtisch bedingten Zusatzbelastung	Mittelwert [$\mu\text{g}/\text{m}^3$]	35,1	23,6	29,0	20,9
	Tage > 50 $\mu\text{g}/\text{m}^3$	25	11	16	8
Reduktion von Tagen > 50 $\mu\text{g}/\text{m}^3$		1	0	3	0

² Wegen des längeren Untersuchungszeitraums weichen die Messwerte von den im voran gegangenen Abschnitt "Gemessene Gesamt-Zusatzbelastung ..." geringfügig ab

Modellrechnungen für städtisch bedingte Zusatzbelastungen an Standorten in Wohngebieten

Da im Rahmen des Projekts keine Messungen der PM₁₀-Konzentrationen in Wohngebieten vorgesehen waren, wurde für die Abschätzung des Einflusses der städtisch bedingten Zusatzbelastung aus Holzfeuerungen auf PM₁₀-Konzentrationen und die Überschreitung des PM₁₀-Grenzwerts auf Modellrechnungen unter Berücksichtigung der städtischen und des überregionalen PM₁₀-Hintergrundkonzentrationen zurückgegriffen. Der städtische Hintergrund wurde dabei durch die LÜB-Station am LfU und der überregionale Hintergrund durch die LÜB-Station Andechs-Rothenfeld repräsentiert. Für die Abschätzung wurden die aus den Ausbreitungsrechnungen für die Station „Wohngebiet“ (SP3) und für die im Mittel am höchsten belastete Zelle im Stadtgebiet erhaltenen Werte der Zusatzbelastung tageweise zu den PM₁₀-Konzentrationswerten der jeweiligen Hintergrundstation addiert. Diese beiden Berechnungen wurden durchgeführt, da die betrachteten Wohngebiete in Abhängigkeit von der Windrichtung entweder vom städtischen Hintergrund oder vom Umland mit PM₁₀ beaufschlagt werden. Die beiden Hintergrundstationen repräsentieren also zum einen die höchste und zum anderen die geringste PM₁₀ Grundbelastung in den Wohngebieten. Zusätzliche Einflüsse durch lokale Gegebenheiten wie z. B. die Nähe zu weiteren Quellen für Feinstaub blieben in der Berechnung unberücksichtigt. In Anhang A.7 sind die Verläufe der PM₁₀-Konzentration und der städtisch bedingten Zusatzbelastungen dieser Modellrechnungen dargestellt.

Durch die Erhöhung der städtischen PM₁₀-Hintergrundkonzentration um die an der Station „Wohngebiet“ (SP3) berechnete städtisch bedingte Zusatzbelastung von im Mittel 2,3 µg/m³ steigt die Zahl der Überschreitungstage von 8 auf 13 an. Die Erhöhung der überregionalen PM₁₀-Hintergrundkonzentration um die an der Station „Wohngebiet“ (SP3) berechnete städtisch bedingte Zusatzbelastung hätte keine zusätzlichen Überschreitungen des Grenzwerts zur Folge gehabt. Durch die Erhöhung der überregionalen PM₁₀-Hintergrundkonzentration um die im Gebiet mit der höchsten berechneten städtisch bedingten Zusatzbelastung (3,5 µg/m³ im Heizperiodenmittel) steigt die Zahl der Überschreitungstage von 2 auf 3 an.

Tabelle 2.6-2: PM₁₀-Konzentrationen und Überschreitungen des Grenzwerts sowie Einfluss der städtisch bedingten Zusatzbelastung in Wohngebieten in Augsburg
Städtisch bedingte Zusatzbelastung mit Partikeln aus der Holzverbrennung aus der Ausbreitungsrechnung (Kap. 2.5), Heizperiode 01.11.2007 – 31.03.2008

		Städtisch bedingte Zusatzbelastung	Städtischer Hintergrund (SP4)	Städtischer Hintergrund (SP4) + Zusatzbelastung	Überregionaler Hintergrund (Andechs)	Überregionaler Hintergrund (Andechs) + Zusatzbelastung
Wohngebiet (SP3)	Mittelwert [µg/m ³]	2,3	21,1	23,4	14,2	16,5
	Tage > 50 µg/m ³	-	8	13	2	2
	Tage 40-50 µg/m ³	-	9	10	0	7
Wohngebiet mit höchster städtisch bedingter Zusatzbelastung	Mittelwert [µg/m ³]	3,5	21,1	24,6	14,2	17,7
	Tage > 50 µg/m ³	-	8	13	2	3
	Tage 40-50 µg/m ³	-	9	14	0	6

Die Immissionsmessungen haben im Zeitraum 01.11.2007 - 31.03.2008 am Königsplatz 26 Überschreitungen des PM₁₀-Grenzwerts ergeben. Der Mittelwert der PM₁₀-Konzentration lag in diesem Zeitraum bei 36 µg/m³. Die Reduktion der Gesamt-Zusatzbelastung mit Partikeln aus Holzverbrennung um 50 % hätte die Zahl der Überschreitungstage auf 23 reduziert.

Anhand der Ergebnisse der Ausbreitungsrechnung wurden Modellrechnungen zur Abschätzung des Einflusses der städtisch bedingte Zusatzbelastungen an den LÜB-Standorten und in Wohngebieten in Augsburg durchgeführt. Die Reduktion der Emissionen aus Holzverbrennung im Stadtgebiet um 50 % hätte an den LÜB Standorten Königsplatz, Karlstraße bzw. Bourges-Platz eine Reduktion von null bis drei Überschreitungstagen zu Folge gehabt. Die Modellrechnungen für Wohngebiete haben ergeben, dass hier gegenüber der städtischen Hintergrundbelastung mit einer deutlichen Zunahme von Tagen mit PM₁₀-Konzentrationen > 50 µg/m³ aufgrund der (lokalen) Quellen zu rechnen ist. In dem am höchsten belasteten Gebiet führt die städtisch bedingte Zusatzbelastung mit Partikeln aus der Holzverbrennung zu einem Anstieg der Überschreitungstage von 8 auf 13.

3 Übertragbarkeit auf andere Belastungsgebiete

Ableitung des Anteils der Holzfeuerungen an den Feinstaub PM₁₀-Immissionen anhand der Konzentration von Leitsubstanzen

Im vorliegenden Projekt wurde die Konzentration von primären Partikeln aus der Holzfeuerung in PM₁₀-Immissionen anhand der Konzentrationen der Leitsubstanzen Kalium und Levoglucosan in den PM₁₀-Immissionen berechnet.

Grundlage für die Berechnung ist die Kenntnis der mittleren Konzentration von Kalium in Partikel-Emissionen aus Holzverbrennung. Die durchgeführten Messungen ergaben eine mittlere Kaliumkonzentration in den Partikel-Emissionen aus der Holzfeuerung von 5,8 %. Aufgrund der hohen Variabilität der Zusammensetzung der PM-Emission wird davon ausgegangen, dass der mittlere Kaliumanteil in einem Bereich von ca. 2,9 bis 8,7 % (Abschnitt 2.2.2) liegt. Die in Augsburg festgestellte hohe Korrelation der Konzentrationen der anorganischen Leitsubstanz Kalium und der organischen Leitsubstanz Levoglucosan in den Immissionsproben ist ein Beleg für die hier vorliegenden im Mittel einheitlichen und konstanten Emissionsverhältnisse. Der daraus ermittelte Gehalt von Levoglucosan in Partikel-Emissionen aus der Holzfeuerung liegt bei 12,6 % (Bereich 6,3 bis 18,9 %). Darüber hinaus war anhand der Messungen von Levoglucosan und Kalium eine Abschätzung der (mittleren) Kalium- Grundbelastung in den PM₁₀-Immissionen möglich. Damit wurde für Augsburg eine Berechnung der Konzentration von Partikeln aus der Holzfeuerung in den PM₁₀-Immissionen möglich.

Sowohl die Gesamtemissionen an Feinstaub aus Holzverbrennungen als auch die Anteile anorganischer und organischer Komponenten variieren stark mit den Verbrennungsbedingungen. Neben den zumeist technischen Einflussfaktoren (u. a. Brennstoff, Feuerungstechnik) beeinflusst das Nutzerverhalten die entstehenden Emissionen ganz wesentlich. Prinzipiell gilt, je vollständiger die Verbrennung, desto geringer sind der organische Anteil und die emittierte Partikel-Masse und desto höher ist der Kalium- Anteil in den emittierten Partikeln. Diese Einflüsse führen dazu, dass in Immissionsproben von unterschiedlichen Standorten auch von den Augsburger Verhältnissen abweichende Relationen von Kalium und Levoglucosan gefunden wurden (vgl. Tabelle 1.2-3). Dabei wurden i. d. R. hohe Korrelationen der beiden Leitsubstanzen zueinander festgestellt. Prinzipiell ist also die Berechnung des Anteils von Partikeln aus Holzverbrennung an den PM₁₀-Immissionen aus gemessenen Kalium- oder Levoglucosan-Konzentrationen im PM₁₀ möglich. Wie stark die aus der Kalium-Konzentration und der Levoglucosan-Konzentration errechneten PM₁₀-Immissionen von einander abweichen können, wenn die Augsburger Verhältnisse für andere Standorte zugrunde gelegt werden, zeigen z. B. Messungen in einer ländlichen Ortschaft mit hoher Verkehrsbelastung und hoher Belastung durch Holzfeuerungen im Januar 2009.

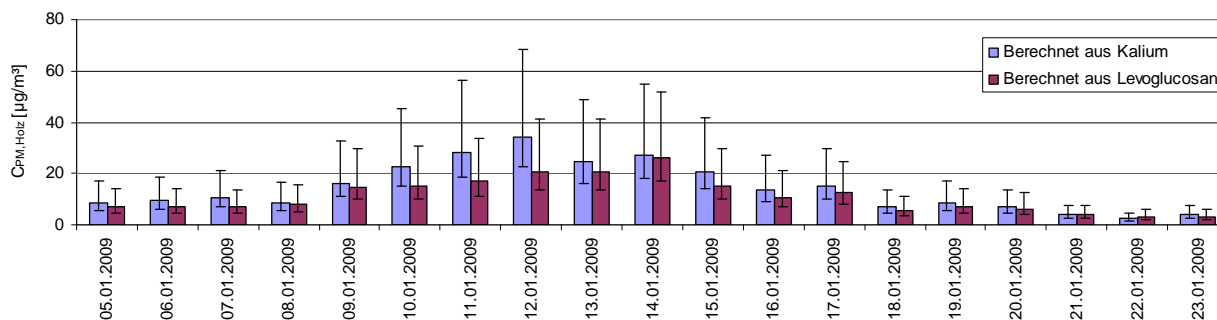


Abbildung 3-3.1: Immissionskonzentration von Primärpartikeln aus Holzverbrennung im PM₁₀ an einem kleinstädtischen Standort; berechnet aus der Kaliumkonzentration und der Konzentration an Levoglucosan sowie der für das Stadtgebiet Augsburg ermittelten Regressionsgerade zwischen den Kalium- und den Levoglucosan- Immissionen

Die Verhältnisse an dem untersuchten Standort werden von nur wenigen Holzfeuerungen bestimmt. So kommen für die Unterschiede zu den Augsburger Verhältnissen sowohl der Einsatz kaliumreicherer Brennstoffe (z. B. Rinde, Nadeln, Laub, Stroh) in Betracht als auch bessere Verbrennungsbedingungen in den Feuerungsanlagen (z.B. aufgrund der niedrigen Außentemperaturen im Januar).

Für die Abschätzung des Anteils von Feinstaub aus Holzfeuerungen an PM₁₀-Immissionen wird daher empfohlen, sowohl die Kalium- als auch die Levoglucosan-Konzentration in den Immissionsproben zu ermitteln und die jeweilige Regressionsgerade zu bestimmen. Der Vergleich der Steigung der standortspezifischen Regressionsgeraden ($c_{K,I} = c_{K,G} + c_{Lev,I}$) mit dem für Augsburg ermittelten Wert ist, sofern ein relevanter Einfluss durch den Einsatz Kalium reicher Brennstoffe ausgeschlossen werden kann, ein Hinweis darauf, dass an dem jeweiligen Standort im Mittel bessere (höhere Steigung) oder schlechtere (geringere Steigung) Verbrennungsbedingungen als im Stadtgebiet Augsburg erfasst wurden. Damit wird eine Einschätzung möglich, ob der mit dem Emissionsfaktor für Kalium von 5,8 % in den PM Emissionen berechnete Wert für Partikel aus der Holzfeuerungen in den PM₁₀-Konzentrationen eher zu hoch oder zu niedrig ist.

Weder Kalium noch Levoglucosan werden ausschließlich aus der Holzverbrennung emittiert. Grundlage jeder Abschätzung der Immission muss daher die Prüfung sein, in wieweit andere Quellen die Immissionskonzentrationen der Leitsubstanzen beeinflussen. In der Regel wird eine Grundbelastung mit Kalium, die u. a. auf Aufwirbelung von Bodenmaterial, Pflanzenabrieb oder Seesalz zurückzuführen ist, festgestellt. Der aus der Regression ermittelte Achsenabschnitt gibt einen guten Näherungswert für die jeweilige Grundbelastung mit Kalium, die in der Berechnung anhand der Kalium-Konzentrationen berücksichtigt werden muss.

Berechnung der PM₁₀-Immissionen aus Holzfeuerungen anhand von Modellrechnungen

Die Ergebnisse von Modellrechnungen sind unter bestimmten Randbedingungen auf andere Gebiete übertragbar. Wesentliche Randbedingungen sind das Emissionsaufkommen (Feuerungsanlagendichte in Verbindung mit dem Stand der Technik) im Untersuchungsgebiet, dessen Lage hinsichtlich des Eintrags von Immissionen von außerhalb sowie die Meteorologie.

Dementsprechend sind in anderen Beurteilungsgebieten je nach dem örtlichen Emissionsaufkommen und den meteorologischen Bedingungen quantitativ andere Ergebnisse zu erwarten. Bei sehr austauscharmen Bedingungen kann die zu erwartende Zusatzbelastung durch Emissionen aus Holzfeuerungen höher sein. Bei austauschreicheren Bedingungen sind niedrigere Immissionen zu erwarten.

Mit dem im Rahmen des Forschungsprojektes [BIOMIS] erstellten Excel-Arbeitsblatt (Version 2.4 BETA, siehe Abschnitt 1.2) wurden unter Annahme des für Augsburg abgeschätzten Holzfeuerungsanteil von ca. 2,1 % am Endenergieanteil Abschätzungen bei unterschiedlichen Windgeschwindigkeiten (die die langjährig gemittelten Austauschbedingungen repräsentieren sollen) und unterschiedlicher Bebauungsstruktur (ländlich / städtisch) berechnet. Es ergeben sich Unterschiede der zu erwartenden Zusatzbelastung um Faktor zwei bis drei zwischen sehr günstigen und sehr ungünstigen Austauschbedingungen bei gleichbleibendem Emissionsaufkommen. Im Mittel stimmen die Ergebnisse aus der BIOMIS-Abschätzung gut mit den Ergebnissen aus der LASAT-Berechnung überein (siehe Kapitel 1.2, Seite 9).

Ein Faktor drei als Einfluss der Meteorologie wird auch von [Kunde et al. 2009] im Energie-Fachmagazin BWK berichtet. Kunde hat meteorologische bestcase- und worstcase- Szenarien bei gleichbleibender Emissionssituation in einem Wohngebiet mit dem Ausbreitungsprogramm LASAT berechnet.

Das Konzept der Berechnung der Konzentration von Partikeln aus der Holzfeuerung in PM₁₀-Immissionen anhand der Konzentrationen der Leitsubstanzen Kalium und Levoglucosan kann auf andere Standorte übertragen werden. Die im Projekt ermittelten Emissionsfaktoren für Kalium und Levoglucosan von 5,8 % bzw. 12,6 % bezogen auf die emittierte Partikelmasse können hierfür herangezogen werden. Grundlage für eine Berechnung ist aber die Kenntnis der Relation von Kalium und Levoglucosan. Diese Relation ermöglicht eine Abschätzung der Grundbelastung an Kalium durch andere Quellen und eine Beurteilung der am jeweiligen Standort vorherrschenden Emissionsbedingungen.

Die PM₁₀-Zusatzbelastung durch Emissionen aus der häuslichen Holzverbrennung wurde mit Ausbreitungsrechnungen (LASAT) untersucht. Dazu wurde das Emissionsaufkommen kehrbezirksbezogen erhoben und statistisch auf die im Flächennutzungsplan ausgewiesene Wohnfläche verteilt. Hierzu wurden verschiedene Feuerungsanlagen-Nutzertypen definiert und für jeden Kehrbezirk eine mittlere Emissionszeitreihe gebildet. Dadurch ergibt sich gegenüber der Realität eine Unschärfe bezüglich der örtlichen Auflösung der Emissionsquellen.

Die Emissionen verteilen sich aufgrund der Emissionszeitreihen und der zugrunde liegenden Meteorologie (DWD und LfU) im Untersuchungsgebiet, das in ein Rechengitter mit 128 m Auflösung (softwarebedingt) aufgeteilt ist.

Im Rahmen dieser Einschränkungen sind die ermittelten Ergebnisse durchaus übertragbar. Insbesondere bei stark gegliedertem Gelände und offensichtlich deutlich anderem Emissionsaufkommen bzw. der Verteilung der Emissionsquellen ist die Übertragbarkeit der hier vorgestellten Ergebnisse im Einzelfall zu prüfen. Generell gilt, dass sich Emissionen besonders bei ungünstigen Ausbreitungsbedingungen (Schwachwind, Inversion) eher im näheren Umfeld um die Emissionsquelle auswirken und hier die höchsten Immissionskonzentrationen berechnet werden. Bei austauschreicheren Bedingungen sinkt die Immissionsbelastung aufgrund von Verdünnungseffekten.

4 Bewertung der Ergebnisse und mögliche Minderungsmaßnahmen

4.1 Bewertung der Untersuchungsergebnisse

Der Gesamtwärmebedarf im Stadtgebiet Augsburg beträgt etwa 15.400 TJ pro Jahr bei einer Gesamtwohnfläche von 24,5 km². Daraus ergibt sich ein mittlerer Heizbedarf von ca. 630 MJ pro Quadratmeter und Jahr (entsprechend 175 kWh/(m²a)). Im Stadtgebiet gibt es derzeit ca. 14.100 Schornsteine, an denen Einzelraumfeuerungen für feste Brennstoffe betrieben werden. Die dort erzeugte Wärmemenge beträgt ca. 320 TJ/a, sodass etwa 2,1 % des Gebäudeheizbedarfes mit Holz gedeckt wird. Diese Feuerungsanlagen riefen eine PM₁₀-Zusatzbelastung im Stadtgebiet von etwa 1,3 µg/m³ (Mittelwert in den Rechenzellen mit Wohnbebauung) hervor. Von außerhalb des Stadtgebietes wurde eine PM₁₀-Zusatzbelastung durch Festbrennstofffeuerungsanlagen in Höhe von ca. 1,5 µg/m³ in das Stadtinnere (Hintergrundbelastung) hereingetragen, sodass die Gesamtzusatzbelastung durch Festbrennstofffeuerungen ca. 2,8 µg/m³, gemittelt über die Heizperiode, bzw. 1,4 µg/m³ bezogen auf das Jahresmittel, betrug. Dies zeigen sowohl die Messungen als auch die Modellrechnungen. Die Betrachtung berücksichtigt nicht die Partikel, die aus gasförmigen Bestandteilen des Abgases von Holzfeuerungen durch luftchemische Vorgänge in der Umgebungsluft gebildet werden (Sekundärpartikel).

Die Feuerungsanlagen sind nicht gleichmäßig im Stadtgebiet verteilt. Der Stadtteil nordwestlich der Stadtmitte (Kehrbezirk 1) weist vergleichsweise viele nebeneinander liegende Rechenzellen mit relativ hoher Feuerungsdichte mit bis zu 21 Anlagen je Rechenzelle entsprechend 1 Anlage je 780 m² Grundstücksfläche auf. Zusätzlich werden in diesen Stadtteil insbesondere bei ungünstigen Austauschbedingungen Emissionen aus den südöstlich gelegenen Stadtteilen eingetragen. Hier, nordwestlich des Bourges-Platzes betrug die Zusatzbelastung durch innerstädtische Holzfeuerungen nach der Modellrechnung bis zu 3,5 µg/m³ (Mittelwert über die Heizperiode). Dementsprechend traten im Kehrbezirk 1 besonders viele Tage mit PM₁₀-Zusatzbelastungen von mehr als 10 µg/m³ auf: 8 Rechenzellen (0,13 km²) wiesen im Untersuchungszeitraum an mehr als 10 Tagen Zusatzbelastungen von mehr als 10 µg/m³ auf. 15 der 22 Rechenzellen, in denen Zusatzbelastungen über 3 µg/m³ (Heizperiodenmittelwerte) berechnet wurden, liegen im Kehrbezirk 1. Ein Zusammenhang zwischen Feuerungsanlagendichte und Zusatzbelastung besteht aber nicht überall. Liegen im Kehrbezirk nur einzelne Zellen mit hohen Anlagendichten vor, wie z.B. in Kehrbezirk 25, so überwiegen Vermischungs- und Verdünnungseffekte durch die benachbarten Zellen mit nur geringen PM₁₀-Zusatzbelastungen durch Holzfeuerungen. So betrug der Heizperiodenmittelwert für die Zusatzbelastung in der Zelle mit der höchsten Feuerungsdichte (35 Feuerungen) im Stadtgebiet nur 1,9 µg/m³ und an nur 1 Tag wurde eine Zusatzbelastung von 10 µg/m³ überschritten.

In der Heizperiode 2007-2008 war am Königsplatz die Zusatzbelastung durch Holzfeuerungen für bis zu 3 Überschreitungen des PM₁₀-Immissionsgrenzwertes (50 µg/m³ für das Tagesmittel) ursächlich. Für weniger verkehrsbelastete Regionen (z.B. Messstation Bourges-Platz) kann allerdings ausgeschlossen werden, dass es im Untersuchungszeitraum aufgrund von Zusatzbelastungen durch Holzfeuerungen an mehr als 35 Tagen zu Überschreitungen des PM₁₀-Immissionsgrenzwertes gekommen ist, selbst wenn dort erheblich höhere Feuerungsanlagendichten angenommen würden.

Wie hoch die Gesamtbelastung im Stadtgebiet (hohe Feuerungsanlagendichte) im Untersuchungszeitraum war, kann für die nicht verkehrsbelasteten Bereiche durch Addition der berechneten PM₁₀-Zusatzbelastung durch Holzfeuerungen und der am LfU gemessenen Hintergrundbelastung grob abgeschätzt werden: Addiert man Zusatz- und Hintergrundbelastung tageweise (Abbildung A.7-7), so ergeben sich in der Rechenzelle mit der höchsten PM₁₀-Zusatzbelastung (3,5 µg/m³ im Heizperiodenmittel; 20 Holzfeuerungen in der Rechenzelle) an 13 Tagen Überschreitungen des PM₁₀-Immissionsgrenzwertes von 50 µg/m³, womit sich die Anzahl der Überschreitungstage im Vergleich zur LfU-Hintergrundmessstation um 5 erhöht und damit nahezu verdoppelt.

Beide Winter waren im Vergleich mit langjährigen Mittelwerten sehr mild. Liegen in Jahren mit ungünstigen meteorologischen Bedingungen bereits die Hintergrundbelastungen allgemein auf deutlich höherem Niveau, wie z. B. in den Jahren 2005 und 2006, so werden ebenso die Zusatzbelastungen durch Holzfeuerungen häufiger und in höherer Konzentration auftreten. In Bereichen mittlerer bis hoher Feuerungsanlagendichte kann daher insbesondere bei hinzukommenden Verkehrsbelastungen nicht ausgeschlossen werden, dass es auch hier an mehr als 35 Tagen zu Überschreitungen des PM_{10} -Immissionsgrenzwertes kommt.

Die Konzentration an Benzo(a)pyren an der Messstation Königsplatz lag im Heizperiodenmittel bei $1,6 \text{ ng/m}^3$. Es lässt sich für das Jahr 2008 ein Jahresmittelwert von ca. $0,7 - 0,9 \text{ ng/m}^3$ abschätzen. Der Zielwert der [22. BImSchV] von 1 ng/m^3 wird damit unterschritten. Die hohe Korrelation zwischen Levoglucosan und Benzo(a)pyren (Abbildung A.5-32) lässt allerdings vermuten, dass an Standorten mit signifikant höheren PM_{10} -Zusatzbelastungen durch Holzfeuerungen als am Königsplatz (Heizperiodenmittel $3,4 \text{ } \mu\text{g/m}^3$) Überschreitungen des Zielwertes der [22. BImSchV] auftreten können.

4.2 Minderungsmaßnahmen

4.2.1 Wirkung von Maßnahmen

Zur Abschätzung der Wirkung möglicher Minderungsmaßnahmen wurden in gleicher Weise die am Königsplatz und am LfU gemessenen PM_{10} -Konzentrationen und die berechneten PM_{10} -Zusatzbelastungen an den Beurteilungspunkten „Königsplatz“, „LfU“ und an dem Standort mit der im Heizperiodenmittel höchsten Zusatzbelastung tageweise ausgewertet.

Durch ein fiktives, in der Heizperiode 2007 / 2008 im Stadtgebiet geltendes, generelles Verbot von Holz-Einzelraumfeuerungen hätte die PM_{10} -Belastung am Standort der höchsten Zusatzbelastung durch Holzfeuerungen um $3,5 \text{ } \mu\text{g/m}^3$ im Heizperiodenmittel bzw. um $1,8 \text{ } \mu\text{g/m}^3$ im Jahresmittel gemindert werden können; die Anzahl der Tage, mit PM_{10} -Konzentrationen über dem Immissionsgrenzwert von $50 \text{ } \mu\text{g/m}^3$ wäre von 13 auf 8 gesunken. Am Königsplatz hätte die Belastung im Heizperiodenmittel um $1,6 \text{ } \mu\text{g/m}^3$ und die Anzahl der Überschreitungen von 26 auf 23 gemindert werden können.

Zukünftige Prognosemodelle sollen Vorhersagen von Feinstaubbelastungen ermöglichen. Könnten Grenzwertüberschreitungen durch ein solches Prognosemodell zuverlässig vorausgesagt werden, so könnten durch eine Betriebsbeschränkung für Holz-Einzelraumfeuerungen für die prognostizierten Überschreitungszeiten die Anzahl der Überschreitungstage in gleicher Höhe wie bei dem o.g. Verbot von Holzfeuerungen reduziert werden. Hätte in der Heizperiode 2007 / 2008 eine solche Betriebsbeschränkung nur für die Zeiten gegolten, in denen der PM_{10} -Tagesgrenzwert am Königsplatz überschritten war, hätte zugleich die PM_{10} -Belastung am Standort der höchsten Zusatzbelastung durch Holzfeuerungen um $1,0 \text{ } \mu\text{g/m}^3$ im Heizperiodenmittel gemindert werden können; am Königsplatz selber wäre in dem Zeitraum die Belastung um $0,3 \text{ } \mu\text{g/m}^3$ gesunken.

Eine Verringerung der PM_{10} -Emissionsmassenströme nur der innerstädtischen Holzfeuerungen durch Reduzierung der Anlagenanzahl je Flächeneinheit oder durch technische bzw. betriebliche Verbesserungsmaßnahmen um 50 % führt zu einer Reduzierung der entsprechenden PM_{10} -Immissionszusatzbelastung um 50 %. Am Standort der höchsten Belastung wäre bei entsprechenden Maßnahmen in der Heizperiode 2007 / 2008 die Anzahl der Überschreitungstage um 2 gesunken, am Königsplatz um 1.

4.2.2 Mögliche Maßnahmen zur Emissionsminderung

Grundsätzlich kann durch folgende Maßnahmen eine Minderung der Emissionen von Festbrennstofffeuerungen erzielt werden:

Verbesserung der Betriebsweise

- Aufklärungsmaßnahmen (Beratung zum richtigen Heizen mit Holz)
- Einbau von automatischen Steuerungen (z.B. Regelung der Primär- und Sekundärluftzufuhr) zur Vermeidung von Bedienungsfehlern
- Einbau von Wärmespeichern (Speichermasse, Wassertaschen) zur Vermeidung von Schwachlastbetrieb
- knappe Dimensionierung von Einzelraumfeuerungen mit und ohne Wassertasche (in Neubauten z.B. max. 6 kW), um Schwachlastbetrieb zu vermeiden und die Verwendung als Zentralheizungsanlage weniger attraktiv zu machen

Technische Maßnahmen

- Nachrüstung von geeigneten Entstaubungsaggregaten³

Beschränkung der Betriebszeiten

- Beeinflussung des Betreiberhaltens durch Information der Bürger und über Medien bei erhöhten Feinstaubimmissionswerten. Nach einem positiven Abschluss des FuE-Projektes „Prognose der Luftqualität in Bayern (PROLUBA)“ stehen Methoden zur Prognose von Feinstaubbelastungen zur Verfügung, die ggf. von Kommunen genutzt werden können.
- Verbote von Festbrennstoffen in Brennpunktbereichen (z.B. in Städten mit PM₁₀-Immissionsgrenzwertüberschreitungen; Brennstoff-Verordnungen)

Folgende administrative Maßnahmen wurden bereits eingeleitet, die mittelfristig zu einer Minderung der Emissionsmassenströme führen werden:

- Festlegung bauartbezogener Anforderungen für Kleinf Feuerungsanlagen im Zusammenhang mit der Öko-Design-Richtlinie der EU
- Novellierung der Verordnung über kleine und mittlere Feuerungsanlagen (1. BImSchV)

³ Diese liegen derzeit in Serienreife noch nicht für alle Anwendungen vor

Im Stadtgebiet Augsburg werden etwa 2,1 % des Gebäudeheizbedarfes mit festen Holzbrennstoffen gedeckt. Diese Feuerungsanlagen riefen im Untersuchungszeitraum eine PM₁₀-Zusatzbelastung im Stadtgebiet von etwa 1,3 µg/m³ (Mittelwert über die Heizperiode) hervor. Zudem wurde von außerhalb des Stadtgebietes eine PM₁₀-Zusatzbelastung durch Holzfeuerungsanlagen in Höhe von ca. 1,5 µg/m³ in das Stadttinnere (Hintergrundbelastung) hereingetragen.

Im höchstbelasteten Kehrbezirk mit hoher Feuerungsanlagendichte, dichter Bebauung (436 Feuerungen auf einer Kehrbezirksfläche von 1,03 km², Feuerungsdichte: 1 Anlage je 1700 m² Grundstücksfläche) betrug die höchste berechnete Zusatzbelastung durch innerstädtische Festbrennstofffeuerungen 3,5 µg/m³. 15 der 22 Rechenzellen, in denen Zusatzbelastungen über 3 µg/m³ (Heizperiodenmittelwerte) berechnet wurden, liegen in diesem Kehrbezirk.

Durch ein fiktives, in der Heizperiode 2007 / 2008 (01.11.2007 – 31.03.2008) im Stadtgebiet geltendes, generelles Verbot von Holz-Einzelraumfeuerungen hätte die PM₁₀-Belastung am Königsplatz im Heizperiodenmittel um 1,6 µg/m³ und die Anzahl der Überschreitungen von 26 auf 23 gemindert werden können. Am Standort der höchsten Zusatzbelastung durch Holzfeuerungen wäre die Belastung um 3,5 µg/m³ im Heizperiodenmittel bzw. um 1,8 µg/m³ im Jahresmittel gesunken; die Anzahl der Tage mit PM₁₀-Konzentrationen über dem Immissionsgrenzwert von 50 µg/m³ wäre von 13 auf 8 gesunken.

Zur Minderung der Emissionen sollten Anreize zu einer Modernisierung und einer verbesserten Betriebsweise der Anlagen geschaffen werden. Ggf. muss eine Beschränkung der Betriebszeiten in Betracht gezogen werden. Mittelfristig werden die Novellierung der 1. BImSchV und die Festlegung von Anforderungen im Zusammenhang mit der Öko-Design-Richtlinie der EU zu einer Minderung der Emissionen führen.

5 Zusammenfassung

Partikel aus der Holzverbrennung haben in der Heizperiode 2007-2008 am Standort „Königsplatz“ zu einer mittleren Feinstaub-Immissionsbelastung von $3,4 \mu\text{g}/\text{m}^3$ geführt, entsprechend einem mittleren Anteil an der PM_{10} -Konzentration von 9%. Dabei wurden ca. 50% der Immissionsbelastung durch Emissionen von Holzfeuerungen außerhalb des Stadtgebietes hervorgerufen.

Zum Zeitpunkt der Erhebung waren in Augsburg ca. 14.200 Schornsteine mit angeschlossenen Festbrennstofffeuerungen registriert. Es handelt sich weit überwiegend um Einzelraumfeuerungen. In diesen Feuerungen werden jährlich ca. 24.000 t Holz und 3.200 t Braunkohle verfeuert. Damit werden etwa 2,5 % des Gebäudeheizbedarfes im Stadtgebiet mit festen Brennstoffen und ca. 2,1% mit Holz gedeckt. Aus der Verbrennung von Holz werden jährlich ca. 38 t Feinstaub emittiert. Die Braunkohleverbrennung trägt jährlich ca. 5,5 t Feinstaub zu den Emissionen im Stadtgebiet von Augsburg bei. Ölfeuerungen haben einen Anteil von 6,7 t Feinstaub pro Jahr. Gasfeuerungen tragen nur zu einem sehr geringen Anteil zu den Partikelemissionen bei.

Der Beitrag der Holzverbrennung an der Feinstaubbelastung lässt sich anhand der Konzentration geeigneter Tracerkomponenten, die sowohl im Abgas von Holzfeuerungen als auch in der Umgebungsluft gemessen werden können, ermitteln. Anhand umfangreicher Emissionsmessungen auf Feuerungsprüfständen mit unterschiedlichsten Betriebszuständen wurden Emissionsfaktoren für solche Tracerkomponenten, ermittelt. Dabei konnte bei einer der Feuerungspraxis entsprechenden Gewichtung „guter“ und „schlechter“ Verbrennungszustände der vom UBA veröffentlichte Emissionsfaktor für Gesamtstaub aus Festbrennstofffeuerungen in der Größenordnung von $120 \text{ mg}/\text{MJ}$ bestätigt werden. Da viele Studien übereinstimmend gezeigt haben, dass 90 – 93 % des Gesamtstaubes aus häuslichen Holzfeuerungen einen Partikeldurchmesser von weniger als $10 \mu\text{m}$ aufweisen, wurde in diesem Projekt Gesamtstaub und PM_{10} -Feinstaub aus häuslichen Holzfeuerungen im Sinne einer konservativen Betrachtung gleichgesetzt.

Die bei den Emissionsmessungen gewonnenen Staubproben wurden hinsichtlich anorganischer und organischer Komponenten untersucht. Für die organischen Tracer (Levoglucosan, Dehydroabietinsäure u. a.) wurden nur sehr wenige plausible Messwerte erhalten. Für den anorganischen Tracer Kalium wurden Gehalte im Bereich von 0,7 bis 43 % (bezogen auf die emittierte Gesamtstaubmasse) festgestellt. Anhand der Korrelation der Kalium- Gehalte mit der Masse an emittiertem Staub konnte abgeleitet werden, dass der Kalium-Anteil an der im Abgas enthaltenen Gesamtstaubmasse im Mittel über alle untersuchten Betriebszustände 5,8 % beträgt.

In den Heizperioden 2006 - 2007 und 2007 - 2008 wurden an der Messstation des Lufthygienischen Landesüberwachungssystems Bayern (LÜB) „Königsplatz“ tägliche PM_{10} -Probenahmen durchgeführt. Zusätzliche Probenahmen erfolgten während einer vierwöchigen Intensivmesskampagne an vier weiteren Standorten im Stadtgebiet: eine Hintergrund-Messstelle in 100 m Höhe und drei Hintergrund Standorte nahe der Stadtgrenzen. Am Standort „Königsplatz“ wurden darüber hinaus während einer zehntägigen Phase Proben mit einer Zeitauflösung von drei Stunden genommen. An einem weiteren Standort in einem Wohngebiet erfolgten Probenahmen für die Bestimmung der Tracerkonzentrationen.

Beide Winter waren im Vergleich mit langjährigen Mittelwerten sehr mild. Die vergleichsweise wenigen Phasen mit stabilen austauscharmen Wetterlagen führten zu moderaten Feinstaub-Belastungen. Der Mittelwert der PM_{10} -Konzentration betrug am Königsplatz $32 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (21.12.2006 - 26.03.2007) bzw. $37 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (14.11.2007 – 30.03.2008). Der PM_{10} -Grenzwert von $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (Tagesmittel) wurde in den untersuchten Zeiträumen an 15 bzw. 25 Tagen (14.11.2007 – 30.03.2008) überschritten.

Die Verläufe der Immissionskonzentration von Kalium, Levoglucosan, Benz[a]pyren, OC und EC ähnelten einander. Ihre Verläufe waren dem Verlauf der PM_{10} -Konzentration mit Ausnahme einzelner Phasen sehr ähnlich. Messungen mit dreistündiger Zeitauflösung zeigten einen ausgeprägten Tagesgang der Im-

missionen von Partikeln aus Holzverbrennung. Levoglucosan wies Maximalkonzentrationen von teilweise mehr als $2 \mu\text{g}/\text{m}^3$ in den Abend- und Nachtstunden auf.

Die Immissionskonzentrationen der Tracer für Biomasse- bzw. Holzverbrennung waren untereinander hochsignifikant oder signifikant korreliert. Die höchste Korrelation wurde für das aus der Pyrolyse von Cellulose (Holz besteht zu 70% aus Cellulose) stammende Levoglucosan und Kalium (der Kaliumgehalt im Holz beträgt etwa 0,2% und bestimmt ca. 30% des Oxid-Aschegehaltes) gefunden. Auch die im Wesentlichen aus Nadelholzverbrennung stammenden Substanzen waren hoch mit Levoglucosan und Kalium korreliert.

Für andere Substanzen, die zum großen Teil aus Verkehrsemissionen stammen, zeigte der Vergleich der Regressionsgeraden, die für den verkehrsbezogenen Standort SP1 bestimmt wurden, mit denen der übrigen Stationen, nahezu parallele Verläufe. Aus dem Abstand kann der verkehrsbedingte Zusatzbeitrag am Standort SP1 abgeschätzt werden. Er beträgt z. B. für EC ca. $1,5 - 2,5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ und für Benzol ca. $80 - 120 \text{ ng}/\text{m}^3$.

Die Anteile von Partikeln aus der Holzverbrennung an den PM_{10} -Immissionen in der Umgebungsluft wurden anhand der aus den Emissionsmessungen bestimmten mittleren Kaliumgehalte in Partikelemissionen und der Korrelation der Kaliumkonzentration mit der Konzentration an Levoglucosan in den Immissionsproben berechnet. In der extrem milden Heizperiode 2006-2007 waren am verkehrsbezogenen Standort SP1 im Mittel $2,3 \mu\text{g}/\text{m}^3$ der PM_{10} -Immissionen auf Partikel aus der Holzverbrennung zurückzuführen. Dies entsprach ca. 7,2% der Immissionen.

In der Heizperiode 2007-2008 (14.11.2007 – 31.03.2008) wurden deutlich höhere Konzentrationen von Partikeln aus der Holzverbrennung in den Immissionen gefunden. Der Mittelwert betrug $3,4 \mu\text{g}/\text{m}^3$, entsprechend einem mittleren Anteil am PM_{10} von 9,2%. Die höchsten Konzentrationen wurden während austauscharmer Wetterlagen gefunden. Dabei wurde ein überproportionaler Einfluss lokaler Quellen festgestellt. Das heißt, je höher die PM_{10} -Konzentration im Stadtgebiet ist, desto größer ist der Anteil von Partikel aus Holzfeuerungen. So lag der Anteil der Partikel aus der Holzverbrennung an der PM_{10} -Konzentration an den Tagen mit einer Überschreitung des zulässigen maximalen Tagesmittelwertes ($50 \mu\text{g}/\text{m}^3$) bei 11,3%. Die unterschiedlichen Standorte liegen bezüglich der Belastung mit Partikeln aus der Holzverbrennung zwischen zwei Extrema:

Die geringsten Einflüsse mit im Mittel ca. $1,5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ wurden in den Proben aus 100 m Höhe (Hotelturm) festgestellt. Die hier gemessenen Hintergrund-Konzentrationen von Partikeln aus Holzfeuerung im PM_{10} lagen in austauscharmen Perioden 3 bis $5,5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ unter den Konzentrationen im übrigen Stadtgebiet.

Die höchsten Konzentrationen von Partikeln aus Holzfeuerungen wurden i. d. R. in einem Wohngebiet mit relativ hoher Dichte von Festbrennstofffeuerungen gefunden. Die Maximalwerte von bis zu $9 \mu\text{g}/\text{m}^3$ lagen in den austauscharmen Perioden etwa 50% über den Werten im übrigen Stadtgebiet. Die Messungen mit 3 h Zeitauflösung ergaben sehr hohe Konzentrationen von Partikeln aus Holzverbrennung in Nächten mit schlechten Austauschbedingungen. Spitzenkonzentrationen von über $17 \mu\text{g}/\text{m}^3$ wurden jeweils im Zeitraum von 21 Uhr bis Mitternacht beobachtet. Die höchsten Anteile an den PM_{10} -Immissionen wurden mit bis zu 25% in den Stunden zwischen 3 und 6 Uhr gefunden.

Die Konzentration an Benzo(a)pyren an der Messstation Königsplatz lag im Heizperiodenmittel bei $1,6 \text{ ng}/\text{m}^3$. Für das Jahr 2008 lässt sich ein Jahresmittelwert von ca. $0,7 - 0,9 \text{ ng}/\text{m}^3$ abschätzen. Der Zielwert der [22. BImSchV] von $1 \text{ ng}/\text{m}^3$ wird damit unterschritten. An Standorten mit signifikant höheren PM_{10} -Zusatzbelastungen durch Holzfeuerungen als am Königsplatz (Heizperiodenmittel $3,4 \mu\text{g}/\text{m}^3$) können Überschreitungen des Zielwertes der [22. BImSchV] auftreten.

Die PM_{10} -Zusatzbelastung durch Emissionen aus der häuslichen Holzverbrennung wurde auch mit Ausbreitungsrechnungen (LASAT) untersucht. Dazu wurde das Emissionsaufkommen für alle Schornsteinefeger-Kehrbezirke im Stadtgebiet erhoben. Zusätzlich wurden verschiedene Feuerungsanlagen-Nutzertypen definiert. Für jeden Kehrbezirk wurde daraus eine mittlere Emissionszeitreihe gebildet. Mit dieser Vorge-

hensweise wurde das Emissionsaufkommen statistisch auf die im Flächennutzungsplan ausgewiesene Wohnfläche verteilt. Dadurch ergibt sich gegenüber der Realität eine Unschärfe bezüglich der örtlichen Auflösung der Emissionsquellen.

Die modellierten Immissionen verteilen sich in Abhängigkeit der kehrbezirksspezifischen Emissionszeitreihen und der zugrunde gelegten Meteorologie (DWD und LfU) im Untersuchungsgebiet. Dieses ist in ein Rechengitter mit 128 m Auflösung aufgeteilt.

Die höchste Zusatzbelastung durch innerstädtische Holzfeuerungen in einer Rechenzelle (128 x 128 m) im Heizperiodenmittel (15.10.2007 – 31.3.2008) betrug $3,5 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Die Zelle liegt im Kehrbezirk mit hoher Feuerungsanlagendichte sowie dichter Bebauung (Feuerungsdichte: 1 Anlage je 1700 m^2 Grundstücksfläche). 15 der Rechenzellen, in denen Zusatzbelastungen über $3 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (Heizperiodenmittelwerte) berechnet wurden, liegen in diesem Kehrbezirk. Im gesamt Stadtgebiet lag auf 22 Rechenzellen (ca. 0,3% des Stadtgebietes, ca. 0,8% des zu Wohnzwecken bebauten Stadtgebietes) die Zusatzbelastung im Heizperiodenmittel über $3,0 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Der Heizperiodenmittelwert über allen Zellen mit Wohnbebauung beträgt $1,3 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Ca. 27% des Stadtgebietes sind mit mehr als $1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ zusätzlich belastet.

Der starke Einfluss von Windstärke und -richtung auf die Immissionen konnte durch den Vergleich der Ergebnisse von Rechnungen mit Wetterdaten des DWD und des LfU gezeigt werden. Mit den Wetterdaten vom LfU wurde eine bessere qualitative Übereinstimmung des zeitlichen Immissionsverlaufs bei Messung und Rechnung erreicht, insbesondere bei mittleren Windgeschwindigkeiten von 2 bis 4 m/s und darüber. Bei Windgeschwindigkeiten unter 2 m/s kann der nun stark lokale Einfluss einer Quelle wegen des vergleichsweise „groben“ Rechenrasters (128 m) weniger gut wiedergegeben werden.

Im Rahmen der o. g. Einschränkungen sind die ermittelten Ergebnisse durchaus auf andere Gebiete übertragbar. Wesentliche Randbedingungen dabei sind die Feuerungsanlagendichte (in Verbindung mit dem jeweiligen Stand der Technik der Anlagen) im Untersuchungsgebiet, dessen Lage hinsichtlich des Eintrags von Immissionen von außerhalb sowie die Meteorologie. Dementsprechend sind in anderen Untersuchungsgebieten je nach dem örtlichen Emissionsaufkommen und den meteorologischen Bedingungen quantitativ andere Ergebnisse zu erwarten. Bei gleichbleibendem Emissionsaufkommen sind Unterschiede um Faktor zwei bis drei zwischen sehr günstigen (austauschreichen) und sehr ungünstigen (austauscharmen) meteorologischen Bedingungen zu erwarten. Generell gilt, dass sich Emissionen besonders bei ungünstigen Ausbreitungsbedingungen (Schwachwind, Inversion) eher im näheren Umfeld um die Quelle auswirken und hier die höchsten Immissionskonzentrationen gefunden werden.

Aus den gemessenen und berechneten Daten wurde auch der Einfluss der Holzheizung auf die Gesamtfeinstaubimmissionskonzentrationen und die Häufigkeit von Überschreitungen des PM_{10} -Grenzwerts von $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ an unterschiedlichen Standorten im Stadtgebiet von Augsburg abgeschätzt.

Am Königsplatz haben die Immissionsmessungen im Zeitraum 01.11.2007 - 31.03.2008 26 Überschreitungen des PM_{10} -Grenzwerts ergeben. Der Mittelwert der PM_{10} -Konzentration lag bei $36 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Durch ein fiktives, nur im Stadtgebiet geltendes, generelles Verbot von Holz-Einzelraumfeuerungen wäre die PM_{10} -Belastung hier um $1,3 \mu\text{g}/\text{m}^3$ im Heizperiodenmittel gesunken; die Anzahl der Tage mit PM_{10} -Konzentrationen über dem Immissionsgrenzwert von $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ wäre von 26 auf 23 gesunken. In dem am stärksten mit Partikeln aus Holzfeuerungen belasteten Wohngebiet wäre in diesem Szenarium die Belastung im Mittel um $3,5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ geringer und die Anzahl der Überschreitungstage von (fiktiven) 13 auf 8 gesunken.

Eine Reduktion der Partikelemissionen aus Holzverbrennung (innerstädtisch und außerstädtisch; z.B. durch einen fortgeschrittenen Stand der Technik) um 50% hätte die Zahl der Überschreitungstage im Messzeitraum 01.11.2007 - 31.03.2008 am Königsplatz von 26 auf 23 reduziert. Eine 50%ige Emissionsreduktion nur im Stadtgebiet hätte an den LÜB-Standorten Königsplatz, Karlstraße bzw. Bourges-Platz eine Reduktion von null bis drei Überschreitungstagen zu Folge gehabt.

Zur Minderung der Emissionen sollten Anreize zu einer Modernisierung und einer verbesserten Betriebsweise der Anlagen geschaffen werden. Ggf. muss eine Beschränkung der Betriebszeiten in Betracht gezogen werden. Mittelfristig werden die Novellierung der 1. BImSchV und die Festlegung von Anforderungen im Zusammenhang mit der Öko-Design-Richtlinie der EU zu einer Minderung der Emissionen führen.

6 Literatur

22. BImSchV: Zweiundzwanzigste Verordnung zur Durchführung des Bundes-Immissionsschutzgesetzes (Verordnung über Immissionswerte für Schadstoffe in der Luft – 22. BImSchV) in der Fassung der Bekanntmachung vom 04. Juni 2007 (BGBl. I S. 1006) – (BGBl. III 2129-8-22-1) -

Aquilla 2009: Kurzfassung des Endberichts für das Projekt: AQUELLA Linz – Oberösterreich Aerosolquellenanalyse für Linz – Oberösterreich. Technisch Universität Wien, 19.01.2009
http://www.land-oberoesterreich.gv.at/cps/rde/xbcr/SID-CA6A670F-B8B71E0A/oe/Kurzfassung_Endbericht_Aquilla_OOE.pdf

AUSTAL2000: Lutz Janicke, Ulf Janicke: Umweltforschungsplan des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit - Anlagenbezogener Immissionsschutz, Förderkennzeichen (UFOPLAN) 200 43 256 - Entwicklung eines modellgestützten Beurteilungssystems für den anlagenbezogenen Immissionsschutz Februar 2003; URL http://www.austal2000.de/data/stuff/a2k-1.0.6-report_de.zip – 03.2009

AustalView: ArguSoft GmbH & Co KG, *Brühl*: URL <http://www.argusoft.de/austview/> -03.2009

Bari 2009: M. A. Bari, G. Baumbach, B. Kuch, G. Scheffknecht, Wood smoke as a source of particle-phase organic compounds in residential areas. Atmospheric Environment, im Druck

BIOMIS: G. Baumbach et al: Modellberechnungen zu den Immissionsbelastungen in Wohngebieten bei einer verstärkten Verfeuerung von Biomasse in Kleinf Feuerungsanlagen; Institut für Verfahrenstechnik und Dampfkesselwesen, Abt. Reinhaltung der Luft, Universität Stuttgart; 21. ALS-Kolloquium der Arbeitsgruppe Luftreinhaltung der Universität Stuttgart 07.10.2008 Bisher unveröffentlichtes BIOMIS-Excel-Arbeitsblatt Version BETA 2.4 (ivd, Uni Stuttgart 28.04.2009)

DIN EN 13284-1: Emissionen aus stationären Quellen - Ermittlung der Staubmassenkonzentration bei geringen Staubkonzentrationen - Teil 1: Manuelles gravimetrisches Verfahren; Deutsche Fassung, Berlin: Beuth Verlag 2001

Donahue 2006: N. M. Donahue, A. L. Robinson, C. O. Stanier, S. N. Pandis, Coupled Partitioning, Dilution, and Chemical Aging of Semivolatile Organics. Environ. Science and Technology. 40, 2635-2643

Emeis 2008: S. Emeis, K. Schäfer, C. Münkel; Surface-based remote sensing of the mixing-layer height - a review. Meteorologische Zeitschrift 17 (2008) 685-693

EU-Luftreinhaltungsrichtlinie 1999/30/EG: Rat der Europäischen Union; Richtlinie 1999/30/EG vom 22. April 1999 über Grenzwerte für Schwefeldioxid, Stickstoffdioxid und Stickstoffoxide, Partikel und Blei in der Luft, veröffentlicht im Amtsblatt der Europäischen Gemeinschaften L 163/41 vom 29. Juni 1999

Fine 2004a: P. M. Fine, G. R. Cass, B. R. T. Simoneit, Chemical Characterization of Fine Particle Emissions from the Fireplace Combustion of Wood Types Grown in the Midwestern and Western United States. Environmental Engineering Science, 21, 387-409

Fine 2004b: P. M. Fine, G. R. Cass, B. R. T. Simoneit, Chemical Characterization of Fine Particle Emissions from the Wood Stove Combustion of Prevalent United States Tree Species. Environmental Engineering Science, 21, 705-721

FNP Augsburg 1995: Flächennutzungsplan der Stadt Augsburg, rechtsgültige Fassung von 1995, Stand der Aktualisierung: 18.07.2007

Fraser 2000: M. P. Fraser, K. Lakshmanan; Using Levoglucosan as a molecular Marker for the Long-Range Transport of Biomass Combustion Aerosols. Environ. Science and Technology. 34, 4560-4564

Gelencser 2007: A Gelencser, B. May, D. Simpson, A. Sanchez-Ochoa, A. Kasper-Giebl, H. Puxbaum, A. Caseiro, C. Pio, M. Legrand, Source apportionment of PM_{2.5} organic aerosol over Europe: Primary/secondary, natural/anthropogenic, and fossil/biogenic origin. *Journal of Geophysical Research-Atmospheres*, 112, D23S04

Gullett 2003: B. K. Gullett, A. Touati, M. D. Hays, PCDD/F, PCB, HxCBz, PAH, and PM Emission Factors for Fireplace and Woodstove Combustion in the San Francisco Bay Region. *Environmental Science and Technology*, 37, 1758-1765

Hartmann 2007: Handbuch Bioenergie-Kleinanlagen, Hrsg.: Fachagentur Nachwachsende Rohstoffe e. V. Gülzow März 2007, ISBN 3-00-011041-0

Hartmann 2008: H. Hartmann, F. Ellner-Schubert, P. Turowski, V. Lenz, J. Gerth, Quantification and Characterisation of Particle emissions from Residential Wood Stoves and Boilers. 16th European Biomass Conference, Juni 2008, Valencia, Spanien

Herrmann 2008: H. Herrmann, W. Birmili, E. Brüggemann, T. Gnauk, Y. Iinuma, K. Müller, K. Weinhold, A. Wiedensoler, Einfluss kleiner Holufeuerungen auf die Immissionsituation – Teil Immissionsmessung. Sächsisches Staatsministerium für Umwelt und Landwirtschaft

<http://www.umwelt.sachsen.de/umwelt/download/luft/Holzfeuerung.pdf>

Hedberg 2002: E. Hedberg, A. Kristensson, M. Ohlsson, C. Johansson, P.-A. Johansson, E. Swietlicki, V. Vesly, U. Widequist, R. Westerholm, Chemical and physical characterization of emissions from birch wood combustion in a wood stove. *Atmospheric Environment*, 36, 4823-4837

Iinuma 2007: Y. Iinuma, E. Brüggemann, T. Gnauk, K. Müller, M. O. Andreae, G. Helas, R. Parmar, H. Herrmann,. Source characterization of biomass burning particles: The combustion of selected European conifers, African hardwood, savanna grass, and German and Indonesian peat. *Journal of Geophysical Research*, 112, (2007) D08209, 1-16

IMMIS: Diegmann, V., Annecke, R., Mahlau, A. (2004): Echtzeit-Screening-System zur stadtweiten Berechnung der Schadstoff- und Lärmbelastung auf Basis von Verkehrsdaten; In: Strobl/Blaschke/Griesebner (Hrsg.): *Angewandte Geoinformatik 2004*, Wichmann Verlag Heidelberg, S. 85-89

Janicke 2004: U. Janicke, L. Janicke, Weiterentwicklung eines diagnostischen Windfeldmodells für den anlagenbezogenen Umweltschutz, UFOPLAN 203 43 256, im Auftrag des Umweltbundesamtes

Johansson 2004: L. S. Johansson, B. Leckner, L. Gustavsson, D. Cooper, C. Tullin, A. Potter, Emission characteristics of modern and old-type residential boilers fired with wood logs and wood pellets. *Atmospheric Environment*, 38, 2004, 4183-4195

Jordan 2005: T. B. Jordan, A. J. Seen, Effect of Airflow Setting on the Organic Composition of Woodheater Emissions. *Environmental Science and Technology*, 39, 3601-3610

Jordan 2006: T. B. Jordan, A. J. Seen, G. E. Jacobsen, Levoglucosan as an atmospheric tracer for woodsmoke. *Atmospheric Environment*, 40, 5316-5321

Kanakidou 2005: M. Kanakidou, J. H. Seinfeld, S. N. Pandis, I. Barnes, F. J. Dentener, M. C. Facchini, R. Van Dingenen, B. Ervens, A. Nenes, C. J. Nielsen, E. Swietlicki, J. P. Putaud, Y. Balkanski, S. Fuzzi, J. Horth, G. K. Moortgat, R. Winterhalter, C. E. L. Myhre, K. Tsigaridis, E. Vignati, E. G. Stephanou, J. Wilson, Organic aerosol and global climate modelling: a review, *Atmospheric Chemistry and Physics*, 5, 1053–1123

Kleeman 2008: M. J. Kleeman, M. A. Robert, S. G. Riddle, P. M. Fine, M. D. Hays, J. J. Schauer, M. P. Hannigan, Size distribution of trace organic species emitted from biomass combustion and meat charbroiling. Atmospheric Environment 42, 2008, 3059-3075

Kroll 2008: J. H. Kroll, J. H. Seinfeld, Chemistry of secondary organic aerosol: Formation and evolution of low-volatility organics in the atmosphere. Atmospheric environment, 42, 3593-3624

Kunde 2009: R. Kunde, F. Volz, M. Gaderer, H. Spliethoff, Felduntersuchungen an Holzpellet-Zentralheizungskesseln. BWK Bd. 61 (2009) Nr. 1 / 2 S. 58 - 66

LasArc: Pfäfflin, F., Diegmann, V.: Immissionsprognosen mit LASAT und GIS in komplexen Gebieten; In: Strobl/Blaschke/Griesebner (Hrsg.): Angewandte Geoinformatik 2004, Wichmann Verlag Heidelberg, S. 512-517 (2004)

LfU 2007: Bayerisches Landesamt für Umwelt (LfU), (2007). Endbericht zum Forschungsvorhaben „Praxistest zur Ermittlung der Emissionssituation von Pelletfeuerungen im Bestand“

MEMO: N. Moussiopoulos, Th. Flassak, P. Sahm, D. Berlowitz,: Simulations of the wind field in Athens with the nonhydrostatic mesoscale model MEMO; Environmental Software [ENVIRON. SOFTWARE]. Vol. 8, no. 1, pp. 29-42. 1993. ESS Environmental Software and Services GmbH AUSTRIA URL <http://www.ess.co.at/ECOSIM/MANUAL/memo.html> - 03.2009

MISKAM: A. Lohmeyer et al: WinMISKAM 4.2, microscale flow and dispersion model for built up areas, recent developments (11th Intl. Conf. “Verkehr und Umwelt“, June 19-21, 2002 in Graz, Austria) URL <http://www.lohmeyer.de/literatur/WinMISKAMTagungGrazJuni2002.pdf> -03.2009

Nopmongcol 2007: U. Nopmongcol, W. Khamwicht, M. P. Fraser, D. T. Allen, Estimates of heterogeneous formation of secondary organic aerosol during a wood smoke episode in Houton, Texas. Atmospheric Environment, 41, 3057-3070

Nussbaumer 2008: T. Nussbaumer, Feinstaub-Emissionsfaktoren von Holzheizungen: Übersicht aus Ländern der Internationalen Energie Agentur – Bioenergy Combustion Task, in: T. Nussbaumer: (Hrsg.) 10. Holzenergie-Symposium, 12. Sept. 2008, ETH Zürich,

Oser 2003: Grundlagen der Aerosolbildung in Holzfeuerungen, Verenum, Zürich 2003. ISBN 3-908705-02-9

Richter 2004: Richter, S: Dissertation; Entwicklung einer Methode zur integralen Beschreibung und Optimierung urbaner Energiesysteme. Erste Anwendung am Beispiel Augsburg. Universität Augsburg, 2004.

Robinson 2007: A. L. Robinson, N. M. Donahue, M. K. Shrivastava, E. A. Weitkamp, A. S. Sage, A. P. Grieshop, T. E. Lane, J. R. Pierce, S. N. Pandis, Rethinking Organic Aerosols: Semivolatile Emissions and Photochemical aging, Science, 315, 1259-1262

Sattler 2009: M. Sattler, Partikelemissionen in den instationären Verbrennungsphasen von Holzfeuerungen. ISH 2009, Kachelofenforum, Frankfurt 10.03.2009

Schauer 2001: J. J. Schauer, M. J. Kleeman, G. R. Cass, B. R. T. Simoneit, Measurement of Emissions from Air Pollution Sources. 3. C₁-C₂₉ Organic compounds from Fireplace Combustion of Wood, Environmental Science and Technology, 35, 1716-1728

Schmidl 2007: C. Schmidl, A. Caseiro, H. Puxbaum, I. L. Marr: Fine particulate emissions from combustion of woods common in Austria. European Aerosol Conference, Salzburg, 10.14.09.2007, Poster

Schmidl 2008: C. Schmidl, I. L. Marr, A. Caseiro, P. Kotianová, A. Berner, H. Bazuer, A. Kasper-Giebl, H. Puxbaum, Chemical characterisation of fine particle emissions from wood stove combustion of common woods growing in mid European Alpine regions. Atmospheric Environment. 42, 126-141

Schnelle-Kreis 2007: J. Schnelle-Kreis, M. Sklorz, J. Orasche, M. Stölzel, A. Peters, R. Zimmermann: Semi volatile organic compounds in ambient PM_{2.5}. Seasonal Trends and daily resolved source contributions, Environmental Science and Technology, 41, 3821-3828

SelmaGIS: Ingenieurbüro Lohmeyer GmbH & Co. KG, Karlsruhe: URL <http://www.lohmeyer.de/Software/> -03.2009

Simoneit 2001: B. R. T. Simoneit, V. O. Elias, Detecting Organic Tracers from Biomass Burning in the Atmosphere. Marine Pollution Bulletin, 42, 805-810

Simoneit 2002: B. R. T. Simoneit, Biomass burning – a review of organic tracers for smoke from incomplete combustion. Applied geochemistry, 17, 129-162

Sippula 2007: O. Sippula, K. Hytönen, J. Tissari, T. Raunemaa, J. Jokiniemi, Effect of Wood Fuel on the Emissions from a Top-Feed Pellet Stove, Energy & Fuels, 21, 2007, 1151-1160

Stadt Augsburg 2003: Referat Oberbürgermeister, Amt für Stadtentwicklung und Statistik, Richter, S. (Max-Planck-Institut für Plasmaphysik und Wissenschaftszentrum Umwelt), Das Stadtentwicklungsmodul in der integralen Methode URBS – Beschreibung und erste Ergebnisse am Beispiel Augsburg, Beiträge zur Stadtentwicklung, Stadtforschung und Statistik, 22, 2003

Struschka 2003: M. Struschka et al.: Ermittlung und Evaluierung der Feinstaubemissionen aus Kleinfeuerungsanlagen im Bereich der Haushalte und Kleinverbraucher sowie Ableitung von geeigneten Maßnahmen zur Emissionsminderung. UFOPLAN Forschungsbericht 299 44 140, UBA-FB 000477, Universität Stuttgart / Umweltbundesamt (2003)

Struschka 2008: M. Struschka et al.: Effiziente Bereitstellung aktueller Emissionsdaten für die Luftreinhaltung. UFOPLAN Forschungsbericht 205 42 322, UBA-FB 001217, Universität Stuttgart / Umweltbundesamt (2008)

TA Luft 1986: Bundesregierung. Erste Allgemeine Verwaltungsvorschrift zum Bundes-Immissionsschutzgesetz (Technische Anleitung zur Reinhaltung der Luft – TA Luft). 1986.

TA Luft 2002: Deutsches Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit. Erste Allgemeine Verwaltungsvorschrift zum Bundes-Immissionsschutzgesetz (Technische Anleitung zur Reinhaltung der Luft – TA Luft). 2002.

Trukenmüller 2007: Immissionsprognose zur Feinstaubbelastung durch Hausbrand. Vortrag, Fachtagung Luftreinhaltung/ Aktionsplanung – Maßnahmen gegen Feinstaub und Stickstoffoxide. BayStMUG, 25 Oktober 2007

UBA 2006: Hintergrundpapier: Die Nebenwirkungen der Behaglichkeit: Feinstaub aus Kamin und Holzofen, Umweltbundesamt. Dessau, 9. März 2006.

VDI 2066 Blatt 1: Messen von Partikeln - Staubmessungen in strömenden Gasen - Gravimetrische Bestimmung der Staubbelastung, Berlin: Beuth Verlag, 2006.

VDI 2465 Blatt 1: Messen von Ruß (Immission) - Chemisch-analytische Bestimmung des elementaren Kohlenstoffes nach Extraktion und Thermodesorption des organischen Kohlenstoffes, Berlin: Beuth Verlag, 1996

VDI 3945 Blatt 3: Verein Deutscher Ingenieure: VDI-Richtlinie 3945 Blatt 3 Umweltmeteorologie - Atmosphärische Ausbreitungsmodelle - Partikelmodell. Berlin: Beuth Verlag, 1993.

WinAustal: Ingenieurbüro Lohmeyer GmbH & Co. KG, Karlsruhe: URL <http://www.lohmeyer.de/Software/> -03.2009

Zhang 2008: T. Zhang, M. Claeys, H. Cachier, S. Dong, W. Wang, W. Maenhaut, X. Liu, Identification and estimation of the biomass burning contribution to Beijing aerosol using levoglucosan as a molecular marker. Atmospheric Environment, 42, 7013-7021

A Anhang

A.1 Methoden

A.1.1 Emissionsmessungen

Gasanalyse

Die gasförmigen Emissionen (CO, CO₂, O₂, NO, NO₂, NO_x, SO₂) wurden kontinuierlich mit dem Abgasanalysegerät Visit 02 (Abbildung A.1-1) des Herstellers Messtechnik Eheim GmbH bestimmt. Das Gerät wird regelmäßig vom Hersteller gewartet und mit Prüfgasen kalibriert. Bei der Gasanalyse wird Abgas aus dem Rauchrohr abgesaugt und unverdünnt analysiert. Die einzelnen Messgrößen und die jeweiligen Messprinzipien sind in Tabelle A.1-1 zusammengefasst. Die Messdaten werden im Sekundentakt auf einem Messrechner gespeichert.

Tabelle A.1-1: Übersicht über die Messgrößen des Abgasanalysegerätes Visit 02

Messgröße	Messprinzip	Messbereich
CO	elektrochemischer Sensor	0 – 100.000 ppm
CO ₂	berechneter Wert	
O ₂	elektrochemischer Sensor	0 – 21 Vol. %
NO	elektrochemischer Sensor	0 – 4.000 ppm
NO ₂	elektrochemischer Sensor	0 – 100 ppm
NO _x	berechneter Wert	
SO ₂	elektrochemischer Sensor	0 – 4.000 ppm



Abbildung A.1-1: Abgasanalysegerät Visit 02

Abgasströmungsgeschwindigkeit

Mit einem Staurohr und dem zugehörigen Messgerät Visit 07 des Herstellers Messtechnik Eheim GmbH wird die Strömungsgeschwindigkeit an der Probenahmestelle im Schornstein erfasst und ebenfalls jede Sekunde auf dem Messrechner gespeichert.

Gravimetrische Staubmessung mit Planfilterkopfgerät

Zur gravimetrischen Bestimmung der Staubemissionen wird ein Planfilterkopfgerät der Firma Paul Gothe GmbH entsprechend der Richtlinie [VDI 2066] verwendet.



Abbildung A.1-2: Planfilterkopfgerät nach VDI 2066

Die prinzipielle Anordnung entsprechend der Richtlinie [VDI 2066] zur Bestimmung des Teilvolumenstroms, dessen Staub auf den Filtern abgeschieden wird, ist schematisch Abbildung A 4 in dargestellt.

Aus den Prüfstandsmessungen und anderen Emissionsmessungen des ZAE Bayern [LfU 2007] ist reproduzierbar bekannt, dass ein Anteil von ca. 92 % der Gesamtstaubmasse Feinstaub mit einem aerodynamischen Durchmesser kleiner $10 \mu\text{m}$ (PM_{10}) ist. Insofern ist die Berechnung der PM_{10} -Fraktionen aus den Gesamtstaubmessungen mit dem Planfilterkopfgerät möglich. Diese Vereinfachung ist zulässig.

Durch elektrische Beheizung wird die Temperatur des Impaktorgehäuses auf ca. $75 - 85 \text{ }^\circ\text{C}$ eingestellt, um Kondensation am Gehäuse zu vermeiden. Die Temperatur wird messtechnisch erfasst. Die Messungen dauern jeweils ca. 20 – 30 Minuten, dabei werden etwa 500 – 800 Liter Rohgas möglichst isokinetisch abgesaugt. Die Messungen mit dem Planfilterkopfgerät erfolgen jeweils während eines möglichst stabilen Betriebszustandes.

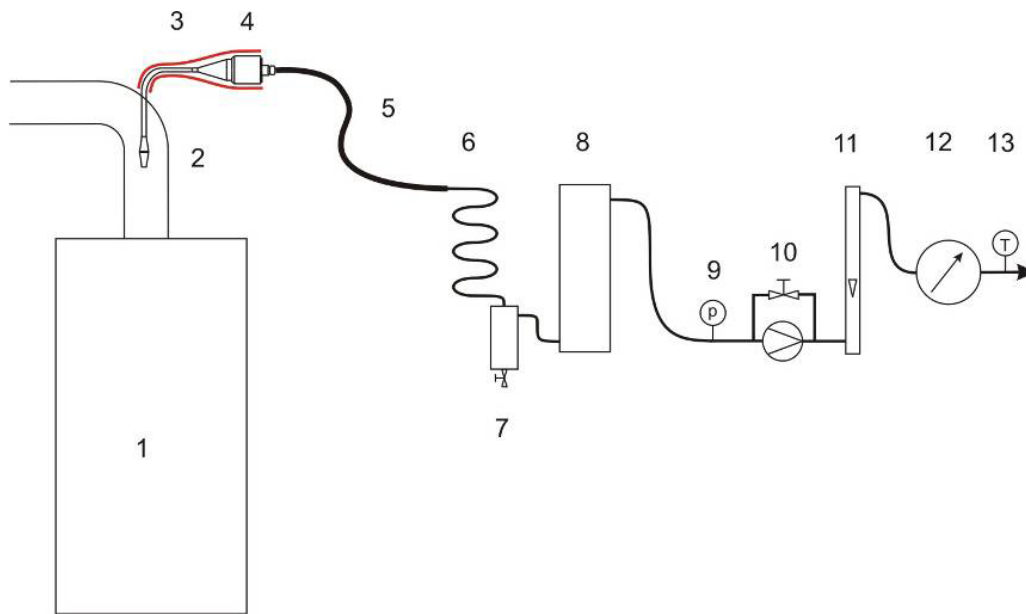


Abbildung A.1-3: Schematische Darstellung des Messaufbaus zur Staubmessung nach [VDI 2066] mit dem Planfilterkopfgerät

1 Heizkessel, 2 Düse für isokinetische Probenahme, 3 elektrisch beheiztes Probennehmerrohr, 4 elektrisch beheiztes Planfilterkopfgerät, 5 Silikonschlauch, 6 Cu-Kühlwendel, 7 Kondensatfalle, 8 Abgastrockenturm (Silikagel), 9 Manometer (Druckmessstelle), 10 Vakuumpumpe mit Bypass-Ventil (Volumenstrom ca. 1,8 m³/h, Druckverlust der Probenahme je nach Filterbeladung 0,1 bis 0,4 bar), 11 Schwebekörperdurchflussmesser, 12 Balgengaszähler, 13 Thermometer (Temperaturmessstelle)

Verwendete Filter, –konditionierung und –wägung

Im Planfilterkopfgerät werden Quarzfaser-Mikrofilter T293, d = 50 mm, Flächengewicht 85 g/m², des Herstellers Bienzer & Munktel Filter GmbH eingesetzt.

Die Filterkonditionierung erfolgt in Anlehnung an die [DIN EN 13284-1 T3], Abschnitt 7.2 bis 7.4. Dabei erfolgte eine vierstündige Trocknung bei 500 °C im Trockenofen des ZAE Bayern. Zusätzlich erfolgte eine Trocknung und Abkühlung über mindestens 12 Stunden im Exsikkator am ZAE Bayern.

Die Wägung der Filter erfolgte mit einer Mikrowaage UMT 2 des Herstellers Mettler Toledo im Walther-Meißner-Institut am Campus der Technischen Universität München in Garching. Für die Waage wird eine Genauigkeit von ± 0,0001 mg angegeben. Die Filter werden im Exsikkator zum Wägeraum transportiert und dort bis zur Wägung aufbewahrt.

Abweichend zur [VDI 2066] wurden nur die Quarzfaserfilter gewogen, da eine Wägung zusammen mit dem Filterhalter auf der verwendeten Waage wegen des Wägebereichs nicht möglich ist.

Nach der Probenahme mit dem auf 75 -85 °C beheizten Planfilterkopfgerät werden die mit Staub beladenen Filter vorerst in Glaspetrischalen gelagert. Später werden die Filter abweichend zur [DIN EN 13284-1 T3] nicht ausgeheizt sondern bei Raumtemperatur im Exsikkator bis zur Gewichtskonstanz equilibriert. Anschließend werden die Filter auf der gleichen Waage unter denselben Bedingungen wie bei der Einwaage gegen gewogen. Dabei werden bei der Einwaage und der Gegenwägung jeweils drei Wägungen durchgeführt und die arithmetischen Mittel gebildet. Durch Subtraktion des Gewichts des beladenen Filters vom entsprechenden Leergewicht wird die auf dem jeweiligen Filter abgeschiedene Staubmasse bestimmt.

Filterkonditionierung und Wägung

Um flüchtige Kohlenwasserstoffverbindungen und Feuchtigkeit von den Filtern zu entfernen, wurde diese bei 500 °C etwa 3 h ausgeheizt und anschließend im Exsikkator in trockener Atmosphäre abgekühlt. Danach erfolgte die Einwäge. Der Aufstellraum der Waage konnte nicht klimatisiert werden. Daher wurden die Filter einzeln aus dem Exsikkator genommen und schnellstmöglich gewogen. Nach dem Herausnehmen wurde der Deckel stets geschlossen. Nach spätestens fünf Filtern wurde eine Pause von mindestens 5 h eingelegt, damit sich die übrigen Filter im Exsikkator wieder equilibrieren.

Die Gegenwaage der beladenen Filter fand in gleicher Weise, jedoch ohne erneutes Ausheizen nach mindestens 3 Tagen Aufenthaltsdauer im Exsikkator statt.

Zur Fehlerabschätzung wurden Blindproben mitgewogen.

VOC mit Flammen-Ionisations-Detektor (FID)

Mit dem Flammen Ionisations Detektor Micro FID 100 (Fa. Hartmann & Braun AG) wurden flüchtige Kohlenwasserstoffverbindungen kontinuierlich gemessen.

Das Messprinzip des Micro-FID 100 beruht auf Ionisationsvorgängen bei der Verbrennung von Kohlenwasserstoffen in einer Wasserstoffflamme, die besonders ausgeprägt bei hohen Temperaturen auftreten. Hierzu wird ein konstanter Messgasstrom mit Reinstwasserstoff gemischt und dem Detektor durch eine Düse zugeführt. In der Detektorkammer wird das Gemisch unter Luftzufuhr verbrannt. Die dabei entstehenden Ionen werden von einer die Flamme umgebenden Elektrodenanordnung abgesaugt und als Elektronenstrom mit einem hochempfindlichen Verstärker nachgewiesen.

Messbar sind Kohlenwasserstoffverbindungen und chlorierte Kohlenwasserstoffverbindungen im Bereich von 0 bis 100.000 mg Kohlenstoff /m³.

Zur Probenahme wurde das Handentnahmesystem Typ "GACY-WIU" verwendet.

Dieses besteht aus einer geregelten beheizten Messgasleitung aus PTFE, integriertem beheiztem Filter und unbeheiztem Probeentnahmerohr aus Hastelloy C4.

Vor den Messungen wurde das FID mit einem Spanngas mit einem Gehalt von 90 ppm Methan kalibriert. Die kurze unbeheizte Probenahmeleitung befand sich während der Messungen komplett im Abgasstrom, sodass zusammen mit der Beheizung der Messgasleitung und des Filters alle mit dem Messgas in Kontakt stehenden Teile auf 180 °C beheizt werden konnten.

Die Messwerte des FID wurden alle 5 Sekunden auf einen Messrechner übertragen und gespeichert.

A.1.2 Immissions-Probenahme von PM₁₀-Proben

Die zu analysierende Außenluft wird zur Messung von Feinstaub bei den HVS in ca. 1,9 m über dem Boden angesaugt. Die Ansaugung befindet sich beim Luftmessfahrzeug für die gasförmigen Komponenten in 4,20 m Höhe, für die kontinuierliche Staubmessung mittels β -Radiometrie in 3,45 m sowie für die Staubprobenahme mittels Low-Volume-Sammler in 3,70 m Höhe, jeweils über dem Boden. Die Probenahmeleitungen für Feinstaub verlaufen vom Ansaugstutzen mit dem PM₁₀-Abscheider bis zum Messgerät grundsätzlich krümmungsfrei.

A.1.3 Immissions-Messungen an den LÜB Stationen und den Luftmessfahrzeugen des LfU

In den Luftmessfahrzeugen des Landesamtes für Umwelt (LfU) wurden folgende Luftschadstoffe automatisch erfasst:

- Schwefeldioxid (SO₂),
- Kohlenmonoxid (CO),
- Stickstoffoxide (NO_x), Stickstoffmonoxid (NO) und Stickstoffdioxid (NO₂),
- Ozon (O₃),
- Feinstaub (PM₁₀)

Die Einzelkenndaten der eingesetzten Messgeräte können der Tabelle A.1-2 Messkomponenten entnommen werden. Daneben wurden die für die Ausbreitung von Schadstoffen in der Atmosphäre wesentlichen meteorologischen Parameter, wie Windrichtung, Windgeschwindigkeit, Temperatur, Luftfeuchte, Intensität der Sonnenstrahlung und Luftdruck gemessen. Die Messgeräte zur Bestimmung der Luftschadstoffe sind an den automatischen Betrieb angepasst und enthalten neben dem Analysator vor allem Fühler für die Zustandsüberwachung der Messgeräte. Eine Steuerung der Messgeräte ist vor Ort möglich.

Für die Analytik von PM₁₀ wurden High-Volume-Sammler (HVS) der Fa. Riemeier eingesetzt (30 m³/h Luftdurchsatz). Damit sollte sichergestellt werden, dass möglichst viel Material für die Staubanalytik zur Verfügung steht. Hierfür wurden Quarzfaserfilter (15 cm Durchmesser) eingesetzt. Die Filter wurden vor der Verwendung 4 Std. bei 500 °C ausgeheizt, um organische Verunreinigungen weitestmöglich zu minimieren. Eine Wägung der Filter zur Bestimmung der Feinstaubkonzentration wurde deshalb nicht vorgenommen.

Tabelle A.1-2: Messkomponenten LÜB Messnetz und Luftmessfahrzeuge

Messkomponente	Messprinzip	Messbereich	Nachweisgrenze	Hersteller	Typ
Schwefeldioxid (SO ₂)	UV-Fluoreszenz	0...1,4 mg/m ³	0,003 mg/m ³	MLU	API 100
Kohlenmonoxid (CO)	Gasfilterkorrelation	0...60 mg/m ³	0,2 mg/m ³	MLU	Modell 300A
Stickstoffmonoxid (NO)	Chemilumineszenz	0...1,35 mg/m ³	0,001 mg/m ³	ECO PHYSICS	CLD 700 AL
Stickstoffdioxid (NO ₂)	Chemilumineszenz	0...2,0 mg/m ³	0,002 mg/m ³	ECO PHYSICS	CLD 700 AL
Ozon (O ₃)	UV-Absorption	0...1,0 mg/m ³	0,003 mg/m ³	MLU	Modell 400
PM ₁₀ -Feinstaub	β-Absorption	0...1,0 mg/m ³	0,003 mg/m ³	ESM-Andersen	FH 62 I-R
Windrichtung, Windgeschwindigkeit	Ultraschall-Anemometer 2D	0...360 Grad 0 – 60 m/s		Thies	4.3800.00840
	Schalenkreuz	0,5...35 m/s			
Lufttemperatur	Platinwiderstand Pt 100	-40 ... +80°C		Thies	1.1005.54.000
Luftfeuchte	FE 09/1	10...100 %			
Luftdruck	Cu-Be-Aneroiddose mit induktivem Wegaufnehmer	913...1113 hPa		Thies	3.1159.00.0XX
Globalstrahlung	Thermospannung	0...0,2 W/cm ²		Kipp&Zonen	CM 11

A.1.4 Analytik von Staubinhaltsstoffen

Analytik von EC und OC

Die Analytik von EC und OC in Feinstaubproben erfolgt nach VDI 2465 Blatt 1. Aus dem zur Probenahme verwendeten Quarzfaserfilter wird ein Teil der bestaubten Fläche mit einem 32 mm-Stanzwerkzeug ausgestanzt. An diesem Probenaliquot wird der Kohlenstoff durch Verbrennen im Sauerstoffstrom bei 650 °C und durch anschließende coulometrische Detektion des dabei entstehenden CO₂ bestimmt. Hierbei wird die Summe aus organischem und elementarem Kohlenstoff, aber keine Carbonate erfasst. Dies wird als Bestimmung von TC, „total carbon“, bezeichnet.

Zur Analyse des elementaren Kohlenstoffs wird ein weiteres Probenaliquot mit Toluol überschichtet. Durch Schütteln über Nacht (12h) werden die extrahierbaren organischen Verbindungen entfernt. Das Filteraliquot wird durch Trocknung im Trockenschrank von anhaftendem Lösemittel befreit. Anschließend erfolgt eine Thermodesorption im Stickstoffstrom und anschließend die Verbrennung bei 650 °C im Sauerstoffstrom mit coulometrischer Detektion des entstehenden CO₂ (=Bestimmung von EC, „elemental carbon“). Aus der Differenz zwischen TC und EC lässt sich rechnerisch der OC („organic carbon“) ermitteln.

Ionenanalytik

Die Analytik der löslichen Ionen in Feinstaubproben erfolgt in Anlehnung an DIN 3497 Blatt 4. Abweichend von dieser DIN-Norm werden jedoch Quarzfaserfilter (statt Teflonfiltern) für die Feinstaubprobenahme verwendet. Nach der Probenahme wird ein Teil der bestaubten Fläche mit einem 32 mm-Stanzwerkzeug ausgestanzt und das Aliquot zur Bestimmung der löslichen Ionen in ein PP-Zentrifugenröhrchen überführt. Nach Zugabe von 20 mL Reinstwasser wird das Filteraliquot durch Schütteln über Nacht (12 h) und anschließend 30 min im Ultraschallbad eluiert. Dem Eluat wird ein Aliquot entnommen und per Ionenchromatographie auf die Kationen Natrium, Ammonium, Kalium, Magnesium und Calcium analysiert (Verfahren nach DIN EN ISO 14911). In einem weiteren Aliquot erfolgt die Bestimmung von Chlorid, Nitrit, Nitrat, Phosphat und Sulfat per Ionenchromatographie nach DIN EN ISO 10304-1 (D19).

Schwermetallanalytik

Die Schwermetallanalytik erfolgte am Landesamt für Umwelt, Ref. 72, in Anlehnung an das in DIN EN 14902 beschriebene Verfahren für die Elementanalytik der PM₁₀-Fraktion des Schwebstaubs der Außenluft. Da die für Feinstaubprobenahmen verwendeten Quarzfaserfilter für einige Elemente erhebliche Blindwertbeiträge aufweisen können, die zudem chargenabhängig sind, wurde die für dieses Projekt verwendeten Filter (Whatman QM/A, Charge 1851-047) vor dem Einsatz auf ihren Schwermetallgehalt geprüft.

Zur Bestimmung der Schwermetall- und Elementgehalte in Feinstaubproben wird durch Ausstanzen der bestaubten Fläche eine Teilprobe erzeugt und mittels Mikrowellendruckaufschluss mit Salpetersäure und Wasserstoffperoxid bei > 200°C oxidativ aufgeschlossen. Ein Aliquot der Aufschlusslösung wird nach Zugabe von Rhodium und Lutetium als internem Standard mittels Massenspektrometrie (ICP-MS, inductively coupled plasma – mass spectrometry) auf die Elementgehalte untersucht.

Organische Komponenten

Die Analytik der organischen Komponenten in den Emissions- und Immissionsproben erfolgte an der Universität Augsburg. Die Analyse der Filter erfolgte mittels der am bifa Umweltinstitut entwickelten und validierten Methode der direkten Thermodesorption-Gaschromatographie-Flugzeitmassenspektrometrie (DTD-GC-TOFMS). Die Umsetzung der polaren Feinstaubbestandteile zu ihren Trimethylsilyl-Derivaten erfolgte mittels MSTFA (N-Methyl-N-(trimethylsilyl)trifluoroacetamid) direkt auf dem Filter. Vor der Analyse wird zu jeder Proben eine Mischung isotopenmarkierter Referenzsubstanzen (Interner Standard, Tabelle A.1-3) hinzugegeben. Die Quantifizierung erfolgte gegen eine externe Kalibrierung mit entsprechenden Referenzsubstanzen.

Tabelle A.1-3: Für die Analyse organischer Substanzen verwendete Interne Standards

Substanzgruppe	Interne Standards
Alkane:	C ₂₄ D ₅₀ , C ₃₀ D ₆₂ , C ₃₄ D ₇₀
PAK:	D ₁₀ -Phenanthren, D ₁₀ -Anthracen, D ₁₀ -Pyren, D ₁₀ -Fluoranthren, D ₁₀ -Benz[a]anthracen, D ₁₂ -Chrysen, D ₁₂ -Benzo[b]fluoranthren, D ₁₂ -Benzo[k]fluoranthren, D ₁₂ -Benzo[a]pyren, D ₁₂ -Benzo[e]pyren, D ₁₂ -Perylen, D ₁₂ -Benzo[ghi]perylen, D ₁₂ -Indeno[1,2,3-cd]pyren, D ₁₄ -Dibenz[a,h]anthracen, D ₁₂ -Coronen
Säuren:	D ₃₁ -Hexadekansäure.
Phenolische Substanzen:	¹³ C ₈ -Vanillin, ¹³ C ₈ -Vanillinsäure
Polyole:	¹³ C ₆ -Levoglucosan, ¹³ C ₆ -Glucose

A.2 Anzahl der Feuerungsanlagen

Tabelle A.2-1: Anzahl der Feuerungsanlagen in den Kehrbezirken der Stadt Augsburg

Kehr- bezirk	Einzelraum- feuerungsanlagen		Zentral- feuerungsanlagen		Summe
	Fest	Öl + Gas	Fest	Öl + Gas	
KB 1	436	95	1	107	639
KB 2	389	94	1	89	573
KB 3	414	130	3	164	711
KB 4	546	127	0	342	1015
KB 5	515	51	2	162	730
KB 6	443	105	1	237	786
KB 7	438	39	7	402	886
KB 8	733	142	3	438	1316
KB 9	638	59	14	479	1190
KB 10	612	161	8	383	1164
KB 12	435	33	4	292	764
KB 13	917	100	13	758	1788
KB 14	736	228	36	962	1962
KB 16	334	121	0	164	619
KB 17	100	38	2	116	256
KB 18	626	113	1	505	1245
KB 19	451	35	2	95	583
KB 20	696	198	18	576	1488
KB 21	417	28	6	267	718
KB 22	1435	204	9	967	2615
KB 23	427	136	7	340	910
KB 24	1361	79	7	1227	2674
KB 25	496	230	9	360	1095
KB 26	477	52	14	478	1021
Summe	14072	2598	168	9910	26748

A.3 Emissionsmessdaten

A.3.1 Messungen am ZAE Bayern in Garching

A.3.1.1 Untersuchte Öfen

Pelletofen

Angaben laut Bedienungsanleitung und Typenschild:
Hersteller: wodke GmbH
Rittweg 55-57
D-72070 Tübingen-Hirschau
Bezeichnung: Pellet-Primärofen „smart“
Nennwärmeleistung: 2 - 6 kW
Raumheizvermögen: 40-250 m³
Abgasmassenstrom: 6,0 g/s
Abgastemperatur: 157 - 229 °C
Förderdruck: 0 Pa
CO im Abgas < 0,12 Vol. %
Gewicht: 100 kg

„Gehobener“ Kaminofen

Angaben laut Bedienungsanleitung und Typenschild:
Hersteller: wodke GmbH
Rittweg 55-57
D-72070 Tübingen-Hirschau
Bezeichnung: Kaminofen „Moon“ (KK50F)
DIN-Reg.-Nr.: P04WQ10
Nennwärmeleistung: 7kW
Raumheizvermögen: 56-144m³
Abgasmassenstrom: 7,0 g/s
Mittlere Abgastemperatur: 360°C
Förderdruck bei NWL: 12 Pa
CO im Abgas < 0,12 Vol. %
Scheitholz: 0,12 %
Gewicht: 125,6 - 157,1 kg

„Günstiger“ Kaminofen („Baumarkt“-Kaminofen)

Angaben laut Bedienungsanleitung und Typenschild:
Hersteller: Fa M.I.E. GmbH
Europastr. 1
55457 Gensingen
Bezeichnung: Raumheizer MERANO
EN Nummer: EN 13240:2001+A2:2004
Produktionsnummer: EM2Q62389
Heizleistung: 6kW
Mittlere Abgastemperatur: 310°C
zul. Brennstoffe: Scheitholz, Braunkohlebriketts
Mittlere CO-Emission (bezogen auf 13 % O₂)
Scheitholz: 0,12 %
Energieeffizienz: 77 %
Prüfbericht-Nr: Z15236 vom 28.07.2005

A.3.1.2 Brennstoffe

Emissionsmessungen wurden für unterschiedliche, weit verbreitete Brennstoffe durchgeführt.

Die verwendeten Brennstoffe sind nachfolgend in Tabelle A.3-1 zusammengefasst und charakterisiert.

Tabelle A.3-1: Charakterisierung der verwendeten Brennstoffe

Bezeichnung	Masse [kg]	l [cm]	b [cm]	h [cm]
Fichtenscheitholz	0,4 – 1,2	24 – 27	-	-
Buchenscheitholz	0,6 – 1,8	24 – 27	-	-
Holzbriketts	0,8	16	5	10
Holzbriketts (Waldrestholz) auch: „Spezialholzbrikett“	1,0	23	Ø	-
Braunkohlebrikett	0,53	17,5	5,5	4,5

Fichte / Buche als Scheitholz

Das verwendete Scheitholz (Länge 25 cm) wurde 2 Jahre gespalten gelagert. Der Wassergehalt beider Hölzer lag bei ca. 15 %, bezogen auf die Frischsubstanz.

Holzbriketts

Untersucht wurden handelsübliche Holzbriketts, wie sie während der Heizperiode in Baumärkten angeboten werden.

Holzbriketts (Waldrestholz)

Als Sonderbrennstoff wurden stichprobenartig Briketts aus Waldrestholz mit einem hohen Anteil an Nadeln und Rinde untersucht.

Braunkohlebriketts

Untersucht wurden handelsübliche Braunkohlebriketts, wie sie während der Heizperiode z.B. in Baumärkten angeboten werden.

A.3.1.3 Versuchsstand

Die Messungen wurden im Spätsommer durchgeführt. Um im Labor für Messgeräte und Personal zulässige Temperaturen nicht zu überschreiten, wurden die Feuerungsanlagen außerhalb des Gebäudes unter einem Vordach aufgestellt. Das Abgas wurde von dort über ein isoliertes Edelstahlrohr bis zur Messstrecke (Abbildung 2.2-1) in das Labor geleitet und von dort aus über einen gemauerten Schornstein abgeführt.

A.3.1.4 Darstellung der Emissionsverläufe, Ergebnisse

Tabelle A.3-2: Übersicht über die Messergebnisse der Emissionsmessungen

Messgröße	Staub	Levoglucosan	Kalium	CO	VOC	Sauerstoff	Abgas-temperatur
Einheit	mg/MJ	ng/mg	ng/mg	mg/MJ	mg/MJ	% Vol.	°C
Mittelw. gesamt	182,0	148	4627	4098	955	13,7	284
Mittelw. Fichte gut	40,4	199	1149	4160	132	13,8	334
Mittelw. Fichte schlecht	517,1	53	1391	6256	3566	11,4	356
Mittelw. Buche gut	54,8	290	546	2196	40	14,8	315
Mittelw. Buche schlecht	325,3	71	50	8654	1446	7,3	328

Pelletofen

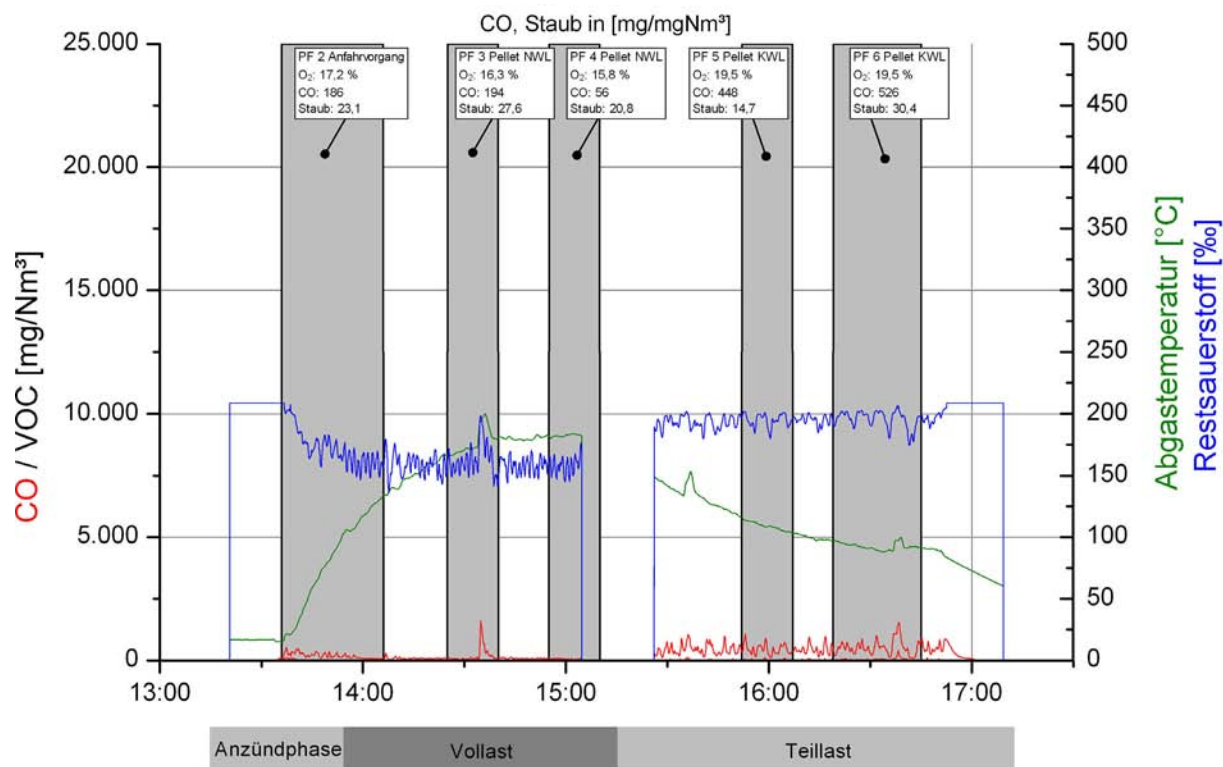


Abbildung A.3-1: Emissionsmessung am Pelletofen

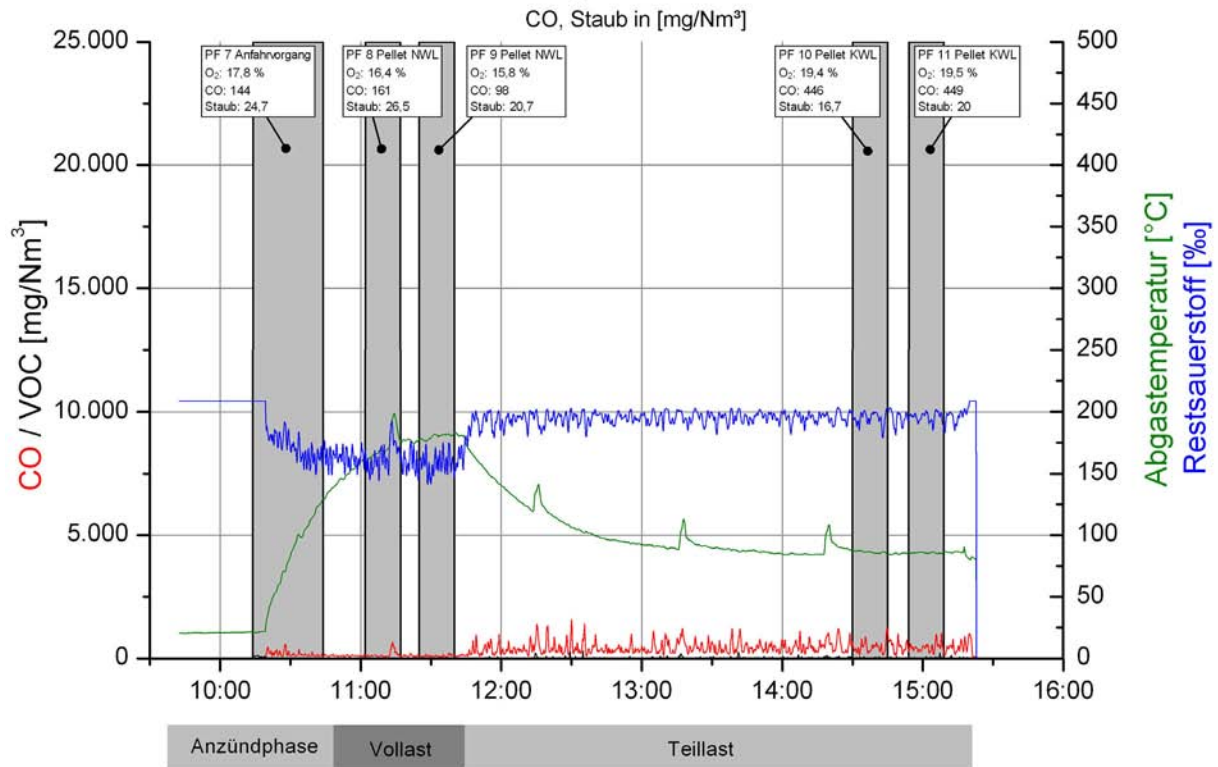


Abbildung A.3-2: Emissionsmessungen am Pelletofen

„Gehobener“ Kaminofen

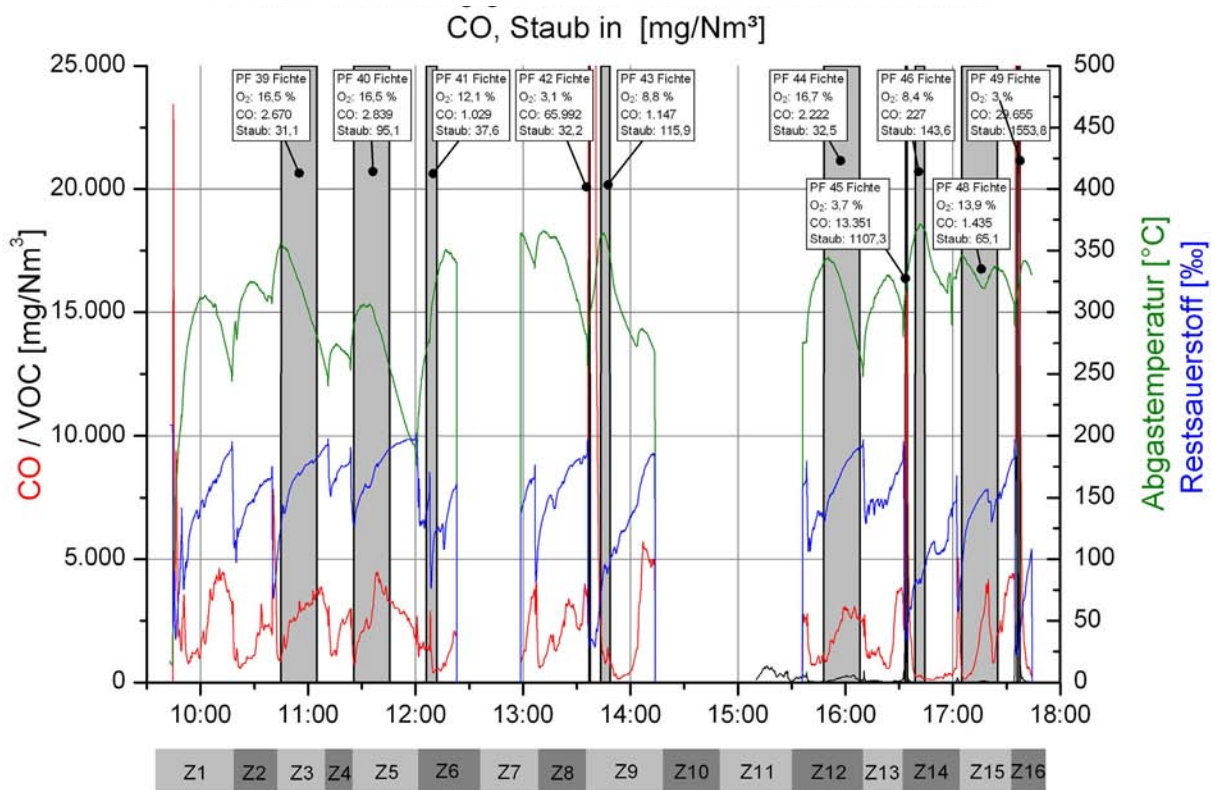


Abbildung A.3-3: Emissionsmessung am gehobenen Kaminofen

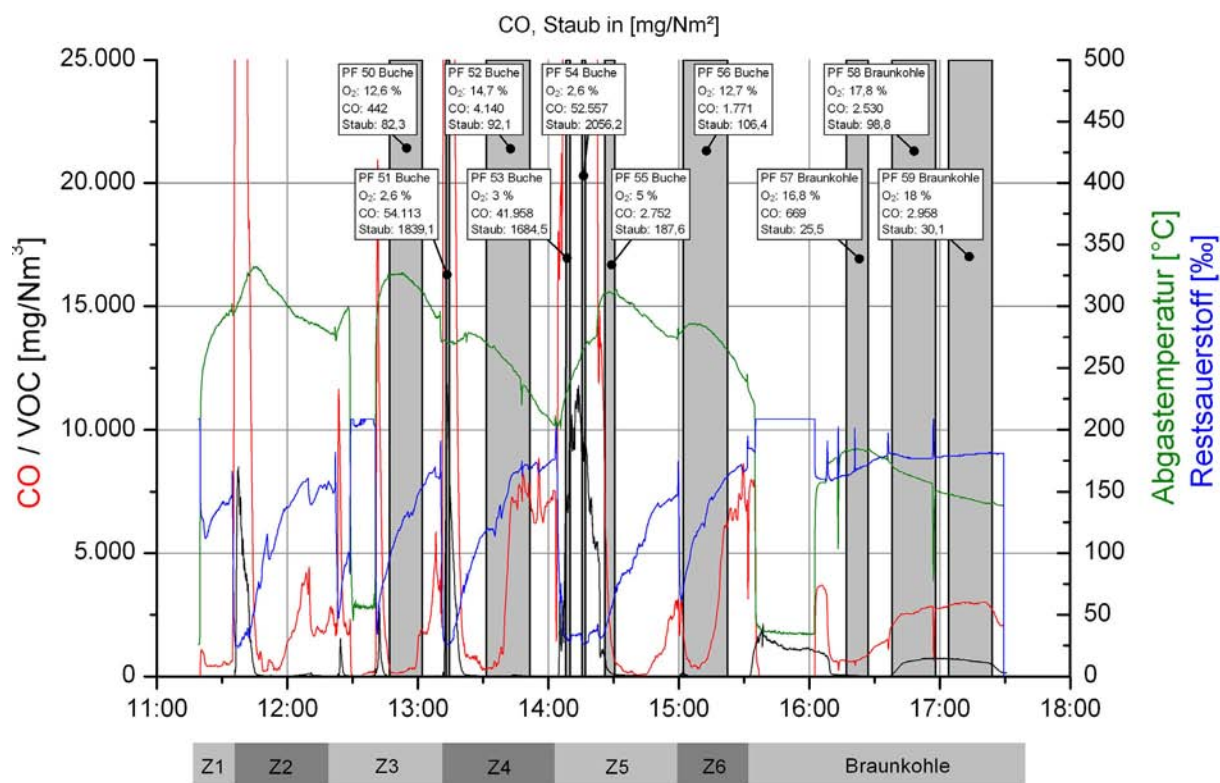


Abbildung A.3-4: Emissionsmessung am gehobenen Kaminofen

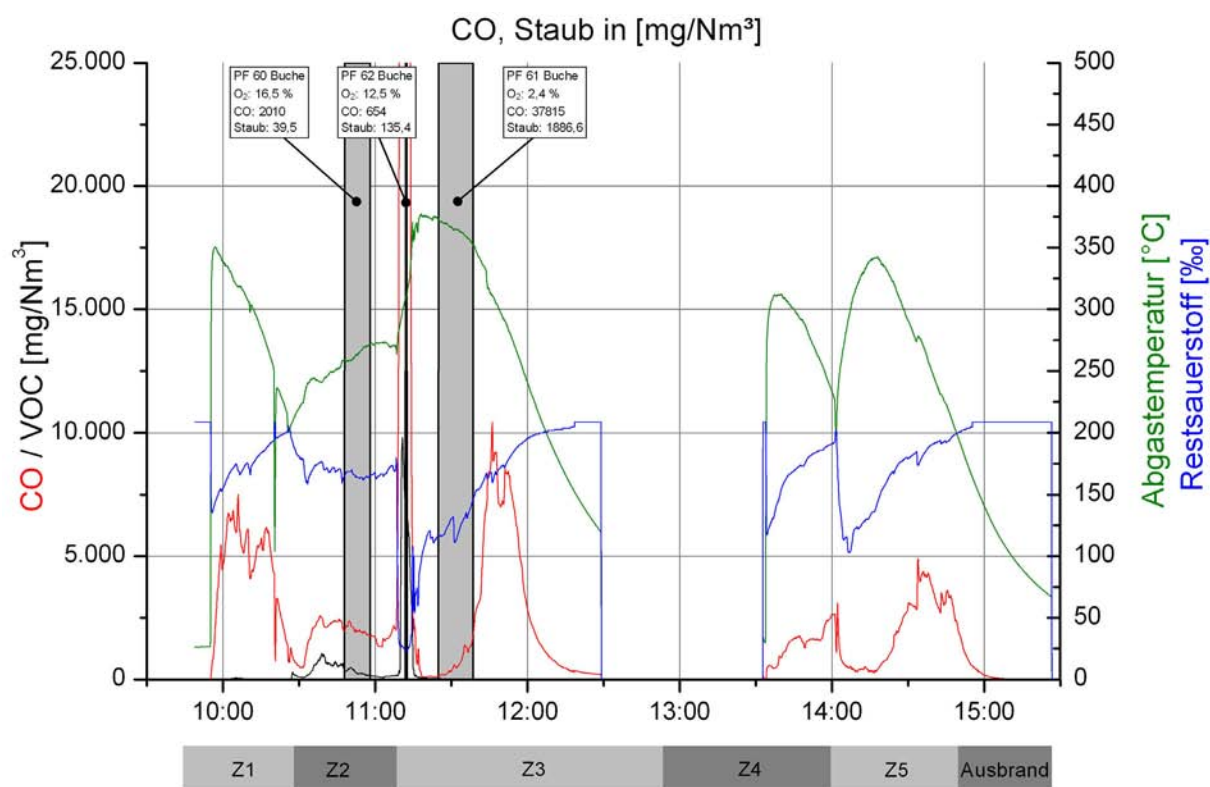


Abbildung A.3-5: Emissionsmessung am gehobenen Kaminofen

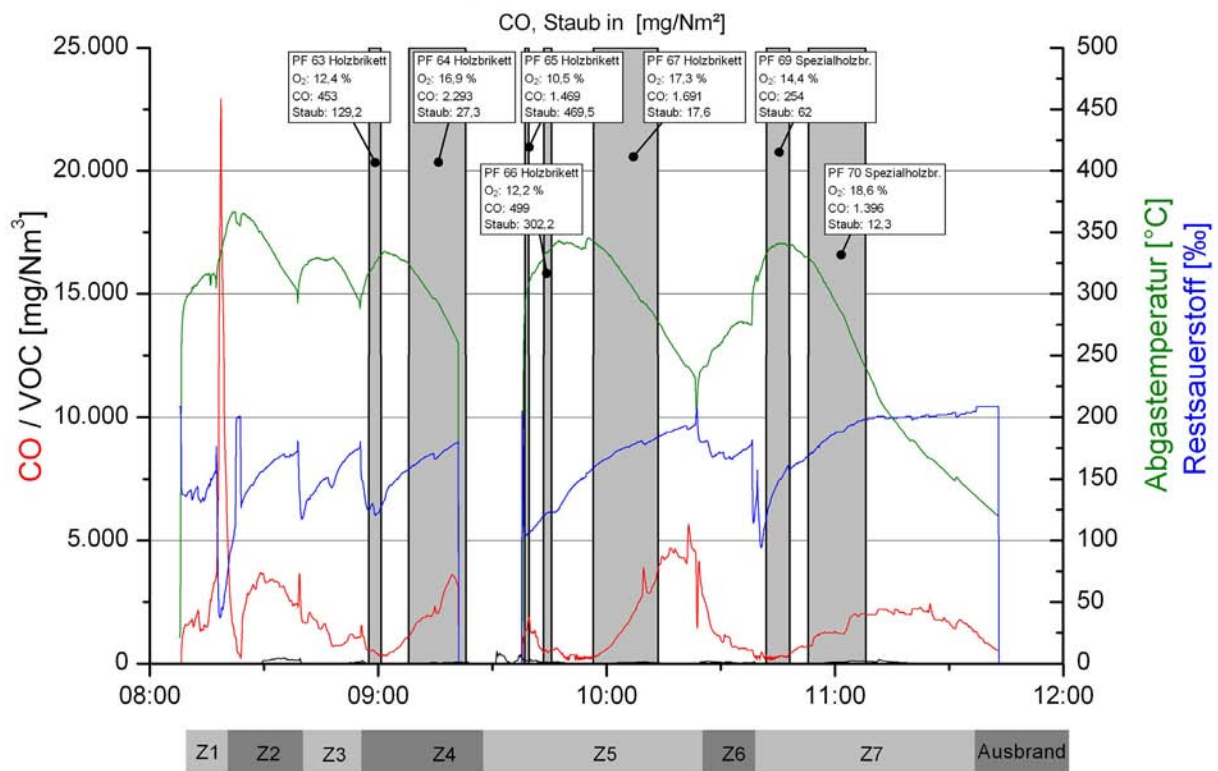


Abbildung A.3-6: Emissionsmessung am gehobenen Kaminofen

„Günstiger“ Kaminofen („Baumarkt“-Kaminofen)

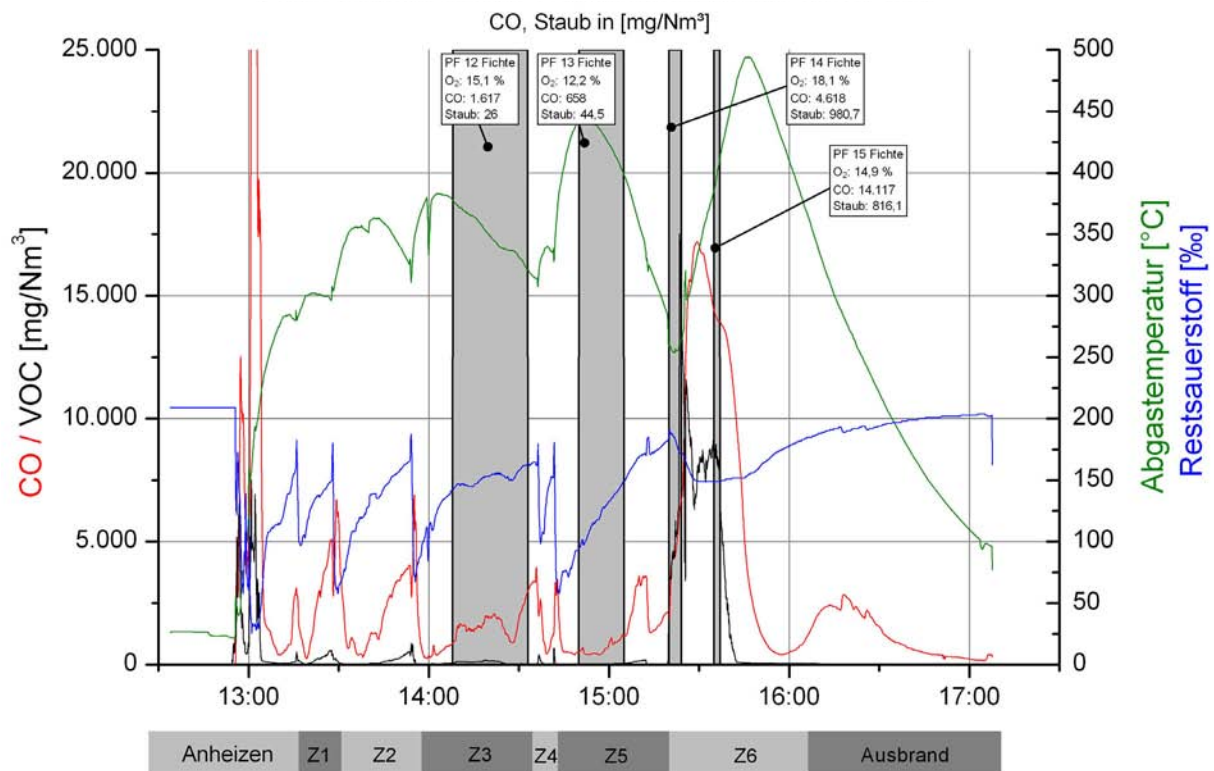


Abbildung A.3-7: Emissionsmessung „günstiger“ Kaminofen

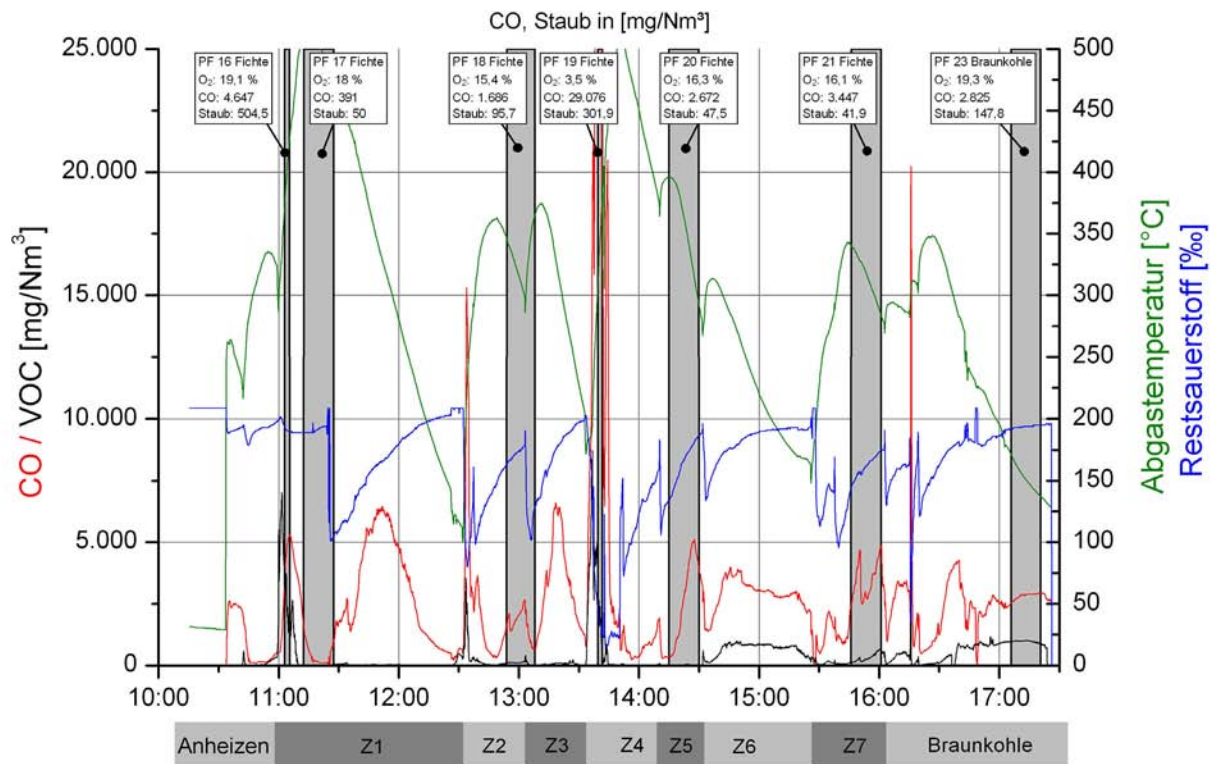


Abbildung A.3-8: Emissionsmessung „günstiger“ Kaminofen

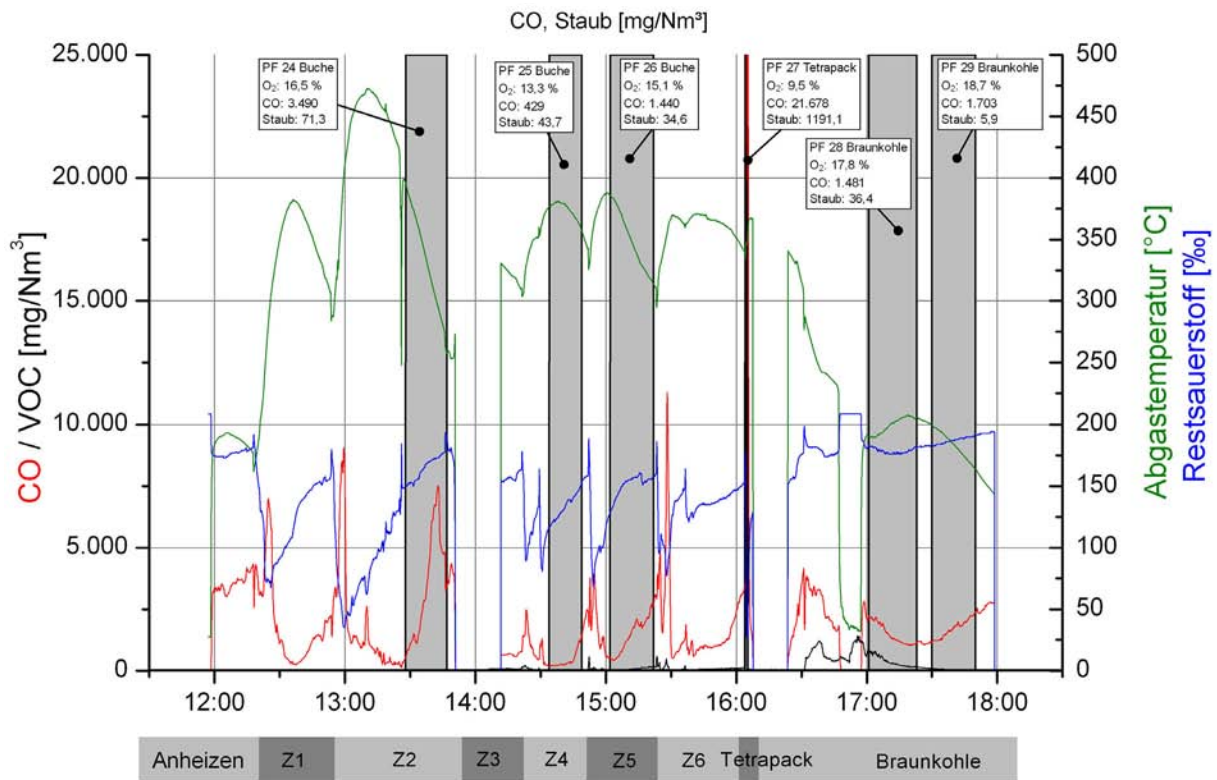


Abbildung A.3-9: Emissionsmessung „günstiger“ Kaminofen

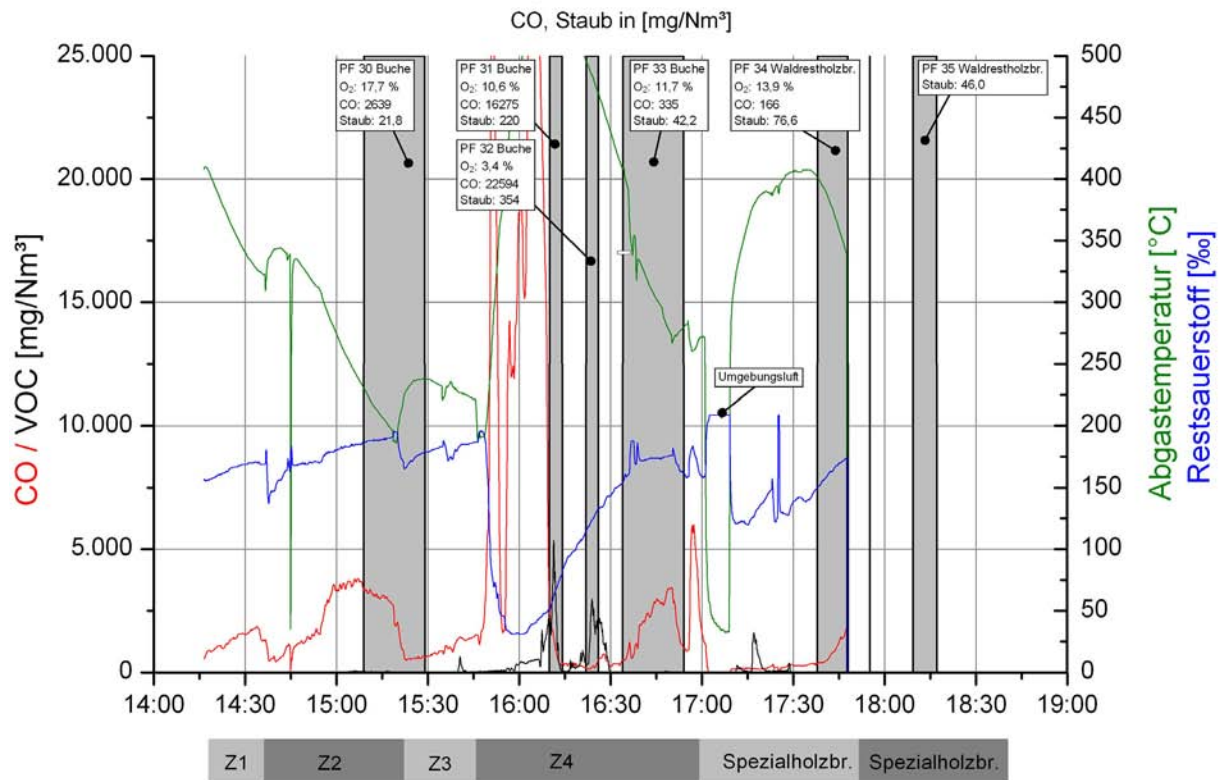


Abbildung A.3-10: Emissionsmessung „günstiger“ Kaminofen

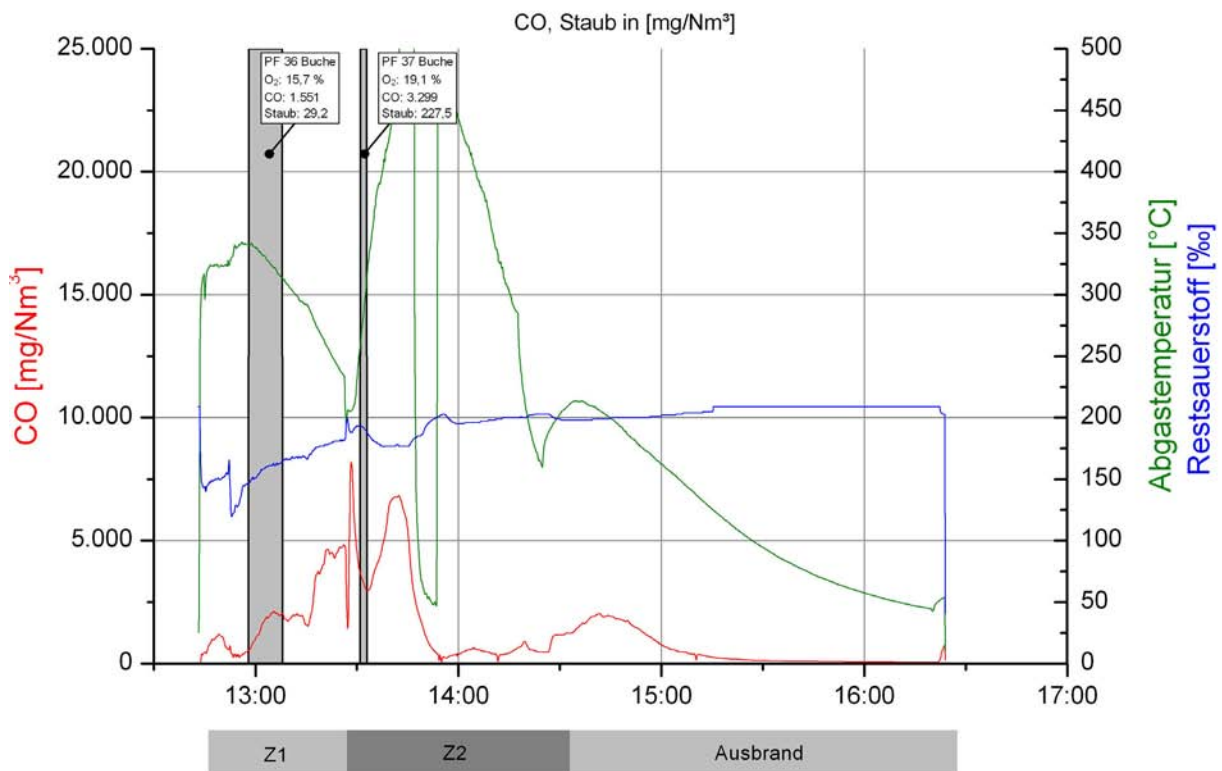


Abbildung A.3-11: Emissionsmessung „günstiger“ Kaminofen

A.3.2 Messungen am TFZ in Straubing

Versuchsstand

Am Technologie- und Förderzentrum (TFZ) in Straubing wurde ein Prüfstand für Festbrennstofffeuerungen mit einer umfangreichen Messstrecke mit Verdünnungstunnel aufgebaut (Abbildung 2.2-3). Am TFZ existieren auch zahlreiche Emissionsmessgeräte, die gleichzeitige Emissionsprobenahmen an verschiedenen Stellen der Messstrecke ermöglichen.

Im Rahmen der Untersuchung des „gehobenen“ Kaminofens Wodtke MOON wurden teilweise Emissionsproben zeitgleich im heißen Abgas ca. 2,0 m nach dem Ofenaustritt sowie ca. 6,0 m nach der Zufuhr von Verdünnungsluft im kalten Abgas durchgeführt.

Das Verdünnungsverhältnis wurde anhand zweier CO₂-Messungen mit der TFZ-Messtechnik bestimmt. Es lag zwischen 4:1 und 8:1.

Versuchsbedingungen

Am TFZ in Straubing wurde derselbe „gehobene“ Kaminofen wie zuvor am ZAE Bayern in Garching untersucht. Auch hier wurden die Brennstoffe Fichte und Buche sowie Holz- und Braunkohlebriketts untersucht.

Darstellung der Emissionsverläufe, Ergebnisse

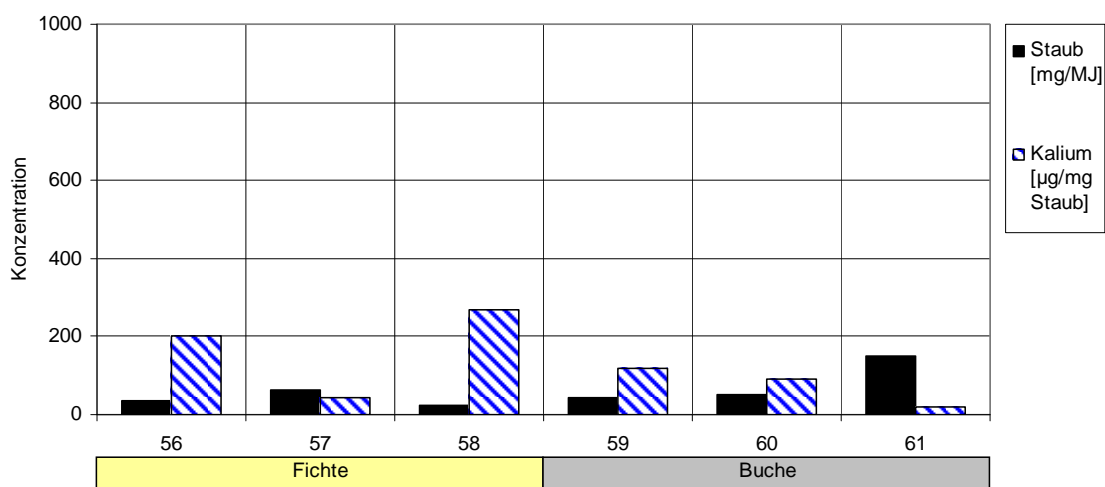


Abbildung A.3-12: Analysergebnisse der Emissionsmessungen am TFZ

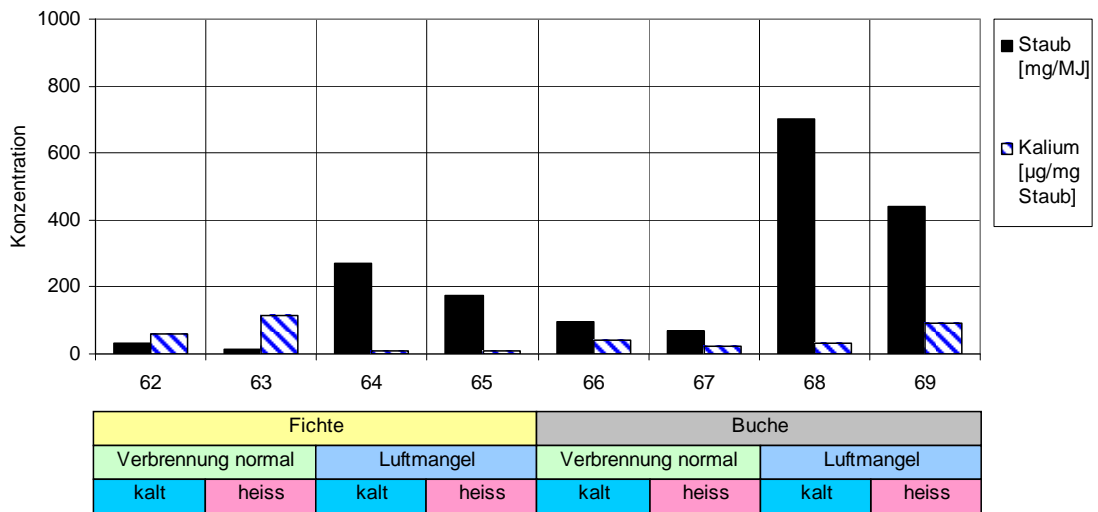


Abbildung A.3-13: Vergleich der Analyseergebnisse der Staubproben aus dem heißen Abgas und dem Verdünnungstunnel

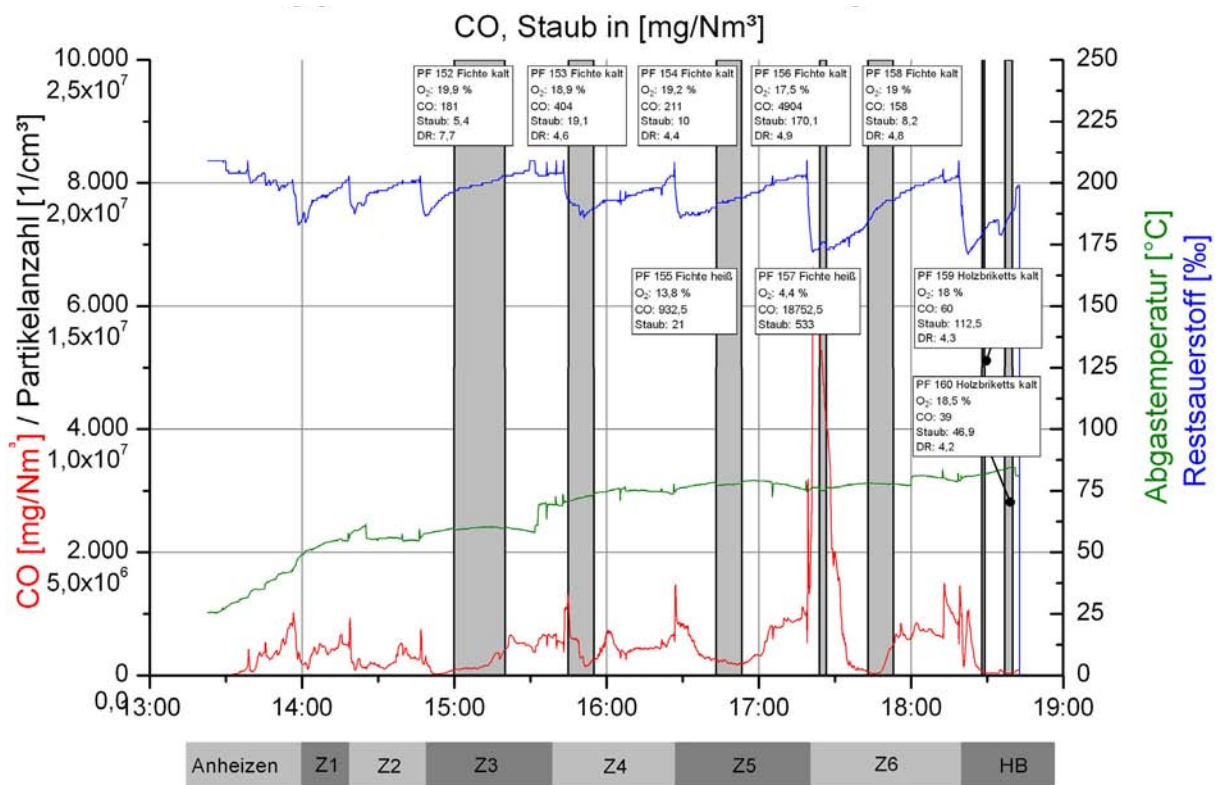


Abbildung A.3-14: Emissionsmessung am TFZ Straubing

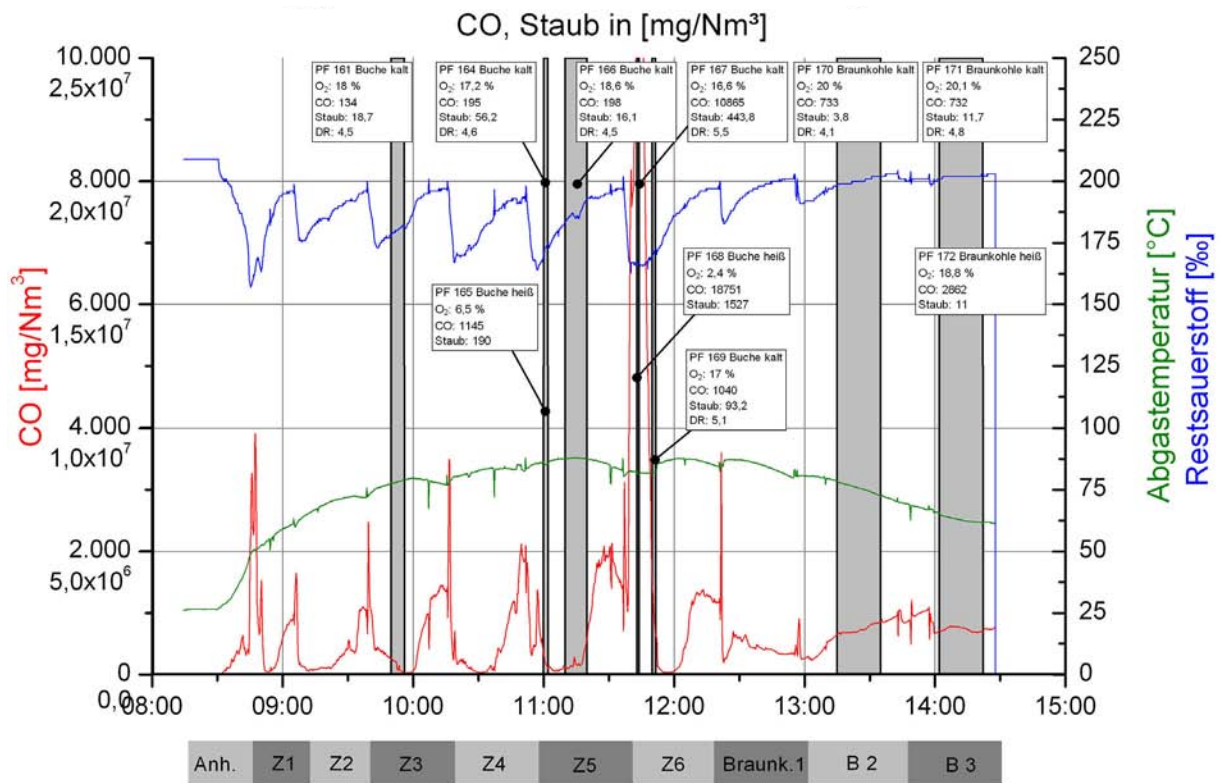


Abbildung A.3-15: Emissionsmessung am TFZ Straubing

A.4 Meteorologische Daten

Tabelle A.4-1: Temperaturen und Windgeschwindigkeiten in den Messzeiträumen

	Mittelwert	24 h Mittelwerte		1/2 Mittelwerte	
		Maximalwert	Minimalwert	Maximalwert	Minimalwert
Temperatur [°C]					
Dez 2006*	-0,4	8,0	-3,3	11,3	-9,4
Jan 2007	3,5	10,9	-7,1	14,1	-11,0
Feb 2007	3,6	7,9	-0,5	15,4	-5,2
Mrz 2007	5,2	8,7	0,0	18,0	-3,7
Nov 2007**	-0,4	3,7	-4,2	7,1	-8,4
Dez 2007	-0,4	7,9	-6,8	12,0	-9,9
Jan 2008	2,2	9,3	-3,7	12,6	-5,9
Feb 2008	3,8	9,8	-2,8	21,3	-9,1
Mrz 2008	4,9	10,3	-0,8	22,9	-7,3
Windgeschwindigkeit [m/s]					
Dez 2006*	2,4	6,9	1,1	10,5	< 0,5
Jan 2007	5,8	15,3	1,4	21,0	< 0,5
Feb 2007	3,6	9,4	1,2	13,6	< 0,5
Mrz 2007	3,8	10,2	0,9	16,8	< 0,5
Nov 2007**	2,7	7,3	0,8	10,6	< 0,5
Dez 2007	3,5	10,2	0,3	15,9	< 0,5
Jan 2008	3,3	9,1	1,2	12,5	< 0,5
Feb 2008	3,4	8,8	1,1	14,0	< 0,5
Mrz 2008	5,3	12,7	1,4	18,7	< 0,5

*: Mittelwerte aus Messzeitraum ab 21.12.2006; **: Mittelwert aus Messzeitraum ab 14.11.2007

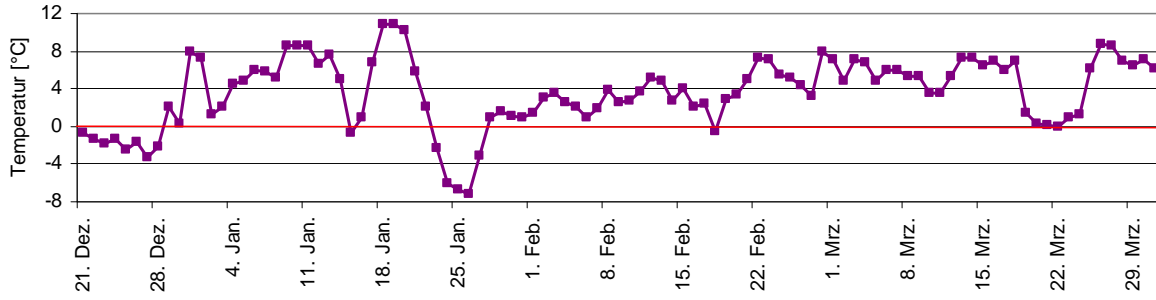


Abbildung A.4-1: Temperaturverlauf im Messzeitraum Dezember 2006 bis März 2007
(24 h Mittelwerte)

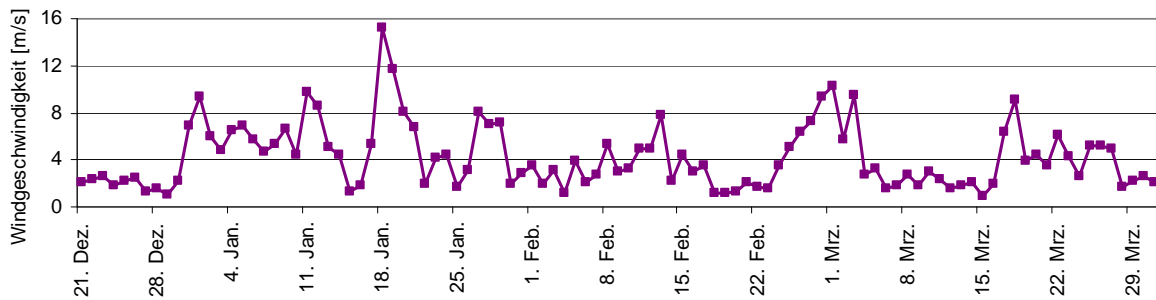


Abbildung A.4-2: Mittlere Windgeschwindigkeit im Messzeitraum Dezember 2006 bis März 2007
(24 h Mittelwerte)

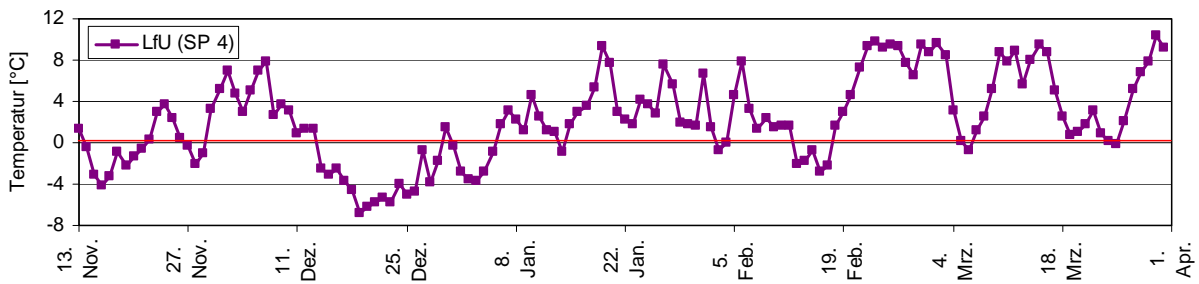


Abbildung A.4-3: Temperaturverlauf im Messzeitraum November 2007 bis März 2008
(24 h Mittelwerte)

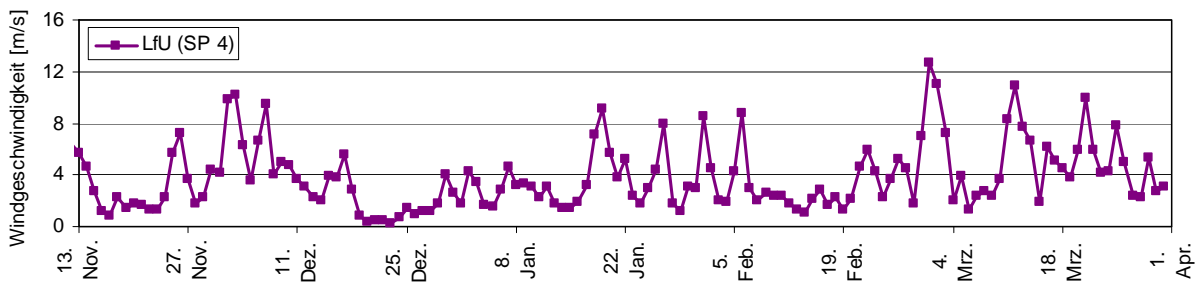
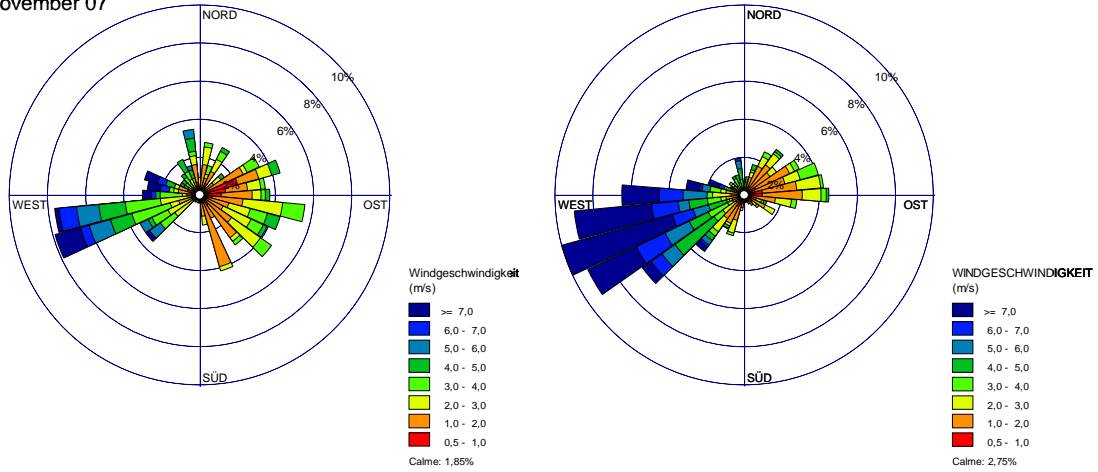
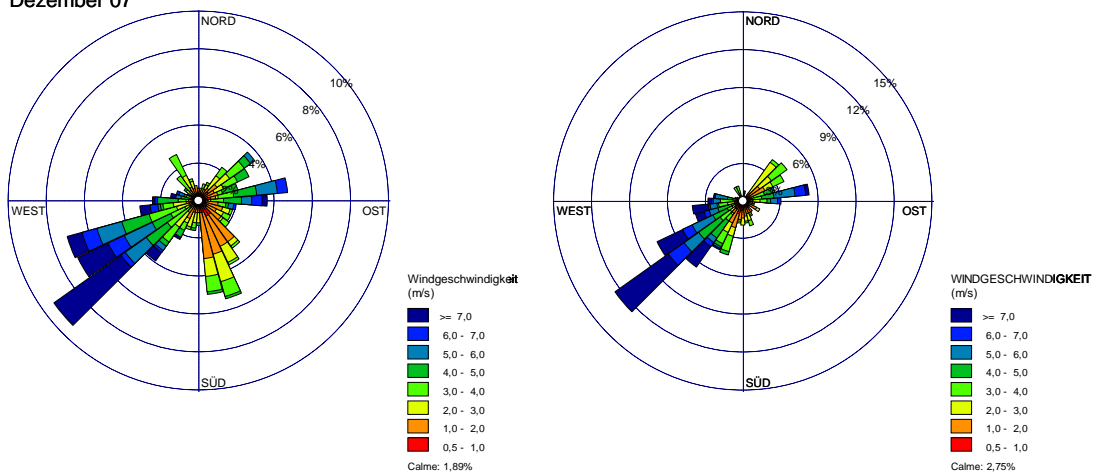


Abbildung A.4-4: Mittlere Windgeschwindigkeit im Messzeitraum November 2007 bis März 2008
(24 h Mittelwerte)

November 07



Dezember 07



Januar 08

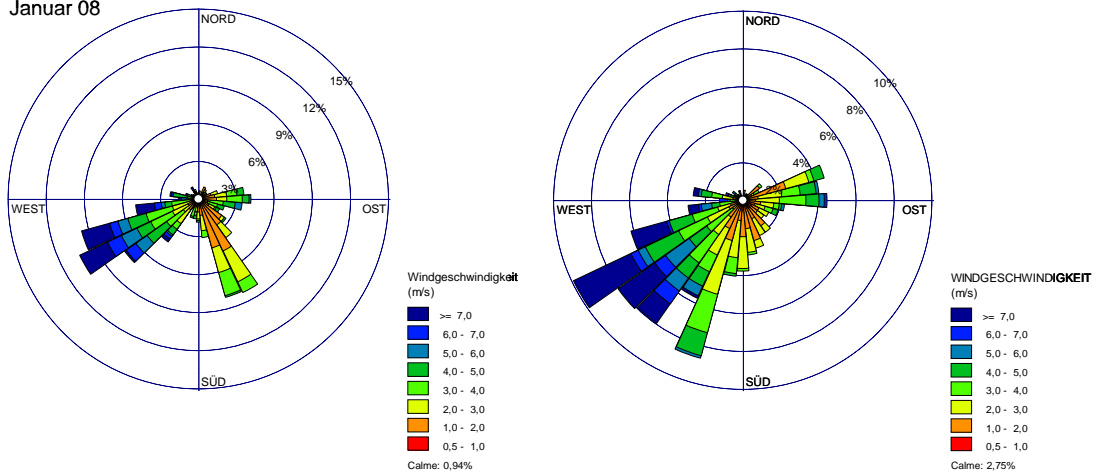
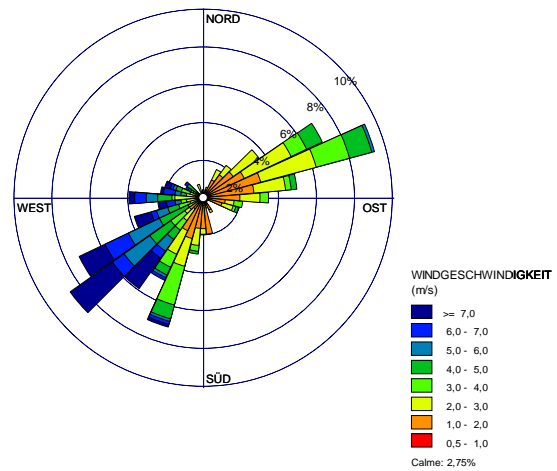
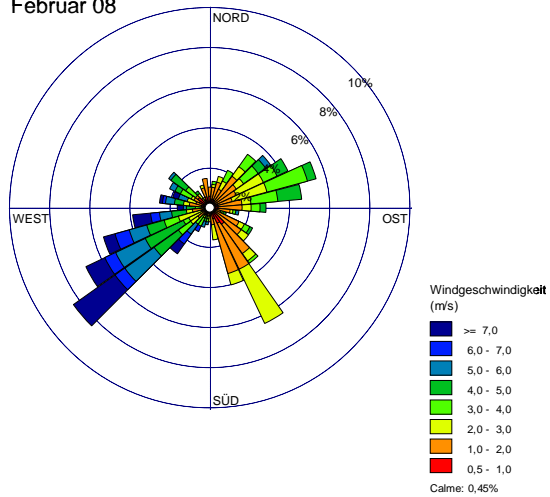


Abbildung A.4-5: Windrosen einzelnen Monate im Messzeitraum 14.11.2007 bis 31.03.2008
 Links: Messdaten DWD, Station Augsburg Mühlhausen
 Rechts: Messdaten LÜB, Station LfU, Augsburg Haunstetten

Februar 08



März 08

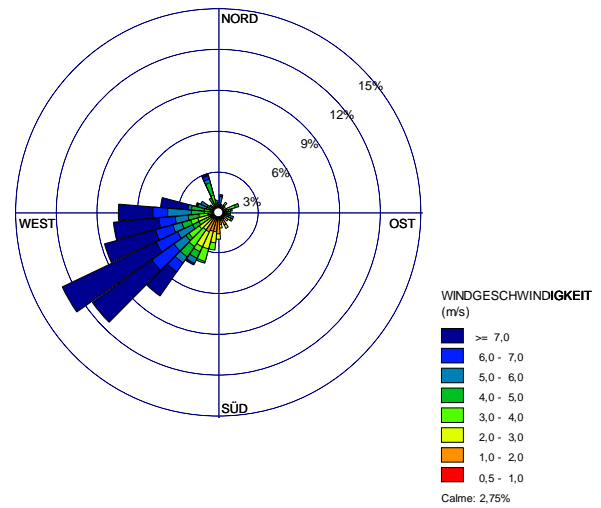
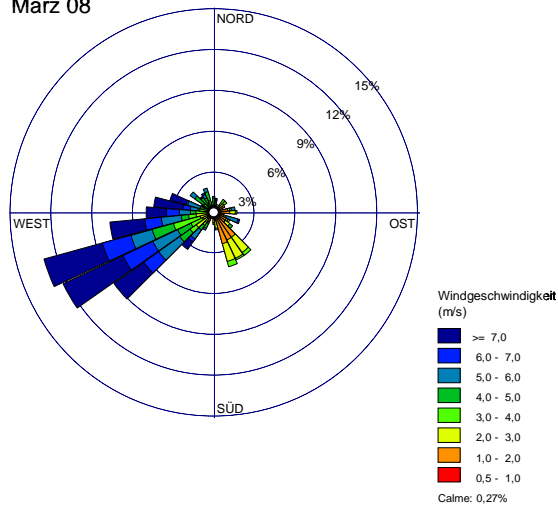


Abbildung A.4-5: Windrosen einzelnen Monate im Messzeitraum 14.11.2007 bis 31.03.2008 (Fortsetzung)

Links: Messdaten DWD, Station Augsburg Mühlhausen

Rechts: Messdaten LÜB, Station LfU, Augsburg Haunstetten

13.02.-12.03.08

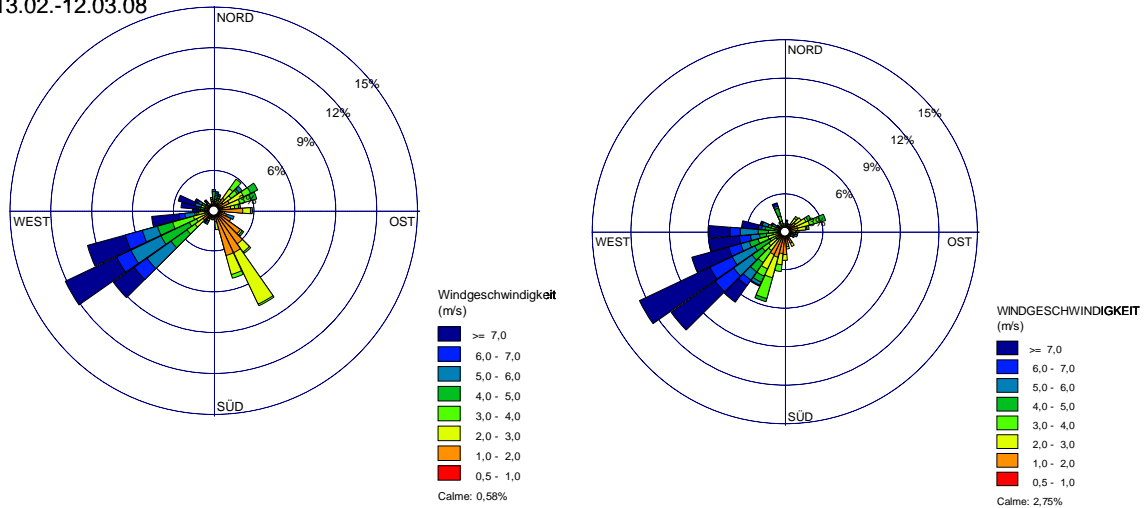


Abbildung A.4-6: Windrosen für den Messzeitraum 13.02.2008 bis 12.03.2008
Links: Messdaten DWD, Station Augsburg Mühlhausen
Rechts: Messdaten LÜB, Station LfU, Augsburg Haunstetten

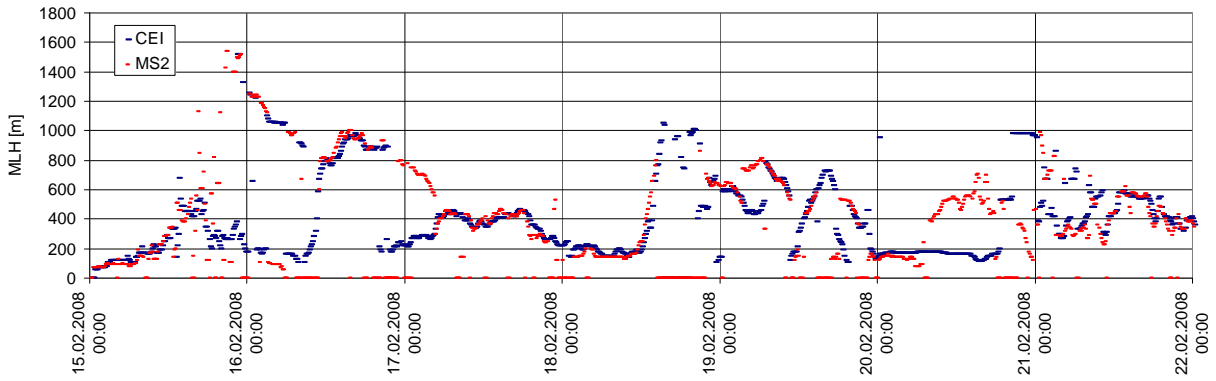


Abbildung A.4-7: Mit Ceilometern an den Standorten MS2 und CEI detektierte Mischungsschichthöhen (10 Minuten Mittelwerte)

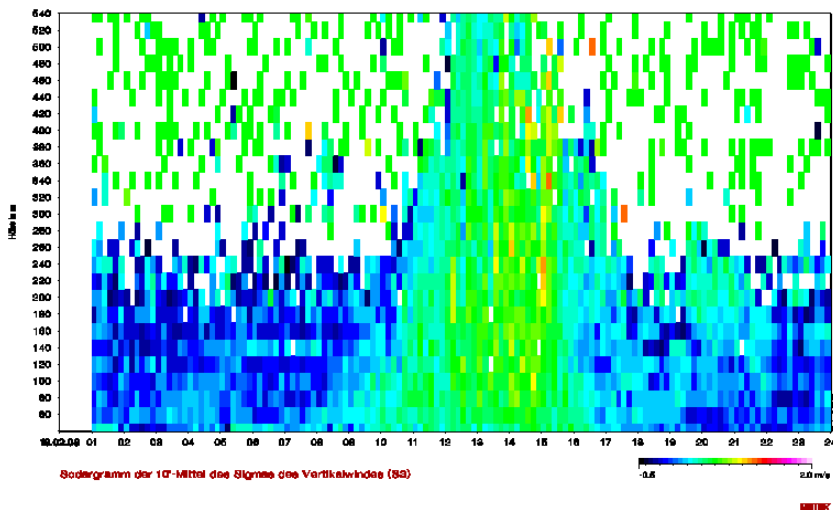


Abbildung A.4-8: Mit SODAR gemessene vertikale Windgeschwindigkeit im Höhenbereich bis 540 m, 19.02.2008

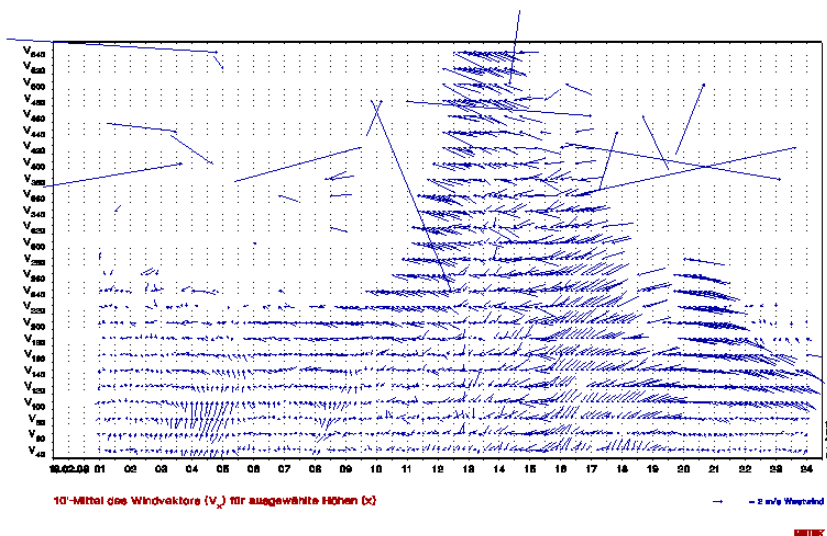


Abbildung A.4-9: Mit SODAR gemessene horizontale Windgeschwindigkeit und Richtung im Höhenbereich bis 540 m, 19.02.2008

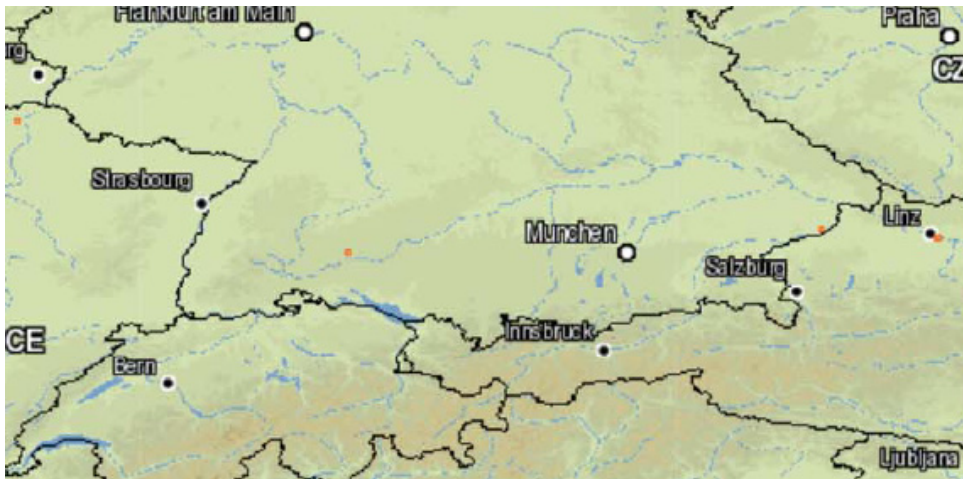


Abbildung A.4-10: Vom NASA Satelliten MODIS registrierte Feuer im Zeitraum 17. – 19.02 2008.
 (Quelle: <http://firefly.geog.umd.edu/firemap/>)

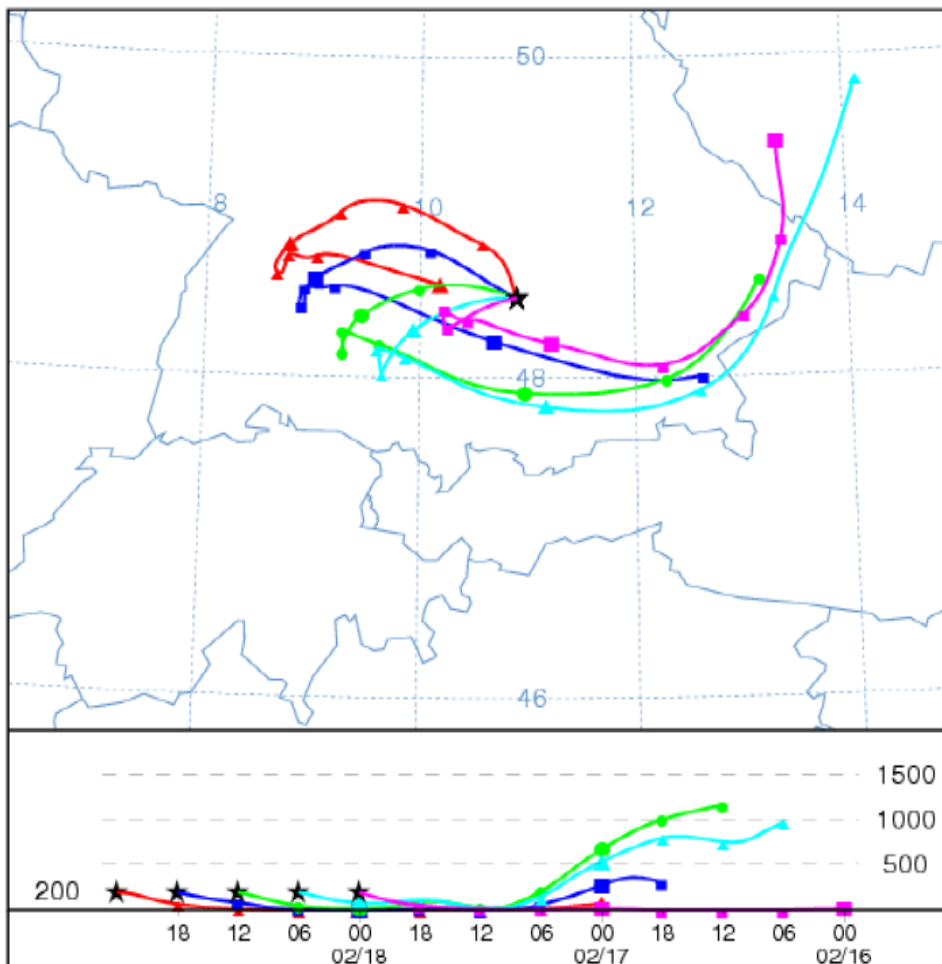


Abbildung A.4-11: Rückwärtstrajektorien 17. bis 19. Februar 2008.
 Berechnet mit NOAA HYSPLIT Modell (GDAS Daten). Trajektorien endend am 19. Februar. Abstand 6 Stunden. Trajektorienlänge 48 Stunden.

A.5 Immissionsmessdaten

A.5.1 Heizperiode 2006/2007

Tabelle A.5-1: Immissionskonzentrationen Heizperiode 2006/2007, SP1

Substanzgruppe	Substanz	Einheit	Mittelwert	Max	Min
Anorganische Gase	NO	[µg/m³]	53	159	15
	NO ₂	[µg/m³]	50	83	22
	CO	[µg/m³]	522	1221	125
	SO ₂	[µg/m³]	7	13	< BG
Feinstaub	PM ₁₀	[µg/m³]	31,8	93,2	8,7
Anorganische Ionen	Chlorid	[ng/m³]	811	5043	129
	Nitrat	[ng/m³]	5453	28020	208
	Sulfat	[ng/m³]	2263	6926	362
	Natrium	[ng/m³]	613	2969	71
	Ammonium	[ng/m³]	2205	10173	64
	Kalium	[ng/m³]	320	2111	119
	Magnesium	[ng/m³]	117	302	5
	Calcium	[ng/m³]	635	1529	40
Elemente	As	[ng/m³]	0,49	3,30	0,06
	Ca	[ng/m³]	822,1	1792,9	< 200
	Cd	[ng/m³]	0,19	0,65	0,02
	Ce	[ng/m³]	0,39	1,18	0,10
	Co	[ng/m³]	0,23	1,34	< 0,1
	Cr	[ng/m³]	9,38	22,78	< 3
	Cu	[ng/m³]	43,9	124,4	10,9
	Fe	[ng/m³]	1261,2	3674,8	182,8
	K	[ng/m³]	238,1	2111,6	< 50
	La	[ng/m³]	0,18	0,61	0,04
	Mg	[ng/m³]	186,9	490,5	< 50
	Mn	[ng/m³]	15,7	38,5	2,8
	Ni	[ng/m³]	3,86	9,47	< 1
	Pb	[ng/m³]	8,76	27,01	< 3
	Sb	[ng/m³]	6,05	14,79	1,32
	Ti	[ng/m³]	4,05	12,01	1,01
	Tl	[ng/m³]	0,04	0,08	< 0,02
Zn	[ng/m³]	47,4	401,7	11,1	
Kohlenstofffraktionen	EC	[µg/m³]	7,75	19,43	2,88
	TC	[µg/m³]	4,36	11,15	1,62
	OC	[µg/m³]	3,50	10,36	1,31
PAK	PYR	[ng/m³]	2,59	6,22	0,45
	FLU	[ng/m³]	0,95	1,45	0,46
	BAA	[ng/m³]	0,60	2,32	0,04
	CRY	[ng/m³]	1,12	3,46	0,16
	BBKF	[ng/m³]	2,14	7,13	0,29
	BEP	[ng/m³]	0,81	2,35	0,10
	BAP	[ng/m³]	0,98	3,16	0,07
	PER	[ng/m³]	0,15	0,45	< 0,05
	IND	[ng/m³]	0,65	2,27	0,05
	BGH	[ng/m³]	1,07	3,30	0,11

Tabelle A.5-1: Immissionskonzentrationen Heizperiode 2006/2007, SP1, Fortsetzung:

Substanzgruppe	Substanz	Einheit	Mittelwert	Max	Min
Hopane	Ts	[ng/m ³]	0,13	0,28	0,04
	Tm	[ng/m ³]	0,13	0,29	0,04
	27β	[ng/m ³]	0,03	0,11	0,01
	29αβ	[ng/m ³]	0,33	0,57	0,09
	29βα	[ng/m ³]	0,04	0,11	0,01
	30αβ	[ng/m ³]	0,33	0,58	0,09
	30βα	[ng/m ³]	0,04	0,10	0,00
	31αβS	[ng/m ³]	0,16	0,27	0,05
	31αβR	[ng/m ³]	0,15	0,31	0,04
	32αβS	[ng/m ³]	0,09	0,15	0,02
	32αβR	[ng/m ³]	0,06	0,10	0,01
Harz-Säuren	Isopimarsäure	[ng/m ³]	4,5	15,4	< 0,1
	DHAM	[ng/m ³]	15,2	37,4	0,5
	DHA	[ng/m ³]	187,2	468,3	7,1
	Levoglucosan	[ng/m ³]	327,7	939,0	37,5

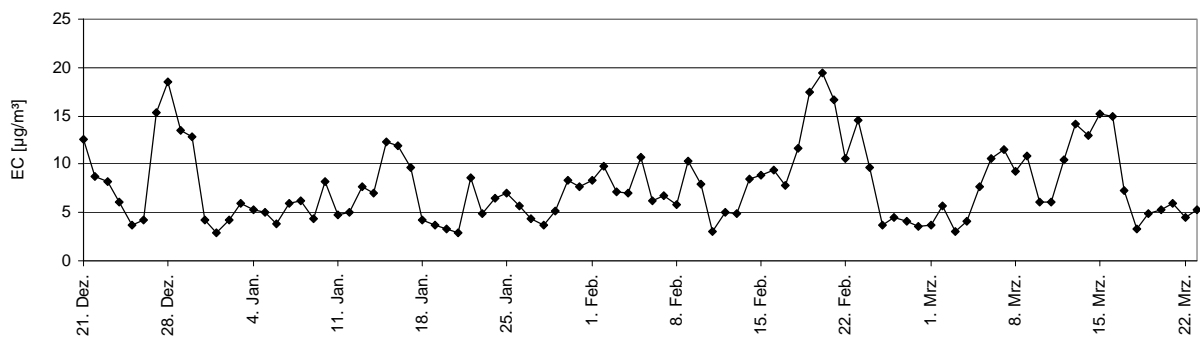


Abbildung A.5-1: Verlauf der EC-Konzentration in der Heizperiode 2006/2007, SP1

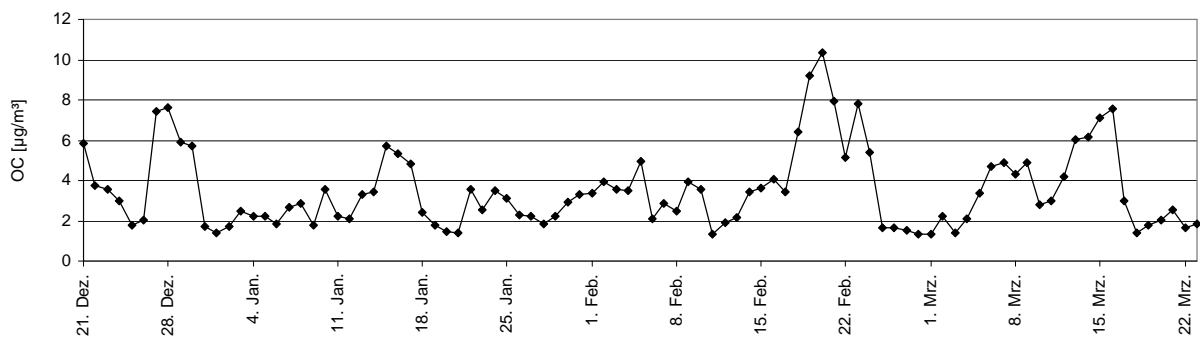


Abbildung A.5-2: Verlauf der OC-Konzentration in der Heizperiode 2006/2007, SP1

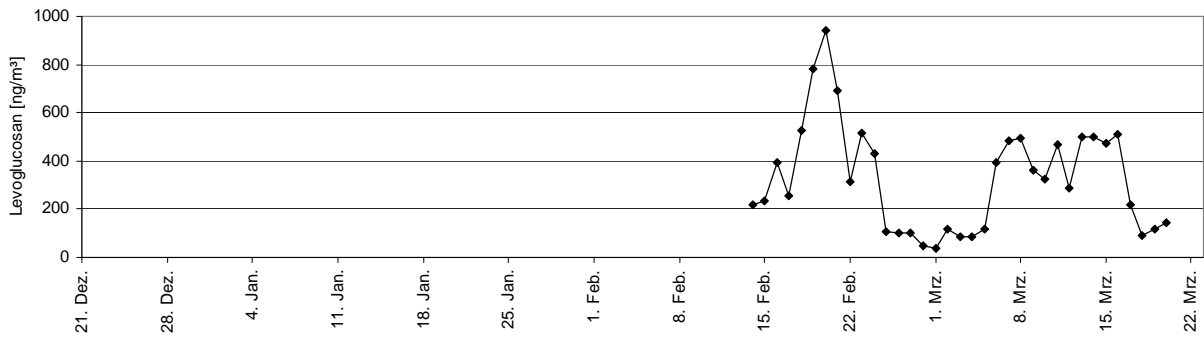


Abbildung A.5-3: Verlauf der Levoglucosan-Konzentration in der Heizperiode 2006/2007, SP1

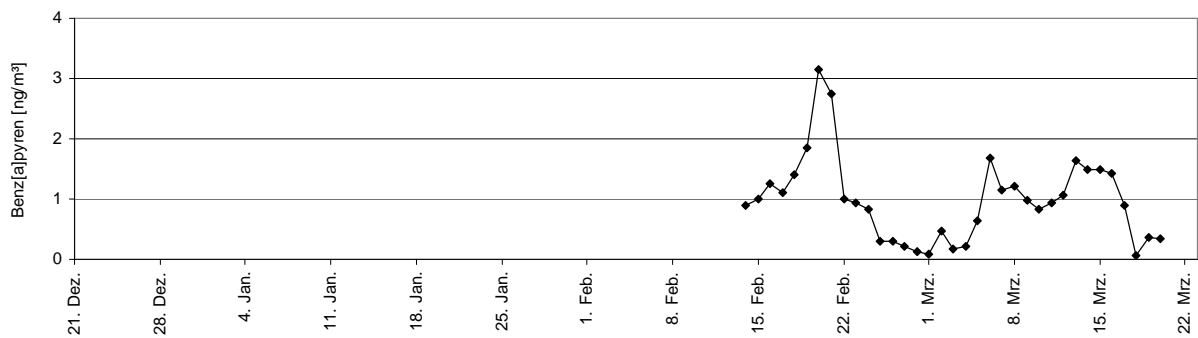


Abbildung A.5-4: Verlauf der Benz[a]pyren-Konzentration in der Heizperiode 2006/2007, SP1

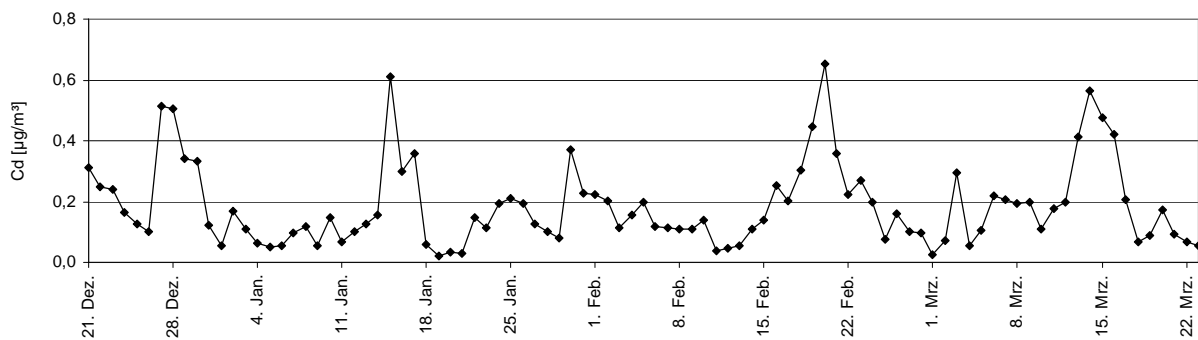


Abbildung A.5-5: Verlauf der Cadmium-Konzentration in der Heizperiode 2006/2007, SP1

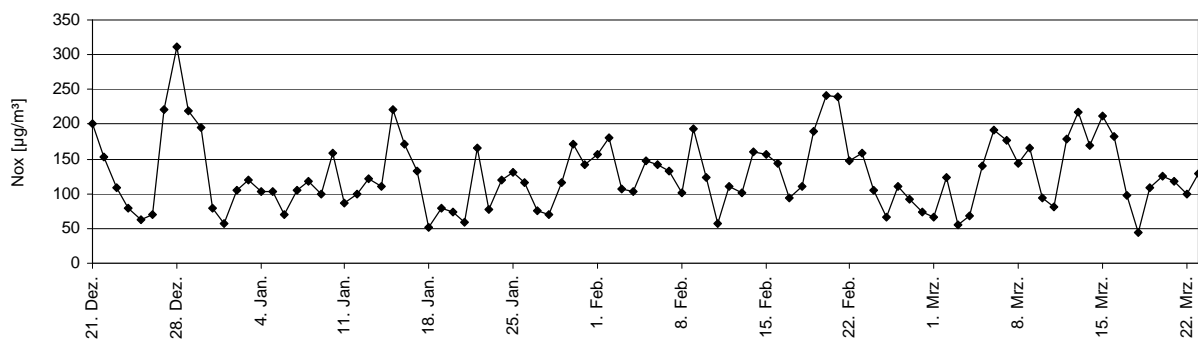


Abbildung A.5-6: Verlauf der NOx-Konzentration in der Heizperiode 2006/2007, SP1

A.5.2 Heizperiode 2007/2008

Tabelle A.5-2: Immissionskonzentrationen Heizperiode 2007/2008, SP1

Substanzgruppe	Substanz	Einheit	Mittelwert	Maximum	Minimum
Anorganische Gas	NO	[µg/m³]	60,0	173,7	1,0
	NO ₂	[µg/m³]	47,7	78,9	11,6
	CO	[µg/m³]	0,7	1,6	0,3
	SO ₂	[µg/m³]	4,9	12,0	2,0
Organische Gase	Benzol	[µg/m³]	1,7	4,6	0,5
	Toluol	[µg/m³]	4,9	13,5	1,4
	Xylol	[µg/m³]	1,1	3,0	0,2
Feinstaub	PM ₁₀	[µg/m³]	36,7	98,0	5,1
Anorganische Ionen	Chlorid	[ng/m³]	1251	10377	169
	Nitrat	[ng/m³]	5404	22110	602
	Sulfat	[ng/m³]	2619	14735	404
	Natrium	[ng/m³]	728	6457	35
	Ammonium	[ng/m³]	2362	10111	107
	Kalium	[ng/m³]	358	966	162
	Magnesium	[ng/m³]	157	1070	40
	Calcium	[ng/m³]	734	1909	55
Elemente	As	[ng/m³]	0,56	4,24	0,05
	Ca	[ng/m³]	951	2769	< 200
	Cd	[ng/m³]	0,21	0,68	0,02
	Ce	[ng/m³]	0,61	10,92	0,03
	Co	[ng/m³]	0,25	0,90	< 0,01
	Cr	[ng/m³]	10,25	25,03	< 3
	Cu	[ng/m³]	49,5	230,8	2,2
	Fe	[ng/m³]	1449	4185	53
	K	[ng/m³]	362	11250	< 50
	La	[ng/m³]	0,29	3,35	0,02
	Mg	[ng/m³]	236	1064	< 50
	Mn	[ng/m³]	19,48	87,88	0,88
	Ni	[ng/m³]	4,43	12,31	< 1
	Pb	[ng/m³]	8,90	56,81	< 3
	Sb	[ng/m³]	6,65	16,30	0,31
	Ti	[ng/m³]	4,58	14,94	1,14
	Tl	[ng/m³]	0,05	0,17	< 0,02
	Zn	[ng/m³]	52,63	231,62	<10
	Kohlenstofffraktionen	EC	[µg/m³]	4,5	10,8
TC		[µg/m³]	8,5	21,8	1,1
OC		[µg/m³]	4,0	11,0	0,6
PAK	PYR	[ng/m³]	4,44	22,42	0,07
	FLU	[ng/m³]	1,45	7,21	0,06
	BAA	[ng/m³]	1,45	6,96	0,03
	CRY	[ng/m³]	2,19	9,57	0,05
	BBKF	[ng/m³]	2,46	10,80	0,14
	BEP	[ng/m³]	0,75	3,18	0,06
	BAP	[ng/m³]	1,59	7,42	0,05
	PER	[ng/m³]	0,26	0,95	0,01
	DAH	[ng/m³]	0,64	3,25	0,01
	IND	[ng/m³]	2,43	11,02	0,12
	PIC	[ng/m³]	0,21	0,60	0,01
	BGH	[ng/m³]	1,02	4,82	0,08
	COR	[ng/m³]	1,01	2,61	0,00

Tabelle A.5-2: Immissionskonzentrationen Heizperiode 2007/2008, SP1, Fortsetzung

n-Alkane	Nonadecan	[ng/m ³]	1,27	5,60	0,06
	Eicosan	[ng/m ³]	5,67	31,18	0,23
	Heneicosan	[ng/m ³]	3,76	20,91	0,35
	Docosan	[ng/m ³]	5,44	25,47	0,74
	Tricosan	[ng/m ³]	2,57	12,65	0,42
	Tetracosan	[ng/m ³]	6,06	20,67	0,00
	Pentacosan	[ng/m ³]	5,94	18,45	0,45
	Hexacosan	[ng/m ³]	3,28	12,17	0,77
	Heptacosan	[ng/m ³]	3,72	13,63	0,70
	Octacosan	[ng/m ³]	4,18	15,13	0,67
	Nonacosan	[ng/m ³]	4,43	13,91	0,78
	Triacontan	[ng/m ³]	2,55	7,70	0,13
	Hentriacontan	[ng/m ³]	4,68	13,37	0,44
	Dotriacontan	[ng/m ³]	1,54	4,81	0,09
	Tritriacontan	[ng/m ³]	2,71	6,61	0,17
	Tetratriacontan	[ng/m ³]	0,87	2,61	0,03
	Pentatriacontan	[ng/m ³]	0,94	2,45	0,06
Hexatriacontan	[ng/m ³]	0,65	2,05	0,04	
iso-, anteiso-Alkane	i-C29	[ng/m ³]	8,23	37,00	0,04
	a-C29	[ng/m ³]	3,97	12,38	0,02
	i-C30	[ng/m ³]	1,85	5,41	0,06
	a-C30	[ng/m ³]	3,37	14,20	0,04
	i-C31	[ng/m ³]	6,46	19,58	0,09
	a-C31	[ng/m ³]	0,98	3,29	0,07
	i-C32	[ng/m ³]	1,08	4,07	0,02
	a-C32	[ng/m ³]	4,13	27,15	0,05
	i-C33	[ng/m ³]	5,01	18,17	0,03
a-C33	[ng/m ³]	0,76	3,79	0,05	
Hopane	Ts	[ng/m ³]	0,59	2,31	0,11
	Tm	[ng/m ³]	0,70	2,19	0,06
	27b	[ng/m ³]	0,23	0,75	0,02
	29ab	[ng/m ³]	2,66	7,33	0,24
	29ba	[ng/m ³]	0,43	1,67	0,06
	30ab	[ng/m ³]	2,24	6,39	0,16
	30ba	[ng/m ³]	0,45	1,74	0,06
	31abS	[ng/m ³]	1,00	2,85	0,09
	31abR	[ng/m ³]	1,39	11,49	0,16
	32abS	[ng/m ³]	0,52	1,60	0,06
	32abR	[ng/m ³]	0,47	1,88	0,06
		Cholesterol	[ng/m ³]	1,13	11,38
Säuren	Palmitinsäure	[ng/m ³]	154,1	413,8	24,5
	Linolsäure	[ng/m ³]	0,46	6,76	0,02
	Ölsäure	[ng/m ³]	1,26	11,36	0,11
	Stearinsäure	[ng/m ³]	94,7	197,6	2,4
Harz-Säuren	Isopimarsäure	[ng/m ³]	2,38	14,45	0,11
	DHAM	[ng/m ³]	11,8	42,2	1,3
	DHA	[ng/m ³]	161,8	708,3	12,8
	Levoglucosan	[ng/m ³]	421	1922	29
Phenolische Substanzen	Vanillin	[ng/m ³]	9,92	111,7	0,64
	Acetosyringon	[ng/m ³]	0,68	7,39	<0,05
	Vanillinsäure	[ng/m ³]	20,77	156,64	0,30
	Syringinsäure	[ng/m ³]	0,66	12,93	< 0,05

Tabelle A.5-3: Immissionskonzentrationen Messkampagne 13.02.-12.03.2008, SP1

Substanzgruppe	Substanz	Einheit	Mittelwert	Maximum	Minimum
Anorganische Gas	NO	[µg/m³]	57,9	137,7	19,0
	NO ₂	[µg/m³]	49,4	78,9	20,6
	CO	[µg/m³]	0,7	1,3	0,4
	SO ₂	[µg/m³]	4,8	8,7	2,3
Organische Gase	Benzol	[µg/m³]	1,7	3,9	0,5
	Toluol	[µg/m³]	5,3	11,9	1,4
	Xylol	[µg/m³]	1,1	2,9	0,2
Feinstaub	PM ₁₀	[µg/m³]	43,8	98,0	12,4
Anorganische Ionen	Chlorid	[ng/m³]	1885	10377	215
	Nitrat	[ng/m³]	6990	22110	622
	Sulfat	[ng/m³]	2347	9931	498
	Natrium	[ng/m³]	1221	6457	178
	Ammonium	[ng/m³]	2698	9697	170
	Kalium	[ng/m³]	347	966	189
	Magnesium	[ng/m³]	198	282	96
Elemente	Calcium	[ng/m³]	1028	1909	372
	As	[ng/m³]	0,81	4,24	0,11
	Ca	[ng/m³]	1125	2301	< 200
	Cd	[ng/m³]	0,22	0,68	0,03
	Ce	[ng/m³]	0,51	0,97	0,22
	Co	[ng/m³]	0,30	0,72	< 0,01
	Cr	[ng/m³]	12,99	24,06	< 3
	Cu	[ng/m³]	57,4	126,2	18,1
	Fe	[ng/m³]	1862	3728	573
	K	[ng/m³]	257	615	< 50
	La	[ng/m³]	0,27	0,57	0,09
	Mg	[ng/m³]	269	491	< 50
	Mn	[ng/m³]	25,81	48,10	7,23
	Ni	[ng/m³]	5,81	12,24	< 1
	Pb	[ng/m³]	8,89	21,86	< 3
	Sb	[ng/m³]	7,60	16,30	2,14
	Ti	[ng/m³]	5,79	11,26	1,98
Tl	[ng/m³]	0,04	0,13	< 0,02	
Zn	[ng/m³]	68,50	216,19	<10	
Kohlenstofffraktionen	EC	[µg/m³]	4,5	9,1	1,4
	TC	[µg/m³]	8,8	17,6	2,7
	OC	[µg/m³]	4,3	9,5	1,3
PAK	PYR	[ng/m³]	3,48	11,62	0,54
	FLU	[ng/m³]	1,19	4,57	0,16
	BAA	[ng/m³]	1,16	4,20	0,12
	CRY	[ng/m³]	1,66	4,67	0,22
	BBKF	[ng/m³]	1,94	5,63	0,22
	BEP	[ng/m³]	0,60	1,79	0,07
	BAP	[ng/m³]	1,25	4,63	0,09
	PER	[ng/m³]	0,22	0,64	0,03
	DAH	[ng/m³]	0,49	1,06	0,07
	IND	[ng/m³]	1,83	5,48	0,17
	PIC	[ng/m³]	0,12	0,35	0,01
	BGH	[ng/m³]	0,86	2,75	0,10
	COR	[ng/m³]	0,99	2,09	0,51

Tabelle A.5-3: Immissionskonzentrationen Messkampagne 13.02.-12.03.2008, SP1, Fortsetzung

n-Alkane	Nonadecan	[ng/m ³]	1,52	5,60	0,06	
	Eicosan	[ng/m ³]	4,99	15,33	1,23	
	Heneicosan	[ng/m ³]	3,69	9,35	0,71	
	Docosan	[ng/m ³]	5,20	15,04	1,35	
	Tricosan	[ng/m ³]	2,40	6,62	0,75	
	Tetracosan	[ng/m ³]	5,65	14,56	0,00	
	Pentacosan	[ng/m ³]	5,81	15,58	0,99	
	Hexacosan	[ng/m ³]	4,36	11,39	0,90	
	Heptacosan	[ng/m ³]	3,92	13,63	1,12	
	Octacosan	[ng/m ³]	5,29	12,82	1,37	
	Nonacosan	[ng/m ³]	4,66	13,91	1,33	
	Triacontan	[ng/m ³]	2,53	7,70	0,66	
	Hentriacontan	[ng/m ³]	4,84	11,64	1,32	
	Dotriacontan	[ng/m ³]	1,56	4,19	0,42	
	Tritriacontan	[ng/m ³]	2,70	6,61	0,93	
	Tetratriacontan	[ng/m ³]	0,80	1,76	0,24	
	Pentatriacontan	[ng/m ³]	1,09	2,45	0,24	
Hexatriacontan	[ng/m ³]	0,77	1,81	0,30		
iso-, anteiso-Alkane	i-C29	[ng/m ³]	5,75	20,14	1,16	
	a-C29	[ng/m ³]	4,09	8,88	0,30	
	i-C30	[ng/m ³]	1,64	5,11	0,17	
	a-C30	[ng/m ³]	3,43	14,20	1,16	
	i-C31	[ng/m ³]	7,19	19,58	1,85	
	a-C31	[ng/m ³]	1,03	3,29	0,40	
	i-C32	[ng/m ³]	1,39	3,50	0,26	
	a-C32	[ng/m ³]	6,08	27,15	1,12	
	i-C33	[ng/m ³]	4,96	15,77	1,56	
	a-C33	[ng/m ³]	0,62	1,76	0,22	
Hopane	Ts	[ng/m ³]	0,65	1,53	0,19	
	Tm	[ng/m ³]	0,72	1,63	0,17	
	27b	[ng/m ³]	0,39	0,75	0,10	
	29ab	[ng/m ³]	2,65	6,81	0,83	
	29ba	[ng/m ³]	0,36	1,03	0,07	
	30ab	[ng/m ³]	2,17	6,00	0,56	
	30ba	[ng/m ³]	0,39	1,14	0,07	
	31abS	[ng/m ³]	0,93	2,30	0,23	
	31abR	[ng/m ³]	1,15	4,94	0,16	
	32abS	[ng/m ³]	0,52	1,30	0,15	
	32abR	[ng/m ³]	0,36	0,89	0,08	
		Cholesterol	[ng/m ³]	1,00	2,27	0,31
	Säuren	Palmitinsäure	[ng/m ³]	191,3	269,9	89,8
Linolsäure		[ng/m ³]	0,53	2,02	0,08	
Ölsäure		[ng/m ³]	1,39	4,51	0,18	
Stearinsäure		[ng/m ³]	112,2	193,9	18,6	
Harz-Säuren	Isopimarsäure	[ng/m ³]	2,50	12,33	0,14	
	DHAM	[ng/m ³]	15,0	42,2	2,7	
	DHA	[ng/m ³]	187,1	708,3	12,8	
	Levoglucosan	[ng/m ³]	364	945	44	
Phenolische Substanzen	Vanillin	[ng/m ³]	13,88	111,7	0,95	
	Acetosyringon	[ng/m ³]	1,05	6,68	<0,05	
	Vanillinsäure	[ng/m ³]	28,58	156,64	1,66	
	Syringinsäure	[ng/m ³]	1,22	12,93	0,02	

Tabelle A.5-4: Immissionskonzentrationen Messkampagne 13.02.-12.03.2008, SP2

Substanzgruppe	Substanz	Einheit	Mittelwert	Maximum	Minimum
Anorganische Gas	NO	[µg/m³]	15,4	73,0	1,0
	NO ₂	[µg/m³]	34,5	65,8	11,6
	CO	[µg/m³]	-	-	-
	SO ₂	[µg/m³]	-	-	-
Organische Gase	Benzol	[µg/m³]	-	-	-
	Toluol	[µg/m³]	-	-	-
	Xylol	[µg/m³]	-	-	-
Feinstaub	PM ₁₀	[µg/m³]	26,0	76,2	4,9
Anorganische Ionen	Chlorid	[ng/m³]	1153	3037	217
	Nitrat	[ng/m³]	6103	17645	566
	Sulfat	[ng/m³]	1977	8610	466
	Natrium	[ng/m³]	569	1842	104
	Ammonium	[ng/m³]	2436	9286	82
	Kalium	[ng/m³]	312	612	191
	Magnesium	[ng/m³]	127	235	66
Elemente	Calcium	[ng/m³]	433	1304	87
	As	[ng/m³]	0,59	3,36	0,06
	Ca	[ng/m³]	537	1335	< 200
	Cd	[ng/m³]	0,18	0,59	0,02
	Ce	[ng/m³]	0,24	0,67	0,03
	Co	[ng/m³]	0,26	0,87	< 0,01
	Cr	[ng/m³]	5,44	9,35	< 3
	Cu	[ng/m³]	20,0	65,1	2,2
	Fe	[ng/m³]	574	2014	53
	K	[ng/m³]	232	606	< 50
	La	[ng/m³]	0,15	0,42	0,02
	Mg	[ng/m³]	142	336	< 50
	Mn	[ng/m³]	9,75	30,78	0,88
	Ni	[ng/m³]	2,21	4,59	< 1
	Pb	[ng/m³]	7,21	16,18	< 3
	Sb	[ng/m³]	2,78	9,14	0,31
	Ti	[ng/m³]	3,60	8,23	1,14
Tl	[ng/m³]	0,04	0,06	< 0,02	
Zn	[ng/m³]	40,52	231,62	<10	
Kohlenstofffraktionen	EC	[µg/m³]	2,5	7,9	0,3
	TC	[µg/m³]	5,5	15,8	1,0
	OC	[µg/m³]	3,0	7,9	0,6
PAK	PYR	[ng/m³]	2,22	9,01	0,07
	FLU	[ng/m³]	0,64	2,69	0,06
	BAA	[ng/m³]	0,63	3,29	0,03
	CRY	[ng/m³]	1,30	6,32	0,05
	BBKF	[ng/m³]	1,88	7,42	0,14
	BEP	[ng/m³]	0,84	3,01	0,06
	BAP	[ng/m³]	0,80	4,22	0,05
	PER	[ng/m³]	0,12	0,49	0,01
	DAH	[ng/m³]	0,15	0,44	0,01
	IND	[ng/m³]	1,50	5,62	0,12
	PIC	[ng/m³]	0,33	0,33	0,33
	BGH	[ng/m³]	1,12	4,82	0,08
	COR	[ng/m³]	0,91	2,61	0,00

Tabelle A.5-4: Immissionskonzentrationen Messkampagne 13.02.-12.03.2008, SP2, Fortsetzung

n-Alkane	Nonadecan	[ng/m ³]	0,43	1,61	0,11
	Eicosan	[ng/m ³]	0,85	2,89	0,23
	Heneicosan	[ng/m ³]	1,71	5,76	0,35
	Docosan	[ng/m ³]	3,54	13,51	0,74
	Tricosan	[ng/m ³]	3,75	12,65	0,83
	Tetracosan	[ng/m ³]	3,60	11,79	0,61
	Pentacosan	[ng/m ³]	2,83	10,64	0,45
	Hexacosan	[ng/m ³]	4,79	12,17	1,32
	Heptacosan	[ng/m ³]	3,16	8,55	0,70
	Octacosan	[ng/m ³]	3,10	13,32	0,57
	Nonacosan	[ng/m ³]	2,56	7,18	0,59
	Triacontan	[ng/m ³]	1,13	3,83	0,13
	Hentriacontan	[ng/m ³]	2,17	7,28	0,31
	Dotriacontan	[ng/m ³]	0,67	2,52	0,09
	Tritriacontan	[ng/m ³]	0,84	2,77	0,13
	Tetratriacontan	[ng/m ³]	0,28	1,09	0,03
	Pentatriacontan	[ng/m ³]	0,18	0,32	0,03
	Hexatriacontan	[ng/m ³]	0,20	0,73	0,03
iso-, anteiso-Alkane	i-C29	[ng/m ³]	0,40	1,00	0,04
	a-C29	[ng/m ³]	0,17	0,43	0,02
	i-C30	[ng/m ³]	0,20	0,41	0,01
	a-C30	[ng/m ³]	0,25	0,78	0,04
	i-C31	[ng/m ³]	0,22	0,58	0,01
	a-C31	[ng/m ³]	0,58	2,02	0,03
	i-C32	[ng/m ³]	0,23	1,92	0,02
	a-C32	[ng/m ³]	0,44	1,39	0,04
	i-C33	[ng/m ³]	0,20	1,60	0,03
	a-C33	[ng/m ³]	0,31	0,82	0,05
Hopane	Ts	[ng/m ³]	0,33	0,67	0,11
	Tm	[ng/m ³]	0,37	1,03	0,06
	27b	[ng/m ³]	0,12	0,42	0,02
	29ab	[ng/m ³]	1,31	4,31	0,24
	29ba	[ng/m ³]	0,29	1,59	0,06
	30ab	[ng/m ³]	1,10	3,35	0,16
	30ba	[ng/m ³]	0,19	0,63	0,05
	31abS	[ng/m ³]	0,57	1,60	0,09
	31abR	[ng/m ³]	0,84	3,13	0,18
	32abS	[ng/m ³]	0,33	1,04	0,06
	32abR	[ng/m ³]	0,25	0,63	0,06
		Cholesterol	[ng/m ³]		
Säuren	Palmitinsäure	[ng/m ³]	86,1	160,1	43,4
	Linolsäure	[ng/m ³]	5,08	5,08	5,08
	Ölsäure	[ng/m ³]	1,59	1,59	1,59
	Stearinsäure	[ng/m ³]	34,7	65,3	16,5
Harz-Säuren	Isopimarsäure	[ng/m ³]	6,62	11,68	1,57
	DHAM	[ng/m ³]	19,4	57,6	4,6
	DHA	[ng/m ³]	34,3	69,6	18,4
	Levoglucosan	[ng/m ³]	290	821	40
Phenolische Substanzen	Vanillin	[ng/m ³]	2,64	9,9	0,48
	Acetosyringon	[ng/m ³]	2,93	7,39	1,29
	Vanillinsäure	[ng/m ³]	3,86	7,27	0,66
	Syringinsäure	[ng/m ³]	3,70	4,31	2,95

Tabelle A.5-5: Immissionskonzentrationen Messkampagne 13.02.-12.03.2008, SP3

Substanzgruppe	Substanz	Einheit	Mittelwert	Maximum	Minimum
Anorganische Gas	NO	[µg/m³]	-	-	-
	NO ₂	[µg/m³]	-	-	-
	CO	[µg/m³]	-	-	-
	SO ₂	[µg/m³]	-	-	-
Organische Gase	Benzol	[µg/m³]	-	-	-
	Toluol	[µg/m³]	-	-	-
	Xylol	[µg/m³]	-	-	-
Feinstaub	PM ₁₀	[µg/m³]	-	-	-
Anorganische Ionen	Chlorid	[ng/m³]	758	1764	194
	Nitrat	[ng/m³]	5603	17159	630
	Sulfat	[ng/m³]	2133	8143	597
	Natrium	[ng/m³]	424	1254	92
	Ammonium	[ng/m³]	2217	8746	81
	Kalium	[ng/m³]	309	641	173
	Magnesium	[ng/m³]	107	196	57
	Calcium	[ng/m³]	310	691	56
Elemente	As	[ng/m³]	0,71	6,86	0,05
	Ca	[ng/m³]	401	854	< 200
	Cd	[ng/m³]	0,17	0,51	0,02
	Ce	[ng/m³]	0,15	0,31	0,03
	Co	[ng/m³]	0,44	1,04	< 0,01
	Cr	[ng/m³]	3,80	3,80	< 3
	Cu	[ng/m³]	11,2	25,3	1,9
	Fe	[ng/m³]	286	642	38
	K	[ng/m³]	210	419	< 50
	La	[ng/m³]	0,11	0,26	0,03
	Mg	[ng/m³]	111	226	< 50
	Mn	[ng/m³]	6,04	14,10	0,97
	Ni	[ng/m³]	1,26	1,84	< 1
	Pb	[ng/m³]	6,29	15,14	< 3
	Sb	[ng/m³]	1,61	3,98	0,19
	Ti	[ng/m³]	3,09	6,26	1,19
	Tl	[ng/m³]	0,03	0,05	< 0,02
Zn	[ng/m³]	38,72	190,38	<10	
Kohlenstofffraktionen	EC	[µg/m³]	2,0	4,9	0,4
	TC	[µg/m³]	4,7	11,1	1,1
	OC	[µg/m³]	2,7	6,2	0,7
PAK	PYR	[ng/m³]	2,67	6,70	0,20
	FLU	[ng/m³]	0,78	2,28	0,05
	BAA	[ng/m³]	0,86	2,51	0,06
	CRY	[ng/m³]	1,38	3,02	0,10
	BBKF	[ng/m³]	1,85	5,69	0,14
	BEP	[ng/m³]	0,84	2,49	0,07
	BAP	[ng/m³]	1,12	3,81	0,05
	PER	[ng/m³]	0,22	0,61	0,04
	DAH	[ng/m³]	0,31	0,54	0,08
	IND	[ng/m³]	1,48	4,82	0,11
	PIC	[ng/m³]	0,14	0,24	0,03
	BGH	[ng/m³]	1,13	3,61	0,04
	COR	[ng/m³]	0,91	1,38	0,22

Tabelle A.5-5: Immissionskonzentrationen Messkampagne 13.02.-12.03.2008, SP3, Fortsetzung

n-Alkane	Nonadecan	[ng/m ³]	0,29	0,93	0,09	
	Eicosan	[ng/m ³]	0,67	1,36	0,15	
	Heneicosan	[ng/m ³]	1,10	2,93	0,27	
	Docosan	[ng/m ³]	1,84	5,93	0,40	
	Tricosan	[ng/m ³]	2,15	6,25	0,27	
	Tetracosan	[ng/m ³]	2,56	5,38	0,37	
	Pentacosan	[ng/m ³]	2,29	4,77	0,42	
	Hexacosan	[ng/m ³]	3,97	9,44	0,29	
	Heptacosan	[ng/m ³]	3,51	9,38	0,56	
	Octacosan	[ng/m ³]	1,83	5,45	0,30	
	Nonacosan	[ng/m ³]	2,17	5,58	0,52	
	Triacontan	[ng/m ³]	1,11	3,89	0,16	
	Hentriacontan	[ng/m ³]	1,82	5,26	0,36	
	Dotriacontan	[ng/m ³]	0,64	1,59	0,12	
	Tritriacontan	[ng/m ³]	0,82	2,30	0,23	
	Tetratriacontan	[ng/m ³]	0,45	2,63	0,12	
	Pentatriacontan	[ng/m ³]	0,22	0,38	0,04	
Hexatriacontan	[ng/m ³]	0,29	0,50	0,13		
iso-, anteiso-Alkane	i-C29	[ng/m ³]	0,74	1,56	0,21	
	a-C29	[ng/m ³]	0,53	0,83	0,18	
	i-C30	[ng/m ³]	0,91	1,86	0,16	
	a-C30	[ng/m ³]	1,09	3,62	0,13	
	i-C31	[ng/m ³]	1,63	4,03	0,45	
	a-C31	[ng/m ³]	0,50	0,99	0,08	
	i-C32	[ng/m ³]	0,39	0,51	0,24	
	a-C32	[ng/m ³]	1,59	3,62	0,27	
	i-C33	[ng/m ³]	1,19	2,61	0,29	
	a-C33	[ng/m ³]	0,15	0,25	0,05	
Hopane	Ts	[ng/m ³]	0,54	1,57	0,14	
	Tm	[ng/m ³]	0,38	0,61	0,16	
	27b	[ng/m ³]	0,09	0,14	0,05	
	29ab	[ng/m ³]	1,21	2,34	0,40	
	29ba	[ng/m ³]	0,42	0,88	0,16	
	30ab	[ng/m ³]	1,12	2,06	0,20	
	30ba	[ng/m ³]	0,30	0,43	0,20	
	31abS	[ng/m ³]	1,01	1,98	0,16	
	31abR	[ng/m ³]	1,26	4,33	0,07	
	32abS	[ng/m ³]	0,36	0,73	0,14	
	32abR	[ng/m ³]	0,34	0,70	0,11	
		Cholesterol	[ng/m ³]	0,46	2,07	0,12
	Säuren	Palmitinsäure	[ng/m ³]	60,0	109,9	30,2
Linolsäure		[ng/m ³]	5,57	15,23	0,81	
Ölsäure		[ng/m ³]	2,05	4,80	0,31	
Stearinsäure		[ng/m ³]	36,5	57,6	17,5	
Harz-Säuren	Isopimarsäure	[ng/m ³]	3,72	9,33	0,38	
	DHAM	[ng/m ³]	8,6	21,2	1,1	
	DHA	[ng/m ³]	120,9	396,6	9,5	
	Levoglucosan	[ng/m ³]	417	1109	49	
Phenolische Substanzen	Vanillin	[ng/m ³]	4,26	12,1	0,39	
	Acetosyringon	[ng/m ³]	1,40	4,45	0,02	
	Vanillinsäure	[ng/m ³]	15,08	57,28	0,60	
	Syringinsäure	[ng/m ³]	2,28	7,22	0,02	

Tabelle A.5-6: Immissionskonzentrationen Messkampagne 13.02.-12.03.2008, SP4

Substanzgruppe	Substanz	Einheit	Mittelwert	Maximum	Minimum
Anorganische Gas	NO	[µg/m³]	9,4	47,4	1,0
	NO ₂	[µg/m³]	24,6	50,5	4,8
	CO	[µg/m³]	0,4	0,8	0,2
	SO ₂	[µg/m³]	3,8	7,0	2,0
Organische Gase	Benzol	[µg/m³]	1,4	2,8	0,6
	Toluol	[µg/m³]	2,5	7,2	0,1
	Xylol	[µg/m³]	0,6	2,1	0,1
Feinstaub	PM ₁₀	[µg/m³]	22,7	71,3	3,3
Anorganische Ionen	Chlorid	[ng/m³]	804	1880	181
	Nitrat	[ng/m³]	5934	17880	565
	Sulfat	[ng/m³]	2033	9221	450
	Natrium	[ng/m³]	421	1283	86
	Ammonium	[ng/m³]	2333	9403	99
	Kalium	[ng/m³]	278	416	173
	Magnesium	[ng/m³]	102	191	42
Elemente	Calcium	[ng/m³]	436	1767	79
	As	[ng/m³]	0,73	5,32	0,06
	Ca	[ng/m³]	704	2036	< 200
	Cd	[ng/m³]	0,20	0,51	0,02
	Ce	[ng/m³]	0,18	0,53	0,03
	Co	[ng/m³]	0,23	0,54	< 0,01
	Cr	[ng/m³]	5,58	6,28	< 3
	Cu	[ng/m³]	12,5	40,3	1,6
	Fe	[ng/m³]	320	1049	32
	K	[ng/m³]	216	447	< 50
	La	[ng/m³]	0,12	0,31	0,03
	Mg	[ng/m³]	133	267	< 50
	Mn	[ng/m³]	7,20	23,07	0,86
	Ni	[ng/m³]	1,96	2,42	< 1
	Pb	[ng/m³]	6,80	14,38	< 3
	Sb	[ng/m³]	1,73	5,26	0,11
	Ti	[ng/m³]	5,80	66,39	1,19
Tl	[ng/m³]	0,03	0,06	< 0,02	
Zn	[ng/m³]	30,01	89,35	<10	
Kohlenstofffraktionen	EC	[µg/m³]	2,2	5,6	0,2
	TC	[µg/m³]	5,1	13,0	0,8
	OC	[µg/m³]	2,9	7,6	0,5
PAK	PYR	[ng/m³]	2,40	9,61	0,21
	FLU	[ng/m³]	0,66	2,93	0,04
	BAA	[ng/m³]	0,66	2,66	0,00
	CRY	[ng/m³]	1,14	4,14	0,04
	BBKF	[ng/m³]	1,74	5,65	0,07
	BEP	[ng/m³]	0,76	2,66	0,03
	BAP	[ng/m³]	0,98	3,34	0,00
	PER	[ng/m³]	0,87	11,91	0,06
	DAH	[ng/m³]	0,11	0,24	0,03
	IND	[ng/m³]	1,43	5,20	0,06
	PIC	[ng/m³]	-	-	-
	BGH	[ng/m³]	0,97	3,23	0,00
	COR	[ng/m³]	1,03	1,89	0,37

Tabelle A.5-6: Immissionskonzentrationen Messkampagne 13.02.-12.03.2008, SP4, Fortsetzung

n-Alkane	Nonadecan	[ng/m ³]	0,36	1,18	0,09
	Eicosan	[ng/m ³]	0,51	1,69	0,12
	Heneicosan	[ng/m ³]	0,88	2,92	0,18
	Docosan	[ng/m ³]	1,65	5,53	0,38
	Tricosan	[ng/m ³]	1,88	5,69	0,34
	Tetracosan	[ng/m ³]	2,04	5,69	0,47
	Pentacosan	[ng/m ³]	1,97	5,15	0,34
	Hexacosan	[ng/m ³]	3,28	8,60	0,71
	Heptacosan	[ng/m ³]	2,47	5,84	0,52
	Octacosan	[ng/m ³]	1,86	4,62	0,37
	Nonacosan	[ng/m ³]	1,88	4,40	0,33
	Triacontan	[ng/m ³]	0,91	2,49	0,14
	Hentriacontan	[ng/m ³]	1,40	3,74	0,16
	Dotriacontan	[ng/m ³]	0,45	1,63	0,08
	Tritriacontan	[ng/m ³]	0,55	1,35	0,12
	Tetratriacontan	[ng/m ³]	0,28	2,46	0,01
	Pentatriacontan	[ng/m ³]	0,14	0,31	0,03
Hexatriacontan	[ng/m ³]	0,21	0,65	0,03	
iso-, anteiso-Alkane	i-C29	[ng/m ³]	0,36	1,00	0,05
	a-C29	[ng/m ³]	0,11	0,21	0,03
	i-C30	[ng/m ³]	0,10	0,29	0,02
	a-C30	[ng/m ³]	0,21	0,49	0,04
	i-C31	[ng/m ³]	0,11	0,34	0,02
	a-C31	[ng/m ³]	0,32	0,90	0,06
	i-C32	[ng/m ³]	0,06	0,11	0,01
	a-C32	[ng/m ³]	0,30	1,41	0,04
	i-C33	[ng/m ³]	0,21	0,55	0,03
	a-C33	[ng/m ³]	0,06	0,10	0,02
Hopane	Ts	[ng/m ³]	0,22	0,60	0,06
	Tm	[ng/m ³]	0,34	0,97	0,05
	27b	[ng/m ³]	0,34	0,62	0,11
	29ab	[ng/m ³]	1,08	3,27	0,09
	29ba	[ng/m ³]	0,31	0,63	0,04
	30ab	[ng/m ³]	0,84	2,41	0,22
	30ba	[ng/m ³]	0,25	0,56	0,06
	31abS	[ng/m ³]	0,50	1,53	0,15
	31abR	[ng/m ³]	0,74	2,16	0,09
	32abS	[ng/m ³]	0,24	0,71	0,05
	32abR	[ng/m ³]	0,19	0,45	0,05
		Cholesterol	[ng/m ³]	-	-
Säuren	Palmitinsäure	[ng/m ³]	68,3	125,8	29,4
	Linolsäure	[ng/m ³]	5,28	17,88	1,92
	Ölsäure	[ng/m ³]	1,65	5,46	0,44
	Stearinsäure	[ng/m ³]	28,5	57,9	11,3
Harz-Säuren	Isopimarsäure	[ng/m ³]	-	-	-
	DHAM	[ng/m ³]	22,5	66,6	1,5
	DHA	[ng/m ³]	24,1	99,7	7,2
	Levoglucosan	[ng/m ³]	304	859	24
Phenolische Substanzen	Vanillin	[ng/m ³]	2,86	10,0	0,33
	Acetosyringon	[ng/m ³]	-	-	-
	Vanillinsäure	[ng/m ³]	5,50	9,85	2,78
	Syringinsäure	[ng/m ³]	-	-	-

Tabelle A.5-7: Immissionskonzentrationen Messkampagne 13.02.-12.03.2008, SP5

Substanzgruppe	Substanz	Einheit	Mittelwert	Maximum	Minimum
Anorganische Gas	NO	[µg/m³]	-	-	-
	NO ₂	[µg/m³]	-	-	-
	CO	[µg/m³]	-	-	-
	SO ₂	[µg/m³]	-	-	-
Organische Gase	Benzol	[µg/m³]	-	-	-
	Toluol	[µg/m³]	-	-	-
	Xylol	[µg/m³]	-	-	-
Feinstaub	PM ₁₀	[µg/m³]	-	-	-
Anorganische Ionen	Chlorid	[ng/m³]	763	1717	221
	Nitrat	[ng/m³]	6185	15850	647
	Sulfat	[ng/m³]	1729	6894	462
	Natrium	[ng/m³]	379	1222	51
	Ammonium	[ng/m³]	2387	6690	81
	Kalium	[ng/m³]	236	359	178
	Magnesium	[ng/m³]	86	187	48
Elemente	Calcium	[ng/m³]	193	569	58
	As	[ng/m³]	0,47	2,78	0,05
	Ca	[ng/m³]	340	594	< 200
	Cd	[ng/m³]	0,13	0,44	0,02
	Ce	[ng/m³]	0,13	0,31	0,03
	Co	[ng/m³]	1,02	3,36	< 0,01
	Cr	[ng/m³]	< 3	< 3	< 3
	Cu	[ng/m³]	5,2	10,9	1,2
	Fe	[ng/m³]	155	409	29
	K	[ng/m³]	158	360	< 50
	La	[ng/m³]	0,10	0,27	0,02
	Mg	[ng/m³]	102	202	< 50
	Mn	[ng/m³]	4,46	10,75	0,79
	Ni	[ng/m³]	1,29	1,70	< 1
	Pb	[ng/m³]	5,29	12,86	< 3
	Sb	[ng/m³]	0,90	1,76	0,45
Ti	[ng/m³]	2,68	6,34	1,17	
Tl	[ng/m³]	0,03	0,04	< 0,02	
Zn	[ng/m³]	23,53	99,24	<10	
Kohlenstofffraktionen	EC	[µg/m³]	1,2	4,2	0,1
	TC	[µg/m³]	3,1	9,5	0,7
	OC	[µg/m³]	1,9	5,3	0,5
PAK	PYR	[ng/m³]	1,45	5,01	0,12
	FLU	[ng/m³]	0,34	1,04	0,03
	BAA	[ng/m³]	0,24	0,97	0,02
	CRY	[ng/m³]	0,56	2,34	0,05
	BBKF	[ng/m³]	0,78	2,58	0,09
	BEP	[ng/m³]	0,34	1,24	0,04
	BAP	[ng/m³]	0,34	1,16	0,03
	PER	[ng/m³]	0,07	0,19	0,01
	DAH	[ng/m³]	0,09	0,30	0,01
	IND	[ng/m³]	0,59	1,92	0,06
	PIC	[ng/m³]	0,08	0,14	0,02
	BGH	[ng/m³]	0,40	1,45	0,06
	COR	[ng/m³]	0,58	1,29	0,24

Tabelle A.5-7: Immissionskonzentrationen Messkampagne 13.02.-12.03.2008, SP5, Fortsetzung

n-Alkane	Nonadecan	[ng/m ³]	0,22	0,54	0,03	
	Eicosan	[ng/m ³]	0,54	1,25	0,12	
	Heneicosan	[ng/m ³]	0,83	3,92	0,12	
	Docosan	[ng/m ³]	1,30	7,83	0,20	
	Tricosan	[ng/m ³]	1,36	8,50	0,29	
	Tetracosan	[ng/m ³]	1,56	8,43	0,35	
	Pentacosan	[ng/m ³]	1,33	7,15	0,40	
	Hexacosan	[ng/m ³]	2,43	9,51	0,95	
	Heptacosan	[ng/m ³]	1,72	7,99	0,47	
	Octacosan	[ng/m ³]	0,93	3,85	0,29	
	Nonacosan	[ng/m ³]	1,31	4,43	0,44	
	Triacontan	[ng/m ³]	0,57	2,35	0,14	
	Hentriacontan	[ng/m ³]	1,30	3,46	0,23	
	Dotriacontan	[ng/m ³]	0,38	1,09	0,06	
	Tritriacontan	[ng/m ³]	0,56	1,42	0,09	
	Tetratriacontan	[ng/m ³]	0,20	0,42	0,02	
	Pentatriacontan	[ng/m ³]	0,15	0,37	0,01	
	Hexatriacontan	[ng/m ³]	0,22	0,52	0,05	
iso-, anteiso-Alkane	i-C29	[ng/m ³]	0,54	1,53	0,15	
	a-C29	[ng/m ³]	0,38	0,95	0,05	
	i-C30	[ng/m ³]	0,51	2,07	0,10	
	a-C30	[ng/m ³]	0,88	2,30	0,12	
	i-C31	[ng/m ³]	1,97	5,00	0,17	
	a-C31	[ng/m ³]	0,35	0,91	0,15	
	i-C32	[ng/m ³]	0,34	1,43	0,05	
	a-C32	[ng/m ³]	1,66	3,51	0,14	
	i-C33	[ng/m ³]	1,08	3,88	0,23	
	a-C33	[ng/m ³]	0,28	1,35	0,04	
Hopane	Ts	[ng/m ³]	0,23	0,81	0,03	
	Tm	[ng/m ³]	0,27	0,87	0,04	
	27b	[ng/m ³]	0,15	0,38	0,01	
	29ab	[ng/m ³]	0,84	3,61	0,17	
	29ba	[ng/m ³]	0,22	0,80	0,03	
	30ab	[ng/m ³]	0,69	3,18	0,18	
	30ba	[ng/m ³]	0,14	0,39	0,03	
	31abS	[ng/m ³]	0,69	2,21	0,10	
	31abR	[ng/m ³]	0,58	1,77	0,07	
	32abS	[ng/m ³]	0,26	0,82	0,05	
	32abR	[ng/m ³]	0,22	0,48	0,04	
		Cholesterol	[ng/m ³]	0,70	7,59	0,05
	Säuren	Palmitinsäure	[ng/m ³]	52,4	101,8	18,6
Linolsäure		[ng/m ³]	4,16	16,54	0,71	
Ölsäure		[ng/m ³]	1,61	7,70	0,20	
Stearinsäure		[ng/m ³]	32,0	58,7	9,9	
Harz-Säuren	Isopimarsäure	[ng/m ³]	1,01	3,23	0,24	
	DHAM	[ng/m ³]	2,6	6,2	0,9	
	DHA	[ng/m ³]	34,7	113,7	5,6	
	Levoglucosan	[ng/m ³]	183	572	31	
Phenolische Substanzen	Vanillin	[ng/m ³]	1,78	4,5	0,30	
	Acetosyringon	[ng/m ³]	0,77	2,93	0,02	
	Vanillinsäure	[ng/m ³]	3,97	14,56	0,24	
	Syringinsäure	[ng/m ³]	0,41	1,08	0,03	

Tabelle A.5-8: Immissionskonzentrationen Messkampagne 14.02.-12.03.2008, MS1

Substanzgruppe	Substanz	Einheit	Mittelwert	Maximum	Minimum
Anorganische Gas	NO	[µg/m³]	2,4	23,1	0,2
	NO ₂	[µg/m³]	20,5	54,4	8,6
	CO	[µg/m³]	0,2	0,5	0,1
	SO ₂	[µg/m³]	2,6	5,7	0,3
Organische Gase	Benzol	[µg/m³]	-	-	-
	Toluol	[µg/m³]	-	-	-
	Xylol	[µg/m³]	-	-	-
Feinstaub	PM ₁₀	[µg/m³]	17,6	58,6	2,7
Anorganische Ionen	Chlorid	[ng/m³]	791	1795	369
	Nitrat	[ng/m³]	5625	14751	549
	Sulfat	[ng/m³]	1811	7168	457
	Natrium	[ng/m³]	350	1220	28
	Ammonium	[ng/m³]	2298	7346	80
	Kalium	[ng/m³]	262	425	169
	Magnesium	[ng/m³]	89	169	48
Elemente	Calcium	[ng/m³]	207	588	40
	As	[ng/m³]	0,63	3,30	0,06
	Ca	[ng/m³]	341	617	< 200
	Cd	[ng/m³]	0,15	0,42	0,02
	Ce	[ng/m³]	0,12	0,26	0,02
	Co	[ng/m³]	0,36	0,64	< 0,01
	Cr	[ng/m³]	< 3	< 3	< 3
	Cu	[ng/m³]	6,3	14,6	1,1
	Fe	[ng/m³]	158	405	17
	K	[ng/m³]	196	367	< 50
	La	[ng/m³]	0,10	0,24	0,02
	Mg	[ng/m³]	113	174	< 50
	Mn	[ng/m³]	4,61	17,10	0,85
	Ni	[ng/m³]	1,18	1,24	< 1
	Pb	[ng/m³]	5,21	11,31	< 3
	Sb	[ng/m³]	1,07	1,98	0,15
	Ti	[ng/m³]	3,25	6,38	1,52
Tl	[ng/m³]	0,03	0,06	< 0,02	
Zn	[ng/m³]	27,31	209,72	<10	
Kohlenstofffraktionen	EC	[µg/m³]	1,5	4,4	0,3
	TC	[µg/m³]	3,9	10,2	0,8
	OC	[µg/m³]	2,4	5,8	0,6
PAK	PYR	[ng/m³]	1,69	5,71	0,10
	FLU	[ng/m³]	0,47	1,53	0,03
	BAA	[ng/m³]	0,39	1,20	0,01
	CRY	[ng/m³]	0,77	2,08	0,03
	BBKF	[ng/m³]	1,26	3,26	0,09
	BEP	[ng/m³]	0,55	1,42	0,03
	BAP	[ng/m³]	0,58	1,55	0,02
	PER	[ng/m³]	0,12	0,26	0,01
	DAH	[ng/m³]	0,10	0,24	0,03
	IND	[ng/m³]	1,20	3,28	0,03
	PIC	[ng/m³]	0,12	0,21	0,05
	BGH	[ng/m³]	0,74	1,68	0,07
	COR	[ng/m³]	0,68	1,39	0,24

Tabelle A.5-8: Immissionskonzentrationen Messkampagne 14.02.-12.03.2008, MS1, Fortsetzung

n-Alkane	Nonadecan	[ng/m ³]	0,22	0,63	0,04	
	Eicosan	[ng/m ³]	0,62	1,33	0,26	
	Heneicosan	[ng/m ³]	0,73	2,39	0,14	
	Docosan	[ng/m ³]	1,43	5,57	0,34	
	Tricosan	[ng/m ³]	1,73	6,51	0,38	
	Tetracosan	[ng/m ³]	2,22	6,75	0,46	
	Pentacosan	[ng/m ³]	1,88	5,48	0,36	
	Hexacosan	[ng/m ³]	3,01	6,93	0,97	
	Heptacosan	[ng/m ³]	2,03	5,00	0,31	
	Octacosan	[ng/m ³]	1,40	3,42	0,24	
	Nonacosan	[ng/m ³]	1,86	3,98	0,35	
	Triacontan	[ng/m ³]	0,75	2,02	0,14	
	Hentriacontan	[ng/m ³]	1,24	2,68	0,15	
	Dotriacontan	[ng/m ³]	0,39	1,09	0,03	
	Tritriacontan	[ng/m ³]	0,34	0,75	0,05	
	Tetratriacontan	[ng/m ³]	0,23	0,60	0,04	
	Pentatriacontan	[ng/m ³]	0,15	0,33	0,04	
Hexatriacontan	[ng/m ³]	0,14	0,23	0,07		
iso-, anteiso-Alkane	i-C29	[ng/m ³]	0,35	1,27	0,12	
	a-C29	[ng/m ³]	0,26	0,72	0,09	
	i-C30	[ng/m ³]	0,43	1,11	0,10	
	a-C30	[ng/m ³]	0,33	0,80	0,03	
	i-C31	[ng/m ³]	0,79	1,80	0,28	
	a-C31	[ng/m ³]	0,18	0,67	0,06	
	i-C32	[ng/m ³]	0,26	0,59	0,10	
	a-C32	[ng/m ³]	0,96	8,09	0,14	
	i-C33	[ng/m ³]	0,46	1,36	0,13	
	a-C33	[ng/m ³]	0,21	1,00	0,04	
Hopane	Ts	[ng/m ³]	0,18	0,34	0,07	
	Tm	[ng/m ³]	0,28	0,73	0,03	
	27b	[ng/m ³]	0,06	0,08	0,03	
	29ab	[ng/m ³]	0,74	1,90	0,11	
	29ba	[ng/m ³]	0,20	0,35	0,04	
	30ab	[ng/m ³]	0,62	1,30	0,11	
	30ba	[ng/m ³]	0,26	0,44	0,07	
	31abS	[ng/m ³]	0,47	0,98	0,07	
	31abR	[ng/m ³]	0,48	1,32	0,06	
	32abS	[ng/m ³]	0,25	0,71	0,03	
	32abR	[ng/m ³]	0,21	0,40	0,02	
		Cholesterol	[ng/m ³]	0,23	1,04	0,03
	Säuren	Palmitinsäure	[ng/m ³]	56,1	128,7	25,3
Linolsäure		[ng/m ³]	4,26	13,45	1,32	
Ölsäure		[ng/m ³]	1,62	4,26	0,60	
Stearinsäure		[ng/m ³]	31,8	60,7	5,0	
Harz-Säuren	Isopimarsäure	[ng/m ³]	1,56	6,97	0,25	
	DHAM	[ng/m ³]	5,0	23,1	0,6	
	DHA	[ng/m ³]	70,4	241,1	5,9	
	Levoglucosan	[ng/m ³]	308	755	22	
Phenolische Substanzen	Vanillin	[ng/m ³]	3,00	8,5	0,34	
	Acetosyringon	[ng/m ³]	1,11	3,93	0,05	
	Vanillinsäure	[ng/m ³]	6,52	23,06	0,23	
	Syringinsäure	[ng/m ³]	1,33	6,34	0,03	

Tabelle A.5-9 : Immissionskonzentrationen Messkampagne 13.02.-12.03.2008, MS2

Substanzgruppe	Substanz	Einheit	Mittelwert	Maximum	Minimum
Anorganische Gas	NO	[µg/m³]	-	-	-
	NO ₂	[µg/m³]	-	-	-
	CO	[µg/m³]	-	-	-
	SO ₂	[µg/m³]	-	-	-
Organische Gase	Benzol	[µg/m³]	-	-	-
	Toluol	[µg/m³]	-	-	-
	Xylol	[µg/m³]	-	-	-
Feinstaub	PM ₁₀	[µg/m³]	26,8	80,6	5,6
Anorganische Ionen	Chlorid	[ng/m³]	800	2773	160
	Nitrat	[ng/m³]	6200	17920	598
	Sulfat	[ng/m³]	2115	10426	515
	Natrium	[ng/m³]	462	1778	92
	Ammonium	[ng/m³]	2514	10167	79
	Kalium	[ng/m³]	311	575	165
	Magnesium	[ng/m³]	114	209	49
Elemente	Calcium	[ng/m³]	382	1191	68
	As	[ng/m³]	0,62	1,61	0,05
	Ca	[ng/m³]	474	1285	< 200
	Cd	[ng/m³]	0,19	0,57	0,03
	Ce	[ng/m³]	0,17	0,42	0,03
	Co	[ng/m³]	0,24	0,51	< 0,01
	Cr	[ng/m³]	4,00	4,74	< 3
	Cu	[ng/m³]	12,6	33,0	1,8
	Fe	[ng/m³]	363	1036	42
	K	[ng/m³]	240	491	< 50
	La	[ng/m³]	0,14	0,33	0,03
	Mg	[ng/m³]	119	331	< 50
	Mn	[ng/m³]	9,06	24,96	0,80
	Ni	[ng/m³]	1,52	1,87	< 1
	Pb	[ng/m³]	7,12	14,50	< 3
	Sb	[ng/m³]	1,90	4,96	0,17
	Ti	[ng/m³]	3,45	7,04	1,02
Tl	[ng/m³]	0,03	0,06	< 0,02	
Zn	[ng/m³]	36,49	130,75	<10	
Kohlenstofffraktionen	EC	[µg/m³]	2,2	5,8	0,4
	TC	[µg/m³]	5,2	12,6	1,0
	OC	[µg/m³]	3,0	8,0	0,6
PAK	PYR	[ng/m³]	2,34	8,96	0,23
	FLU	[ng/m³]	0,67	2,57	0,06
	BAA	[ng/m³]	0,59	2,21	0,03
	CRY	[ng/m³]	1,09	3,62	0,06
	BBKF	[ng/m³]	1,59	4,99	0,16
	BEP	[ng/m³]	0,70	2,24	0,07
	BAP	[ng/m³]	0,88	3,29	0,01
	PER	[ng/m³]	0,17	0,50	0,02
	DAH	[ng/m³]	0,09	0,20	0,00
	IND	[ng/m³]	1,45	4,62	0,09
	PIC	[ng/m³]	0,17	0,30	0,04
	BGH	[ng/m³]	0,88	2,80	0,07
	COR	[ng/m³]	0,78	1,22	0,19

Tabelle A.5-9 : Immissionskonzentrationen Messkampagne 13.02.-12.03.2008, MS2, Fortsetzung

n-Alkane	Nonadecan	[ng/m ³]	0,59	1,41	0,07	
	Eicosan	[ng/m ³]	0,92	2,16	0,16	
	Heneicosan	[ng/m ³]	1,40	4,05	0,20	
	Docosan	[ng/m ³]	2,95	8,67	0,48	
	Tricosan	[ng/m ³]	3,16	9,08	0,62	
	Tetracosan	[ng/m ³]	3,71	9,31	0,83	
	Pentacosan	[ng/m ³]	3,05	8,15	0,74	
	Hexacosan	[ng/m ³]	4,54	9,61	1,00	
	Heptacosan	[ng/m ³]	2,62	6,38	0,76	
	Octacosan	[ng/m ³]	2,02	4,95	0,50	
	Nonacosan	[ng/m ³]	2,01	4,28	0,56	
	Triacontan	[ng/m ³]	1,02	2,33	0,19	
	Hentriacontan	[ng/m ³]	1,47	2,99	0,39	
	Dotriacontan	[ng/m ³]	0,47	1,00	0,11	
	Tritriacontan	[ng/m ³]	0,59	1,24	0,15	
	Tetratriacontan	[ng/m ³]	0,21	0,50	0,08	
	Pentatriacontan	[ng/m ³]	0,14	0,26	0,02	
	Hexatriacontan	[ng/m ³]	0,17	0,37	0,04	
iso-, anteiso-Alkane	i-C29	[ng/m ³]	0,46	1,41	0,03	
	a-C29	[ng/m ³]	0,11	0,28	0,03	
	i-C30	[ng/m ³]	0,13	0,33	0,01	
	a-C30	[ng/m ³]	0,10	0,25	0,01	
	i-C31	[ng/m ³]	0,27	0,62	0,05	
	a-C31	[ng/m ³]	0,25	0,95	0,01	
	i-C32	[ng/m ³]	0,11	0,47	0,01	
	a-C32	[ng/m ³]	0,36	2,45	0,02	
	i-C33	[ng/m ³]	0,33	0,87	0,05	
	a-C33	[ng/m ³]	0,19	0,68	0,01	
Hopane	Ts	[ng/m ³]	0,27	0,62	0,11	
	Tm	[ng/m ³]	0,33	0,87	0,11	
	27b	[ng/m ³]	0,06	0,19	0,01	
	29ab	[ng/m ³]	1,16	2,61	0,32	
	29ba	[ng/m ³]	0,16	0,44	0,02	
	30ab	[ng/m ³]	1,44	2,93	0,39	
	30ba	[ng/m ³]	0,19	0,45	0,05	
	31abS	[ng/m ³]	0,79	1,96	0,17	
	31abR	[ng/m ³]	1,04	2,66	0,21	
	32abS	[ng/m ³]	0,39	0,93	0,10	
	32abR	[ng/m ³]	0,28	0,65	0,07	
		Cholesterol	[ng/m ³]	0,21	0,40	0,05
	Säuren	Palmitinsäure	[ng/m ³]	117,4	278,9	33,0
Linolsäure		[ng/m ³]	18,62	79,67	0,44	
Ölsäure		[ng/m ³]	6,63	25,45	0,19	
Stearinsäure		[ng/m ³]	44,4	116,0	11,7	
Harz-Säuren	Isopimarsäure	[ng/m ³]	1,01	1,82	0,20	
	DHAM	[ng/m ³]	17,4	48,2	2,2	
	DHA	[ng/m ³]	72,2	204,4	8,1	
	Levoglucosan	[ng/m ³]	312	812	37	
Phenolische Substanzen	Vanillin	[ng/m ³]	3,04	12,7	0,72	
	Acetosyringon	[ng/m ³]	1,43	4,69	0,03	
	Vanillinsäure	[ng/m ³]	3,76	27,18	0,32	
	Syringinsäure	[ng/m ³]	6,32	10,94	1,69	

Tabelle A.5-10 : Immissionskonzentrationen Messkampagne 14.02.-12.03.2008, MS3

Substanzgruppe	Substanz	Einheit	Mittelwert	Maximum	Minimum
Anorganische Gas	NO	[µg/m³]	4,8	24,7	
	NO ₂	[µg/m³]	21,3	46,8	5,7
	CO	[µg/m³]	0,4	0,6	0,2
	SO ₂	[µg/m³]	5,1	8,0	2,9
Organische Gase	Benzol	[µg/m³]	-	-	-
	Toluol	[µg/m³]	-	-	-
	Xylol	[µg/m³]	-	-	-
Feinstaub	PM ₁₀	[µg/m³]	19,0	52,4	3,9
Anorganische Ionen	Chlorid	[ng/m³]	561	1156	175
	Nitrat	[ng/m³]	6528	14558	599
	Sulfat	[ng/m³]	2152	7662	498
	Natrium	[ng/m³]	272	960	67
	Ammonium	[ng/m³]	2685	7060	123
	Kalium	[ng/m³]	292	525	172
	Magnesium	[ng/m³]	94	207	41
Elemente	Calcium	[ng/m³]	308	814	53
	As	[ng/m³]	0,59	1,69	0,05
	Ca	[ng/m³]	451	935	< 200
	Cd	[ng/m³]	0,18	0,38	0,03
	Ce	[ng/m³]	0,15	0,54	0,03
	Co	[ng/m³]	0,22	0,36	< 0,01
	Cr	[ng/m³]	< 3	< 3	< 3
	Cu	[ng/m³]	10,6	26,1	1,7
	Fe	[ng/m³]	330	992	< 50
	K	[ng/m³]	236	425	63
	La	[ng/m³]	0,11	0,27	0,03
	Mg	[ng/m³]	106	247	< 50
	Mn	[ng/m³]	9,85	48,16	1,37
	Ni	[ng/m³]	2,48	8,15	< 1
	Pb	[ng/m³]	5,39	10,59	< 3
	Sb	[ng/m³]	1,48	3,48	0,20
	Ti	[ng/m³]	3,18	6,97	1,14
Tl	[ng/m³]	0,06	0,15	< 0,02	
Zn	[ng/m³]	33,42	86,41	<10	
Kohlenstofffraktionen	EC	[µg/m³]	1,9	3,8	0,4
	TC	[µg/m³]	4,9	10,9	1,1
	OC	[µg/m³]	3,0	7,1	0,8
PAK	PYR	[ng/m³]	2,88	13,82	0,22
	FLU	[ng/m³]	0,82	4,14	0,07
	BAA	[ng/m³]	0,77	3,20	0,04
	CRY	[ng/m³]	1,37	5,42	0,08
	BBKF	[ng/m³]	2,00	5,66	0,18
	BEP	[ng/m³]	0,95	2,44	0,08
	BAP	[ng/m³]	1,15	3,15	0,06
	PER	[ng/m³]	0,20	0,75	0,05
	DAH	[ng/m³]	0,10	0,31	0,01
	IND	[ng/m³]	1,76	5,35	0,01
	PIC	[ng/m³]	0,18	0,38	0,01
	BGH	[ng/m³]	1,19	3,29	0,14
	COR	[ng/m³]	1,02	2,07	0,26

Tabelle A.5-10 : Immissionskonzentrationen Messkampagne 14.02.-12.03.2008, MS3, Fortsetzung

n-Alkane	Nonadecan	[ng/m ³]	0,40	0,83	0,11	
	Eicosan	[ng/m ³]	1,04	3,16	0,43	
	Heneicosan	[ng/m ³]	0,99	1,99	0,27	
	Docosan	[ng/m ³]	1,89	4,64	0,52	
	Tricosan	[ng/m ³]	2,38	5,38	0,60	
	Tetracosan	[ng/m ³]	2,65	5,36	0,99	
	Pentacosan	[ng/m ³]	2,34	4,44	0,69	
	Hexacosan	[ng/m ³]	4,36	8,71	1,83	
	Heptacosan	[ng/m ³]	2,95	5,63	1,00	
	Octacosan	[ng/m ³]	1,84	4,06	0,61	
	Nonacosan	[ng/m ³]	2,07	3,58	0,75	
	Triacontan	[ng/m ³]	0,83	2,00	0,19	
	Hentriacontan	[ng/m ³]	1,32	2,42	0,32	
	Dotriacontan	[ng/m ³]	0,42	1,10	0,08	
	Tritriacontan	[ng/m ³]	0,47	1,08	0,08	
	Tetratriacontan	[ng/m ³]	0,20	1,02	0,02	
	Pentatriacontan	[ng/m ³]	0,14	0,33	0,01	
	Hexatriacontan	[ng/m ³]	0,15	0,31	0,07	
iso-, anteiso-Alkane	i-C29	[ng/m ³]	1,38	3,09	0,55	
	a-C29	[ng/m ³]	0,43	0,84	0,17	
	i-C30	[ng/m ³]	0,55	1,87	0,07	
	a-C30	[ng/m ³]	0,46	0,95	0,05	
	i-C31	[ng/m ³]	1,11	2,10	0,41	
	a-C31	[ng/m ³]	0,42	1,97	0,05	
	i-C32	[ng/m ³]	0,25	0,73	0,06	
	a-C32	[ng/m ³]	0,90	1,64	0,27	
	i-C33	[ng/m ³]	0,98	2,29	0,18	
	a-C33	[ng/m ³]	0,36	1,70	0,02	
Hopane	Ts	[ng/m ³]	0,26	1,11	0,07	
	Tm	[ng/m ³]	0,27	0,74	0,07	
	27b	[ng/m ³]	0,13	0,73	0,03	
	29ab	[ng/m ³]	1,13	2,24	0,36	
	29ba	[ng/m ³]	0,29	0,89	0,03	
	30ab	[ng/m ³]	1,11	2,05	0,30	
	30ba	[ng/m ³]	0,30	2,02	0,02	
	31abS	[ng/m ³]	1,15	4,87	0,23	
	31abR	[ng/m ³]	0,86	3,41	0,13	
	32abS	[ng/m ³]	0,48	3,08	0,06	
	32abR	[ng/m ³]	0,47	3,93	0,05	
		Cholesterol	[ng/m ³]	0,47	1,97	0,05
	Säuren	Palmitinsäure	[ng/m ³]	83,0	154,4	16,3
Linolsäure		[ng/m ³]	6,01	23,96	0,76	
Ölsäure		[ng/m ³]	2,43	8,61	0,27	
Stearinsäure		[ng/m ³]	41,8	102,4	2,8	
Harz-Säuren	Isopimarsäure	[ng/m ³]	2,12	8,35	0,41	
	DHAM	[ng/m ³]	11,8	33,6	1,6	
	DHA	[ng/m ³]	88,3	225,5	4,0	
	Levoglucosan	[ng/m ³]	379	770	30	
Phenolische Substanzen	Vanillin	[ng/m ³]	4,72	23,2	0,49	
	Acetosyringon	[ng/m ³]	2,69	7,94	0,03	
	Vanillinsäure	[ng/m ³]	11,40	49,31	0,74	
	Syringinsäure	[ng/m ³]	2,65	12,36	0,04	

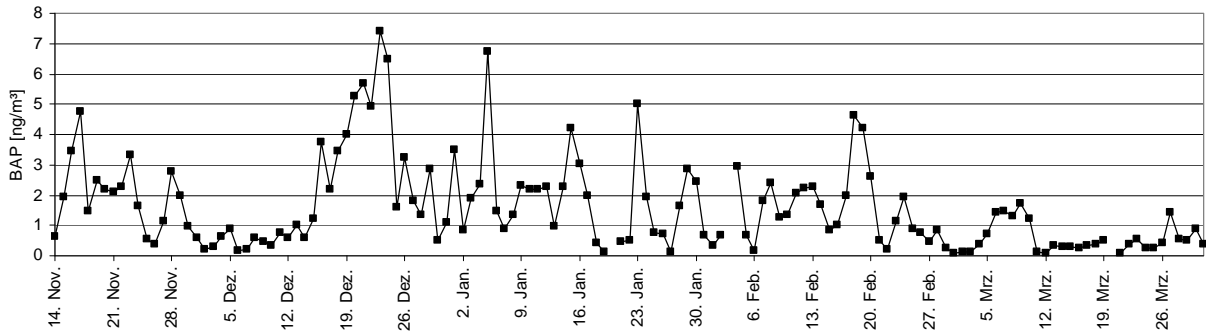


Abbildung A.5-7: Verlauf der Benz[a]pyren-Konzentration in der Heizperiode 2007/2008, SP1

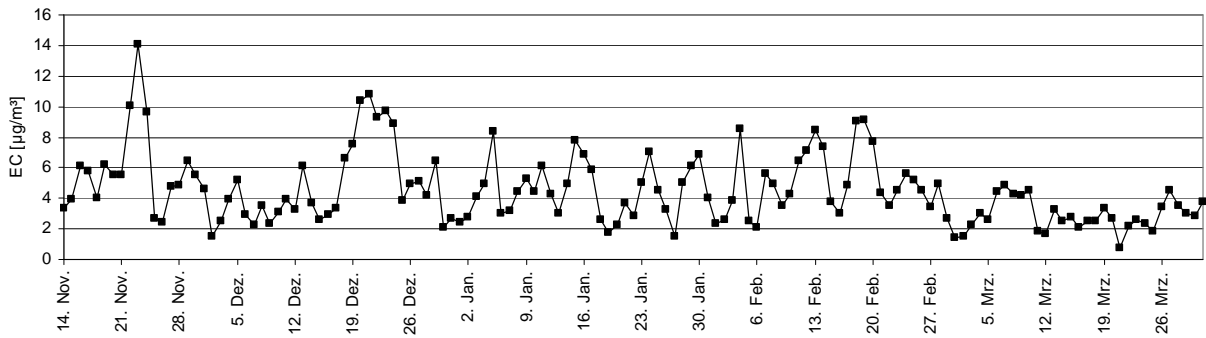


Abbildung A.5-8: Verlauf der EC-Konzentration in der Heizperiode 2007/2008, SP1

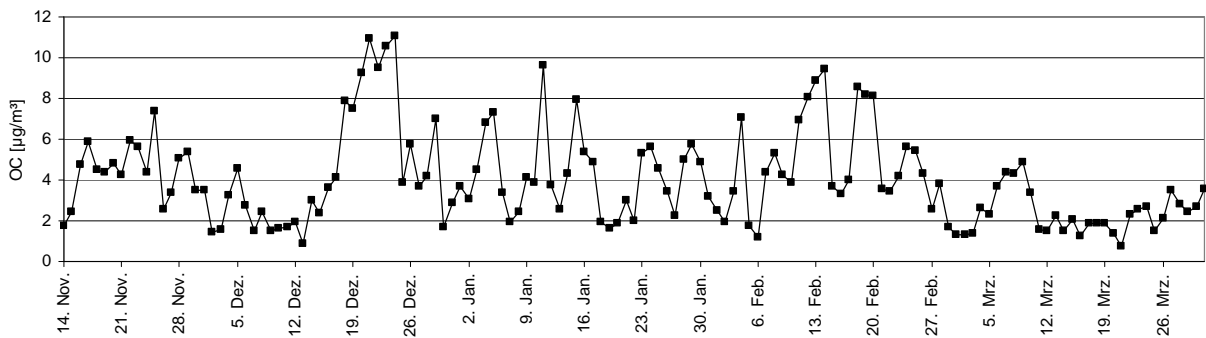


Abbildung A.5-9: Verlauf der OC-Konzentration in der Heizperiode 2007/2008, SP1

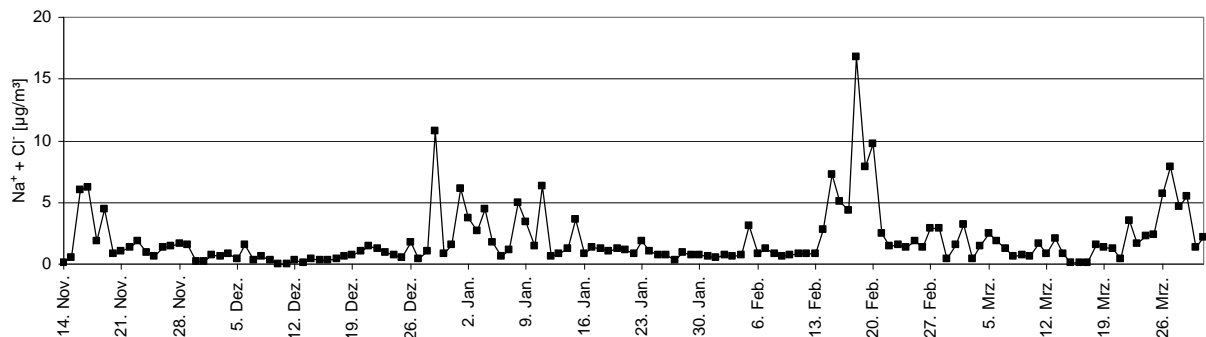


Abbildung A.5-10: Verlauf der Summenkonzentration $\text{Na}^+ + \text{Cl}^-$ in der Heizperiode 2007/2008, SP1

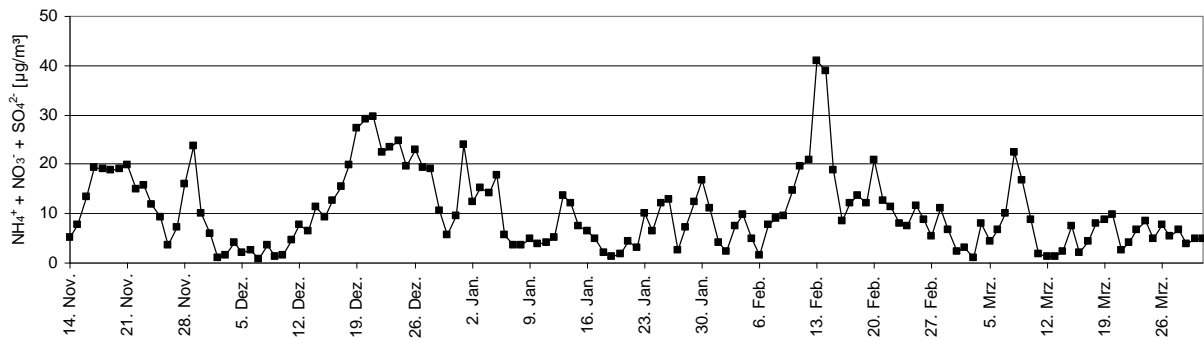


Abbildung A.5-11: Verlauf der Summenkonzentration $\text{NH}_4^+ + \text{NO}_3^- + \text{SO}_4^{2-}$ in der Heizperiode 2007/2008, SP1

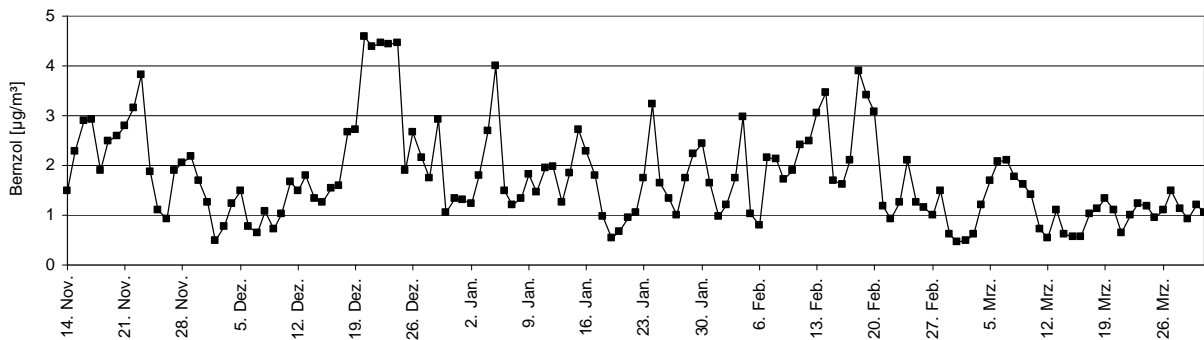


Abbildung A.5-12: Verlauf der Benzol-Konzentration in der Heizperiode 2007/2008, SP1

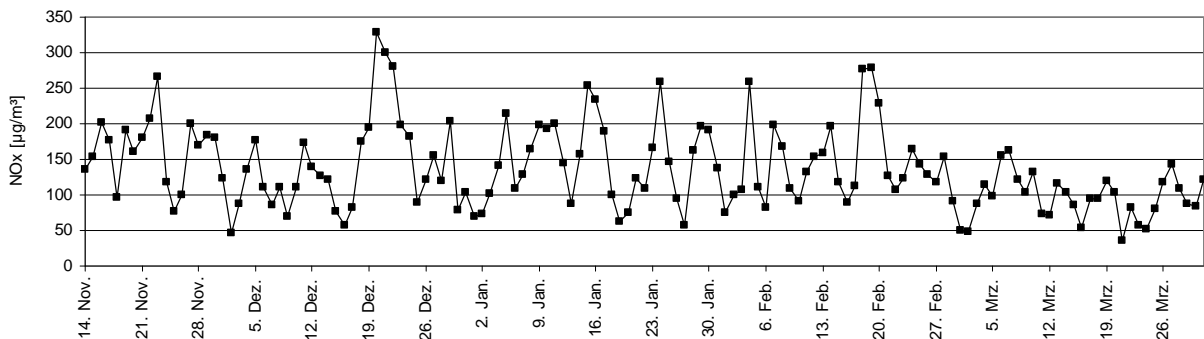


Abbildung A.5-13: Verlauf der NOx-Konzentration in der Heizperiode 2007/2008, SP1

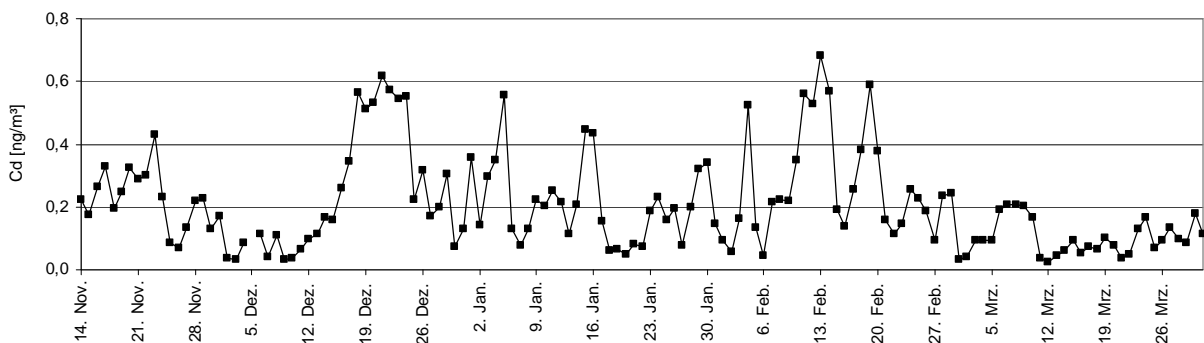


Abbildung A.5-14: Verlauf der Cadmium-Konzentration in der Heizperiode 2007/2008, SP1

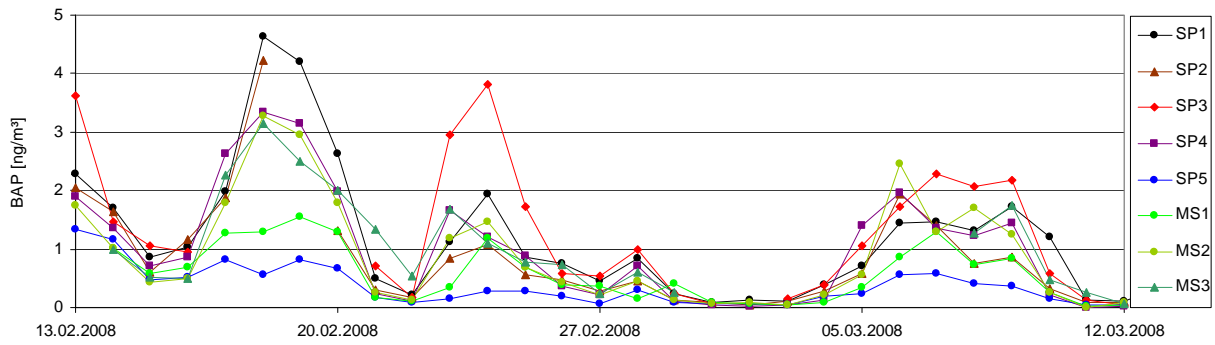


Abbildung A.5-15: Verlauf der Benz[a]pyren-Konzentration im Zeitraum 13.02. – 12.03.2008

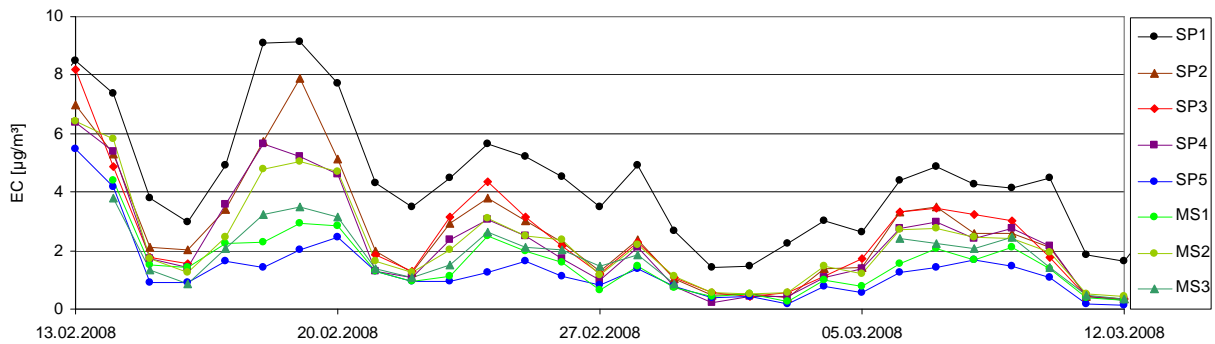


Abbildung A.5-16: Verlauf der EC-Konzentration im Zeitraum 13.02. – 12.03.2008

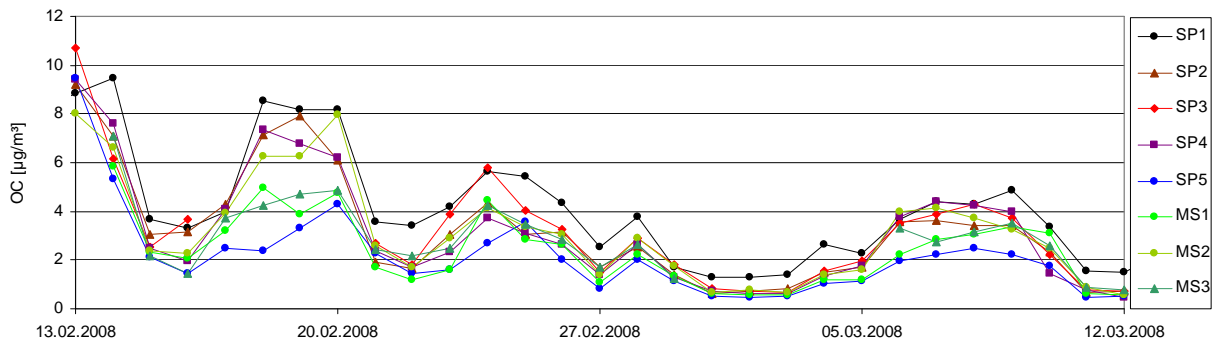


Abbildung A.5-17: Verlauf der OC-Konzentration im Zeitraum 13.02. – 12.03.2008

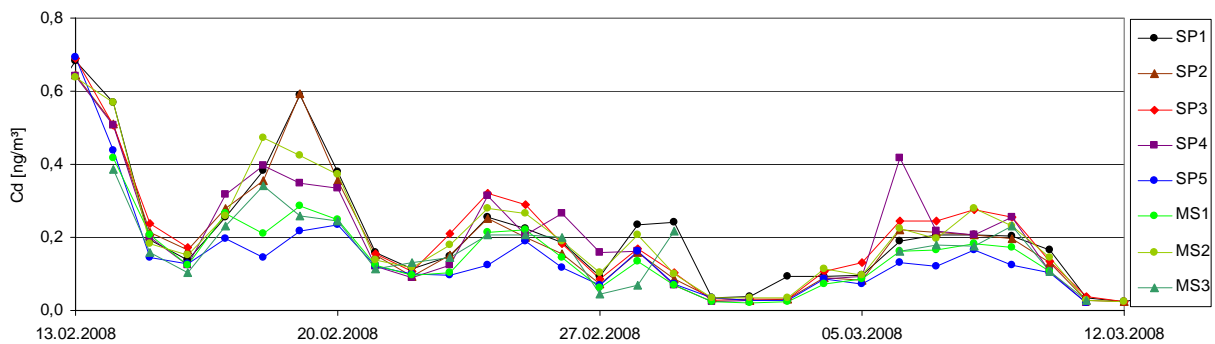


Abbildung A.5-18: Verlauf der Cadmium-Konzentration im Zeitraum 13.02. – 12.03.2008

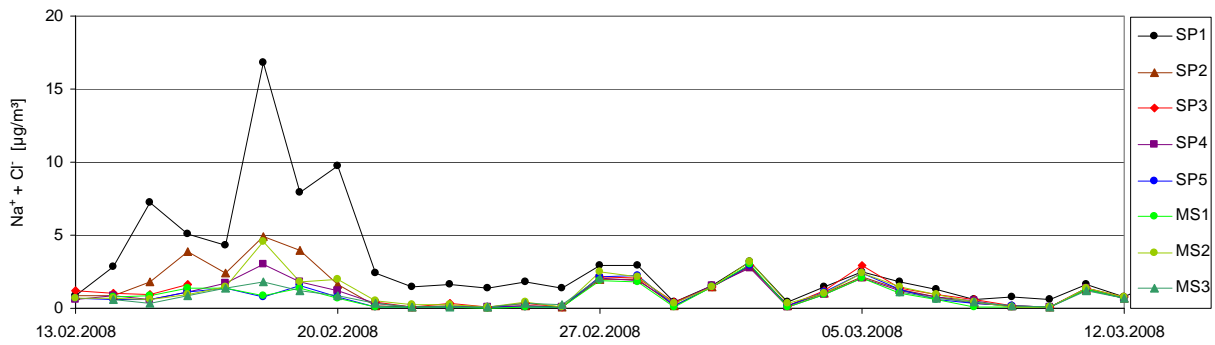


Abbildung A.5-19: Verlauf der Summenkonzentration $\text{Na}^+ + \text{Cl}^-$ im Zeitraum 13.02. – 12.03.2008

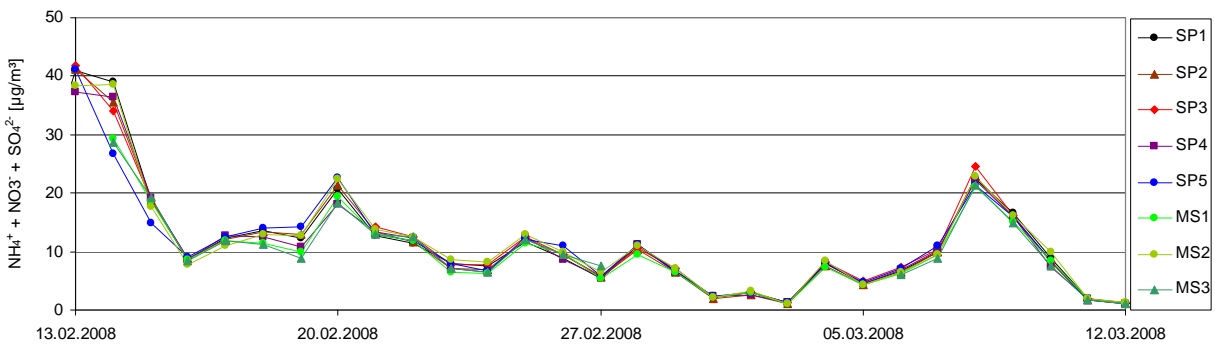


Abbildung A.5-20: Verlauf der Summenkonzentration $\text{NH}_4^+ + \text{NO}_3^- + \text{SO}_4^{2-}$ im Zeitraum 13.02. – 12.03.2008

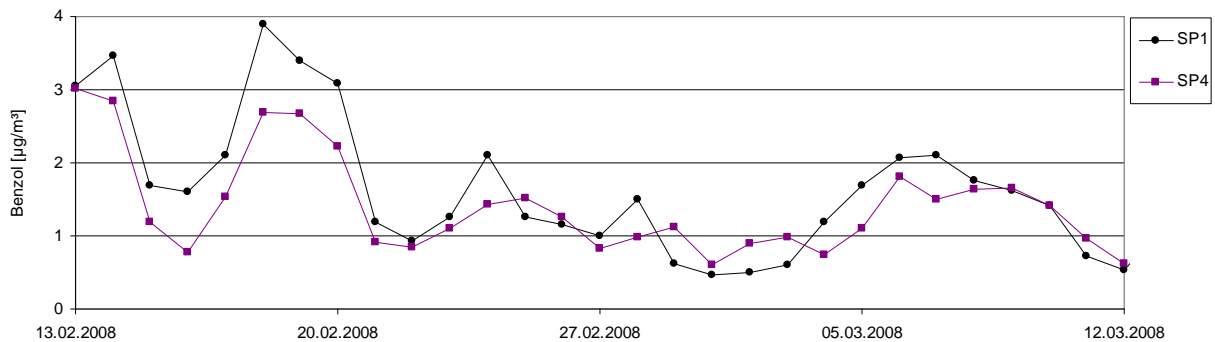


Abbildung A.5-21: Verlauf der Benzol-Konzentration im Zeitraum 13.02. – 12.03.2008

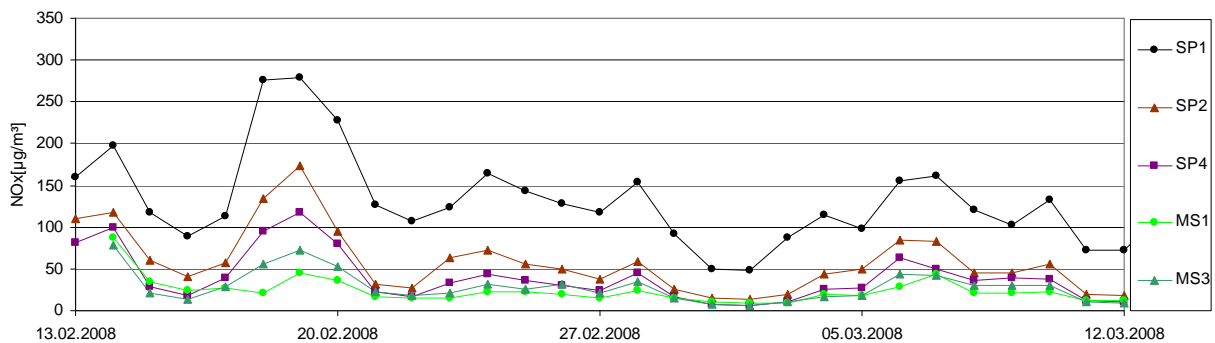


Abbildung A.5-22: Verlauf der NO_x -Konzentration im Zeitraum 13.02. – 12.03.2008

Tabelle A.5-11: Immissionskonzentrationen 13.02.2008 18:00 – 22.02.2008 24:00. 3h Mittelwerte, SP1

Substanzgruppe	Substanz	Einheit	Mittelwert	Maximum	Minimum
Anorganische Gase	NO	[µg/m³]	78,2	321,0	5,0
	NO2	[µg/m³]	55,4	145,0	12,0
	CO	[µg/m³]	0,9	2,8	0,3
BTX	Benzol	[µg/m³]	2,4	7,7	0,5
	Toluol	[µg/m³]	6,9	30,4	1,0
	o-Xylol	[µg/m³]	1,5	7,9	0,1

Tabelle A.5-11: Immissionskonzentrationen 13.02.2008 18:00 – 22.02.2008 24:00. 3h Mittelwerte, SP1, Fortsetzung

Substanzgruppe	Substanz	Einheit	Mittelwert	Maximum	Minimum
Feinstaub	PM ₁₀	[µg/m ³]	59,8	162,7	18,7
PAK	PHE	[ng/m ³]	3,10	12,36	0,23
	ANT	[ng/m ³]	0,47	2,13	0,08
	PYR	[ng/m ³]	10,80	45,52	1,05
	FLU	[ng/m ³]	2,58	12,81	0,21
	BAA	[ng/m ³]	1,53	7,69	0,10
	CRY	[ng/m ³]	2,60	10,48	0,12
	BBKF	[ng/m ³]	3,17	12,38	0,32
	BEP	[ng/m ³]	1,41	5,41	0,15
	BAP	[ng/m ³]	1,77	8,35	0,13
	PER	[ng/m ³]	0,38	1,60	0,03
	DAH	[ng/m ³]	0,33	1,28	0,00
	IND	[ng/m ³]	2,64	13,34	0,02
	PIC	[ng/m ³]	0,23	0,71	0,05
	BGH	[ng/m ³]	2,04	8,17	0,14
	COR	[ng/m ³]	2,97	7,58	1,29
n-Alkane	Nonadecan	[ng/m ³]	6,10	26,15	0,85
	Eicosan	[ng/m ³]	8,43	30,46	1,69
	Heneicosan	[ng/m ³]	8,57	28,62	2,32
	Docosan	[ng/m ³]	11,14	35,07	3,32
	Tricosan	[ng/m ³]	8,88	25,76	2,65
	Tetracosan	[ng/m ³]	12,30	25,20	3,98
	Pentacosan	[ng/m ³]	11,95	31,52	2,13
	Hexacosan	[ng/m ³]	26,36	65,19	9,38
	Heptacosan	[ng/m ³]	16,12	43,14	4,04
	Octacosan	[ng/m ³]	17,13	37,52	4,09
	Nonacosan	[ng/m ³]	10,69	21,15	3,57
	Triacontan	[ng/m ³]	6,31	14,79	1,46
	Hentriacontan	[ng/m ³]	5,70	18,18	2,01
	Dotriacontan	[ng/m ³]	2,76	5,86	0,93
	Tritriacontan	[ng/m ³]	2,43	7,22	0,73
	Tetratriacontan	[ng/m ³]	1,50	4,72	0,33
	Pentatriacontan	[ng/m ³]	0,86	2,21	0,23
Hexatriacontan	[ng/m ³]	0,91	2,11	0,37	
Hopane	Ts	[ng/m ³]	1,29	2,99	0,24
	Tm	[ng/m ³]	1,32	4,01	0,31
	27b	[ng/m ³]	0,39	1,47	0,07
	29ab	[ng/m ³]	4,57	11,65	1,16
	29ba	[ng/m ³]	0,63	2,83	0,12
	30ab	[ng/m ³]	3,70	8,97	0,88
	30ba	[ng/m ³]	0,65	2,59	0,11
	31abS	[ng/m ³]	1,77	4,07	0,37
	31abR	[ng/m ³]	1,93	5,43	0,29
	Cholesterol	[ng/m ³]	1,75	12,02	0,22
Harz-Säuren	Isopimarsäure	[ng/m ³]	9,12	45,91	0,48
	DHAM	[ng/m ³]	39,5	194,7	4,11
	DAH	[ng/m ³]	176,1	954,0	5,97
	Levoglucosan	[ng/m ³]	559	2199	105



Abbildung A.5-23: Verlauf der Konzentration von 17 α (H),21 β (H)-30-Norhopan und 17 α (H),21 β (H)-30-Hopan im Zeitraum 13.02.2008 18:00 – 22.02.2008 24:00, 3h Mittelwerte, SP1

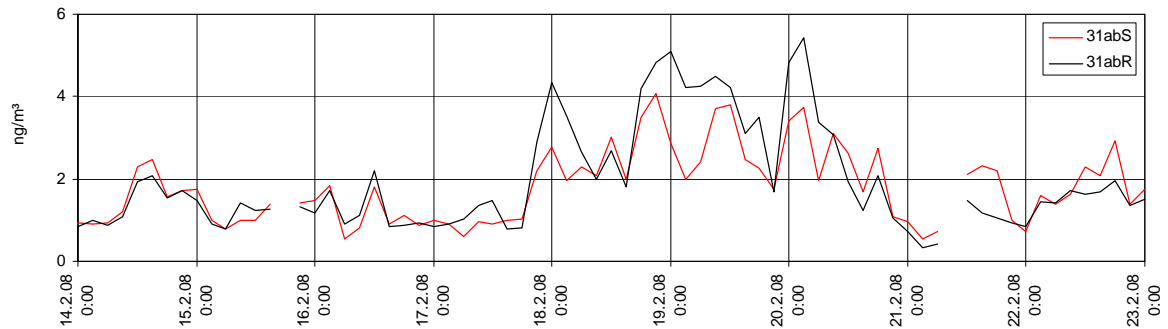


Abbildung A.5-24: Verlauf der Konzentration von 22S-17 α (H),21 β (H)-Homohopan und 22R-17 α (H),21 β (H)-Homohopan im Zeitraum 13.02.2008 18:00 – 22.02.2008 24:00, 3h Mittelwerte, SP1

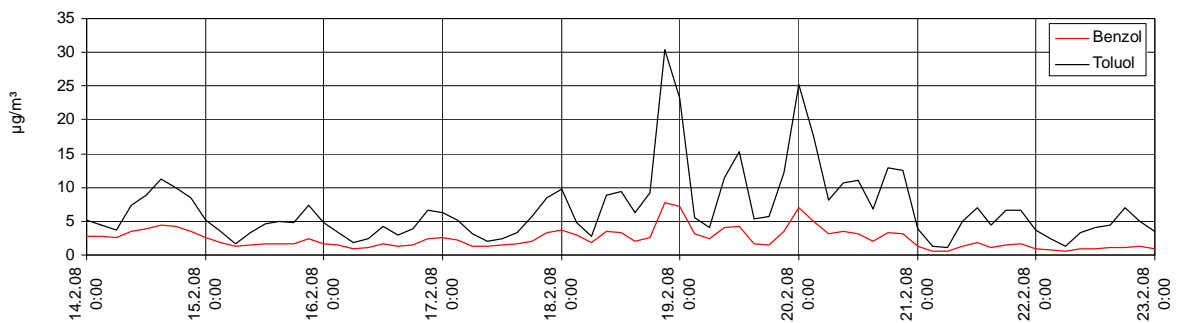


Abbildung A.5-25: Verlauf der Konzentration von Benzol und Toluol im Zeitraum 13.02.2008 18:00 – 22.02.2008 24:00, 3h Mittelwerte, SP1

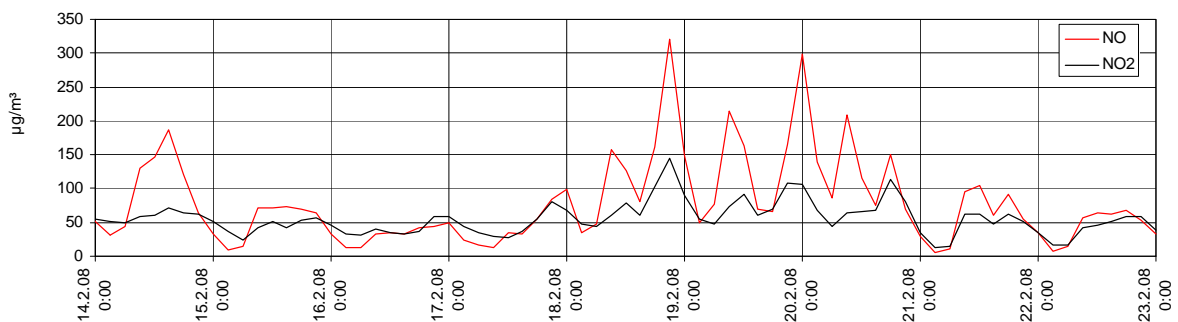


Abbildung A.5-26: Verlauf der Stickoxid-Konzentrationen im Zeitraum 13.02.2008 18:00 – 22.02.2008 24:00, 3h Mittelwerte, SP1

Tabelle A.5-12: Korrelationen der quantifizierten Tracer aus der Holzverbrennung, Alle Standorte

$y = m + b \cdot x$	$r(x,y)^*$	p	m	b
Isopimarsäure				
Kalium	0,75	< 0,005	153,0	45,266
Levoglucosan	0,78	< 0,005	184,9	96,468
DHAM	0,79	< 0,005	3,9	2,652
Dehydroabietinsäure	0,86	< 0,005	35,2	46,251
Vanillin	0,47	< 0,005	3,3	1,928
Vanillinsäure	0,53	< 0,005	5,3	5,007
Acetosyringone	0,45	< 0,005	0,4	0,242
Syringinsäure	0,46	< 0,005	0,3	0,340
DHAM				
Kalium	0,53	< 0,005	151,5	6,920
Levoglucosan	0,55	< 0,005	180,2	14,938
Isopimarsäure	0,79	< 0,005	-0,1	0,236
Dehydroabietinsäure	0,87	< 0,005	-1,2	12,704
Vanillin	0,29	< 0,005	3,6	0,252
Vanillinsäure	0,52	< 0,005	1,8	1,356
Acetosyringone	0,36	< 0,005	0,4	0,052
Syringinsäure	0,37	0,026	0,3	0,081
Dehydroabietinsäure				
Kalium	0,85	< 0,005	113,2	0,998
Levoglucosan	0,88	< 0,005	100,8	2,121
Isopimarsäure	0,86	< 0,005	0,0	0,016
DHAM	0,87	< 0,005	2,4	0,059
Vanillin	0,50	< 0,005	2,0	0,039
Vanillinsäure	0,58	< 0,005	1,8	0,104
Acetosyringone	0,32	0,007	0,5	0,0034
Syringinsäure	0,32	0,019	0,4	0,0045
Vanillin				
Kalium	0,30	0,066	210,4	4,810
Levoglucosan	0,31	0,067	296,3	10,151
Isopimarsäure	0,47	< 0,005	1,4	0,112
DHAM	0,29	< 0,005	8,9	0,329
Dehydroabietinsäure	0,50	< 0,005	76,9	6,358
Vanillinsäure	0,91	< 0,005	-2,8	2,683
Acetosyringone	0,48	< 0,005	0,4	0,090
Syringinsäure	0,54	< 0,005	0,3	0,096

*: $0,75 < r \leq 0,85$, $r > 0,85$

Tabelle A.5-12: Korrelationen der quantifizierten Tracer aus der Holzverbrennung, Alle Standorte, Fortsetzung

$y = m + bx$	$r(x,y)^*$	p	m	b
Vanillinsäure				
Kalium	0,40	< 0,005	206,1	2,719
Levoglucosan	0,41	< 0,005	298,6	5,680
Isopimarsäure	0,53	< 0,005	1,4	0,056
DHAM	0,52	< 0,005	6,7	0,197
Dehydroabietinsäure	0,58	< 0,005	76,6	3,251
Vanillin	0,91	< 0,005	2,0	0,309
Acetosyringone	0,62	< 0,005	0,4	0,037
Syringinsäure	0,48	< 0,005	0,4	0,035
Acetosyringon				
Kalium	0,25	0,183	234,8	26,018
Levoglucosan	0,29	0,015	347,8	60,828
Isopimarsäure	0,45	< 0,005	1,6	0,839
DHAM	0,36	< 0,005	8,5	2,472
Dehydroabietinsäure	0,32	0,007	108,1	30,988
Vanillin	0,48	< 0,005	4,3	2,543
Vanillinsäure	0,62	< 0,005	6,1	10,419
Syringinsäure	0,79	< 0,005	0,1	1,028
Syringinsäure				
Kalium	0,18	0,566	240,2	14,453
Levoglucosan	0,29	0,017	352,0	46,080
Isopimarsäure	0,46	< 0,005	1,7	0,625
DHAM	0,37	0,026	8,3	1,730
Dehydroabietinsäure	0,32	0,019	110,1	22,666
Vanillin	0,54	< 0,005	4,3	2,989
Vanillinsäure	0,48	< 0,005	9,6	6,643
Acetosyringone	0,79	< 0,005	0,3	0,605

*: $0,75 < r \leq 0,85$, $r > 0,85$

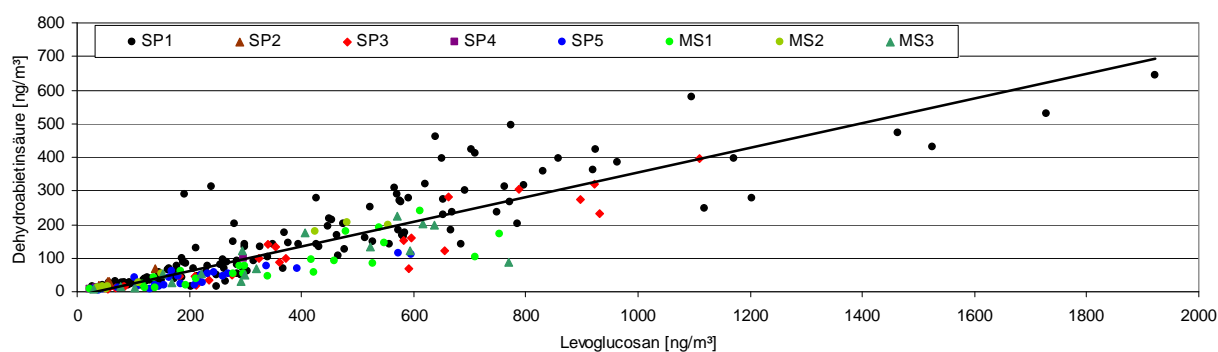


Abbildung A.5-27: Korrelation der Konzentrationen der organischen Tracer für Holzverbrennung Dehydroabietinsäure und Levoglucosan

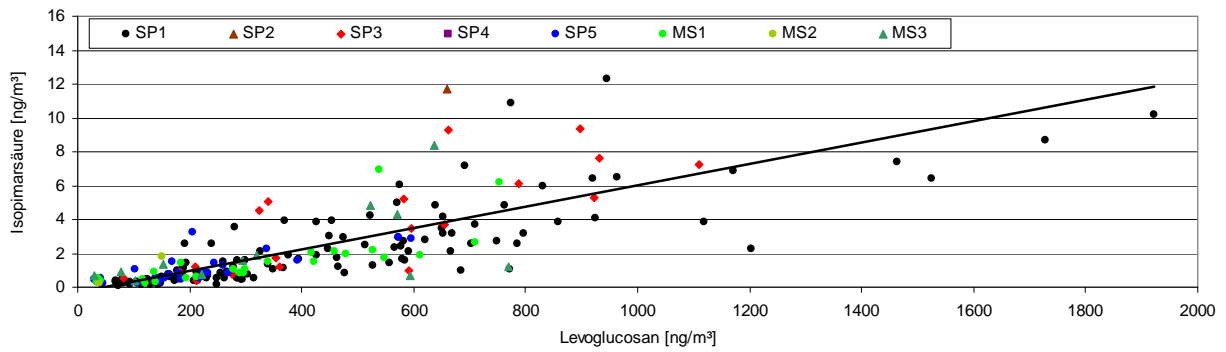


Abbildung A.5-28: Korrelation der Konzentrationen der organischen Tracer für Holzverbrennung Isopimarinsäure und Levoglucosan

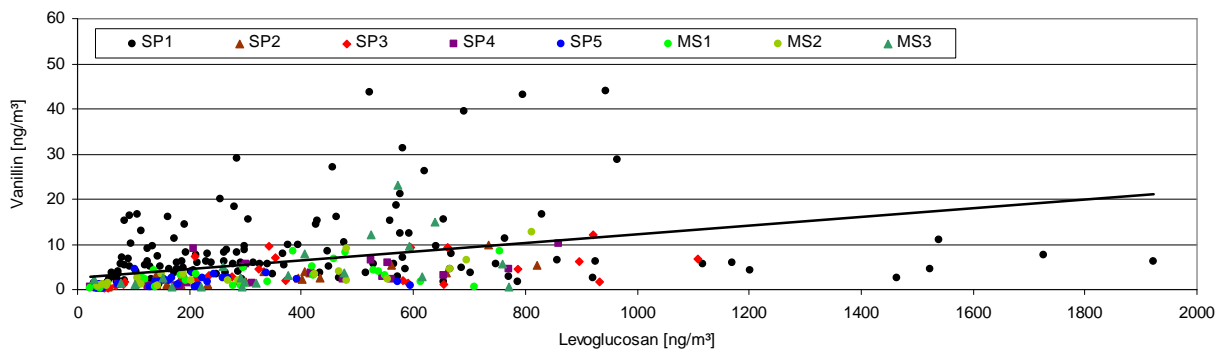


Abbildung A.5-29: Korrelation der Konzentrationen der organischen Tracer für Holzverbrennung Vanillin und Levoglucosan

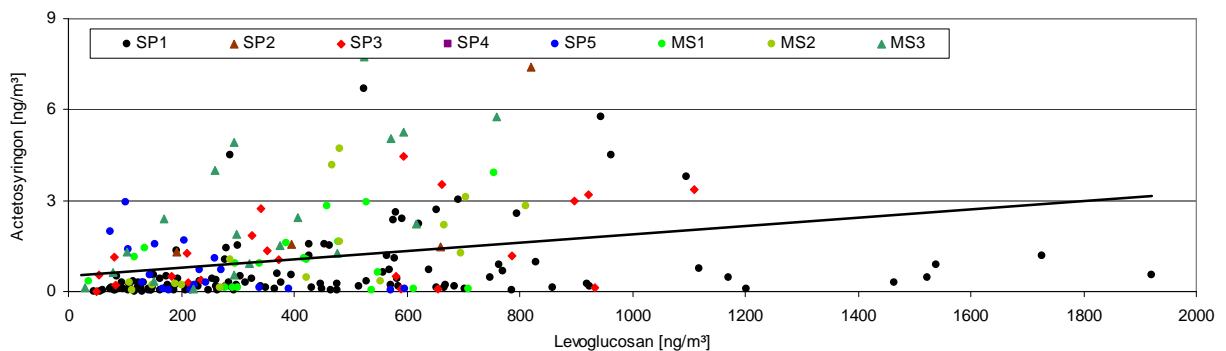


Abbildung A.5-30: Korrelation der Konzentrationen der organischen Tracer für Holzverbrennung Acetosyringon und Levoglucosan

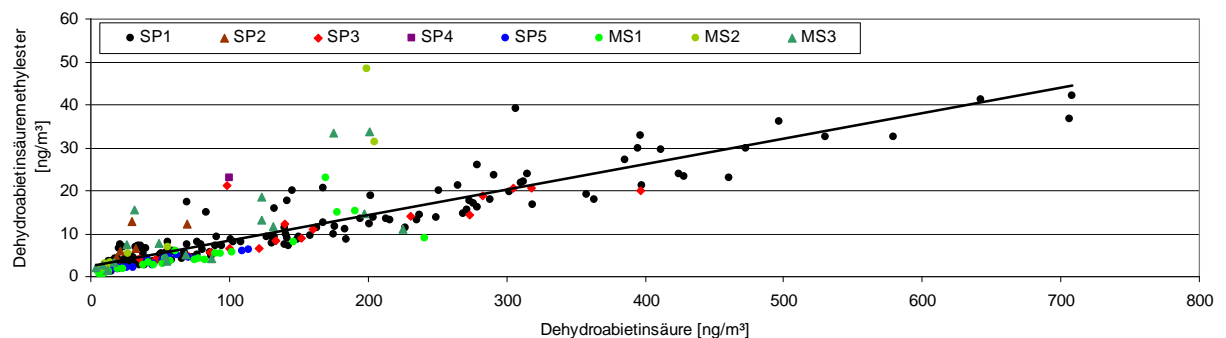


Abbildung A.5-31: Korrelation der Konzentrationen der organischen Tracer für Holzverbrennung Dehydroabietinsäuremethylester und Dehydroabietinsäure

Tabelle A.5-13: Korrelationen von Levoglucosan mit anderen PM Bestandteilen, Gasen und meteorologischen Parametern, alle Standorte

$y = m + bx$	$r(x,y)^*$	p	m	b
PM ₁₀	0,75	< 0,005	13,06	0,0445
EC	0,75	< 0,005	1,04	0,0056
OC	0,84	< 0,005	1,13	0,0060
Cd	0,82	< 0,005	0,05	0,0004
Ca	0,07	0,27	679,97	0,1283
BAP	0,89	< 0,005	-0,14	0,0036
IND	0,90	< 0,005	-0,14	0,0053
29ab	0,48	< 0,005	1,01	0,0020
30ab	0,48	< 0,005	0,90	0,0017
NOx	0,50	< 0,005	28,07	0,1181
Benzol	0,90	< 0,005	0,75	0,0023
Temperatur	-0,49	< 0,005	6,60	-0,0073
Windgeschw.	-0,61	< 0,005	6,17	-0,0058

*: $0,75 < r \leq 0,85$, $r > 0,85$

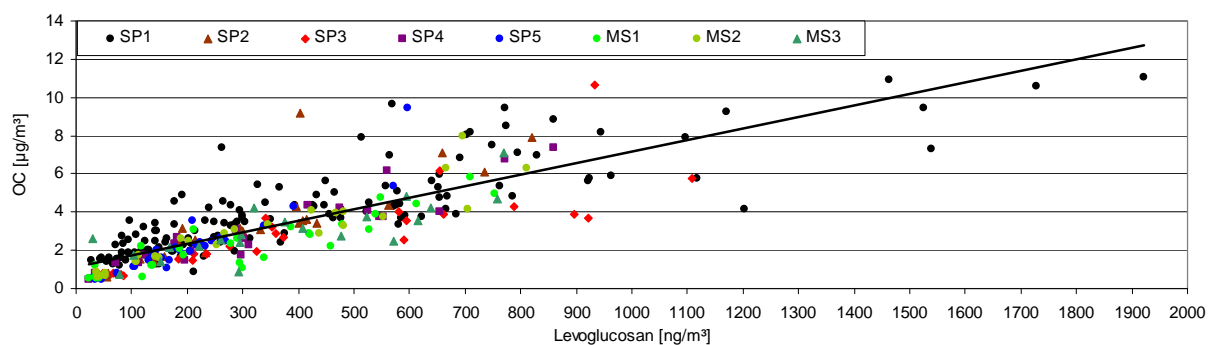


Abbildung A.5-32: Korrelation der Konzentrationen von OC und Levoglucosan

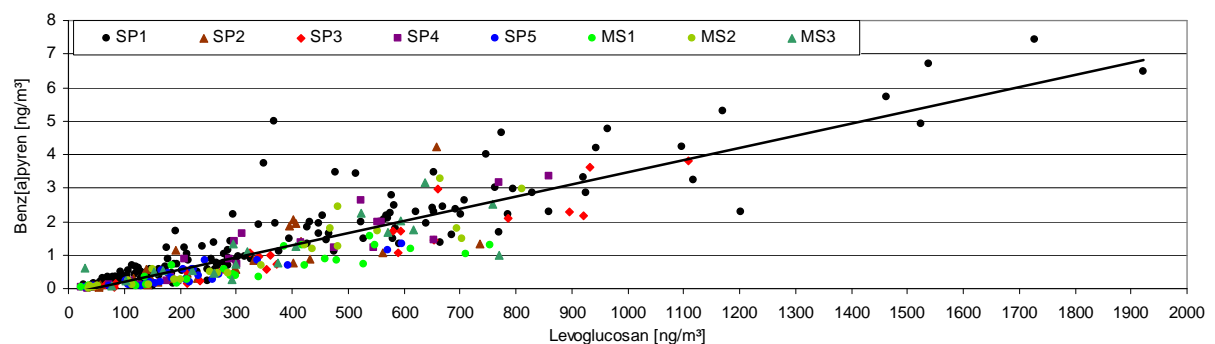


Abbildung A.5-33: Korrelation der Konzentrationen von Benz[a]pyren und Levoglucosan

Tabelle A.5-14: Korrelationen von Kalium und Levoglucosan mit PM₁₀, EC und NO_x.
Gegenüberstellung der Ergebnisse SP1 und die übrigen Messstellen

$y = m + b \cdot x$	SP1			übrige Messstellen		
	r(x,y)	m	b	r(x,y)	m	b
Kalium						
PM ₁₀	0,85	11,69	0,092	0,83	-0,40	0,108
EC	0,83	1,70	0,011	0,94	-0,52	0,012
OC	0,89	0,91	0,012	0,95	-0,48	0,016
29ab	0,45	1,79	0,003	0,75	0,11	0,004
BAP	0,89	-0,45	0,007	0,83	-0,42	0,006
NO _x	0,74	73,25	0,235	0,81	-0,43	0,197
Benzol	0,92	0,45	0,005	0,93	0,35	0,005
Levoglucosan						
PM ₁₀	0,76	19,66	0,041	0,74	8,31	0,042
EC	0,79	2,44	0,005	0,83	0,35	0,005
OC	0,84	1,80	0,005	0,84	0,63	0,007
29ab	0,41	2,03	0,002	0,66	0,43	0,002
BAP	0,90	0,04	0,004	0,86	-0,16	0,003
NO _x	0,71	89,19	0,113	0,67	9,95	0,087
Benzol	0,90	0,79	0,002	0,91	0,66	0,002

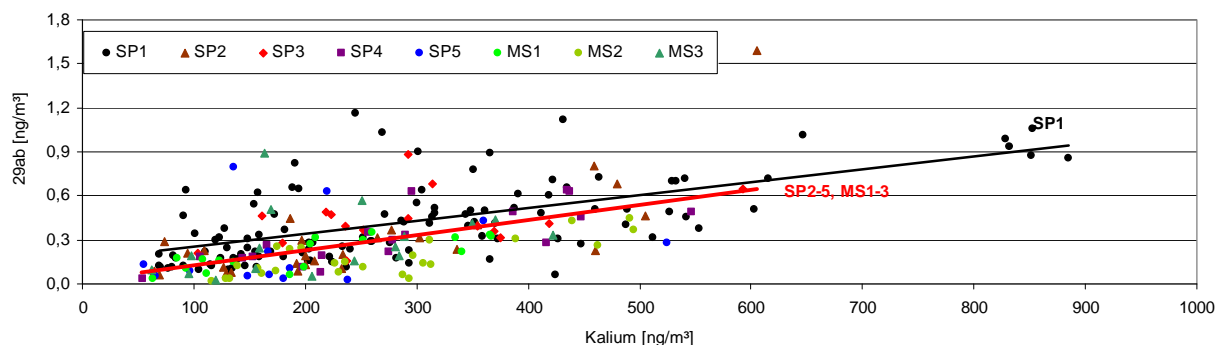


Abbildung A.5-34: Korrelation der Konzentrationen von 17 α (H),21 β (H)-30-Norhopan und Kalium an SP1 (schwarz) und SP2+SP3+SP4+SP5+MS1+MS2+MS3 (rot)

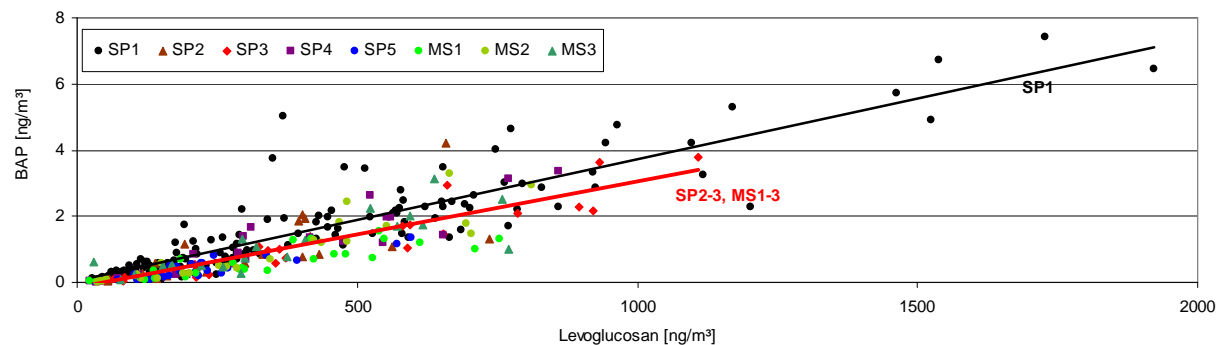


Abbildung A.5-35: Korrelation der Konzentrationen BAP und Levoglucosan an SP1 (schwarz) und SP2+SP3+SP4+SP5+MS1+MS2+MS3 (rot)

Tabelle A.5-15: Einfluss unterschiedlicher Werte für die nicht aus der Holzverbrennung stammende Kalium Grundbelastung ($c_{K,G}$) auf die aus der Kalium-Konzentration errechneten PM_{10} -Immissionskonzentration aus Primärpartikeln der Holzverbrennung (cPM_{Holz}).

	$c_{K,G}$ [ng/m ³]	cPM_{Holz} [µg/m ³]		
		Mittelwert	Min	Max
2006-2007				
	100	1,9	-1,3	8,7
	73	2,3	-0,8	9,1
	50	2,8	-0,4	9,9
2007-2008				
	100	3,0	-1,3	13,5
	73	3,4	-0,8	14,0
	50	3,9	-0,4	14,9

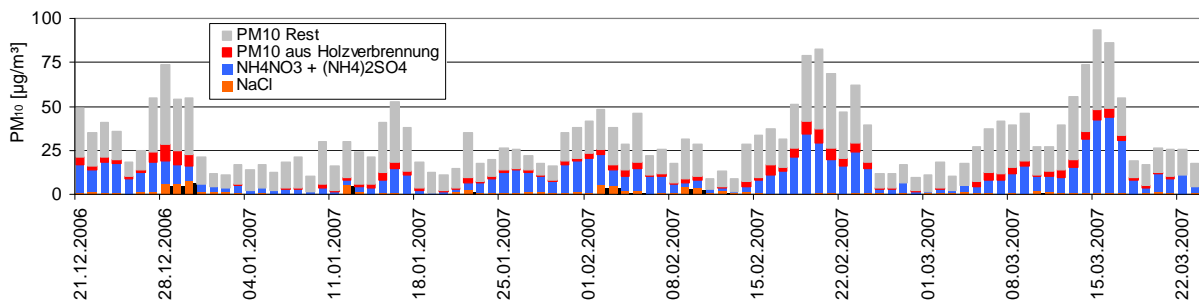


Abbildung A.5-36: Verlauf der Konzentration von PM_{10} und einiger Hauptkomponenten des PM_{10} . Heizperiode 2006-2007, Standort SP1

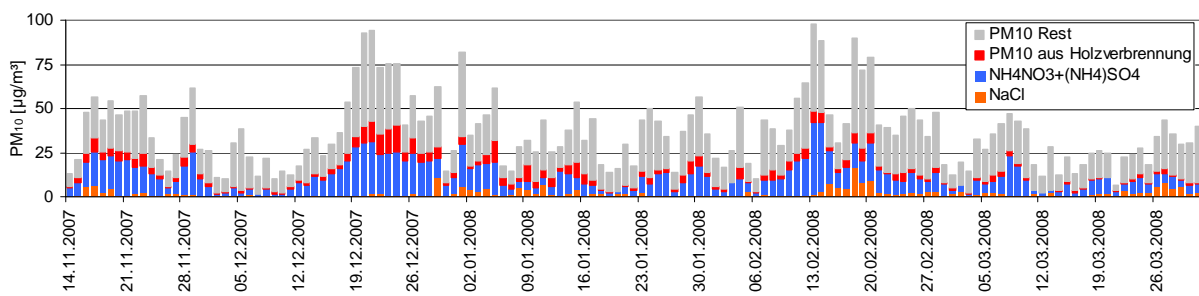


Abbildung A.5-37: Verlauf der Konzentration von PM_{10} und einiger Hauptkomponenten des PM_{10} . Heizperiode 2007-2008, Standort SP1

Tabelle A.5-16: Immissionskonzentrationen von PM₁₀ aus Holzfeuerung
 Berechnet aus den Konzentrationen der Tracer Kalium, Levoglucosan und Dehydro-
 abietinsäure

		Konzentration [$\mu\text{g}/\text{m}^3$]			Anteil am PM ₁₀ [%]		
		Mittelwert	Min	Max	Mittelwert	Min	Max
2006-2007							
PM ₁₀		31,8	8,7	93,2			
<i>c</i> PM _{10, Holz} berechnet aus	Kalium	2,3 (1,6 - 4,7)	-0,8	9,1	6,0 (4 - 12)	-8,2	15,5
2007-2008							
PM ₁₀		36,7	5,1	98,0			
<i>c</i> PM _{10, Holz} berechnet aus	Kalium	3,4 (2,3 - 7,3)	-0,8	14,0	8,1 (5,4 - 16,1)	-0,4	21,8
	Levoglucosan	3,3 (2,2 - 6,6)	0,2	15,2	8,4 (5,7 - 16,8)	1,9	30,2
	Dehydroabietinsäure	3,5 (2,3 - 6,9)	0,3	15,3	8,5 (5,7 - 16,9)	1,2	27,4

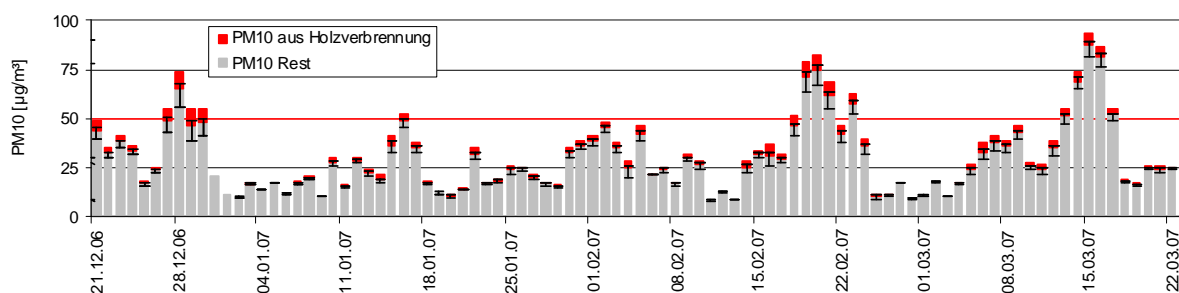


Abbildung A.5-38: Verlauf der PM₁₀-Konzentration und des Anteils am PM₁₀ aus Primärpartikeln der Holzverbrennung in der Heizperiode 2006-2007, SP1
 Berechnet aus der Levoglucosan-Konzentration. Die Fehlerbalken geben den erwarteten Bereich für mittlere Kalium-Konzentrationen in den Emissionen von 2,9 bis 8,3 wieder

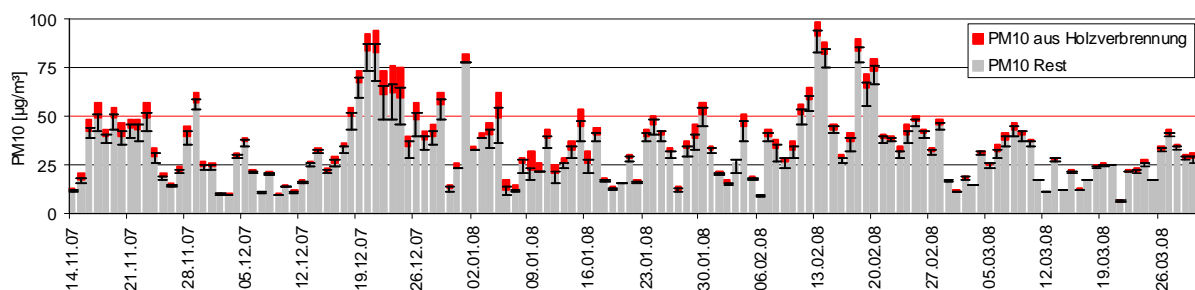


Abbildung A.5-39: Verlauf der PM₁₀-Konzentration und des Anteils am PM₁₀ aus Primärpartikeln der Holzverbrennung in der Heizperiode 2007-2008, SP1
 Berechnet aus der Levoglucosan-Konzentration. Die Fehlerbalken geben den erwarteten Bereich für mittlere Levoglucosan-Konzentrationen in den Emissionen von 6,3 bis 18,9 wieder

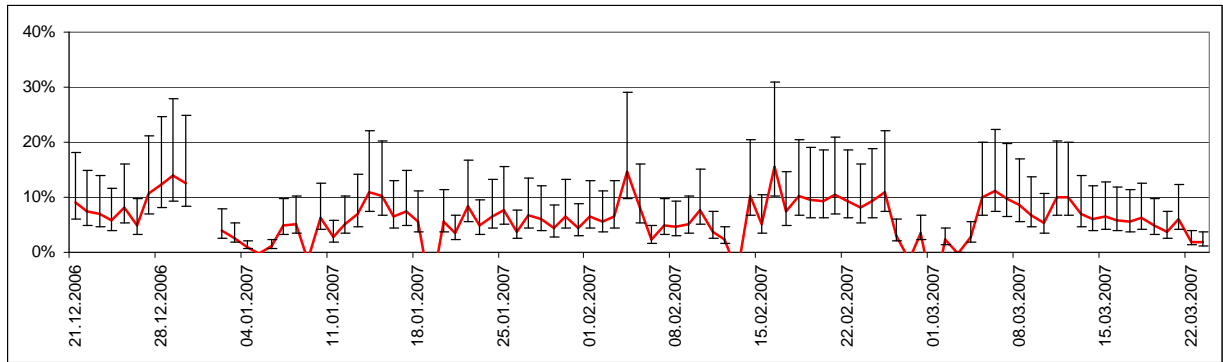


Abbildung A.5-40: Anteil von Primärpartikeln der Holzverbrennung an der PM_{10} -Konzentration berechnet aus der Kalium-Konzentration, Heizperiode 2006-2007, SP1
Die Fehlerbalken spiegeln die Variationsbreite des Emissionsfaktors für Kalium wieder

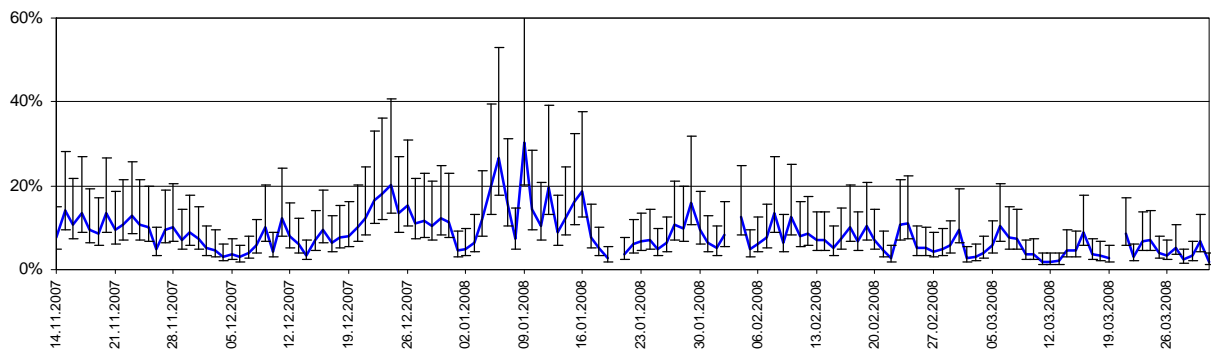


Abbildung A.5-41: Anteil von Primärpartikeln der Holzverbrennung an der PM_{10} -Konzentration berechnet aus der Levoglucosan-Konzentration, Heizperiode 2007-2008, SP1
Die Fehlerbalken spiegeln die Variationsbreite des Emissionsfaktors wieder

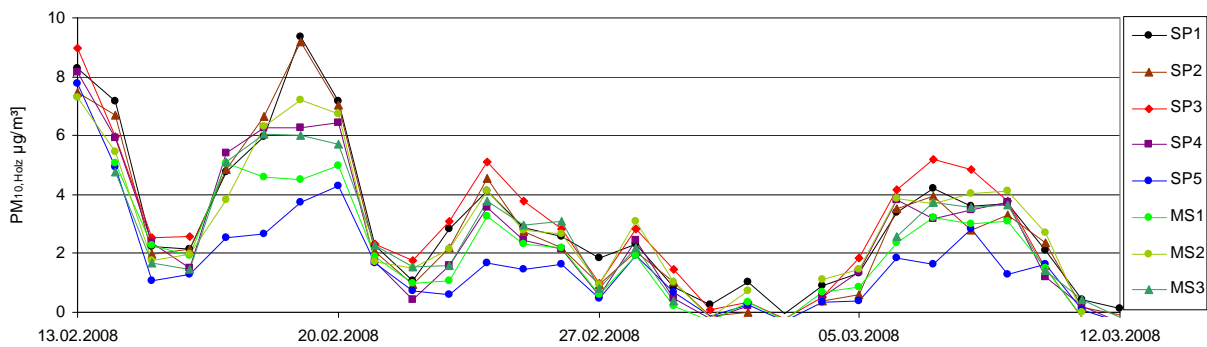


Abbildung A.5-42: Immissionskonzentrationen des aus Primärpartikeln der Holzverbrennung im PM_{10} in der Heizperiode 2007-2008, alle Messstellen
Berechnet aus der Kalium-Konzentration

Tabelle A.5-17: Immissionskonzentrationen von PM₁₀ aus Holzfeuerung, 3h Mittelwerte
14.02.-22.02.2008, SP1. Berechnet aus den Konzentrationen von Levoglucosan

	Konzentration [$\mu\text{g}/\text{m}^3$]			Anteil		
	Mittelwert	Min	Max	Mittelwert	Min	Max
cPM _i	59,6	18,7	162,7			
cPM _{i,Holz}	4,5	0,8	17,4	7,6 %	1,6 %	25,1 %

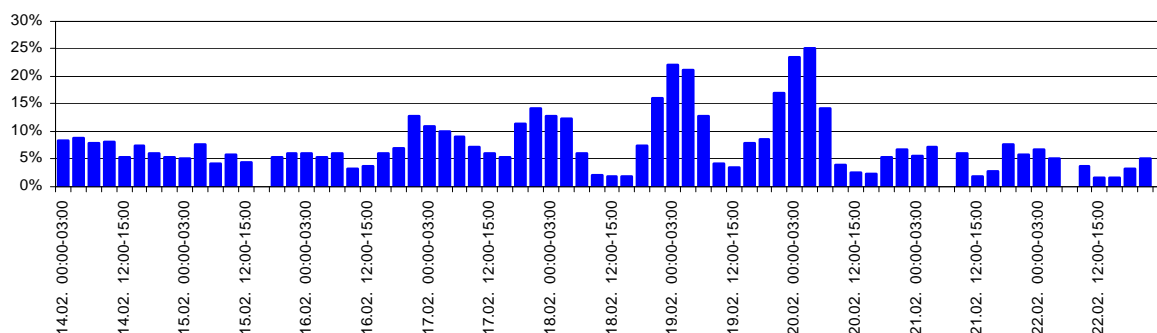


Abbildung A.5-43: Anteil der Primärpartikel aus Holzverbrennung an den PM₁₀-Immissionskonzentrationen am Standort SP1, 3h Mittelwerte

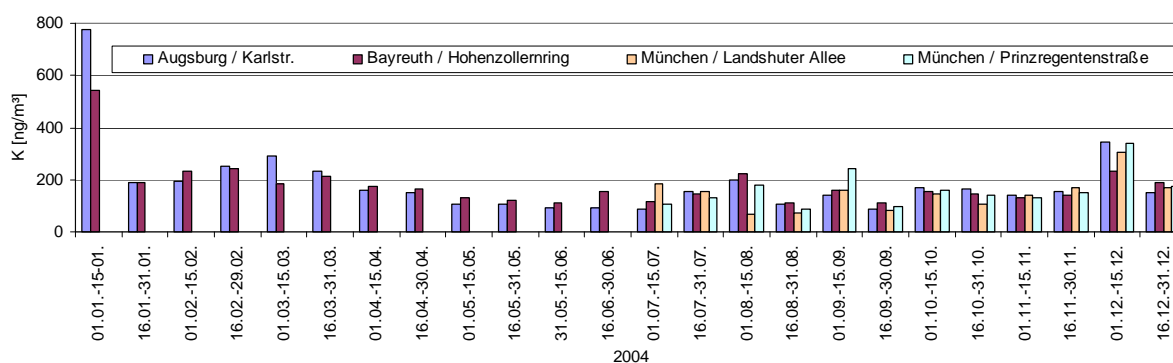


Abbildung A.5-44: Verlauf der Kalium-Konzentration an LÜB Stationen in 2004

A.6 Ergebnisse der Ausbreitungsmodellierung

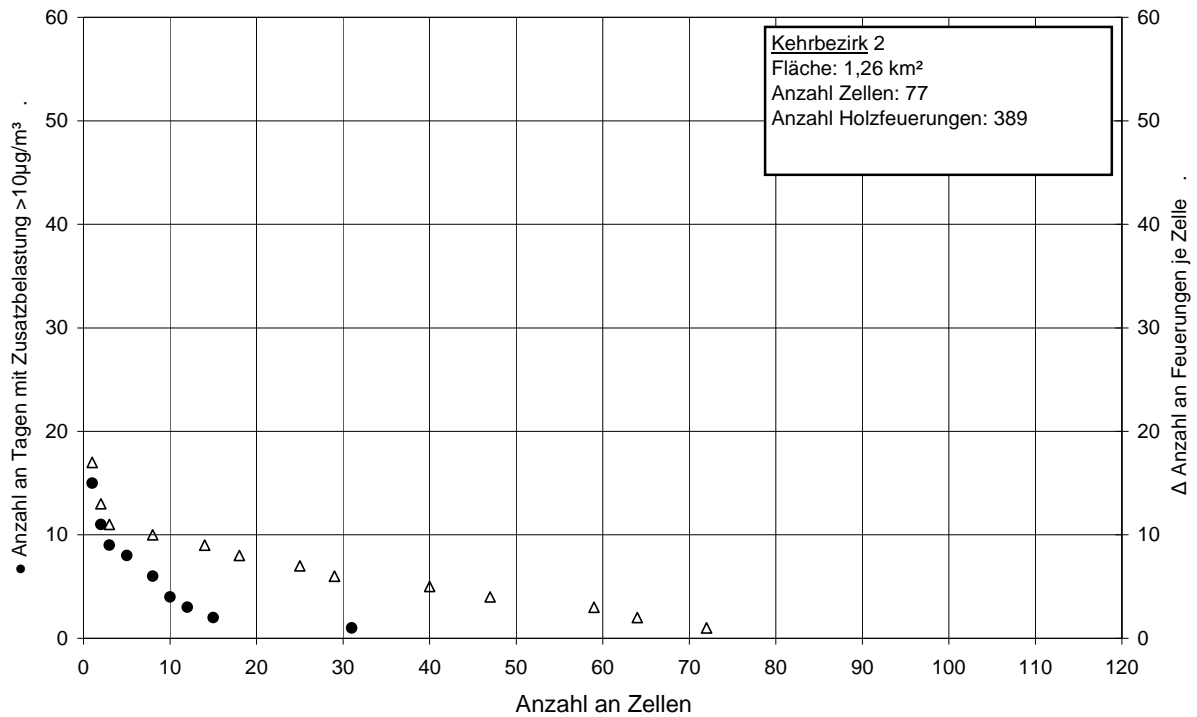


Abbildung A.6-1: Feinstaub-Zusatzbelastung und Feuerungsdichte in Kehrbezirk 2

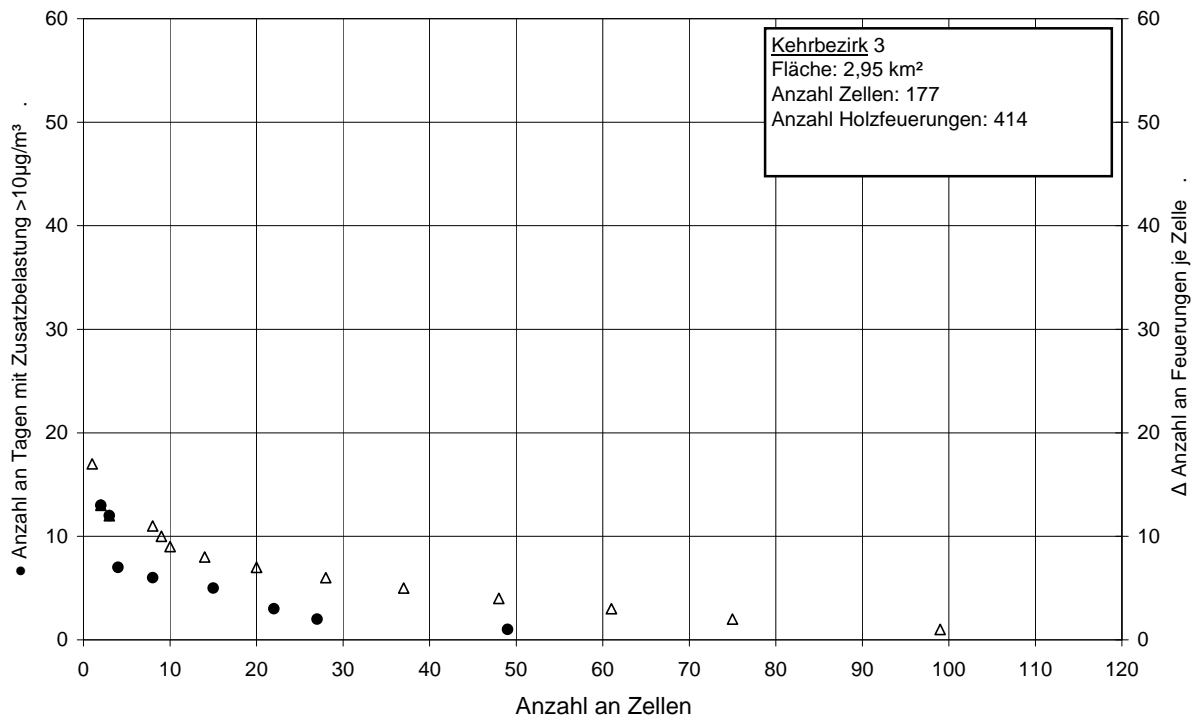


Abbildung A.6-2: Feinstaub-Zusatzbelastung und Feuerungsdichte in Kehrbezirk 3

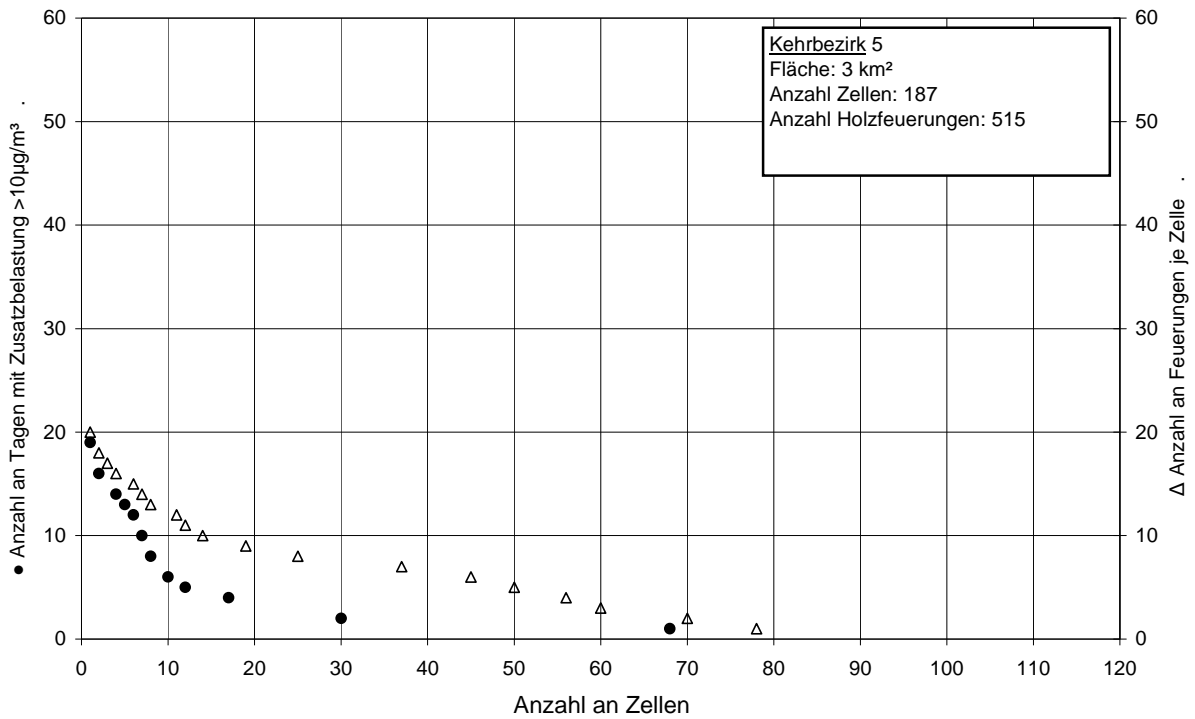


Abbildung A.6-3: Feinstaub-Zusatzbelastung und Feuerungsdichte in Kehrbezirk 5

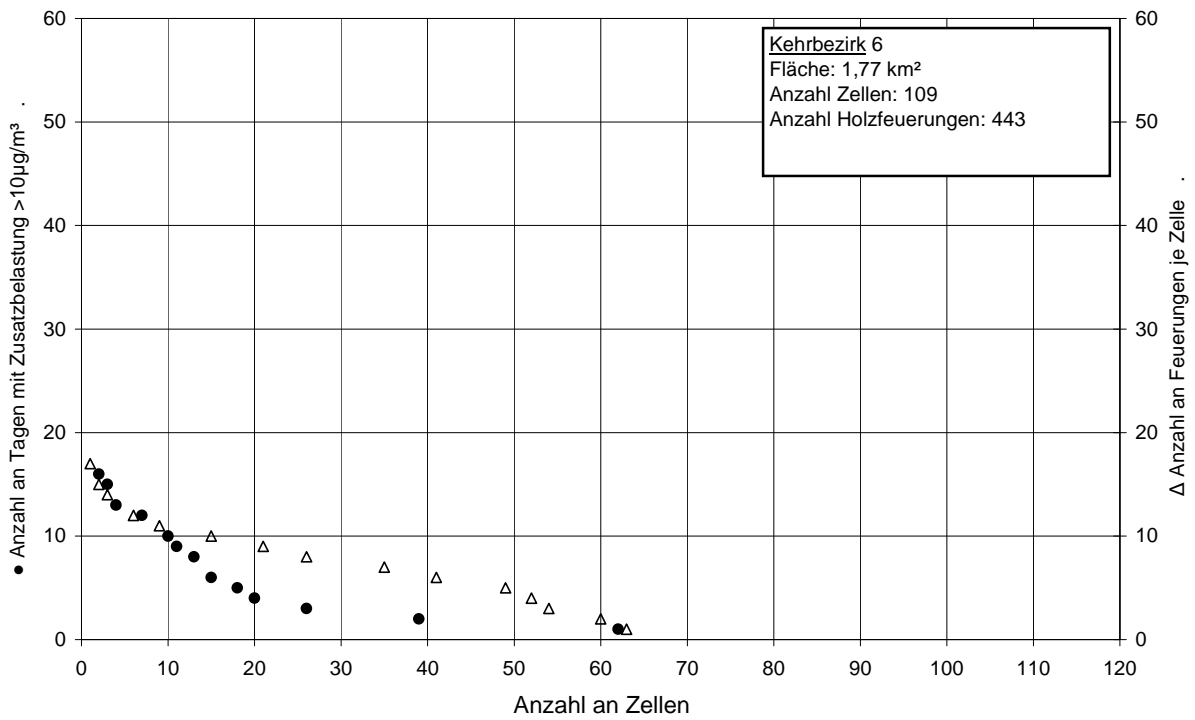


Abbildung A.6-4: Feinstaub-Zusatzbelastung und Feuerungsdichte in Kehrbezirk 6

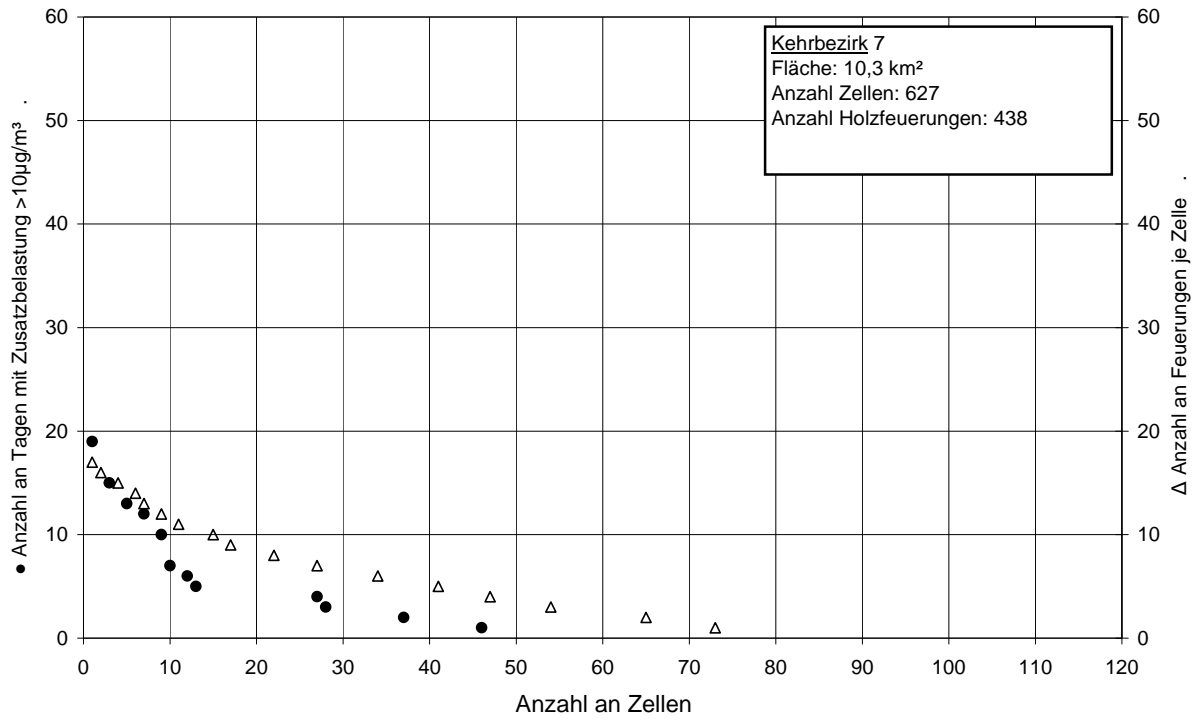


Abbildung A.6-5: Feinstaub-Zusatzbelastung und Feuerungsdichte in Kehrbezirk 7

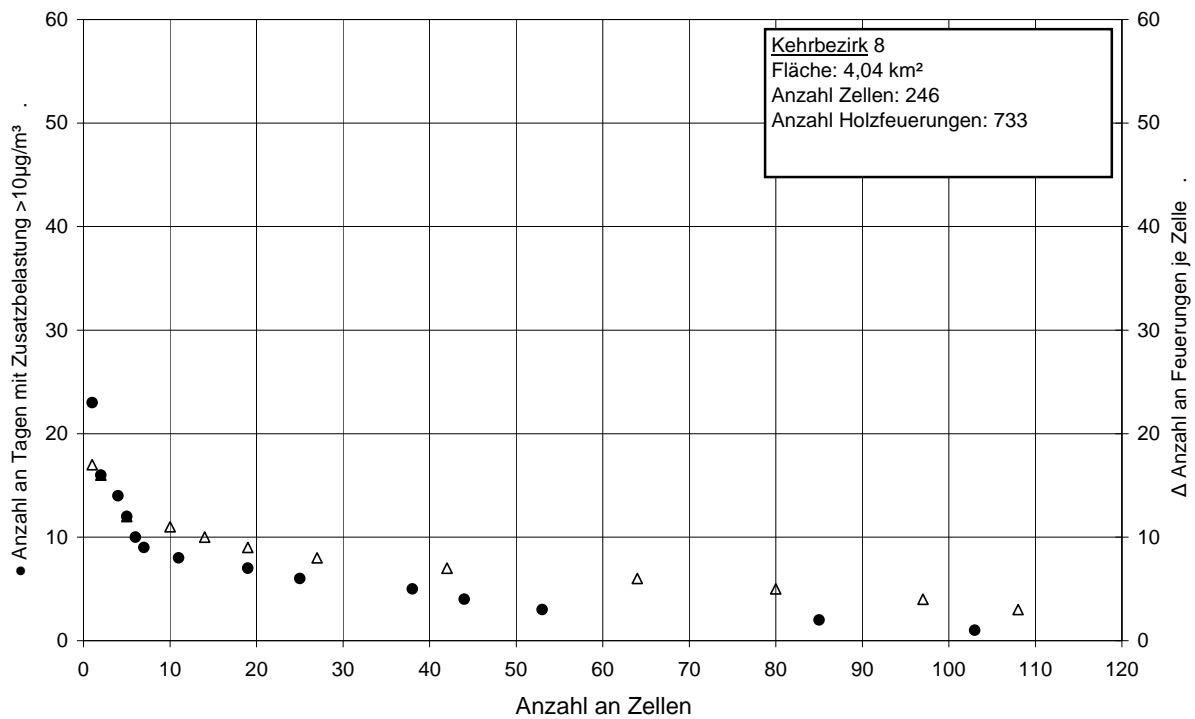


Abbildung A.6-6: Feinstaub-Zusatzbelastung und Feuerungsdichte in Kehrbezirk 8

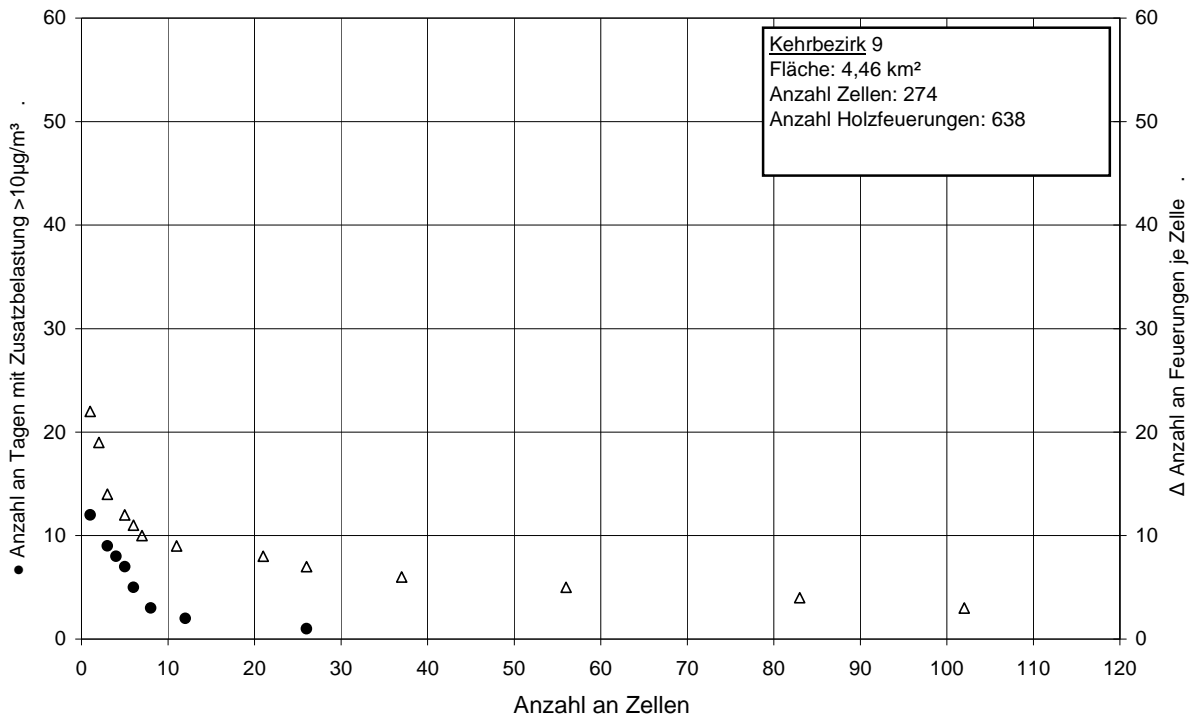


Abbildung A.6-7: Feinstaub-Zusatzbelastung und Feuerungsdichte in Kehrbezirk 9

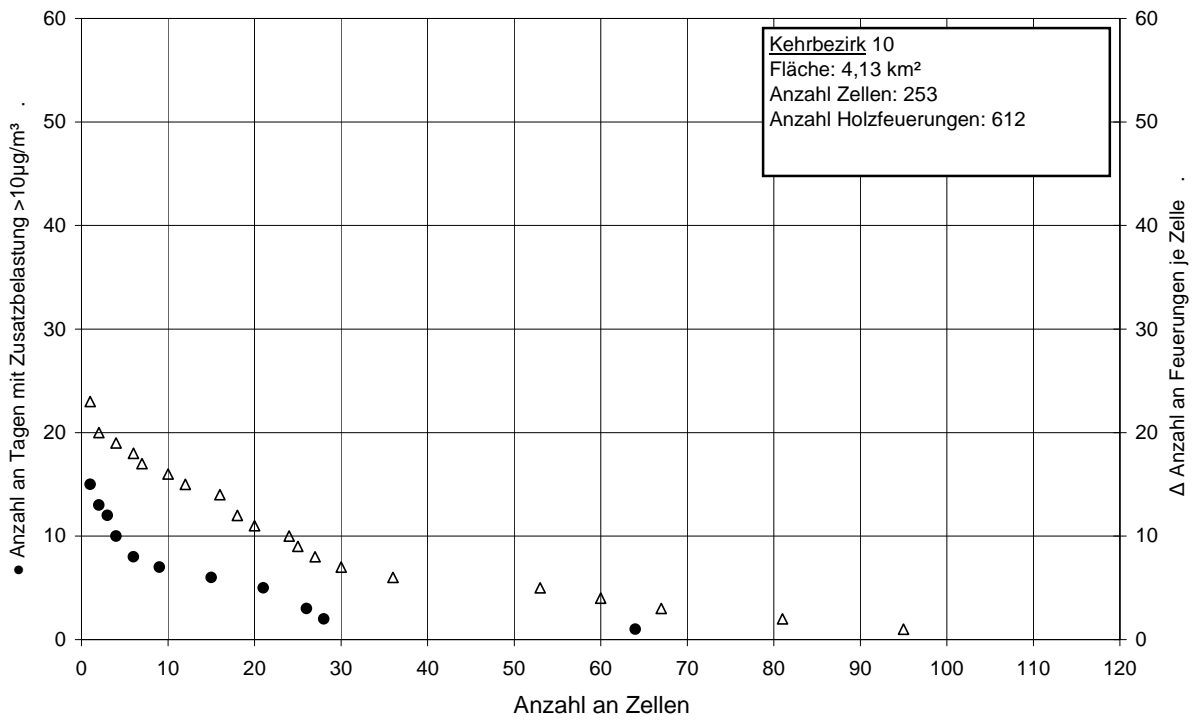


Abbildung A.6-8: Feinstaub-Zusatzbelastung und Feuerungsdichte in Kehrbezirk 10

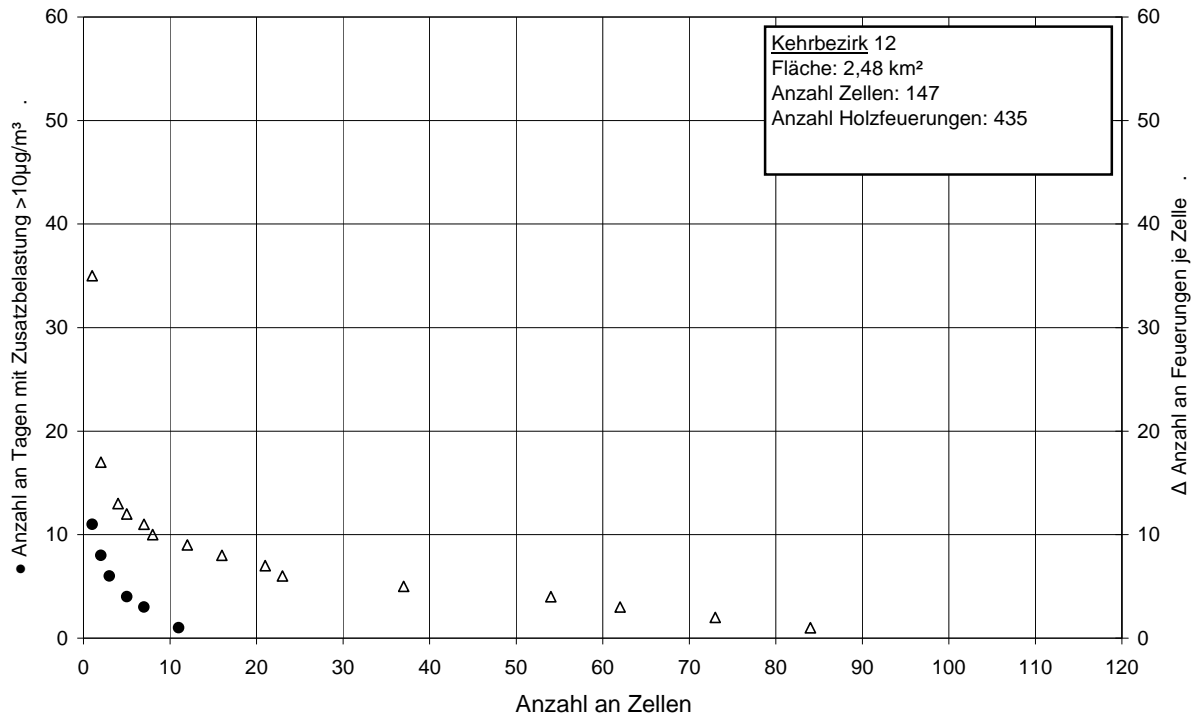


Abbildung A.6-9: Feinstaub-Zusatzbelastung und Feuerungsdichte in Kehrbezirk 12

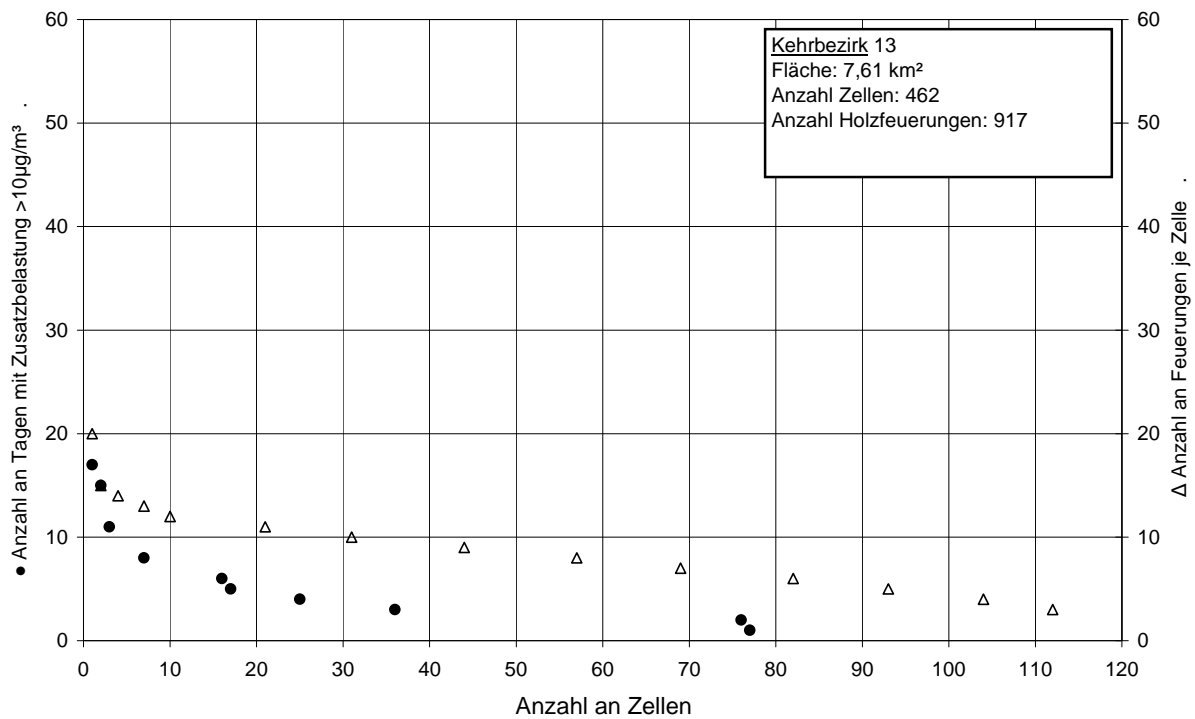


Abbildung A.6-10: Feinstaub-Zusatzbelastung und Feuerungsdichte in Kehrbezirk 13

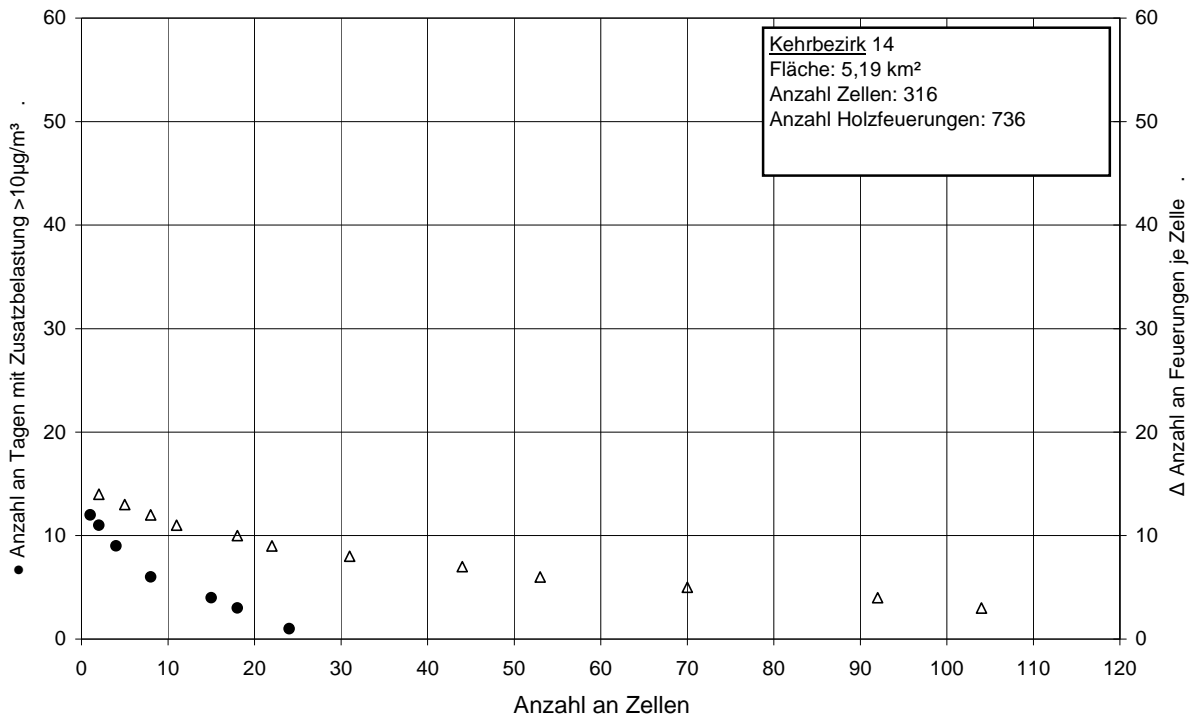


Abbildung A.6-11: Feinstaub-Zusatzbelastung und Feuerungsdichte in Kehrbezirk 14

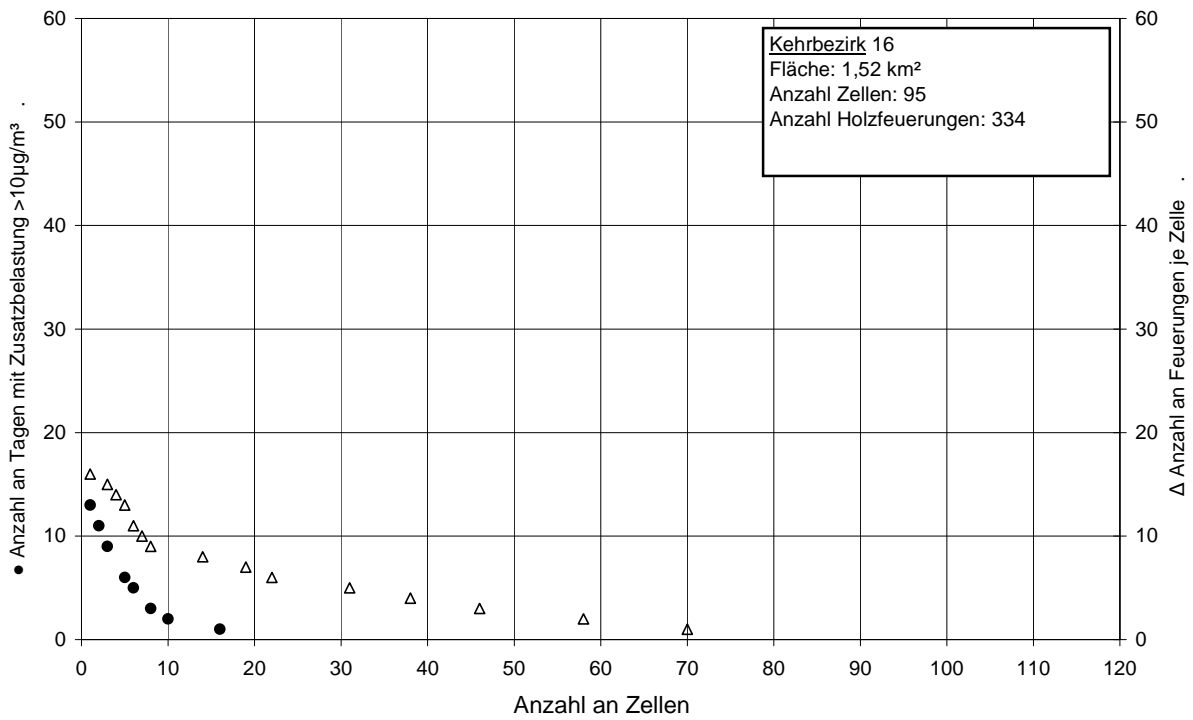


Abbildung A.6-12: Feinstaub-Zusatzbelastung und Feuerungsdichte in Kehrbezirk 16

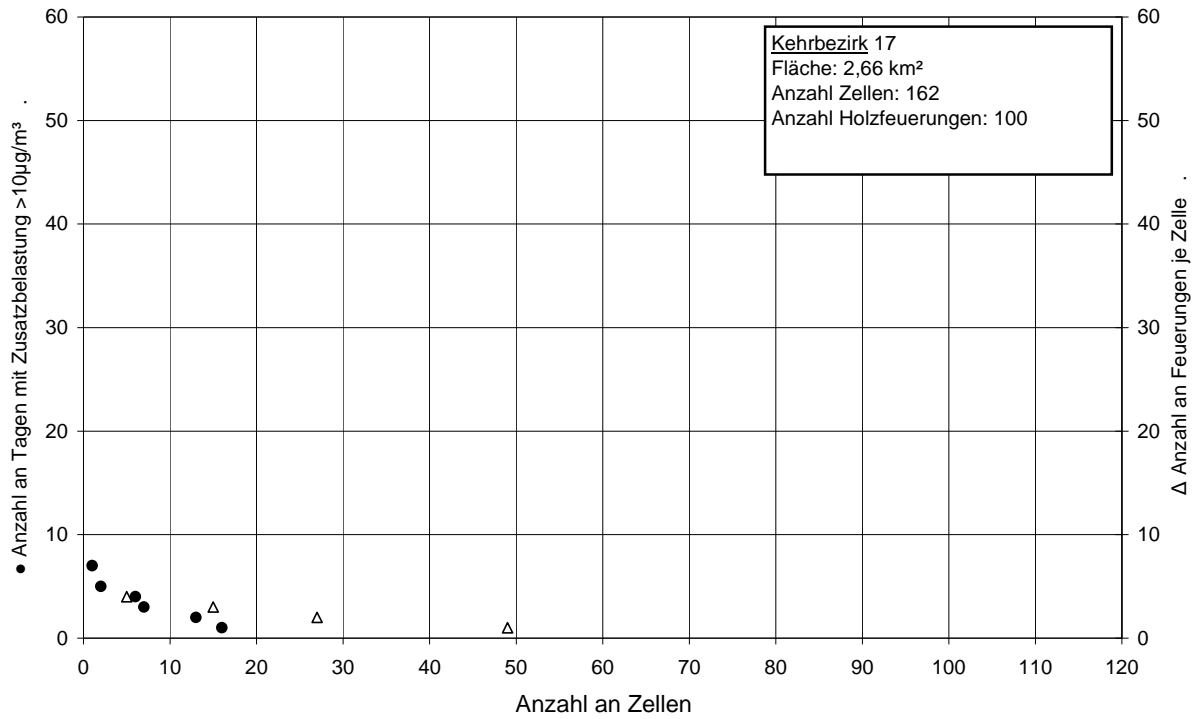


Abbildung A.6-13: Feinstaub-Zusatzbelastung und Feuerungsdichte in Kehrbezirk 17

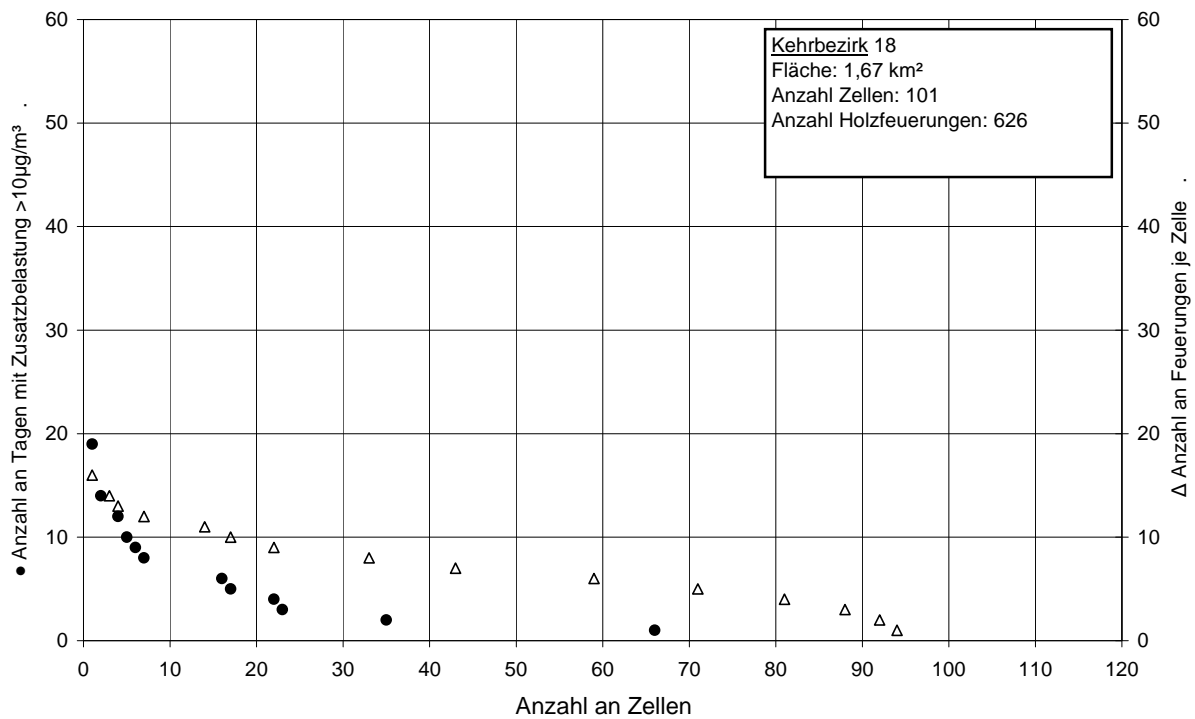


Abbildung A.6-14: Feinstaub-Zusatzbelastung und Feuerungsdichte in Kehrbezirk 18

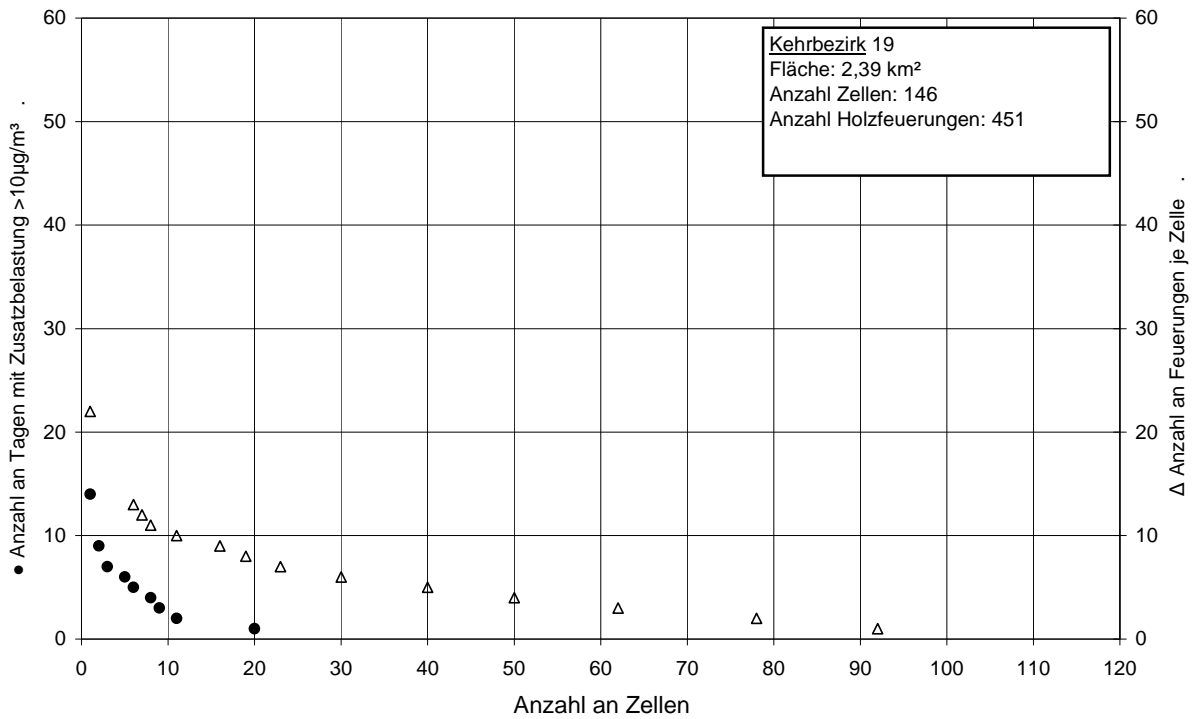


Abbildung A.6-15: Feinstaub-Zusatzbelastung und Feuerungsdichte in Kehrbezirk 19

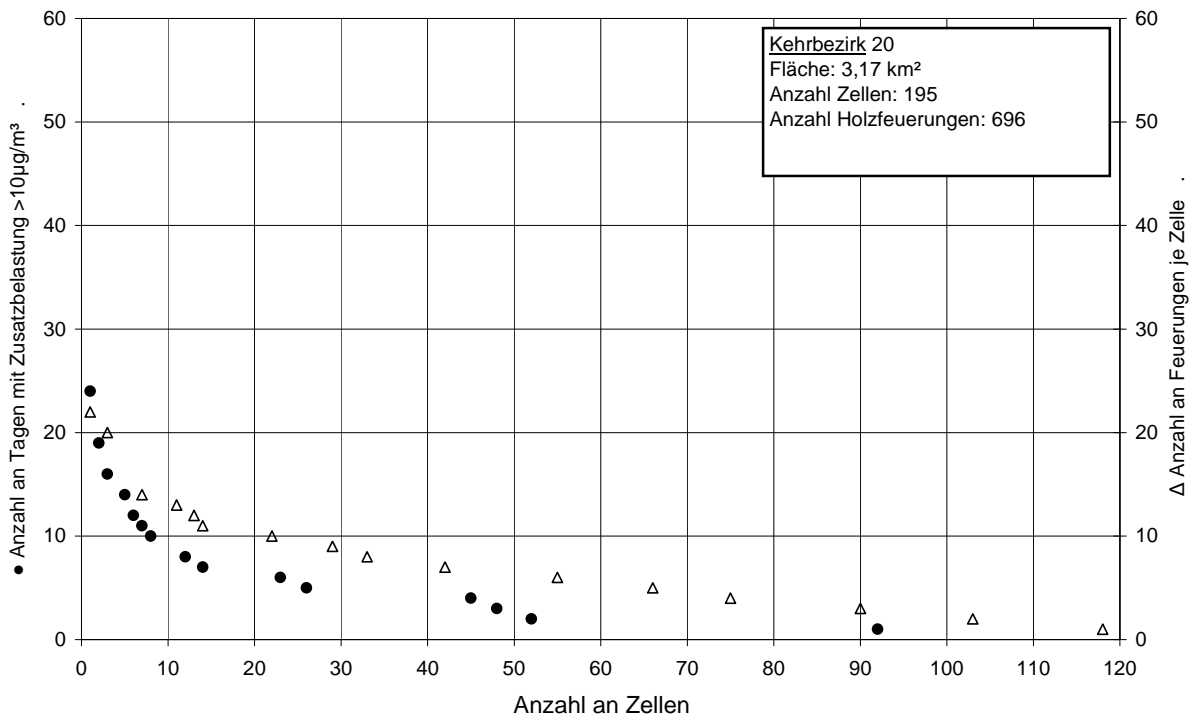


Abbildung A.6-16: Feinstaub-Zusatzbelastung und Feuerungsdichte in Kehrbezirk 20

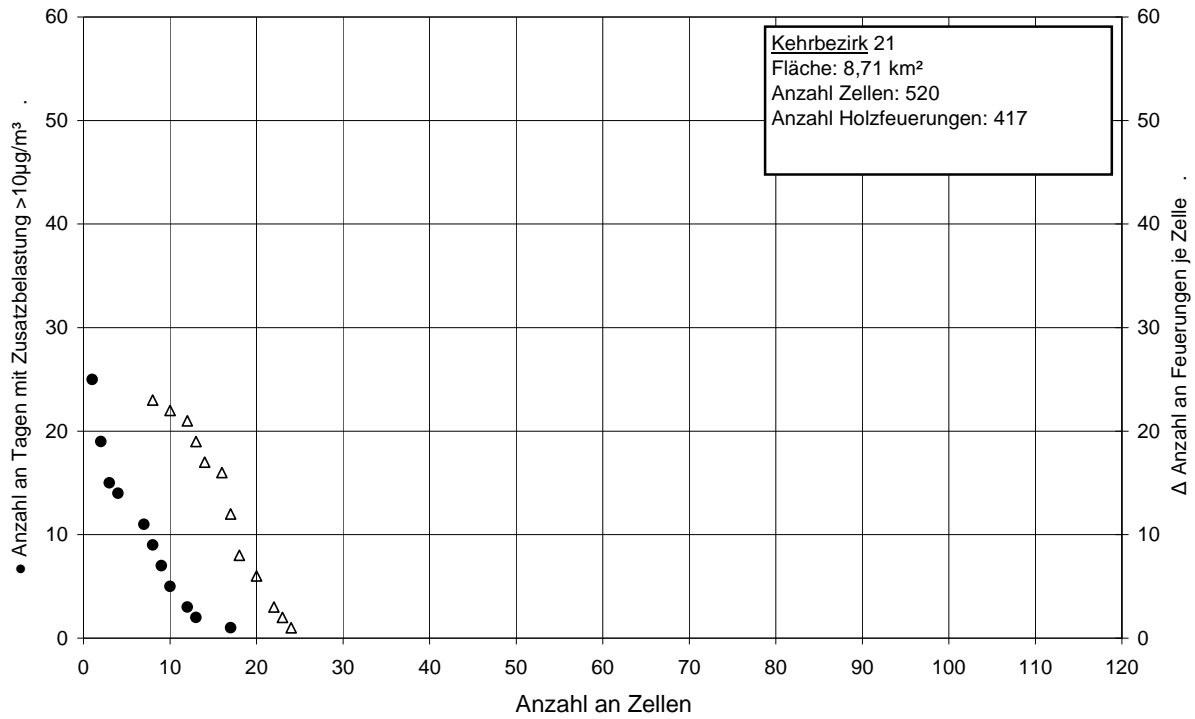


Abbildung A.6-17: Feinstaub-Zusatzbelastung und Feuerungsdichte in Kehrbezirk 21

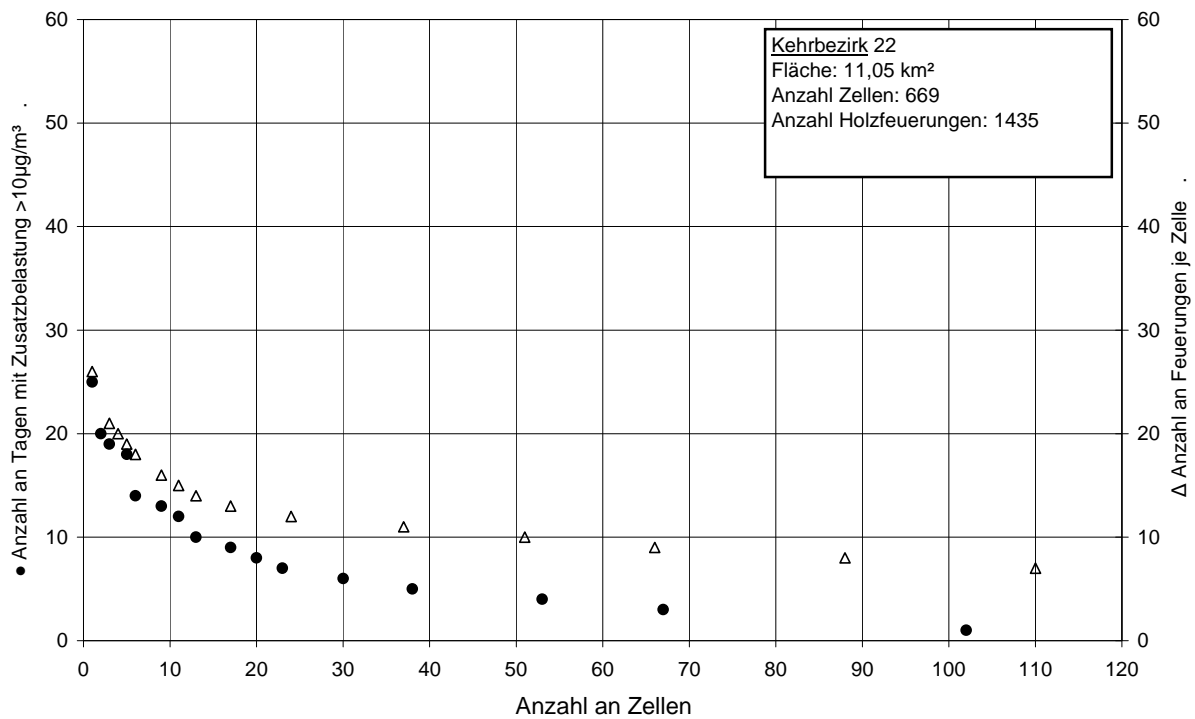


Abbildung A.6-18: Feinstaub-Zusatzbelastung und Feuerungsdichte in Kehrbezirk 22

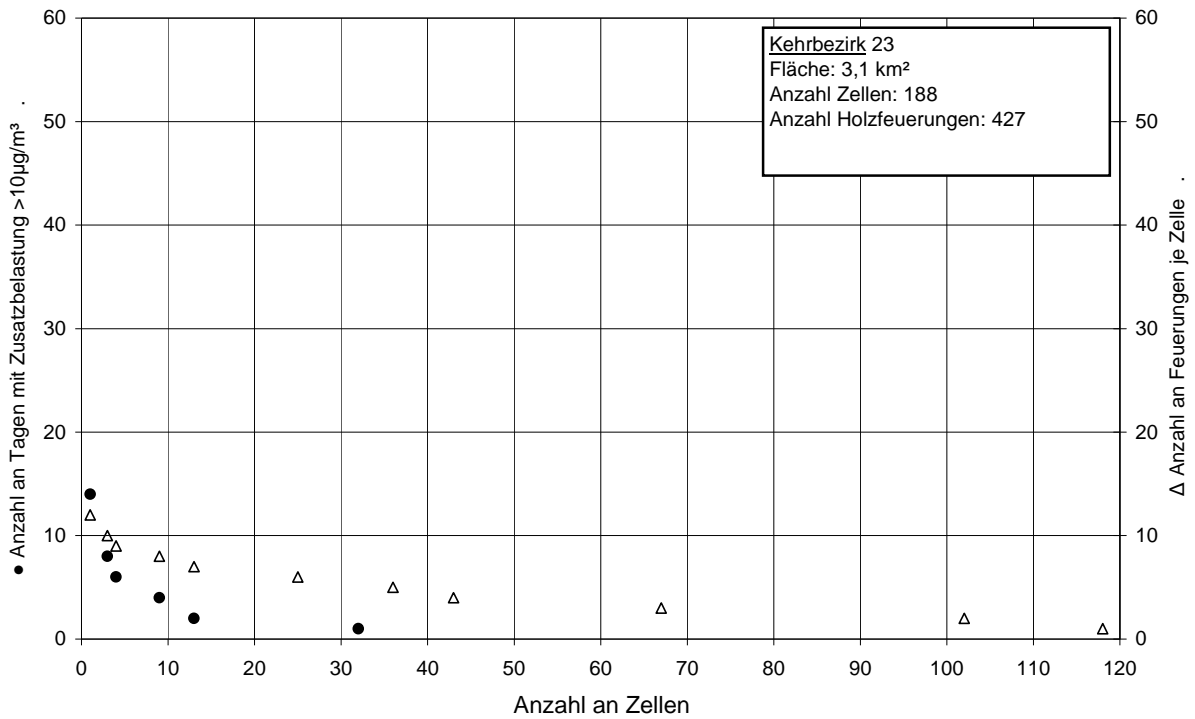


Abbildung A.6-19: Feinstaub-Zusatzbelastung und Feuerungsdichte in Kehrbezirk 23

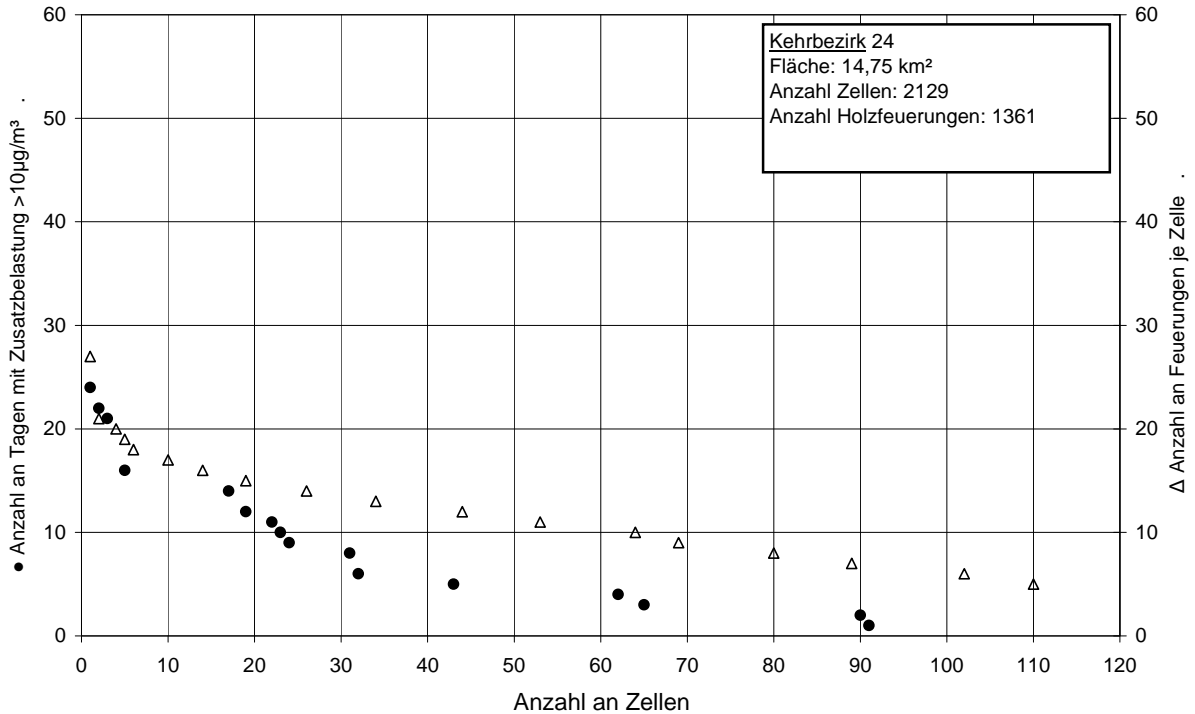


Abbildung A.6-20: Feinstaub-Zusatzbelastung und Feuerungsdichte in Kehrbezirk 24

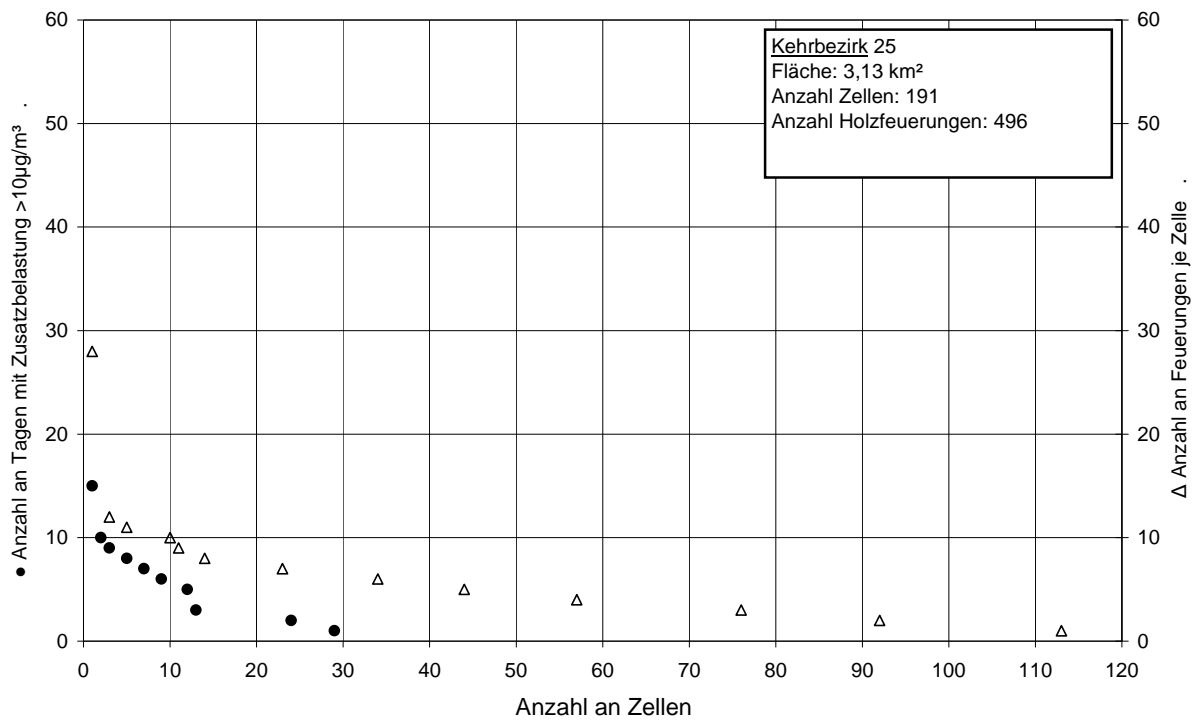


Abbildung A.6-21: Feinstaub-Zusatzbelastung und Feuerungsdichte in Kehrbezirk 25

A.7 Anteil von Zusatzbelastungen an PM₁₀-Immissionskonzentrationen

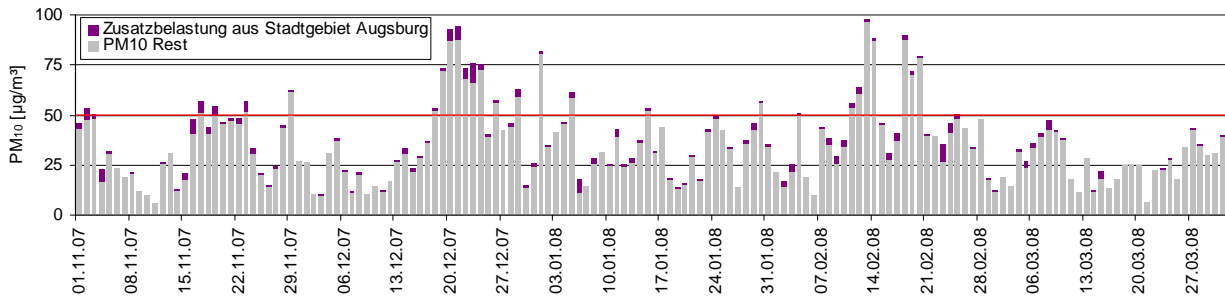


Abbildung A.7-1: Verlauf der PM₁₀-Konzentration und der städtischen PM₁₀-Zusatzbelastung aus Primärpartikeln der Holzverbrennung, Heizperiode 2007-2008, SP1, LÜB-Station Königsplatz

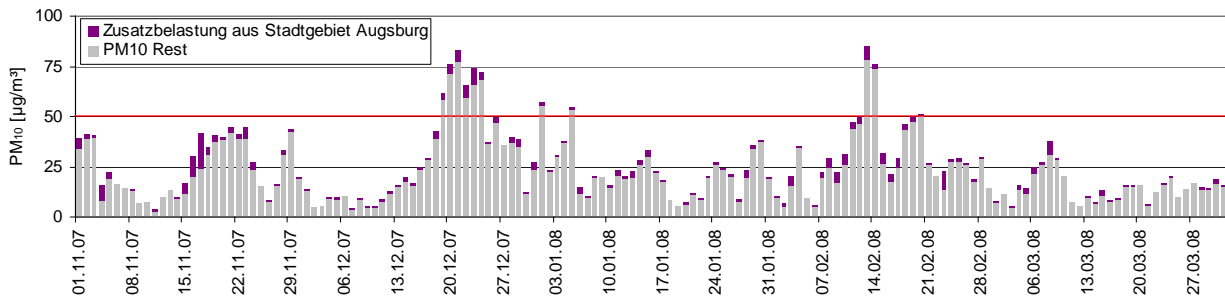


Abbildung A.7-2: Verlauf der PM₁₀-Konzentration und der städtischen PM₁₀-Zusatzbelastung aus Primärpartikeln der Holzverbrennung, Heizperiode 2007-2008, SP2, LÜB-Station Bourges-Platz

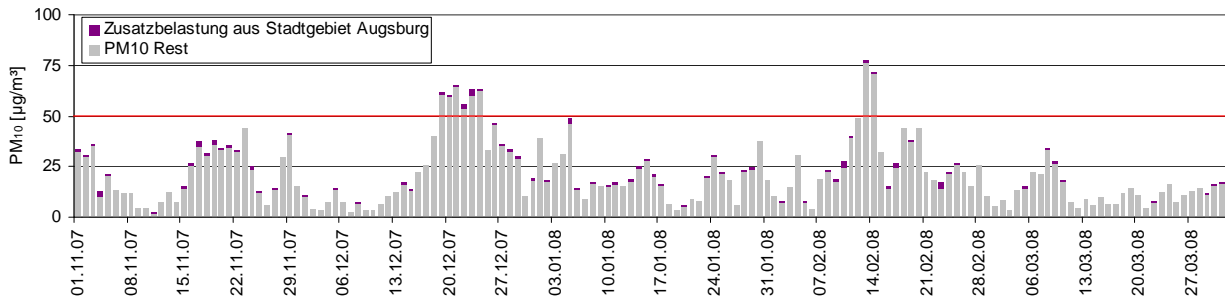


Abbildung A.7-3: Verlauf der PM₁₀-Konzentration und der städtischen PM₁₀-Zusatzbelastung aus Primärpartikeln der Holzverbrennung, Heizperiode 2007-2008, SP4, LÜB-Station LfU

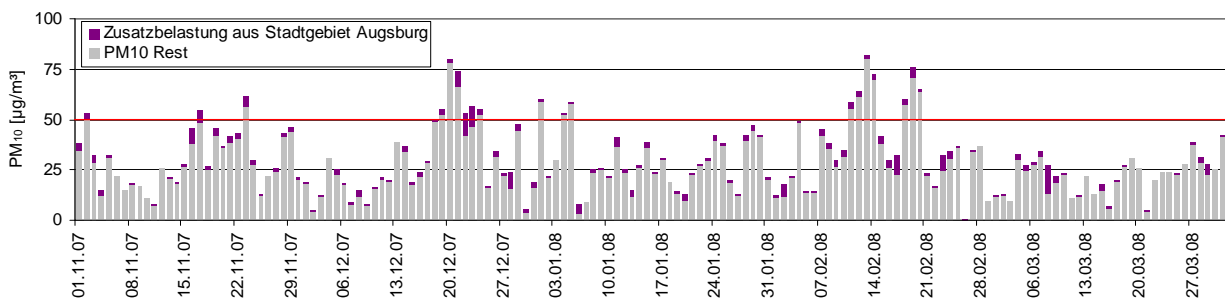


Abbildung A.7-4: Verlauf der PM₁₀-Konzentration und der städtischen PM₁₀-Zusatzbelastung aus Primärpartikeln der Holzverbrennung, Heizperiode 2007-2008, LÜB-Station Karlstraße

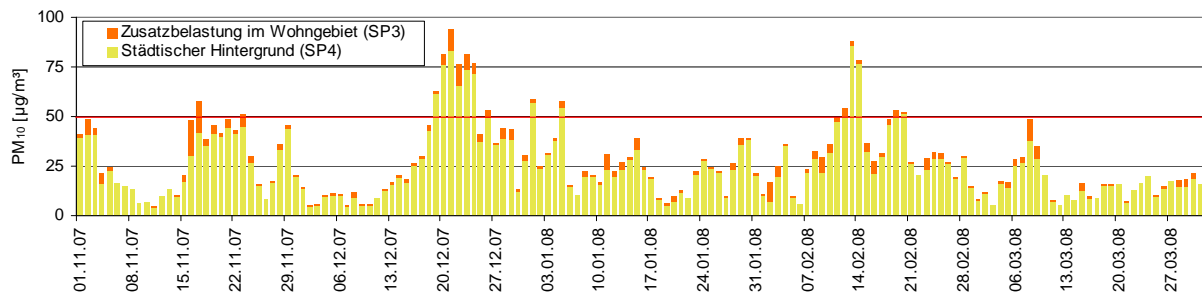


Abbildung A.7-5: Berechneter Verlauf der PM_{10} -Konzentration am Standort SP3
Modelliert aus der städtischen PM_{10} -Hintergrundkonzentration an SP4 und der berechneten städtischen Zusatzbelastung, Heizperiode 2007-2008.

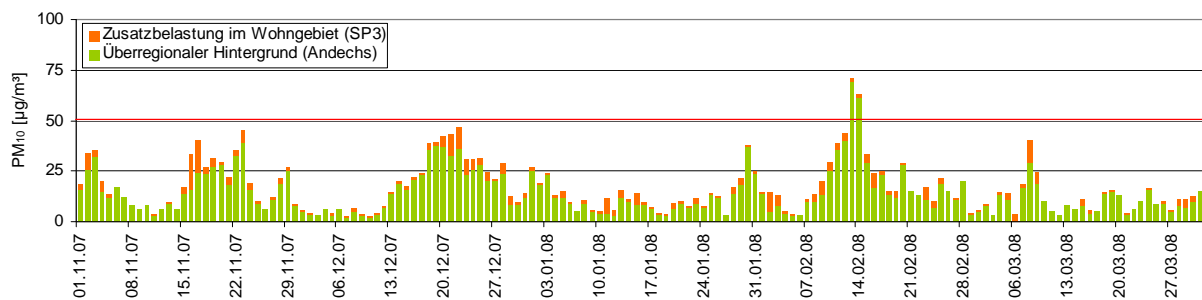


Abbildung A.7-6: Berechneter Verlauf der PM_{10} -Konzentration am Standort SP3
Modelliert aus der überregionalen PM_{10} -Hintergrundkonzentration (Andechs) und der berechneten städtischen Zusatzbelastung, Heizperiode 2007-2008

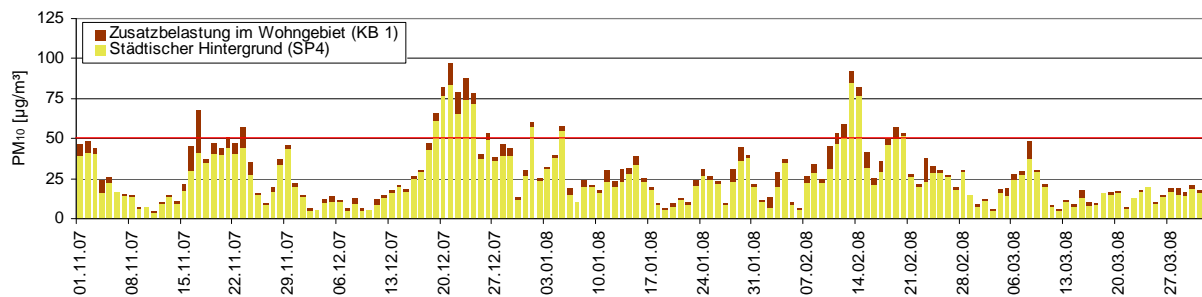


Abbildung A.7-7: Berechneter Verlauf der PM_{10} -Konzentration in der Rechenzelle mit der höchsten städtischen Zusatzbelastung im Heizperioden-Mittelwert.
Modelliert aus der städtischen PM_{10} -Hintergrundkonzentration an SP4 und der berechneten städtischen Zusatzbelastung, Heizperiode 2007-2008

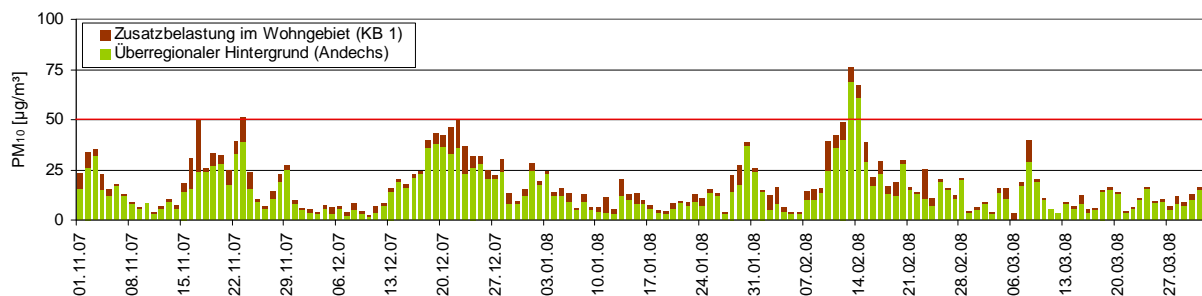


Abbildung A.7-8: Berechneter Verlauf der PM_{10} -Konzentration in den Rechenzellen mit der höchsten städtischen Zusatzbelastung im Heizperioden-Mittelwert
Modelliert aus der überregionalen PM_{10} Hintergrundkonzentration (Andechs) und der berechneten städtischen Zusatzbelastung, Heizperiode 2007-2008

Tabellenverzeichnis

Tabelle 1.2-1:	Ausgewählte Emissionsfaktoren für Gesamtstaub aus Feststoff-Einzelraumfeuerungen in Haushalten in Deutschland (Umweltbundesamt).....	3
Tabelle 1.2-2:	Literaturübersicht: Emissionsfaktoren für Kalium und Levoglucosan aus Holzverbrennung	5
Tabelle 1.2-3:	Literaturübersicht: Mittelwerte von Kalium- und Levoglucosan-Konzentrationen in PM-Immissionen	7
Tabelle 2.1-1:	Anzahl der Schornsteine im Stadtgebiet Augsburg nach Feuerungsanlagentyp	10
Tabelle 2.1-2:	Brennstoff- und Energieverbrauch in Feuerungsanlagen für feste Brennstoffe im Stadtgebiet Augsburg.....	12
Tabelle 2.1-3:	Brennstoff- und Energieverbrauch in Feuerungsanlagen für feste Brennstoffe, entsprechende Staubemissionen im Stadtgebiet Augsburg.....	13
Tabelle 2.2-1:	Ergebnisse der Gesamtstaub-Emissionsmessungen am ZAE Bayern in Garching, jeweils Mittelwerte mehrerer Einzelmessungen.....	17
Tabelle 2.2-2:	Ergebnisse der Staubemissionsmessungen am TFZ in Straubing, jeweils Mittelwerte mehrerer Einzelmessungen	17
Tabelle 2.3-1:	Standorte der Probenahmen, Messparameter und –zeiträume für die Tagesmessungen	24
Tabelle 2.3-2:	Durchgeführte Messungen und Analysen	28
Tabelle 2.3-3:	Auswahl von Messwerten aus der Heizperiode 2006/2007 (21.12.06 – 22.03.07), SP1.....	30
Tabelle 2.3-4:	Auswahl von Messwerten aus der Heizperiode 2007/2008, SP1.....	30
Tabelle 2.3-5:	Auswahl von Messwerten aus der Messkampagne 13.02.-12.03.2008.....	33
Tabelle 2.3-6:	Immissionskonzentrationen 13.02.2008 18:00 – 22.02.2008 24:00, 3h Mittelwerte, SP1	36
Tabelle 2.4-1:	Korrelationen der Tracer für Holzverbrennung zueinander	39
Tabelle 2.4-2:	Korrelationen von Kalium mit anderen PM Bestandteilen, Gasen und meteorologischen Parametern, Alle Standorte	40
Tabelle 2.4-3:	Immissionskonzentrationen von PM ₁₀ aus Holzfeuerung, 13.02.-12.03.2008	46
Tabelle 2.5-1:	Kurzübersicht über die verschiedenen Rechenfälle	64
Tabelle 2.6-1:	PM ₁₀ -Konzentrationen und Überschreitungen des Grenzwerts sowie Einfluss der städtisch bedingten Zusatzbelastung an den LÜB-Stationen in Augsburg.....	82

Tabelle 2.6-2:	PM ₁₀ -Konzentrationen und Überschreitungen des Grenzwerts sowie Einfluss der städtisch bedingten Zusatzbelastung in Wohngebieten in Augsburg.....	83
Tabelle A.1-1:	Übersicht über die Messgrößen des Abgasanalysegerätes Visit 02.....	A-1
Tabelle A.1-2:	Messkomponenten LÜB Messnetz und Luftmessfahrzeuge.....	A-6
Tabelle A.1-3:	Für die Analyse organischer Substanzen verwendete Interne Standards.....	A-7
Tabelle A.2-1:	Anzahl der Feuerungsanlagen in den Kehrbezirken der Stadt Augsburg.....	A-8
Tabelle A.3-1:	Charakterisierung der verwendeten Brennstoffe.....	A-10
Tabelle A.3-2:	Übersicht über die Messergebnisse der Emissionsmessungen.....	A-11
Tabelle A.4-1:	Temperaturen und Windgeschwindigkeiten in den Messzeiträumen	A-20
Tabelle A.5-1:	Immissionskonzentrationen Heizperiode 2006/2007, SP1	A-27
Tabelle A.5-2:	Immissionskonzentrationen Heizperiode 2007/2008, SP1	A-30
Tabelle A.5-3:	Immissionskonzentrationen Messkampagne 13.02.-12.03.2008, SP1	A-32
Tabelle A.5-4:	Immissionskonzentrationen Messkampagne 13.02.-12.03.2008, SP2.....	A-34
Tabelle A.5-5:	Immissionskonzentrationen Messkampagne 13.02.-12.03.2008, SP3.....	A-36
Tabelle A.5-6:	Immissionskonzentrationen Messkampagne 13.02.-12.03.2008, SP4.....	A-38
Tabelle A.5-7:	Immissionskonzentrationen Messkampagne 13.02.-12.03.2008, SP5.....	A-40
Tabelle A.5-8:	Immissionskonzentrationen Messkampagne 14.02.-12.03.2008, MS1.....	A-42
Tabelle A.5-9 :	Immissionskonzentrationen Messkampagne 13.02.-12.03.2008, MS2.....	A-44
Tabelle A.5-10 :	Immissionskonzentrationen Messkampagne 14.02.-12.03.2008, MS3.....	A-46
Tabelle A.5-11:	Immissionskonzentrationen 13.02.2008 18:00 – 22.02.2008 24:00. 3h Mittelwerte, SP1	A-52
Tabelle A.5-12:	Korrelationen der quantifizierten Tracer aus der Holzverbrennung, Alle Standorte	A-55
Tabelle A.5-13:	Korrelationen von Levoglucosan mit anderen PM Bestandteilen, Gasen und meteorologischen Parametern, alle Standorte	A-58
Tabelle A.5-14:	Korrelationen von Kalium und Levoglucosan mit PM ₁₀ , EC und NO _x	A-59
Tabelle A.5-15:	Einfluss unterschiedlicher Werte für die nicht aus der Holzverbrennung stammende Kalium Grundbelastung ($c_{K,G}$) auf die aus der Kalium-Konzentration errechneten PM ₁₀ -Immissionskonzentration aus Primärpartikeln der Holzverbrennung ($c_{PM,Holz}$).....	A-60
Tabelle A.5-16:	Immissionskonzentrationen von PM ₁₀ aus Holzfeuerung.....	A-61
Tabelle A.5-17:	Immissionskonzentrationen von PM ₁₀ aus Holzfeuerung, 3h Mittelwerte.....	A-63

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1.2-1:	Entwicklung der Feinstaubemissionen (PM ₁₀) aus Kleinf Feuerungsanlagen (UBA 2006)	2
Abbildung 1.2-2:	Pyrolytische Bildung von Levoglucosan aus Cellulose und Hemicellulose	4
Abbildung 2.1-1:	Anteil der Schornsteine für verschiedene Feuerungsanlagentypen je Kehrbezirk in Augsburg. Die Fläche der Tortendiagramme ist proportional zur Gesamtanzahl an Schornsteinen im jeweiligen Kehrbezirk.....	11
Abbildung 2.2-1	Emissionsmessung am ZAE Bayern in Garching	15
Abbildung 2.2-2:	Schema des Versuchsaufbaus am ZAE Bayern	15
Abbildung 2.2-3:	Emissionsmessung am Prüfstand des TFZ mit Verdünnungstunnel.....	16
Abbildung 2.2-4:	Analyseergebnisse (Gesamtstaub, Kalium) der Staubproben des Pelletofens.....	19
Abbildung 2.2-5:	Analyseergebnisse (Gesamtstaub, Kalium) der Staubproben des „Baumarkt“-Kaminofens	20
Abbildung 2.2-6:	Analyseergebnisse (Gesamtstaub, Kalium) der Staubproben des „gehobenen“ Kaminofens	20
Abbildung 2.2-7:	Analyseergebnisse (Gesamtstaub, Kalium) der Staubproben des „gehobenen“ Kaminofens aus den Messungen am TFZ im Rohgas (heiß) bzw. im verdünnten Abgas (kalt)	21
Abbildung 2.2-8:	Korrelation zwischen Kalium- und Gesamtstaubkonzentration (n = 64).....	22
Abbildung 2.2-9:	Gemessene Konzentrationen an Levoglucosan in den Emissionsproben aus der Holzverbrennung.....	22
Abbildung 2.3-1:	Lage der Probenahmestandorte in Augsburg	25
Abbildung 2.3-2:	Windrosen für den Messzeitraum 14.11.2007 bis 31.03.2008.....	27
Abbildung 2.3-3:	Verlauf der PM ₁₀ -Konzentration in der Heizperiode 2006/2007, SP1.....	29
Abbildung 2.3-4:	Verlauf der Kalium-Konzentration in der Heizperiode 2006/2007, SP1	29
Abbildung 2.3-5:	Verlauf der PM ₁₀ -Konzentration in der Heizperiode 2007/2008, SP1.....	31
Abbildung 2.3-6:	Verlauf der Kalium-Konzentration in der Heizperiode 2007/2008, SP1	31
Abbildung 2.3-7:	Verlauf der Levoglucosan-Konzentration in der Heizperiode 2007/2008, SP1	31
Abbildung 2.3-8:	Verlauf der PM ₁₀ -Konzentrationen in der Messkampagne 13.02.-12.03.2008	34
Abbildung 2.3-9:	Verlauf der Kalium-Konzentrationen in der Messkampagne 13.02.-12.03.2008	34
Abbildung 2.3-10:	Verlauf der Levoglucosan-Konzentrationen in der Messkampagne 13.2.-12.03.2008	34

Abbildung 2.3-11:	PM ₁₀ -Konzentration in der Messkampagne 13.02.-22.02.2008, 3h Mittelwerte, SP1	36
Abbildung 2.3-12:	Levoglucosan-Konzentration in der Messkampagne 13.02.-22.02.2008, 3h Mittelwerte, SP1	36
Abbildung 2.3-13:	Benz[a]pyren-Konzentration in der Messkampagne 13.02.-22.02.2008, 3h Mittelwerte, SP1	36
Abbildung 2.4-1:	Korrelation von Kalium und Levoglucosan.....	40
Abbildung 2.4-2:	Vergleich der Korrelationen der Konzentrationen von PM ₁₀ und Levoglucosan	41
Abbildung 2.4-3:	Vergleich der Korrelationen der Konzentrationen von EC und Kalium.....	41
Abbildung 2.4-4:	Korrelation der Konzentrationen von NO _x und Levoglucosan	42
Abbildung 2.4-5:	Konzentration der Primärpartikel aus der Holzverbrennung in PM ₁₀ -Immissionen, Heizperiode 2006-2007, SP1	43
Abbildung 2.4-6:	Konzentration der Primärpartikel aus der Holzverbrennung in PM ₁₀ -Immissionen, Heizperiode 2007-2008, SP1	44
Abbildung 2.4-7:	Anteil von Primärpartikeln aus der Holzverbrennung an PM ₁₀ -Immissionen in Abhängigkeit von der PM ₁₀ -Immissionskonzentration, Standort SP1	44
Abbildung 2.4-8:	Vergleich der PM ₁₀ -Immissionskonzentrationen aus Primärpartikeln der Holzverbrennung berechnet aus der Kalium, der Levoglucosan und der Dehydroabietinsäure-Konzentration, Heizperiode 2007-2008, SP1	45
Abbildung 2.4-9:	Immissionskonzentrationen an Primärpartikeln der Holzverbrennung im PM ₁₀ in der Heizperiode 2007-2008, alle Messstellen	46
Abbildung 2.4-10:	Differenz der Immissionskonzentration von Primärpartikeln aus Holzverbrennung im Stadtgebiet abzüglich den Konzentrationen an der Hintergrundstation in 100 m Höhe (SP5)	47
Abbildung 2.4-11:	Differenz der Immissionskonzentration von Primärpartikeln aus Holzverbrennung an den Stationen nahe der Stadt abzüglich den Konzentrationen an der Hintergrundstation in 100 m Höhe (SP5).....	48
Abbildung 2.4-12:	Immissionskonzentration von Primärpartikeln aus Holzverbrennung im PM ₁₀ am Standort SP1 und Differenzen zu den Konzentrationen an den Hintergrundstationen	48
Abbildung 2.4-13:	Immissionskonzentration von Primärpartikeln aus Holzverbrennung im PM ₁₀ am Standort SP3 und Differenzen zu den Konzentrationen im übrigen Stadtgebiet	48
Abbildung 2.4-14:	Verlauf der PM ₁₀ -Konzentration aus Primärpartikeln der Holzverbrennung in der Messkampagne 13.02.-22.02.2008, 3h Mittelwerte, SP1	49
Abbildung 2.4-15:	Verlauf der PM ₁₀ -Konzentration an LÜB Stationen in 2004.....	50

Abbildung 2.4-16:	Verlauf der Konzentration von Primärpartikeln aus Holzverbrennung an LÜB Stationen in 2004.....	50
Abbildung 2.5-1:	Rechengebiete Augsburg gesamt und Teilrechengebiete Wohngebiet und Königsplatz; rot: Stadtgrenze, schwarz: Kehrbezirksgrenzen schwarze Rechtecke: Teilrechengebiete	53
Abbildung 2.5-2:	Grundrisse der Gebäude in Vektordarstellung (schwarz) und gerastert (grün) mit den Emissionsquellen des statistischen Emissionsquellenmodells (blau)	54
Abbildung 2.5-3:	Emissionszeitreihe für Nutzertyp „Wochenend-Zusatzheizung“	56
Abbildung 2.5-4:	Emissionszeitreihe für Nutzertyp „Abend-Zusatzheizung“	56
Abbildung 2.5-5:	Emissionszeitreihe für Nutzertyp „Vollzeitheizung“	57
Abbildung 2.5-6:	Mittlere Gesamtemissionszeitreihe für PM ₁₀ -Feinstaub aus allen Einzelraumfeuerungsanlagen für feste Brennstoffe im Kehrbezirk 20; ein Tag (Samstag, 08.12.2007)	58
Abbildung 2.5-7:	Mittlere Gesamtemissionszeitreihe für PM ₁₀ -Feinstaub aus allen Einzelraumfeuerungsanlagen für feste Brennstoffe im Kehrbezirk 20; eine Woche (08.-15.12.2007).....	58
Abbildung 2.5-8:	Mittlere Gesamtemissionszeitreihe für PM ₁₀ -Feinstaub aus allen Einzelraumfeuerungsanlagen für feste Brennstoffe im Kehrbezirk 20; Dezember 2007	59
Abbildung 2.5-9:	Darstellung eines Wohngebäudes im Vektorformat laut Flächennutzungsplan (rotes Gerüst), die für das Ausbreitungsmodell gerasterte Gebäudeinterpretation (blau) mit Volumen-Emissionsquelle (grün)	59
Abbildung 2.5-10:	Emissionsdichte des statistischen Quellenmodells für das gesamte Stadtgebiet Augsburg.....	61
Abbildung 2.5-11:	Vergleich der berechneten PM ₁₀ -Zusatzbelastungen durch innerstädtische Holzfeuerungen am Königsplatz (SP1).....	65
Abbildung 2.5-12:	Vergleich der berechneten PM ₁₀ -Zusatzbelastungen im Wohngebiet (SP3)	65
Abbildung 2.5-13:	Vergleich der berechneten PM ₁₀ -Zusatzbelastungen am LfU (SP4).....	65
Abbildung 2.5-14:	Vergleich der Ergebnisse der Berechnungen mit realen und statistischen Quellen am Beurteilungspunkt Königsplatz (SP1).....	66
Abbildung 2.5-15:	Vergleich der Ergebnisse der Berechnungen mit realen und statistischen Quellen am Beurteilungspunkt „Wohngebiet“ (SP3)	67
Abbildung 2.5-16:	Berechnete Zusatzbelastung durch innerstädtische Holzfeuerungen und aus Tracermessungen hochgerechnete Gesamtzusatzbelastung durch Emissionen aus Holzfeuerungen am Beurteilungspunkt „Wohngebiet“ (SP3) während der Intensivkampagne	68

Abbildung 2.5-17:	Berechnete und aus Tracermessungen hochgerechnete lokale Zusatzbelastung durch Holzfeuerungen am Beurteilungspunkt „Wohngebiet“ (SP3) ohne städtischen Hintergrund während der Intensivkampagne	69
Abbildung 2.5-18:	Berechnete Zusatzbelastung und aus Tracermessungen hochgerechnete Gesamtbelastung durch Emissionen aus Holzfeuerungen am LfU (SP4) sowie gemessene PM ₁₀ -Gesamtbelastung während der Intensivkampagne	69
Abbildung 2.5-19:	Berechnete Zusatzbelastung und aus Tracermessungen hochgerechnete Gesamtbelastung durch Emissionen aus Holzfeuerungen am Königsplatz (SP1) sowie gemessene PM ₁₀ -Gesamtbelastung im November und Dezember 2007	70
Abbildung 2.5-20:	Berechnete Zusatzbelastung und aus Tracermessungen hochgerechnete Gesamtbelastung durch Emissionen aus Holzfeuerungen am Königsplatz (SP1) sowie gemessene PM ₁₀ -Gesamtbelastung im Februar und März 2008	71
Abbildung 2.5-21:	Mittlere berechnete Zusatzbelastung durch Emissionen aus Holzfeuerungen im Stadtgebiet Augsburg während der Heizperiode 2007 / 2008 (15.10.2007 – 31.03.2008) auf Basis der Emissionsdichteverteilung aus Abbildung 2.5-10	72
Abbildung 2.5-22:	Feinstaub-Zusatzbelastung und Feuerungsdichte in Kehrbezirk 1 mit Lesebeispiel.....	73
Abbildung 2.5-23:	Feinstaub-Zusatzbelastung und Feuerungsdichte in Kehrbezirk 4	74
Abbildung 2.5-24:	Feinstaub-Zusatzbelastung und Feuerungsdichte in Kehrbezirk 26	76
Abbildung 2.5-25:	geordnete Häufigkeitsverteilung des Heizperiodenmittelwertes der berechneten PM ₁₀ -Zusatzbelastung durch Holzfeuerungen im Stadtgebiet in jeder Rechenzelle	77
Abbildung 2.5-26:	Feinstaub-Zusatzbelastung und Feuerungsdichte in Kehrbezirk 26 fiktiv	78
Abbildung 2.6-1:	Verlauf der PM ₁₀ -Konzentration bei Reduktion des Anteils am PM ₁₀ aus Primärpartikeln der Holzverbrennung um 50 %, Heizperiode 2006-2007, SP1.....	80
Abbildung 2.6-2:	Verlauf der PM ₁₀ -Konzentration bei Reduktion des Anteils am PM ₁₀ aus Primärpartikeln der Holzverbrennung um 50 %, Heizperiode 2007-2008, SP1.....	81
Abbildung 3-3.1:	Immissionskonzentration von Primärpartikeln aus Holzverbrennung im PM ₁₀ an einem kleinstädtischen Standort; berechnet aus der Kaliumkonzentration und der Konzentration an Levoglucosan sowie der für das Stadtgebiet Augsburg ermittelten Regressionsgerade zwischen den Kalium- und den Levoglucosan- Immissionen.....	86
Abbildung A.1-1:	Abgasanalysegerät Visit 02.....	A-1
Abbildung A.1-2:	Planfilterkopfgerät nach VDI 2066.....	A-2

Abbildung A.1-3:	Schematische Darstellung des Messaufbaus zur Staubmessung nach [VDI 2066] mit dem Planfilterkopfgerät.....	A-3
Abbildung A.3-1:	Emissionsmessung am Pelletofen	A-11
Abbildung A.3-2:	Emissionsmessungen am Pelletofen	A-12
Abbildung A.3-3:	Emissionsmessung am gehobenen Kaminofen	A-12
Abbildung A.3-4:	Emissionsmessung am gehobenen Kaminofen	A-13
Abbildung A.3-5:	Emissionsmessung am gehobenen Kaminofen	A-13
Abbildung A.3-6:	Emissionsmessung am gehobenen Kaminofen	A-14
Abbildung A.3-7:	Emissionsmessung „günstiger“ Kaminofen	A-14
Abbildung A.3-8:	Emissionsmessung „günstiger“ Kaminofen	A-15
Abbildung A.3-9:	Emissionsmessung „günstiger“ Kaminofen	A-15
Abbildung A.3-10:	Emissionsmessung „günstiger“ Kaminofen	A-16
Abbildung A.3-11:	Emissionsmessung „günstiger“ Kaminofen	A-16
Abbildung A.3-12:	Analysenergebnisse der Emissionsmessungen am TFZ.....	A-17
Abbildung A.3-13:	Vergleich der Analyseergebnisse der Staubproben aus dem heißen Abgas und dem Verdünnungstunnel	A-18
Abbildung A.3-14:	Emissionsmessung am TFZ Straubing.....	A-18
Abbildung A.3-15:	Emissionsmessung am TFZ Straubing.....	A-19
Abbildung A.4-1:	Temperaturverlauf im Messzeitraum Dezember 2006 bis März 2007	A-21
Abbildung A.4-2:	Mittlere Windgeschwindigkeit im Messzeitraum Dezember 2006 bis März 2007	A-21
Abbildung A.4-3:	Temperaturverlauf im Messzeitraum November 2007 bis März 2008	A-21
Abbildung A.4-4:	Mittlere Windgeschwindigkeit im Messzeitraum November 2007 bis März 2008	A-21
Abbildung A.4-5:	Windrosen einzelnen Monate im Messzeitraum 14.11.2007 bis 31.03.2008	A-22
Abbildung A.4-6:	Windrosen für den Messzeitraum 13.02.2008 bis 12.03.2008.....	A-24
Abbildung A.4-7:	Mit Ceilometern an den Standorten MS2 und CEI detektierte Mischungsschichthöhen (10 Minuten Mittelwerte)	A-25
Abbildung A.4-8:	Mit SODAR gemessene vertikale Windgeschwindigkeit im Höhenbereich bis 540 m, 19.02.2008	A-25
Abbildung A.4-9:	Mit SODAR gemessene horizontale Windgeschwindigkeit und Richtung im Höhenbereich bis 540 m, 19.02.2008.....	A-25
Abbildung A.4-10:	Vom NASA Satelliten MODIS registrierte Feuer im Zeitraum 17. – 19.02 2008.	A-26
Abbildung A.4-11:	Rückwärtstrajektorien 17. bis 19. Februar 2008.....	A-26

Abbildung A.5-1:	Verlauf der EC-Konzentration in der Heizperiode 2006/2007, SP1	A-28
Abbildung A.5-2:	Verlauf der OC-Konzentration in der Heizperiode 2006/2007, SP1	A-28
Abbildung A.5-3:	Verlauf der Levoglucosan-Konzentration in der Heizperiode 2006/2007, SP1	A-29
Abbildung A.5-4:	Verlauf der Benz[a]pyren-Konzentration in der Heizperiode 2006/2007, SP1	A-29
Abbildung A.5-5:	Verlauf der Cadmium-Konzentration in der Heizperiode 2006/2007, SP1	A-29
Abbildung A.5-6:	Verlauf der NOx-Konzentration in der Heizperiode 2006/2007, SP1	A-29
Abbildung A.5-7:	Verlauf der Benz[a]pyren-Konzentration in der Heizperiode 2007/2008, SP1	A-48
Abbildung A.5-8:	Verlauf der EC-Konzentration in der Heizperiode 2007/2008, SP1	A-48
Abbildung A.5-9:	Verlauf der OC-Konzentration in der Heizperiode 2007/2008, SP1	A-48
Abbildung A.5-10:	Verlauf der Summenkonzentration $\text{Na}^+ + \text{Cl}^-$ in der Heizperiode 2007/2008, SP1	A-48
Abbildung A.5-11:	Verlauf der Summenkonzentration $\text{NH}_4^+ + \text{NO}_3^- + \text{SO}_4^{2-}$ in der Heizperiode 2007/2008, SP1	A-49
Abbildung A.5-12:	Verlauf der Benzol-Konzentration in der Heizperiode 2007/2008, SP1	A-49
Abbildung A.5-13:	Verlauf der NOx-Konzentration in der Heizperiode 2007/2008, SP1	A-49
Abbildung A.5-14:	Verlauf der Cadmium-Konzentration in der Heizperiode 2007/2008, SP1	A-49
Abbildung A.5-15:	Verlauf der Benz[a]pyren-Konzentration im Zeitraum 13.02. – 12.03.2008	A-50
Abbildung A.5-16:	Verlauf der EC-Konzentration im Zeitraum 13.02. – 12.03.2008	A-50
Abbildung A.5-17:	Verlauf der OC-Konzentration im Zeitraum 13.02. – 12.03.2008	A-50
Abbildung A.5-18:	Verlauf der Cadmium-Konzentration im Zeitraum 13.02. – 12.03.2008	A-50
Abbildung A.5-19:	Verlauf der Summenkonzentration $\text{Na}^+ + \text{Cl}^-$ im Zeitraum 13.02. – 12.03.2008	A-51
Abbildung A.5-20:	Verlauf der Summenkonzentration $\text{NH}_4^+ + \text{NO}_3^- + \text{SO}_4^{2-}$ im Zeitraum 13.02. – 12.03.2008	A-51
Abbildung A.5-21:	Verlauf der Benzol-Konzentration im Zeitraum 13.02. – 12.03.2008	A-51
Abbildung A.5-22:	Verlauf der NOx-Konzentration im Zeitraum 13.02. – 12.03.2008	A-51
Abbildung A.5-23:	Verlauf der Konzentration von 17 α (H),21 β (H)-30-Norhopan und 17 α (H),21 β (H)-30-Hopan im Zeitraum 13.02.2008 18:00 – 22.02.2008 24:00, 3h Mittelwerte, SP1	A-54
Abbildung A.5-24:	Verlauf der Konzentration von 22S-17 α (H),21 β (H)-Homohopan und 22R-17 α (H),21 β (H)-Homohopan im Zeitraum 13.02.2008 18:00 – 22.02.2008 24:00, 3h Mittelwerte, SP1	A-54

Abbildung A.5-25:	Verlauf der Konzentration von Benzol und Toluol im Zeitraum 13.02.2008 18:00 – 22.02.2008 24:00, 3h Mittelwerte, SP1	A-54
Abbildung A.5-26:	Verlauf der Stickoxid-Konzentrationen im Zeitraum 13.02.2008 18:00 – 22.02.2008 24:00, 3h Mittelwerte, SP1	A-54
Abbildung A.5-27:	Korrelation der Konzentrationen der organischen Tracer für Holzverbrennung Dehydroabietinsäure und Levoglucosan	A-56
Abbildung A.5-28:	Korrelation der Konzentrationen der organischen Tracer für Holzverbrennung Isopimarsäure und Levoglucosan.....	A-57
Abbildung A.5-29:	Korrelation der Konzentrationen der organischen Tracer für Holzverbrennung Vanillin und Levoglucosan	A-57
Abbildung A.5-30:	Korrelation der Konzentrationen der organischen Tracer für Holzverbrennung Acetosyringon und Levoglucosan.....	A-57
Abbildung A.5-31:	Korrelation der Konzentrationen der organischen Tracer für Holzverbrennung Dehydroabietinsäuremethylester und Dehydroabietinsäure	A-57
Abbildung A.5-32:	Korrelation der Konzentrationen von OC und Levoglucosan.....	A-58
Abbildung A.5-33:	Korrelation der Konzentrationen von Benz[a]pyren und Levoglucosan	A-58
Abbildung A.5-34:	Korrelation der Konzentrationen von 17 α (H),21 β (H)-30-Norhopan und Kalium.....	A-59
Abbildung A.5-35:	Korrelation der Konzentrationen BAP und Levoglucosan an SP1 (schwarz) und SP2+SP3+SP4+SP5+MS1+MS2+MS3 (rot)	A-59
Abbildung A.5-36:	Verlauf der Konzentration von PM ₁₀ und einiger Hauptkomponenten des PM ₁₀ . Heizperiode 2006-2007, Standort SP1	A-60
Abbildung A.5-37:	Verlauf der Konzentration von PM ₁₀ und einiger Hauptkomponenten des PM ₁₀ . Heizperiode 2007-2008, Standort SP1	A-60
Abbildung A.5-38:	Verlauf der PM ₁₀ -Konzentration und des Anteils am PM ₁₀ aus Primärpartikeln der Holzverbrennung in der Heizperiode 2006-2007, SP1	A-61
Abbildung A.5-39:	Verlauf der PM ₁₀ -Konzentration und des Anteils am PM ₁₀ aus Primärpartikeln der Holzverbrennung in der Heizperiode 2007-2008, SP1	A-61
Abbildung A.5-40:	Anteil von Primärpartikeln der Holzverbrennung an der PM ₁₀ - Konzentration berechnet aus der Kalium-Konzentration, Heizperiode 2006-2007, SP1.....	A-62
Abbildung A.5-41:	Anteil von Primärpartikeln der Holzverbrennung an der PM ₁₀ - Konzentration berechnet aus der Levoglucosan-Konzentration, Heizperiode 2007-2008, SP1	A-62
Abbildung A.5-42:	Immissionskonzentrationen des aus Primärpartikeln der Holzverbrennung im PM ₁₀ in der Heizperiode 2007-2008, alle Messstellen.....	A-62

Abbildung A.5-43: Anteil der Primärpartikel aus Holzverbrennung an den PM ₁₀ - Immissionskonzentrationen am Standort SP1, 3h Mittelwerte	A-63
Abbildung A.5-44: Verlauf der Kalium-Konzentration an LÜB Stationen in 2004	A-63
Abbildung A.6-1: Feinstaub-Zusatzbelastung und Feuerungsdichte in Kehrbezirk 2	A-64
Abbildung A.6-2: Feinstaub-Zusatzbelastung und Feuerungsdichte in Kehrbezirk 3	A-64
Abbildung A.6-3: Feinstaub-Zusatzbelastung und Feuerungsdichte in Kehrbezirk 5	A-65
Abbildung A.6-4: Feinstaub-Zusatzbelastung und Feuerungsdichte in Kehrbezirk 6	A-65
Abbildung A.6-5: Feinstaub-Zusatzbelastung und Feuerungsdichte in Kehrbezirk 7	A-66
Abbildung A.6-6: Feinstaub-Zusatzbelastung und Feuerungsdichte in Kehrbezirk 8	A-66
Abbildung A.6-7: Feinstaub-Zusatzbelastung und Feuerungsdichte in Kehrbezirk 9	A-67
Abbildung A.6-8: Feinstaub-Zusatzbelastung und Feuerungsdichte in Kehrbezirk 10	A-67
Abbildung A.6-9: Feinstaub-Zusatzbelastung und Feuerungsdichte in Kehrbezirk 12	A-68
Abbildung A.6-10: Feinstaub-Zusatzbelastung und Feuerungsdichte in Kehrbezirk 13	A-68
Abbildung A.6-11: Feinstaub-Zusatzbelastung und Feuerungsdichte in Kehrbezirk 14	A-69
Abbildung A.6-12: Feinstaub-Zusatzbelastung und Feuerungsdichte in Kehrbezirk 16	A-69
Abbildung A.6-13: Feinstaub-Zusatzbelastung und Feuerungsdichte in Kehrbezirk 17	A-70
Abbildung A.6-14: Feinstaub-Zusatzbelastung und Feuerungsdichte in Kehrbezirk 18	A-70
Abbildung A.6-15: Feinstaub-Zusatzbelastung und Feuerungsdichte in Kehrbezirk 19	A-71
Abbildung A.6-16: Feinstaub-Zusatzbelastung und Feuerungsdichte in Kehrbezirk 20	A-71
Abbildung A.6-17: Feinstaub-Zusatzbelastung und Feuerungsdichte in Kehrbezirk 21	A-72
Abbildung A.6-18: Feinstaub-Zusatzbelastung und Feuerungsdichte in Kehrbezirk 22	A-72
Abbildung A.6-19: Feinstaub-Zusatzbelastung und Feuerungsdichte in Kehrbezirk 23	A-73
Abbildung A.6-20: Feinstaub-Zusatzbelastung und Feuerungsdichte in Kehrbezirk 24	A-73
Abbildung A.6-21: Feinstaub-Zusatzbelastung und Feuerungsdichte in Kehrbezirk 25	A-74
Abbildung A.7-1: Verlauf der PM ₁₀ -Konzentration und der städtischen PM ₁₀ - Zusatzbelastung aus Primärpartikeln der Holzverbrennung, Heizperiode 2007-2008, SP1, LÜB-Station Königsplatz	A-75
Abbildung A.7-2: Verlauf der PM ₁₀ -Konzentration und der städtischen PM ₁₀ - Zusatzbelastung aus Primärpartikeln der Holzverbrennung, Heizperiode 2007-2008, SP2, LÜB-Station Bourges-Platz	A-75
Abbildung A.7-3: Verlauf der PM ₁₀ -Konzentration und der städtischen PM ₁₀ - Zusatzbelastung aus Primärpartikeln der Holzverbrennung, Heizperiode 2007-2008, SP4, LÜB-Station LfU	A-75
Abbildung A.7-4: Verlauf der PM ₁₀ -Konzentration und der städtischen PM ₁₀ - Zusatzbelastung aus Primärpartikeln der Holzverbrennung, Heizperiode 2007-2008, LÜB-Station Karlstraße	A-75

Abbildung A.7-5:	Berechneter Verlauf der PM ₁₀ -Konzentration am Standort SP3.....	A-76
Abbildung A.7-6:	Berechneter Verlauf der PM ₁₀ -Konzentration am Standort SP3.....	A-76
Abbildung A.7-7:	Berechneter Verlauf der PM ₁₀ -Konzentration in der Rechenzelle mit der höchsten städtischen Zusatzbelastung im Heizperioden-Mittelwert.....	A-76
Abbildung A.7-8:	Berechneter Verlauf der PM ₁₀ -Konzentration in den Rechenzellen mit der höchsten städtischen Zusatzbelastung im Heizperioden-Mittelwert.....	A-76

Im Rahmen der Arbeiten bisher entstandene und geplante Präsentationen

J. Schnelle-Kreis, M. Sklorz, J. Orasche, J.J. Briedé, T. M. de Kok, R. Zimmermann; Impact of wood combustion on composition and concentrations of urban particulate matter. European Aerosol Conference, Salzburg, 10.14.09.2007, Vortrag

R. Zimmermann; Organische Komponenten in Feinstäuben. Wissenschaftsforum Chemie, Ulm, 16.-19.09.2007, Vortrag

J. Schnelle-Kreis, R. Zimmermann, G. Seibert, J. Orasche, M. Gaderer, R. Kunde, G. Schmoeckel, J. Diemer, T. Gratzta, K. Schäfer; Einfluss der Gebäudeheizungen auf die Feinstaub-Immissionen im Raum Augsburg. LfU Fachtagung, Augsburg 13.11.2007, Vortrag

R. Zimmermann, T. Bente, M. Sklorz, T. Streibel, J. Schnelle-Kreis; Sources of fine particles: New measurement techniques. Aerosol Dynamics and Health, Cardiff, United Kingdom. 22.-26.06.2008, Vortrag

R. Zimmermann J. Schnelle-Kreis, G. Abbaszade, R. Kunde, J. Orasche; Impact of wood combustion on concentrations and composition of urban PM₁₀. European Aerosol Conference, Thessaloniki, 14.09.2008, Vortrag

J. Schnelle-Kreis, R. Zimmermann, G. Abbaszade, J. Orasche, M. Gaderer, R. Kunde, G. Schmoeckel, J. Diemer, T. Gratzta, K. Schäfer; Einfluss der Gebäudeheizungen auf die Feinstaub-Immissionen im Raum Augsburg. ALS Kolloquium, Stuttgart 07.10.2008, Vortrag

J. Schnelle-Kreis, R. Zimmermann, W. Rommel, G. Abbaszade, J. Orasche, M. Gaderer, R. Kunde, G. Schmoeckel, J. Diemer, T. Gratzta, K. Schäfer; Einfluss der Gebäudeheizungen auf die Feinstaub-Immissionen im Raum Augsburg. LfU Fachtagung, Augsburg 23.10.2008, Vortrag

G. Schmoeckel, J. Schnelle-Kreis, A. Reller, R. Kunde, J. Diemer, T. Gratzta; Einfluss von Emissionen aus der Gebäudeheizungen auf die Feinstaub-Immissionen im Raum Augsburg. ALS Kolloquium, Stuttgart 08.10.2009, Vortrag

J. Schnelle-Kreis, R. Zimmermann, G. Abbaszade, J. Orasche, M. Gaderer, R. Kunde, G. Schmoeckel, J. Diemer, Diurnal variation of wood combustion related compounds and impact on urban PM₁₀. European Aerosol Conference, Karlsruhe, 06-11.09.2009, Poster

