Bayerisches Landesamt für
Umwelt

Praxistest zur Erhebung der Emissionssituation von Pelletfeuerungen im Bestand

ZAE BAYERN

Endbericht zum Forschungsvorhaben

UmweltSpezial

Bayerisches Landesamt für
Umwelt

Praxistest zur Erhebung der Emissionssituation von Pelletfeuerungen im Bestand

ZAE BAYERN

Endbericht zum Forschungsvorhaben

UmweltSpezial

Endbericht zum Forschungsvorhaben

Praxistest zur Erhebung der Emissionssituation von Pelletfeuerungen im Bestand

Auftraggeber,
Projektbegleitung,
Herausgeber

Bayerisches Landesamt für Umwelt
Bürgermeister-Ulrich-Str. 160, 86179 Augsburg
Tel.: (0821) 90 71 – 0
Fax: (0821) 90 71 – 55 56
E-Mail: poststelle@lfu.bayern.de
Internet: www.bayern.de/lfu
Ausschreibungsnummer: LfU 0103301049

© Bayerisches Landesamt für Umwelt

Durchführung

ZAE Bayern
Abteilung 1: Technik für Energiesysteme und erneuerbare Energien
Walther-Meißner-Str. 6
D - 85748 Garching
Wissenschaftlicher Leiter: Prof. Dr.-Ing. Hartmut Spliethoff
Abteilungsleiter: Dipl.-Phys. Wolfgang Schölkopf

Autoren

Dipl.-Ing. Robert Kunde, ZAE Bayern
Dipl.-Met. Igor Dormuth, ACCON GmbH
Dipl.-Ing. Matthias Gaderer, ZAE Bayern
Dipl.-Ing. Max Lautenbach, ZAE Bayern
Dipl.-Ing. Gerhard Schmoeckel, LfU

Finanzierung

Dieses Projekt wird vom Bayerischen Staatsministerium für Umwelt, Gesundheit und Verbraucherschutz (StMUGV) im Rahmen der EU-Strukturförderung aus Mitteln des Europäischen Fonds für regionale Entwicklung (EFRE) kofinanziert.

Im Auftrag des Bayerischen
Staatsministeriums für Umwelt,
Gesundheit und Verbraucherschutz

Kofinanzierung durch
den Europäischen Fond
für Regionale Entwicklung

Inhaltsverzeichnis

1 Zielsetzung 5
2 Vorgehensweise 6
3 Projektmodul 1: Lastabhängige Emissionswerte 7
3.1 Emissionsmessungen 7
3.1.1 Messdauer 7
3.1.2 Gasförmige Emissionen 7
3.1.3 Abgasströmungsgeschwindigkeit 8
3.1.4 Messung der größenklassifizierten Partikelanzahlverteilung mit ELPI 8
3.1.5 Messung der größenklassifizierten Partikelanzahlverteilung mit SMPS-System 11
3.1.6 Gravimetrische Staubmessung mit Kaskadenimpaktor 12
3.1.7 Gravimetrische Staubemessung nach der „Kaminkehrermethode“ 14
3.2 Messstelle 15
3.3 Ausgewählte Feuerstätten 15
3.4 Ergebnisse der Emissionsmessungen 17
3.4.1 Ergebnisse der kontinuierlichen Messungen gas- und partikelförmiger Emissionen 17
3.4.2 Messergebnisse der gravimetrischen Staubmessungen 37
3.4.3 Partikelgrößenverteilung 39
3.4.4 Partikeldichte 39
3.4.5 Meteorologische Messwerte 41
4 Projektmodul 2: Jahresheizlastkurven und Emissionszeitreihen 42
4.1 Emissionsfaktoren 42
4.2 Emissionszeitreihen der Zentralheizungskessel 43
4.2.1 Wärmebedarf für Heizung und Trinkwassererwärmung 44
4.2.2 Gesamtenergiebedarf 47
4.2.3 Einsatz von Pufferspeichern 49
4.2.4 Umrechnung in Emissionszeitreihen 50
4.3 Emissionszeitreihe des Heizwerks 51
4.3.1 Dimensionierung des Heizwerkes 52
4.4 Emissionszeitreihen der Holzeinzelfeuerstätten 54
4.4.1 Kachelofenheizeinsätze 54
4.4.2 Kamin– bzw. Schwedenöfen 54
4.4.3 Küchenherde 56
4.5 In den Modellgebieten verwendete Emissionszeitreihen 56
4.5.1 Emissionszeitreihen im Modellgebiet A 56
4.5.2 Emissionszeitreihen im Modellgebiet B 56
5 Projektmodul 3: Ausbreitungsrechnung 58
5.1 Modellierung 59
5.1.1 Rechenmodell 59
5.1.2 Gebäudemodellierung 61
5.1.3 Geländemodell 61
5.1.4 Abgasfahnenüberhöhung 61
5.2 Meteorologische Daten 62
5.3 Immissionsberechnungen 65
5.4 Unterschiedliche Rechenvarianten in den Modellgebieten A und B 66
5.4.1 Rechenvarianten im Modellgebiet A 66
5.4.2 Rechenvarianten im Modellgebiet B 69
5.5 Ergebnisse der Ausbreitungsrechnungen 72
5.5.1 Jahresmittelwerte im Modellgebiet A 72
5.5.2 Immissionsniveau an Höchstbelastungstagen im Modellgebiet A 82
5.5.3 Perzentile der Tagesmittelwerte im Modellgebiet A 83

5.5.4 Jahresmittelwerte im Modellgebiet B 87
5.5.5 Immissionsniveau an Höchstbelastungstagen im Modellgebiet B 95
5.5.6 Perzentile der Tagesmittelwerte im Modellgebiet B 97
5.5.7 Sonderfall Hanglage 102
5.6 Bewertung der Ergebnisse 104
6 Zusammenfassung 106
7 Literaturverzeichnis 112
Anhang A Übersicht über die Emissionsquellen 114

Im separaten Bild-Anhang sind alle Abbildungen der Immissionszusatzbelastungen (Ergebnisse der Ausbreitungsrechnungen, Kapitel 5.5) sowie die Emissionsverläufe der vermessenen Feuerungsanlagen (Kapitel 3.4.1) vergrößert dargestellt.

1 ZIELSETZUNG

Gebäudeheizungen haben an den Feinstaubemissionen in Bayern einen erheblichen Anteil, wie aus Abbildung 1-1 hervorgeht. Der Betrieb von Holzfeuerungen verursacht Staubemissionen mit Partikelgrößen überwiegend unter 2,5 µm. Wie hoch der tatsächliche Beitrag von Holzfeuerungen an der PM_{10}–Immissionsbelastung ist (Feinstaub mit einem aerodynamischen Durchmesser kleiner 10 µm), kann derzeit aber noch nicht quantifiziert werden.
In Bayern wird im Vergleich zu anderen Bundesländern besonders häufig mit Holz geheizt. Fast 50 % der seit 1996 neu errichteten Holzfeuerungsanlagen wurden in Bayern errichtet. Nach Angaben des Innungsverbandes für das Kaminkehrerhandwerk befinden sich innerhalb Bayerns die meisten Holzfeuerungen im östlichen Niederbayern, für dessen Strukturförderung Mittel aus dem Europäischen Fond für Regionale Entwicklung (EFRE) zur Verfügung gestellt wurden.
Holzpelletfeuerungen sind eine Alternative zu Heizöl– oder Gasfeuerungen. Pelletfeuerungen erreichen hohe Feuerungswirkungsgrade und die Verfeuerung von Holzpellets verursacht geringe fossile CO_2–Emissionen, dabei kann sie verglichen mit Öl oder Gas eine lokale Wertschöpfung sichern.
Bei Pelletfeuerungen wird aufgrund von Prüfstandsmessungen davon ausgegangen, dass die Staub– und Kohlenmonoxidemissionen im Vergleich zu anderen Holzfeuerungen deutlich geringer sind. Messergebnisse von Anlagen im Bestand liegen derzeit kaum vor. Mit dem Forschungsprojekt werden folgende Fragen untersucht:

- Emissionsverhalten verschiedener Holzfeuerungen im Bestand.
- Beurteilung der Einflüsse von Holzfeuerungsanlagen auf die PM_{10}–Immissionswerte in der Umgebungsluft im näheren Umfeld der Emissionsquelle.
- Untersuchung des Emissionsverhaltens einer mit Getreide betriebenen Hackgutfeuerung.

Die Beantwortung dieser Fragen ist insbesondere für die Gemeinden mit hoher Holzfeuerungsanlagenzahl von großem Interesse, da innerhalb der EU seit 2005 neue Grenzwerte für Feinstaub in der Umgebungsluft erreicht werden müssen. Diese Immissionsgrenzwerte werden über die mit der 22. BImSchV [1] umgesetzte EU-Richtlinie 1999/30/EG [2] seit 2005 (Stufe 1) limitiert. Ab 2010 sollen dann gegebenenfalls weiter verschärfte Grenzwerte (Stufe 2) eingeführt werden.

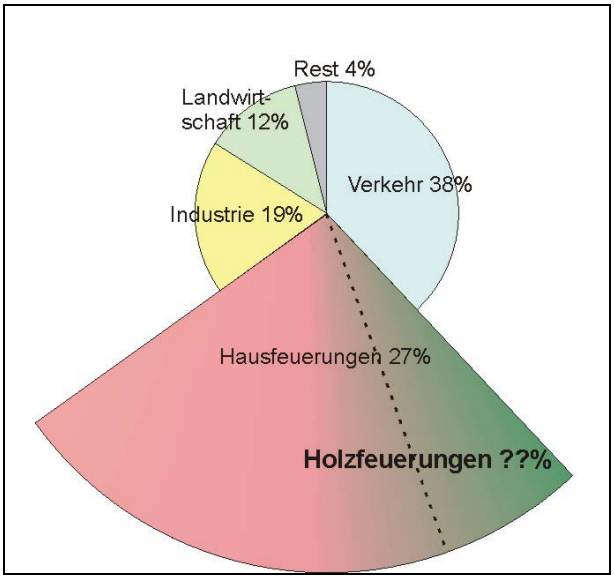


Abbildung 1-1: Anteil der wichtigsten Feinstaubemissionsquellen am Feinstaubaufkommen in Bayern, (Emissionskataster Bayern [3], LfU 2004, ZAE Bayern 2005)

2 VORGEHENSWEISE

Die Durchführung des Projektes gliedert sich in folgende drei Projektmodule:

- **Projektmodul 1: Lastabhängige Emissionswerte**

  Das Emissionsverhalten von je sechs Pellet– und Scheitholz–Zentralheizungskesseln, sowie einem Gas–, und Heizöl (EL)–Zentralheizungskessel im Bestand war zu bestimmen. Es sollte auch das Emissionsverhalten einer Getreidefeuerung ermittelt und zum Vergleich dargestellt werden. Aus dem Emissionsverhalten sollten Emissionsfaktoren unter Berücksichtigung unterschiedlicher Last- und Betriebszustände bestimmt werden.

- **Projektmodul 2: Jahresheizlastkurven und Emissionszeitreihen**

  Jahresheizlastkurven wurden für verschiedene Gebäudemodelle ermittelt. Aus den Jahresheizlastkurven und den festgelegten Emissionsfaktoren aus Projektmodul 1 wurden Emissionszeitreihen für unterschiedliche Kombinationen von Gebäudemodellen und Feuerungsanlagen berechnet.

- **Projektmodul 3: Ausbreitungsrechnung**

  Auf Grundlage der Emissionszeitreihen aus Projektmodul 2 wurden Emissionsausbreitungsrechnungen mit dem Programm AUSTAL2000 für ausgewählte Konfigurationen von Siedlungsgebieten, Gebäuden und Feuerungsanlagen durchgeführt.

3 PROJEKTMODUL 1: LASTABHÄNGIGE EMISSIONSWERTE

Bisher an Pelletfeuerungen durchgeführte Messungen wurden meistens an Kesselprüfständen mit neuen und verbrennungstechnisch optimal eingestellten Feuerungen durchgeführt. Bei diesen Messungen wird der Brennstoff vom Kesselhersteller mitgeliefert. Um die im praktischen Betrieb auftretenden Emissionen beurteilen zu können, sind Messungen an Anlagen im Bestand mit einer Betriebszeit von mindestens einem Jahr während der Heizperiode erforderlich. Diese Anlagen halten in der Regel die bestehenden Abgasgrenzwerte ein. Es muss jedoch davon ausgegangen werden, dass die CO– und Staubemissionen in der Praxis teilweise erheblich über den Werten der Prüfstandmessungen liegen.

Mögliche emissionsrelevante Unterschiede zwischen den Betriebsbedingungen im Bestand und bei Prüfstandmessungen sind z.B.:

- Erhöhter Feinanteil im Brennstoff z.B. durch Abrieb
- Erhöhter Aschegehalt
- Gestörte Verbrennungsluftzufuhr durch Verschmutzungen und Staubablagerungen an den Wärmeübertragern und im Kaminrohr
- Hohlbrandzustände

Für die messtechnische Erfassung wurden zwölf in Gebäuden installierte Holzfeuerungsanlagen ausgewählt. Zusätzlich wurden Messungen an einer Leichtölfeuerung und einer Gasfeuerung im Gebäudebestand durchgeführt.

3.1 Emissionsmessungen

3.1.1 Messdauer

Die Messdauer aller Emissionsmessungen richtet sich nach der Betriebsweise der Feuerungsanlage sowie dem Beladungsgrad der Messgeräte. Sie ist mit jeweils 3 – 4 Stunden lang genug, dass innerhalb dieses Zeitraums typische Betriebszustände der Feuerung hinreichend gut erfasst werden können.

3.1.2 Gasförmige Emissionen

Die gasförmigen Emissionen (CO, CO_2, O_2, NO, NO_2, NO_x, SO_2, C_xH_y) wurden kontinuierlich mit dem Abgasanalysegerät *Visit 02* (Abbildung 3-1) des Herstellers *Messtechnik Eheim GmbH* bestimmt. Das Gerät wird vom Hersteller regelmäßig gewartet und mit Prüfgasen kalibriert.
Abgas wird aus dem Rauchrohr abgesaugt und unverdünnt analysiert. Die einzelnen Messgrößen und die jeweiligen Messprinzipien sind in Tabelle 3-1 zusammengefasst.
Die Messdaten werden im Sekundentakt auf einem Messrechner gespeichert.

Tabelle 3-1: 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
C_xH_y	Infrarot NDIR	0 – 20.000 ppm

Abbildung 3-1: Abgasanalysegerät Visit 02

3.1.3 Abgasströmungsgeschwindigkeit

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

3.1.4 Messung der größenklassifizierten Partikelanzahlverteilung mit ELPI

Die Partikelanzahlverteilung wurde mit einer Zeitauflösung von einer Sekunde in 12 Größenklassen im Bereich von ca. 0,03 µm bis 10 µm aerodynamischer Durchmesser bestimmt. Dazu wurde ein *ELPI* (elektrischer Niederdruckimpaktor, Abbildung 3-3) der Firma *Dekati Ltd.* eingesetzt. Der Probevolumenstrom durch den Impaktor beträgt 10 l/min, die maximal messbare Konzentration je nach Impaktorstufe zwischen 10^4 und 10^8 Partikel pro cm^3. Die Partikel werden auf 12 Sammelplatten aus Sintermetall abgeschieden.
Die Messdauer betrug jeweils ca. 3 Stunden und ist durch die Abscheiderate der Partikel auf den Impaktionsplatten begrenzt. Bei zu starker Beladung der Sammelplatten würden sich die Trenngrenzen der einzelnen Impaktorstufen verschieben. Das Rauchgas wird aus dem Rauchrohr abgesaugt, in zwei Stufen mit trockener und gefilterter Kompressorluft verdünnt und anschließend analysiert. Die Messdaten werden im Sekundentakt auf einem Messrechner gespeichert.

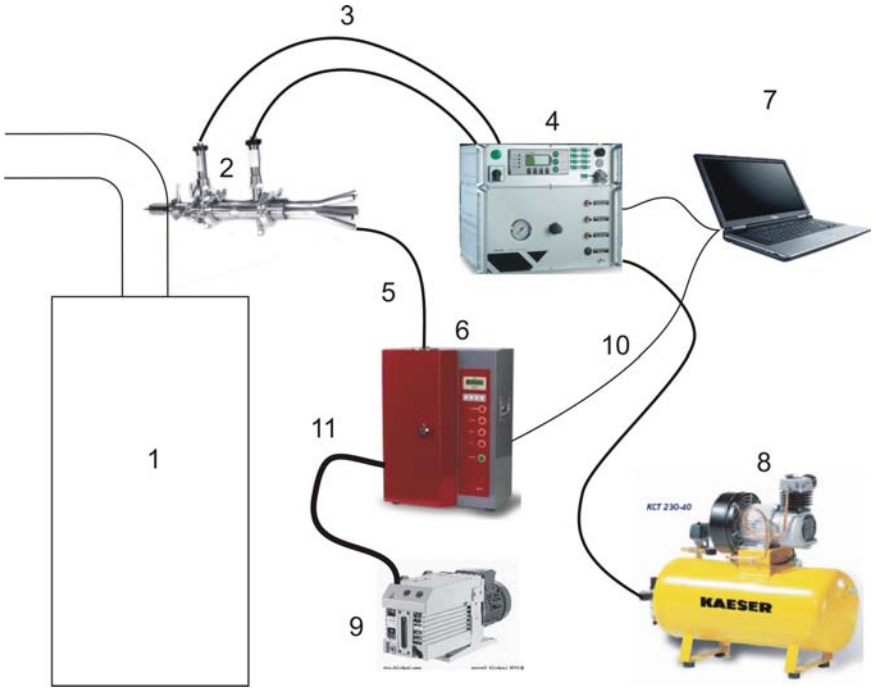


Abbildung 3-2: schematischer Versuchsaufbau zur Messung der größenfraktionierten Partikelanzahlverteilung mit dem ELPI mit Probenahme und Verdünnungseinirchtung

1 Heizkessel, 2 Probenahme mit Verdünnungseinrichtung (FPS4000, Hersteller Dekati Ltd.), 3 Verdünnungsluftversorgung, 4 Regelung der Rauchgasverdünnung, 5 elektr. Leitfähiger Schlauch (C–dotiert, Hersteller Tygon), 6 ELPI, 7 Messrechner für Datenaufzeichnung der ELPI-Messwerte und Parameter der Rauchgasverdünnung, 8 ölfreier Kompressor für Verdünnungsluftversorgung (Kaeser KCT 550–100, max. 6 bar, 375 l/min, Druckluftkältetrockner, Partikelfilter), 9 Vakuumpumpe (Typ Leybold Sogevac SV 25, bis 22,5 m³/h bei 100 mbar Unterdruck), 10 Datenleitung, 11 Saugleitung

Abbildung 3-3: Messung der Partikelgrößenverteilung mit dem *ELPI*

Abgasverdünnung

Um bei der Messung der größenklassifizierten Partikelanzahlverteilungen eine Verfälschung der Messergebnisse durch Kondensation in den nach geschalteten Aerosolleitungen und Messgeräten zu vermeiden und deren messbaren Konzentrationsbereich nicht zu überschreiten, muss das Abgas mit trockner, partikelfreier Luft verdünnt werden. Verwendet wurde dazu das Probenahme– und Verdünnungssystem *FPS4000* des Herstellers *Dekati Ltd.* (Abbildung 3-4). Die Verdünnung erfolgte in zwei Stufen:

1. Stufe: poröses Rohr, Verdünnung mit vorgewärmter, trockner, partikelfreier Luft, elektrische Mantelbeheizung;
2. Stufe: Ejektorverdünner, Verdünnung mit trockner, partikelfreier Luft.

Das verwendete Verdünnungsverhältnis hängt von den jeweiligen Gegebenheiten bei den Anlagen ab, es betrug zwischen 1:45 und 1:160. Die verdünnte Aerosolprobe hat am Austritt aus der Probenahme Temperaturen zwischen 25 °C und 45 °C. Die Wahl des Verdünnungsverhältnisses wird durch die maximal für das Messsystem zulässige Partikelkonzentration und der Verfügbarkeit der einstellbaren Verdünnungsverhältnissen am *FPS4000* bestimmt. An die Probenahme können ohne zusätzliche isokinetische Teiler 5 verschiedene Messgeräte direkt angeschlossen werden, die jeweils mit gleichermaßen verdünntem Aerosol versorgt werden.

Abbildung 3-4: Probenahme des Verdünnungssystems FPS4000 bei einer Messung

3.1.5 Messung der größenklassifizierten Partikelanzahlverteilung mit SMPS-System

Das SMPS-System (*scanning mobility particle sizer*, Abbildung 3-5) besteht aus einem elektrostatischen Klassierer mit DMA (*differential mobility analyzer*) und einem nachgeschalteten CPC (*condensation particle counter*).
In einem CPC wird üblicherweise Butanol zum Vergrößern der Partikel durch Kondensation verwendet. Butanol ist jedoch toxisch und sein mobiler Einsatz ist nur mit Einschränkungen möglich. Einschränkungen sind die lange Trocknungszeiten des Butanolsumpfs nach einer Messung sowie das Risiko des Butanolaustritts beim Transport und beim Anlagenbetreiber. Deshalb wurde ein Kondensationspartikelzähler auf Wasserbasis (WCPC) des Herstellers *TSI Inc.* verwendet. Bei diesem Gerät kann das Betriebsmedium Wasser nach der durchgeführten Messung abgelassen werden, so dass das Gerät nach wenigen Minuten transportbereit ist.

Verwendet wurden das *Model 3080* (elektrostatischer Klassierer), das *Model 3081* (DMA) und das *Model 3782* (WCPC) des Herstellers *TSI Inc*. Das WCPC erkennt Partikel ab einer Größe von 10 nm. Durch Einzelpartikelerfassung mit “Live–Time”– Koinzidenzkorrektur kann es Partikelkonzentrationen von bis zu $5 \cdot 10^4$ Partikeln pro cm^3 mit hoher Genauigkeit messen.
Das SMPS-System war so konfiguriert, dass es jeweils innerhalb von 240 Sekunden eine gesamte Partikelverteilung im Größenbereich von 0,015 µm bis 0,865 µm Mobilitätsdurchmesser erfasste. Zum Rückstellen vor der Erfassung der nächsten Größenverteilung werden jeweils 60 Sekunden benötigt. Die Messungen mit dem SMPS-System erfolgten parallel zu den Messungen mit dem *ELPI*. Für das SMPS-System wurde verdünntes Abgas aus der Verdünnungssystem *FPS4000* mit derselben Verdünnung wie für den *ELPI* verwendet.

Abbildung 3-5: Messung der Partikelgrößenverteilung mit dem SMPS-System

3.1.6 Gravimetrische Staubmessung mit Kaskadenimpaktor

Zur gravimetrischen Bestimmung der Staubemissionen wurde ein Kaskadenimpaktor Typ *JohnAS II* nach VDI 2066 Teil 10 [4] verwendet (Abbildung 3-7). Die Partikel werden in drei Größenklassen (aerodynamischer Durchmesser >10 µm, 2,5 µm bis 10 µm sowie < 2,5 µm) auf drei Quarzfaserfiltern abgeschieden.

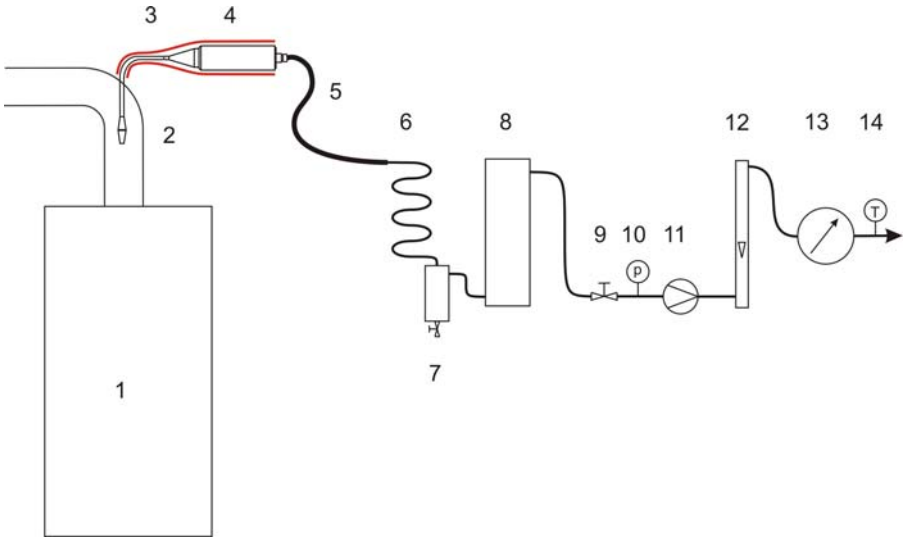


Abbildung 3-6: Schematische Darstellung des Messaufbaus zur Staubmessung nach VDI 2066 Teil 10 [4] mit dem *JohnAS II*–Impaktor

1 Heizkessel, 2 Düse für isokinetische Probenahme, 3 elektrisch beheiztes Probenahmerohr, 4 elektrisch beheizter Kaskadenimpaktor *JohnAS II*, 5 Silikonschlauch, 6 Cu–Kühlwendel, 7 Kondensatfalle, 8 Abgastrockenturm (Silikagel), 9 Drosselventil, 10 Manometer (Druckmessstelle), 11 Vakuumpumpe (Volumenstrom ca. 1,6 m³/h, Druckverlust der Probenahme je nach Filterbeladung 0,1 bis 0,4 bar), 12 Schwebekörperdurchflussmesser, 13 Balgengaszähler, 14 Thermometer (Temperaturmessstelle)

Durch einen Heizregler wurde die Temperatur des Impaktorgehäuses auf ca. 75–85 °C eingeregelt, um Kondensation am Gehäuse zu vermeiden. Die Temperatur wurde messtechnisch erfasst und im Sekundentakt gespeichert. Die Messungen dauerten jeweils ca. 20–30 Minuten, dabei wurden etwa 800 Liter Messgas möglichst isokinetisch abgesaugt. Die Messungen mit dem Impaktor erfolgten jeweils während eines möglichst stabilen Volllastbetriebszustands.

Abbildung 3-7: Kaskadenimpaktor *JohnAs II*

Abbildung 3-8: Beheizter *JohnAS II*–Impaktor während einer Messung

Abbildung 3-9: Probenahmesystem für die Messung mit dem Kaskadenimpaktor *JohnAs II*

Verwendete Filter, –konditionierung und –wägung

Im Kaskadenimpaktor *JohnAs II* wurden Quarzfaser–Mikrofilter T293, d = 50 mm, Flächengewicht 85 g/m², Charge 2108 des Herstellers *Bienzer & Munktell Filter GmbH* eingesetzt.

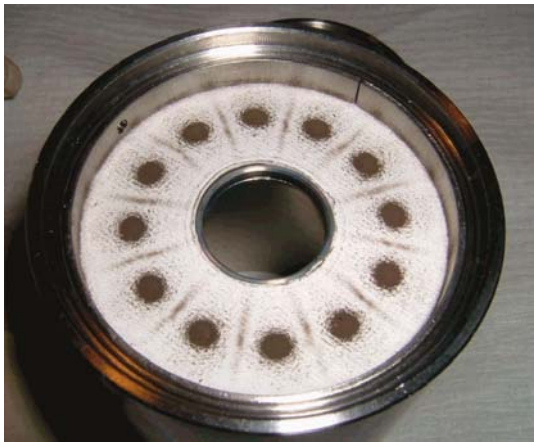


Abbildung 3-10: Quarzfaserfilter der Filterstufe 2,5 µm bis 10 µm nach einer Messung mit Kaskadenimpaktor *JohnAs II*

Die Filterkonditionierung erfolgte in Anlehnung an die DIN EN 13284-1 T3 [5], Abschnitt 7.2 bis 7.4. Dabei erfolgte eine zweistündige Trocknung bei 180 °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 M5 des Herstellers Mettler Toledo im Kristalllabor des Physikdepartments der Technischen Universität München. Für die Waage wird eine Genauigkeit von ± 0,001 mg angegeben. Die Filter wurden im Exsikkator zum Kristalllabor im Physikdepartement transportiert und dort bis zur Wägung aufbewahrt.
Abweichend zur VDI 2066 Teil 10 [4] wurden nur die Quarzfaserfilter gewogen, da eine Wägung zusammen mit dem Filterhalter bei den Vor–Ort–Messungen nicht möglich war.
Nach der Probenahme mit dem auf 75 -85 °C beheizten *JohnAs II*-Impaktor wurden die mit Staub beladenen Filter vorerst in Glaspetrischalen gelagert. Später wurden die Filter abweichend zur DIN EN 13284-1 T3 [5] nicht ausgeheizt sondern bei Raumtemperatur im Exsikkator bis zur Gewichtskonstanz equilibriert. Anschließend wurden die Filter im Kristalllabor auf der gleichen Waage unter denselben Bedingungen wie bei der Einwaage gegen gewogen. Dabei wurden 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 wurde die auf dem jeweiligen Filter abgeschiedene Staubmasse bestimmt.

3.1.7 Gravimetrische Staubemessung nach der „Kaminkehrermethode“

Vergleichend zu den Staubmessungen mit dem Kaskadenimpaktor *JohnAs II* wurden auch Gesamtstaubmessungen nach der „Kaminkehrermethode“ durchgeführt. Dazu wurde ein Staubmessgerät *SM 96–CO* des Herstellers *Wöhler Messgeräte Kehrgeräte GmbH* verwendet. Die Lieferung, Konditionierung und Wägung der Filterhülsen erfolgte durch den Zentralinnungsverband des Bundesverbands des Schornsteinfegerhandwerks (ZIV).
Bei der „Kaminkehrermethode“ wird eine vom ZIV bereitgestellte, zuvor konditionierte und gewogene Filterhülse innerhalb von 15 Minuten mit Staub beladen. Dazu werden 135 Normliter Abgas aus dem Rauchrohr entnommen und durch die Filterhülse geleitet. Anschließend wird die Filterhülse wieder vom ZIV gegen Gewogen und so die abgeschiedene Staubmasse ermittelt. Gleichzeitig wird die mittlere Abgaszusammensetzung während des Messzeitraumes bestimmt, in dem das Probeabgas in einem Kunststoffbeutel gesammelt und anschließend die Zusammensetzung dieser so erzeugten mittleren Gasmischung gemessen wird. Diese mittlere Gaszusammensetzung wird dem ZIV in einem „Auswerteprotokoll über die Messung an Feuerungsanlagen für feste Brennstoffe“ mitgeteilt. Der ZIV erstellt aus diesen Angaben sowie dem Wägeergebnis ein „Protokoll über die Messungen an Feue-

rungsanlagen für feste Brennstoffe nach der 1. BImSchV“ [6], in dem auch eine Beurteilung der Messwerte bezüglich der Grenzwerte nach der 1. BImSchV [6] angegeben ist.
Im Rahmen der Messkampagne wurden dem ZIV keine Angaben zur Abgaszusammensetzung mitgeteilt, da diese bei der kontinuierlichen Messung der gasförmigen Emissionen (siehe Kapitel 3.1.2) selbst erfasst wurden und die mittlere Gaszusammensetzung während der „Kaminkehrermessung“ durch arithmetische Mittelung der Messdaten im entsprechenden Zeitraum bestimmt wurde.

Abbildung 3-11: Staubmessung nach der „Kaminkehrermethode“, Messgerät Wöhler Typ *SM 96–CO*

3.2 Messstelle

Der Ort der Messstelle ist von Bedeutung für das Messergebnis. Die Messstellen müssen technisch geeignet (Rauchgasströmung, Abgastemperatur) und zugänglich sein.

Um eine Vergleichbarkeit der Messergebnisse an den verschiednen Anlagen zu erreichen, wurden alle Emissionen im Rauchrohr zwischen Kesselaustritt und Kamineintritt gemessen, wie dies auch in der 1.BImSchV [6], Anlage II, gefordert wird. Bei allen ausgewählten Feuerungsanlagen ist mindestens ein Reinigungsdeckel in einem Rauchrohrbogen vorhanden, der bei der Emissionsmessung durch einen Deckel mit integrierter Probenahme für den *JohnAs II*–Impaktor getauscht werden kann. Zusätzlich sind bei den meisten ausgewählten Feuerungsanlagen bereits weitere Messöffnungen z.B. für die Gasanalyse und die „Kaminkehrermessung“ im Rauchrohr vorhanden.

3.3 Ausgewählte Feuerstätten

Mit Unterstützung und in Absprache mit dem Landesinnungsverband für das Bayerische Kaminkehrerhandwerk (Herr Wazula) wurden vier niederbayerische Kehrbezirke ausgewählt, in denen besonders viele Holzfeuerungen installiert sind. Die Bezirkskaminkehrermeister (BKM) stellten jeweils eine Vorauswahl der Anlagen mit geeigneten Messbedingungen aus ihrem Kehrbezirk zusammen.
Im Herbst 2005 wurden die vorgeschlagenen Anlagen bei den Betreibern Vor-Ort besichtigt, um die tatsächliche Eignung zur Emissionsmessung zu überprüfen und das weitere Vorgehen mit den Betreibern zu besprechen.
Auswahlkriterien für die tatsächlich vermessenen Feuerungen waren der im Aufstellraum zur Verfügung stehende Platz, die Qualität der Messstrecke (Rauchrohr) sowie die notwendigen Anschlüsse zur Stromversorgung der Messgeräte (380 V Kraftstrom, mind. 16A), die nicht in jedem Privathaushalt gegeben sind.
Es wurden die in den nachfolgenden Tabellen aufgeführten Anlagen für Emissionsmessungen ausgewählt.

Tabelle 3-2: Pelletkessel, an denen Emissionsmessungen durchgeführt wurden

Holzpellets	Hersteller	Typ	Leistung [kW]	Baujahr	Messzeit
01	Windhager	PMX 260	25,9	2001	17.01.06
02	Ökofen	Pellematic 15	14,9	2003	26.01.06
03	Hargassner	HSV 12–22	14,9	2001	16.02.06
04	Fröling	Pelletherm P2	25	2002	19.01.06
05	Pelletec / Sonnig	Pelletec 15	14,9	2003	28.02.06
06	KWB	USP 30 GS	30	2005	21.02.06

Tabelle 3-3: Scheitholzkessel, an denen Emissionsmessungen durchgeführt wurden

Scheitholz	Hersteller	Typ	Leistung [kW]	Baujahr	Messzeit
07	Brötje	Y 30 (Naturzug)	29	1980	16.02.06
08	Künzel	HV 30	30	1993	15.02.06
09	Fischer Guntamatik	Turbra 12 – 30	30	1997	14.02.06
10	HDG	Euro 40	40	2003	25.01.06
11	HDG	Euro 30	30	2004	18.01.06
12	Fröling	FHG Turbo 3000	30	2004	19.01.06

Tabelle 3-4: Hackgutkessel, an dem Emissionsmessungen durchgeführt wurden

Hackgut	Hersteller	Typ	Leistung [kW]	Baujahr	Messzeit
13	KÖB	KÖB Pyrtec	350	2001	23.02.06

Tabelle 3-5: Heizölkessel, an denen Emissionsmessungen durchgeführt wurden

Heizöl	Hersteller	Typ	Leistung [kW]	Baujahr	Messzeit
14	Buderus	Logano 125 G Brennwert	20	2005	22.02.06
15	Viessmann/Ray	Viessmann Vitola, Brenner Ray Multi 2000	35	2002	27.02.06

Tabelle 3-6: Gaskessel, an dem Emissionsmessungen durchgeführt wurden

Erdgas	Hersteller	Typ	Leistung [kW]	Baujahr	Messzeit
16	Windhager/Ray	Kessel Windhager, Brenner Ray 9,5 – 57 kW	27	2001	24.02.06

Tabelle 3-7: Getreidekessel, an dem Emissionsmessungen durchgeführt wurden

Getreide	Hersteller	Typ	Leistung [kW]	Baujahr	Messzeit
17	Gerlinger	Biokompakt AWK 35 SI	35	2001	07.11.06

3.4 Ergebnisse der Emissionsmessungen

Es muss hier ausdrücklich darauf hingewiesen werden, dass es sich bei allen Emissionsmessungen um Stichproben handelt und keine Rückschlüsse auf die Qualität eines bestimmten Kesseltyps gezogen werden können.
Zu beachten ist auch, dass die gravimetrischen Staubmessungen überwiegend während Volllastbetrieb durchgeführt wurden. Das Emissionsverhalten unter Teillast kann von den gemessenen Werten abweichen.

Die Feuerungen wurden nach Vorschlägen der Bezirkskaminkehrermeister und einer anschließenden Begehung ausgewählt. Kriterien waren der im Aufstellraum zur Verfügung stehende Platz, die Qualität der Messstrecke (Rauchrohr) sowie die notwendigen Anschlüsse zur Stromversorgung der Messgeräte (380 V Kraftstrom, mind. 16A), die nicht in jedem Privathaushalt gegeben sind.

3.4.1 Ergebnisse der kontinuierlichen Messungen gas- und partikelförmiger Emissionen

Das Emissionsverhalten der gasförmigen Komponenten (CO, CO_2, O_2, NO, NO_2, NO_x) im Rauchgas sowie die Abgas– und Taupunkttemperatur wurden mit dem Abgasanalysegerät *Visit 02* kontinuierlich erfasst. Im Folgenden werden die zeitlichen Verläufe der CO– und O_2–Emissionen sowie der Partikelanzahl dargestellt und erläutert.

Die nachfolgenden Abbildungen der Emissionsverläufe sind im separaten Bild-Anhang vergrößert abgedruckt.

Pelletkessel 01: Windhager PMX 260, Nennwärmeleistung 25,9 kW, Baujahr 2001

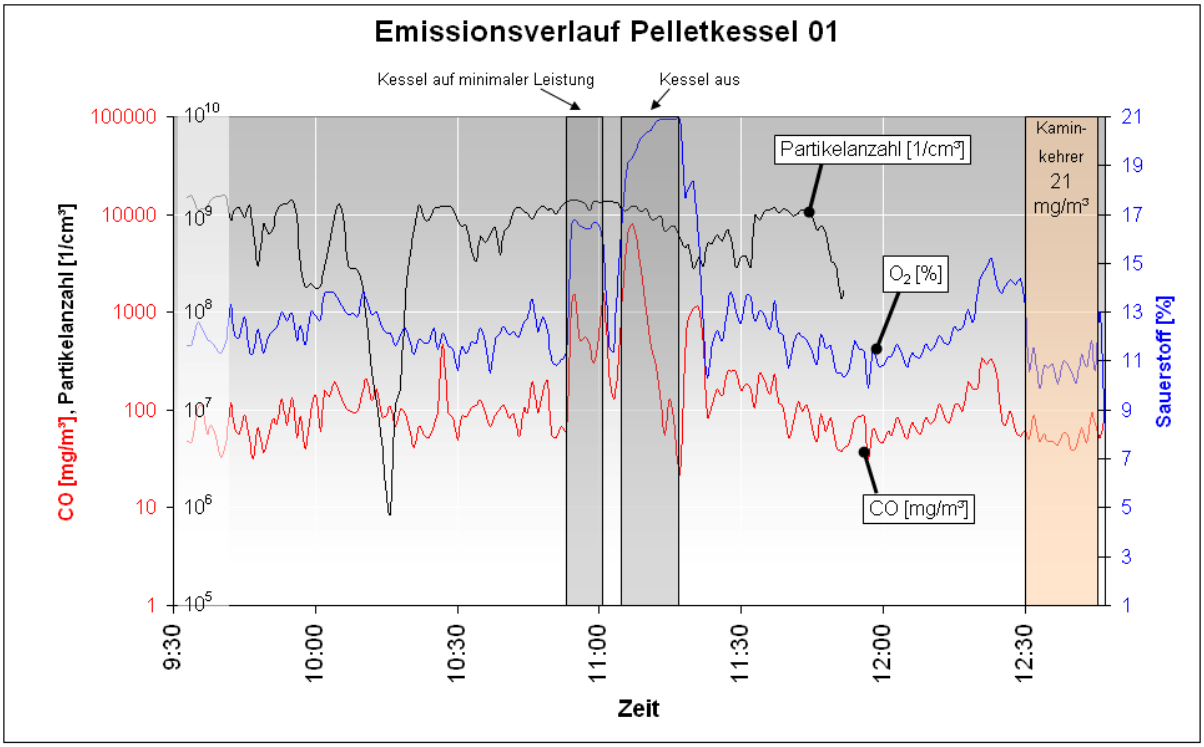


Abbildung 3-12: Emissionsverlauf Pelletkessel 01

In Abbildung 3-12 ist der zeitliche Verlauf der CO-, O_2-, sowie Partikelanzahl – Emissionen eines Pellet-Zentralheizungskessels dargestellt. Der Kessel wird ohne Pufferspeicher modulierend betrieben, Er dient der Beheizung eines Gewerbebetriebes.
Da der Kessel im modulierenden Betrieb lief, wurde der Kessel gegen 11.00 Uhr abgeschaltet und im „Schornsteinfeger-Modus“ wieder gestartet, um quasikonstante Betriebsbedingungen für die gravimetrischen Emissionsmessungen zu erzielen.
Die Messung nach der 1.BImSchV [6] von 12:30 - 12.45 Uhr ergab eine Staubkonzentration von 21 mg/m³ im Normzustand bei tatsächlichem Restsauerstoffgehalt.
Während des kontinuierlichen Betriebes lagen die CO-Konzentrationen um 100 mg/m³, nach dem Abschalten stieg die Konzentration kurzzeitig bis fast 10.000 mg/m³ (Normkubikmeter).
Der Verlauf der Gesamtpartikelanzahl ist hier schwierig zu beurteilen und nur der Vollständigkeit halber angegeben. Es kam bei dieser Messung aufgrund der niedrigen Temperaturen im Aufstellraum (Lagerhalle des Gewerbebetriebes, ca. 4 °C Umgebungstemperatur) zu Problemen bei der Verdünnung. Dies hat die angezeigte Partikelanzahl z.T. beeinflusst. Der ausgeprägte Einbruch in der Partikelemission gegen 10.15 Uhr beispielsweise ist unrealistisch und nur durch eine Fehlfunktion der Verdünnungseinrichtung zu erklären.

Hinweis:
Es handelt sich bei allen Emissionsmessungen um Stichproben die keine Rückschlüsse auf die Qualität eines bestimmten Kesseltyps zulassen! Zu beachten ist auch, dass die gravimetrischen Staubmessungen überwiegend während Volllastbetrieb durchgeführt wurden. Das Emissionsverhalten unter Teillast kann von den gemessenen Werten abweichen.

Pelletkessel 02: Ökofen Pellematic, Nennwärmeleistung 14,9 kW, Baujahr 2002

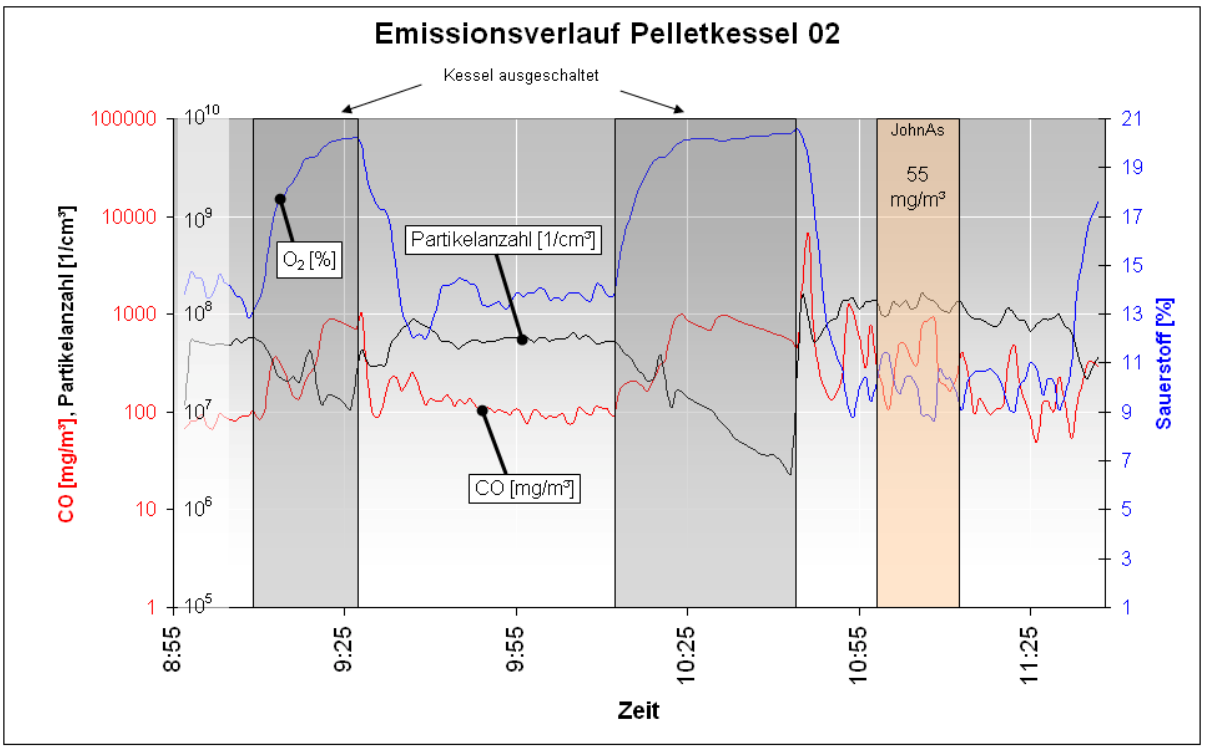


Abbildung 3-13: Emissionsverlauf Pelletkessel 02

In Abbildung 3-13 ist der zeitliche Verlauf der CO-, O_2-, sowie Partikelanzahl – Emissionen eines Pellet-Zentralheizungskessels dargestellt. An den Kessel ist ein Pufferspeicher angeschlossen. Er dient der Beheizung eines Wohnhauses Baujahr ca. 2001 / 2002.
Der Kessel lief trotz Pufferspeicher modulierend auf Heizkreisanforderung. Entweder ist bei diesem Kessel die Regelung falsch programmiert bzw. eingestellt oder der Betreiber hat die Puffertemperaturfühler oben / unten vertauscht. Da eine Beschriftung der Fühler fehlte, konnte dies nicht überprüft werden. Im Rauchrohr waren erhebliche Russablagerungen vorhanden, die auf schlechte Verbrennungsqualität durch häufiges Takten und Modulieren zurückzuführen sind. Der Rauchrohrquerschnitt war um ca. 1/3 durch die Ablagerungen verengt. Um eine längere ununterbrochene Betriebsphase für die die gravimetrischen Emissionsmessungen zu erhalten, wurden gegen 10:30 Uhr alle Heizkörperventile im Gebäude vollständig geöffnet und so ein hoher Wärmebedarf erzeugt. Zusätzlich wurde die Kesselsolltemperatur kurzzeitig manuell erhöht.
Die Messung mit dem *JohnAs II*-Impaktor zwischen 11.00 und 11.15 Uhr ergab eine Staubkonzentration von 55 mg/m³ im Normzustand bei tatsächlichem Restsauerstoffgehalt.
Während des kontinuierlichen Betriebes lagen die CO-Konzentrationen um 100 mg/m³, während der gravimetrischen Emissionsmessungen zwischen 100 und 1.000 mg/m³ (Normkubikmeter).
Aufgrund der Reduktion der Gebläseleistung beim Abschalten ab 10.10 Uhr sinkt auch die emittierte Partikelanzahl. Beim Wiedereinschalten steigt diese sprunghaft an.

Hinweis:
Es handelt sich bei allen Emissionsmessungen um Stichproben die keine Rückschlüsse auf die Qualität eines bestimmten Kesseltyps zulassen! Zu beachten ist auch, dass die gravimetrischen Staubmessungen überwiegend während Volllastbetrieb durchgeführt wurden. Das Emissionsverhalten unter Teillast kann von den gemessenen Werten abweichen.

Pelletkessel 03: Hargassner HSV 12-22, Nennwärmeleistung 14,9 kW, Baujahr 2001

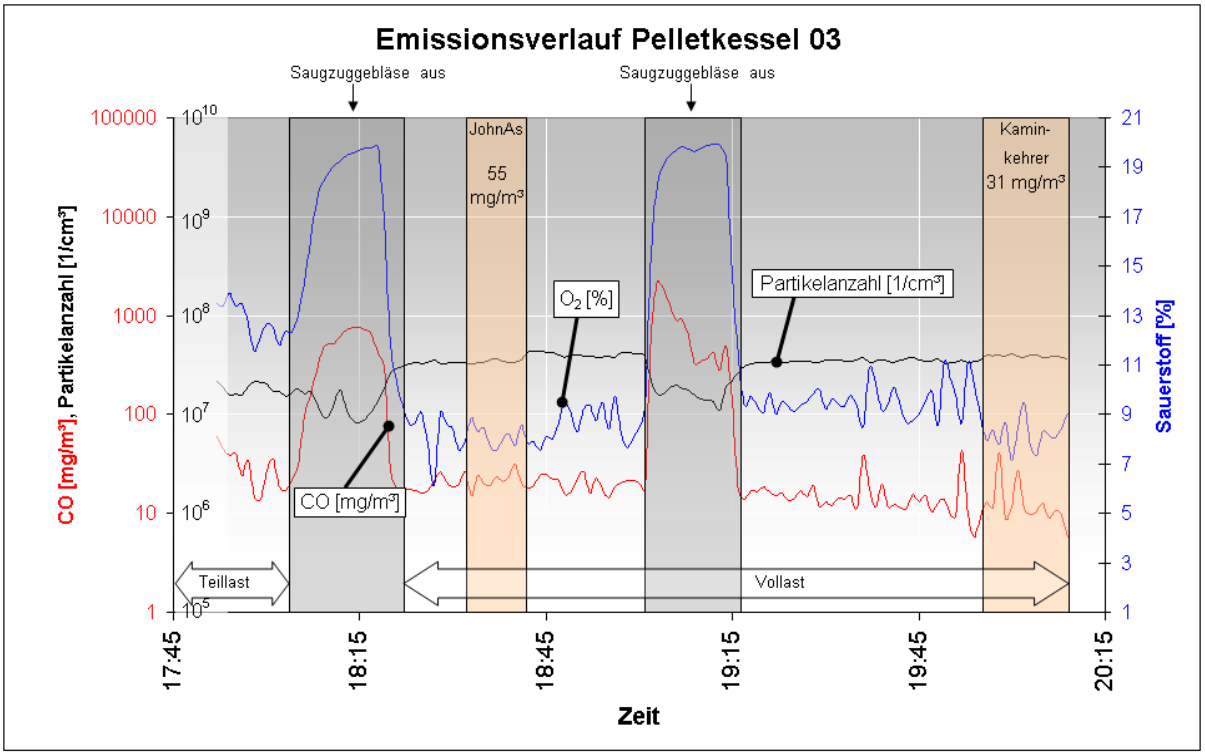


Abbildung 3-14: Emissionsverlauf Pelletkessel 03

In Abbildung 3-14 ist der zeitliche Verlauf der CO-, O_2-, sowie Partikelanzahl – Emissionen eines Pellet-Zentralheizungskessels dargestellt. An den Kessel ist kein Pufferspeicher angeschlossen. Er dient der Beheizung eines Wohnhauses aus den 80er Jahren.
Der Kessel lief modulierend auf Heizkreisanforderung. Die Anlage war sehr gut eingestellt und machte einen sehr gepflegten Eindruck. Der Kessel hat während der gesamten Messdauer zweimal automatisch zu Rostreinigung bzw. zum Nachfüllen des Tagesvorratsbehälters abgeschaltet.
Die Messung mit dem *JohnAs II*-Impaktor ab 18:30 Uhr ergab eine Staubkonzentration von 55 mg/m³ im Normzustand bei tatsächlichem Restsauerstoffgehalt. Die Messung nach der Kaminkehrermethode um ca. 20:00 Uhr ergab 31 mg/m³ im Normzustand bei tatsächlichem Restsauerstoffgehalt.
Während des kontinuierlichen modulierenden Betriebes bis 18:00 Uhr wurde von der Kesselregelung ein Teillastzustand von 30 % angezeigt. Ab 18:20 Uhr lief der Kessel mit Volllast, da durch Aufdrehen der Heizkörperventile ein hoher Wärmebedarf erzwungen wurde. Die CO-Konzentrationen lagen während der gesamten Messdauer (ohne Abschaltpausen) knapp über 10 mg/m³ mit dem typischen Anstieg bis ca. 1.000 mg/m³ (Normkubikmeter) in den Zeiten, in denen der Kessel abgeschaltet war.
Aufgrund der Reduktion der Gebläseleistung beim Abschalten sinkt auch die emittierte Partikelanzahl. Allerdings werden auch beim Kesselstillstand Partikel aus dem „stehenden“ Rauchgas durch das Partikelmessgerät gesaugt, so dass eine real nicht existierende Partikelemission detektiert wird. Während des kontinuierlichen Betriebs lag die Partikelemission zwischen 10^7 und 10^8 pro cm³.
Die Partikelemission spiegelt den gleichmäßigen Emissionsverlauf eines gut abgestimmten Kessels wider.

Hinweis:
Es handelt sich bei allen Emissionsmessungen um Stichproben die keine Rückschlüsse auf die Qualität eines bestimmten Kesseltyps zulassen! Zu beachten ist auch, dass die gravimetrischen Staubmessungen überwiegend während Volllastbetrieb durchgeführt wurden. Das Emissionsverhalten unter Teillast kann von den gemessenen Werten abweichen.

Pelletkessel 04: Fröling Pelletherm P2, Nennwärmeleistung 25 kW, Baujahr 20021

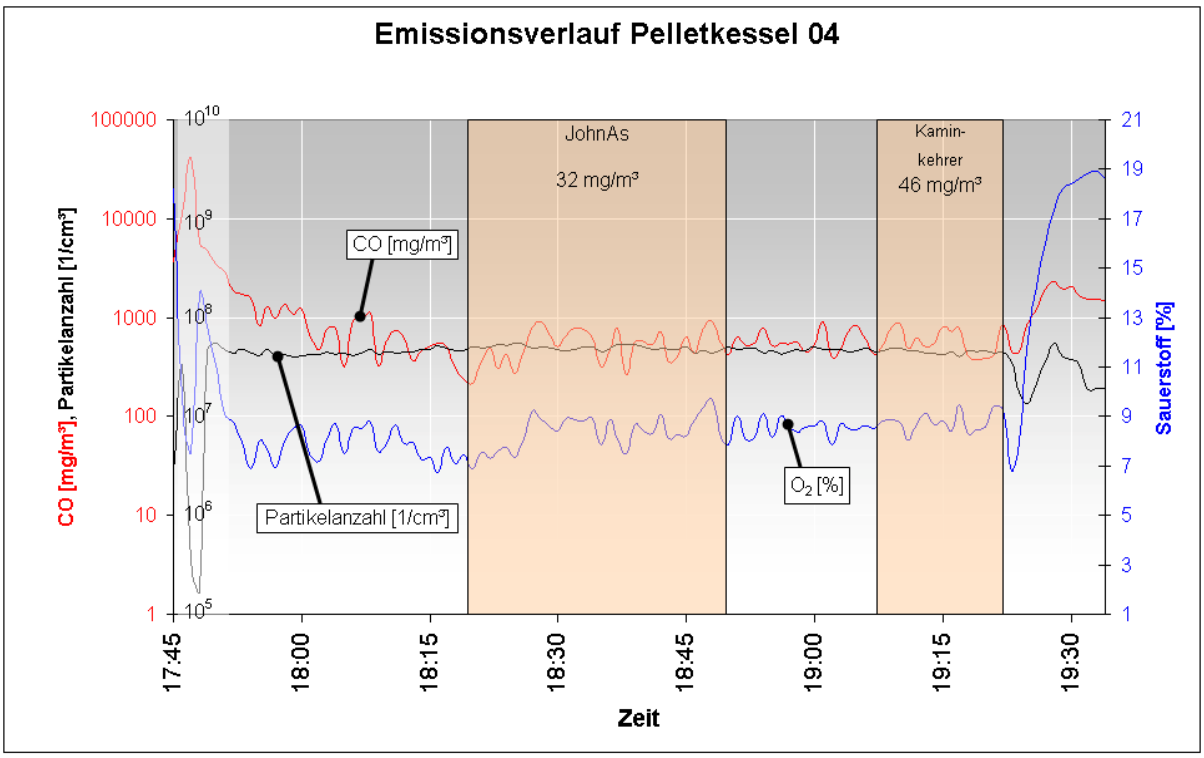


Abbildung 3-15: Emissionsverlauf Pelletkessel 04

In Abbildung 3-15 ist der zeitliche Verlauf der CO-, O_2-, sowie Partikelanzahl – Emissionen eines Pellet-Zentralheizungskessels dargestellt. An den Kessel ist ein Kombi-Pufferspeicher in Verbindung mit einer thermischen Solaranlage angeschlossen. Er dient der Beheizung eines in 2001 / 2002 neu gebauten Wohnhauses.

Der Kessel war anfangs abgeschaltet, da das Haus derzeit nicht beheizt war. Entsprechend war der Kessel anfänglich auf Umgebungstemperatur ausgekühlt. Die Anlage wurde eigens für die Emissionsmessungen in Betrieb gesetzt. Sie machte einen sehr gepflegten Eindruck.

Die Messung mit dem *JohnAs II*-Impaktor ab 18:20 Uhr ergab eine Staubkonzentration von 32 mg/m³ im Normzustand bei tatsächlichem Restsauerstoffgehalt. Die Messung nach der 1.BImSchV [6] (Kaminkehrermethode) um ca. 19:08 Uhr ergab 46 mg/m³ im Normzustand bei tatsächlichem Restsauerstoffgehalt.

Während der gesamten Messdauer lagen die relativ gleichmäßigen CO-Konzentrationen zwischen 200 mg/m³ und 1.000 mg/m (Normkubikmeter). Besonders deutlich ist der typische Anheizpeak ab 17:45 Uhr zu sehen. Ebenfalls ist auch das typische Abschaltverhalten eines Pelletkessels zu erkennen.

Aufgrund der Reduktion der Gebläseleistung beim Abschalten sinkt auch die emittierte Partikelanzahl. Allerdings werden auch nach dem Abschalten des Kessels Partikel aus dem „stehenden“ Rauchgas durch das Partikelmessgerät gesaugt, die keiner realen Emission entsprechen. Während des Betriebs lag eine gleichmäßig verlaufende Partikelemission mit Partikelanzahlen zwischen 10^7 und 10^8 pro cm³ vor.

Hinweis:

Es handelt sich bei allen Emissionsmessungen um Stichproben die keine Rückschlüsse auf die Qualität eines bestimmten Kesseltyps zulassen! Zu beachten ist auch, dass die gravimetrischen Staubmessungen überwiegend während Volllastbetrieb durchgeführt wurden. Das Emissionsverhalten unter Teillast kann von den gemessenen Werten abweichen.

Pelletkessel 05: HMS / Sonnig Pelletec, Nennwärmeleistung 14,9 kW, Baujahr 2003

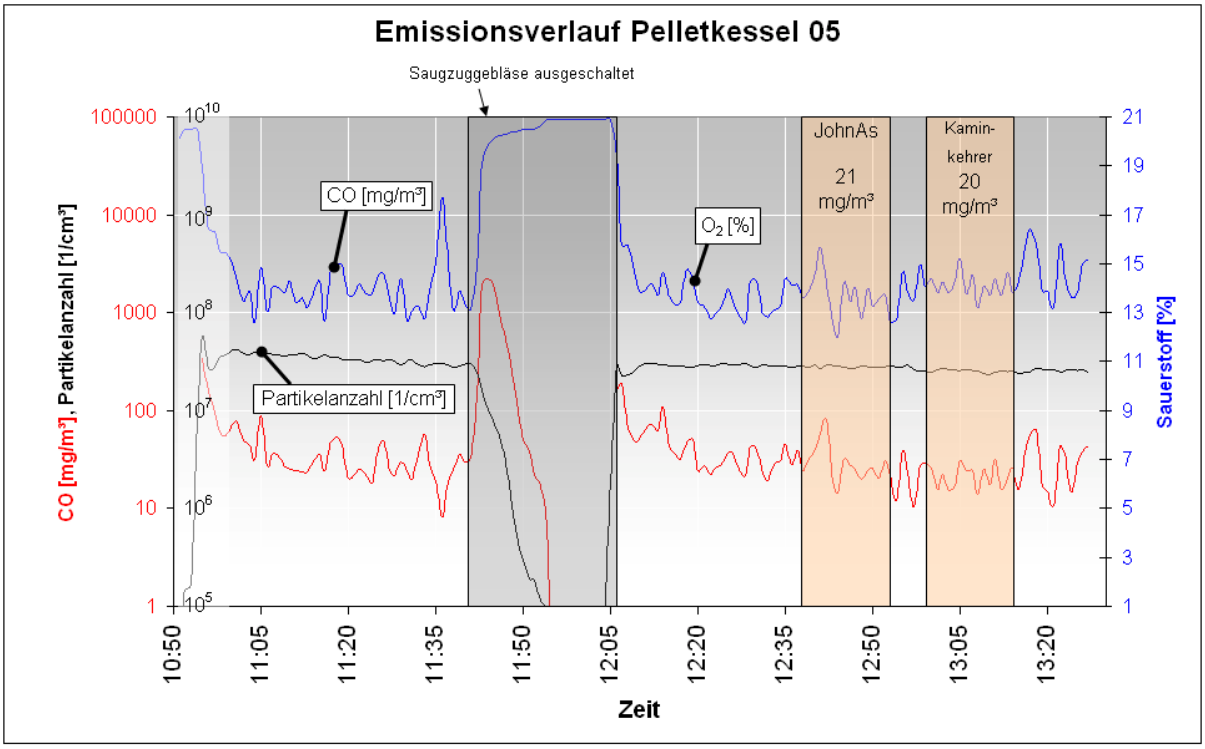


Abbildung 3-16: Emissionsverlauf Pelletkessel 05

In Abbildung 3-16 ist der zeitliche Verlauf der CO-, O_2-, sowie Partikelanzahl – Emissionen eines Pellet-Zentralheizungskessels dargestellt. Der Kessel wird an einem Pufferspeicher in Verbindung mit einer thermischen Solaranlage betrieben. Er dient der Beheizung eines nach EnEV modernisierten Wohnhauses aus den 60er Jahren.
Die Anlage war sehr gut eingestellt und machte einen sehr gepflegten Eindruck. Der Kessel hat während der gesamten Messdauer einmal automatisch abgeschaltet und wurde anschließend manuell wieder in Volllastbetrieb geschaltet. Die Puffer-Solltemperatur wurde dazu manuell erhöht.
Die Messung mit dem *JohnAs II*-Impaktor ab 12:40 Uhr ergab eine Staubkonzentration von 21 mg/m³ im Normzustand bei tatsächlichem Restsauerstoffgehalt. Die Messung nach der Kaminkehrermethode ab ca. 13:00 Uhr ergab 20 mg/m³ im Normzustand bei tatsächlichem Restsauerstoffgehalt.
Während des gleichmäßigen Betriebes lag die CO-Konzentrationen zwischen 10 mg/m³ und 100 mg/m³ (Normkubikmeter). Gut zu erkennen sind der typische Anheiz-Peak gegen 10:50 Uhr sowie das Abschaltverhalten zwischen 11:40 und 12:00 Uhr.
Während des kontinuierlichen Betriebs lag die Partikelemission zwischen 10^7 und 10^8 pro cm³.
Die Partikelemission spiegelt den gleichmäßigen Emissionsverlauf eines gut abgestimmten Kessels wider.

Hinweis:
Es handelt sich bei allen Emissionsmessungen um Stichproben die keine Rückschlüsse auf die Qualität eines bestimmten Kesseltyps zulassen! Zu beachten ist auch, dass die gravimetrischen Staubmessungen überwiegend während Volllastbetrieb durchgeführt wurden. Das Emissionsverhalten unter Teillast kann von den gemessenen Werten abweichen.

Pelletkessel 06: KWB USP30, Nennwärmeleistung 30 kW, Baujahr 2005

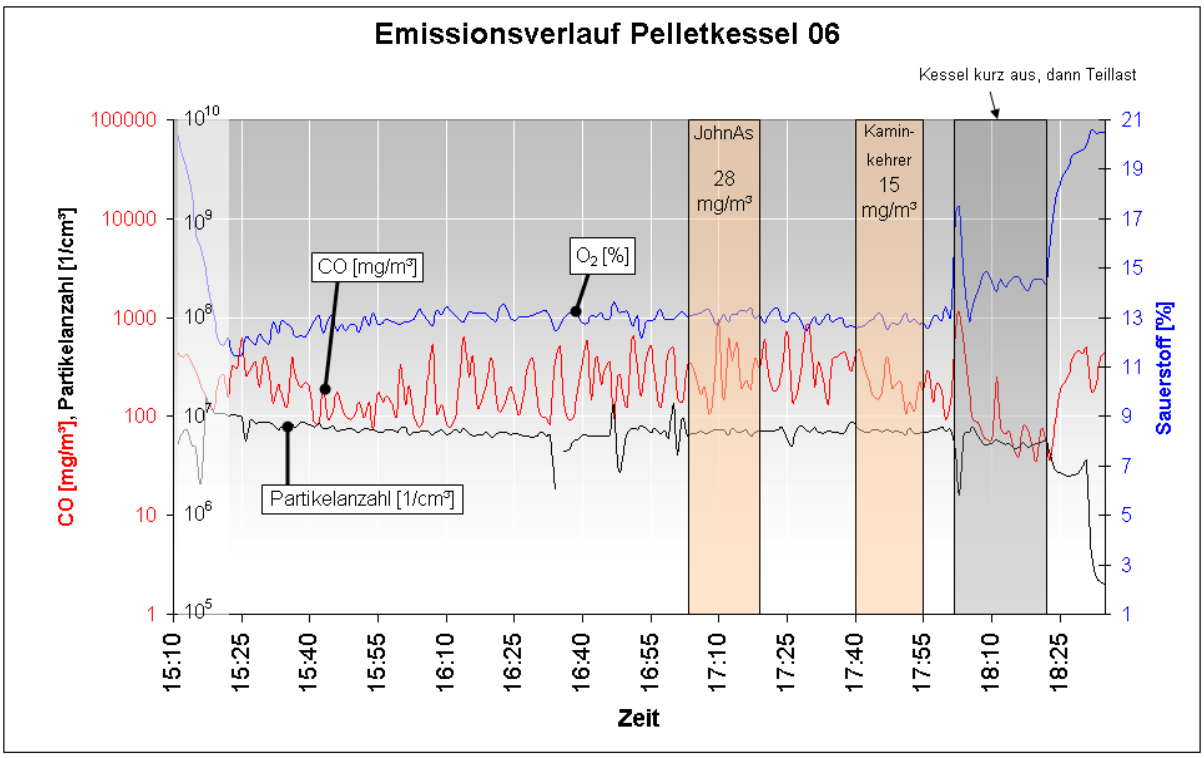


Abbildung 3-17: Emissionsverlauf Pelletkessel 06

In Abbildung 3-17 ist der zeitliche Verlauf der CO-, O_2-, sowie Partikelanzahl – Emissionen eines Pellet-Zentralheizungskessels dargestellt. Der Kessel wird in Verbindung mit einem Pufferspeicher zur Beheizung eines Büro- und Laborgebäudes betrieben.
Die Anlage war leistungsoptimiert eingestellt, sie machte einen sehr gepflegten Eindruck. Der Betreiber hat die Kesselregelung nach den Messungen verstellt und insbesondere die CO-Emissionen dadurch reduziert. Der Kessel wurde während der Messdauer kurz abgeschaltet und anschließend im erzwungenen Teillastbetrieb betrieben.
Die Messung mit dem *JohnAs II*-Impaktor ab 17:00 Uhr ergab eine Staubkonzentration von 28 mg/m³ im Normzustand bei tatsächlichem Restsauerstoffgehalt. Die Messung nach der Kaminkehrermethode ab 17:40 Uhr ergab 15 mg/m³ im Normzustand bei tatsächlichem Restsauerstoffgehalt.
Die CO-Konzentration schwankte während der gesamten Messdauer deutlich zwischen 10 mg/m³ und 1.000 mg/m³ (Normkubikmeter).
Aufgrund der Reduktion der Gebläseleistung bei Teillast sinkt die emittierte Partikelanzahl geringfügig. Sie lag während der gesamten Messdauer bei 10^7 pro cm³.

Hinweis:
Es handelt sich bei allen Emissionsmessungen um Stichproben die keine Rückschlüsse auf die Qualität eines bestimmten Kesseltyps zulassen! Zu beachten ist auch, dass die gravimetrischen Staubmessungen überwiegend während Volllastbetrieb durchgeführt wurden. Das Emissionsverhalten unter Teillast kann von den gemessenen Werten abweichen.

Scheitholzkessel 07: Brötje Y30, Nennwärmeleistung 29 kW, Baujahr 1980

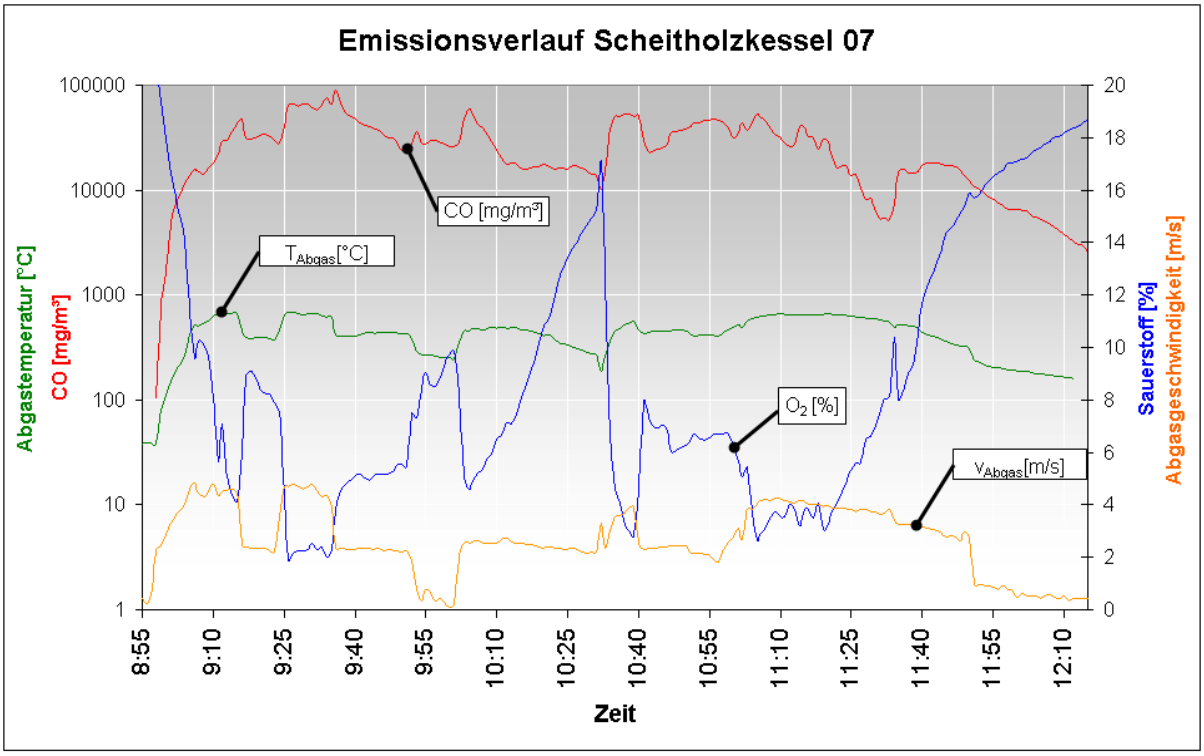


Abbildung 3-18: Emissionsverlauf Scheitholzkessel 07, (andere Skalierung beachten!)

In Abbildung 3-18 ist der zeitliche Verlauf der CO- und O_2-Emissionen sowie der Abgastemperatur und -geschwindigkeit eines 26 Jahre alten Scheitholz-Zentralheizungskessels dargestellt. Zu beachten ist, dass hier eine andere Skalierung der Diagrammachsen als bei den übrigen Diagrammen gewählt ist. Der Kessel wird in Verbindung mit einem Pufferspeicher zur Beheizung eines älteren Wohnhauses betrieben. Die Beladung des Pufferspeichers erfolgt selten durch manuelles Einschalten der Ladepumpe vom Betreiber. Die Heizkreispumpe zur geregelten Wärmeabfuhr aus dem Kessel wird vom Betreiber nur nach selten eingeschaltet, wenn der Schwerkraftumlauf nicht ausreicht. Bei diesem Kessel handelt es sich um einen sog. Naturzugkessel ohne Gebläse. Der Betreiber „regelt“ die Verbrennung durch manuelles öffnen und schließen der Luftklappe. Dadurch sind auch die relativ hohen Abgasgeschwindigkeiten bis 4 m/s zu erklären. In Folge dessen ist auch die Abgastemperatur sehr hoch (bis 650 °C). An dieser Anlage wurden keine gravimetrischen Emissionsmessungen durchgeführt. Auch eine Messung der Partikelanzahl ist bei Abgastemperaturen um 650 °C mit den eingesetzten Messgeräten nicht sinnvoll.
Die CO-Konzentration lag mit Werten zwischen 10.000 mg/m³ und fast 100.000 mg/m³ extrem hoch. Der Mittelwert während des Messzeitraumes betrug rund 26.500 mg/m³ (jeweils Normkubikmeter).

Abbildung 3-19: Schwärzung des Schnees durch die Abgasfahne eines Naturzug-Scheitholzkessels mit Abgastemperaturen um 650 °C

Die Schwärzung des Schnees um den Schornstein (Abbildung 3-19) vermittelt einen Eindruck von den Staubemissionen dieses Kessels. Zudem ist der Schnee wegen der hohen Abgastemperaturen um den Schornstein herum abgeschmolzenen.
Der Betreiber ist mit seiner Heizungsanlage sehr zufrieden. Seiner Meinung nach ist die Anlage sehr sparsam.

Hinweis:
Es handelt sich bei allen Emissionsmessungen um Stichproben die keine Rückschlüsse auf die Qualität eines bestimmten Kesseltyps zulassen! Zu beachten ist auch, dass die gravimetrischen Staubmessungen überwiegend während Volllastbetrieb durchgeführt wurden. Das Emissionsverhalten unter Teillast kann von den gemessenen Werten abweichen.

Scheitholzkessel 08: Künzel HV 30, Nennwärmeleistung 30 kW, Baujahr 1993

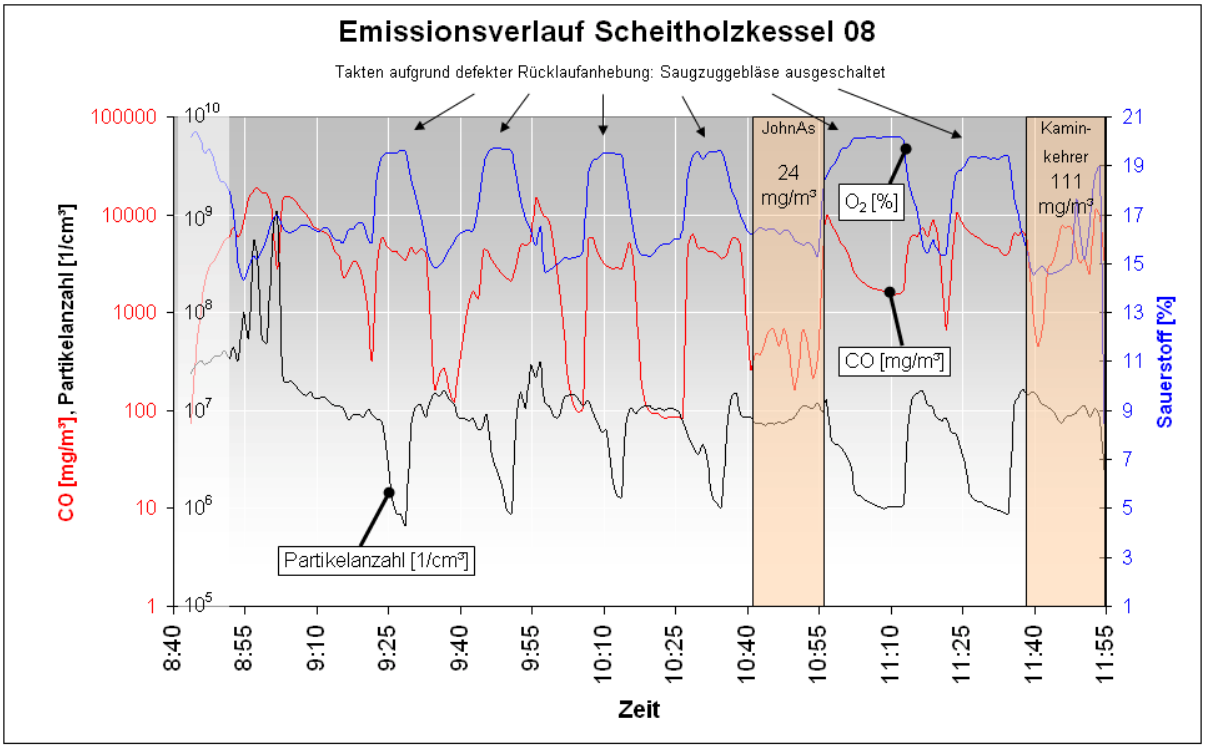


Abbildung 3-20: Emissionsverlauf Scheitholzkessel 08

In Abbildung 3-20 ist der zeitliche Verlauf der CO-, O_2-, sowie Partikelanzahl – Emissionen eines Scheitholz-Zentralheizungskessels dargestellt. Der Kessel wird in Verbindung mit einem Pufferspeicher zur Beheizung eines älteren Wohnhauses auf einem landwirtschaftlichen Betrieb eingesetzt. Zusätzlich ist ein Ölkessel installiert, in den ein Warmwasserspeicher integriert ist, der auch vom Scheitholzkessel beheizt wird. Der Kessel taktete häufig. Offensichtlich war das thermische Ventil der Rücklaufanhebung defekt, so dass der Kessel die Wärme nicht richtig an Pufferspeicher und Heizkreis abgeben konnte. Der Betreiber erwähnte, dass er „zur Zeit viel Öl und Holz braucht, und es trotzdem nicht richtig warm wird…“. Dem Betreiber wurde eine Wartung der Anlage durch den Heizungsbauer empfohlen. Durch manuelle Eingriffe in die Regelung konnten zur Durchführung der gravimetrischen Messungen ausreichend lange Betriebsphasen eingestellt werden.
Die Messung mit dem *JohnAs II*-Impaktor ab 10:40 Uhr ergab eine Staubkonzentration von 24 mg/m³ im Normzustand bei tatsächlichem Restsauerstoffgehalt. Die Messung nach der Kaminkehrermethode ab ca. 11:40 Uhr ergab 111 mg/m³ im Normzustand bei tatsächlichem Restsauerstoffgehalt, wobei der Kessel wegen Überschreitung der Solltemperatur vor Ende der Messung automatisch abschaltete.
Die CO-Konzentrationen schwankten während der gesamten Messdauer deutlich zwischen 100 mg/m³ bei Volllastbetrieb und bis 10.000 mg/m³ (jeweils Normkubikmeter), wenn das Gebläse abgeschaltet war.
Die emittierte Partikelanzahl lag bei Volllast im Bereich um 10^7 pro cm³.

Hinweis:
Es handelt sich bei allen Emissionsmessungen um Stichproben die keine Rückschlüsse auf die Qualität eines bestimmten Kesseltyps zulassen! Zu beachten ist auch, dass die gravimetrischen Staubmessungen überwiegend während Volllastbetrieb durchgeführt wurden. Das Emissionsverhalten unter Teillast kann von den gemessenen Werten abweichen.

Scheitholzkessel 09: Fischer-Guntamatik Turbra 12 - 30, Nennwärmeleistung 30 kW, Baujahr 1997

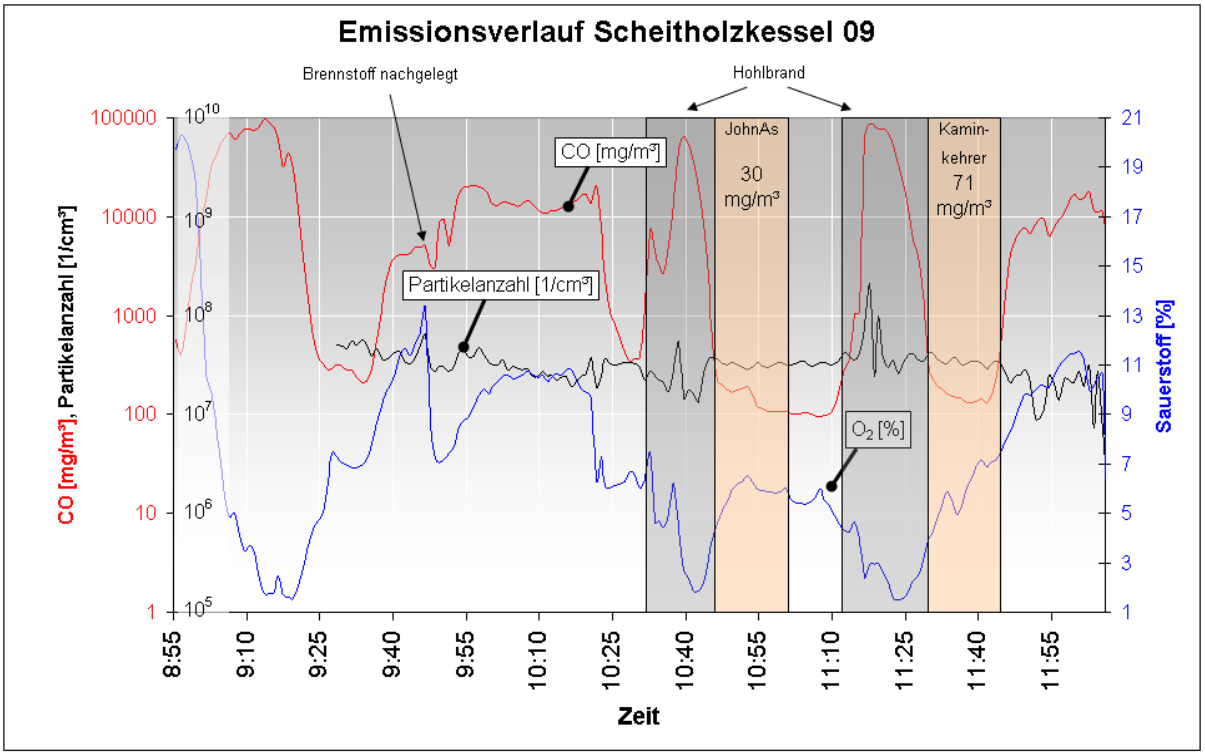


Abbildung 3-21: Emissionsverlauf Scheitholzkessel 09

In Abbildung 3-21 ist der zeitliche Verlauf der CO-, O_2-, sowie Partikelanzahl – Emissionen eines Scheitholz-Zentralheizungskessels dargestellt. Der Kessel wird in Verbindung mit einem Pufferspeicher zur Beheizung eines älteren Wohnhauses auf einem landwirtschaftlichen Betrieb eingesetzt.
Die Messung mit dem *JohnAs II*-Impaktor ab 10:45 Uhr ergab eine Staubkonzentration von 29 mg/m³ im Normzustand bei tatsächlichem Restsauerstoffgehalt. Die Messung nach der Kaminkehrermethode ab 11:30 Uhr ergab 71 mg/m³ im Normzustand bei tatsächlichem Restsauerstoffgehalt.
Die CO-Konzentration schwankte während der gesamten Messdauer erheblich. Es kam wiederholt zu Hohlbränden, die der Betreiber jedoch erkannte und eingriff. Die CO-Konzentration lag überwiegend zwischen 1.000 mg/m³ und 10.000 mg/m³. Während Betriebszuständen mit besserer Verbrennung lag der CO-Gehalt bei ca. 100 mg/m³ (jeweils Normkubikmeter).
Die emittierte Partikelanzahl lag überwiegend bei ca. 3 x 10^7 pro cm³. Während der Hohlbrandphasen traten Spitzen der Partikelanzahl bis über 10^8 pro cm³ auf, die mit den CO-Spitzen korrelieren.

Hinweis:
Es handelt sich bei allen Emissionsmessungen um Stichproben die keine Rückschlüsse auf die Qualität eines bestimmten Kesseltyps zulassen! Zu beachten ist auch, dass die gravimetrischen Staubmessungen überwiegend während Volllastbetrieb durchgeführt wurden. Das Emissionsverhalten unter Teillast kann von den gemessenen Werten abweichen.

Scheitholzkessel 10: HDG Euro 40, Nennwärmeleistung 40 kW, Baujahr 2003

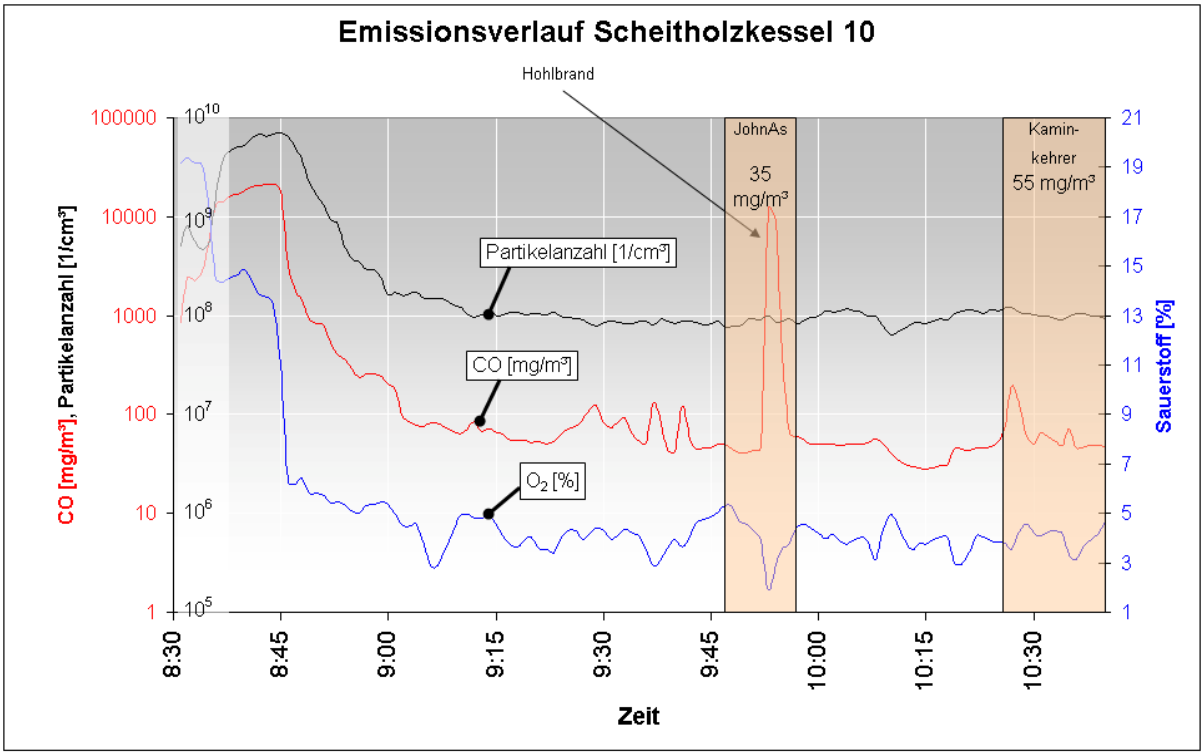


Abbildung 3-22: Emissionsverlauf Scheitholzkessel 10

In Abbildung 3-22 ist der zeitliche Verlauf der CO-, O_2-, sowie Partikelanzahl – Emissionen eines Scheitholz-Zentralheizungskessels dargestellt. Der Kessel wird in Verbindung mit einem Pufferspeicher zur Beheizung eines älteren Wohnhauses auf einem landwirtschaftlichen Betrieb eingesetzt.
Die Messung mit dem *JohnAs II*-Impaktor ab ca. 9:45 Uhr ergab eine Staubkonzentration von 35 mg/m³ im Normzustand bei tatsächlichem Restsauerstoffgehalt. Während dieser Messung trat kurzzeitig ein Hohlbrand auf. Die Messung nach der Kaminkehrermethode ab ca. 10:25 Uhr ergab einen Gesamtstaubgehalt von 55 mg/m³ im Normzustand bei tatsächlichem Restsauerstoffgehalt.
Die CO-Konzentration lag während der gesamten Messdauer mit Ausnahme des Anheizpeaks und des Hohlbrandes leicht unter 100 mg/m³ (Normkubikmeter). Da der Kessel über Nacht ausgekühlt war, dauerte die Anheizphase mit dem Aufheizen des Kessels rund 25 Minuten. Entsprechend ist in Abbildung 3-22 der typische Anheizpeak mit hohen Emissionen (CO bis 20.000 mg/m³) sehr ausgeprägt. Auch die gemessene Partikelanzahl lag während des Anheizens deutlich über den Werten bei gleichmäßiger und guter Verbrennung mit rund 10^8 pro cm³. Grund dafür dürfte die erhöhte Gebläseleistung beim Anheizen sein, wodurch viel Staub aufgrund der höheren Strömungsgeschwindigkeiten aus dem Kessel mitgerissen wird.

Hinweis:
Es handelt sich bei allen Emissionsmessungen um Stichproben die keine Rückschlüsse auf die Qualität eines bestimmten Kesseltyps zulassen! Zu beachten ist auch, dass die gravimetrischen Staubmessungen überwiegend während Volllastbetrieb durchgeführt wurden. Das Emissionsverhalten unter Teillast kann von den gemessenen Werten abweichen.

Scheitholzkessel 11: HDG Euro 30, Nennwärmeleistung 30 kW, Baujahr 2004

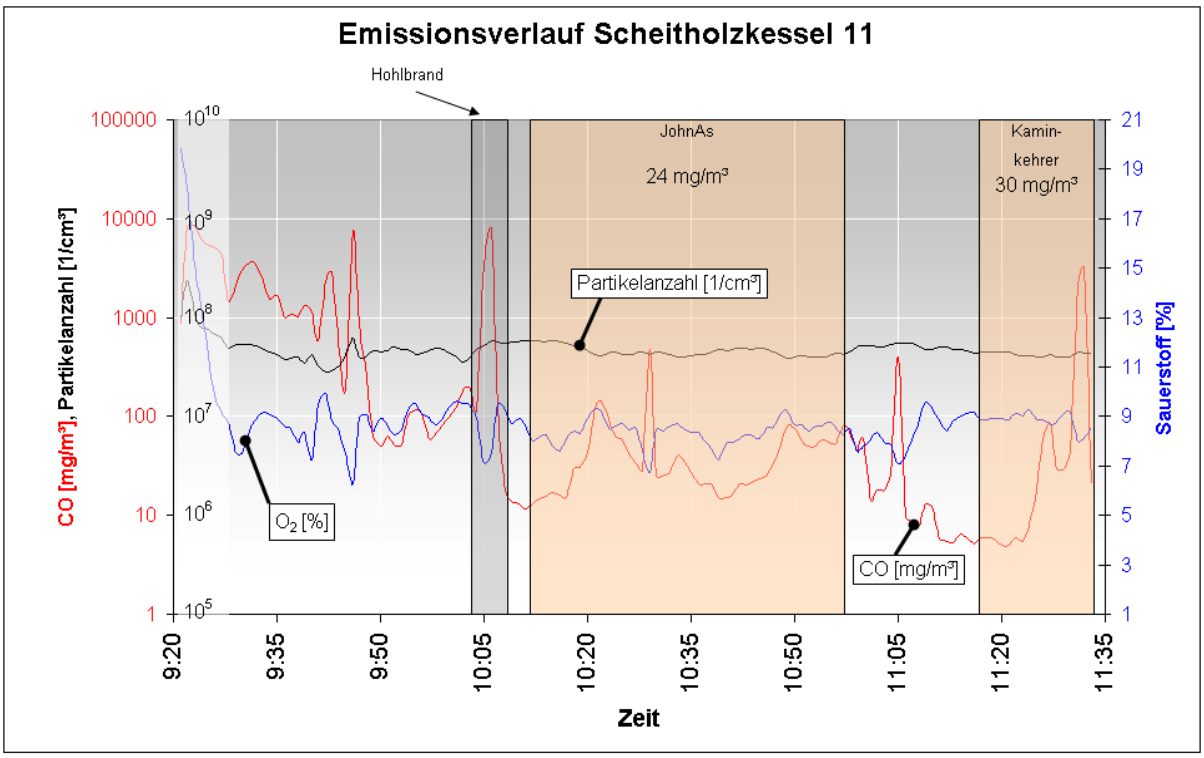


Abbildung 3-23: Emissionsverlauf Scheitholzkessel 11

In Abbildung 3-23 ist der zeitliche Verlauf der CO-, O_2-, sowie Partikelanzahl – Emissionen eines Scheitholz-Zentralheizungskessels dargestellt. Der Kessel wird in Verbindung mit einem Pufferspeicher zur Beheizung eines älteren Wohnhauses auf einem landwirtschaftlichen Betrieb eingesetzt.
Der typische Anheizpeak ist hier weniger stark ausgeprägt, da der Kessel nicht so stark ausgekühlt war, wie der vergleichbare Kessel 10 (Abbildung 3-22). Das Emissionsniveau lag mit Ausnahme kleinerer Hohlbrände etwas unter dem Niveau des Kessels 10. Die CO-Konzentration schwankte während der gesamten Messdauer mit Ausnahme des Anheizpeaks zwischen 10 mg/m³ und 100 mg/m³ (jeweils Normkubikmeter).
Die emittierte Partikelanzahl lag während der gesamten Messdauer relativ gleichmäßig zwischen 10^7 und 10^8 pro cm³.
Die Messung mit dem *JohnAs II*-Impaktor ab ca. 10:10 Uhr ergab eine Staubkonzentration von 24 mg/m³ im Normzustand bei tatsächlichem Restsauerstoffgehalt. Die Messung nach der Kaminkehrermethode ab etwa 11:15 Uhr ergab eine Gesamtstaubmasse von 30 mg/m³ im Normzustand bei tatsächlichem Restsauerstoffgehalt. Während beiden gravimetrischen Staubmessungen kam es zu je einem Hohlbrand.

Hinweis:
Es handelt sich bei allen Emissionsmessungen um Stichproben die keine Rückschlüsse auf die Qualität eines bestimmten Kesseltyps zulassen! Zu beachten ist auch, dass die gravimetrischen Staubmessungen überwiegend während Volllastbetrieb durchgeführt wurden. Das Emissionsverhalten unter Teillast kann von den gemessenen Werten abweichen.

Scheitholzkessel 12: Fröling FHG Turbo 3000/30, Nennwärmeleistung 30 kW, Baujahr 2004

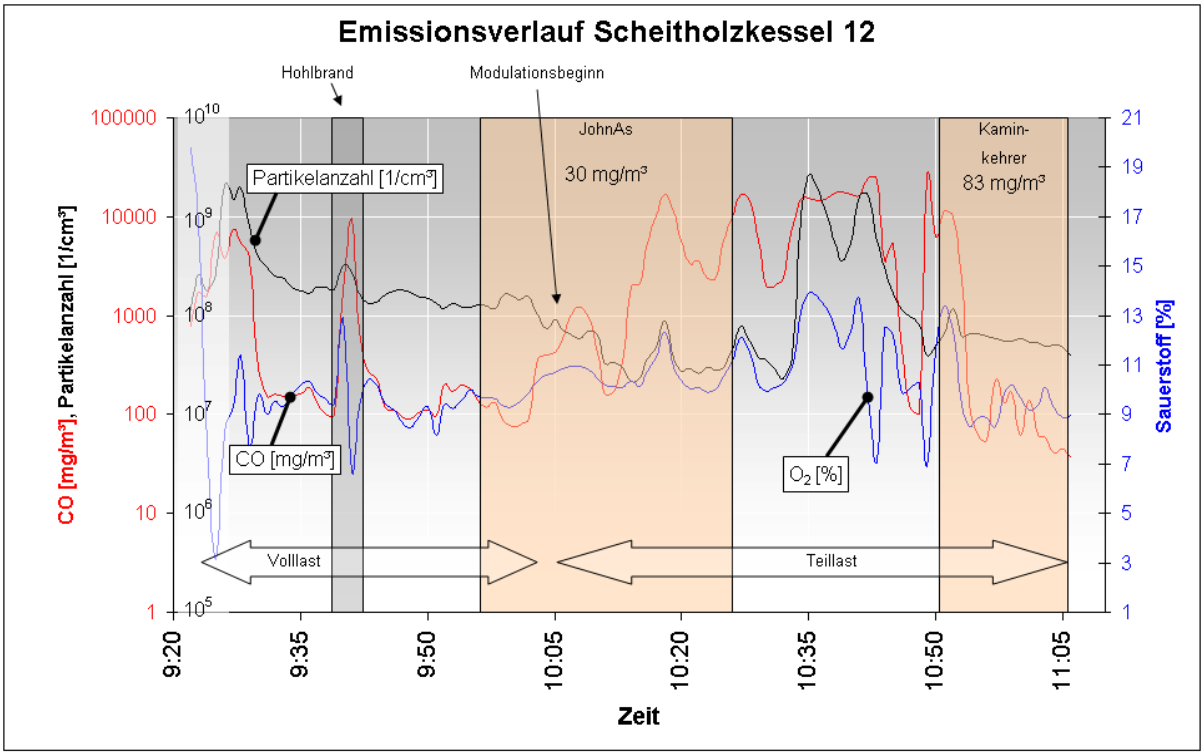


Abbildung 3-24: Emissionsverlauf Scheitholzkessel 12

In Abbildung 3-24 ist der zeitliche Verlauf der CO-, O_2-, sowie Partikelanzahl – Emissionen eines Scheitholz-Zentralheizungskessel dargestellt. Der Kessel wird in Verbindung mit einem Pufferspeicher zur Beheizung eines älteren Wohnhauses auf einem landwirtschaftlichen Betrieb eingesetzt. Die Anlage war ungepflegt und offensichtlich länger nicht gewartet. Im Brennstofflager lagen auch geringe Mengen ungeeigneter Brennstoffe (Kartonagen, Tetra-Pack).

Die Messung mit dem *JohnAs II*-Impaktor ab ca. 9:55 Uhr ergab eine Staubkonzentration von 30 mg/m³ im Normzustand bei tatsächlichem Restsauerstoffgehalt. Die Messung nach der Kaminkehrermethode ab 10:50 Uhr ergab einen Staubgehalt von 83 mg/m³ im Normzustand bei tatsächlichem Restsauerstoffgehalt. Da der Kessel die Leistung modulierend regelte und in die Regelung nicht eingegriffen wurde, mussten die gravimetrischen Staubmessungen bei variablen Lastzuständen durchgeführt werden. Zudem waren im Rauchrohr erhebliche Staubablagerungen vorhanden (Abbildung 3-25), die ein sauberes Einbringen der Absaugdüsen der Staubmessgeräte erschwerten. Aus diesen Gründen können die gravimetrischen Messwerte dieses Kessels mit den übrigen Messergebnissen im Rahmen dieses Projekts nicht verglichen werden. Sie können jedoch einen Eindruck vom Emissionsverhalten von Scheitholzkesseln bei Teillast vermitteln. Besonders deutlich sind die höheren Emissionen während Teillast bei der CO-Konzentration zu erkennen, die im Teillastfall deutlich zwischen 2.000 mg/m³ bis 20.000 mg/m³ schwankte. Bei Volllast während der ersten Messstunde lag die CO-Konzentration mit Ausnahme des Anheizpeaks und des Hohlbrandes um 100 mg/m³ (jeweils Normkubikmeter).

Aufgrund der Reduktion der Gebläseleistung bei Teillast sinkt die emittierte Partikelanzahl. Sie lag bei Volllast um 10^8 pro cm³. Bei Teillast ist eine gute Korrelation der Partikelanzahlemission mit dem Restsauerstoffgehalt zu erkennen, der ein Maß für den durchgesetzten Volumenstrom und damit auch die Strömungsgeschwindigkeit im Kessel ist. Bei diesem Kessel lagen die im Diagramm der Übersichtlichkeit halber nicht dargestellten Strömungsgeschwindigkeiten im Rauchrohr zwischen 2,5 m/s und 4,5 m/s. Sie sind ein Grund für die z.T. hohen Staubemissionen, da aus dem Kessel viele Staubpartikel mit ins Rauchrohr gerissen werden.

Abbildung 3-25: Staubablagerungen im Rauchrohr des Kessels 12

Hinweis:
Es handelt sich bei allen Emissionsmessungen um Stichproben die keine Rückschlüsse auf die Qualität eines bestimmten Kesseltyps zulassen! Zu beachten ist auch, dass die gravimetrischen Staubmessungen überwiegend während Volllastbetrieb durchgeführt wurden. Das Emissionsverhalten unter Teillast kann von den gemessenen Werten abweichen.

Getreidekessel : Gerlinger Biokompakt AWK 45, Nennwärmeleistung 35 kW, Baujahr 2002

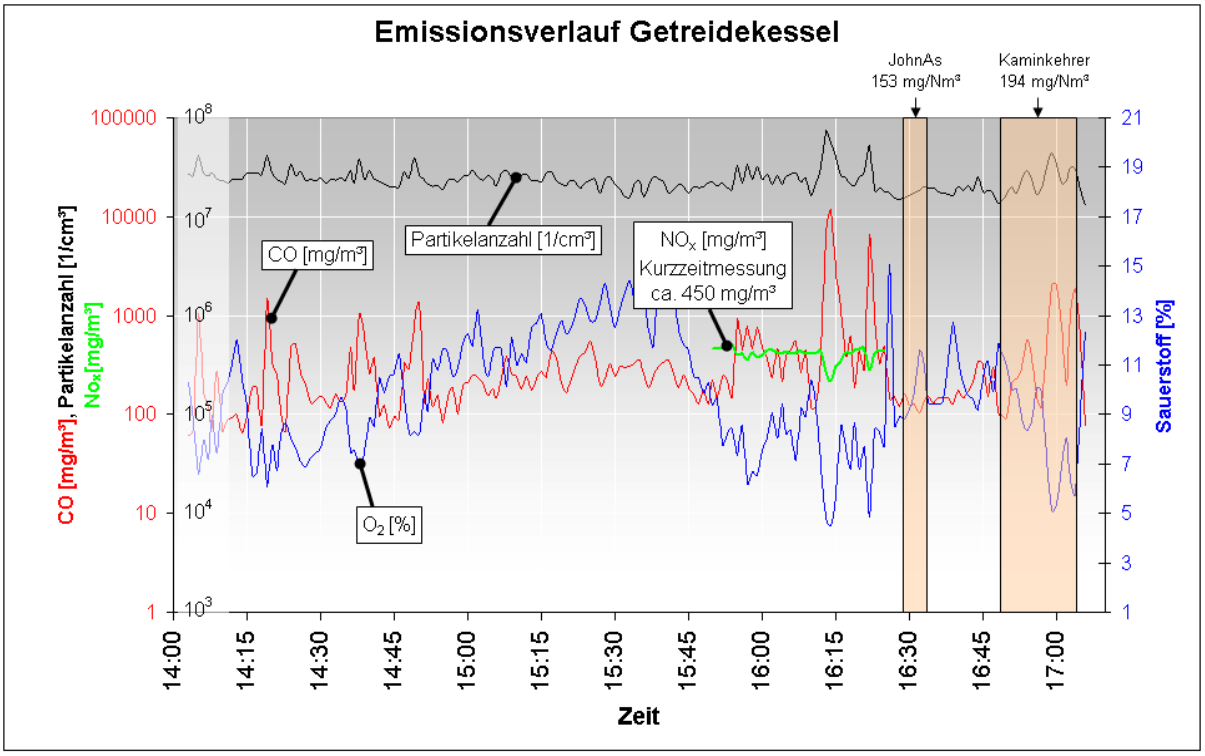


Abbildung 3-26: Emissionsverlauf Getreidekessel

In Abbildung 3-26 ist der zeitliche Verlauf der CO-, O_2-, sowie Partikelanzahl-Konzentrationen im Reingas eines Zentralheizungskessel dargestellt, in dem Getreide unter automatischer Kalkbeimischung verbrannt wird. Zusätzlich ist das Ergebnis einer ca. 30-minütigen kontinuierlichen NO_x-Messung eingezeichnet. Zur Schonung des NO_x-Sensors wurde während der übrigen Messdauer ein Vorfilter mit Purafil am Abgasanalysegerät eingesetzt, durch den die NO_x-Konzentration reduziert wird.
Es handelt sich um einen Hackgut-Serienkessel, der vom Hersteller auf den Brennstoff Getreide angepasst wurde. Der Hersteller möchte an dem Kessel unterschiedliche Entstaubungsaggregate untersuchen. An der Anlage ist eine Vorrichtung zur automatischen Beimischung von Kalk zum Brennstoff installiert, um die Ascheschmelztemperatur zu erhöhen und so Verschlackungen vorzubeugen. Der Kessel wird zur Beheizung eines älteren Wohnhauses auf einem landwirtschaftlichen Betrieb eingesetzt.
Die Ablagerungen in Kessel und Rauchrohr wurden vom Betreiber unmittelbar vor Beginn der Messungen entfernt. Dadurch war das während des üblichen Betriebes vorhandene Aschebett unterhalb der Brennschale nicht vorhanden, so dass es zu Störungen bei der Primärluftzufuhr kam. Dadurch sind die teilweise deutlichen CO-Spitzen zu erklären. Der Kessel wurde während der Emissionsmessungen mit Gerste als Brennstoff betrieben, wobei ca. 2 % Kalk beigemischt wurden. Vormittags wurde der Kessel ca. vier Stunden für Emissionsmessungen ohne Staubabscheider betrieben, anschließend wurde ein Metallvlies-Filter in den letzten Rauchgaszug des Kessels eingebaut (Abbildung 3-27), der der Entstaubung des gesamten Raugases (nun Reingas) dient. Der Druckverlust am Filter wurde durch Erhöhung der Saugzuggebläseleistung ausgeglichen. Eine automatische Abreinigung des Filters ist nicht installiert. Gravimetrische Emissionsmessungen wurden sowohl im Rohgas (vormittags, ohne Metallvlies-Filter) als auch im Reingas (nachmittags, mit Metallvlies-Filter) durchgeführt, um die Abscheidewirkung des Filters beurteilen zu können.
Das oben dargestellte Diagramm (Abbildung 3-26) zeigt Messwerte im Reingas.
Die CO-Konzentration schwankte während der gesamten Messdauer deutlich zwischen 100 mg/m³ und 1.000 mg/m³, kurzzeitig traten Spitzen bis fast 10.000 mg/m³ (Normkubikmeter) auf.
Die Anzahl emittierter Partikel lag während der gesamten Messdauer zwischen 10^7 und 10^8 pro cm³.

Abbildung 3-27: Staubabscheidevorrichtung des Getreidekessels

Zusätzlich zur PM_{10}-Messung mit dem *JohnAs II*-Impaktor wurden auch Gesamtstaubmessungen mit einem Planfilterkopfgerät durchgeführt. Hier wurden je drei 30-minütige Messungen ohne (vormittags) und mit (nachmittags) Metallvlies-Filter im letzten Rauchgaszug durchgeführt. Diese Gesamtstaubmessungen lieferten ohne Entstaubungsaggregat (Rohgas) eine mittlere Staubemission von 160 mg/m³ im Normzustand bezogen auf 13 % Sauerstoff. Durch den eingebauten Metallvlies-Filter (Reingas) wird der Staubgehalt auf 99 mg/m³ (Normzustand, bezogen auf 13 % Sauerstoff) reduziert.
Die *JohnAs II*-Messungen im Roh- und Reingas dauerte nur ca. 3 Minuten. Danach war der Druckverlust durch die beladenen Filter so hoch, dass der zur Einhaltung der Abscheidekanten des Impaktors notwendige Absaug-Volumenstrom nicht mehr aufrechterhalten werden konnte. Für das Rohgas wurde mit dem *JohnAs II*-Impaktor eine Feinstaubkonzentration von 355 mg/m³ bei tatsächlichem Sauerstoffgehalt ermittelt. Bei Bezug auf 13 % Sauerstoff reduziert sich dies auf 228 mg/m³. Beide Werte gelten für Normkubikmeter. Gegen 16:30 Uhr wurde innerhalb der 3-Minütigen Messung eine Gesamtstaubmasse von 153 mg/m³ im Normzustand bei tatsächlichem Restsauerstoffgehalt auf den drei Impaktorstufen abgeschieden. Dies entspricht einer Emission von 115 mg/m³ im Normzustand bezogen auf 13 % Sauerstoff. Die Messung nach der Kaminkehrermethode wurde ab ca. 16:50 Uhr nur im Reingas durchgeführt. Sie ergab eine Staubkonzentration von 194 mg/m³ im Normzustand bei tatsächlichem Restsauerstoffgehalt. Bezogen auf 13 % Restsauerstoff beträgt die nach der Kaminkehrermethode ermittelte Gesamtstaubkonzentration 122 mg/m³ (Normkubikmeter).

Hinweis:
Es handelt sich bei allen Emissionsmessungen um Stichproben die keine Rückschlüsse auf die Qualität eines bestimmten Kesseltyps zulassen! Zu beachten ist auch, dass die gravimetrischen Staubmessungen überwiegend während Volllastbetrieb durchgeführt wurden. Das Emissionsverhalten unter Teillast kann von den gemessenen Werten abweichen.

Heizölkessel : Viessmann / Ray, 35 kW, Baujahr 2002

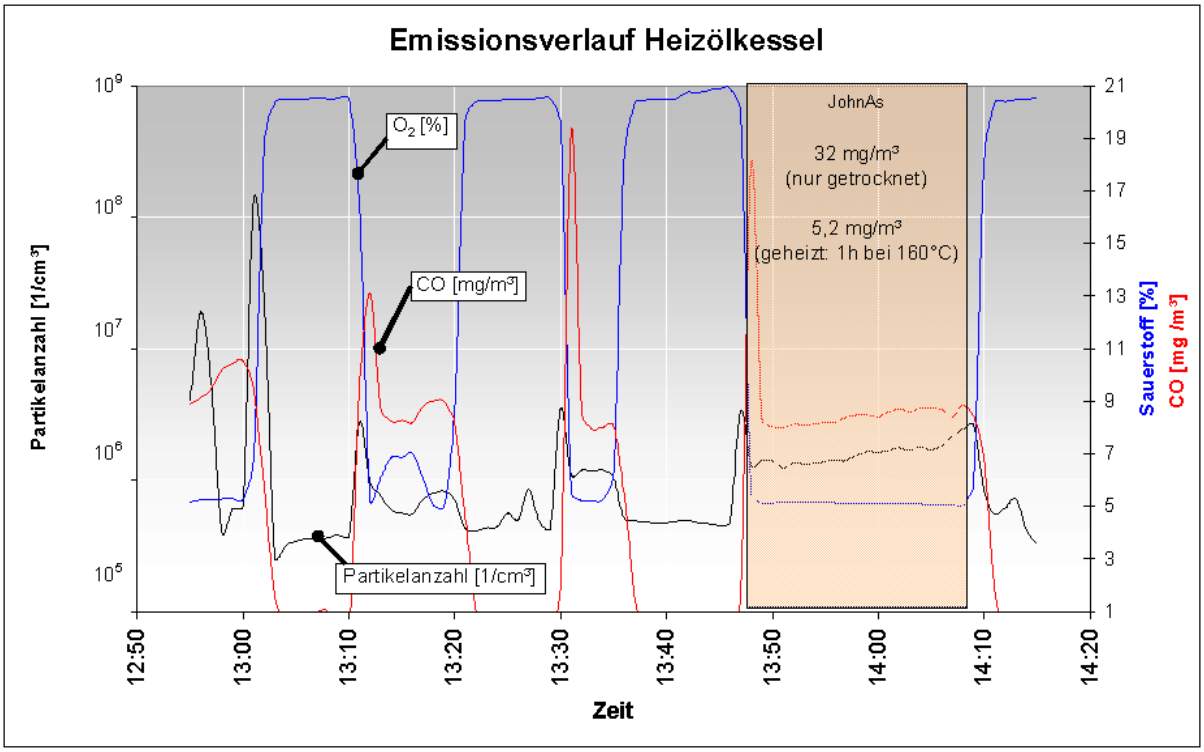


Abbildung 3-28: Emissionsverlauf Heizölkessel

In Abbildung 3-28 ist der zeitliche Verlauf der CO-, O_2-, sowie der Partikelanzahl – Emissionen eines Heizöl-Zentralheizungskessel dargestellt. Der ungepflegte Kessel wird zur Beheizung eines älteren Wohnhauses eingesetzt.

Die CO-Konzentration liegt während des gleichmäßigen Volllastbetriebes unter 10 mg/m³. Während der Brennerstarts treten kurzzeitige Spitzen bis 20 mg/m³ (Normkubikmeter) auf.

Die Anzahl emittierter Partikel liegt beim Volllastbetrieb (Gebläsebrenner eingeschaltet) um 10^6 1/cm³. Die Anzahl ist damit um das 10- bis 100-fache niedriger als bei den betrachteten Holzfeuerungen.

Die Messung mit dem *JohnAs II*-Impaktor wurde ab 13:49 Uhr durchgeführt und dauerte etwa 20 Minuten, da durch Aufdrehen mehrerer Heizkörperventile im Haus eine hohe Wärmelast und damit eine längere Brennerlaufzeit als üblich erzwungen wurde. Eine Staubmessung nach der Kaminkehrermethode wurde nicht durchgeführt.

Zunächst wurde die auf den *JohnAs II*-Filtern abgeschiedene Staubmasse wie in Kapitel 3.1.6 beschrieben ohne Ausheizen der Filter vor der Gegenwägung bestimmt. Sie lag mit 32 mg/m³ deutlich über dem im UBA-Forschungsbericht 299 44 140 [7] angegebenen Emissionsfaktor für Staub von 1,5 mg/MJ (= 2,2 mg/m³). Zur Ursachenklärung wurden weitergehende Untersuchungen mit dem $PM_{2,5}$-Filter durchgeführt. Er wurde halbiert und die Massen beider Hälften durch Wägung bestimmt, um später wieder auf den ganzen Filter hochrechnen zu können. Eine Hälfte wurde für chemische Analysen hinsichtlich eventuell abgeschiedener organischer Komponenten zurückgestellt, die andere Hälfte wurde nach einander bei steigenden Temperaturen geheizt und jeweils nach Equilibrierung bis zur Gewichtskonstanz gegen gewogen. Die Ausheiztemperaturen und -dauer wurden nach Erfahrungen des Technologie- und Förderzentrums (tfz) des Bayerischen Ministeriums für Landwirtschaft und Forsten (BayStMLF) sowie nach DIN EN 13284-1 [5] gewählt. Am tfz werden Filter zur gravimetrischen Bestimmung der Staubmasse bei 120 °C eine Stunde lang im Trockenofen geheizt und nach Abkühlung im Exsikkator gewogen. In der DIN EN 13284-1 [5] wird als Konvention für die Vorgehensweise bei der Bestimmung der Staubmasse an Dieselmotoren (vergleichbar mit Heizölfeuerungen) ein Ausheizen bei 160 °C empfohlen. Die Ergebnisse sind in Tabelle 3-8 angegeben.

Tabelle 3-8: Filter-Nachbehandlung mit Wägeergebnissen

Behandlung	Auf ganzen Filter hochgerechnete Gewichtsdifferenz [mg]	Resultierende PM_{10}-Emissionkonzentration [mg/m³]	Resultierender PM_{10}-Emissionsfaktor [mg/MJ]
Trocknung bei RT	0 Ausgangszustand: 18 mg	32	21
Ausheizen 1 h bei 120 °C	- 2,7	27	18
Ausheizen 1 h bei 160 °C	- 15,0	5,2	3,5

Wie die Ergebnisse zeigen, hatten die unterschiedlichen Nachbehandlungen der Staubprobe erheblich Einfluss auf den sich ergebenden Emissionsfaktor.
Die chemische Analyse der einen Filterhälfte ergab nur sehr geringe Spuren organischer Komponenten aus unvollständiger Verbrennung, die nicht für den erheblichen Gewichtsverlust ursächlich sein können. Offensichtlich wird bei 120 °C leicht gebundenes Kristallwasser ausgetrieben. Die Vermutung liegt nahe, dass der hohe Gewichtsverlust nach Ausheizen bei 160 °C auf das Abdampfen von Schwefelsäure zurückzuführen ist, da in diesem Fall die Taupunkttemperatur von Schwefelsäure überschritten wird. Zusätzlich werden vermutlich die Schwefelsäurehydrate thermisch zerlegt und das gebundene Kristallwasser verdampft. Nach dieser Nachbehandlung liegt das Messergebnis (3,5 mg/MJ) in der Größenordnung der veröffentlichten Emissionsfaktoren für Leichtölfeuerungen. Die Abweichung gegenüber dem Mittelwert für Deutschland (1,5 mg/MJ) liegt innerhalb des Toleranzbereiches.

Hinweis:
Es handelt sich bei allen Emissionsmessungen um Stichproben die keine Rückschlüsse auf die Qualität eines bestimmten Kesseltyps zulassen! Zu beachten ist auch, dass die gravimetrischen Staubmessungen überwiegend während Volllastbetrieb durchgeführt wurden. Das Emissionsverhalten unter Teillast kann von den gemessenen Werten abweichen.

Erdgaskessel : Windhager / Ray, 35 kW, Baujahr 2001

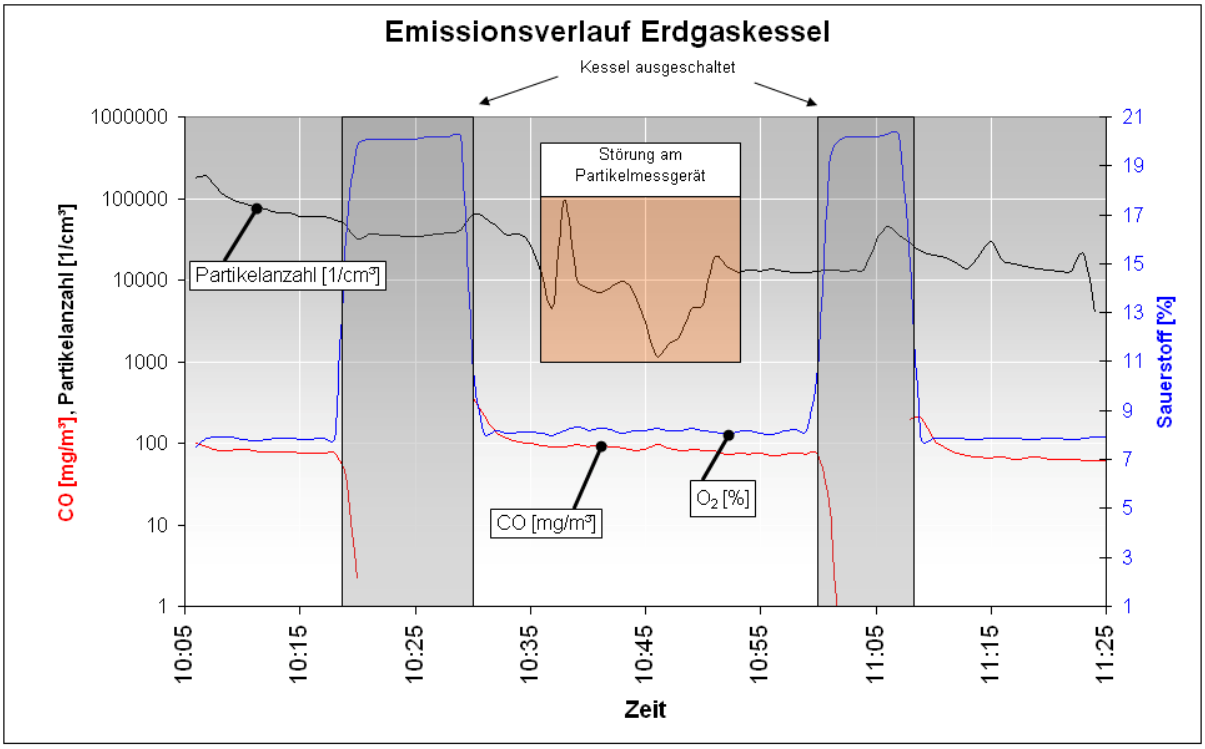


Abbildung 3-29: Emissionsverlauf Erdgaskessel

In Abbildung 3-29 ist der zeitliche Verlauf der CO-, O_2-, sowie der Partikelanzahl – Emissionen eines Erdgas-Zentralheizungskessel dargestellt. Der Kessel wird zur Beheizung eines älteren Wohnhauses eingesetzt.
Es wurden keine gravimetrischen Staubmessungen durchgeführt. Der Kessel hätte nicht ausreichend lang betrieben werden können, um eine wägbare Staubmasse im mg–Bereich abscheiden zu können. Bei der Messung der Partikelanzahl im Abgas der Erdgasfeuerung kam es zu Störungen. Vermutlich liegt dies am höheren Wassergehalt des Abgases verglichen mit dem z.B. einer Holzpelletfeuerung. Die gemessene Partikelanzahl lag zwischen 10^4 und 10^5 pro cm³. Sie ist damit um Faktoren zwischen 100 und 10.000 niedriger als bei Holzfeuerungen. Das Ergebnis umfasst einen weiten Bereich und ist aufgrund der während der Messung aufgetretenen Störungen am Messgerät mit Vorsicht zu bewerten. Die CO-Konzentration während der Betriebsphase des Brenners lag knapp unter 100 mg/m³ im Normzustand.

Hinweis:
Es handelt sich bei allen Emissionsmessungen um Stichproben die keine Rückschlüsse auf die Qualität eines bestimmten Kesseltyps zulassen!

3.4.2 Messergebnisse der gravimetrischen Staubmessungen

Mit einem *JohnAs II* Impaktor wurde in Anlehnung an die Richtlinie VDI 2066 Teil 10 [4] an den ausgewählten Feuerungsanlagen Staub in den drei Größenklassen

- x > 10 µm
- 2,5 µm < x < 10 µm und
- x < 2,5 µm,

bei Volllast auf Quarzfaserplanfiltern gesammelt und die Masse des abgeschiedenen Staubes bestimmt (siehe Kapitel 3.1.6). Aus messtechnischen Gründen mussten die gravimetrischen Staubmessungen bei gleichförmigen Betriebsbedingungen durchgeführt werden. Die Staubemissionen bei instationären Bedingungen können daher nur aus den kontinuierlich erfassten Parametern abgeschätzt werden.
Die ermittelten PM_{10}–Werte entsprechen im Mittel ca. 94% (Pelletkessel) bzw. ca. 92% (Scheitholzkessel) der insgesamt mit dem Impaktor gesammelten Staubmasse (Gesamtstaub). Der $PM_{2,5}$–Wert entspricht im Mittel ca. 83% (Pelletkessel) bzw. 78% (Scheitholzkessel) des Gesamtstaubes. Die Gesamtstaubmasse als Summe der drei Impaktorstufen ist in Tabelle 3-9 dargestellt.

Mit einem Staubmessgerät *SM 96–CO* des Herstellers *Wöhler Messgeräte Kehrgeräte GmbH* wurde an den ausgewählten Feuerungsanlagen der Gesamtstaubgehalt im Abgas nach der Kaminkehrermethode gemessen.
Die verwendeten Filterhülsen wurden wie bei der Kaminkehrermessung üblich vom Zentralinnungsverband des Bundesverbands des Schornsteinfegerhandwerks (ZIV) fertig konditioniert zur Verfügung gestellt, bei der Messung mit Staub beladen und anschließend wieder vom ZIV gegen gewogen. Abweichend zur Standardprozedur (siehe Kapitel 3.1.7) bei wiederkehrenden Staubmessungen nach der 1.BImSchV [6] durch den Kaminkehrer wurde vom ZIV lediglich die Gewichtsdifferenz zwischen unbeladender und beladener Filterhülse ermittelt. Die Ergebnisse der einzelnen Messungen sind in Tabelle 3-9 angegeben.
Zusätzlich wurden bei der Getreidefeuerung je drei Gesamtstaubmessungen mit einem Planfilter im Roh- und Reingas der Feuerung durchgeführt. Bei den in Tabelle 3-9 unten dargestellten Werte handelt es sich jeweils um Mittelwerte aus drei 30-Minuten-Messungen.

Tabelle 3-9: Übersicht über die Messergebnisse der gravimetrischen Staubmessungen nach der Kaminkehrermethode und der Summe aller Impaktorstufen des *JohnAs II*–Impaktors

Feuerungsart	Nr.	Hersteller	Typ	Gesamtstaub Kaminkehrer-methode	Gesamtstaub Summe *JohnAs II*
				[mg / Nm³ 13 % O2]	[mg / Nm³ 13 % O2]
Pelletkessel:	01	Windhager	PMX 260	Fehlmessung	Fehlmessung
	02	Ökofen	Pellematic	Fehlmessung	40
	03	Hargassner	HSV 12-22	19	34
	04	Fröling	Pelletherm P2	30	20
	05	HMS	Pelletec	23	24
	06	KWB	USP 30 GS	15	28
Scheitholzkessel:	07	Brötje	Y 30 Naturzug	keine Messung	keine Messung
	08	Künzel	HV 30	Fehlmessung: 174	39
	09	Fischer Guntamatik	Turbra 12 - 30	38	15
	10	HDG	Euro 40	20	17
	11	HDG	Euro 30	26	15
	12	Fröling	FHG Turbo 3000 / 30	59	22
Hackgut-Großanlage:	13	KÖB	Pyrtek	keine Messung	55
Ölkessel:	14	Buderus	Logano 125 G BW	keine Messung	keine Messung
	15	Viessmann/Ray		keine Messung	16 bzw.2,6 siehe Seite 35
Gaskessel:	16	Windhager/Ray		keine Messung	keine Messung

Feuerungsart	Nr.		Planfiltermessung [mg / Nm³ 13 % O2]	Gesamtstaub Kaminkehrer-methode [mg / Nm³ 13 % O2]	Gesamtstaub Summe *JohnAs II* [mg / Nm³ 13 % O2]
Getreidekessel: Gerlinger Biokompakt AWK 45	17	Ohne Metallvlies-Filter	160	keine Messung	Fehlmessung: 228
	18	Mit Metallvlies-Filter	99	122	112

3.4.3 Partikelgrößenverteilung

In Abbildung 3-30 sind die während der Messkampagne ermittelten Partikelgrößenverteilungen für unterschiedliche Brennstoffe dargestellt. Die Verteilungen wurden mit einem ELPI (siehe Kapitel 3.1.4) bestimmt.

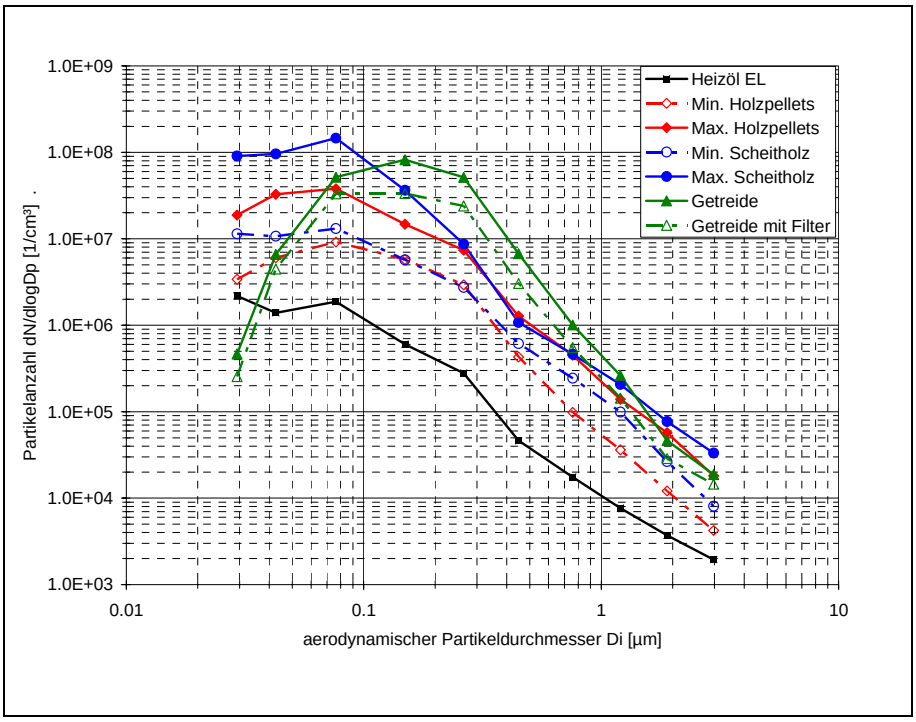


Abbildung 3-30: Partikelgrößenverteilung, gemessen mit ELPI

Das Maximum der Partikelanzahl liegt bei allen Brennstoffen außer Getreide bei ca. 80 nm. Diese Partikelgröße ist typisch für Ruß aus Verbrennungsprozessen.
Bei Getreide liegt das Maximum eher bei Partikeldurchmessern von 150 nm. Die genauen Ursachen dafür sind unklar, dürften aber mit dem höheren Kalium-Gehalt von Getreide verglichen mit Holz zusammenhängen. Die Feuerung wurde zunächst ohne Filtereinsatz und später mit Filtereinsatz betrieben. Der vertikale Versatz der beiden Kurven für Getreide (grün, Getreide und Getreide ohne Filter) zeigt die Wirkung des Metallvlies-Filters, dessen Abscheidegrad bei Partikeln kleiner 100 nm geringer ist, als bei größeren Partikeln. Dies erkennt man am je nach Partikeldurchmesser unterschiedlichen Abstand der beiden Kurven.

3.4.4 Partikeldichte

Entscheidend für die gesundheitliche Relevanz sind außer der Masse auch die Größe und Anzahl der Partikel. Für Rückschlüsse von Größe und Anzahl an Partikeln auf gewichtsbezogene Werte ist die Dichte der Partikel eine entscheidende Information.
Im folgenden Abschnitt wird eine Möglichkeit zur Berechnung der Partikeldichte im Abgas in groben Zügen vorgestellt. Auf Basis der eigenen Messungen wird die mittlere Partikeldichte der Partikel im Abgas für einige untersuchte Feuerungen ermittelt.
Da Partikel nicht kugelförmig sind, wird die Größe mit einem Äquivalentdurchmesser beschrieben. Dabei wird eine Eigenschaft eines regelmäßig geformten Teilchens mit der eines unregelmäßig geformten Partikels in Bezug gesetzt und verglichen. In der Aerosoltechnik sind zwei Äquivalentdurchmesser üblich.

- Der Mobilitätsdurchmesser d_b eines Partikels entspricht dem Durchmesser eines kugelförmigen Teilchens, das die gleiche Beweglichkeit (Mobilität), beispielsweise in einem elektrischen Feld, aufweist.

- Der aerodynamische Durchmesser d_a eines Gas getragenen Partikels entspricht dem Durchmesser eines kugelförmigen Teilchens mit der Dichte 1 g/cm³, der die gleiche Sinkgeschwindigkeit hat wie der Partikel selbst.

Mathematisch besteht für die beiden Durchmesser folgender Zusammenhang:

$$d_a^2 \cdot C(d_a) \cdot \rho_0 = d_b^2 \cdot C(d_b) \cdot \rho_e$$

$C(d_a)$, $C(d_b)$	[-]	Cunningham Korrekturfaktor
ρ_0	1 [g/cm³]	Einheitsdichte mit 1 [g/cm³]
ρ_e	[g/cm³]	Effektive Dichte

Anhand der Messdaten der Feldmessungen wird mit Hilfe des Zusammenhangs zwischen aerodynamischem Durchmesser und Mobilitätsdurchmesser die Dichte der Partikel berechnet. Durch die Parallelmessungen mit SMPS-System und ELPI liegen zwei Partikelanzahlverteilungen vor, eine in Abhängigkeit des Mobilitätsdurchmessers gemessen durch das SMPS-System, die andere in Abhängigkeit des aerodynamischen Durchmessers, gemessen mit dem ELPI.
Die Methode der Dichteberechnung stützt sich auf die gut bekannten Mechanismen beim Messen von Partikeln mit dem elektrischen Niederdruckimpaktor. Sowohl die Ladung der Partikel im Korona-Lader, als auch die aerodynamische Abscheidung der Partikel im Impaktor kann berechnet werden. Zur Dichteberechnung wird die Ladung und Abscheidung der vom SMPS-System nach dem Mobilitätsdurchmesser klassierten und gezählten Partikel im ELPI simuliert. Dadurch erhält man eine Verteilung, die aufgrund der sich von der Einheitsdichte unterscheidenden Dichte der Partikel in der Durchmesserachse verschoben ist. Abbildung 3-31 zeigt die Verschiebung der Verteilungen.

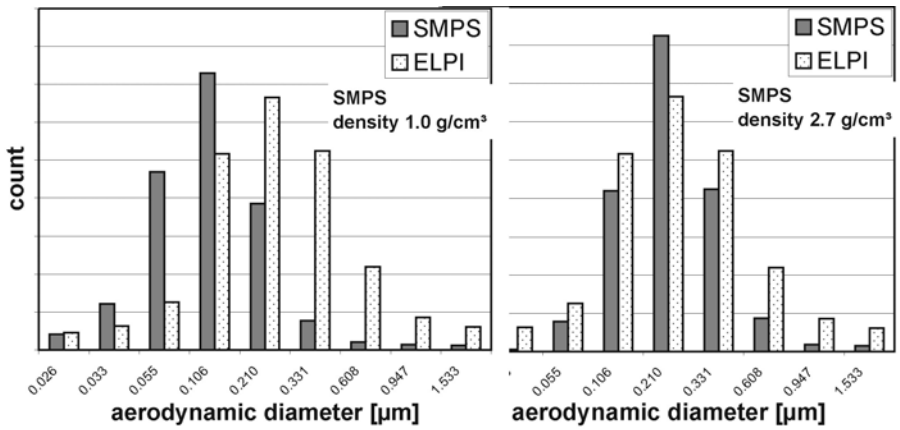


Abbildung 3-31: Anzahlverteilungen, links berechnet mit Einheitsdichte (SMPS), rechts mit berechneter Dichte. ELPI- Verteilungen sind gemessene Werte.

Bei Variation der Dichte und Neuberechnung der SMPS-Verteilung mit anderer Dichte verschiebt sich die berechnete SMPS-Verteilung nach rechts hin zur gemessenen ELPI-Verteilung. Dadurch kann nun eine Dichte mit größter Übereinstimmung zwischen beiden Verteilungen gefunden werden. Diese Dichte entspricht der durchschnittlichen Dichte aller Partikel im betrachteten Durchmesserbereich von 0,007 µm bis 10 µm. Die Ergebnisse der Dichteberechnung sind in Tabelle 3-10 dargestellt.
Die berechnete Partikeldichte aller betrachteten Holzfeuerungen liegt bei durchschnittlich 2,9 g/cm³. Es zeigt sich eine starke Abhängigkeit vom CO-Gehalt im Abgas, wobei die Dichte bei hohem Kohlenmonoxidanteil deutlich niedriger bestimmt wurde als bei niedrigem CO-Gehalt bei gutem Ausbrand (überwiegend mineralische Asche). Auch zeigt sich eine Abhängigkeit der effektiven Dichte von der Abgastemperatur. Für die Teilchen- bzw. Reindichte (bulk density) der Partikel aus Holzfeuerungen wurden von Obernberger mit einem Heliumpyknometer Dichten zwischen 2,3 g/cm³ und 3,0 g/cm³

bestimmt [8]. Die Reindichte von Teilchen (ohne Porenvolumen) ist zwar nicht direkt mit der hier berechneten effektiven Dichte vergleichbar, da die effektive Dichte Partikel einschließlich Porenvolumen beschreibt, die Werte der mit dem Heliumpyknometer ermittelten Dichte liegen jedoch im Bereich der hier berechneten Werte, was auf eine gute Übereinstimmung hindeutet.
Die Dichte der Partikel aus der Ölfeuerung liegt mit 1,55 g/cm³ deutlich niedriger als die der Holzfeuerungen. Für die Dichte von Partikeln aus Dieselmotoren, in denen der Selbe Brennstoff verbrannt wird, sind Werte im Bereich von 1,0 bis 1,5 g/cm³ veröffentlicht, was die Plausibilität der berechneten Dichte der Partikel aus der Ölfeuerung verdeutlicht.

Tabelle 3-10: Ergebnisse der Dichteberechnungen

Anlagentyp	Leistung [kW]	Brennstoff	mittl. CO-Gehalt [mg/m³]	Dichte [g/cm³]
KWB USP 30 GS	30	Holzpellets	40 – 500	2,2–2,55
Hargassner HSV 12-22	14,9	Holzpellets	30 – 50	2,7–3,4
HMS Pelletec	14,9	Holzpellets	35	3,35
Viessmann/Ray	35	Heizöl	8	1,55

Die direkte Berechnung der emittierten Partikelmasse aus den ELPI-Daten (größenklassierte Partikelanzahlverteilung) ist derzeit noch nicht zuverlässig möglich, denn zur Berechnung der Partikelmasse aus der Anzahl und Größe sind die Partikeldichte und das Partikelvolumen notwendig. Das Partikelvolumen kann derzeit jedoch nur aus dem Volumen von Partikeln mit idealer Kugelform abgeschätzt werden, da Formfaktoren für Partikel aus der Holzverbrennung bisher nicht ermittelt werden konnten. Zudem ist anzunehmen, dass Porosität, Form und Dichte der Partikel von der Partikelgröße und -zusammensetzung abhängen. Insbesondere die Partikelzusammensetzung ist nach Veröffentlichungen des Schweizer Ingenieurbüros verenum im Tagungsband zum 9. Holzenergie-Symposium an der ETH Zürich [9] stark von der Verbrennungsqualität abhängig.

3.4.5 Meteorologische Messwerte

Mit dem Abgasanalysegerät *Visit 02* wurde die Umgebungstemperatur kontinuierlich gemessen und auf dem Messrechner abgespeichert.
In das Probenahme– und Verdünnungssystem *FPS4000* ist ein Drucksensor zur Messung des Umgebungsluftdrucks installiert, dessen Messwerte ebenfalls kontinuierlich aufgezeichnet wurden.
Diese Daten werden bei der Umrechnung z.B. in den Normzustand als auch bei der Ermittlung des feuerungstechnischen Wirkungsgrades verwendet, sie sind hier aber nicht weiter dargestellt.

4 PROJEKTMODUL 2: JAHRESHEIZLASTKURVEN UND EMISSIONSZEITREIHEN

Zur Erstellung von Emissionszeitreihen sind Energie bezogene Emissionsfaktoren und Energieverbrauchskurven (Jahresheizlastkurven) erforderlich. Im Folgenden werden die Emissionsfaktoren sowie die Methodik der Erstellung der Jahresheizlastkurven erläutert, die schließlich zu Jahresemissionszeitreihen führen.

4.1 Emissionsfaktoren

Die im Rahmen dieses Forschungsvorhabens ermittelten PM_{10}-Messwerte (Tabelle 3-9) für Pelletkessel liegen geringfügig unter den Literaturwerten aus Prüfstandsmessungen, die meist nur an einem Kesseltyp durchgeführt wurden (IVD Uni Stuttgart ALS-Bericht 2005 [10], Gaegauf (Oekozentrum Langenbruck [11])) und z.T. deutlich unter den vom Umweltbundesamt veröffentlichten Werten (UBA-Forschungsbericht 299 44 140 [7]). Dies kann unter anderem damit zusammenhängen, dass die Kessel im Bestand stärker verschmutzt sind als am Prüfstand und sich Staub besser an den Verschmutzungen ablagern kann, was zu niedrigeren Emissionen führt. Ein solches Verhalten ist auch in „Berichte aus dem TFZ – Nr. 10“ [12], einem Auszug aus dem Endbericht zum UBA–Vorhaben 201 44 315 [13] (Überwachungsmessung 1. BImSchV), beschrieben. Ebenfalls wird in der Literatur wiederholt beschrieben, dass das Staubemissionsverhalten stark vom Kesseltyp und der Betriebsweise abhängt. Umso schwieriger ist es, einen belastbaren Mittelwert aus Einzelmessungen an sechs zufällig ausgewählten Feuerungsanlagen zu bilden. Dazu wären umfangreichere Messreihen im Bestand notwendig, die im Rahmen dieses Projektes nicht möglich waren.
Emissionsfaktoren in der Größenordnung 10 – 20 mg/MJ_E aus Volllastmessungen erscheinen deutlich zu niedrig für die durchschnittliche PM_{10}–Emission eines Scheitholzkessels, da im tatsächlichen Betrieb beim manchen Kesseln viele instationäre Betriebszustände auftreten (siehe Kapitel 3.4.1 und [10], Kombination von Holzfeuerungen mit Kurz– und Langzeit–Wärmespeichern Teil II: Emissionsmessungen an einem Stückholzkessel mit und ohne Pufferspeicher), die in diesem Projekt nur teilweise messtechisch erfasst werden konnten.
Die durch die erhöhte Staubmasse beim Anheizen (nur wenige Minuten bis ca. 1 Stunde, je nach Kesseltyp, Zustand, etc.) hervorgerufene Mehremission wurde pauschal durch einen gegenüber idealen Betriebsbedingungen leicht erhöhten Emissionswert berücksichtigt.
Bei der Betrachtung eines Biomasseheizwerkes mit einem 200 kW-Hackgutkessel werden zwei unterschiedliche Emissionsfaktoren angesetzt: 50 mg/MJ gelten für die durchschnittliche Staubemission eines entsprechenden Kessels nach dem derzeitigen Stand der Technik. 20 mg/MJ werden angesetzt, um das Emissionsniveau modernster Anlagen mit Staubabscheidern darzustellen. Seit Oktober 2006 gelten 20 mg/mJ als Grenzwert für Holzkessel ab 70 kW in der Schweiz [14].
Die Emissionsfaktoren für die Einzelfeuerstätten (Küchenherd, Kachelofen, Kaminofen) wurden dem UBA-Forschungsbericht 299 44 140 [7] entnommen.

In Tabelle 4-1 sind die Emissionsfaktoren angegeben, die mit Berücksichtigung instationärer Betriebszustände bei den Ausbreitungsrechnungen zu Grunde gelegt wurden:

Tabelle 4-1: für die Ausbreitungsrechnung festgelegte PM10–Emissionsfaktoren in mg/MJ_E (Index E: eingesetzte Endenergie)

Emissionsquelle	Kürzel	Emissionsfaktor
Pelletkessel „gut“ ohne Pufferspeicher	PoP	20 mg/MJ_E
Pelletkessel „schlecht“ ohne Pufferspeicher	PoP	40 mg/MJ_E
Scheitholzkessel „gut“ mit Pufferspeicher	SmP	30 mg/MJ_E
Scheitholzkessel „schlecht“ ohne Pufferspeicher	SoP	100 mg/MJ_E
Hackgutkessel 75 – 250 kW ohne Pufferspeicher	HoP	50 mg/MJ_E
Hackgutkessel 75 – 250 kW ohne Puffer „gut“	HoP	20 mg/MJ_E
Öl-Spitzenlastkessel 350 kW	Öl	1,5 mg/MJ_E
Küchenherd	KH	76 mg/MJ_E
Kachelofen	KO	111 mg/MJ_E
Schwedenofen	SO	113 mg/MJ_E

4.2 Emissionszeitreihen der Zentralheizungskessel

Aus Auswertungen der Messdaten an Nahwärmeübergabestationen wurden Jahresheizlastkurven für verschiedene Gebäudetypen mit einer zeitlichen Auflösung von einer Stunde erstellt. Für die Durchführung der Ausbreitungsrechnungen ist eine Aufbereitung dieser Jahresheizlastkurven zu Tageslastgängen des Wärmebedarfs für Heizung und Warmwasser erforderlich. Aus diesen Daten kann die Betriebszeit der Wärmeerzeuger berechnet werden. So ist eine zeitlich hoch aufgelöste Darstellung der Emissionen möglich. Die Datenaufbereitung zur Bestimmung der Jahreslastgänge und Emissionszeitreihen wurde parallel zur Ausbreitungsrechnung durchgeführt.

Die Emissionen werden als Zeitreihen mit Stundenmittelwerten über ein Jahr benötigt. Durch Verknüpfung eines auf Endenergie bezogenen Emissionsfaktors für Feinstaub (Einheit [mg/MJ_E]) mit einer Jahreslastkurve des Verbrauchers und den Wärmeverlusten bei der Bereitstellung der Nutzenergie ergeben sich die geforderten Emissionszeitreihen.
Aus Tageslastgängen für verschiedene Einfamilienhäuser unterschiedlichen Nutzerverhaltens werden für die Modellgebiete A und B geeignete typische Jahreslastkurven modelliert (Datensätze 33, 34, 73, 76, 154 aus einer eignen Datenbank).
Die Datenbank beinhaltet Tageslastprofile, die durch Auswertung von Messdaten aus Hausübergabestationen eines Nahwärmenetzes gewonnen wurden. Dazu wurde die abgenommene Wärmemenge an den Hausübergabestationen über mehrere Wintermonate zeitaufgelöst aufgezeichnet. Die Tageslastprofile wurden mit Messungen der Wärmelast während der Sommermonate um die Brauchwarmwasserlast bereinigt.

Grundlage für Lastprofile sind die spezifischen Eigenschaften der in den Datensätzen beschriebenen Gebäude:

- Datensatz 33 gilt für ein Niedrigenergiehaus in einem Wohngebiet mit einer Wohnfläche von 135 m², die zum Teil unbewohnt und deswegen auch unbeheizt ist. Das Gebäude wurde 2001 errichtet und ist mit einem schnell reagierenden Heizungssystem mit Radiatoren ausgestattet.
- Datensatz 34 beschreibt ein in einem Wohngebiet liegendes Niedrigenergiehaus (Baujahr 2001), mit einer Wohnfläche von 140 m². Im Gebäude sind Radiatoren als eher schnell reagierende Wärmeübertrager sowie zusätzlich eine eher träge Fußbodenheizung installiert, wodurch die Vorteile beider Heizungssysteme kombiniert sind.

- Datensatz 73 folgt für ein Niedrigenergiehaus in Hanglage aus dem Jahr 2000. Die Wohnfläche beträgt 108 m². Es werden Radiatoren und Fußbodenheizung im Gebäude als Heizflächen eingesetzt.
- Datensatz 76 beschreibt ein Niedrigenergiehaus in Hanglage mit einer Wohnfläche von 220 m². Das Gebäude ist Baujahr 2002 und wird mit einer Fußbodenheizung beheizt.
- In Datensatz 154 ist ein Altbau aus dem 18. Jahrhundert in der Stadtmitte abgebildet, der 2000 zum Niedrigenergiehaus mit einer Wohnfläche von 110 m² renoviert wurde. Die Beheizung erfolgt über Radiatoren

4.2.1 Wärmebedarf für Heizung und Trinkwassererwärmung

An jedem Tag in der Heizperiode liegt zu jeder Stunde des Tages ein anderer Wärmebedarf vor. Man erhält für jeden Tag das spezifische Wärmebedarfsprofil (Tageslastgang), indem die stündlich benötigte Wärmemenge Q durch die maximal in einer Stunde dieses Tages abgenommene Wärmemenge Q_{max} dividiert wird.
Durch arithmetische Mittelung aller so erstellten spezifischen Tageslastgänge wird ein mittlerer spezifischer Tageslastgang des Wärmebedarfes gebildet. Abbildung 4-1 zeigt exemplarisch diesen spezifischen mittleren Tageslastgang für Datensatz 154. Anschließend wird der mittlere spezifische Tageslastgang für jeden Tag der Heizperiode angesetzt, wobei er jeweils mit dem Tagesmittel der Außentemperatur skaliert wurde. Die maximal in der Heizperiode erforderliche Heizleistung wird dabei im Auslegungspunkt benötigt.
Die Skalierung erfolgt durch die Annahme der linearen Änderung der Heizleistung zur Außentemperatur. Bei - 14 °C wird im Maximum des Tageslastganges des jeweiligen Gebäudemodells die Kesselnennleistung abgenommen, ab + 14 °C Außentemperatur besteht kein Heizwärmebedarf.
Nachfolgend sind die Annahmen zur Anpassung der Tageslastgänge an die jeweiligen Außentemperaturen zusammengefasst:

- Die Abnahme der Wärmemenge verhält sich linear zur Außentemperatur.
- Die Auslegungstemperatur ist -14 °C.
- Die Heizgrenztemperatur wird bei jedem Haus mit 14 °C angesetzt. D.h. dass ab einer Außentemperatur von 14 °C nicht mehr geheizt wird.
- Die Heizperiode beginnt am 1. Oktober und endet am 30. April.
- Der Brauchwarmwasserbedarf ist jeden Tag gleich und beträgt im sparsamen 3-Personenhaushalt 6,5 kWh/d sowie im durchschnittlichen 4-Personenhaushalt 12,5 kWh/d.

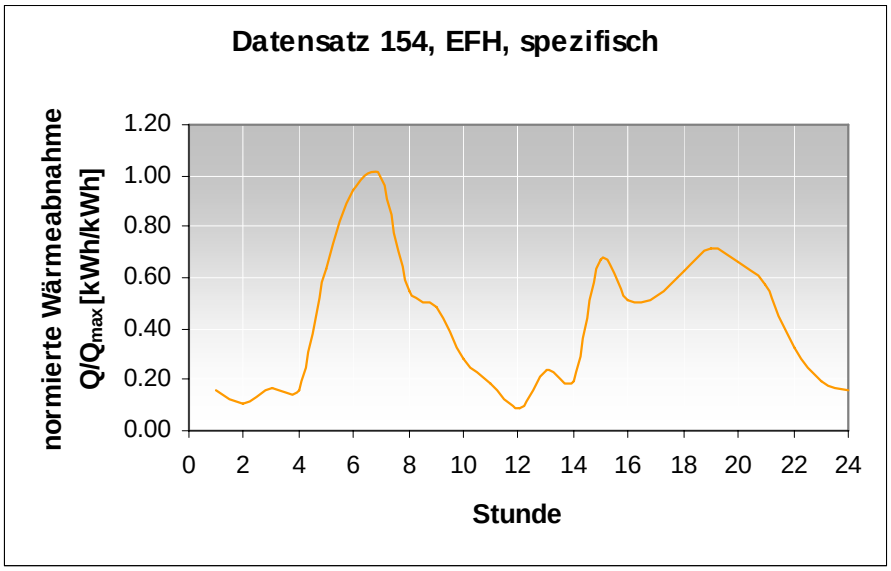


Abbildung 4-1: spezifische Tagesganglinie des Wärmebedarfs Datensatz 154

In Abbildung 4-2 ist diese lineare Abhängigkeit der abgenommenen Wärmemenge von der Außentemperatur dargestellt.

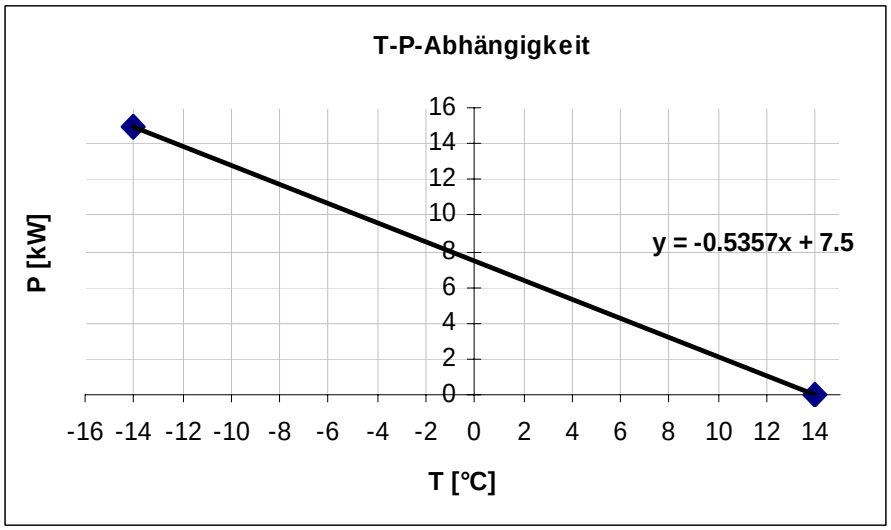


Abbildung 4-2: Darstellung der vereinfachten linearen Abhängigkeit der abgenommenen Wärmemenge von der Luftaußentemperatur

Aus der Verknüpfung des mittleren spezifischen Tageslastgangs mit dem Tagesmittel der jeweiligen Außentemperaturen ergibt sich ein Jahreslastgang der abgenommenen Wärmemenge zur Gebäudeheizung.

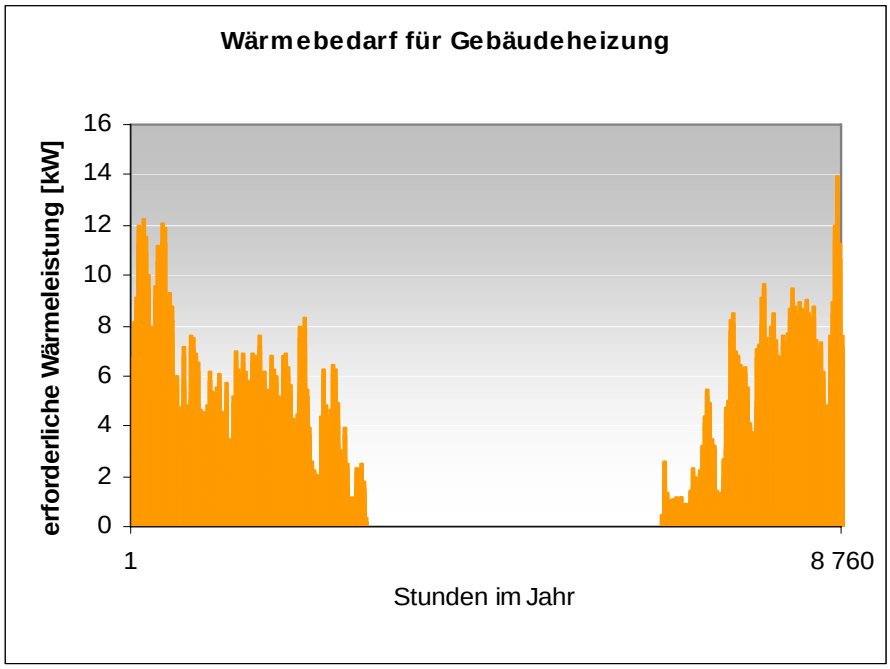
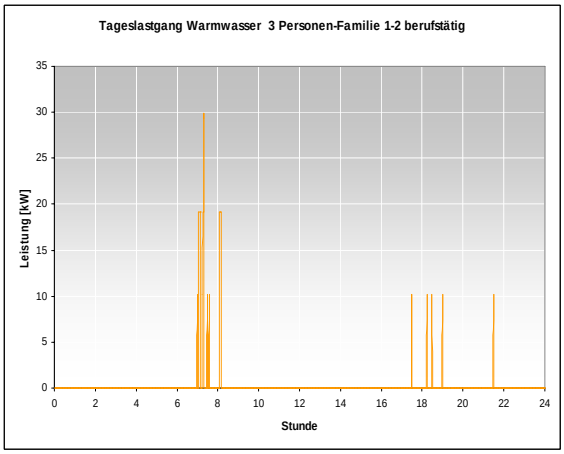


Abbildung 4-3: Jahreslastgang des Wärmebedarfs für die Gebäudeheizung, Datensatz 154

Hierzu wird die Wärmemenge zur Bereitung des Brauchwarmwassers addiert. Dabei wird auf zwei Datensätze zurückgegriffen. Diese bilden den Verbrauch eines sparsamen 3- und eines durchschnittlichen 4-Personenhaushaltes ab.



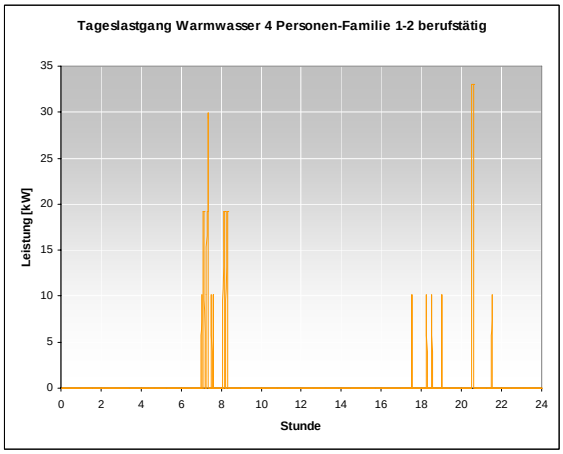


Abbildung 4-4: Tageslastgang des Wärmebedarfs zur Brauchwarmwasserbereitung:
links: 3-Personen Familie, 1 - 2 berufstätig, rechts: 4-Personen Familie, 1 - 2 berufstätig

Aus der Addition ergibt sich ein Gesamtenergiebedarf zur Bereitstellung der Wärme zur Gebäudeheizung und Warmwasserbereitung.

4.2.2 Gesamtenergiebedarf

Der angenommene Jahresheizenergiebedarf pro Haus liegt zwischen 10 und 19 MWh. Dies entspricht bei einer Nutzfläche von 150 m^2 einem Verbrauch zwischen 65 und 130 $kWh/m^2 \cdot a$. Die tägliche Wärmemenge zur Brauchwarmwasserbereitung liegt im 3-Personenhaushalt bei sparsamen 6,5 kWh/d und im 4-Personenhaushalt bei durchschnittlichen 12,5 kWh/d.

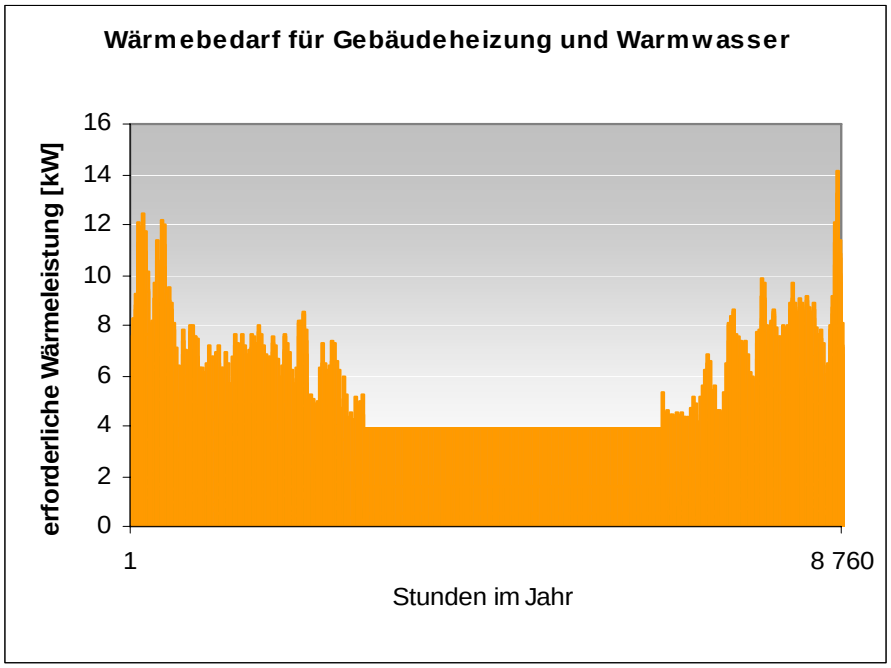


Abbildung 4-5: Jahreslastgang des Wärmebedarfs für Gebäudeheizung und Warmwasser, Datensatz 154; im Sommer liegt keine 4 kW Dauerlast vor, dies erscheint lediglich auf Grund der komprimierten Darstellung so! Die reale Lastkurve ist in Abbildung 4-6 entzerrt dargestellt.

In Abbildung 4-6 und Abbildung 4-7 sind typische 5-Tages-Lastgänge eines 15 kW-Wärmeerzeugers im Sommer (Abbildung 4-6) und Winter (Abbildung 4-7) für den Datensatz 154 dargestellt.

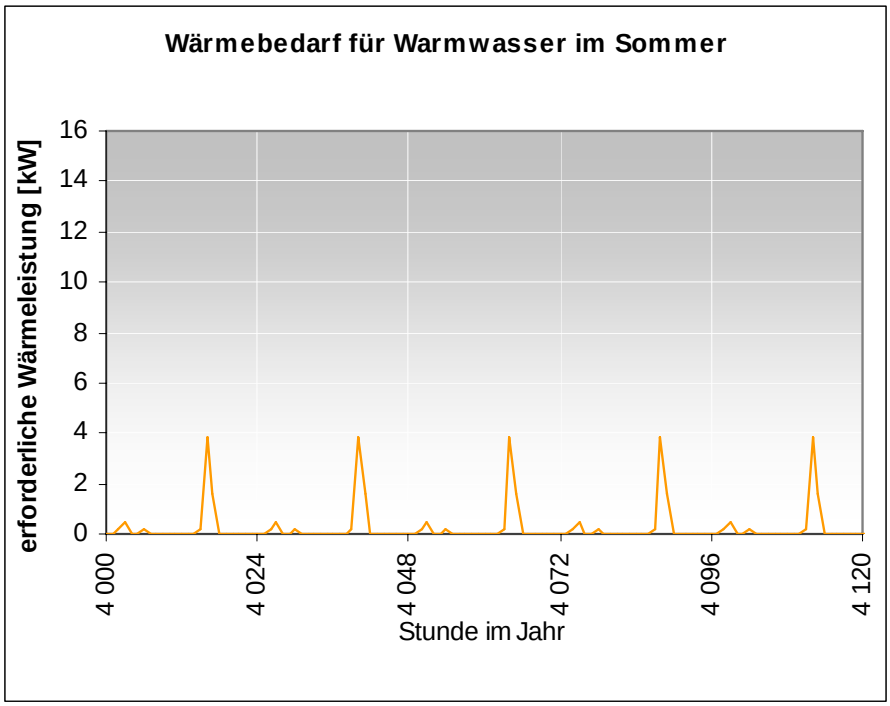


Abbildung 4-6: 5-Tages-Lastgang eines Wärmeerzeugers zur Aufheizung des Warmwasserspeichers im Sommer, Datensatz 154

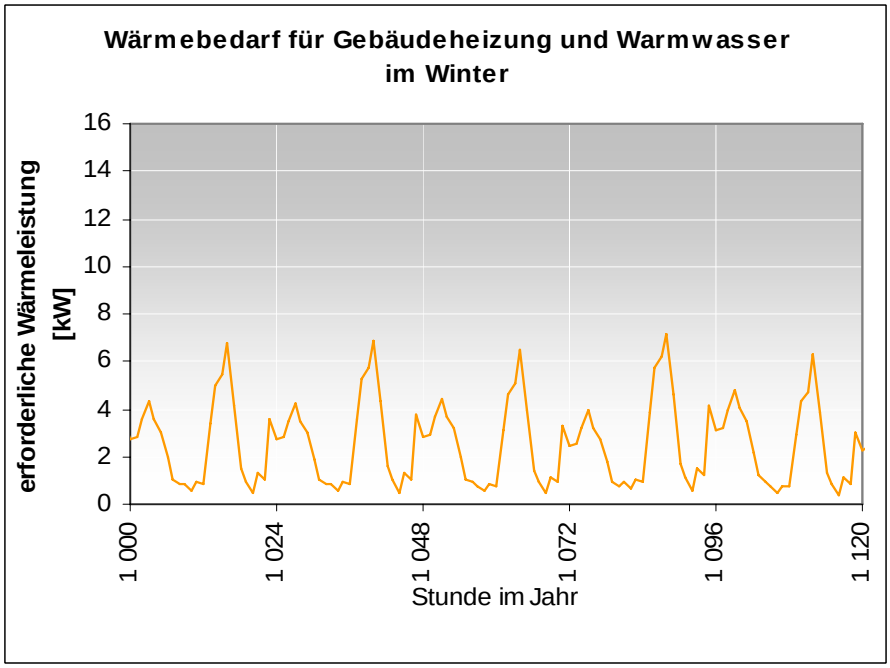


Abbildung 4-7: 5-Tages-Lastgang eines Wärmeerzeugers zur Gebäudeheizung mit Warmwasserversorgung im Winter, Datensatz 154

4.2.3 Einsatz von Pufferspeichern

Scheitholzkessel werden in der Regel mit Pufferspeicher bzw. Kombispeicher für Brauchwarmwasser und Heizung betrieben. Da der Brennstoff bei Pelletkesseln automatisch bedarfsgerecht zugeführt wird, kann bei diesen auf einen Pufferspeicher verzichtet werden.
Durch den Einsatz von Pufferspeichern ändert sich das Emissionsverhalten, da Anlagen mit Pufferspeicher in der Regel über einen längeren Zeitraum (mehrere Stunden) unter Volllast laufen, bis der Pufferspeicher vollständig aufgeheizt ist. Danach ist der Kessel solange abgeschaltet, bis der Pufferspeicher auf eine bestimmte Mindesttemperatur ausgekühlt ist. Analog dazu verhalten sich auch die Emissionen.
Zur Simulation der Wärmebereitstellung beim Einsatz von Pufferspeichern liegt ein am ZAE Bayern entwickeltes Programm vor. Hiermit werden die erstellen Heizlastkurven modifiziert. Das Puffervolumen wird entsprechend der installierten Kesselleistung nach der Forderung des Bundesamts für Wirtschaft und Ausfuhrkontrolle (BAFA) in der „Richtlinien zur Förderung von Maßnahmen zur Nutzung erneuerbarer Energien (vom 12. Januar 2007)“ [15] in einer 250 Liter-Stufung von 500 bis 2500 Liter angesetzt.
Abbildung 4-8 stellt einen durch Verwendung eines Pufferspeichers modifizierten Jahreslastgang dar. Deutlich ist hier zu erkennen, dass der Wärmeerzeuger entweder mit Nennleistung läuft oder ausgeschaltet ist.

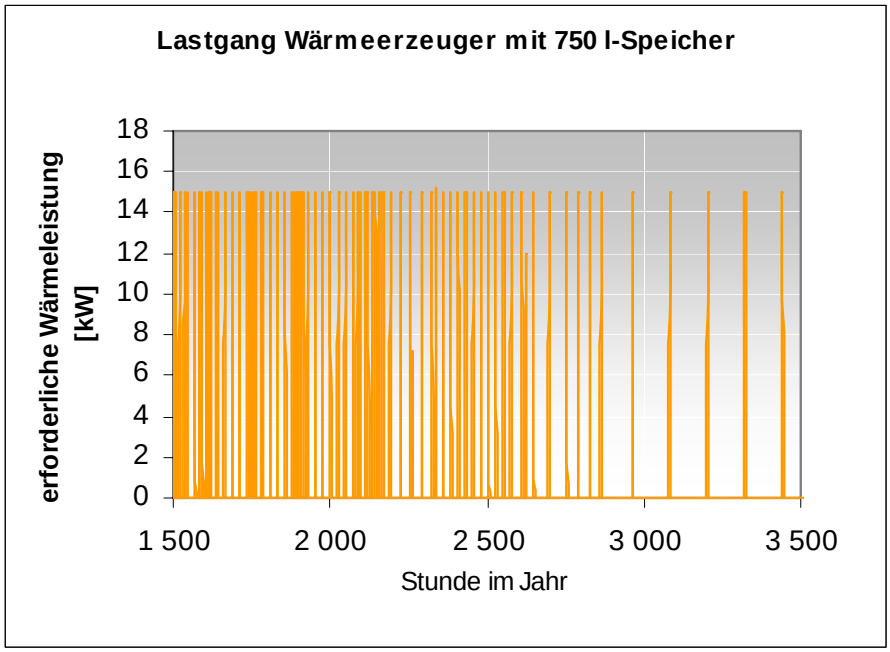


Abbildung 4-8: Ausschnitt aus dem simulierten Jahreslastgang eines 15 kW Wärmeerzeugers mit 750 Liter Pufferspeicher (Kombispeicher für Heizung und Brauchwarmwasser eines 4-Personenhaushalts) Datensatz 154; auf Grund der Skalierung der Zeitachse ist der taktende Betrieb des Wärmeerzeugers verzerrt dargestellt

4.2.4 Umrechnung in Emissionszeitreihen

Aus der Kombination der Jahreslastgänge und der Emissionsdaten werden Emissionszeitreihen mit einer zeitlichen Auflösung von einer Stunde berechnet. Diese sind Grundlage für die Ausbreitungsrechnungen mit dem Programm AUSTAL2000 (siehe Kapitel 5).
Die Jahreslastgänge des Wärmebedarfs (Nutzenergie) werden dazu mit dem Effizienzfaktor der Heizungsanlage in die stündlich benötigte Endenergie [kWh_E/h] umgerechnet. Die Jahreskurve für Endenergie wird mit den Emissionsfaktoren für PM_{10} ([mg/MJ_E]) verknüpft (siehe Abschnitt 4.1). Dadurch ergeben sich für jedes Gebäude mit Holzzentralheizungskessel (Modellgebiet A und B) und Holzeinzelfeuerstätten (nur Modellgebiet B) Jahresemissionszeitreihen des Staubemissionsmassenstroms in [mg/h] in stündlicher Auflösung.

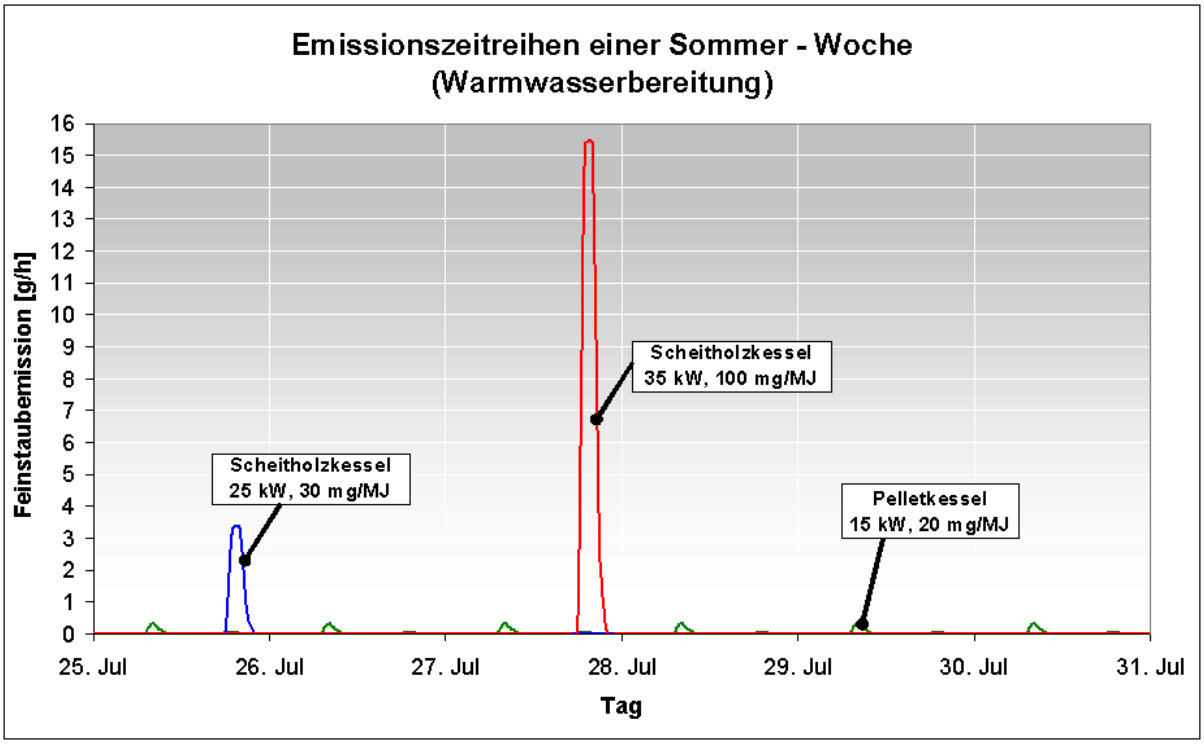


Abbildung 4-9: typische berechnete Emissionszeitreihen einer Sommer-Woche

In Abbildung 4-9 sind drei typische Emissionszeitreihen in einer Sommerwoche dargestellt. Im Sommer dient die Wärmeerzeugung im Kessel ausschließlich der Erwärmung von Trinkwasser. Da der Wärmebedarf für die Trinkwassererwärmung verglichen mit dem Heizwärmebedarf sehr gering ist, muss der Pufferspeicher der Scheitholzkessel nur einmal wöchentlich aufgeheizt werden. Vom Pelletkessel wird jeden Morgen ein Brauchwarmwasserspeicher für den Tagesbedarf aufgeheizt. Der Pelletkessel emittiert dabei täglich innerhalb von zwei Stunden 0,47 g Staub. Die Staubemissionen der beiden Scheitholzkessel liegen einmal wöchentlich je nach Kesselleistung und Emissionsfaktor zwischen 7,2 g und 33,5 g innerhalb von drei Stunden.

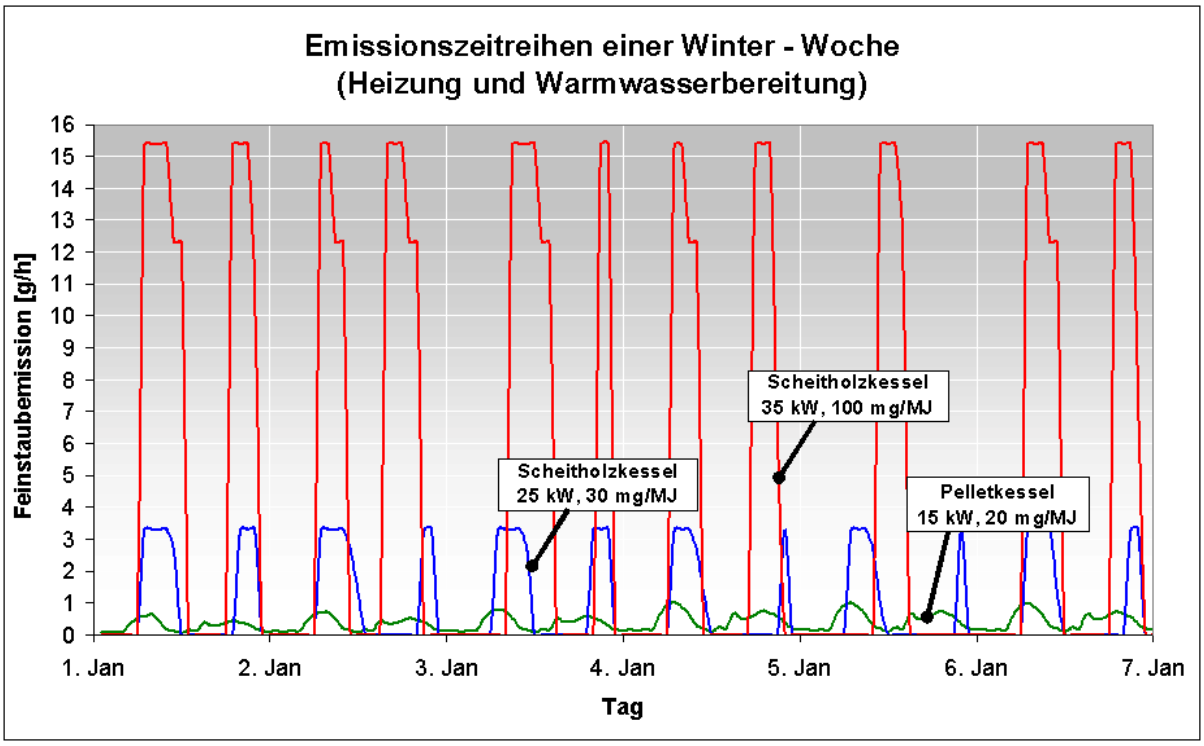


Abbildung 4-10: typische berechnete Emissionszeitreihen einer Winter-Woche

Abbildung 4-10 zeigt drei typische Emissionszeitreihen in einer Winterwoche. Im Winter überlagern sich der Emissionsverlauf aufgrund der Wärmeerzeugung zur Warmwasserbereitung (Abbildung 4-9) und Wärmeerzeugung zur Deckung des Heizwärmebedarfes.
Gut zu erkennen ist die entsprechend des modulierenden Betriebes gleitende Feinstaubemission eines 15 kW Pelletkessels mit der spezifischen Staubemission von 20 mg/MJ_E, der ohne Pufferspeicher betrieben wird. Sie liegt aufgrund des niedrigeren Emissionsfaktors und der niedrigeren Kesselleistung unter 1 g/h. Der Emissionsverlauf eines emissionsreichen Scheitholzkessels (35 kW, 100 mg/MJ_E) ohne Pufferspeicher verläuft diskontinuierlich auf deutlich höherem Niveau: hier werden rund 15,5 g/h bei Volllast emittiert, anschließend ist der Kessel abgeschaltet, bis wieder eine Heizanforderung aufgrund der abgenommenen Wärme vorliegt. Ein moderner, kleiner dimensionierter Scheitholzkessel (25 kW) mit niedrigerem Emissionsniveau (30 mg/MJ_E) ohne Pufferspeicher emittiert wegen des Betriebes an einem Pufferspeicher ebenfalls diskontinuierlich Feinstaub, jedoch entsprechend weniger.

4.3 Emissionszeitreihe des Heizwerks

Für das Modellgebiet A wird als eine Variante auch die Beheizung durch ein Heizwerk untersucht, das einen Teil der Gebäude im Modellgebiet über ein Fernwärmenetz mit Wärme versorgt. Das Heizwerk ist mit einem modulierenden Hackgutkessel für die Grundlast und einem Ölkessel für die Spitzenlast ausgestattet. Exemplarisch werden zwei verschiedene Emissionsfaktoren für die Staubemission des Hackgutkessels untersucht (Variante V 5: Emissionsniveau nach dem derzeitigen Stand der Technik; Variante V 6: Emissionsniveau eines Hackgutkessels mit nachgeschalteten modernen Entstaubungsanlagen). In Abbildung 4-11 ist eine mögliche Struktur des Fernwärmenetzes für Variante V 5 visualisiert.
Die Emissionszeitreihe des Heizwerkes wird durch Addition der Emissionszeitreihen des Hackgutkessels und des Ölkessels gebildet.
Die Vorgehensweise ist dabei analog zur Vorgehensweise bei den Zentralheizungsanlagen: Entsprechend der stündlich erzeugten Wärmemenge der jeweiligen Wärmeerzeuger (Abbildung 4-12) wird der dazu erforderliche Endenergiebedarf mit den jeweiligen Emissionsfaktoren aus Tabelle 4-1 multipliziert. So entstehen die Emissionszeitreihen für den Hackgut- bzw. Ölkessel, die dann addiert werden.

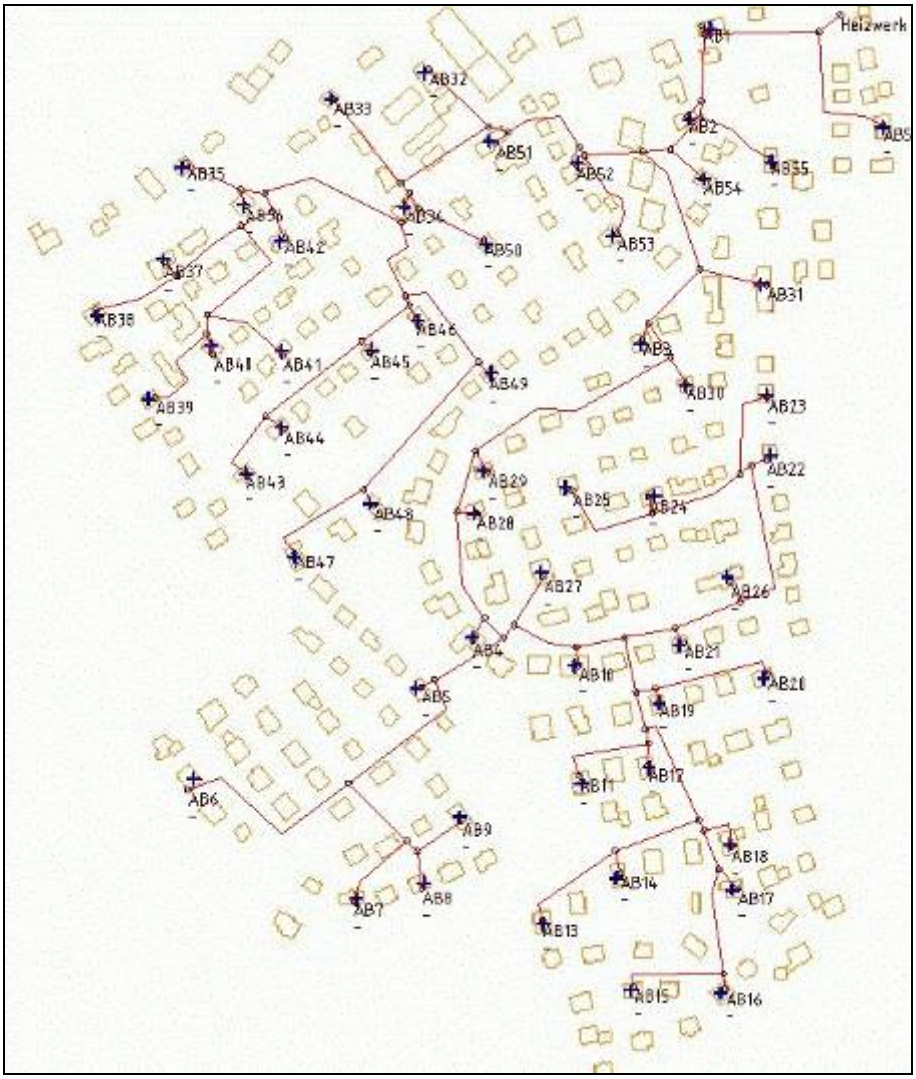


Abbildung 4-11: mögliche Struktur eines Fernwärmenetzes im Modellgebiet A

4.3.1 Dimensionierung des Heizwerkes

Die Wärmeerzeuger des Heizwerkes werden mit einer am ZAE Bayern entwickelten Software (WDesign®) dimensioniert. Dabei wird die Beheizungsstruktur der angeschlossenen Gebäude (Abnehmer) berücksichtigt. Es ergibt sich eine Jahres-Wärmebedarfskurve, die von den im Heizwerk installierten Wärmeerzeugern zu decken ist. In Abbildung 4-12 ist der Jahresgang des Leistungsverlaufs der Wärmeerzeuger im Heizwerk dargestellt.

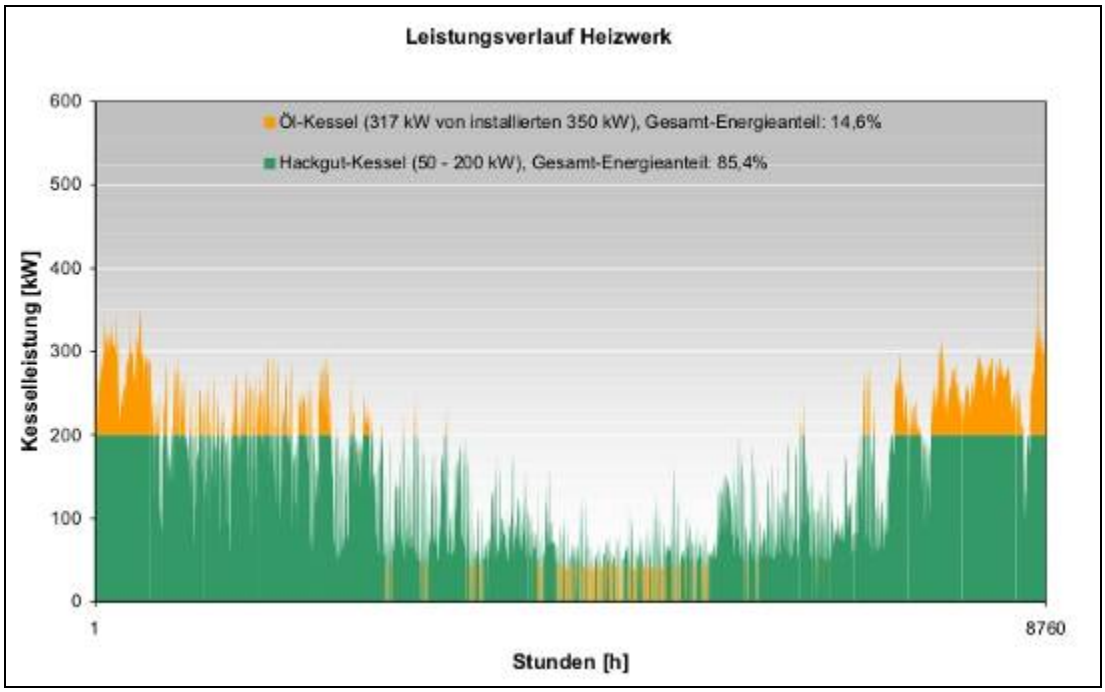


Abbildung 4-12: Jahresgang des Leistungsverlaufs des Heizwerkes

Die erforderliche Leistung wird von zwei Wärmeerzeugern gedeckt, die entsprechend der geordneten Jahresdauerlinie (Abbildung 4-13) optimiert auf eine möglichst hohe Auslastung des Hackgut-Grundlastkessels ausgewählt sind. Der Hackgutkessel erreicht 8081 Betriebsstunden (entsprechend 5700 Volllaststunden), der Ölkessel erreicht 3674 Betriebsstunden (entsprechend 557 Volllaststunden).

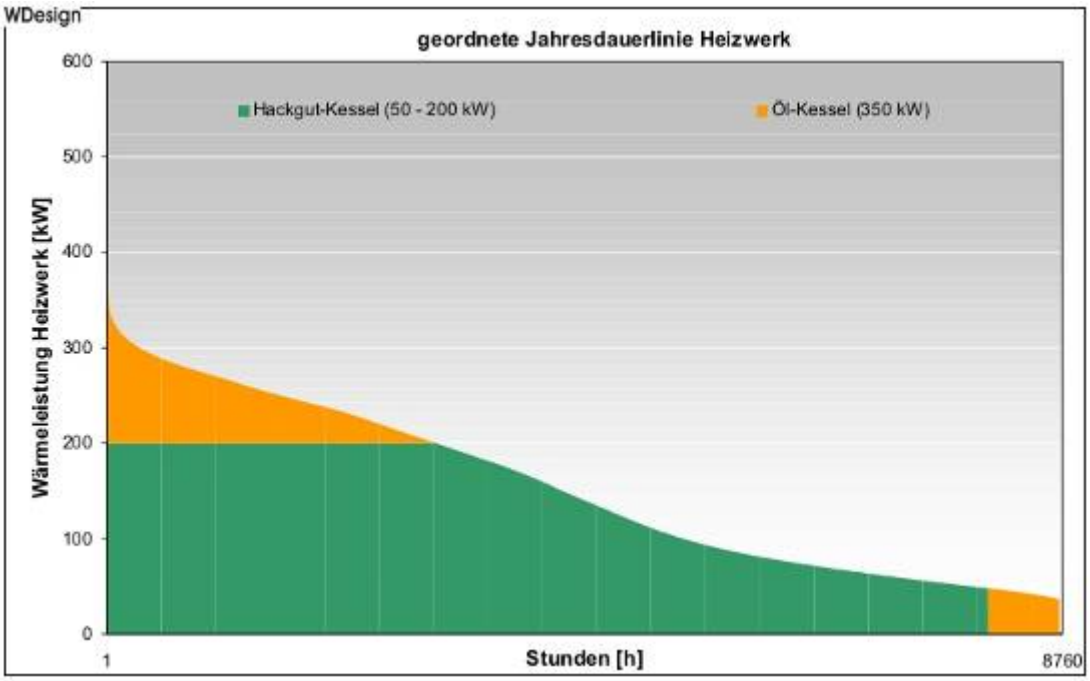


Abbildung 4-13: geordnete Jahresdauerlinie für das Heizwerk

4.4 Emissionszeitreihen der Holzeinzelfeuerstätten

Da im Modellgebiet B eine reale Beheizungsstruktur abgebildet werden soll, müssen neben den Holzzentralheizungsanlagen auch Holzeinzelfeuerstätten berücksichtigt werden. Bei einer Begehung der Ortschaft mit dem zuständigen Bezirkskaminkehrermeister (BKM) wurden die einzelnen Holzfeuerstätten lokalisiert und benannt. Dabei konnte festgestellt werden, dass viele Kachelöfen, holzbefeuerte Küchenherde sowie sog. Schwedenöfen betrieben werden.

4.4.1 Kachelofenheizeinsätze

Bei den im Modellgebiet B installierten Kachelöfen handelt es sich derzeit überwiegend um Kachelöfen mit sog. Heizeinsätzen.
Solche Kachelöfen werden üblicherweise ausschließlich in der Heizperiode betrieben. Die Betriebsweise solcher Kachelöfen hängt vom Betreiber ab, der die Witterung nach seinem Gefühl mit berücksichtigt.
Aus eigenen Abschätzungen und Erfahrungswerten des IVD an der Universität Stuttgart wurde die in Abbildung 4-14 dargestellte Tageslastkurve festgelegt. Diese Tageslastkurve wird jeweils mit dem Tagesmittelwert der Außentemperatur gewichtet und für jeden Tag angesetzt, an dem die mittlere Außentemperatur kleiner 14 °C ist. Dadurch wird ein möglichst reales Emissionsverhalten abgebildet.

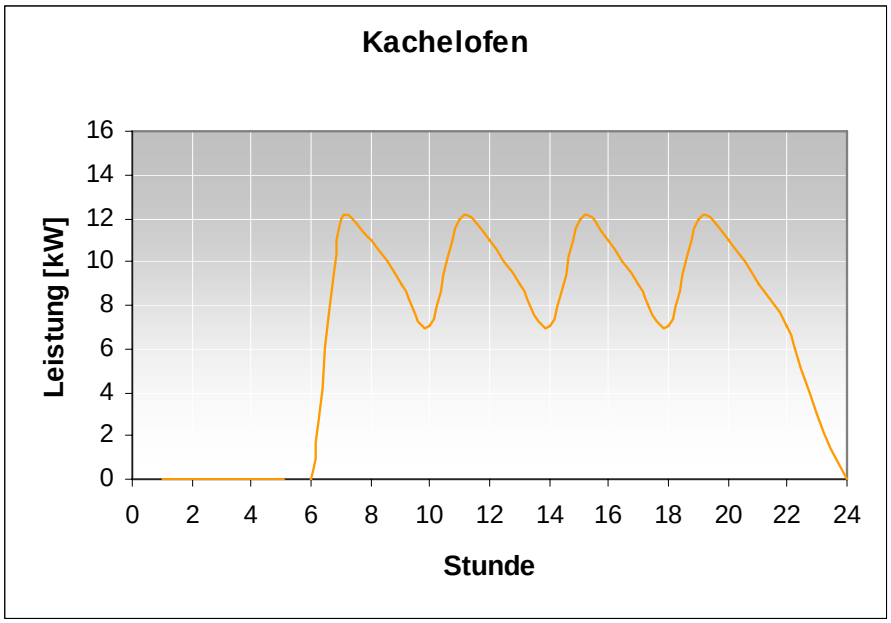


Abbildung 4-14: Tageslastkurve Kachelofen bei Auslegungstemperatur –14 °C

4.4.2 Kamin– bzw. Schwedenöfen

Nach Aussage des zuständigen BKM sind viele Einzelfeuerstätten für feste Brennstoffe im Modellgebiet B sog. Kamin– oder Schwedenöfen neueren Datums.
Schwedenöfen werden ausschließlich während der Heizperiode betrieben, einige nur zeitweise z.B. an Wochenenden, andere täglich als Zusatz– bzw. ausschließliche Heizung.
Die Betriebsweise solcher Kaminöfen hängt vom Betreiber ab, der die Witterung seinem Gefühl nach mit berücksichtigt.
Aus eigenen Abschätzungen und Erfahrungswerten des IVD an der Universität Stuttgart wurden die in Abbildung 4-15 und Abbildung 4-16 dargestellten Tageslastgänge für selten und täglich betriebene Schwedenöfen festgelegt. Die dargestellten Tageslastgänge gelten im Auslegungsfall, also für eine Außentemperatur von -14 °C. Der Tageslastgang für täglich betriebene Schwedenöfen wird mit dem Tagesmittelwert der Außentemperatur gewichtet, um ein möglichst reales Emissionsverhalten abzu-

bilden. Der Tageslastgang wird für jeden Tag angesetzt, an dem die mittlere Außentemperatur kleiner 14 °C ist.
Der Tageslastgang für selten betriebene Schwedenöfen wird ebenfalls mit dem Tagesmittelwert der Außentemperatur gewichtet, jedoch nur 14-tägig am Samstag und Sonntag angesetzt.

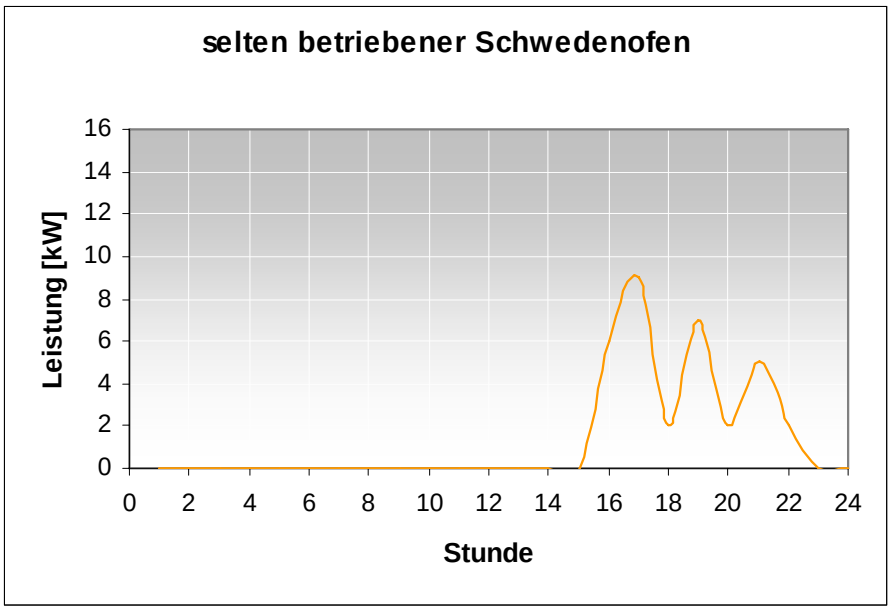


Abbildung 4-15: Tageslastkurve eines nur zeitweise betriebenen Schwedenofens

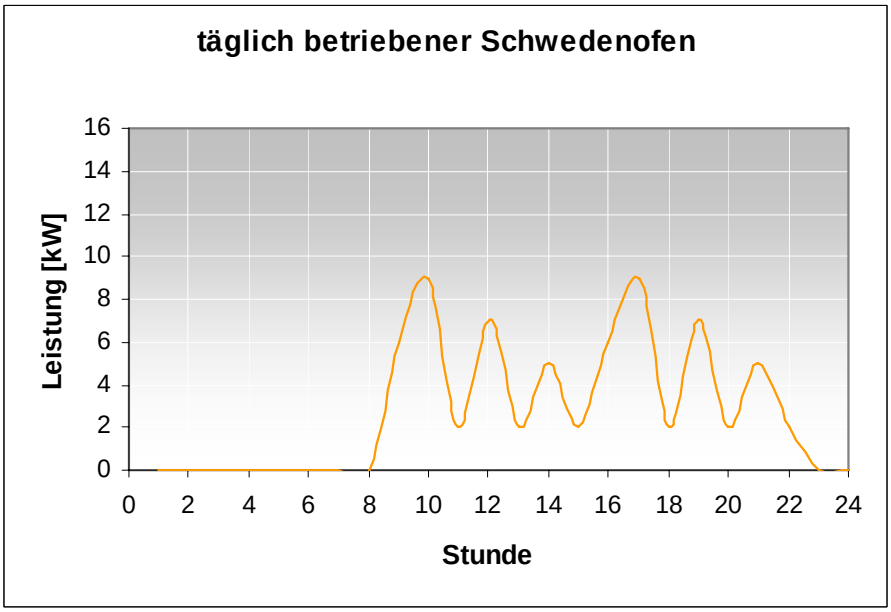


Abbildung 4-16: Tageslastkurve eines täglich als Zusatz– oder ausschließliche Heizung betriebenen Schwedenofens

4.4.3 Küchenherde

Im Modellgebiet B sind viele holzbefeuerte Küchenherden installiert.
Solche Küchenherde sind üblicherweise ganzjährig in Betrieb. Aus eigenen Abschätzungen und Erfahrungswerten des IVD an der Universität Stuttgart wurde die in Abbildung 4-17 dargestellte Tageslastkurve für einen holzbefeuerten Küchenherd festgelegt.

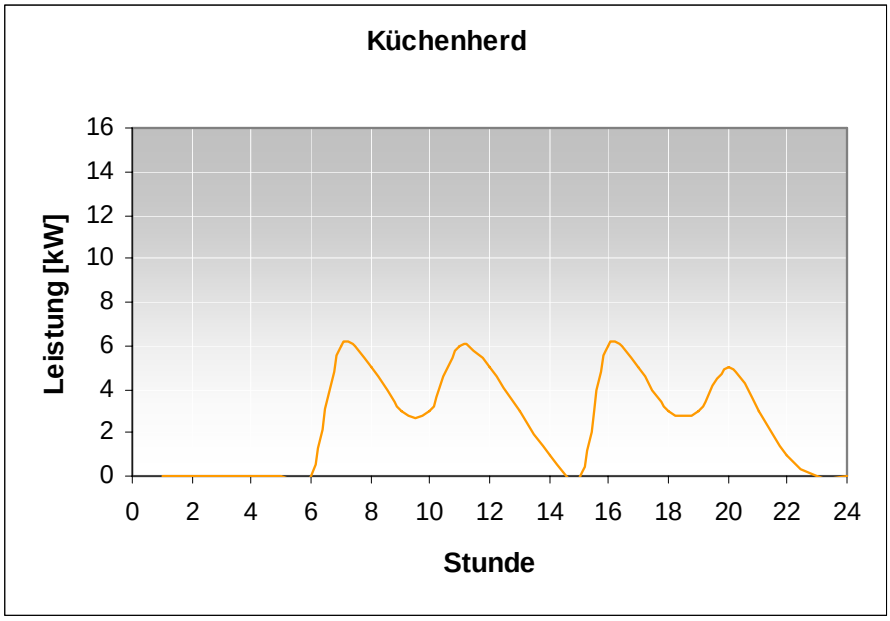


Abbildung 4-17: Tageslastkurve eines holzbefeuerten Küchenherdes

4.5 In den Modellgebieten verwendete Emissionszeitreihen

4.5.1 Emissionszeitreihen im Modellgebiet A

Im Modellgebiet A werden exemplarisch unterschiedliche Konfigurationen der lokalen Verteilung von Holzzentralheizungsanlagen sowie eine Variante mit zentraler Wärmeversorgung durch ein Heizwerk untersucht. Dazu wurden den Gebäuden fiktive Holzzentralheizungsanlagen zugeteilt. Die verschiedenen Varianten sind in Kapitel 5.4.1 ab Seite 66 näher erläutert. Alle angenommenen Holzzentralheizungsanlagen haben eine Nennwärmeleistung von 15 kW. Pelletkessel werden hier grundsätzlich ohne Pufferspeicher betrieben. Da sie automatisch mit Brennstoff beschickt werden, ist hier ein ganztägiger Betrieb mit den damit verbundenen Emissionen möglich. Scheitholzkessel werden in den verschiedenen Varianten entweder mit oder ohne Pufferspeicher (Kombispeicher für Heizung und Brauchwarmwasser) betrieben. Da Scheitholzkessel von Hand mit Brennstoff beschickt werden, ist hier nur ein Betrieb zwischen 6 Uhr morgens und 23 Uhr abends realistisch. D.h. dass Emissionen aus Scheitholzkesseln täglich nur zwischen 6 Uhr und 23 Uhr auftreten können.
In Variante V 0 sind alle Scheitholzkessel mit einem Pufferspeicher (SmP) ausgerüstet.
Im Anhang A sind die Emissionsquellen der Holzzentralheizungsanlagen aus Variante V 0 (Basisfall) im Modellgebiet A angegeben.

4.5.2 Emissionszeitreihen im Modellgebiet B

Für das Modellgebiet B wurde versucht, alle Holzfeuerungen der realen Beheizungsstruktur zu berücksichtigen. Es wurde angenommen, dass der einzige Pelletkessel sowie die Scheitholzkessel jeweils an einen Pufferspeicher angeschlossen (PmP / SmP) sind. Das Puffervolumen ist entsprechend

der installierten Kesselleistung nach der Forderung des Bundesamts für Wirtschaft und Ausfuhrkontrolle (BAFA) in der „Richtlinien zur Förderung von Maßnahmen zur Nutzung erneuerbarer Energien (vom 12. Januar 2007)“ [15] angesetzt. Die Hackgutanlagen werden ohne Pufferspeicher betrieben (HoP).

Im Anhang A sind alle Emissionsquellen (Holzzentralheizungsanlagen und Holzeinzelfeuerstätten) im Modellgebiet B aufgelistet. Sie sind nach Feuerungsart und Betriebshäufig sortiert.

5 PROJEKTMODUL 3: AUSBREITUNGSRECHNUNG

Die Ergebnisse der Ausbreitungsrechnungen sollen die Beurteilung der Auswirkungen eines verstärkten Einsatzes von Pellet– und Scheitholzzentralheizungsanlagen auf die Immissionszusatzbelastung von PM_{10} ermöglichen. Es wird dabei die Änderung der PM_{10}–Immissionen bei einem verstärkten Einsatz von Scheitholz– und Pellet-Zentralheizungskesseln berechnet. Die vorhandene Hintergrundbelastung wird nicht berücksichtigt.
Um die Änderung bei verstärkter Anwendung von Holzfeuerungen im Vergleich zu einem Referenzszenario möglichst transparent zu gestalten, wird von möglichst einfachen und statischen Randbedingungen ausgegangen.
Die Berechnung der Emissionsausbreitung wurde in enger Zusammenarbeit mit der Firma ACCON GmbH durchgeführt. Mit dem verfügbaren Datenmaterial wurden die Immissionszusatzbelastungen von PM_{10} für zwei Modellgebiete A und B berechnet. Modellgebiet A befindet sich in topographisch schwach gegliedertem Gelände, während Modellgebiet B sich im Bayerischen Wald mit ausgeprägter Topographie befindet.
Nachfolgend werden die beiden Untersuchungsgebiete dargestellt. Abbildung 5-1 zeigt das Untersuchungsgebiet A mit einer Größe von ca. 615 m x 750 m. Es enthält 280 Gebäude.

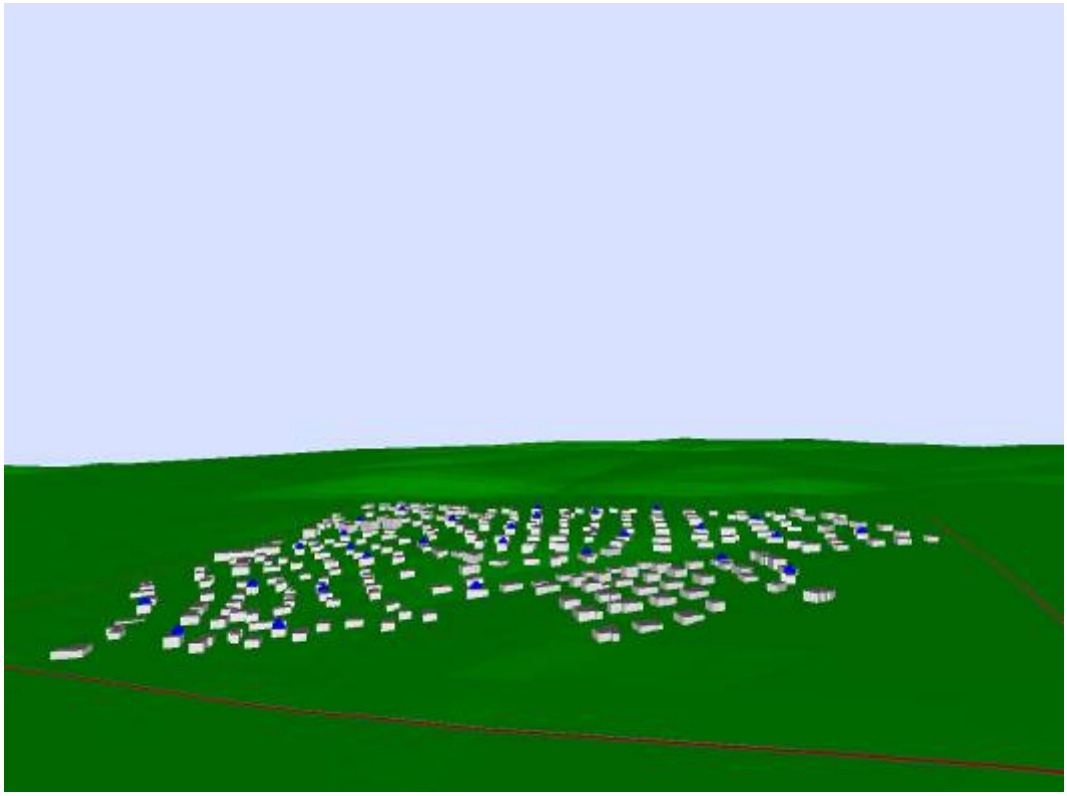


Abbildung 5-1: 3D–Südwest–Ansicht vom Modellgebiet A mit Emissionsquellen (blaue Kreuze) des Referenzszenarios V0

Abbildung 5-2 zeigt das Modellgebiet B mit einer Größe von ca. 1100 m x 900 m. Es enthält 336 Gebäude:

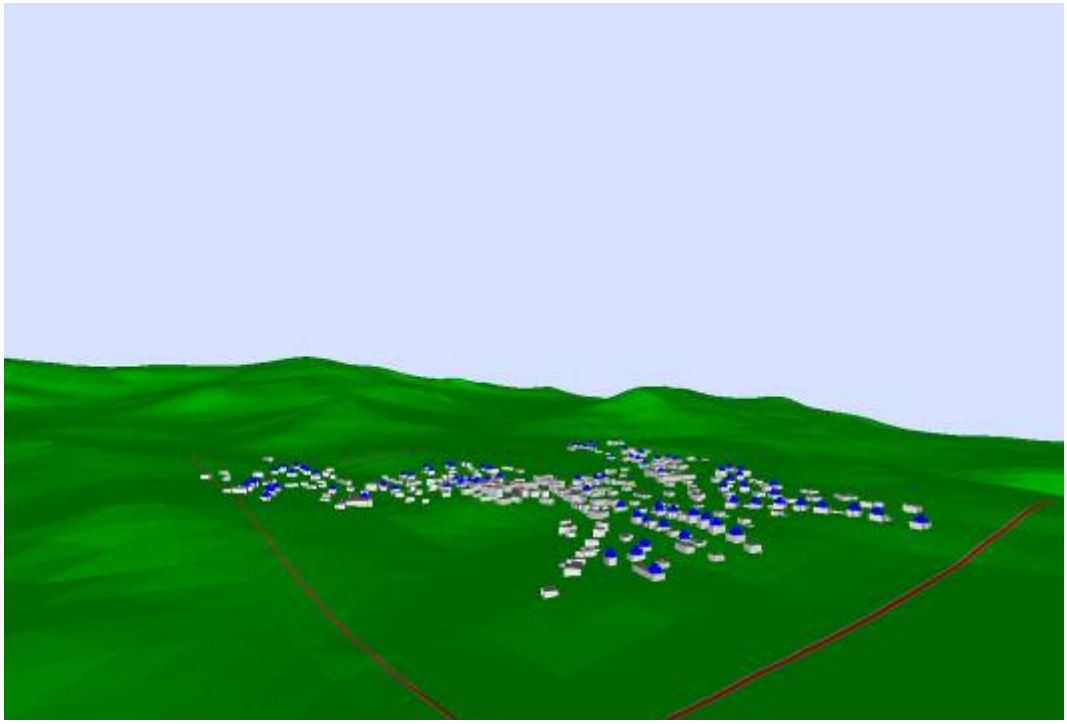


Abbildung 5-2: 3D– Südwestansicht des Modellgebietes B mit Emissionsquellen (blaue Kreuze)

5.1 Modellierung

Im Folgenden werden das für die Ausbreitungsrechnung verwendete Rechenmodell sowie die Gebäude- und Geländemodellierung näher erläutert.

5.1.1 Rechenmodell

Die Ausbreitungsrechnungen sollen in diesem Projekt mit dem frei verfügbaren Modell AUSTAL2000 durchgeführt werden. AUSTAL2000 berechnet die Ausbreitung von Schadstoffen in der Atmosphäre und berücksichtigt die Vorgaben der TA Luft 2002 [16], die für genehmigungsbedürftige Anlagen nach dem BImSchG [17] gilt. Die in diesem Projekt betrachteten Anlagen liegen aufgrund ihrer geringen Feuerungswärmeleistung (max. 200 kW) deutlich unter der Grenze für genehmigungsbedürftige Holzfeuerungsanlagen (1.000 kW).
Als Oberfläche wird die Software CadnaA-APL der Firma Datakustik GmbH benutzt, in die das Ausbreitungsmodell AUSTAL2000, Version 2.2.11 integriert ist.
AUSTAL2000 berechnet in einem ersten Schritt mit dem diagnostischen Windfeldmodell TALdia die Windfelder, die in einer Windfeldbibliothek abgespeichert werden. In einem zweiten Schritt erfolgt die Ausbreitungsrechnung mit einem Lagrange´schen Partikelmodell nach der VDI-Richtlinie VDI 3945 Blatt 3 [18]. Das Modell berücksichtigt den Gebäude- und Geländeeinfluss auf die Immissionsverteilung.

In AUSTAL2000 ist die Anzahl der Gitterzellen limitiert. Damit ist auch die Rechengebietsgröße beschränkt. Da die Ausbreitungsrechnungen auch die Bebauung berücksichtigen sollen, ist eine hohe Gitterauflösung (3 m) notwendig ist. Da das Modellgebiet B eine Ausdehnung von 1100 m x 900 m besitzt, kann die Schadstoffverteilung nicht mit einem AUSTAL2000 Rechengebiet mit der erforderlichen Gitterauflösung berechnet werden. Die Software CadnaA-APL ermöglicht die Aufteilung eines großen Rechengebietes in mehrere kleine AUSTAL-Rechengebiete. Daher wird das Modellgebiet B in zwei Teilrechengebiete (Kacheln) aufgeteilt. In beiden Kacheln werden mit AUSTAL2000 die jeweili-

gen Schadstoffverteilungen berechnet. Abschließend werden die beiden Immissionsverteilungen zu einer gesamten Immissionsverteilung zusammengefügt. Für die gesamte Immissionsverteilung ist es wichtig, an den Kachelgrenzen eine weitestgehend kontinuierliche Immissionsstruktur zu erzielen. Dies wird durch eine Überlappung der AUSTAL-Rechengebiete von 430 m erreicht. Durch die Überlappung werden auch die Emissionsquellen außerhalb der jeweiligen Kachel berücksichtigt, die sich aber noch innerhalb der Überlappung der AUSTAL-Rechengebiete befinden. Dadurch wird deren Immissionsanteil innerhalb der jeweiligen Kachel berücksichtigt. Abbildung 5-3 zeigt schematisch die Aufteilung des Modellgebietes B in die Kacheln und den Bereich der Überlappung.

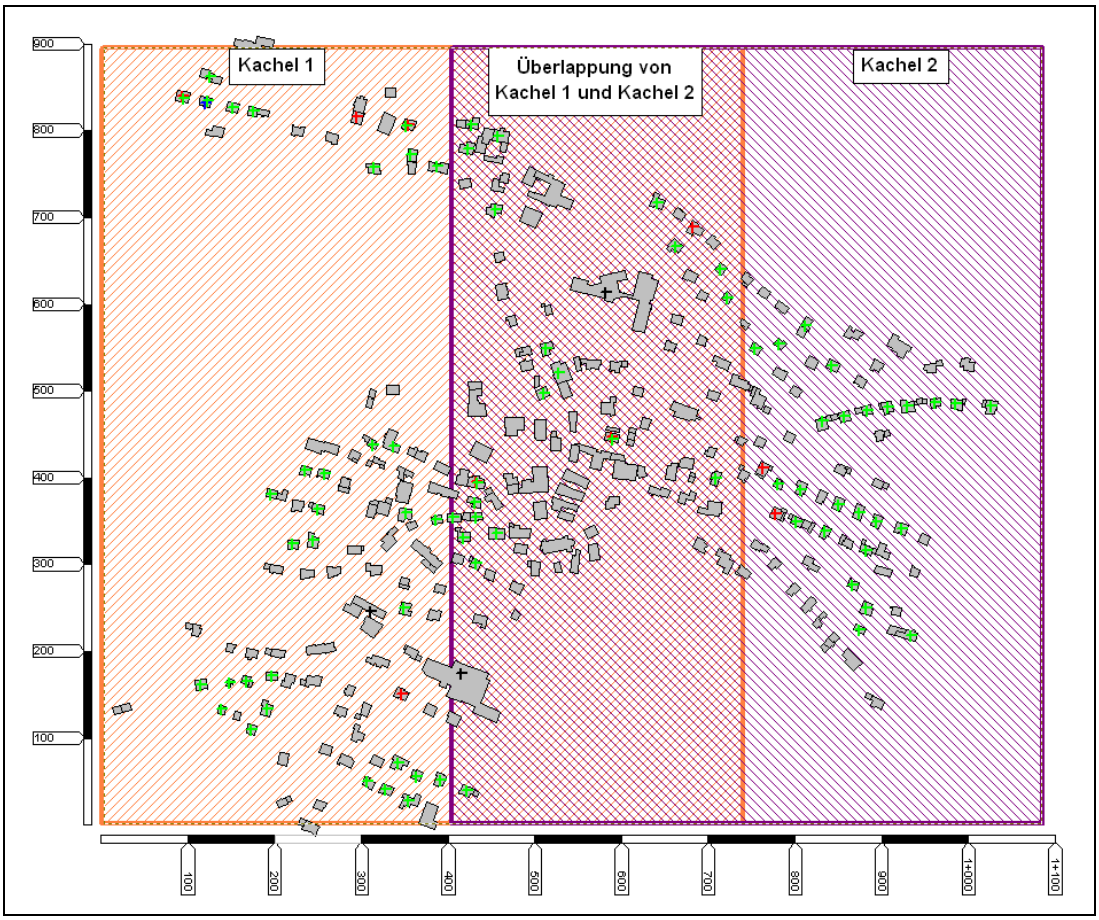


Abbildung 5-3: Darstellung der Kachelung im Modellgebiet B

Bei allen Rechenvarianten wurde für die Rauhigkeitslänge entsprechend des CORINE-Katasters [19] der Wert konstant auf 1,0 m gesetzt. Dieser Wert entspricht dem Wert für Gebiete mit nicht durchgehend städtischer Prägung. Die Immissionsberechnungen wurden generell mit der Qualitätsstufe 0 durchgeführt.

Bemerkenswert sind die ernormen Rechenzeiten an einem aktuellem Standard – PC. So betrugen die Rechenzeiten für das Modellgebiet A 11 Tage und für das Modellgebiet B für den Basisfall (Variante V0 und V5) ca. 16 Tage. Testrechnungen für ein größeres Modellgebiet A (800 m x 900 m mit ca. 350 Gebäuden) ließen Rechenzeiten von über einem Monat für das Windfeld erwarten. Daher wurde das Rechengebiet für das Modellgebiet A auf 615 m x 750 m mit 280 Gebäuden verkleinert.

In diagnostischen Windfeldmodellen werden die Gebäudeum- und -überströmungen nicht auf Basis der strömungsdynamischen Grundgleichungen modelliert. Die durch das Gelände vorgegebenen Windfelder werden unter Berücksichtigung der Gebäudeanordnung divergenzfrei modifiziert. In dem Windfeldmodell TALdia Version 2.2.11-M2P des Modells AUSTAL2000 werden die Rezirkulations-

zonen aus Windkanalexperimenten für quaderförmige Gebäudestrukturen übertragen. Für diese Gebäudetypen ist das Windfeldmodell verifiziert. (siehe [20])

5.1.2 Gebäudemodellierung

Um die Gebäude zu modellieren, werden deren Grundrisse und Höhen benötigt. Digitale Flurkarten (DFK) liefern die Eckpunkte der Grundrisse. Die digitalen Flurkarten der beiden Modellgebiete wurden dem ZAE Bayern von den zuständigen Gemeinden für dieses Projekt zur Verfügung gestellt. Für das Modellgebiet A wurden die Gebäudehöhen aus den Angaben des zuständigen Bezirkskaminkehrermeisters zur Kaminhöhe abgeleitet. Für das Modellgebiet B erfolgte die Ermittlung der Gebäudehöhen durch eine Ortsbesichtigung. Die Höhe wurde anhand der Anzahl der Stockwerke abgeschätzt. Als Stockwerkshöhe wurden hier generell 3 m angesetzt. Die Gebäude in den beiden Untersuchungsgebieten weisen größtenteils Giebeldächer auf. Da in AUSTAL2000 Gebäude aus einer Kombination von Quadern bestehen, können schräge Dachkonstruktionen nicht abgebildet werden. Daher wurde für das oberste Stockwerk eine mittlere Höhe zwischen Traufe und Giebel von 1,5 m eingesetzt.

5.1.3 Geländemodell

Zur Nachbildung des Geländes wird ein digitales Geländemodell (DGM) benötigt. Dieses wurde dem ZAE Bayern vom LfU als DGM 50 zur Verfügung gestellt. Das DGM 50 beschreibt das Gelände dreidimensional in einem Gitter mit 50 m Gitterweite in der Ebene. Die Höhenauflösung beträgt 0,1 m.

5.1.4 Abgasfahnenüberhöhung

Der Begriff Abgasfahnenüberhöhung bezeichnet die Höhe, die durch das Aufsteigen von Abgasen aus einem Schornstein aufgrund des Wärmeinhaltes und/oder des dynamischen Impulses der Abgasfahne erreicht wird. Bereits in der VDI-Richtlinie VDI 3782 Blatt 3 [21] werden große Messschwankungen bei der Ableitung der Überhöhungsformeln kommentiert. Berechnungsformeln für die Überhöhung gelten nur für Abgase aus Kaminen, die frei umströmt sind, d.h. die in einem Strömungsfeld liegen, das nicht durch Gebäude oder Vegetation gestört ist.
Gerade in Ortschaften gelten diese Bedingungen nicht. Zudem werden hier auch die in der TA Luft [16] geforderten Kaminhöhen von 10 m über Grund und mindestens 3 m über Dach meist nicht eingehalten. Zusätzlich sind bei Kleinfeuerungsanlagen für Wohngebäude oft so genannte Kaminhauben installiert, die ein Aufsteigen der Abgasfahne verhindern. Es handelt sich also bei der Ableitung von Abgasen aus Feuerungsanlagen für Wohngebäude eher um eine bodennahe, diffuse Ableitung als um eine ungestörte Abgasführung. (Siehe dazu [22])
Da es sich bei den im Rahmen dieses Projektes untersuchten Feuerungsanlagen mit wenigen Ausnahmen um Feuerungsanlagen unter 50 kW Nennwärmeleistung handelt, wurde die Abgasfahnenüberhöhung aufgrund oben genannter Argumente und im Sinne einer „worst case“-Betrachtung bei den Berechnungen generell nicht berücksichtigt.
Nach Auffassung des BayLfU kann bei ungestörter Abgasableitung z.B. über einen freistehenden Schornstein und bei niedrigen Außentemperaturen die Abgasfahnenüberhöhung bei Feuerungsanlagen ab einer Nennwärmeleistung von etwa 100 kW jedoch berücksichtigt werden.
Um den Einfluss der Abgasfahnenüberhöhung zu veranschaulichen, wurde für das Modellgebiet A eine Variante mit der Wärmeversorgung der Gebäude durch ein zentrales Hackgutheizwerk (200 kW Nennwärmeleistung) sowohl ohne als auch mit Berücksichtigung der Abgasfahnenüberhöhung berechnet.
Die Ergebnisse sind im Kapitel 5.5.1 „Jahresmittelwerte im Modellgebiet A“ dargestellt.

5.2 Meteorologische Daten

Für die Berechnung der Schadstoffausbreitung mit AUSTAL2000 sind für die Modellgebiete räumlich und zeitlich repräsentative meteorologische Zeitreihen zu verwenden, da das Ausbreitungsverhalten freigesetzter Luftschadstoffe maßgeblich durch die Windrichtungs- und Windgeschwindigkeitsverteilung sowie durch die thermische Stabilität bestimmt wird. Dabei kennzeichnet die Windverteilung die horizontalen Austauschbedingungen, während die thermische Stabilität (vertikale Temperaturschichtung) den vertikalen Austausch bestimmt.

Für die Modellgebiete A und B selbst stehen keine meteorologischen Zeitreihen zur Verfügung. Die meteorologischen Zeitreihen AKTerm (Windrichtung, Windgeschwindigkeit, Ausbreitungsklasse) für repräsentative Jahre sind für beide Standorte durch den DWD interpoliert worden und liegen dem ZAE Bayern mit qualifizierter Prüfung auf Übertragbarkeit (QPR) vor. Für das Modellgebiet A wird die Zeitreihe der Station Erdinger Moos aus dem Jahr 1995 (01.01.1995 – 31.12.1995) verwendet, für das Modellgebiet B die Zeitreihe von 1999 (01.01.1999 – 31.12.1999) der Station Straubing.
Nachfolgend werden die Windrichtungsverteilungen der beiden Zeitreihen dargestellt:

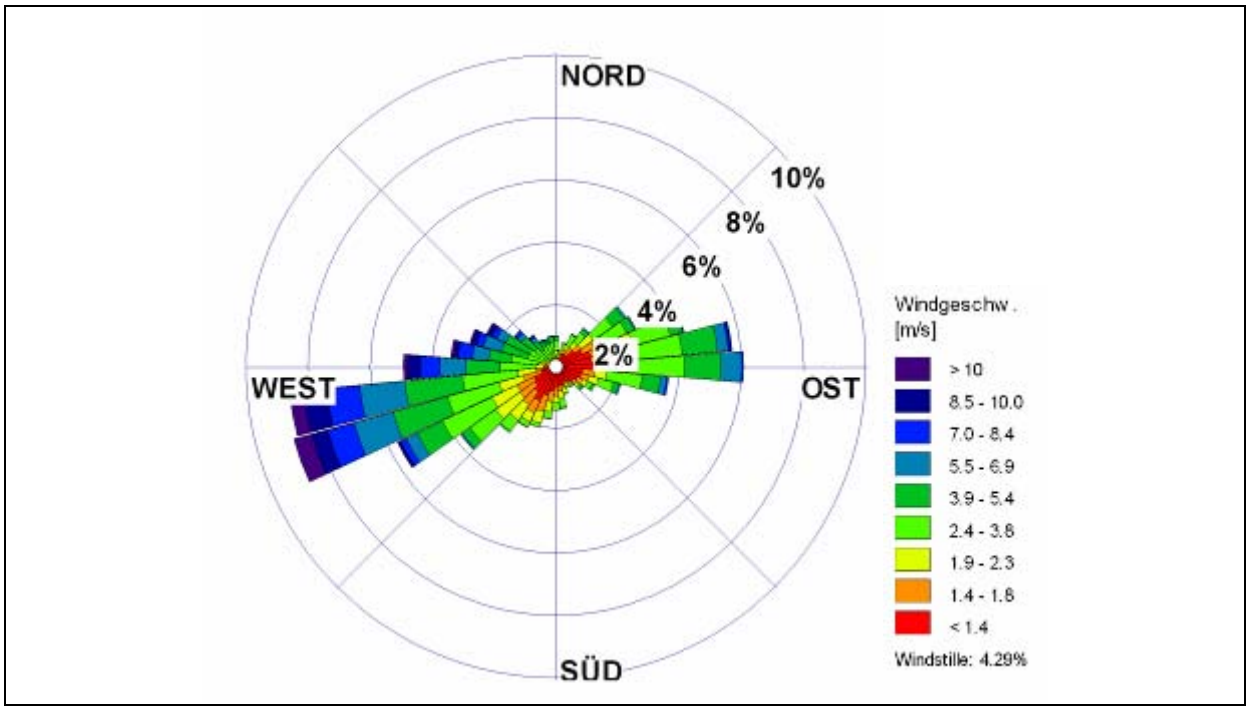


Abbildung 5-4: Windrichtungsverteilung der meteorologischen Zeitreihe Erdinger Moos Zeitraum (01.01.1995 – 31.12.1995)

Wie Abbildung 5-4 zu entnehmen ist, dominieren bei der AKTerm Erdinger Moos signifikant westsüdwestliche und ostnordöstliche Winde, die im Wesentlichen durch die großräumigen Strömungen der Großwetterlagen bedingt sind. Das Häufigkeitsminimum liegt bei südlichen bzw. bei nördlichen Winden. Die mittlere Windgeschwindigkeit beträgt 3,13 m/s, der Anteil an Windstillen beträgt 4,3 %.
Die AKTerm von Straubing weist ebenfalls zwei markante Hauptwindrichtungen auf. Verglichen mit der Station Erding, die sich in topographisch nur sehr schwach gegliedertem Gelände befindet, werden die Windverhältnisse in Straubing erheblich durch die Topographie des von Nordwest nach Südost verlaufenden Bayerischen Waldes geprägt. Diese Topographie bewirkt eine Drehung von großräumigen Südwestströmungen auf westliche Richtungen bzw. von Nordostströmungen auf ostsüdöstliche Richtungen. Die mittlere Windgeschwindigkeit beträgt 2,68 m/s, der Anteil an Windstillen ist mit ca. 3 % relativ gering. (Abbildung 5-5)

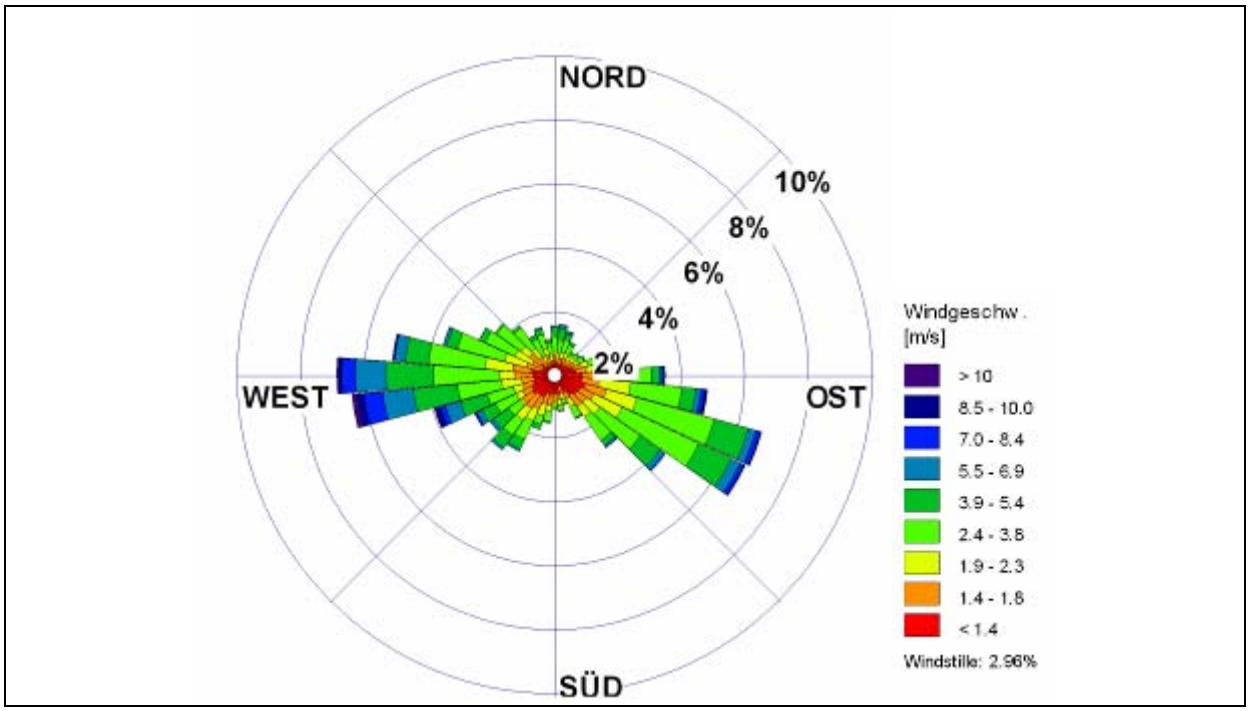


Abbildung 5-5: Windrichtungsverteilung der meteorologischen Zeitreihe Straubing Zeitraum (01.01.1999 – 31.12.1999)

Für die Ausbreitung von Luftschadstoffen ist neben der Windrichtungs- und Windgeschwindigkeitsverteilung auch der vertikale Austausch von großer Bedeutung. Dieser vertikale Austausch wird durch Ausbreitungsklassen nach Klug-Manier parametrisiert:

Klasse I	sehr stabil
Klasse II	stabil
Klasse III/1	neutral – leicht stabil
Klasse III/2	neutral – leicht labil
Klasse IV	labil
Klasse V	sehr labil

Dabei kennzeichnen die Klassen I und II mit stabiler Schichtung ungünstige Ausbreitungsbedingungen.

Abbildung 5-6 zeigt für die Zeitreihe Erdinger Moos folgende Häufigkeiten der einzelnen Ausbreitungsklassen nach Klug-Manier. Der Anteil an stabilen Schichtungen (Klasse I/II) beträgt im Jahr 1995 an der Station Erdinger Moos ca. 37,4 %. Dominant treten neutrale Schichtungen der Klassen III/1 und III/2 mit 47,9 % auf. Labile Schichtungen (Klasse IV und Klasse V) treten in ca. 11,6 % der Stunden auf.

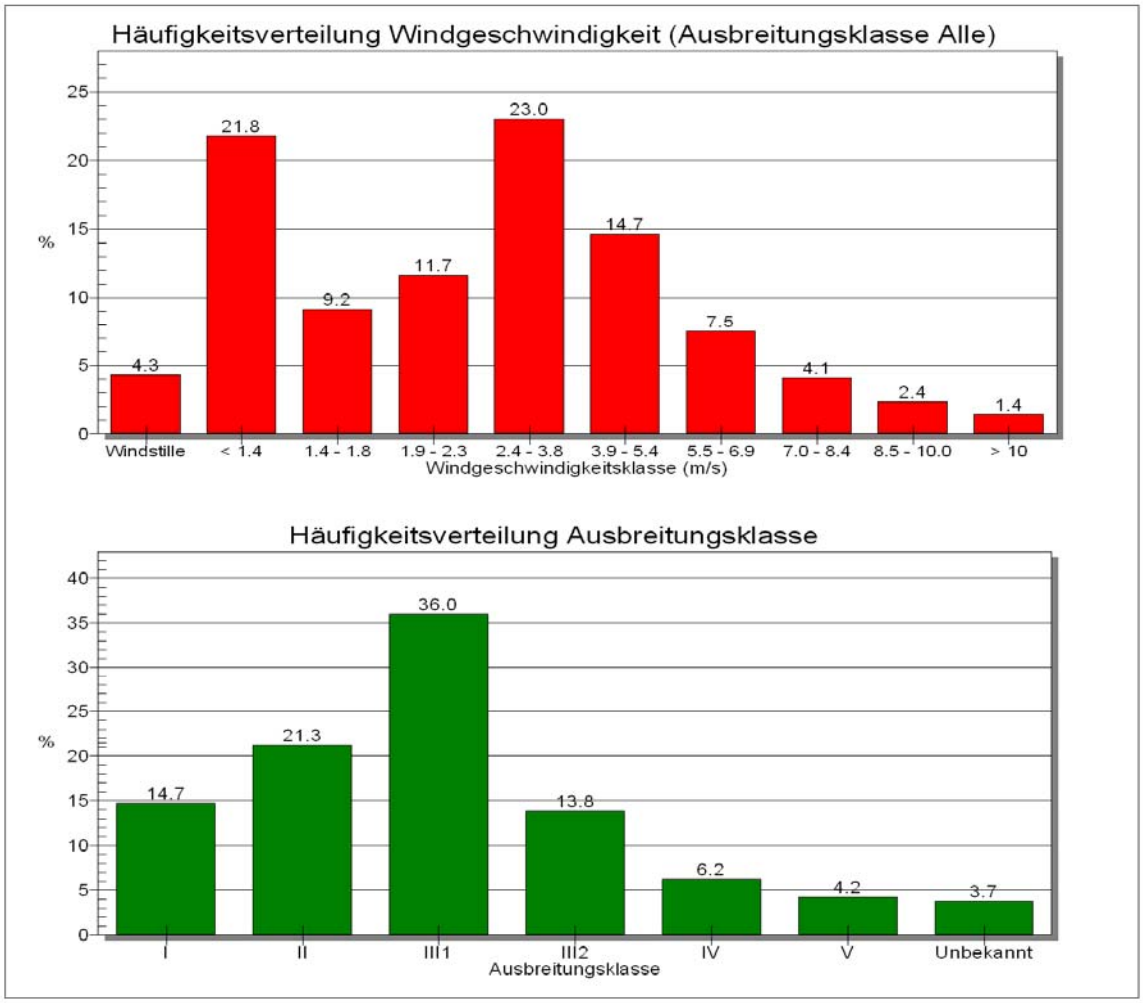


Abbildung 5-6: Häufigkeitsverteilung der Windgeschwindigkeiten und Ausbreitungsklassen im Jahr 1995 an der DWD Station Erdinger Moos

Abbildung 5-7 zeigt für die Zeitreihe Straubing folgende Häufigkeiten der einzelnen Ausbreitungsklassen nach Klug-Manier. Der Anteil an stabilen Schichtungen liegt im Jahr 1999 an der Station Straubing mit ca. 38,8 % etwas höher als an der Station Erdinger Moos im Jahr 1995. Dementsprechend ist die Häufigkeit von neutralen Schichtungen mit 46,1 % etwa geringer. Der Anteil der labilen Schichtungen ist mit 12,7 % etwas höher. Insgesamt sind aber in den Häufigkeitsverteilungen der Ausbreitungsklassen beider Zeitreihen keine signifikanten Unterschiede zu erkennen.

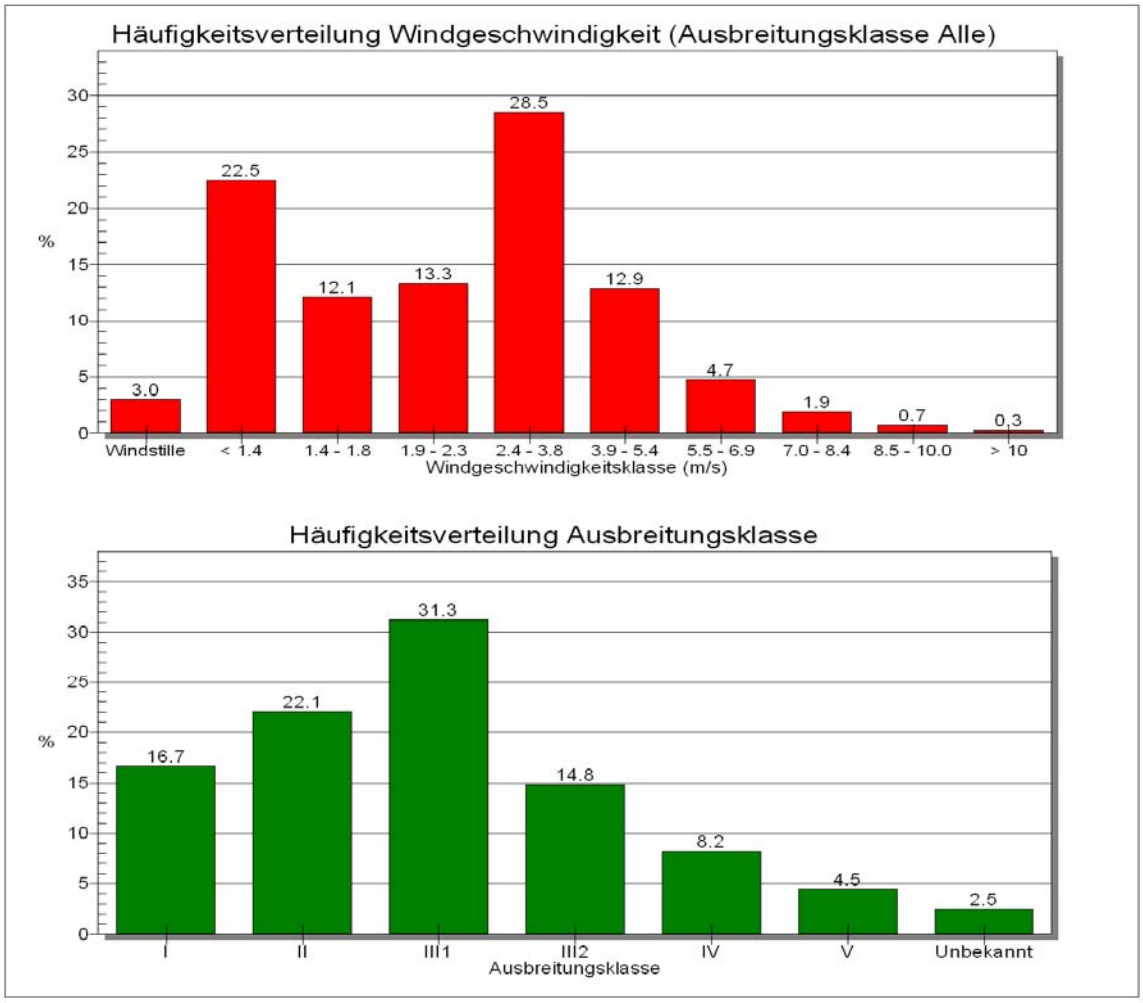


Abbildung 5-7: Häufigkeitsverteilung der Windgeschwindigkeiten und Ausbreitungsklassen im Jahr 1999 an der DWD Station Straubing

5.3 Immissionsberechnungen

Die Luftqualitäts-Rahmenrichtlinie 96/62/EG von 1996 [23] und deren Tochterrichtlinien bilden die Grundlage der neuen europäischen Luftreinhaltestrategie. Dieses Regelwerk wurde durch die Novellierung der Verordnung über Immissionswerte (22. BImSchV [1]) im Jahr 2002 in nationales Recht umgesetzt. In der 22. BImSchV [1] sind für Feinstaub folgende Immissionswerte festgesetzt, die seit dem 01.01.2005 gelten:

Jahresmittelwert:	40 µg/m³
Tagesmittelwert:	50 µg/m³ bei maximal 35 Überschreitungen

Diese Immissionswerte gelten für die Immissionsgesamtbelastung. In den hier durchgeführten Ausbreitungsrechnungen werden nur die Zusatzbelastungen aus Scheitholz- und Pelletfeuerungen ermittelt.

Die TA Luft [16] unterscheidet bei der Beurteilung von Umweltauswirkungen durch Emissionen aus Anlagen zwischen relevanten und irrelevanten Zusatzbelastungen. Sind nur irrelevante Zusatzbelastungen durch ein Vorhaben zu erwarten, ist eine weitergehende Prüfung der Gesamtbelastung meistens nicht erforderlich. Für Feinstaub beträgt diese Irrelevanzschwelle 1,2 µg/m³.

Für alle Rechenvarianten beider Modellgebiete werden die Jahresmittelwerte ermittelt. Die Jahresmittelwerte ergeben sich als arithmetische Mittelwerte der Stundenmittelwerte einer jeden Gitterzelle.
Hohe Immissionsbelastungen treten überwiegend an mehreren aufeinander folgenden Tagen auf. Daher wird auch untersucht, wie hoch die Zusatzbelastung von PM_{10} aus Holzfeuerungen in einer besonders ungünstigen Witterungsperiode sein kann. Hierzu wird anstelle des Jahresmittelwertes ein Mittelwert über eine 7- bzw. 10-tägige Periode mit besonders ungünstiger Witterung berechnet (Periodenmittelwert).
In AUSTAL2000 können Immissionszeitreihen der Stundenmittelwerte von PM_{10} für so genannte Monitorpunkte erstellt werden. Aus diesen Zeitreihen werden für die Monitorpunkte auch Zeitreihen der Tagesmittelwerte berechnet.
Um die Häufigkeitsverteilungen der errechneten Tagesmittelwerte der Zusatzbelastungen beurteilen zu können, sind z.B. Perzentile der Tagesmittelwerte hilfreich. Ein Perzentil gibt den Wert an, unter dem der jeweilige Prozentsatz der Einzelwerte liegt.
Da eine Überschreitung des Grenzwertes für den Tagesmittelwert an maximal 35 Tagen zulässig ist, interessieren besonders die höchsten 35 Tagesmittelwerte. Das 90,4. Perzentil entspricht dem Staub-Immisionswert, der an 330 Tagen des Jahres unterschritten bzw. an 35 Tagen überschritten wird. Deswegen wird bei der Auswertung der Perzentile das 90,4. Perzentil (vereinfachend das 90. Perzentil) betrachtet.

5.4 Unterschiedliche Rechenvarianten in den Modellgebieten A und B

In den beiden Modellgebieten A und B werden unterschiedliche Rechenvarianten untersucht. Das Modellgebiet A wird als Gebiet mit einem 3 m x 3 m-Raster unter Berücksichtigung des Gebäude- und Geländeeinflusses aufgebaut, in dem die Anzahl und örtliche Verteilung der punktförmigen Emissionsquellen variiert werden. Dazu werden zum Referenzszenario V 0 fünf weitere Szenarien untersucht. Dabei werden z.B. die Emissionen oder die Anzahl der Emissionsquellen erhöht bzw. die Quellen konzentriert in einem „Neubaugebiet“ oder gleichmäßig über das gesamte Modellgebiet verteilt oder beispielhaft die Auswirkungen einer einzigen Emissionsquelle eines Biomasseheizwerkes zur Bedienung eines Nahwärmenetzes untersucht. Die Parametervariationen der Rechenvarianten sind in Tabelle 5-1 aufgelistet.

Im Modellgebiet B soll die reale Emissionsstruktur von Holzzentralheizungen und Holzeinzelfeuerstätten abgebildet werden. In einer Sensitivitätsstudie sollen Einflüsse von Parametern – Programmeinstellungen, Vereinfachungen und Meteorologie – untersucht werden. Dazu werden z.B. die Rasterweiten 3 m x 3 m (mit Kachelung, CadnaA-APL, siehe Kapitel 5.1.1) und 6 m x 6 m variiert, die Emissionsquellen punktförmig bzw. als vertikale Linienquellen modelliert, der Gebäudeeinfluss berücksichtigt bzw. nicht berücksichtigt und der Anemometerstandort verändert. Die Parametervarianten sind in Tabelle 5-2 aufgelistet.

5.4.1 Rechenvarianten im Modellgebiet A

Im Modellgebiet A werden unterschiedliche, fiktive Konfigurationen von Holzzentralheizungsanlagen untersucht. Dazu werden die Kesselanzahl der beiden Feuerungssysteme „Pelletkessel ohne Pufferspeicher“ (PoP) und „Scheitholzkessel mit (und ohne) Pufferspeicher“ (SmP / SoP), die Emissionsfaktoren sowie die räumliche Verteilung der Holzfeuerungen variiert.
Zu einem Referenzszenario (V 0) für Modellgebiet A mit ausschließlich Scheitholz– und Pellet-Zentralheizungen als Emissionsquellen werden fünf Vergleichsvarianten berechnet. Im Referenzszenario werden 5 % der Gebäude mit Pellet-Zentralheizungsanlagen sowie 5 % mit Scheitholzzentralheizungsanlagen jeweils mit niedrigen („guten“) Emissionen versehen. Alle Zentralheizungskessel haben eine Nennwärmeleistung von 15 kW.

Zum Referenzszenario werden folgende Vergleichsvarianten simuliert:

- V 1: Verdopplung (Pelletkessel) bzw. Verdreifachung (Scheitholzkessel) des Emissionsfaktors
- V 2: zusätzlich Verdreifachung des Einsatzes von Pellet-Zentralheizungsanlagen
- V 3: Simulation eines „Neubaugebietes“ mit ausschließlich Pellet-Zentralheizungskesseln
- V 4: Zusätzliches „Neubaugebiet“ mit ausschließlich Pellet-Zentralheizungskesseln (V 0 + V 3)
- V 5: Nahwärmenetz mit leistungsangepasstem zentralem Hackgutheizwerk mit Öl-Spitzenlastkessel als Ersatz aller Holzfeuerungen aus dem Referenzszenario, Heizwerkstandort oben rechts, gerechnet ohne Abgasfahnenüberhöhung
- V 6: Nahwärmenetz mit leistungsangepasstem zentralem Hackgutheizwerk mit niedrigem Emissionsniveau mit Öl-Spitzenlastkessel als Ersatz aller Holzfeuerungen aus dem Referenzszenario, Heizwerkstandort oben rechts, gerechnet ohne Abgasfahnenüberhöhung

Generell werden die Rechnungen mit AUSTAL2000 unter der Software CadnaA-APL ohne Kachelung mit einem 3 m x 3 m – Raster mit Gelände– und Gebäudeeinfluss durchgeführt. Die Emissionsquellen werden als Punktquellen ohne Abgasfahnenüberhöhung modelliert, als Anemometerstandort wird das linke untere Eck verwendet.

In Tabelle 5-1 sind die betrachteten Varianten aufgelistet.

Tabelle 5-1: festgelegte Rechenvarianten für die Ausbreitungsrechnungen im Modellgebiet A
PoP: Pelletkessel ohne Pufferspeicher, SmP: Scheitholzkessel mit Pufferspeicher, HoP: Hackgutkessel ohne Pufferspeicher

Bez.	Kesselanzahl	Emissionsfaktor (bez. auf Endenergie)	Kessel-standort	Erläuterung
V 0 (Basis)	14 PoP (5 %) 14 SmP (5 %)	20 mg/MJ Pellet 30 mg/MJ Scheitholz	verteilt verteilt	Basisvariante niedrige Emissionen („best case“)
V 1	14 PoP (5 %) 14 SoP (5 %)	40 mg/MJ Pellet 100 mg/MJ Scheitholz	verteilt verteilt	Basisvariante hohe Emissionen („worst case“)
V 2	42 PoP (15 %) 14 SmP (5 %)	20 mg/MJ Pellet 30 mg/MJ Scheitholz	verteilt verteilt	Verdreifachung der Pelletkessel
V 3	28 PoP (10 %)	20 mg/MJ Pellet	konzentriert	Simulation „Neubaugebiet mit Pelletkesseln“
V 4 (V 0 + V 3)	42 PoP (5+10 %) 14 SmP (5 %)	20 mg/MJ Pellet 30 mg/MJ Scheitholz	vert. + konz. verteilt	Basisvariante, zusätzlich „Neubaugebiet mit Pelletkesseln“
V 5	1 HoP Grundlast 1 Öl Spitzenlast	50 mg/MJ Hackgut 1,5 mg/MJ Öl	Oben rechts	Nahwärmenetz zur Versorgung der Gebäude der Basisvariante Stand der Technik
V 5oAFÜ	1 HoP Grundlast 1 Öl Spitzenlast	50 mg/MJ Hackgut 1,5 mg/MJ Öl	Oben rechts	Nahwärmenetz zur Versorgung der Gebäude der Basisvariante Stand der Technik, Berechnung ohne Abgasfahnenüberhöhung
V 6	1 HoP Grundlast 1 Öl Spitzenlast	20 mg/MJ Hackgut 1,5 mg/MJ Öl	Oben rechts	Nahwärmenetz zur Versorgung der Gebäude der Basisvariante Niedrige Emissionen

Im **Basisfall V 0** sind insgesamt 10 % der 280 Gebäude mit Holzzentralheizungen mit 15 kW Nennwärmeleistung ausgestattet. Jeweils die Hälfte (je 14 Stück) ist mit Pellet-Zentralheizungen ohne Pufferspeicher (PoP) bzw. mit Scheitholzzentralheizungen mit Pufferspeicher (SmP) ausgestattet. Die Emissionsquellen sind gleichmäßig und zufällig über das Modellgebiet verteilt. Die Schornsteinhöhe ist bei allen Gebäuden auf 1,5 m über Gebäudehöhe festgelegt. Als Gebäudehöhe wird der Mittelwert zwischen Trauf- und Giebelhöhe angesetzt (vgl. Abschnitt 5.1.2). Die verwendeten Emissionsfaktoren gelten für gute Anlagen nach heutigem Stand der Technik mit entsprechend emissionsarmer Betriebsweise sowie gutem Wartungszustand. Für Pelletkessel wurden 20 mg/MJ Endenergie und für Scheitholzkessel 30 mg/MJ Endenergie angesetzt.

Variante V 1 unterscheidet sich gegenüber V 0 durch die Erhöhung der Emissionen. Die verwendeten Emissionsfaktoren gelten für schlechte ältere Anlagen mit emissionsreicher Betriebsweise sowie ungenügendem Wartungszustand. Für Pelletkessel wurden die spezifischen Emissionen auf 40 mg/MJ Endenergie verdoppelt, für Scheitholzkessel auf 100 mg/MJ Endenergie etwa verdreifacht. Die übrigen Parameter bleiben unverändert.

Bei **Variante V 2** werden wie in Variante V 0 wieder „gute“ emissionsarme Heizungsanlagen eingesetzt. Allerdings ist die Anzahl der Pelletkessel gegenüber Variante V 0 verdreifacht, d.h., es sind zusätzlich weitere 28 Pelletkessel zufällig im Modellgebiet platziert (insgesamt 56 Holzzentralheizungsanlagen).

In **Variante V 3** sind wiederum 10 % der 280 Gebäude mit Holzzentralheizungen ausgestattet, allerdings ausschließlich mit emissionsarmen (20 mg/MJ Endenergie) Pelletkesseln nach heutigem Stand der Technik. Diese Pelletkessel sind im südwestlichen Bereich des Modellgebietes konzentriert angeordnet. Dies entspricht z.B. einem Neubaugebiet, in dem ausschließlich Pelletheizungen installiert sind.

Variante V 4 stellt eine Addition der Varianten V 0 und V 3 dar. Zusätzlich zum Basisfall wird ein „Neubaugebiet“ mit ausschließlicher Beheizung durch emissionsarme Pelletanlagen betrachtet.

In **Variante V 5** werden die 56 in Variante V 2 durch Holzzentralheizungsanlagen beheizten Gebäude von einem Heizwerk mit Hackgut-Grundlastkessel und Öl-Spitzenlastkessel über ein Nahwärmenetz versorgt. Die angesetzten Emissionsfaktoren entsprechen dem derzeitigen Stand der Technik. Mit dem am ZAE Bayern entwickelten Programm WDesign® wurde die notwendige Leistung der beiden Wärmeerzeuger unter Berücksichtigung der Gleichzeitigkeiten bei der Wärmeabnahme ermittelt. Wie in Kapitel 4.3 erläutert, ist die Kesselleistung entsprechend der geordneten Jahresdauerlinie so gewählt, dass der Hackgutkessel 8081 Betriebsstunden (5570 Volllast-Betriebsstunden) und der Ölkessel 3674 Betriebsstunden (557 Volllast-Betriebsstunden) erreicht. Die Ausbreitungsrechnung erfolgte gemäß der Ausführungen in Kapitel 5.1.4 unter Berücksichtigung der Abgasfahnenüberhöhung.

Um den Einfluss der Abgasfahnenüberhöhung aufzuzeigen, wurde zusätzlich Variante V 5 auch ohne Abgasfahnenüberhöhung (**Variante V 5 oAFÜ**) berechnet.

In **Variante V 6** sind die Emissionen des Hackgutkessels gegenüber Variante V 5 um den Faktor 2,5 reduziert. Der spezifische Emissionsfaktor für Feinstaub beträgt hier 20 mg/MJ. Es soll aufgezeigt werden, welchen Einfluss eine weitere Reduzierung der Emissionen bei größeren Anlagen hat.

5.4.2 Rechenvarianten im Modellgebiet B

Während für das Modelgebiet A der Einfluss von Varianten der Emissionskonfiguration auf die PM_{10}-Immissionsbelastung untersucht wird, wird für das Modellgebiet B eine Sensitivitätsstudie bezüglich der Ausbreitungsrechnung mit AUSTAL2000 durchgeführt. In Tabelle 5-2 sind die Varianten mit den jeweiligen Parametereinstellungen aufgelistet.

Tabelle 5-2: festgelegte Rechenvarianten für die Ausbreitungsrechnungen im Modellgebiet B

Bezeichnung	Quelltyp	Gebäude-einfluss	Gelände-einfluss	Raster	Kachelung	Anemometerstandort
V 0 (Basis)	Pq	Ja	Ja	3 m	Ja	SW-Ortsrand
V 1	Pq	-	Ja	6 m	-	SW-Ortsrand
V 2	Pq	-	Ja	6 m	-	NO-Ortsrand, Anhöhe
V 3	Lq	-	Ja	3 m	Ja	SW-Ortsrand
V 4	Lq	-	Ja	6 m	-	SW-Ortsrand
V 5	V 0 (Basis) mit Ausbreitungsklassenzeitreihe von Burgkirchen					
V 6	Pq	-	-	6 m	-	SW-Ortsrand
V 7	Sonderfall Hanglage, fiktives Modell					

Pq: Punktquelle, Lq: vertikale Linienquelle

Im **Basisfall V 0** werden die PM_{10}-Immissionen unter Berücksichtigung der Gebäude und des Geländes bei einer Gitterauflösung von 3 m ermittelt. Durch diese Gitterweite liegt die Anzahl der Gitterzellen in Westostrichtung bei über 360. Da bei AUSTAL2000 die Anzahl der Gitterzellen auf 300 beschränkt ist, wird für die Immissionsberechnung die Kachelungstechnik von CadnaA-APL eingesetzt. (vgl. Abschnitt 5.1.1). Die Emissionen werden mittels Punktquellen ohne Berücksichtigung der Abgasfahnenüberhöhung freigesetzt. Die Schornsteinhöhe wurde bei allen Gebäuden auf 1,5 m über Gebäudehöhe festgelegt. Als Gebäudehöhe wurde der Mittelwert zwischen Trauf- und Giebelhöhe angesetzt (vgl. Abschnitt 5.1.2).

Variante V 1 unterscheidet sich gegenüber V 0 durch die Erhöhung der Gitterauflösung auf 6 m. Bei dieser Gitterauflösung werden keine Gebäude berücksichtigt. Die übrigen Parameter bleiben unverändert.

Variante V 2 ist nahezu identisch zu Variante V 1, allerdings befindet sich das Anemometer nicht mehr auf der Standardposition südwestlich des Modellgebietes B sondern auf einer kleinen freigelegenen Kuppe ca. 500 m nordöstlich und etwa 40 m oberhalb des Ortskernes. Es soll geprüft werden, welchen Einfluss der veränderte Anemometerstandort auf die Immissionsverteilung besitzt.

In **Variante V 3** und **Variante V 4** werden die Emissionen nicht mehr über Punktquellen freigesetzt, sondern mittels vertikaler Linienquellen. Die Länge der Linienquellen erstreckt sich vom Boden bis zu 1,5 m über Gebäudehöhe. Bei Variante V 3 beträgt die Gitterauflösung 3 m, bei Variante 4 6 m. Bei Variante V 3 wird die Kachelungstechnik verwendet.

Variante V 5 zeigt den Einfluss der zugrunde gelegten meteorologischen Daten auf die Immissionsverteilung. Hierzu wird die Konfiguration des Basisfalles V 0 verwendet, wobei die meteorologische Zeitreihe von Burgkirchen (Zeitraum: 01.08.1989 – 31.07.1990) verwendet wird. Die Windrose von Burgkirchen (Abbildung 5-8) zeigt zwei markante Windrichtungsmaxima aus Südwest und Nordost. Die mittlere Windgeschwindigkeit ist mit 2,42 m/s deutlich niedriger als bei der AKTerm von Straubing. Wie Abbildung 5-9 zeigt, liegt für die Zeitreihe Burgkirchen der Anteil an stabilen Schichtungen mit ca. 42,2 % um etwa 3 % höher als an der Station Straubing im Jahr 1999. Dementsprechend ist die Häufigkeit von neutralen Schichtungen mit 40,7 % deutlich geringer. Auch der Anteil der labilen Schichtungen ist mit 11,7 % etwas geringer. Aufgrund des relativ hohen Anteils stabiler Ausbreitungssituationen und den geringeren Windgeschwindigkeiten enthält die Zeitreihe von Burgkirchen ungünstigere meteorologische Randbedingungen als die Zeitreihe von Straubing.

In **Variante V 6** soll der Einfluss der Geländemodellierung gezeigt werden. Es werden alle Parameter wie bei Variante V1 gesetzt, jedoch ohne Geländeeinfluss.

Abschließend wird für eine fiktive Modellsiedlung mit Hanglage untersucht, mit welchen maximalen PM_{10}-Stundenmittelwerten zu rechnen wäre **(Variante V 7).**

Für die Varianten V 0 – V 7 werden die Jahresmittelwerte und die maximalen Tagesmittelwerte der Zusatzbelastung sowie der Mittelwert über eine 10-tägige Periode im Dezember ermittelt.
Die Zeitreihe von Burgkirchen (Variante V 7) weist über den Zeitraum vom 07.01.1990 – 16.01.1990 besonders ungünstige meteorologische Bedingungen auf, so dass die Periodenmittelwerte für diesen Zeitraum berechnet werden.

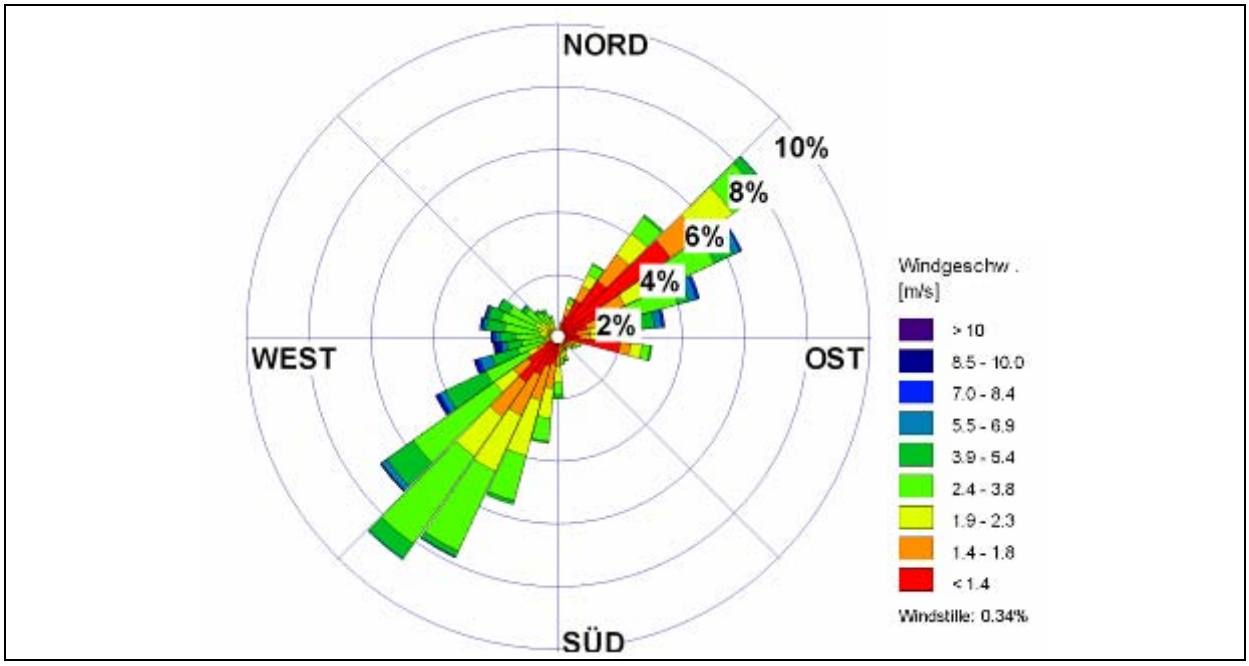


Abbildung 5-8: Windrichtungsverteilung der meteorologischen Zeitreihe Burgkirchen Zeitraum (01.08.1989 – 31.07.1990)

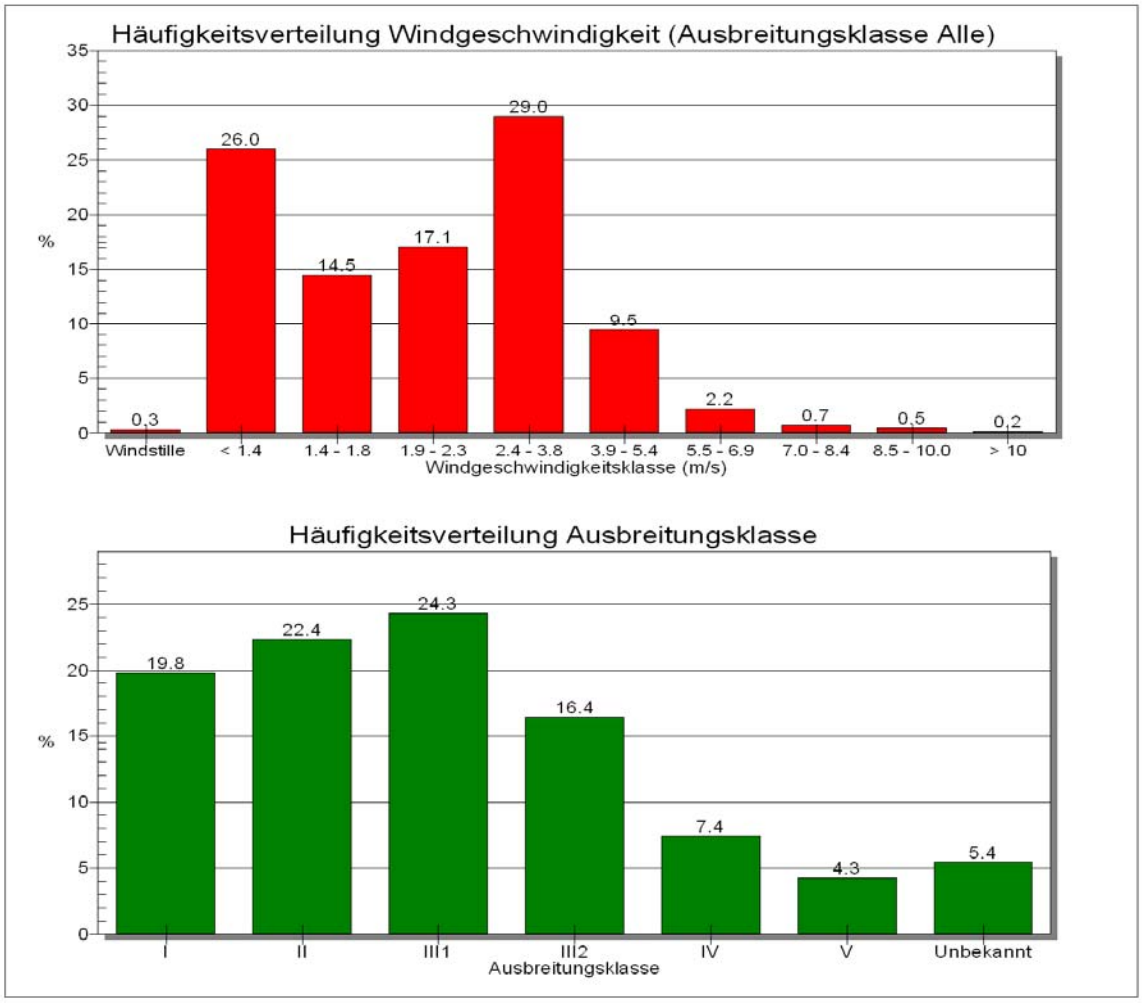


Abbildung 5-9: Häufigkeitsverteilung der Windgeschwindigkeiten und Ausbreitungsklassen der meteorologischen Zeitreihe Burgkirchen Zeitraum (01.08.1989 – 31.07.1990)

5.5 Ergebnisse der Ausbreitungsrechnungen

Nachfolgend werden die Ergebnisse der Ausbreitungsrechnungen zusammengefasst. Dabei wird bei den Immissionsverteilungen der Jahresmittelwerte stets eine Skala von 0 µg/m³ bis 2 µg/m³ verwendet.
Die TA Luft [16] unterscheidet bei der Beurteilung von Umweltauswirkungen durch Emissionen aus Anlagen zwischen relevanten und irrelevanten Zusatzbelastungen. Für Feinstaub beträgt diese Irrelevanzschwelle 1,2 µg/m³.
In diesem Forschungsprojekt wurde für die Immissionsberechnungen eine Auflösung von 3 m gewählt. Dies ermöglicht eine qualitative Beurteilung der errechneten Zusatzbelastungswerte. Für eine quantitative Beurteilung der berechneten Werte im Sinne der TA Luft [16] wird im Allgemeinen eine Rechengitterweite von mindestens 16 m x 16 m gewählt.
Für die beiden Modellgebiete wurden zunächst die Immissionssituationen eines Basisfalls (V 0) als Referenzszenario berechnet. Anschließend wurden die Ausbreitungssituationen der anderen Varianten (Tabelle 5-1 bzw. Tabelle 5-2) berechnet. Nach Auswertung der Immissionsverteilung für die Jahresmittelwerte von PM_{10} wurden an den Immissionsschwerpunkten innerhalb der Rezirkulationszonen im Nahbereich der Gebäude sowie auch an weniger stark belasteten Punkten je nach Variante 6 - 10 Monitorpunkte gesetzt. Danach wurde die Berechnung erneut gestartet.

Die nachfolgenden Abbildungen der Jahres- und Periodenmittelwerte der Feinstaubimmissions-Zusatzbelastung aus Holzfeuerungen sind im separaten Bild-Anhang vergrößert abgedruckt.

5.5.1 Jahresmittelwerte im Modellgebiet A

Nachfolgend werden die Immissionsverteilungen der Jahresmittelwerte für die Varianten V 0 - V 6 dargestellt. Die Ergebnisse der Ausbreitungsrechnungen sind in Tabelle 5-3 für die Varianten V 0 - V 6 an den gesetzten Monitorpunkten zusammengefasst. Da im Modellgebiet A der Einfluss der örtlichen Verteilung der Emissionsquellen auf die Immissionssituation untersucht wird (siehe Kapitel 5.4.1), sind die Monitorpunkte in den verschiedenen Varianten zum Teil an unterschiedlichen Stellen gesetzt. Die genaue Lage der Monitorpunkte ist den jeweiligen Abbildungen zu entnehmen.

Tabelle 5-3: Modellgebiet A: Jahresmittelwerte (JM)und 90. Perzentile der Varianten V 0 – V 6 an den Monitorpunkten

Szenario **Gitterauflösung 3m** **Anemometer links unten** **Gebäudeeinfluss** **Geländeeinfluss** **Punktquellen**	**V 0** **Basisszenario niedrige Emissionen**		**V 1** **Basisszenario hohe Emissionen**		**V 2** **Verdreifa-chung Pelletkessel**		**V 3** **Neubaugebiet mit Pelletkesseln**		**V 4** **Basisszenario zzgl. Neubaugebiet**		**V 5** **Nahwärme-netz statt V 2**		**V 5 o.AFÜ** **Nahwärme-netz statt V 2 ohne Abgas-fahnenüberh.**		**V 6** **Nahwärme-netz statt V 2 niedrige Emissionen**		**V 0 eine Woche** **Basisszenario niedrige Emissionen**
Parameter											Quellhöhe: 11,2m über Grund						Wochen-mittelwert
Anzahl Pelletkessel	14		14		42		28		42		1 Hackgut Grundlast		1 Hackgut Grundlast		1 Hackgut Grundlast		14
Emissionsfaktor Pellet [mg/MJ]	20		40		20		20		20		50 mg/MJ		50 mg/MJ		20 mg/MJ		20
Anzahl Scheitholzkessel	14		14		14		-		14		1 Öl Spitzen-last		1 Öl Spitzen-last		1 Öl Spitzen-last		14
Emissionsfaktor Scheitholz [mg/MJ]	30		100		30		-		30		1,5 mg/MJ		1,5 mg/MJ		1,5 mg/MJ		30
Kesselstandort	verteilt		verteilt		verteilt		konzentriert		verteilt + konzentriert		rechts oben		rechts oben		rechts oben		verteilt
AKTerm	Erdinger Moos		Erdinger Moos		Erdinger Moos		Erdinger Moos		Erdinger Moos		Erdinger Moos		Erdinger Moos		Erdinger Moos		Erdinger Moos
Zeitraum	01.01.1995 - 31.12.1995		01.01.1995 - 31.12.1995		01.01.1995 - 31.12.1995		01.01.1995 - 31.12.1995		01.01.1995 - 31.12.1995		01.01.1995 - 31.12.1995		01.01.1995 - 31.12.1995		01.01.1995 - 31.12.1995		25.12.1995 - 31.12.1995
Ergebnisse	JM	90. Per-zentil	JM	90. Per-zentil	JM	90. Per-zentil	JM	90. Per-zentil	JM	90. Per-zentil	JM	90. Per-zentil	JM	90. Per-zentil	JM	90. Per-zentil	PeriodenMW
Absolutes Maximum [µg/m³]	**0,8**		**2,6**		**0,9**		**0,7**		**1,1**		**0,6**		**4,7**		**0,2**		**3,2**
MP 1 [µg/m³]	0,0	0,0	0,0	0,0	0,4	1,2	0,1	0,2	0,8	2,4	0,2	0,8	2,5	7,6	0,1	0,3	0,0
MP 2 [µg/m³]	0,5	1,3	1,7	4,3	0,2	0,7	0,6	1,6	1,0	2,4	0,2	0,4	3,5	8,4	0,1	0,2	2,1
MP 3 [µg/m³]	0,2	0,6	0,4	1,3	0,4	1,2	0,4	1,2	0,1	0,4	0,1	0,3	0,7	1,7	0,0	0,1	1,0
MP 4 [µg/m³]	0,4	1,3	1,3	4,1	0,1	0,4	0,2	0,6	0,1	0,3	0,2	0,7	0,7	2,2	0,1	0,3	1,6
MP 5 [µg/m³]	0,1	0,2	0,2	0,6	0,1	0,3	0,4	1,3	0,3	0,8	0,1	0,4	0,3	1,1	0,1	0,2	0,3
MP 6 [µg/m³]	0,1	0,1	0,1	0,4	0,2	0,5	0,1	0,2	0,1	0,4	0,0	0,1	0,0	0,1	0,0	0,0	0,2
MP 7 [µg/m³]	0,2	0,7	0,5	1,5	0,4	1,2	0,5	1,3	0,4	1,2	0,0	0,1	0,1	0,2	0,0	0,1	1,3
MP 8 [µg/m³]	0,2	0,5	0,4	1,0	0,2	0,6	0,5	1,4	0,2	0,6	0,0	0,1	0,1	0,2	0,0	0,1	0,9
MP 9 [µg/m³]	0,1	0,3	0,2	0,7	0,2	0,4			0,1	0,4							0,6
MP 10 [µg/m³]	0,5	1,4	1,5	4,7	0,8	2,5			0,4	1,0							2,2

Variante V 0

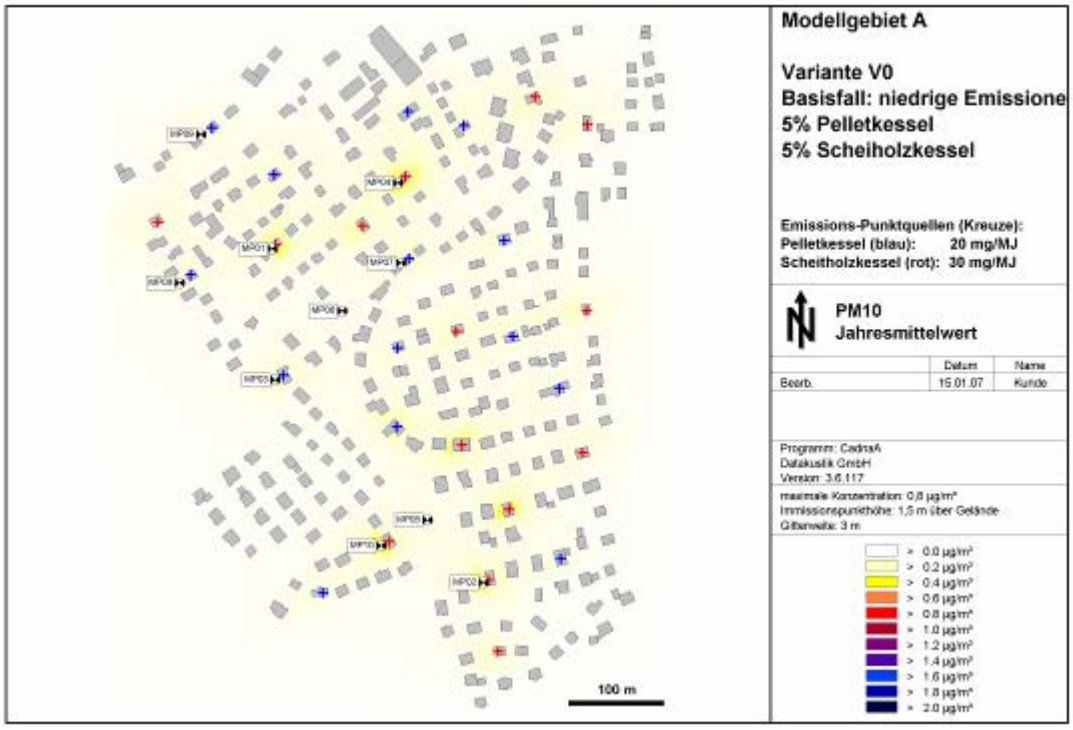


Abbildung 5-10: Jahresmittelwert V 0 Modellgebiet A

In Abbildung 5-10 ist die räumliche Verteilung des Jahresmittelwertes von PM_{10} für **Variante V 0 (**Basisfall) dargestellt. Entsprechend der räumlichen Anordnung der Emissionsquellen und der Emissionsmassenströme werden in deren näherer Umgebung der Emissionsquellen PM_{10}-Jahresmittelwerte zwischen 0,1 – 0,5 µg/m³ festgestellt. Das Maximum liegt mit 0,8 µg/m³ etwa 30% unter der Irrelevanzschwelle von 1,2 µg/m³ nach TA Luft [16]. Diese Belastung ist auf ein kleinräumiges Gebiet direkt hinter einem Gebäude mit Scheitholzkessel begrenzt (nahe bei Monitorpunkt 10).

Variante V 1

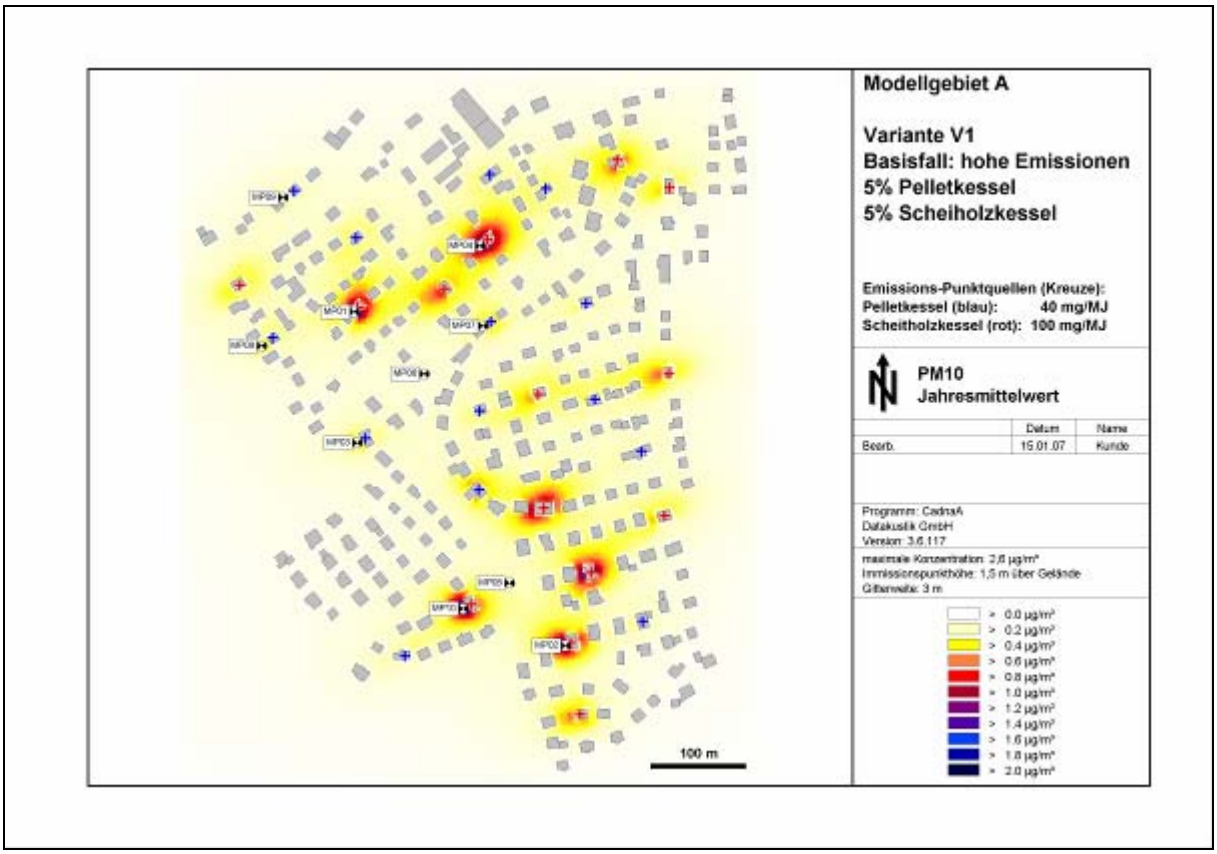


Abbildung 5-11: Jahresmittelwert V 1 Modellgebiet A

In **Variante V 1** (Abbildung 5-11) sind die Emissionen gegenüber V 0 erhöht. Für Pelletkessel wurde der spezifische Emissionsfaktor verdoppelt, für Scheitholzkessel verdreifacht. Entsprechend sind auch die Immissionskonzentrationen gegenüber V 0 erhöht. Der maximale Jahresmittelwert tritt ebenfalls nahe dem Monitorpunkt 10 auf. Er liegt mit 2,6 µg/m³ etwa um den Faktor 3 höher als in V 0 und ist somit etwa proportional zur Emissionserhöhung der nahe gelegenen Scheitholz-Emissionsquelle.

Variante V 2

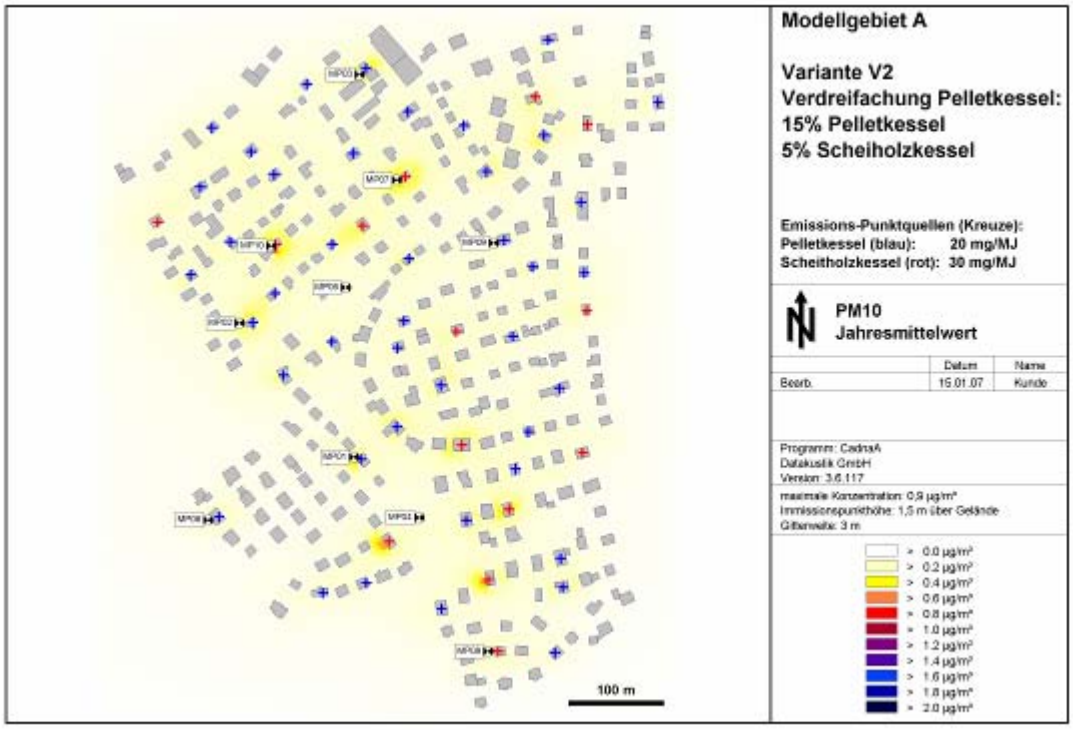


Abbildung 5-12: Jahresmittelwert V 2 Modellgebiet A

Durch eine Verdreifachung der Anzahl der Pelletkessel (**Variante V 2**, Abbildung 5-12) gegenüber der Basisvariante V 0 erhöht sich der Jahresmittelwert minimal von 0,8 µg/m³ auf 0,9 µg/m³. Auch flächenhaft ist eine geringfügige Zunahme der Jahresmittelwerte in der Größenordnung zwischen 0,1 – 0,2 µg/m³ zu erkennen. An Monitorpunkten (MP) mit größerer Entfernung zu Emissionsquellen (V 0, MP 05 bzw. V 2, MP 04) tritt keine Erhöhung der Immissionskonzentrationen auf.

Variante V 3

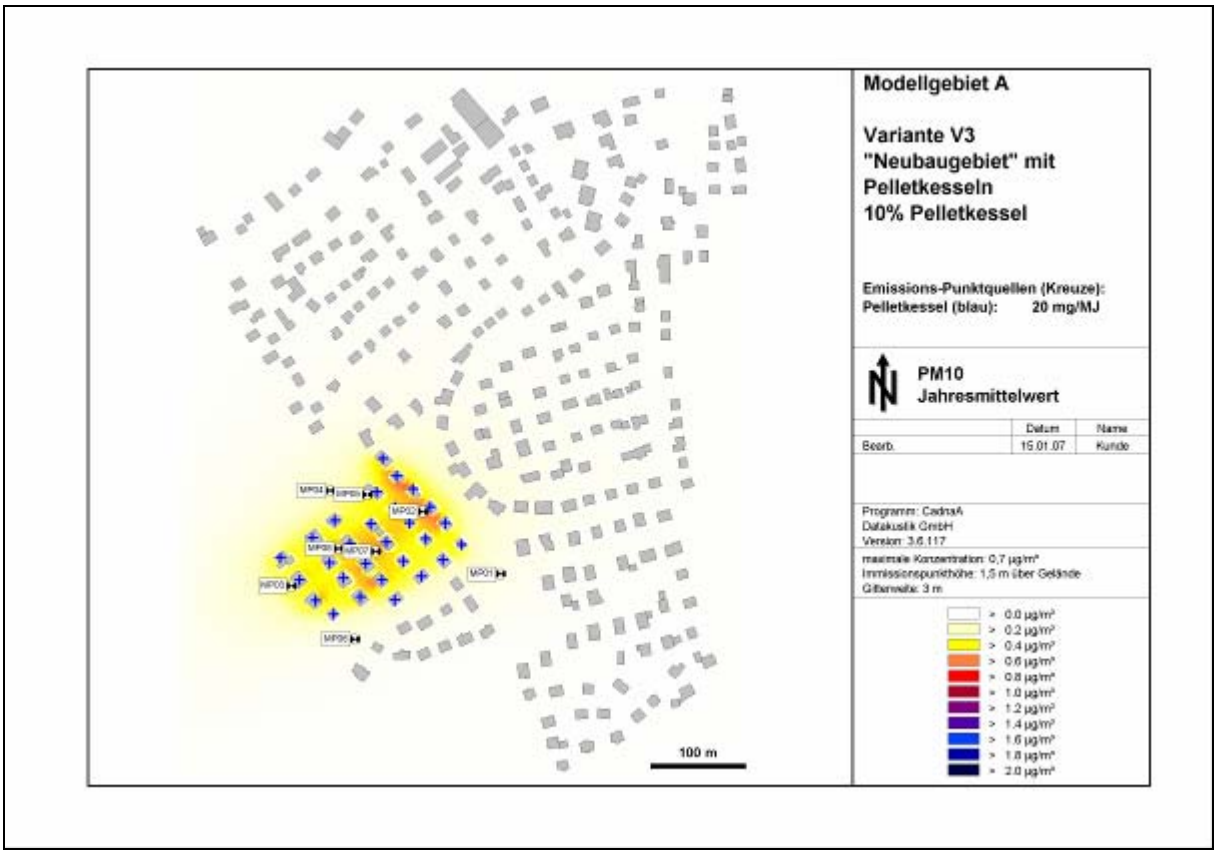


Abbildung 5-13: Jahresmittelwert V 3 Modellgebiet A

Variante V 3 stellt die Simulation eines „Neubaugebietes“ dar, in dem alle Gebäude mit modernen emissionsarmen Pelletkesseln beheizt werden. Aufgrund der lokalen Konzentration der Emissionsquellen kommt es innerhalb des „Neubaugebietes“ zu größeren Bereichen höherer Immissionskonzentrationen als in der Basisvariante V 0 (Abbildung 5-13). Insgesamt liegt der Jahresmittelwert mit 0,7 µg/m³ geringfügig unter dem von V 0, obwohl bei V 0 auch Scheitholzkessel mit höherem Emissionsniveau berücksichtigt sind. Dies bedeutet, dass eine lokale Konzentration mehrerer Pelletkessel zu ähnlichen Immissionskonzentrationen führen kann, wie sie beispielsweise im Umfeld von einzelnen Scheitholzkesseln auftreten. Dies spiegelt sich an den für die Monitorpunkte berechneten Konzentrationen wider. Auf das weitere Umfeld der „Neubausiedlung“ ist der Einfluss der vielen Pelletkessel jedoch kaum spürbar. Am Monitorpunkt 01 beträgt die maximale Konzentration 0,1 µg/m³.

Variante V 4

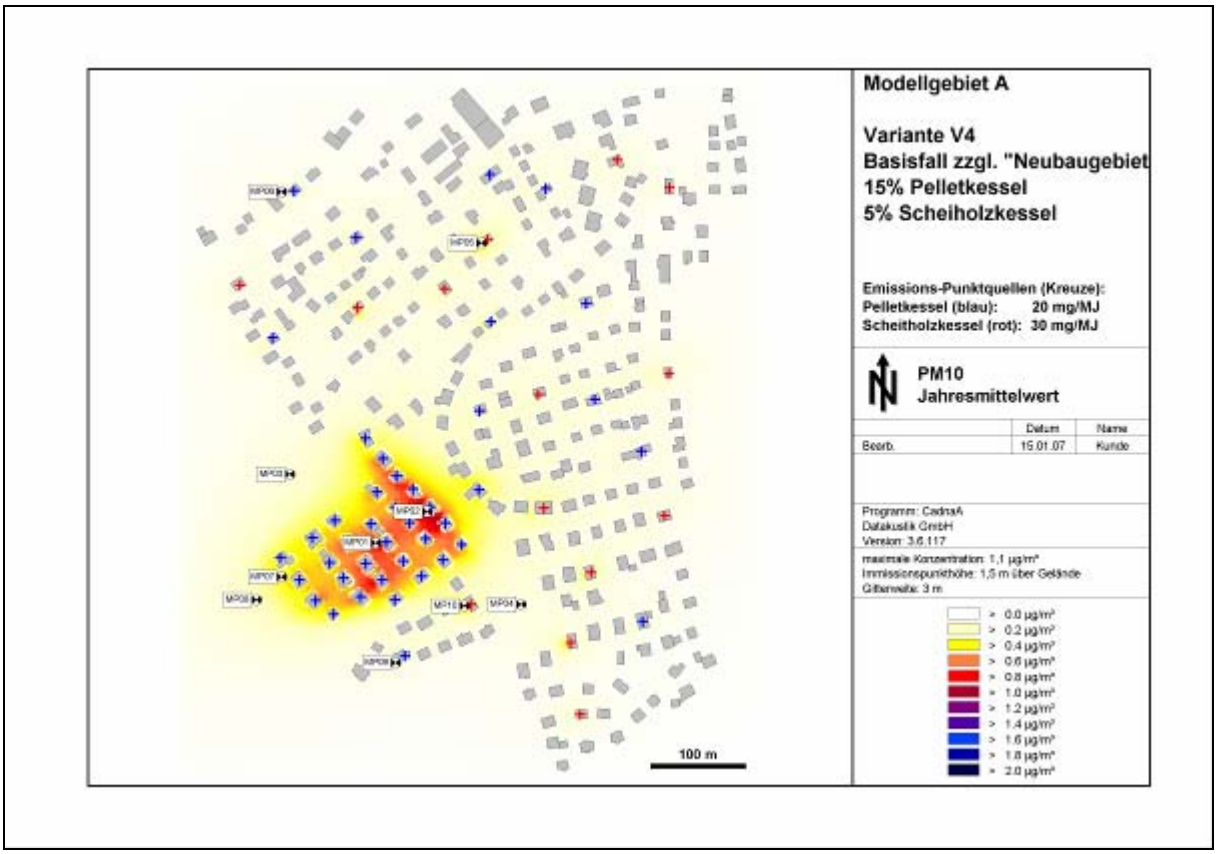


Abbildung 5-14: Jahresmittelwert V 4 Modellgebiet A

Variante V 4 stellt die Addition von V 0 und V 3 dar. Entsprechend addiert sich die Zusatzbelastung des „Neubaugebietes“ bei den Immissionen zu der „Grundbelastung des Basisfalls. Insgesamt steigt damit der berechnete Jahresmittelwert auf 1,1 µg/m³. Die höchste Konzentration wird nun nicht mehr im Nahbereich einer Scheitholzfeuerung errechnet, sondern nahe einer Pelletfeuerung im „Neubaugebiet“. Am Monitorpunkt 02 überlagert sich die Grundbelastung durch V 0 mit der Zusatzbelastung des „Neubaugebietes“ zu einer Immissionskonzentration von 1,0 µg/m³, was fast dem absoluten Maximum des Jahresmittelwertes entspricht.

Variante V 5

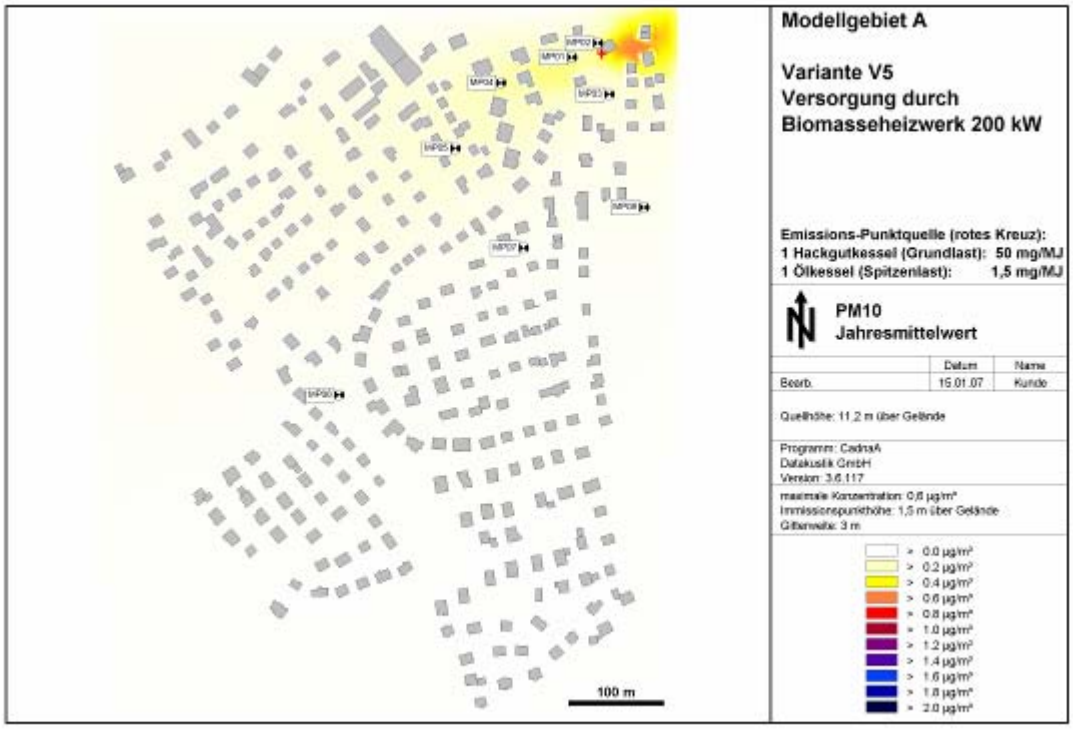


Abbildung 5-15: Jahresmittelwert V 5 Modellgebiet A

In Abbildung 5-15 ist die Immissionsverteilung des Jahresmittelwertes für **Variante V 5** dargestellt. In dieser Variante werden doppelt so viele Gebäude wie im Basisfall durch ein zentrales Heizwerk mit Hackgut-Grundlastkessel versorgt.
Bei diesem Heizwerk liegt eine ungestörte Ableitung der Abgase vor, da das Heizwerk am Ortsrand liegt und dadurch eine freie Anströmung des Schornsteins gewährleistet ist. Deswegen wurde bei dieser Variante die Abgasfahnenüberhöhung berücksichtigt (siehe Kapitel 5.1.4). Es handelt sich um ein Heizwerk, dessen Feuerungswärmeleistung deutlich über derjenigen der dezentralen Hausfeuerungen liegt, die in den anderen Varianten untersucht wurden. Der Schornstein ist mit 4 m über First deutlich höher angesetzt, als bei den Hausfeuerungen mit 0,5 m über First. Die Emissionsquellhöhe beträgt bei diesem Heizwerk insgesamt 11,2 m über Grund.
Im Nahbereich um das Heizwerk werden Immissionskonzentrationen um 0,2 µg/m³ berechnet, bereits in geringer Entfernung im Lee des Heizwerks (ca. 200 m, Monitorpunkt 05) ist nur noch die halbe Konzentration (0,1 µg/m³) zu erwarten.

Variante V 5 o.AFÜ

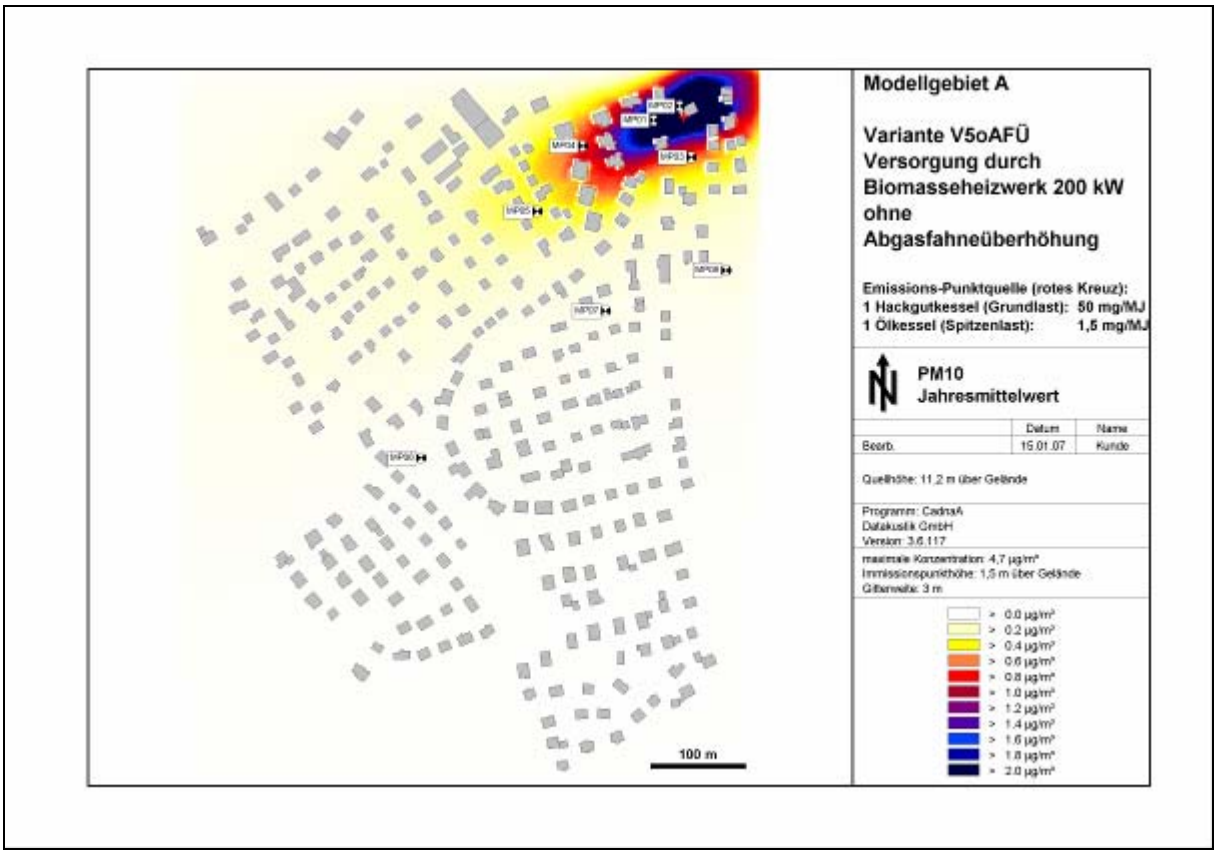


Abbildung 5-16: Jahresmittelwert V 5 o.AFÜ Modellgebiet A

In Abbildung 5-16 ist die Immissionsverteilung des Jahresmittelwertes für **Variante V 5 o.AFÜ** dargestellt. Diese Variante unterscheidet sich von Variante V 5 dadurch, dass hier die Abgasfahnenüberhöhung vernachlässigt ist.
An der Verteilung ist der Einfluss der Windrichtung mit den beiden Hauptwindrichtungen Südwest und Nordost (siehe Abbildung 5-4) auf die Emissionsausbreitung gut zu erkennen.
Durch Vergleich mit Variante V 5 wird der erhebliche Einfluss der Abgasfahnenüberhöhung deutlich: im nahen Umfeld des Heizwerkes werden bei der Rechnung ohne Berücksichtigung der Abgasfahnenüberhöhung Jahresmittelwerte bis 4,7 µg/m³ Zusatzbelastung errechnet. Gegenüber der Rechnung mit Abgasfahnenüberhöhung liegt die Immissionskonzentration um bis zu Faktor 17 höher (Monitorpunkt MP 02). Im Mittel liegen die Konzentrationen um den Faktor 6 über denjenigen, die sich mit Berücksichtigung der Abgasfahnenüberhöhung ergeben.
In größerer Entfernung (Monitorpunkt MP 06, ca. 400 m süd-westlich vom Heizwerk) ergeben sich rechnerisch keine Zusatzbelastungen mehr.

Variante V 6

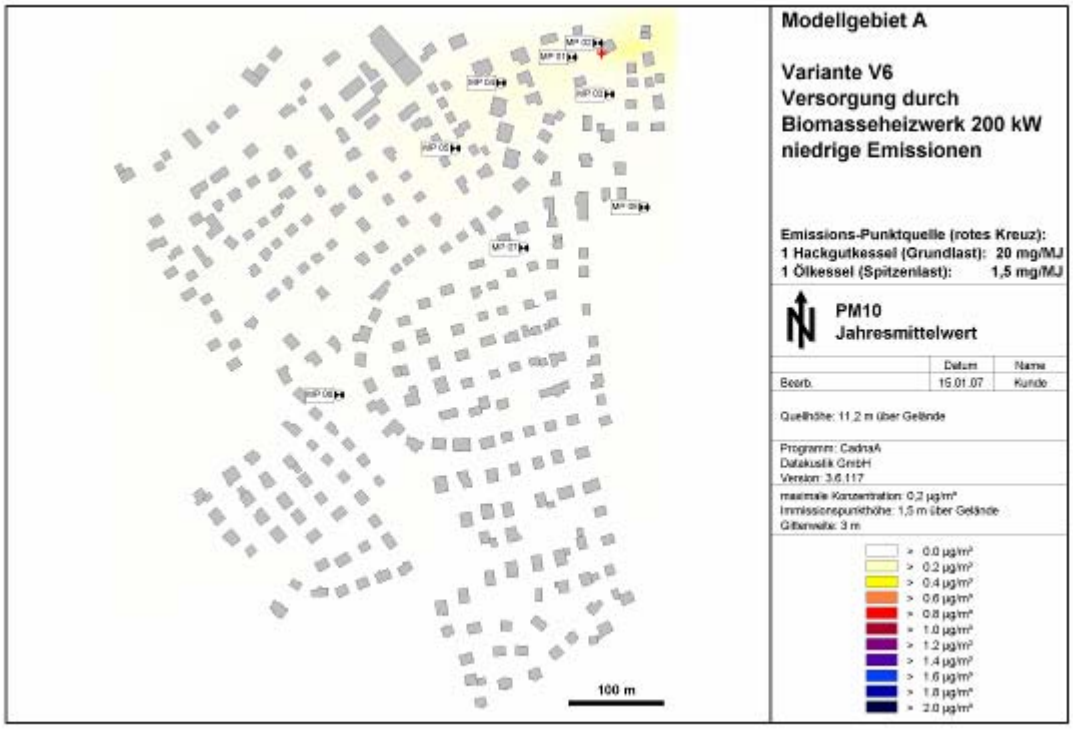


Abbildung 5-17: Jahresmittelwert V 6 Modellgebiet A

In Abbildung 5-17 ist die Immissionsverteilung des Jahresmittelwertes für **Variante V 6** dargestellt. Diese Variante unterscheidet sich von Variante V 5 (mit Berücksichtigung der Abgasfahnenüberhöhung) dadurch, dass die Emissionen des Hackgutkessels statt 50 mg/MJ nur 20 mg/MJ betragen.
Mit dieser Variante soll gezeigt werden, dass die Reduktion der Feinstaubemissionen auch bei größeren Anlagen angestrebt werden muss. Der visuelle Vergleich mit Variante V 5 zeigt, dass das Immissionsniveau durch niedrigere Emissionen deutlich reduziert werden kann.
Da die Emissionen gegenüber V 5 um den Faktor 2,5 geringer sind, reduzieren sich auch die Immissionskonzentrationen um diesen Faktor. So wird hier eine maximale Konzentration von 0,2 µg/m³ im nahen Umfeld um das Heizwerk erreicht.
In der Praxis sind Emissionsfaktoren von 20 mg/MJ und weniger in der Regel mit Elektro- bzw. Gewebefiltern zur Staubabscheidung bereits heute erreichbar. Für Anlagen ab 200 kW Nennwärmeleistung sind z.B. Metall-Gewebefilter kommerziell verfügbar.

5.5.2 Immissionsniveau an Höchstbelastungstagen im Modellgebiet A

Hohe Immissionsbelastungen treten häufig an mehreren aufeinander folgenden Tagen auf, an denen es auch zu Überschreitungen des Grenzwertes für den Tagesmittelwert kommen kann. Daher interessiert die Zusatzbelastung durch Holzfeuerungen besonders während solcher ungünstigen Witterungsperioden. Hierzu wird anstelle des Jahresmittelwertes ein Mittelwert über eine 7–tägige Periode mit besonders ungünstiger Witterung berechnet (Periodenmittelwert).
Hierzu wurde eine Woche ausgewählt, die im Basisfall (Variante V 0) für die meisten Gitterzellen den Tag enthält, an dem hohe Konzentrationen errechnet wurden. In AUSTAL2000 werden die Jahrestage mit den höchsten Tagesmittelwerten als Datei ausgegeben ("pm-t00i.dmna"). Als besonders ungünstig erwies sich der Zeitraum vom 25.12.1995 – 30.12.1995. Für diese Periode wurde für die Varianten V 0 erneut eine Ausbreitungsrechnung durchgeführt. Als Ergebnis der Ausbreitungsrechnungen erhält man anstelle der Jahresmittelwerte sog. Periodenmittelwerte.
Die Darstellung eines Periodenmittelwertes (Abbildung 5-18) zeigt die Immissionszusatzbelastung durch Holzfeuerungen während einer kurzen Periode.

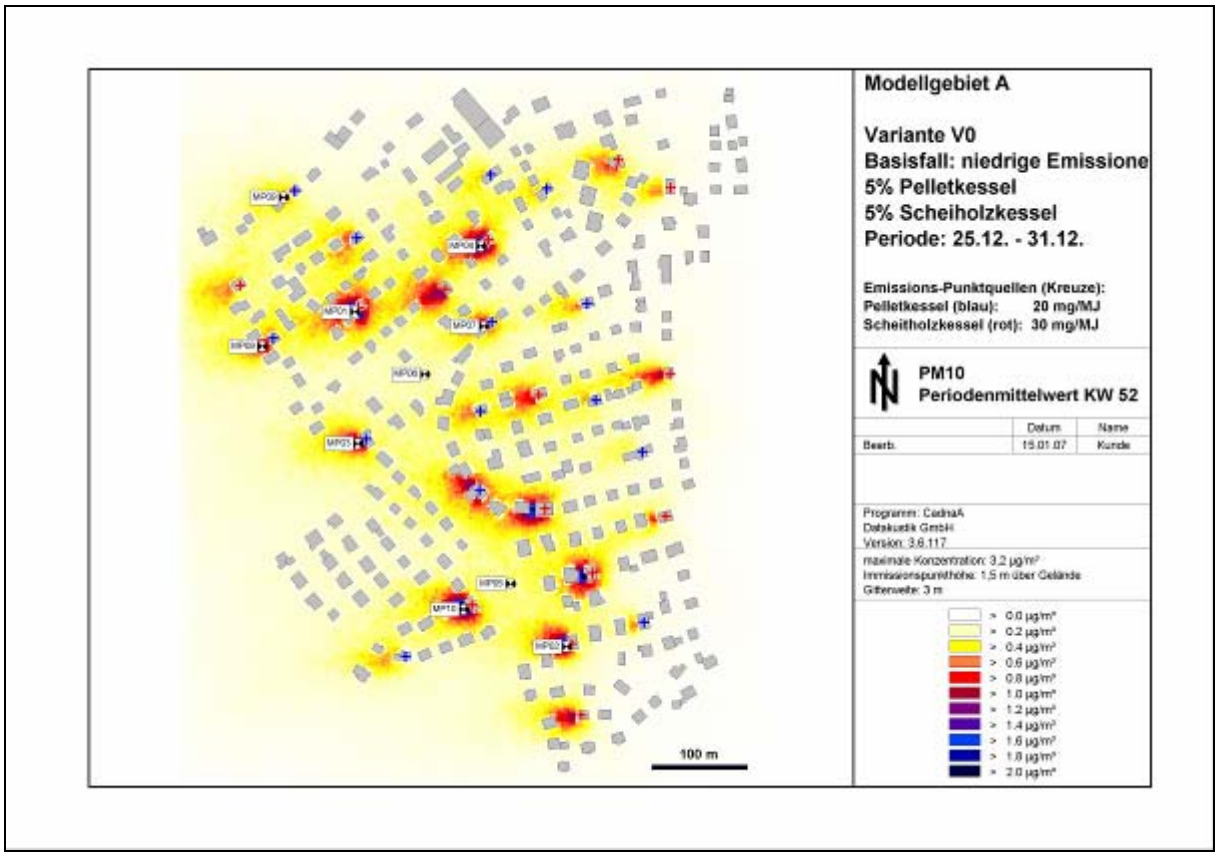


Abbildung 5-18: Periodenmittelwerte V 0 Modellgebiet A

Es ist deutlich zu erkennen, dass erhöhte Immissionen in unmittelbarer Nähe zur Emissionsquelle auftreten. Während einer Periode ungünstiger Ausbreitungsbedingungen können so selbst bei emissionsarmen Feuerungen maximale Konzentrationen bis 3,2 µg/m³ erreicht werden. Dieser Wert ist um den Faktor 4 höher als der vergleichbare Jahresmittelwert von Variante V 0. Die Konzentrationen an den Monitorpunkten sind zwischen Faktor 3 und 5 höher als die entsprechenden Jahresmittelwerte. Die Immissionsverteilung unterscheidet sich in Form und Lage nicht nennenswert von der entsprechenden Verteilung der Jahresmittelwerte. Das Immissionsniveau liegt jedoch um das drei- bis fünffache über dem der Jahresmittelwerte.

5.5.3 Perzentile der Tagesmittelwerte im Modellgebiet A

Um die Häufigkeitsverteilungen der errechneten Tagesmittelwerte beurteilen zu können, wurden für die Monitorpunkte Perzentile der Tagesmittelwerte berechnet. Die Skalierung der folgenden Diagramme reicht von 0 µg/m³ bis 20 µg/m³ und richtet sich nach dem höchsten berechneten Wert. Die vertikalen Achsen der nachfolgenden Abbildungen haben die gleiche Skalierung, um einen schnellen Überblick der Ergebnisse zu ermöglichen.

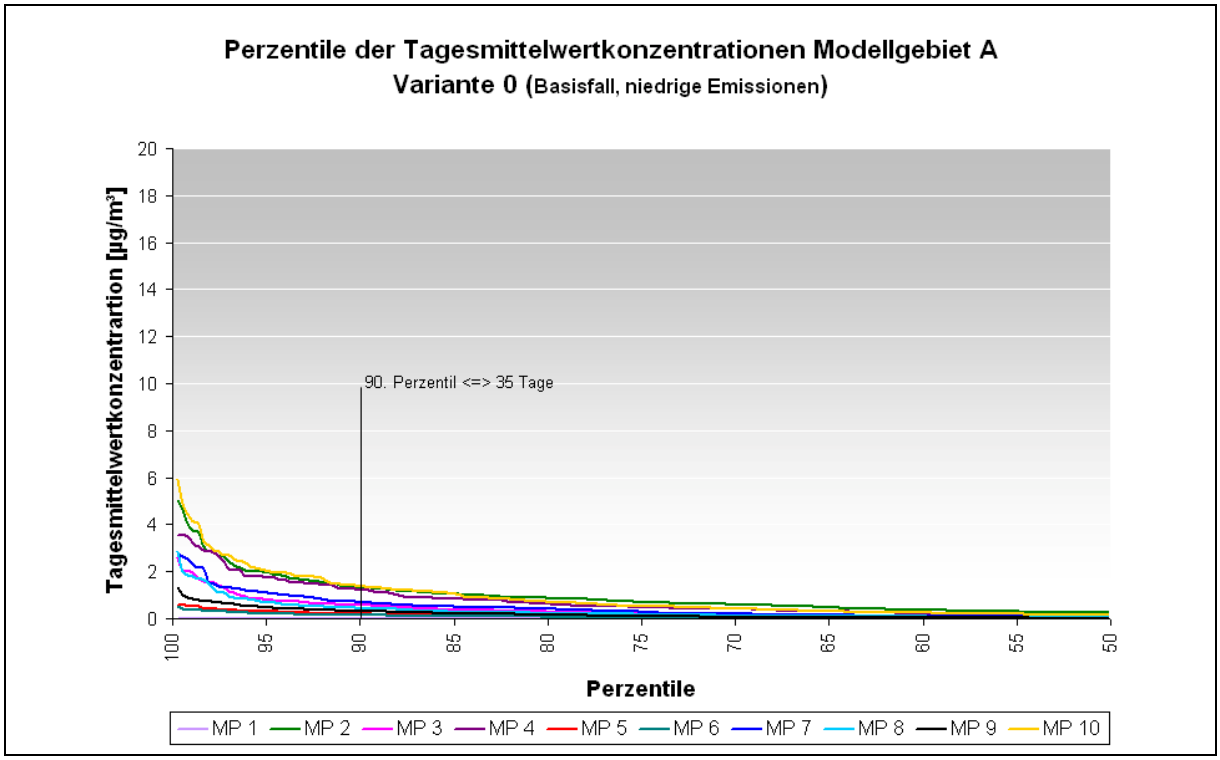


Abbildung 5-19: Perzentile der Tagesmittelwerte an den Monitorpunkten Variante V 0

Die Abbildung zeigt die Perzentile der Tagsmittelwerte für den Basisfall V 0. Im Basisfall sind in 5 % der Gebäude im Modellgebiet A emissionsarme Pellet-Zentralheizungskessel und in 5 % der Gebäude emissionsarme Scheitholzzentralheizungsanlagen installiert. Bei dieser Beheizungsstruktur liegt das Maximum des 90. Perzentils der Tagesmittelwerte der Zusatzbelastung durch Holzzentralheizungen bei 1,4 µg/m³.

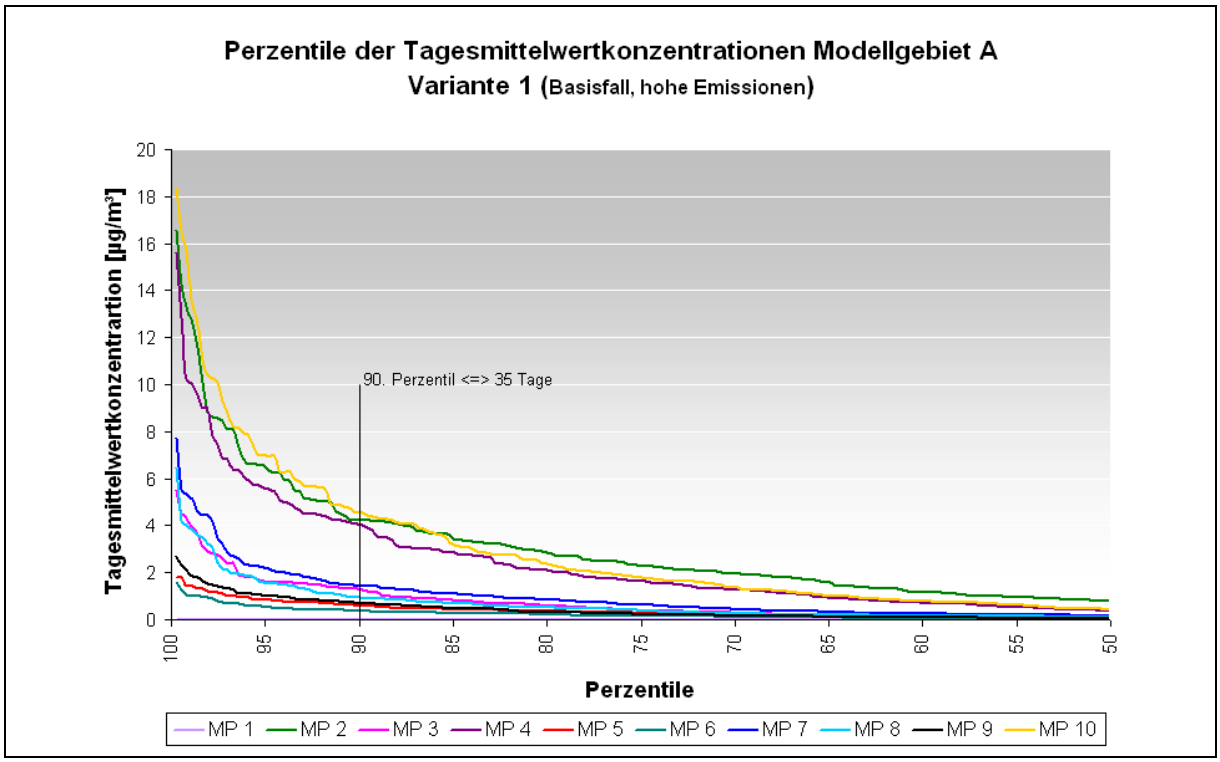


Abbildung 5-20: Perzentile der Tagesmittelwerte an den Monitorpunkten Variante V 1

In Abbildung 5-20 sind die Perzentile der Tagsmittelwerte für Variante V 1 (Basisfall, jedoch emissionsreiche Feuerungen) dargestellt. Das Maximum des 90. Perzentils erhöht sich entsprechend des höheren Emissionsniveaus auf 4,7 µg/m³ am höchst belasteten Monitorpunkt, der die Immissionskonzentration in einer 3 m x 3 m-Gitterzelle wiedergibt.

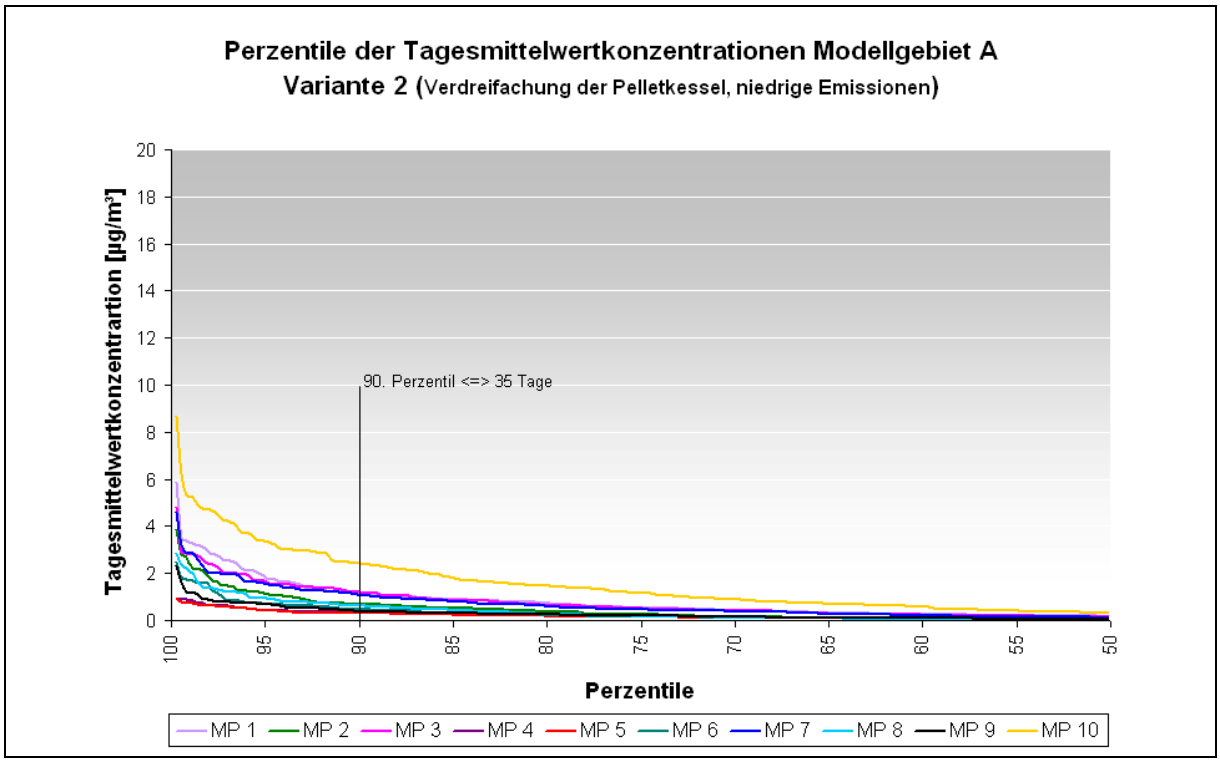


Abbildung 5-21: Perzentile der Tagesmittelwerte an den Monitorpunkten Variante V 2

Die Perzentile der Tagsmittelwerte bei einer Verdreifachung der Anzahl emissionsarmer Pelletkessel (Variante V 2) sind in obiger Abbildung dargestellt. Am höchst belasteten Monitorpunkt erreicht das 90. Perzentil einen Wert von 2,5 µg/m³.

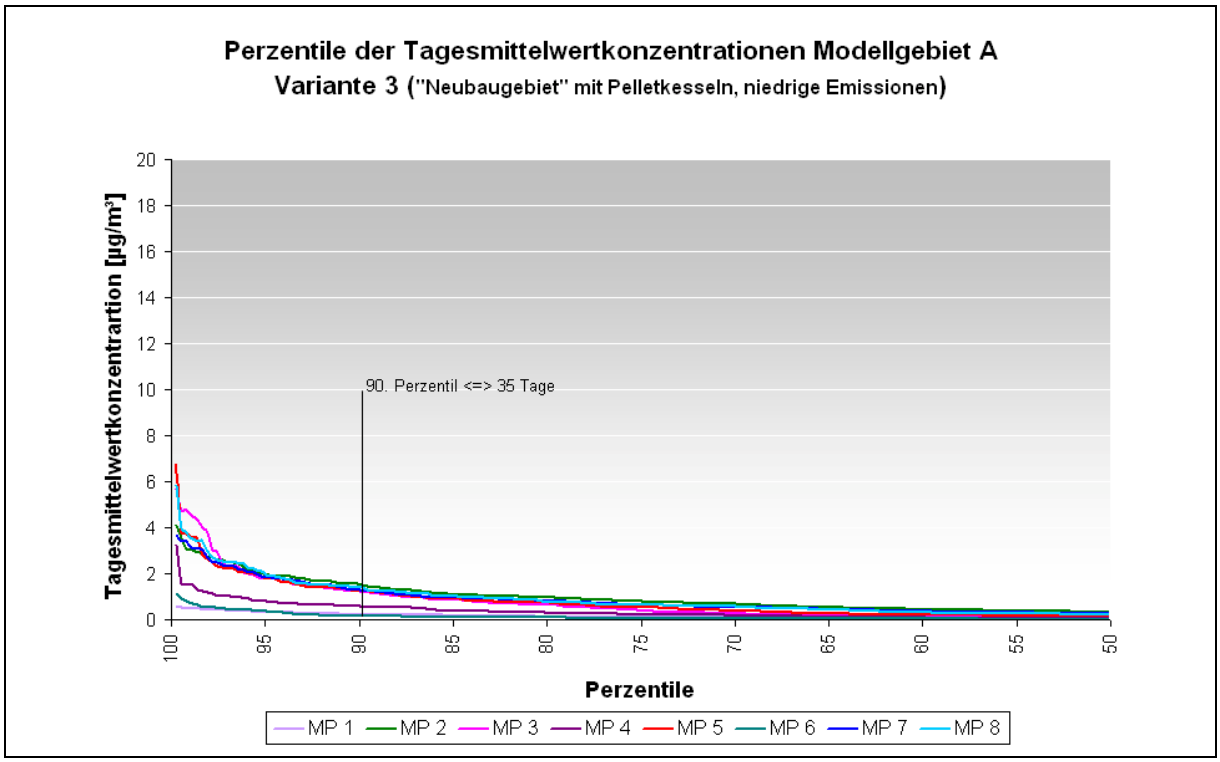


Abbildung 5-22: Perzentile der Tagesmittelwerte an den Monitorpunkten Variante V 3

Die Perzentile der Tagsmittelwerte für Variante V 3 („Neubaugebiet“ mit emissionsarmen Pelletfeuerungen) sind in Abbildung 5-22 dargestellt. Das Maximum des 90. Perzentils an den Monitorpunkten liegt bei 1,6 µg/m³ innerhalb des „Neubaugebietes“.

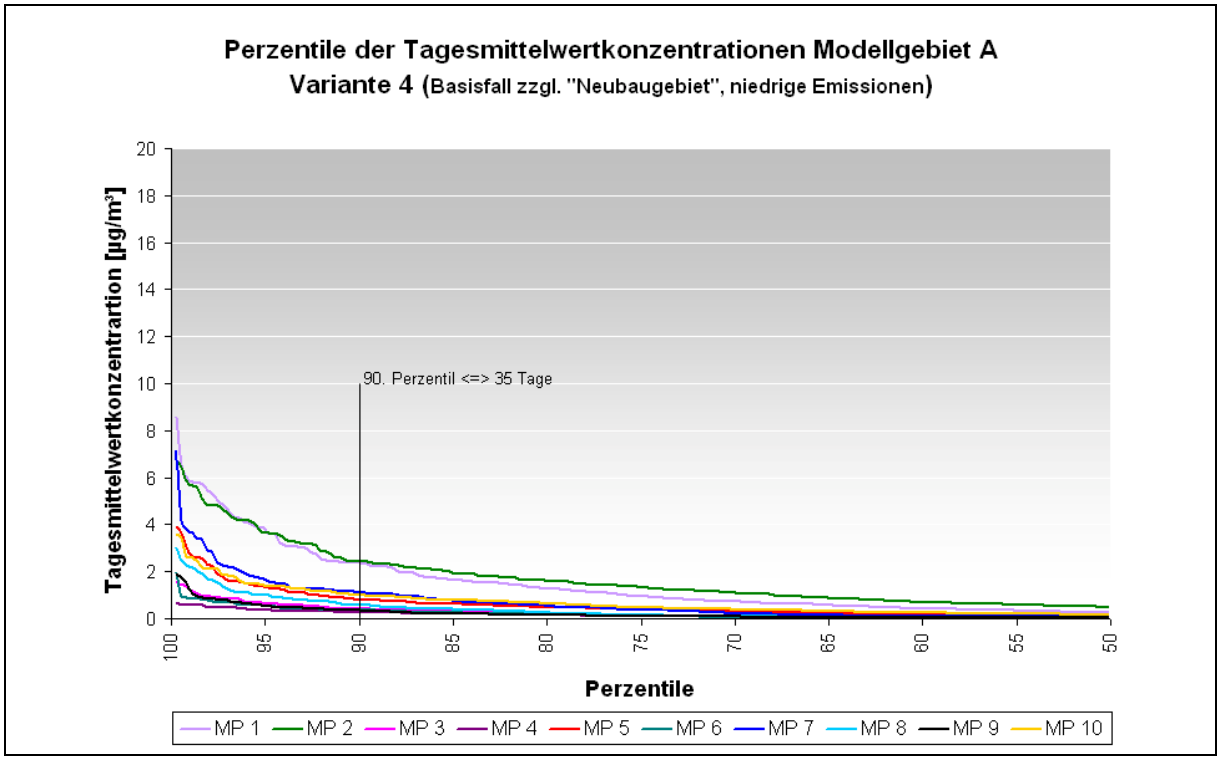


Abbildung 5-23: Perzentile der Tagesmittelwerte an den Monitorpunkten Variante V 4

Wie sich die Perzentile der Tagsmittelwerte darstellen, wenn zusätzlich zur Basisvariante V 0 ein „Neubaugebiet“ mit Beheizung aller Gebäude durch emissionsarme Pelletkessel betrachtet wird, ist in obiger Abbildung dargestellt. Am höchst belasteten Monitorpunkt erreicht das 90. Perzentil einen Wert

von 2,4 µg/m³. Dies entspricht etwa dem Wert bei einer Verdreifachung der Pelletkessel (Variante V 2).

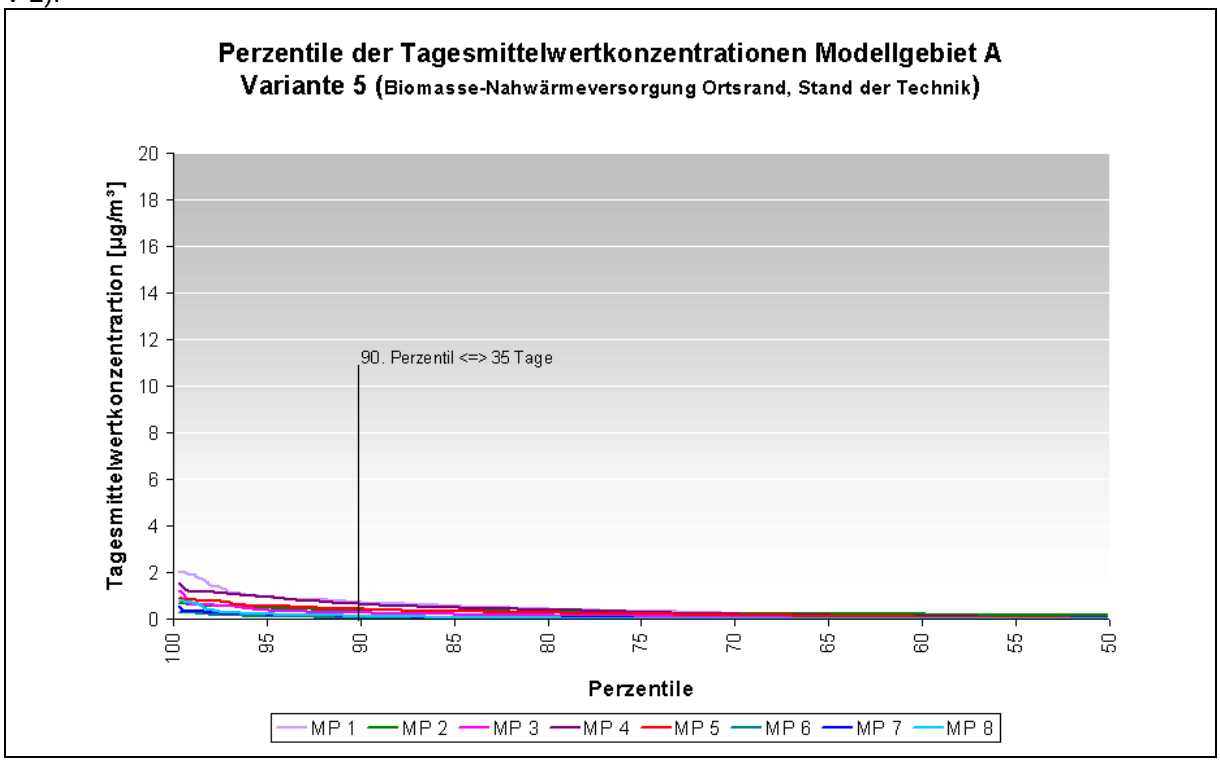


Abbildung 5-24: Perzentile der Tagesmittelwerte an den Monitorpunkten Variante V 5

Die Perzentile der Tagsmittelwerte für Variante V 5 sind in Abbildung 5-24 dargestellt. In diesem Fall wird ein Teil des Modellgebietes durch ein Nahwärmenetz versorgt. Die notwendige Wärme wird von einem zentralen Heizwerk am Ortsrand bereitgestellt. Das Maximum des 90. Perzentils am ungünstigsten Monitorpunkt liegt hier bei 0,8 µg/m³.

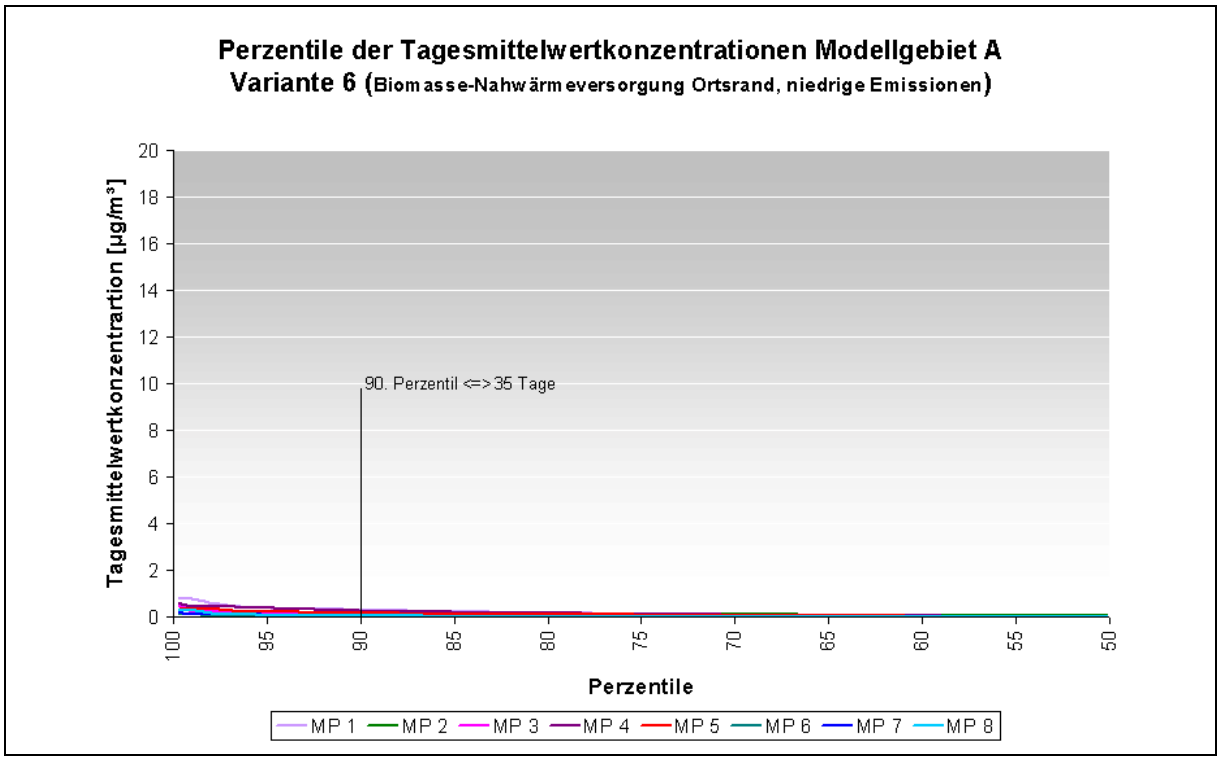


Abbildung 5-25: Perzentile der Tagesmittelwerte an den Monitorpunkten Variante V 6

Verglichen mit Variante V 5 liegen die Perzentile der Tagesmittelwerte deutlich niedriger, wenn im Heizwerk Emissionsminderungsmaßnahmen durchgeführt werden, die das Emissionsniveau auf 20 mg/MJ reduzieren (Variante V 6, Abbildung 5-25). Am höchst belasteten Monitorpunkt erreicht das 90. Perzentil einen Wert von 0,3 µg/m³. Gegenüber Variante V 5 bedeutet dies eine Reduktion um rund 60 %.

5.5.4 Jahresmittelwerte im Modellgebiet B

Für das Modellgebiet B wurde als erstes der Basisfall (V 0) berechnet. Ziel bei der Modellierung des Basisfalles ist es, die tatsächlichen Ausbreitungsverhältnisse im Modellgebiet B möglichst realitätsnah zu simulieren. Daher sollten neben der Topographie auch die Gebäudestrukturen innerhalb des Modellgebietes berücksichtigt werden. Dadurch ergeben sich im Nahbereich von Gebäuden Rezirkulationszonen, in denen kleinräumig erhöhte Immissionsbelastungen berechnet werden. Nach Auswertung der Immissionsverteilung für die Jahresmittelwerte von PM_{10} wurden an den Immissionsschwerpunkten insgesamt 6 Monitorpunkte festgesetzt. Danach wurde die Berechnung unter Berücksichtigung der Monitorpunkte erneut gestartet.
Nachfolgend werden die Immissionsverteilungen der Jahresmittelwerte und maximalen Tagesmittelwerte für die Varianten V 0 – V 6 dargestellt. Dabei fasst Tabelle 5-4 die Ergebnisse der Ausbreitungsrechnungen für die Varianten V 0 – V 6 an den für alle Varianten konstant gesetzten Monitorpunkten zusammen.

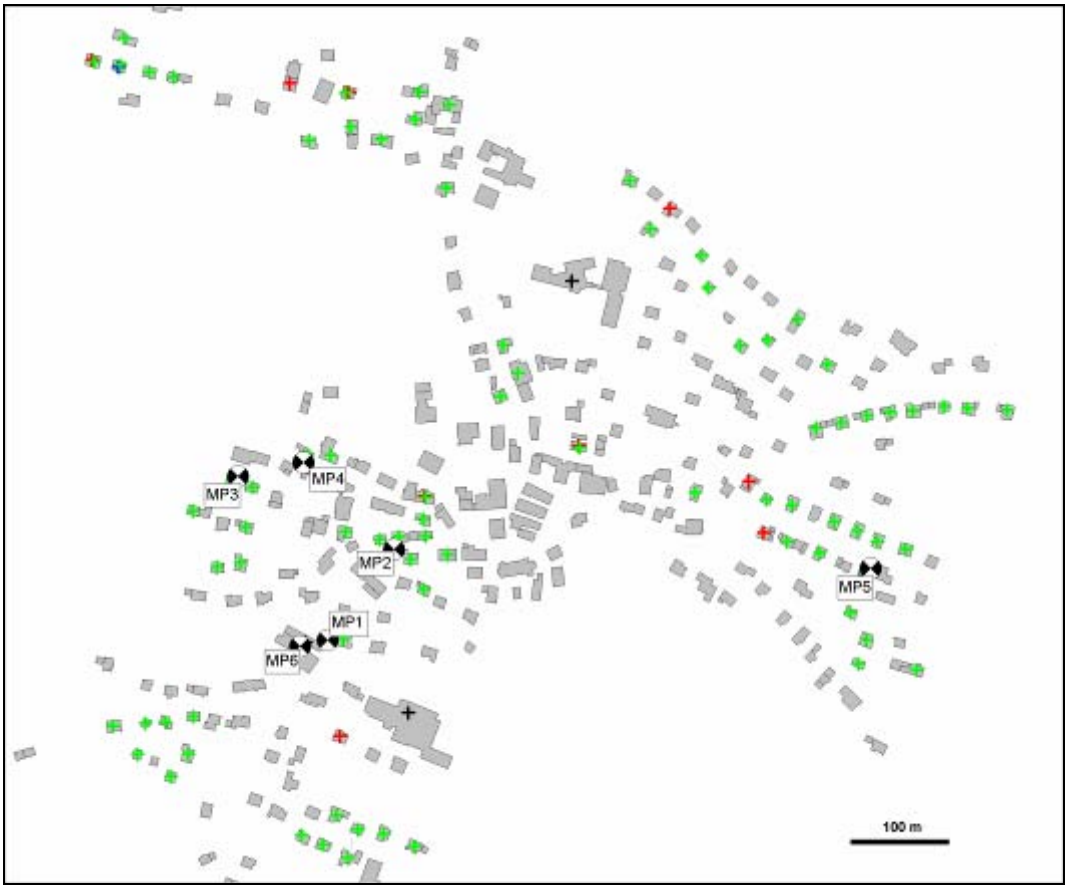


Abbildung 5-26: Modellgebiet B mit Monitorpunkten und Emissionsquellen (Kreuze):

Legende: *rot: Scheitholzkessel* *blau: Pelletkessel*
schwarz: Hackgutkessel *grün: Einzelfeuerstätten*

Tabelle 5-4: Modellgebiet B: Jahresmittelwerte (JM) und 90. Perzentile der Varianten V0 - V6 an den Monitorpunkten

Szenario	**V0**		**V1**		**V2**		**V3**		**V4**		**V5**		**V6**	
	Basisszenario		**ohne Gebäudeein-fluss mit doppeltem Gitterabstand**		**Variation Anemometer-standort**		**Approximation Gebäudeeinfluss durch vertikale Linienquellen**		**Approximation Gebäudeeinfluss durch vertikale Linienquellen**		**Variation Meteorologiedaten**		**ohne Gelände ohne Gebäude**	
Parameter														
Gitterauflösung [m]	3		6		6		3		6		3		6	
Kachelung	ja		-		-		ja		-		ja		-	
Standort Anemometer	südwestlich von Modellgebiet B		südwestlich von Modellgebiet B		nordöstlich von Modellgebiet B		südwestlich von Modellgebiet B		südwestlich von Modellgebiet B		südwestlich von Modellgebiet B		südwestlich von Modellgebiet B	
Geländeeinfluss	ja		ja		ja		ja		ja		ja		-	
Gebäudeeinfluss	ja		-		-		-		-		ja		-	
Punktquelle	ja		ja		ja		-		-		ja		-	
vertikale Linienquelle	-		-		-		ja		ja		-		-	
Akterm	Straubing		Straubing		Straubing		Straubing		Straubing		Burgkirchen		Straubing	
	01.01.99 - 31.12.99		01.01.99 - 31.12.99		01.01.99 - 31.12.99		01.01.99 - 31.12.99		01.01.99 - 31.12.99		01.08.89 - 31.07.90		01.01.99 - 31.12.99	
Ergebnisse	JM	90. Perzentil	JM	90. Perzentil	JM	90. Perzentil	JM	90. Perzentil	JM	90. Perzentil	JM	90. Perzentil	JM	90. Perzentil
Absolutes Maximum [µg/m³]	**8,1**[2)]		**4,1**		**4,2**		**-**[1)]		**-**[1)]		**9,1**[2)]		**4,9**	
MP 1 [µg/m³]	2,2	5,2	2,3	5,3	2,4	5,4	3,6	8,5	4,2	9,2	2,3	5,5	1,9	4,6
MP 2 [µg/m³]	1,5	3,2	1,4	3,1	1,5	3,2	2,2	4,8	2,1	4,9	1,8	4,7	1,6	3,4
MP 3 [µg/m³]	1,7	3,4	2,4	4,5	2,6	4,5	3,4	6,8	2,6	6,9	2,6	5,5	2,2	4,2
MP 4 [µg/m³]	1,8	3,4	1,5	3,0	1,6	3,2	2,7	5,6	2,6	5,9	2,0	5,1	1,6	3,2
MP 5 [µg/m³]	1,8	3,3	2,3	4,1	2,4	4,2	2,4	6,4	1,9	22,7	2,7	4,9	2,6	4,9
MP 6 [µg/m³]	8,0[2)]	22,7[2)]	2,3	6,5	2,5	6,4	7,7	20,6[2)]	20,0[2)]	6,5	9,0[2)]	27,2[2)]	2,1	5,4

1) Bei Rechnung ohne Gebäudeeinfluss liegt das absolute Maximum einer vertikalen Linienquellen unmittelbar neben der Gitterzelle, in der die Linienquelle aufsetzt. Konzentrationsangaben für derart quellnahe Zellen sind nicht sinnvoll.

2) Lokal besonders hohe Immissionen, da trotz relevanter Feuerungswärmeleistung keine Abgasfahnenüberhöhung berücksichtigt wurde und ungünstiger Gebäudeeinfluss vorliegt

Variante V 0

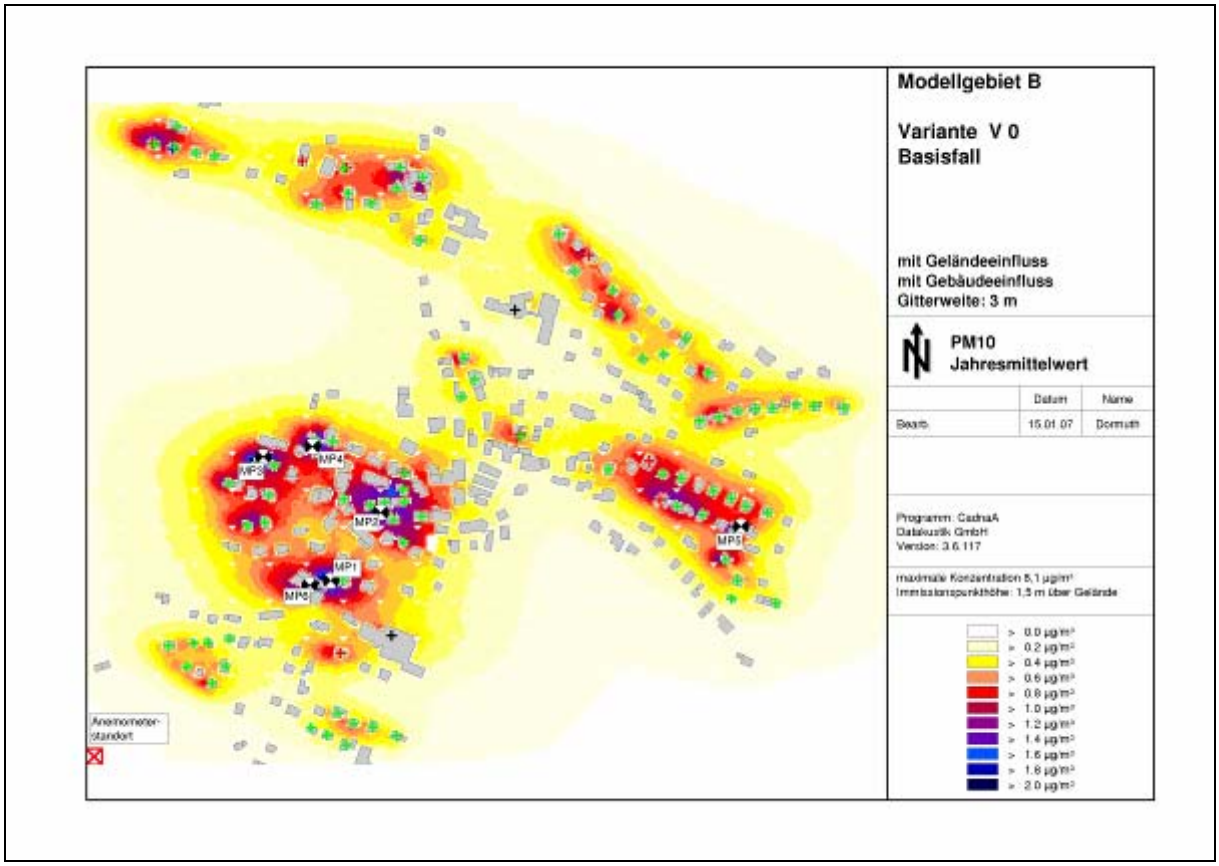


Abbildung 5-27: Jahresmittelwerte V 0 Modellgebiet B

In Abbildung 5-27 ist die räumliche Verteilung des Jahresmittelwertes von PM_{10} für **Variante V 0 (**Basisfall) dargestellt. Entsprechend der räumlichen Anordnung der Emissionsquellen und der Emissionsmassenströme werden in deren näherer Umgebung erhöhte PM_{10}-Jahresmittelwerte zwischen 1 – 2 µg/m³ festgestellt. Das Maximum ist mit 8,1 µg/m³ deutlich höher. Diese hohe Belastung ist auf ein kleinräumiges Gebiet zwischen drei eng zusammenstehenden Häusern begrenzt. Durch die ungünstige Gebäudekonfiguration wird ein effizienter Luftaustausch erschwert.
Zudem befindet sich auf einem der drei Gebäude der Kamin eines Hackgutkessels für 4 Einfamilienhäuser mit einer Leistung von 145 kW, dessen durchschnittlicher PM_{10}-Emissionsmassenstrom mit ca. 4,3 g/h verhältnismäßig hoch ist und eine hier möglicherweise relevante Abgasfahnenüberhöhung nicht berücksichtigt ist (siehe Kapitel 5.1.4). Auf der Nordseite dieser Gebäude werden Maximalwerte um 2,2 µg/m³ (Monitorpunkt 1) erreicht.

Variante V 1

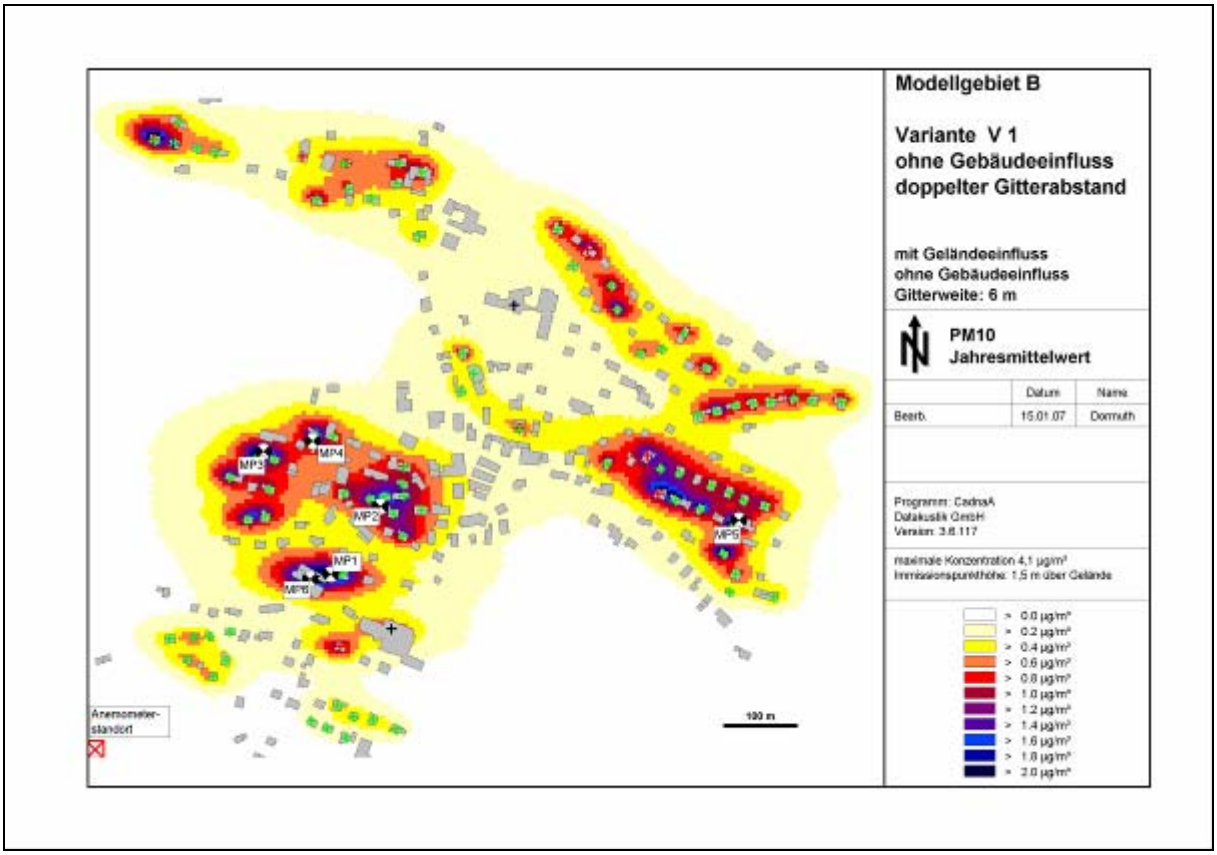


Abbildung 5-28: Jahresmittelwerte V 1 Modellgebiet B

In **Variante V 1** werden Gebäudeeinflüsse nicht mehr berücksichtigt und die Gitterweite auf 6 m verdoppelt. Abbildung 5-28 zeigt die Verteilung des Jahresmittelwertes. Verglichen mit dem Basisfall (V 0) ist das Immissionsniveau im Nahfeld der Gebäude teilweise deutlich niedriger. So fällt auf, dass am Monitorpunkt 6, der im Basisfall mit 8,0 µg/m³ überproportional belastet war, der Jahrsmittelwert von PM_{10} ohne Berücksichtigung der Gebäude nur noch 2,3 µg/m³ beträgt. An den übrigen Monitorpunkten werden ähnlich wie im Basisfall Jahresmittelwerte zwischen 1,4 µg/m³ und 2,3 µg/m³ errechnet.

Variante V 2

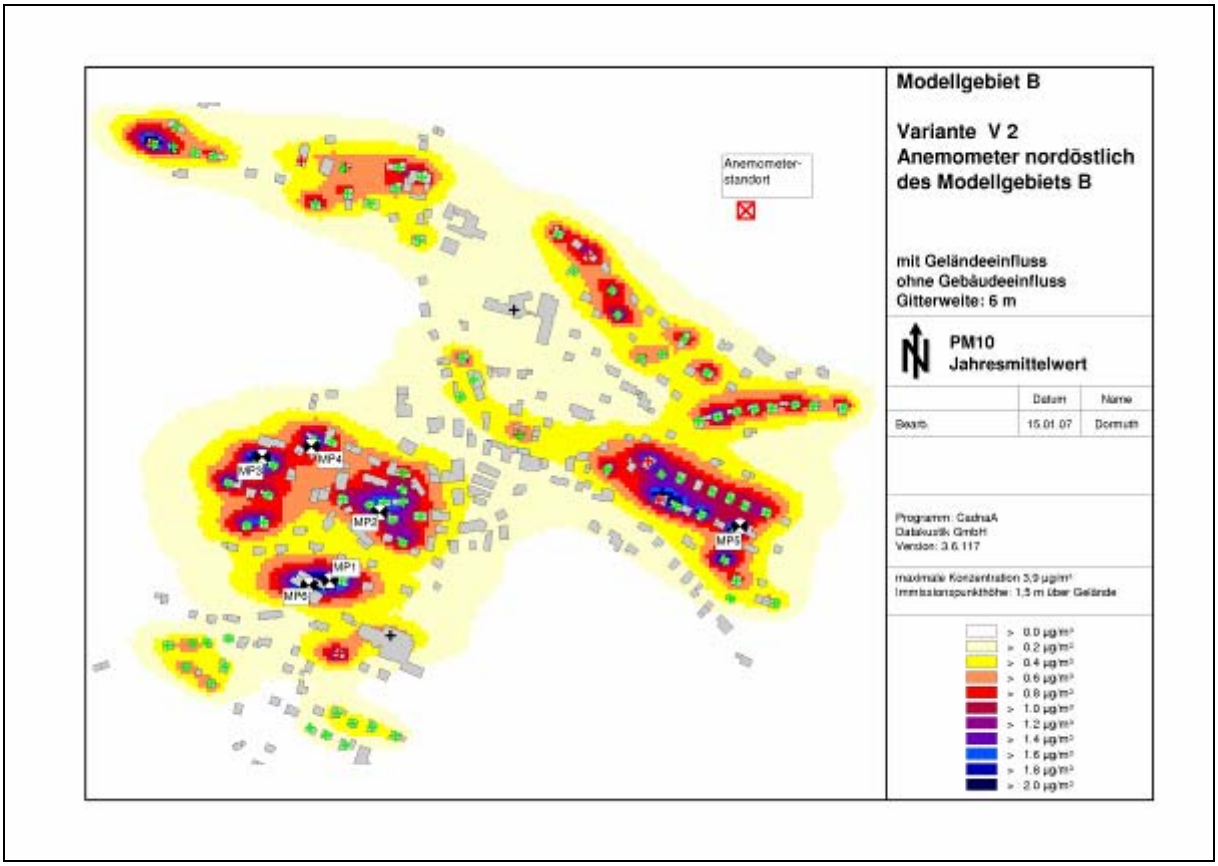


Abbildung 5-29: Jahresmittelwerte V 2 Modellgebiet B

In **Variante V 2** wird untersucht, inwieweit sich die Variation des Anemometerstandortes auf das Ergebnis der Immissionsberechnungen auswirkt. Verglichen mit den übrigen Varianten ist bei V 2 der Anemometerstandort um ca. 1150 m nach Nordosten auf eine kleine freiliegende Kuppe verschoben. Der neue Standort liegt um ca. 20 m höher als der Anemometerstandort der anderen Varianten. In Abbildung 5-29 ist die Immissionsverteilung für den Jahresmittelwert dieser Variante dargestellt. Vergleicht man diese Immissionsverteilung mit derjenigen der Variante V 1, so sind nur geringfügige Unterschiede zu erkennen. Betrachtet man die Auswertungen an den Monitorpunkten, dann zeigt sich, dass bei Variante V 2 an allen Monitorpunkten etwas höhere Jahresmittelwerte (0,1 – 0,2 µg/m³) errechnet werden als bei Variante V 1. Da keine nennenswerten Unterschiede in den Strukturen der jeweiligen Immissionsverteilungen zu erkennen sind, bewirken die unterschiedlichen Anemometerstandorte offensichtlich nur eine geringe Variation der Strömungsverteilungen innerhalb des Modellgebietes. Die Ursache der generell etwas höheren Werte bei Variante V 2 ist auf die Anemometerposition auf einer leicht erhöhten Kuppe zurückzuführen, weil hier bei der Windfeldberechnung die Stromlinien durch das Geländeprofil "zusammengedrückt" werden. Dadurch sind die Windgeschwindigkeiten auf der Kuppe etwas höher als an dem anderen Anemometerstandort. Daher müssen für den Anemometerstandort auf der Kuppe nordwestlich des Modellgebietes B die Basisfelder stärker herunterskaliert werden als für den Anemometerstandort südwestlich des Modellgebietes B, um die vorgegebene Windgeschwindigkeit zu erhalten. Somit ergeben sich für Variante V 2 etwas niedrigere Windgeschwindigkeiten und in der Folge etwas höhere Konzentrationen.

Variante V 3

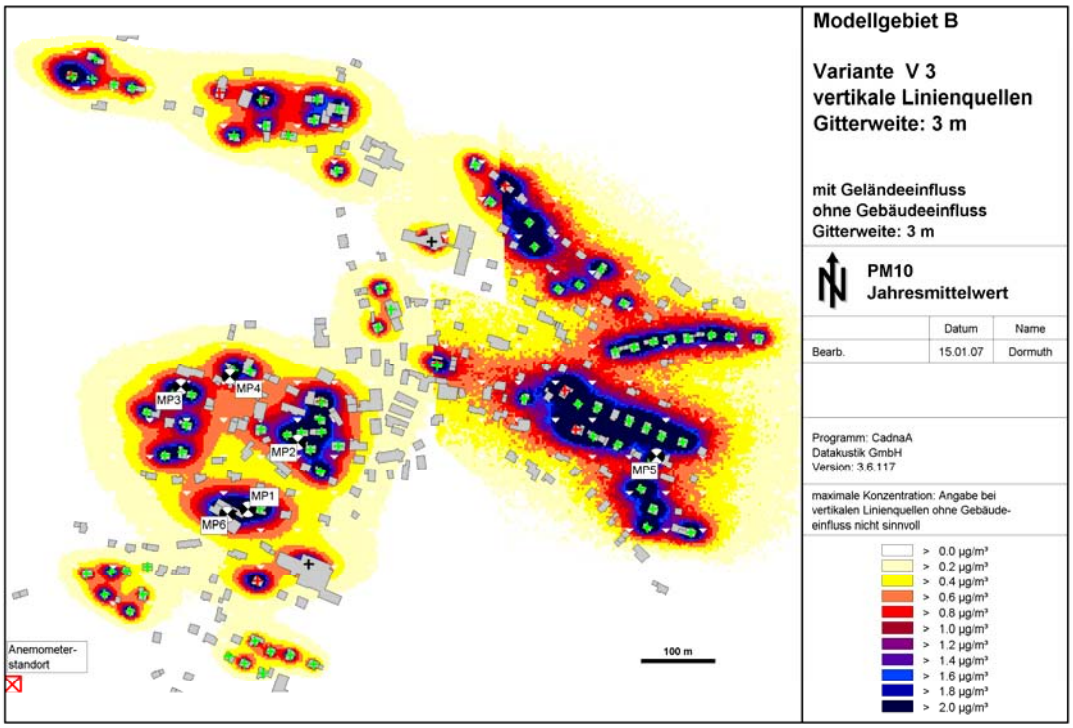


Abbildung 5-30: Jahresmittelwerte V 3 Modellgebiet B

In **Variante V 3** werden die Punktquellen durch vertikale Linienquellen ersetzt sowie der Gebäudeeinfluss vernachlässigt. Um die Ergebnisse mit Variante V 0 vergleichen zu können, ist in V 3 eine Gitterweite von 3 m gewählt. Vertikale Linienquellen ohne Gebäudeeinfluss werden häufig verwendet, um die Immissionsbelastung im Nahfeld von Gebäuden abschätzen zu können, ohne aufwendige Windfeldberechnungen mit Gebäudeeinfluss durchführen zu müssen. In Abbildung 5-30 ist die räumliche Verteilung der Jahresmittelwerte dargestellt. Wie an der Ausdehnung der "dunkelblauen Flächen" zu sehen ist, ist die Immissionsbelastung verglichen mit dem Basisfall nicht punktuell, sondern flächenhaft signifikant höher. Dies zeigt sich auch bei den Jahresmittelwerten der Monitorpunkte 1 – 5, die zwischen 2,4 µg/m³ und 3,6 µg/m³ um etwa 50 % höher sind als im Basisfall. Am Monitorpunkt 6 wird mit 7,7 µg/m³ jedoch etwa das im Basisfall errechnete Immissionsniveau erreicht.
Die Parametrisierung des Gebäudeeinflusses durch die Verwendung vertikaler Linienquellen, die sich vom Boden bis auf die Höhe der eigentlichen Punktquelle erstrecken, stellt eine „worst case"-Betrachtung für die bodennahe Immissionsverteilung dar. Flächenhaft führt diese Methode zu einer Überbewertung der Immissionsbelastung.
Bei Rechnung ohne Gebäudeeinfluss liegt das absolute Maximum einer vertikalen Linienquellen unmittelbar neben der Gitterzelle, in der die Linienquelle aufsetzt. Konzentrationsangaben für derart quellnahe Zellen sind nicht sinnvoll.

Variante V 4

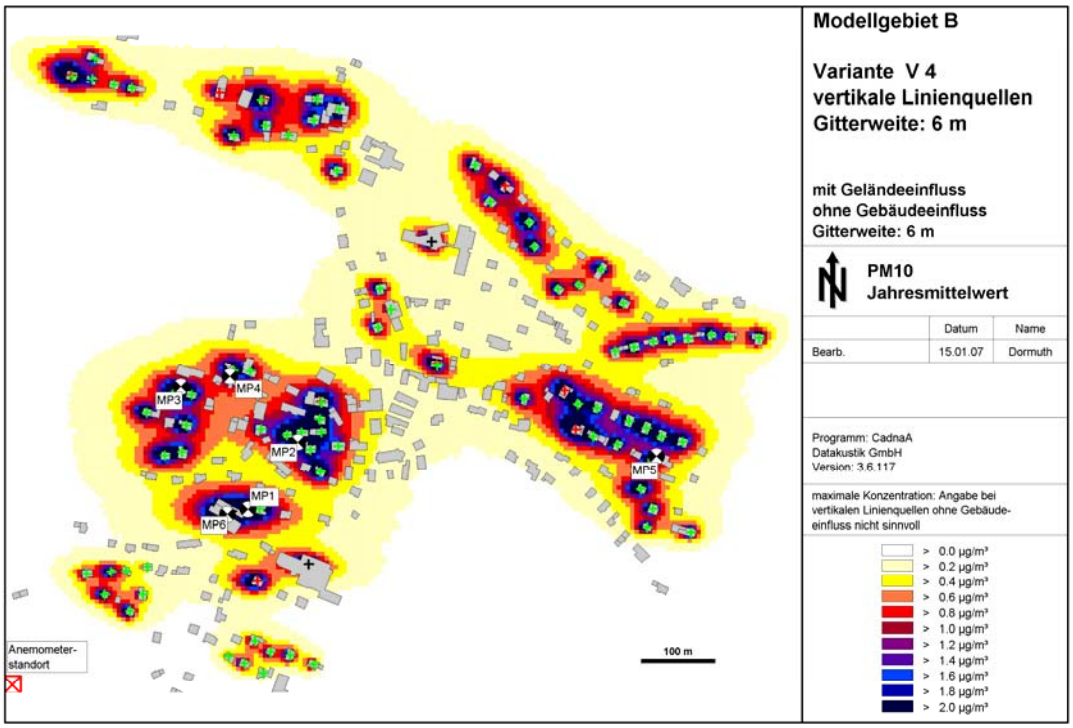


Abbildung 5-31: Jahresmittelwerte V 4 Modellgebiet B

Vergrößert man die Gitterweite auf 6 m (**Variante V 4**), dann ergeben sich nahe an den vertikalen Linienquellen unrealistisch hohe Jahresmittelwerte (Abbildung 5-31). So werden bei Variante V 4 am Monitorpunkt 6 für den Jahresmittelwert 20,0 µg/m³ (dies entspricht etwa dem 2,5-fachen Wert von Variante V 3 bzw. dem Basisfall) errechnet. An den anderen Monitorpunkten sind die Unterschiede deutlich geringer.

Es ist zu beachten, dass die Gitterweite nicht zu groß gewählt werden darf, da anderenfalls zu hohe Immissionswerte an Immissionsorten berechnet werden, die sich nahe an den entsprechenden Emissionsquellen befinden. Da durch Linienquellen auch unmittelbar am Boden erhebliche Anteile der Emissionen freigesetzt werden, ergeben sich für diejenige Gitterzelle, in der die Linienquelle aufsetzt sowie den unmittelbar benachbarten Gitterzellen unrealistisch hohe Immissionswerte. Mit zunehmender Auflösung, d.h. mit geringerem Gitterabstand nehmen die Immissionsgradienten im Nahfeld der Emissionsquelle zu, so dass zwar das Immissionsmaximum (Gitterzelle unter der Emissionsquelle) deutlich höher ist, die Immissionen aber in einem bestimmten Abstand zur Quelle realistischer wiedergegeben werden.
Durch die geringe Gitterauflösung von 6 m befindet sich nur eine Gitterzelle zwischen Emissionsquelle und Immissionsort, so dass das Ausbreitungsmodell keine ausreichende Verdünnung errechnen kann. Demnach ist der errechnete Wert von 20,0 µg/m³ ein modelltechnisches Artefakt und daher unrealistisch hoch.

Variante V 5

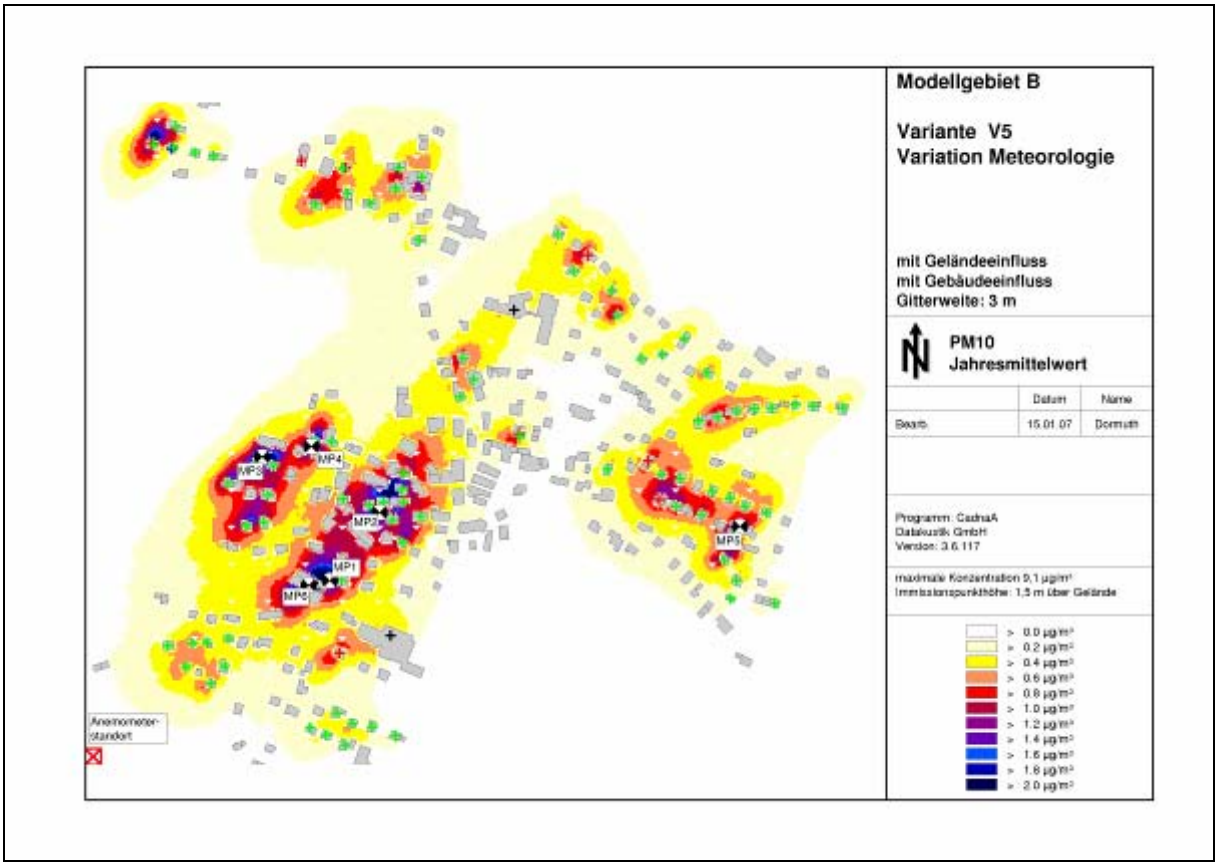


Abbildung 5-32: Jahresmittelwerte V 5 Modellgebiet B

Bei **Variante V 5** wurden alle Einstellungen des Basisfalles übernommen. Es wurde lediglich eine andere meteorologische Zeitreihe verwendet. In Abbildung 5-32 ist die Immissionsverteilung für den Jahresmittelwert dargestellt. Die veränderten meteorologischen Randbedingungen wirken sich auf die Strukturen der Immissionsverteilungen aus. Deutlich ist der Einfluss der beiden Windrichtungsmaxima auf die Immissionsfahnen nach Nordosten und Südwesten zu erkennen. Die geringeren Windgeschwindigkeiten und der höhere Anteil an stabilen Ausbreitungsklassen führen zu höheren Immissionsbelastungen als im Basisfall. Wie auch im Basisfall werden die höchsten Jahresmittelwerte im Bereich des Monitorpunktes 6 ermittelt (9,0 µg/m³), die um etwa 1 µg/m³ höher sind als im Basisfall. Dieser Monitorpunkt liegt zwischen zwei hohen Gebäuden. In einem der beiden Gebäude ist ein Hackgutkessel (NWL 145 kW) zur Versorgung eines Kleinst-Nahwärmenetzes installiert, bei dessen Emissionsverhalten keine Abgasfahnenüberhöhung berücksichtigt wurde, da eine freie Ableitung der Abgase in diesem Fall nicht gewährleistet scheint. Während an den Monitorpunkten 1, 2 und 4 nur um 0,1 bis 0,3 µg/m³ höhere Jahresmittelwerte errechnet werden, sind die Jahresmittelwerte an den Monitorpunkten 3 und 5 um 0,9 µg/m³, d.h. um 50 % höher als im Basisfall. Die Monitorpunkte 3 und 5 befinden sich auf der Nordostseite von Gebäuden mit jeweils einer KHKO-Emissionsquelle (zwei Einzelfeuerstätten: Küchenherd und Kachelofen). Durch den hohen Anteil südwestlicher Anströmungen befinden sich die Monitorpunkte häufiger innerhalb der Rezirkulationszone, so dass hier signifikant höhere Jahresmittelwerte auftreten.

Variante V 6

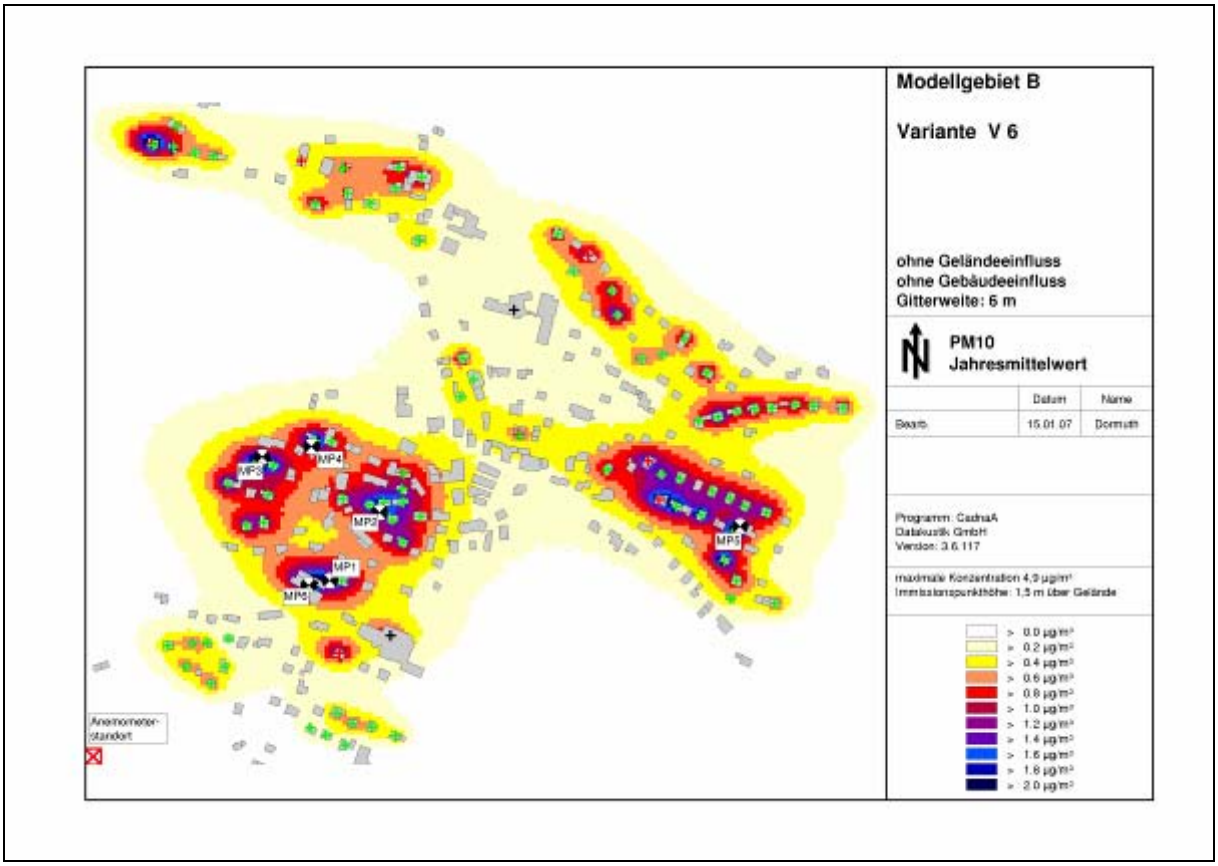


Abbildung 5-33: Jahresmittelwerte V 6 Modellgebiet B

Inwieweit sich die Vernachlässigung des Gebäudeeinflusses und des Geländeeinflusses (**Variante V 6**) auf die PM_{10} Immissionen auswirkt, zeigt ein Vergleich der Immissionsverteilungen von Variante V 6 mit Variante V 1 (mit Geländeeinfluss und ohne Gebäudeeinfluss). Der Vergleich der Immissionsverteilung des Jahresmittelwertes von Variante V 6 (Abbildung 5-33) mit dem Jahrsmittelwert von Variante 1 zeigt keine signifikanten Unterschiede auf. So beträgt auch der Mittelwert über die 6 Monitorpunkte bei beiden Varianten 2,0 µg/m³, wobei die einzelnen Monitorpunkte sich um maximal 0,4 µg/m³ unterscheiden.

5.5.5 Immissionsniveau an Höchstbelastungstagen im Modellgebiet B

Neben der Berechnung der Jahresmittelwerte wurde untersucht, mit welchen PM_{10}-Immissionszusatzbelastungen während einer ungünstigen mehrtägigen Witterungsperiode zu rechnen ist. Hierzu wurde ein geeigneter Zeitraum ausgewählt, der im Basisfall (Variante V 0) für die meisten Gitterzellen den Tag enthält, an dem der maximale Tagesmittelwert errechnet wurde. In AUSTAL2000 werden diejenigen Tage des Modelljahres für jede Gitterzelle in einer Datei ausgegeben ("pm-t00i.dmna"), an denen in der jeweiligen Gitterzelle der höchste Tagesmittelwert auftritt. Als besonders ungünstig erwies sich der Zeitraum vom 15.12. – 24.12. Für diese Periode wurden für die Varianten V 1 bis V 4 und V 6 erneut Ausbreitungsrechnungen durchgeführt. Für Variante V 5 ergibt sich aufgrund der anderen meteorologischen Daten der Zeitraum vom 07.01. – 16.01. als besonders ungünstig, für den die Ausbreitungsrechnung durchgeführt wurde. Als Ergebnis der Ausbreitungsrechnungen erhält man anstelle der Jahresmittelwerte sog. Periodenmittelwerte.

Die Immissionsverteilungen der Periodenmittelwerte für die Varianten V 0 – V 6 sind im separaten Bild-Anhang dargestellt. In nachfolgender Tabelle 5-5 sind die Ergebnisse der Ausbreitungsrechnungen für die Periodenmittelwerte der Varianten V 0 – V 6 an den für alle Varianten konstant gesetzten Monitorpunkten zusammengefasst.

Tabelle 5-5: Modellgebiet B, Varianten V 0 – V 6: Periodenmittelwerte über 10 Tage an den Monitorpunkten (PMw: Periodenmittelwert)

Szenario	**V0** **Basisszenario**	**V1** **Variation Anemometerstandort**	**V2** **Variation Anemometerstandort**	**V3** **Approximation Gebäudeeinfluss durch vertikale Linienquellen**	**V4** **Approximation Gebäudeeinfluss durch vertikale Linienquellen**	**V5** **Variation Meteorologiedaten**	**V6** **Variation ohne Gelände ohne Gebäude**
Akterm	Straubing	Straubing	Straubing	Straubing	Straubing	Burgkirchen	Straubing
Zeitraum	15.12. - 24.12.	15.12. - 24.12.	15.12. - 24.12.	15.12. - 24.12.	15.12. - 24.12.	24.11 - 02.12.	15.12. - 24.12.
Ergebnisse [µg/m³]	**PMw**	**PMw**	**PMw**	**PMw**	**PMw**	**PMw**	**PMw**
Absolutes Maximum	**22,8**[2)]	**8,4**	**8,8**	**-** [1)]	**-** [1)]	**36,7**[2)]	**7,1**
MP 1	6,4	6,8	7,0	10,6	12,9	7,6	5,5
MP 2	3,0	2,8	2,9	4,7	5,1	6,0	3,7
MP 3	3,5	5,0	5,2	7,7	5,9	9,7	4,8
MP 4	3,9	2,8	2,8	5,6	5,4	6,6	3,1
MP 5	2,2	3,3	3,3	2,6	2,7	9,4	3,6
MP 6	22,8[2)]	7,5	8,1	23,0[2)]	58,2[2)]	36,1[2)]	5,7

1) Bei Rechnung ohne Gebäudeeinfluss liegt das absolute Maximum einer vertikalen Linienquellen unmittelbar neben der Gitterzelle, in der die Linienquelle aufsetzt. Konzentrationsangaben für derart quellnahe Zellen sind nicht sinnvoll.

2) Lokal besonders hohe Immissionen, da trotz relevanter Feuerungswärmeleistung keine Abgasfahnenüberhöhung berücksichtigt wurde und ungünstiger Gebäudeeinfluss vorliegt

Generell ist festzustellen, dass die Periodenmittelwerte etwa um einen Faktor 2 – 3 höher sind als die errechneten Jahresmittelwerte. So wird bei Variante V 0 am höchst belasteten Monitorpunkt 6 ein Periodenmittelwert von 22,8 µg/m³ festgestellt, an den anderen Monitorpunkten liegen die Werte zwischen 2,2 und 6,4 µg/m³. Bei Variante V 1 werden Periodenmittelwerte zwischen 2,8 und 8,4 µg/m³ errechnet. Die Periodenmittelwerte bei Variante V 2 liegen etwas höher. Bei Verwendung vertikaler Linienquellen werden deutlich höhere Periodenmittelwerte erreicht, da die berechneten Immissionskonzentrationen bei Rechnung ohne Gebäudeeinfluss den Emissionen der Gitterzelle mit der vertikalen Linienquelle entsprechen. Bei Variante V 3 erreichen die Periodenmittelwerte der Immissionskonzentration im Bereich des Monitorpunktes 6 mit 22,0 µg/m³ in guter Näherung den Periodenmittelwert des Basisfalles. Bei Variante V 5 wird für den Zeitraum 07.01. bis 16.01. am Monitorpunkt 6 ein Periodenmittelwert von 36,1 µg/m³ ermittelt. Ohne Berücksichtigung des Geländes und der Gebäude (Variante V 6) liegen die Periodenmittelwerte etwas niedriger als bei Variante V 1.

Zusammenfassend lässt sich festhalten, dass Pelletfeuerungen während ungünstiger Witterungsperioden im nahen Umfeld um die Emissionsquelle einen erheblichen Beitrag zur Gesamtbelastung von PM_{10} leisten können. Deutlich zeigt dies der ermittelte Periodenmittelwert an Monitorpunkt 6 im Basisfall. Hier werden aufgrund der Emissionen aus der Pelletfeuerung mit 22,8 µg/m³ nahezu 50 % des Grenzwertes für den Tagesmittelwert erreicht.

5.5.6 Perzentile der Tagesmittelwerte im Modellgebiet B

Um die Häufigkeitsverteilungen der errechneten Tagesmittelwerte beurteilen zu können, wurden für die Monitorpunkte 1 – 6 Perzentile der Tagesmittelwerte berechnet. Die Skalierung der folgenden Diagramme reicht von 0 µg/m³ bis 80 µg/m³ und richtet sich nach dem zweit-höchsten berechneten Wert. Die vertikalen Achsen der nachfolgenden Abbildungen haben die gleiche Skalierung, um einen schnellen Überblick der Ergebnisse zu ermöglichen.

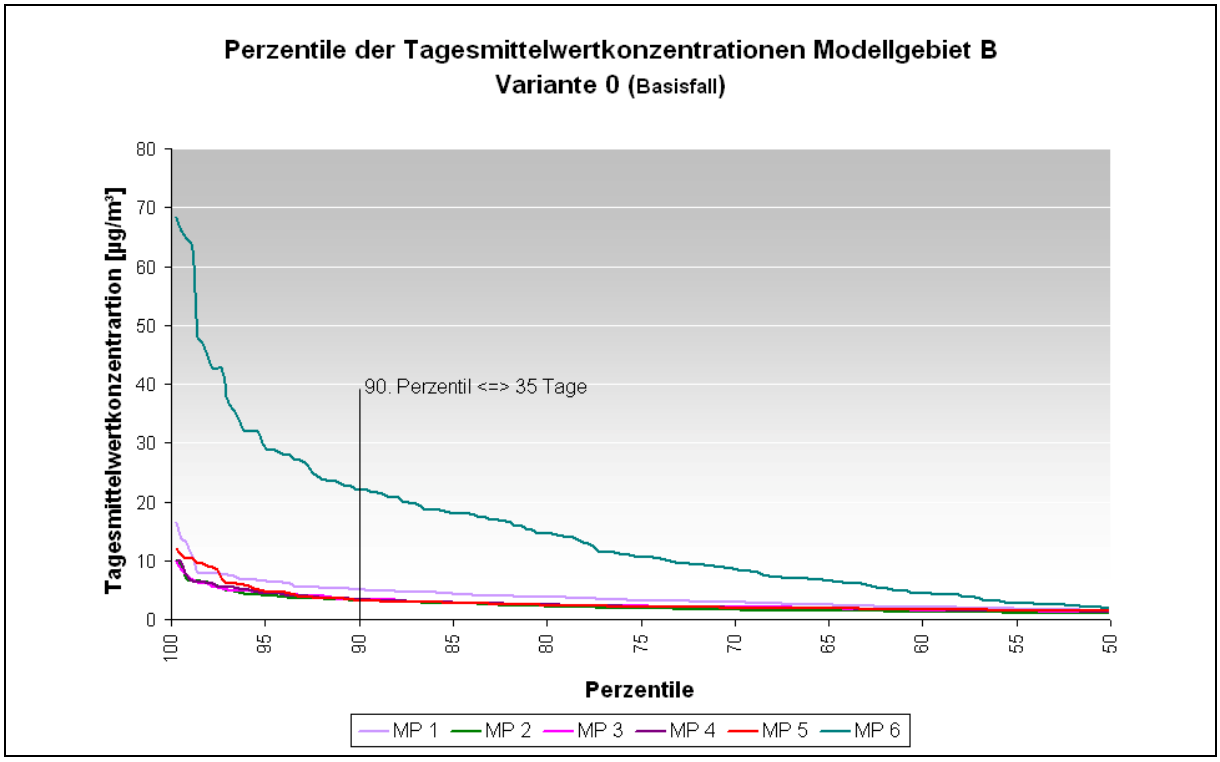


Abbildung 5-34: Perzentile der Tagesmittelwerte an den Monitorpunkten Variante V 0

Abbildung 5-34 zeigt die Perzentile der Tagsmittelwerte für den Basisfall V 0. Am höchstbelasteten Monitorpunkt liegt das 90. Perzentil der Tagesmittelwerte mit 22,7 µg/m³ nahezu bei 50 % des Immissionsgrenzwertes von 50 µg/m³. An den anderen Monitorpunkten liegt das Maximum des 90. Perzentils bei 5,5 µg/m³.

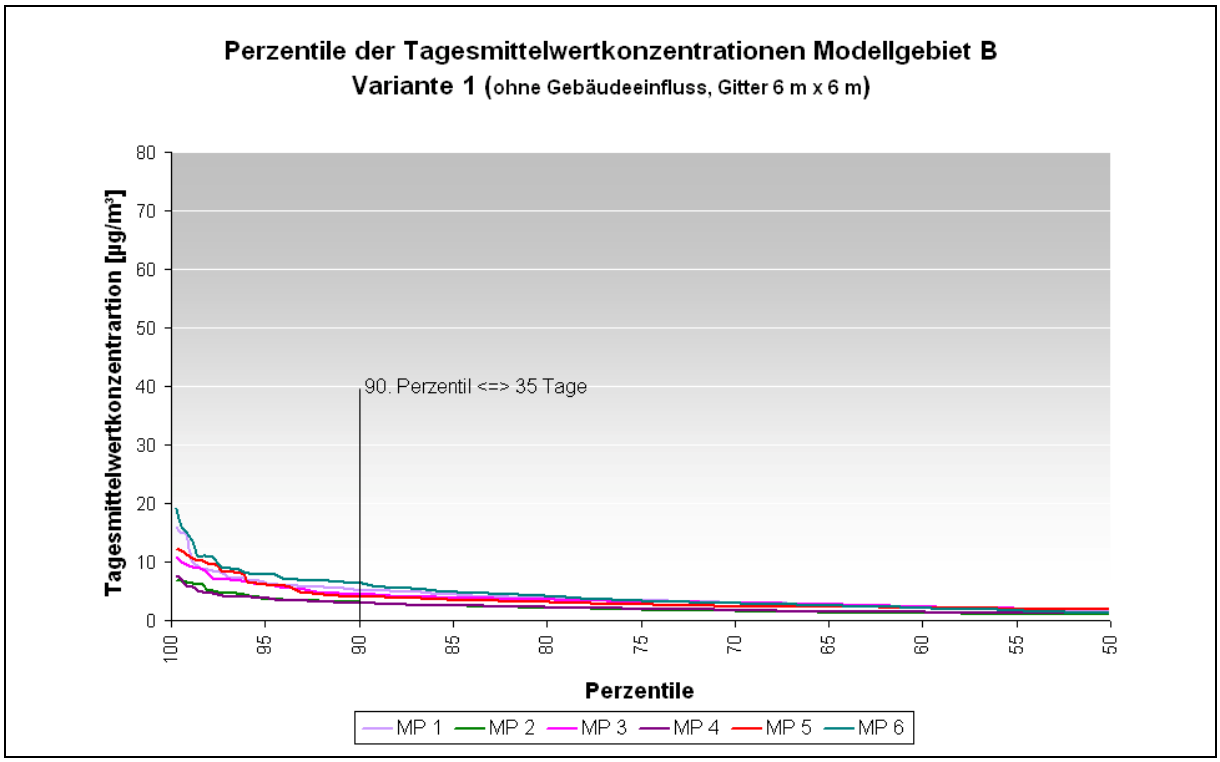


Abbildung 5-35: Perzentile der Tagesmittelwerte an den Monitorpunkten Variante V 1

Die Abbildung zeigt die Perzentile der Tagsmittelwerte für die Variante V 1, bei der Gebäudeeinflüsse nicht berücksichtigt sind und die Gitterweite auf 6 m x 6 m erhöht wurde. Das Maximum des 90. Perzentils liegt bei 6,5 µg/m³.

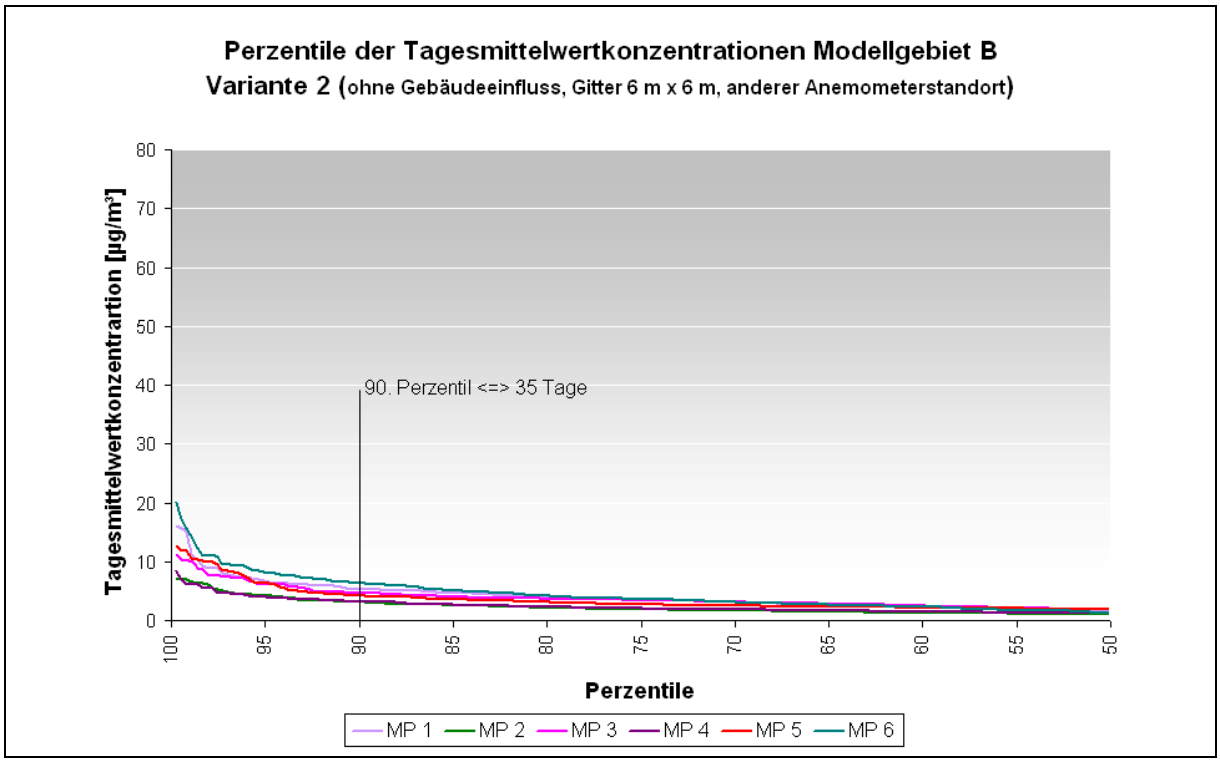


Abbildung 5-36: Perzentile der Tagesmittelwerte an den Monitorpunkten Variante V 2

Die Abbildung 5-36 zeigt die Perzentile der Tagsmittelwerte für die Variante V 2, bei der Gebäudeeinflüsse nicht berücksichtigt sind, die Gitterweite auf 6 m x 6 m eingestellt ist und das Anemometer an einer anderen Stelle im Beurteilungsgebiet positioniert ist. Das Maximum des 90. Perzentils liegt bei 6,4 µg/m³.

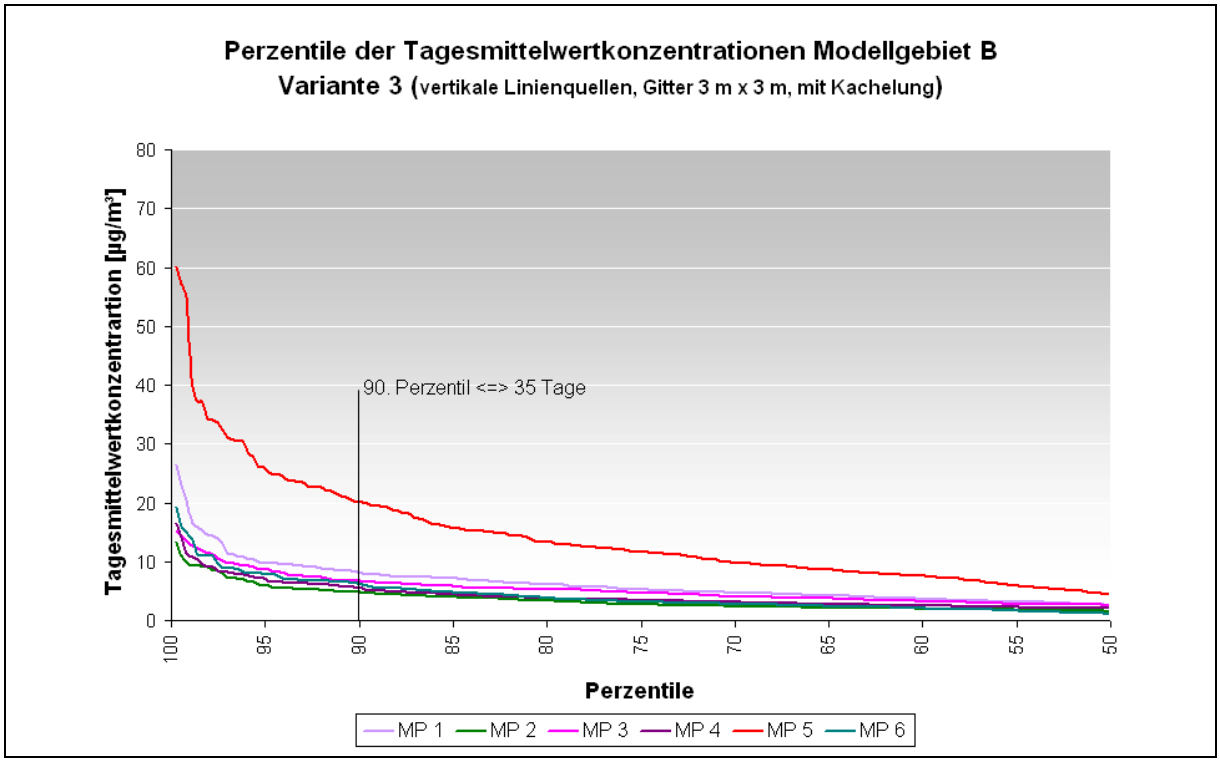


Abbildung 5-37: Perzentile der Tagesmittelwerte an den Monitorpunkten Variante V 3

Die Perzentile der Tagsmittelwerte für die Variante V 2 sind in Abbildung 5-37 dargestellt. Bei dieser Variante wurden die Emissionsquellen durch vertikale Linienquellen approximiert und Gebäudeeinflüsse nicht berücksichtigt. Das Maximum des 90. Perzentils liegt bei 20,6 µg/m³.

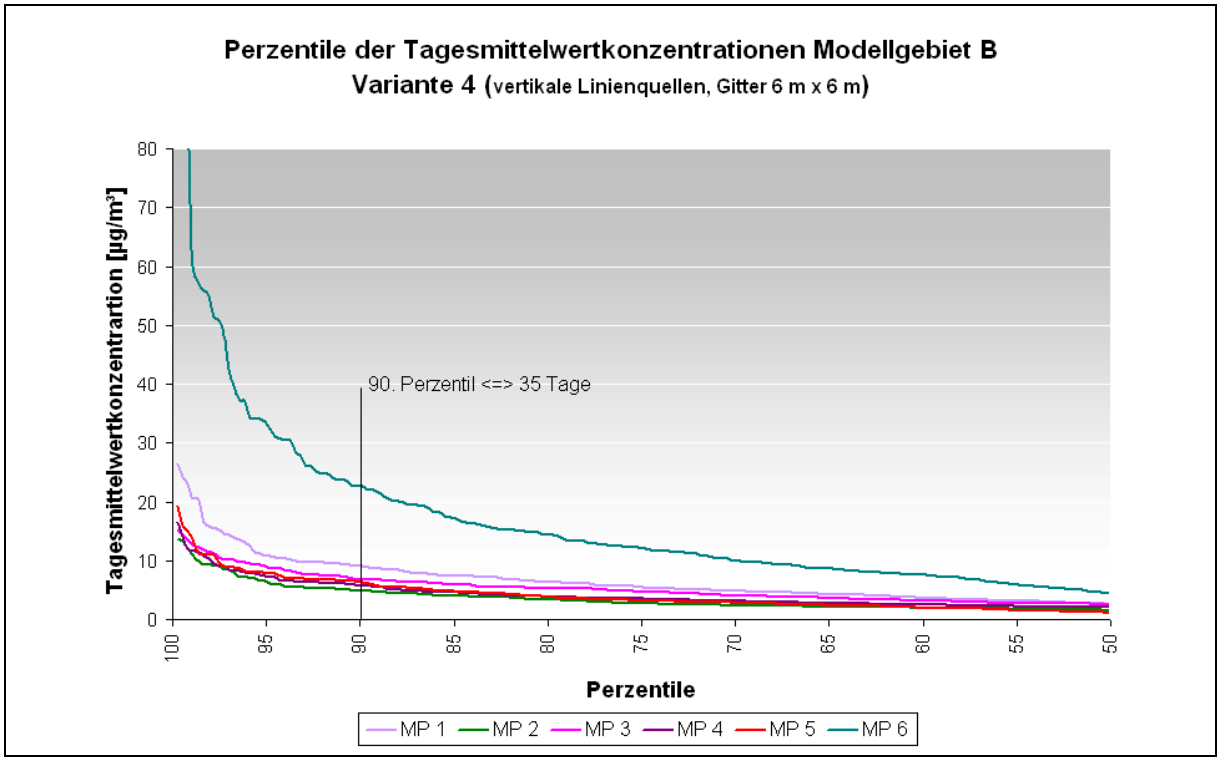


Abbildung 5-38: Perzentile der Tagesmittelwerte an den Monitorpunkten Variante V 4

Die Perzentile der Tagsmittelwerte für die Variante V 4 sind in oben stehender Abbildung dargestellt. Bei dieser Variante sind die Emissionsquellen durch vertikale Linienquellen approximiert, Gebäudeein-

flüsse nicht berücksichtigt und das Gitter mit 6 m x 6 m festgelegt. Das Maximum des 90. Perzentils liegt hier bei 22,7 µg/m³.

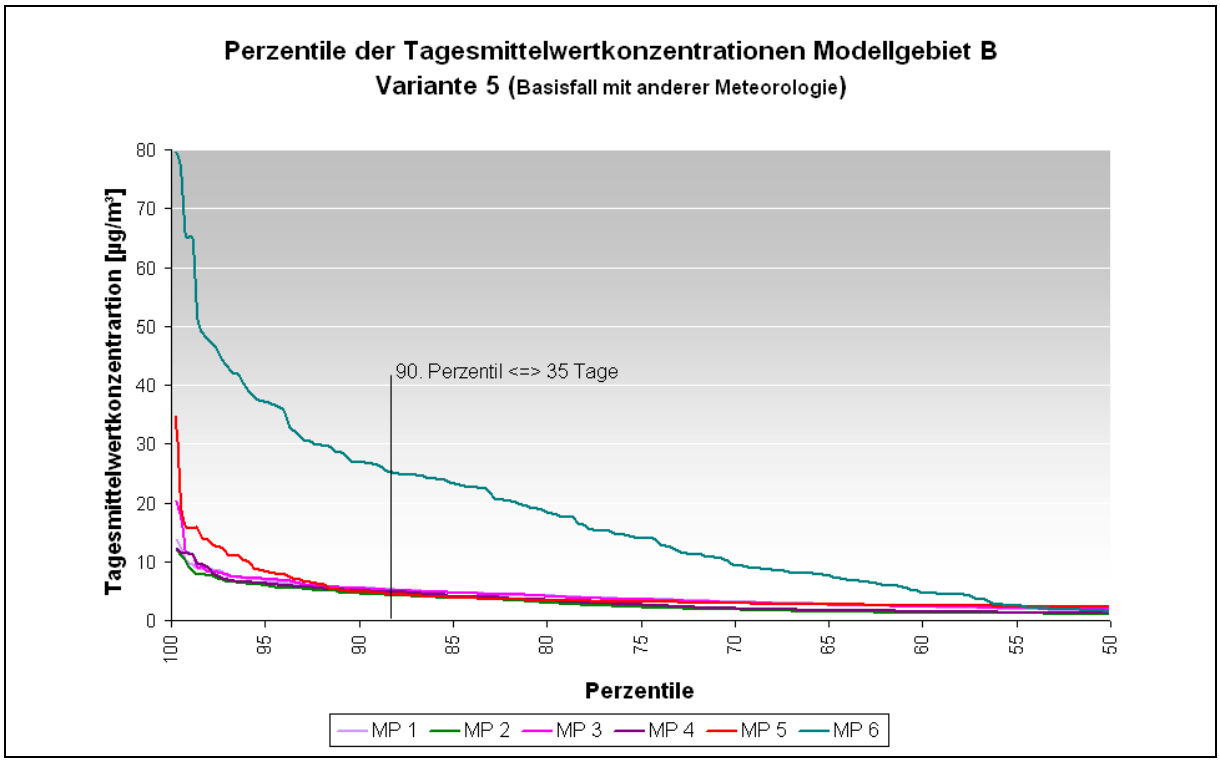


Abbildung 5-39: Perzentile der Tagesmittelwerte an den Monitorpunkten Variante V 5

Auch für Variante V 5 wurden die Perzentile der Tagesmittelwerte berechnet, die in Abbildung 5-39 dargestellt sind. Bei Verwendung der ungünstigeren meteorologischen Zeitreihe liegt der 90. Perzentil bei 27,2 µg/m³ deutlich höher als bei Variante V 0, mit der diese Variante V 5 zu vergleichen ist. Zudem werden 5 Tagesmittelwerte über 50 µg/m³ errechnet.

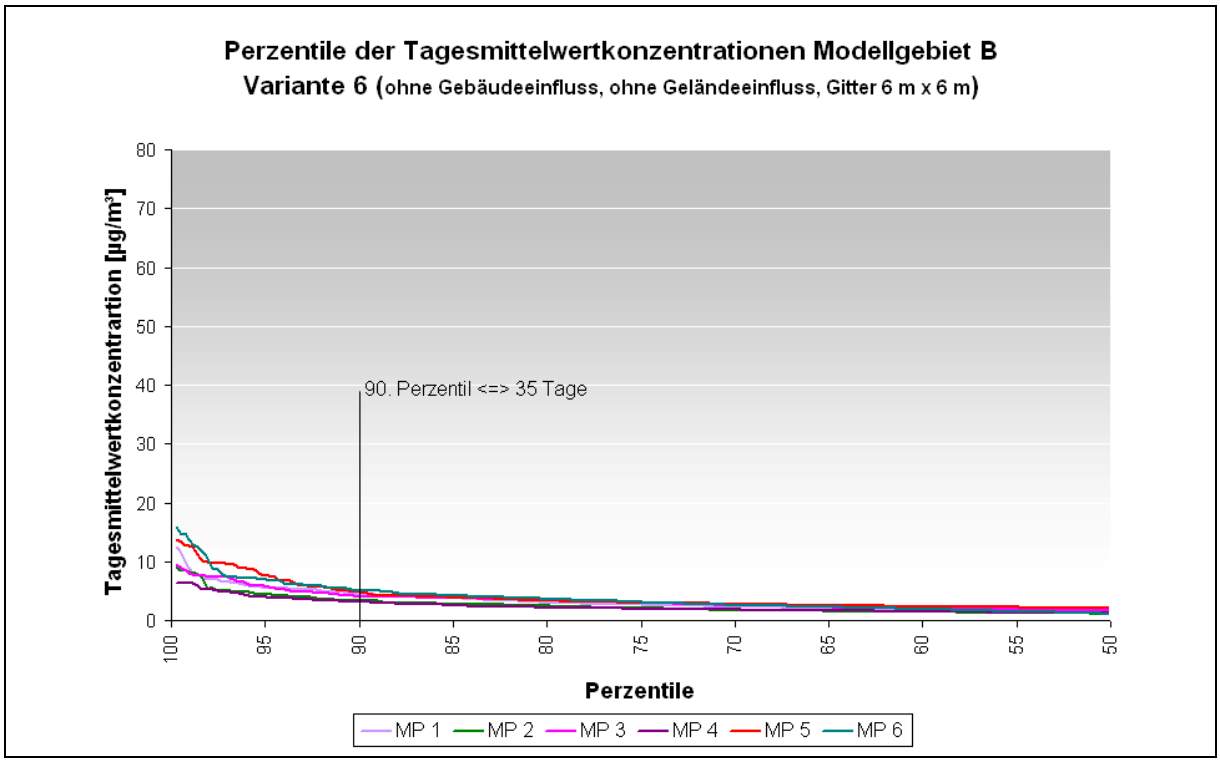


Abbildung 5-40: Perzentile der Tagesmittelwerte an den Monitorpunkten bei Variante V 6

Bei Vernachlässigung des Gebäude- und Geländeeinflusses (Variante V 6) ergeben sich die in Abbildung 5-40 dargestellten Perzentile der Tagesmittelwerte an den Monitorpunkten. Der maximale Wert des 90. Perzentils liegt mit 5,4 µg/m³ in der Größenordnung der Werte des Basisfalls.

5.5.7 Sonderfall Hanglage

Da das Modellgebiet B in einem topografisch stark ausgeprägten Gelände liegt, befinden sich viele Häuser in einer Hanglage. Daher sollte die Berechnung von Staubemissionsausbreitungen mit AUSTAL2000 an einer Hanglage näher untersucht werden. Für eine fiktive Siedlung in einer definierten Hanglage wurden die maximalen PM_{10}–Stundenmittelwerte berechnet. Abbildung 6-13 zeigt einen Querschnitt des Modellgebietes „Hanglage“ und Abbildung 6-14 die dreidimensionale Ansicht.

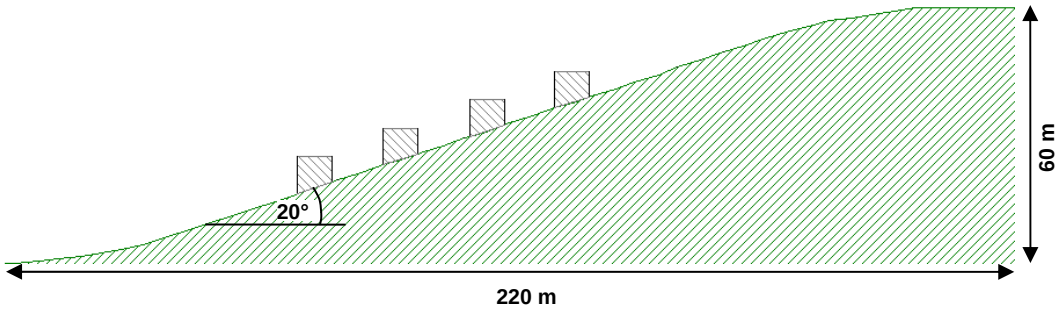


Abbildung 5-41: Querschnitt durch das Modellgebiet „Hanglage“ (Variante V 7)

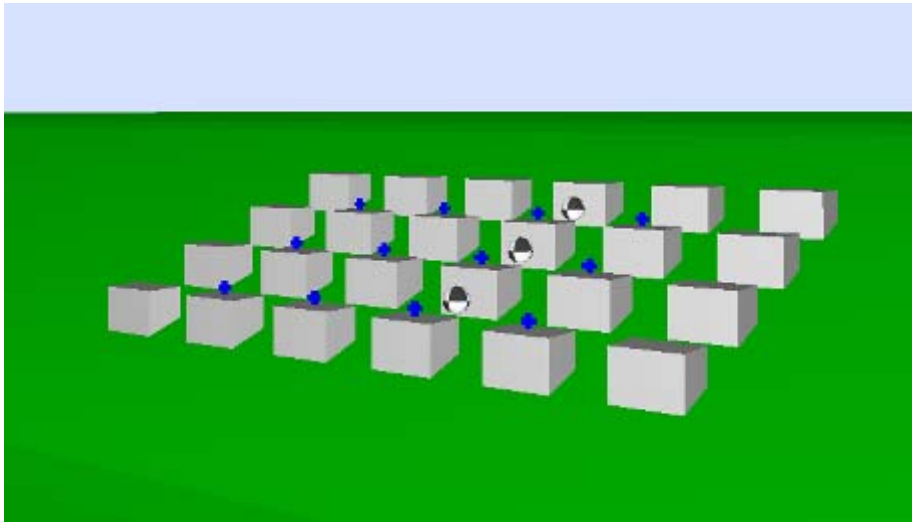


Abbildung 5-42: 3D – Darstellung des Modellgebiets „Hanglage“ (Variante V 7) mit Emissionspunktquellen (blaues Kreuz) und Monitorpunkten (⚽)

Die Hangneigung beträgt bei dieser Variante 20°, die Gebäudehöhe an der Hang abwärts gewandten Seite 6 m. Die uniformen Gebäude mit einer Grundfläche von 8 m x 12 m besitzen quer zum Hang einen Abstand von 10 m und senkrecht zum Hang einen Abstand von 15 m. Die Emissionsquellhöhe ist mit der Kaminhöhe auf konstant 1,5 m über Dach festgesetzt. Der Emissionsmassenstrom von PM_{10} beträgt 2 g/h je Quelle. Die Ausbreitungsrechnung wurde mit einer Gitterauflösung von 2 m x 2 m und der Qualitätsstufe 2 durchgeführt. Um möglichst ungünstige Ausbreitungsbedingungen zu Grunde zu legen, wurde eine schwache Anströmung (1 m/s) senkrecht zum Hang bei Ausbreitungsklasse I gewählt. Im Sinne einer „worst-case“–Betrachtung wurden diese Anströmung und eine über 24 Stunden konstante Emission angesetzt. Das Modellgebiet enthält 3 Monitorpunkte, die sich jeweils auf der Vorderseite der bzgl. der Emissionsquellen in Lee stehenden Gebäude befinden. Zusätzlich zur Immissionspunkthöhe 1,5 m wurde auch eine Berechnung mit einer Immissionspunkthöhe von 4,5 m durchgeführt, um die maximale PM_{10}–Belastung im ersten Obergeschoss der in Lee stehenden Gebäude zu ermitteln.

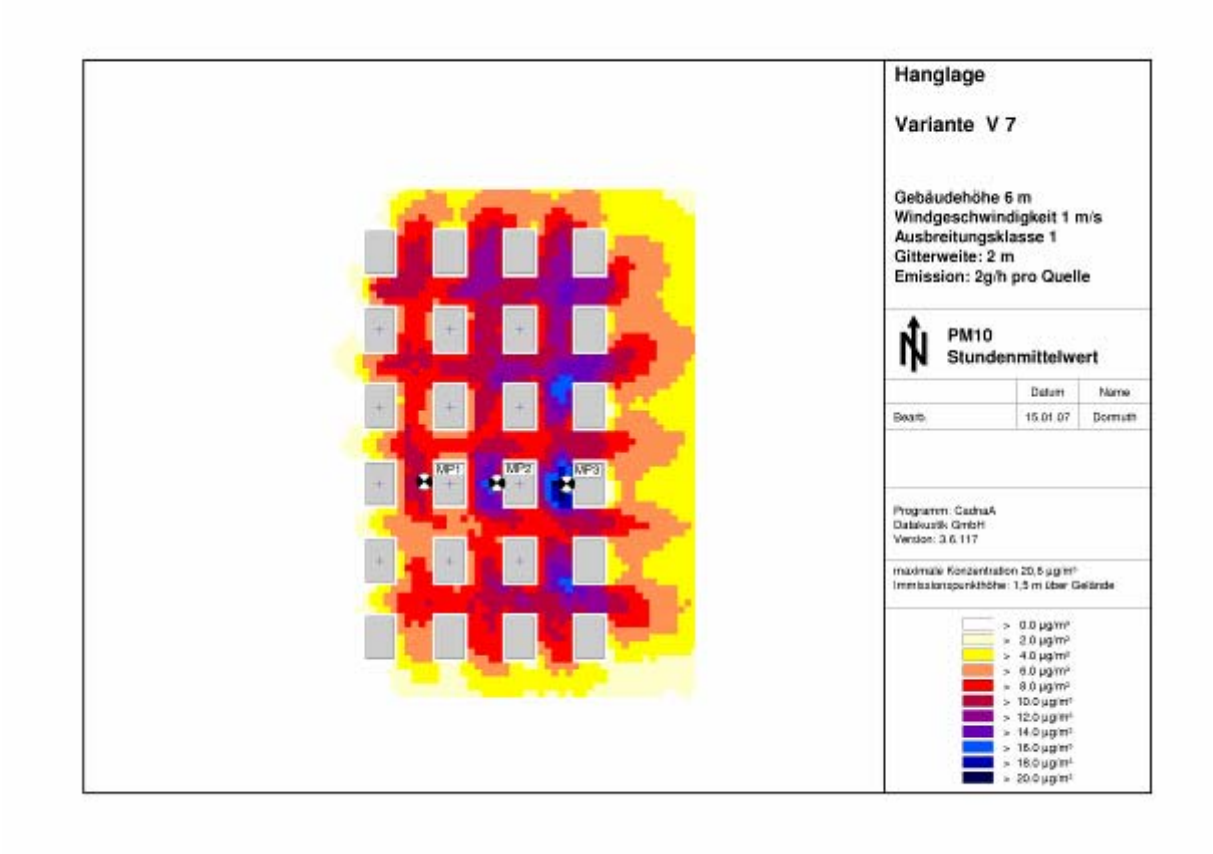


Abbildung 5-43: räumliche Verteilung des PM_{10}-Stundenmittels in 1,5 m Höhe bei Variante V 7

In Abbildung 5-43 ist die räumliche Verteilung des PM_{10}–Stundenmittelwertes in 1,5 m Höhe dargestellt. Die Skalierung reicht von 0 bis 20 µg/m³. Deutlich sind die Staueffekte auf der Luvseite der Gebäude zu erkennen. Am Monitorpunkt 1 werden 8,6 µg/m³, am Monitorpunkt 2 12,0 µg/m³, am Monitorpunkt 3 18,0 µg/m³ erreicht. Offensichtlich kumulieren die PM_{10}–Immissionen der drei hintereinander liegenden Emissionsquellen.

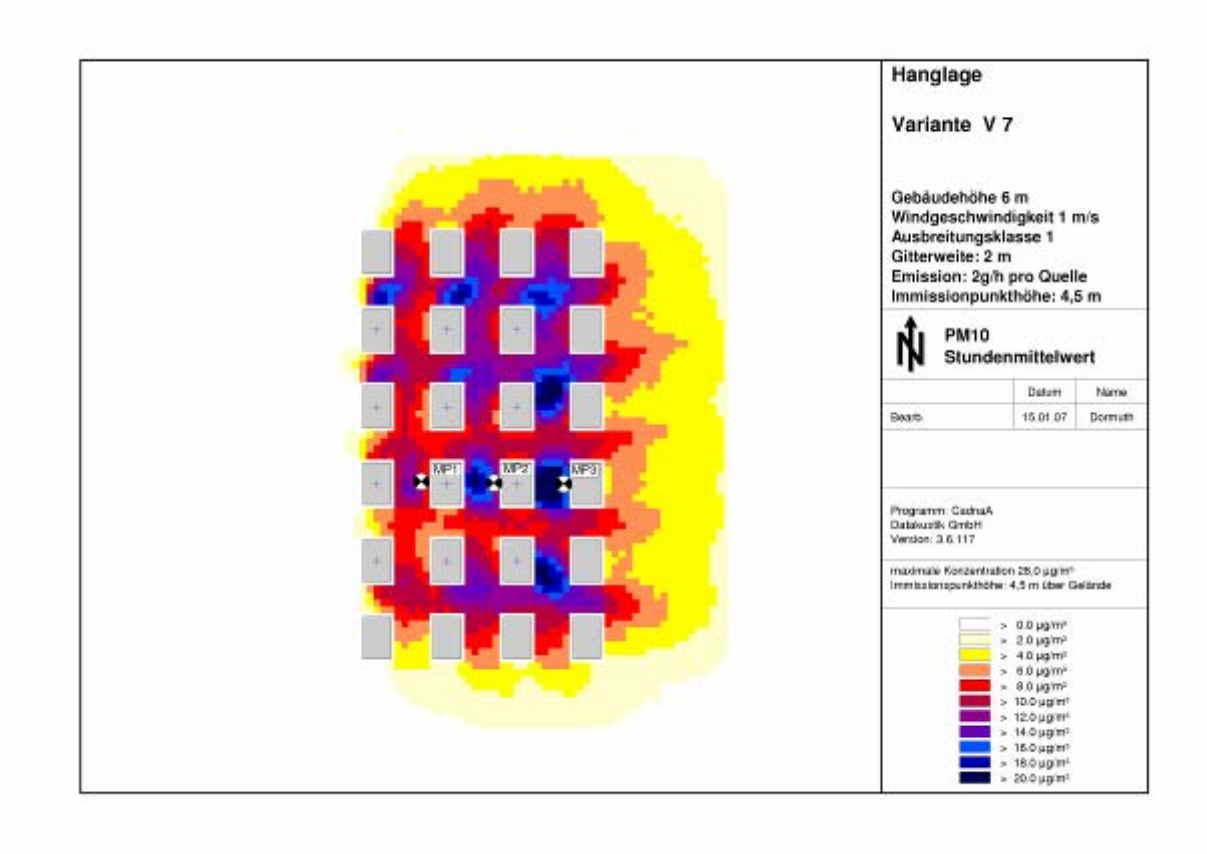


Abbildung 5-44: räumliche Verteilung des PM_{10}-Stundenmittels in 4,5 m Höhe bei Variante V 7

Die PM_{10}–Verteilung in 4,5 m Höhe zeigt eine ähnliche Struktur. Auch hier ist eine Kumulation der PM_{10}–Immissionen zu erkennen. An den Monitorpunkten 1 und 2 werden mit 9,1 µg/m³ bzw. 13,7 µg/m³ etwas höhere Konzentrationen erreicht als in der bodennahen Schicht. Am Monitorpunkt 3 ist die PM_{10}–Konzentration mit 17,5 µg/m³ etwas geringer.

5.6 Bewertung der Ergebnisse

Aus den Ergebnissen der Ausbreitungsrechnung kann abgeleitet werden, dass die Zusatzbelastung durch Feinstaub aus emissionsarmen Holzfeuerungsanlagen in locker bebauten Gebieten in ebenem Gelände in der Regel akzeptabel ist. Die zentrale Aussage der in Kapitel 5.5 dargestellten Immissionskonzentrations-Abbildungen ist, dass hohe Immissionskonzentrationen im unmittelbaren Nahbereich einer Emissionsquelle auftreten und der Beitrag einer einzelnen Emissionsquelle an der Immissionskonzentration in einer Entfernung von bereits weniger als 100 m irrelevant ist. Diese Aussage gilt umso mehr für emissionsarme Feuerungen, deren Emissionen sich aufgrund einer günstigen Gebäudekonfiguration in Verbindung mit einem hohen „Emissionsfreisetzungspunkt“ weit verteilen und in Folge dessen nur einen minimalen Beitrag an der weiter entfernten Immissionskonzentration haben. In diesem Fall ist die Zusatzbelastung für die Immissionskonzentration auch im unmittelbaren Nahbereich nicht von Bedeutung.

Ein hoher „Emissionsfreisetzungspunkt“ könnte beispielsweise ein Schornstein sein, der weiter als vorgeschrieben über den Dachfirst ragt und demzufolge frei angeströmt wird. In diesem Fall wäre zumindest bei größeren Anlagen eine zusätzliche Berücksichtigung der Abgasfahnenüberhöhung plausibel, die einen erheblichen Einfluss auf die Ausbreitungssituation haben kann (siehe Kapitel 5.1.4 bzw. 5.5.1). Die Abgasfahnenüberhöhung aufgrund des thermischen und dynamischen Impulses („Überhöhung“ des Abgasaustritts über den Schornsteinkopf hinaus) wird jedoch behindert, wenn der vertikale Austritt der Abgase durch den Einsatz einer Kaminhaube gestört ist. Solche Kaminhauben werden im Bereich der Hausheizungsanlagen oft als Witterungsschutz für den Schornstein eingesetzt. Gerade bei Einzelfeuerstätten für feste Brennstoffe (z.B. Kaminöfen, Schwedenöfen, Herde und

Kachelöfen) liegt die Abgastemperatur aufgrund des niedrigen feuerungstechnischen Wirkungsgrades solcher Feuerstätten oft bei über 200 °C, so dass der thermische Auftrieb der Abgase eine gewisse Abgasfahnenüberhöhung bewirken würde, wenn dies nicht durch eine Kaminhaube verhindert wird. Da das Emissionsniveau von Einzelfeuerstätten stark von der Betriebsweise abhängt, können deutlich erhöhte Emissionen auftreten, bei denen ein ungestörter Austritt des Abgases aus einem höheren Kamin aus Immissionssicht wünschenswert wäre.
Generell sollte gerade bei größeren Feuerungsanlagen auf eine freie Anströmung des Schornsteines geachtet werden, damit eine ungünstige Rezirkulation des Abgases vermieden wird. Die freie Anströmung kann durch eine ungünstige Gebäudekonfiguration (gestörtes Strömungsfeld) behindert werden. Wenn der „Emissionsfreisetzungspunkt“ zusätzlich zu niedrig im Sinne des Immissionsschutzes ist, können sich im kleinräumigen Nahbereich um die Emissionsquelle Zusatzbelastungen ergeben, die bei der Beurteilung der Gesamt-Immissionskonzentration nicht mehr vernachlässigt werden können. Die Ergebnisse der Ausbreitungsrechnungen für den Sonderfall Hanglage verdeutlichen die ungünstigen Ausbreitungsbedingungen, wenn die Schornsteinhöhen und damit die Emissionsfreisetzungshöhe „nur“ nach den Vorschriften der derzeit gültigen Bauordnung ausgeführt werden.
Die Rechengitterweite beschränkt grundsätzlich die Auflösung der errechneten Immissionsverteilungen. Für die numerische Berechnung unter Berücksichtigung von Gebäudestrukturen wurde eine möglichst hohe Auflösung gewählt, um zum einen die gerasterten Gebäudestrukturen in dem Modell realitätsnah abzubilden und zum anderen auch die Strömungsverhältnisse um und über Gebäude möglichst realistisch zu simulieren. In diesem Forschungsprojekt wurde für die Immissionsberechnungen eine Auflösung von 3 m gewählt. Dies ermöglicht eine qualitative Beurteilung der errechneten Zusatzbelastungswerte. Für eine quantitative Beurteilung der berechneten Werte im Sinne der TA Luft [16] wird im Allgemeinen eine Rechengitterweite von mindestens 16 m x 16 m gewählt.

Zusammenfassend sollten bei der Einschätzung der zu erwartenden Zusatzbelastung durch Holzfeuerungsanlagen folgende Einflussfaktoren beachtet werden:

- Anzahl und räumliche Dichte der Holzfeuerungen (siehe Modellgebiet A, V 0 und V 3)
- zu erwartende Emissionsmassenströme (moderne, emissionsarme oder ältere emissionsreiche Anlagen, Zusatz- oder Hauptheizungen, Einzelanlagen oder Heizwerk)
- Ungestörte Ableitung der Abgase (ausreichende Kaminhöhe, keine Kaminhauben, die freie Anströmung der Kaminmündung ist umso wichtiger, je größer die Feuerungsanlage ist)
- Je leistungsstärker eine Anlage, umso höher ist der Emissionsmassenstrom; entsprechend sollte mit zunehmender Anlagengröße auch die Schornsteinhöhe zunehmen
- Bei Hang- und Tallagen muss mit erhöhten Immissionskonzentrationen gerechnet werden

6 ZUSAMMENFASSUNG

Seit 01. Januar 2005 gilt innerhalb der EU-Mitgliedsstaaten ein Immissionsgrenzwert von 40 µg/m³ für Feinstaub (PM_{10}) in der Außenluft [2]. Gebäudeheizanlagen für feste Brennstoffe gelten neben dem Straßenverkehr als weitere relevante Feinstaubquellen. Heizen mit Holz leistet bei nachhaltiger Forstwirtschaft aber zugleich einen Beitrag zum Klimaschutz.

Das Bayerische Landesamt für Umwelt (BayLfU) hat daher den Auftrag vergeben, die Emissionen von Pellet- und Scheitholzkesseln in der Praxis zu ermitteln und die Auswirkungen auf die Feinstaubbelastung im Umfeld der Anlagen anhand von Modellrechungen abzuschätzen. Auftragnehmer für dieses Projekt ist das Bayerische Zentrum für angewandte Energieforschung e.V. in Garching bei München (ZAE Bayern), das von der Fa. ACCON GmbH bei der Durchführung der Ausbreitungsrechnungen unterstützt wurde.

Das Projekt wurde vom Bayerischen Staatsministerium für Umwelt, Gesundheit und Verbraucherschutz im Rahmen der EU-Strukturförderung aus Mitteln des Europäischen Fonds für regionale Entwicklung (EFRE) kofinanziert.

Am Anfang der Projektbearbeitung wurden Emissionsmessungen an Praxisanlagen (6 Scheitholz-, 6 Pellet-, 1 Getreide-, 1 Heizöl-, 1 Erdgaskessel) durchgeführt. Aus den Messergebnissen und unter Einbeziehung von Literaturdaten und Erfahrungswerten zum Wärmebedarf ließen sich für verschiedene Gebäudearten sog. Emissionszeitreihen bilden, in denen für jede betrachtete Emissionsquelle (Kamin) im Rechengebiet die emittierte Staubmenge (in g/h) für jede Stunde des Modelljahres hinterlegt ist.
Die Berechnung der Feinstaubkonzentrationen in der Umgebungsluft erfolgte mit dem Ausbreitungsrechenprogramm AUSTAL2000 für zwei Modellgebiete in Niederbayern. Für eine der beiden Ortschaften wurden die Gebäude, in denen mit Holz geheizt wird, vor Ort ermittelt. Für die andere wurden hinsichtlich der Beheizungsstruktur fiktive Annahmen getroffen.

Ergebnisse der Emissionsmessungen

Die Bestimmung der gasförmigen Komponenten des Abgases erfolgte über ein Mehrkomponenten-Messgerät mit elektrochemischen Sensoren. Die Staubmessungen wurden sowohl mit einem Staubmessgerät zur korngrößenabhängigen Bestimmung der Staubkonzentration („*JohnAs II*-Impaktor“) in Anlehnung an VDI 2066 Teil 10 [4] als auch nach dem Schornsteinfeger-Messverfahren durchgeführt. Parallel dazu wurde mit einem elektrischen Niederdruckimpaktor (ELPI) die Partikelanzahl korngrößenabhängig bestimmt.
Die nachfolgenden Konzentrationsangaben beziehen sich auf trockenes Abgas im Normzustand und einen Volumengehalt an Sauerstoff von 13 %.

Pelletkessel
Die Pelletkessel zeichneten sich durch einen relativ gleichmäßigen Verlauf der Emissionen an Kohlenmonoxid (CO) während des Messzeitraumes aus. Bei den besseren Kesseln lagen die CO-Konzentration zwischen 10 und 100 mg/m³, die schlechteren wiesen CO-Konzentrationen zwischen 100 und 1.000 mg/m³ auf. Die Staubkonzentrationen lagen zwischen 15 und 40 mg/m³.

Scheitholzkessel
Das Abgas von heutigen Scheitholzkesseln mit unterem oder seitlichem Abbrand ist durch erhöhte CO-Konzentration bis über 10.000 mg/m³ kurz nach dem Anheizen gekennzeichnet. Nach etwa 10 – 20 Minuten sinken die CO-Gehalte bei den besseren Scheitholzkesseln dauerhaft auf Werte unter 100 mg/m³ ab, bis der Füllschacht nach 2 – 4 Stunden leer gebrannt ist. Bei den schlechteren Kesseln

kommt es immer wieder zu CO-Spitzen. Diese sind auf Störungen im Verbrennungsablauf z.B. nach Verhaken von Holzscheiten im Brennstoffschacht durch Wärmeausdehnung zurückzuführen. Manchmal musste die Verbrennung sogar von Hand wieder in Gang gebracht werden. Die Staubkonzentrationen lagen im störungsfreien Betrieb zwischen 20 und 60 mg/m³. Während der Störungen ist zwar ein Anstieg der Partikelanzahl erkennbar, qualitative Rückschlüsse auf die Massenkonzentration lassen die vorliegenden Messergebnisse aber nicht zu.

Emissionsfaktoren
Tabelle 6-1 enthält die auf die Energiebereitstellung bezogenen Emissionsfaktoren, die für die Bildung der Emissionszeitreihen zugrunde gelegt wurden.

Tabelle 6-1: zugrunde gelegte Emissionsfaktoren
UBA: Umweltbundesamt; Forschungsbericht Nr. FB 299 44 140 [7]
LfU / ZAE: eigene Messungen

Emissionsquelle	E-Faktor	Datenquelle
Pelletkessel „gut“ ohne Pufferspeicher	20 mg/MJ	LfU / ZAE
Pelletkessel „schlecht“ ohne Pufferspeicher	40 mg/MJ	LfU / ZAE
Scheitholzkessel „gut“ mit Pufferspeicher	30 mg/MJ	LfU / ZAE
Scheitholzkessel „schlecht“ ohne Pufferspeicher	100 mg/MJ	LfU / ZAE
Hackgutkessel 75 – 250 kW ohne Pufferspeicher	50 mg/MJ	LfU / ZAE
Hackgutkessel 75 – 250 kW ohne Puffer, niedr. Emissionen	20 mg/MJ	LfU / ZAE
Küchenherd	76 mg/MJ	UBA
Kachelofen	111 mg/MJ	UBA
Kaminofen (Schwedenofen)	113 mg/MJ	UBA

Anmerkung: Ein energiebezogener Emissionsfaktor von 20 mg/MJ entspricht bei einem typischen mittleren Wirkungsgrad der Feuerung von 80 % z.B. einer Staubkonzentration im Abgas von 30 mg/m³.

Emissionszeitreihen

In den beiden Rechengebieten waren zunächst die mit Holz beheizten Gebäude sowie ihre jeweilige Heizcharakteristik zu definieren. Dabei wurde in Abhängigkeit von Baujahr, Wohnfläche und Wärmeübertrager (Radiatoren/ Fußbodenheizung) 5 verschiedenen Gebäudemodellen betrachtet.

Zentralheizungskessel
Nach den Erfahrungen des ZAE Bayern aus vorangegangenen Studien im Zusammenhang mit Nahwärmenetzen können den 5 angesetzten Gebäudemodellen spezielle Tages-Heizlastkurven zugeordnet werden. In diesen Kurven ist für den Zeitraum eines Tages das Verhältnis der momentan benötigten Wärmemenge zu der an diesem Tag maximal benötigten Wärmemenge dargestellt.
Ausgehend vom Temperaturverlauf des Modelljahres ergibt sich so für jedes Gebäudemodell abhängig von der Nennwärmeleistung der Heizungsanlage der Jahresverlauf des Wärmebedarfs (Jahres-Heizlastkurve in kW). Die Kurve zeigt in den Monaten Mai bis September ausschließlich Wärmebedarf für das einmal tägliche Aufheizen des Brauchwasserspeichers auf.
Im Gegensatz zu Pelletfeuerungen werden Scheitholzkessel in der Regel mit Pufferspeichern bzw. Kombispeichern für Brauchwarmwasser und Heizung betrieben. Das Speichervolumen wurde entsprechend den „Richtlinien zur Förderung von Maßnahmen zur Nutzung erneuerbarer Energien“ vom 12.01.2007 [15] mit einem Speichervolumen von 55 l je kW installierter Nennwärmeleistung in den Stufen von 250, 500 ... 2500 Liter angesetzt. Zur Simulation der Wärmebereitstellung beim Einsatz von Pufferspeichern wurde ein am ZAE Bayern entwickeltes Programm verwendet. Hiermit wurden die für die jeweiligen Gebäude erstellten Heizlastkurven modifiziert.

Zur Berechnung der Emissionszeitreihen wurde für jede Stunde des Modelljahres der Wert der Jahres-Heizlastkurve des jeweiligen Gebäudes mit dem Emissionsfaktor des zugehörigen Kessels sowie dessen mittlerem Nutzungsgrad multipliziert.

Einzelfeuerstätten
Für die Simulation der realen Beheizungsstruktur im Modellgebiet B mussten neben den Holz-Zentralheizungskesseln auch die Einzelfeuerstätten (Feuerstätten zur Beheizung einzelner Wohnräume) erfasst werden. Hierzu wurde der vor Ort zuständige Bezirkskaminkehrermeister befragt. Je nach erforderlicher Kehrhäufigkeit (einmal oder mehrmals jährlich) wurde zwischen den selten betriebenen und den häufig betriebenen Feuerstätten unterschieden.
Die Erstellung der Tages-Heizlastkurven erfolgte in enger Zusammenarbeit mit dem Institut für Verfahrens- und Dampfkesselwesen an der Universität Stuttgart.
Die Tageslastkurven wurden für jeden Tag angesetzt, an dem die mittlere Außentemperatur kleiner als 14 °C ist. Um die Witterungsabhängigkeit der Emissionen zu berücksichtigen, wurden die Tageslastkurven zusätzlich jeweils mit dem Tagesmittelwert der Außentemperatur entsprechend der Vorgehensweise für Zentralheizkessel gewichtet.

Durchführung der Ausbreitungsrechnungen

Die Ausbreitungsrechnungen erfolgten für einen Ausschnitt der Ortschaft A (650 m x 700 m, mit 280 Gebäuden) und den Ortskern der Ortschaft B (1.000 m x 900 m mit 336 Gebäuden). Die Auflösung des Rechengitters betrug 3 m x 3 m.

Gebäude
Um den Einfluss der Gebäude auf die Ausbreitung der Schadstoffe zu modellieren, wurden die Grundrisse der Gebäude und deren Höhen ermittelt. Digitale Flurkarten (DFK) lieferten die Eckpunkte der Gebäudegrundrisse. Bei einer Ortsbesichtigung wurden die Gebäudehöhen abgeschätzt.
Das angewendete Rechenprogramm AUSTAL2000 kann den Einfluss von Sattel- oder Spitzdächern nicht simulieren. Die Gebäude fließen als quaderförmige Bauwerke in die Rechnung ein. Vereinfachend wurden die Gebäudehöhen daher um 1,5 m reduziert, die Emissionsquellhöhen aber in Firsthöhe definiert. Zudem wurden die Programmeinstellungen so vorgenommen, dass Abgasfahnenüberhöhungen durch die im Abgas noch enthaltene Wärme nicht berücksichtigt werden.

Geländemodell
Der Einfluss des Geländes auf die Schadstoffausbreitung wurde mit einem digitalen Geländemodell (DGM 50) modelliert. Das verwendete DGM 50 beschreibt das Gelände dreidimensional in einem Gitter mit 50 m Gitterweite in der Ebene und 0,1 m in der Höhe.

Meteorologische Daten
Der Berechnung der Schadstoffausbreitung liegen meteorologische Daten zugrunde. Für die beiden Modellgebiete A und B selbst standen keine vor Ort gemessenen meteorologischen Zeitreihen („AK-Term“) zur Verfügung, in denen u.a. Windrichtung, Windgeschwindigkeit und Ausbreitungsklasse für jede Stunde des Modelljahres hinterlegt sind. Daher wurden die entsprechenden Daten der Wetterstationen „Erdinger Moos“ für 1995 und „Straubing“ für 1999 jeweils auf einen Referenzpunkt in der Nähe der Modellgebiete übertragen. Der Deutsche Wetterdienst (DWD) ermittelte die Zeitreihen für beide Modellgebiete für repräsentative Jahre und prüfte ihre Übertragbarkeit.

Beurteilung von Immissionsbelastungen
Die Belastung durch Feinstaub setzt sich aus Hintergrund- und Zusatzbelastung zusammen. Ausbreitungsrechnungen liefern Informationen über die Zusatzbelastung. Die TA Luft [16] unterscheidet bei der Beurteilung von Umweltauswirkungen durch Emissionen aus Anlagen zwischen relevanten und irrelevanten Zusatzbelastungen. Sind nur irrelevante Zusatzbelastungen durch ein geplantes Projekt

zu erwarten, ist eine weitergehende Prüfung der Gesamtbelastung meistens nicht erforderlich. Für Feinstaub beträgt diese Irrelevanzschwelle 1,2 µg/m³.

Ergebnisse der Ausbreitungsrechnungen

Das Ausbreitungsrechenprogramm gibt für jeden Punkt des Rechengitters einen Jahresmittelwert sowie den höchsten in diesem Jahr auftretenden Tagesmittelwert aus. An einzelnen Gitterpunkten können auch alle 365 Tagesmittelwerte eines Jahres ausgegeben werden. Zur Abschätzung der Häufigkeit hoher Tagesmittelwerte wurde an den Orten mit den höchsten Immissionskonzentrationen (Monitorpunkte) die Häufigkeitsverteilung der Tagesmittelwerte bestimmt. So kann für die Monitorpunkte abgeschätzt werden, mit welcher Zusatzbelastung an den 35 höchstbelasteten Tagen zu rechnen ist, an denen nach der derzeit gültigen EU-Richtlinie [2] eine Gesamt-Immissionskonzentration von 50 µg/m³ höchstens überschritten werden darf.

Modellgebiet A
Zur Ermittlung der wesentlichen Einflussgrößen auf die Staub-Immissionskonzentrationen wurden verschiedene Varianten untersucht. Holz beheizte Einzelfeuerstätten wurden in keiner der Varianten angesetzt.
In Variante V 0 wurde angenommen, dass 10 % der 280 Gebäude in dem Modellgebiet A mit Holz beheizt werden und zwar jeweils zur Hälfte mit Pellet- bzw. mit Scheitholzkesseln. Die Holzkessel wurden gleichmäßig über das Modellgebiet verteilt. Dabei sollte es sich um eher emissionsarme Kessel (Pelletkessel: 20 mg/MJ; Scheitholzkessel: 30 mg/MJ) handeln. Der höchste berechnete Jahresmittelwert bei dieser Variante V 0 betrug 0,8 µg/m³. Die höchsten Belastungen traten in unmittelbarer Nähe zur Emissionsquelle auf. Mit zunehmender Entfernung nimmt die Belastung schnell ab. Die Häufigkeitsverteilungen der Tagesmittelwerte an den Monitorpunkten zeigen, dass an 35 Tagesmittelwerten (dies entspricht etwa dem 90. Perzentil) eine Zusatzbelastung von 1,5 µg/m³ vereinzelt lokal überschritten werden kann.
Mit der Variante V 1 wurde die Situation bei emissionsreicheren Kesseln (Pelletkessel: 40 mg/MJ; Scheitholzkessel: 100 mg/MJ) untersucht. Ansonsten waren die Annahmen identisch mit denen der Variante V 0. Die relevanten Auswirkungen der Scheitholzfeuerung bleiben auf die direkte Nachbarschaft begrenzt. Der maximale Jahresmittelwert betrug 2,6 µg/m³. An 35 Tagen kam es an einem Punkt im Modellgebiet zu einer Zusatzbelastung von mehr als 4,5 µg/m³ im Tagesmittel. Die Feinstaub-Zusatzbelastung liegt bei dieser Variante deutlich über der in der TA Luft [16] genannten Irrelevanzschwelle. In Gebieten mit hoher Hintergrundbelastung könnten Maßnahmen zur Reduzierung der Belastung erforderlich werden.
Bei Variante V 2 wurde die Anzahl der Pelletkessel im Rechengebiet verdreifacht und ansonsten die Annahmen von Variante V0 übernommen. Die Ergebnisse zeigen an keinem Rechenpunkt einen höheren Jahresmittelwert als bei Variante V0.
In Variante V 3 sollten die Auswirkungen untersucht werden, wenn ein begrenztes (Neubau-)Gebiet zu 100 % mit emissionsarmen Pelletkesseln beheizt wird. Hierzu wurden 28 Gebäude im südwestlichen Bereich des Modellgebiets ausgewählt. Der maximale Jahresmittelwert (0,7 µg/m³) und das 90. Perzentil der Tagesmittelwerte (1,7 µg/m³) sind mit denen der Variante V0 vergleichbar: die Überlagerung der Abgasfahnen der Pelletkessel (Emissionsfaktor 20 mg/MJ) erhöht die Immissionskonzentrationen auf Werte, wie sie im Nahbereich von Scheitholzfeuerungen (Emissionsfaktor 30 mg/MJ) auftreten.
Variante V4 enthält zusätzlich zur Variante V 3 die in Variante V 0 angesetzten Holz-Heizkessel. Der maximale Jahresmittelwert beträgt nun 1,1 µg/m³, und liegt damit um 0,3 µg/m³ über dem maximalen Jahresmittelwert der Variante V 0.

Modellgebiet B

Für Modellgebiet B wurde die reale Beheizungsstruktur abgebildet. Die Befragung des zuständigen Bezirkskaminkehrermeisters ergab, dass holzbeheizte Einzelfeuerstätten in dem Modellgebiet B einen ganz erheblichen Beitrag an der Wärmeversorgung der 336 Gebäude haben.

Tabelle 6-2: Anzahl und Betriebsweise der Feuerstätten in Modellgebiet B

Feuerstätte	Gebäudeanzahl	Betriebsweise
Pelletkessel	1	in der Heizperiode
Scheitholzkessel	9	in der Heizperiode
Hackschnitzelkessel	3	in der Heizperiode
Küchenherde	17	17 täglich; ganzjährig
Kaminöfen	19	11 täglich, 8 selten; in der Heizperiode
Kachelöfen	11	7 täglich, 4 selten; in der Heizperiode
Kombinationen	31	überwieg. täglich; in der Heizperiode
Summe	91	-

Der maximale Jahresmittelwert beträgt 2,2 µg/m³. An 35 Tagesmittelwerten kam es zu einer Überschreitung eines Tagesmittelwertes von 5,0 µg/m³. Die Ergebnisse bestätigen die für das Modellgebiet A getroffenen Aussagen.

Im Umfeld eines Heizwerkes wurde eine deutlich höhere Immissionskonzentration berechnet. Da die Rechnungen jedoch ohne Berücksichtigung der Abgasfahnenüberhöhung durchgeführt wurden, muss dieses Detailergebnis mit Vorsicht interpretiert werden.

Fazit

Die Feinstaubbelastung in der Nachbarschaft von Holzfeuerungsanlagen setzt sich aus der allgemeinen Hintergrundbelastung und der Zusatzbelastung durch die Emissionen der benachbarten Feuerungsanlagen zusammen. Die Zusatzbelastung ist von mehreren Faktoren abhängig:

- ***Emissionen der Feuerstätte:***
  Betriebsweise, Anlagengüte, Wärmeleistung und Betriebsdauer bestimmen die von der Anlage ausgehende Feinstaubmenge

- ***Ausbreitungssituation:***
  Großen Einfluss auf die Verteilung der Schadstoffe haben Windrichtung, Windgeschwindigkeit und die Häufigkeit von Inversionswetterlagen. Ausbreitungsrechnungen mit der Ausbreitungsstatistik von Standorten in Tallagen würden deutlich höhere Immissionskonzentrationen liefern.

- ***Lage der Emissionsquelle:***
  Wesentlichen Einfluss auf die Feinstaubbelastung hatten die Entfernung zwischen Immissionsort und Emissionsquelle(n) sowie die Höhe der Emissionsquelle. In Siedlungen dichterer Bebauung, wo Überlagerungen mehrer Abgasfahnen auftreten, müssen höhere Immissionskonzentrationen erwartet werden.

Die Ergebnisse lassen sich wie folgt zusammenfassen:

In ländlichen Gebieten ist bei lockerer Bebauung in ebenem Gelände die Feinstaub-Zusatzbelastung durch emissionsarme Holzfeuerungsanlagen vertretbar. Im unmittelbaren Nahbereich emissionsreicher Holzfeuerungsanlagen können allerdings kritische Werte erreicht werden, die im Sinne der TA Luft [16] nicht mehr als irrelevant anzusehen sind.

……	……
Dipl.–Phys. W. Schölkopf	Dipl.–Ing. Matthias Gaderer
ZAE Bayern – Abteilungsleiter	ZAE Bayern – Projektleiter

7 LITERATURVERZEICHNIS

[1] Deutsche Bundesregierung, (2002). Zweiundzwanzigste Verordnung zur Durchführung des Bundes-Immissionsschutzgesetzes (Verordnung über Immissionswerte für Schadstoffe in der Luft - 22. BImSchV)

[2] Rat der Europäischen Union, (1999). 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

[3] Emissionskataster Bayern, (2007). Internetseiten des Bayerischen Landesamtes für Umwelt: http://interl.bayern.de/emissionskataster/php/start.php, Stand Februar 2007

[4] Verein Deutscher Ingenieure, (2004). Richtlinie VDI 2066 Teil 10: Messen von Partikeln, Messung der Emissionen von PM_{10} und $PM_{2,5}$ an geführten Quellen nach dem Impaktionsverfahren

[5] Deutsches Institut für Normung, (2002). DIN EN 13284-1 T3: Emissionen aus stationären Quellen - Ermittlung der Staubmassenkonzentration bei geringen Staubkonzentrationen, Teil 1: Manuelles gravimetrisches Verfahren

[6] Deutsche Bundesregierung, (2000). Erste Verordnung zur Durchführung des Bundes-Immissionsschutzgesetzes (Verordnung über Kleinfeuerungsanlagen - 1. BImSchV)

[7] Struschka, M., Hartmann, H., (2003). Ermittlung und Evaluierung der Feinstaubemissionen aus Kleinfeuerungsanlagen im Bereich der Haushalte und Kleinverbraucher, UBA-Forschungsbericht 299 44 140, Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit

[8] Obernberger, I., (1997). Nutzung fester Biomasse in Verbrennungsanlagen, Band 1, Institut für Verfahrenstechnik der Technischen Universität Graz, Österreich

[9] Nussbaumer, Th., (2006). Feinstaubminderung und Stromerzeugung im Rahmen der zukünftigen Energieversorgung, Tagungsband 9. Holzenergie-Symposium, verenum, CH-Zürich

[10] ALS Jahresbericht, (2005). 5. Holzfeuerungskolloquium: Anlagentechnik für die Zukunft: Feinstaubminderung – Brennwerttechnik - Wärmespeicher, Arbeitsgruppe Reinhaltung der Luft der Universität Stuttgart

[11] Gaegauf, Ch., Gegenüberstellung der Feinstaubentwicklung bei verschiedenen Heizsystemen Ökozentrum Langenbruck, CH-Langenbruck

[12] Hartmann, H. et al. (2006), Staubemissionen aus Holzfeuerungen – Einflussfaktoren und Bestimmungsmethoden, Technologie- und Förderzentrum im Kompetenzzentrum für nachwachsende Rohstoffe, D-Straubing

[13] Forschungsbericht UFO-Plan 201 44 315, bisher unveröffentlichte Ergebnisse aus dem Endbericht: Vergleichende Untersuchungen zur Aussagefähigkeit der Überwachungsmessungen nach der 1. BImSchV bei Kleinfeuerungsanlagen für feste Brennstoffe

[14] Eidgenössisches Departement für Umwelt, Verkehr, Energie und Kommunikation UVE (2006), Aktionsplan Feinstaub: Änderung der Luftreinhalte-Verordnung (LRV) Erläuternder Bericht

[15] Bundesamt für Wirtschaft und Ausfuhrkontrolle, (2007). Richtlinien zur Förderung von Maßnahmen zur Nutzung erneuerbarer Energien vom 12. Januar 2007

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

[17] Deutsche Bundesregierung, (2000). Gesetz zum Schutz vor schädlichen Umwelteinwirkungen durch Luftverunreinigungen, Geräusche, Erschütterungen und ähnliche Vorgänge (Bundes-Immissionsschutzgesetz BImSchG) in der Fassung der Bekanntmachung vom 14. Mai 1990 (BGBl. I S. 880) zuletzt geändert am 03. Mai 2000 (BGBl. I S. 632)

[18] Verein Deutscher Ingenieure, (2000, bestätigt 2004). Richtlinie VDI 3945 Blatt 3: Umweltmeteorologie - Atmosphärische Ausbreitungsmodelle - Partikelmodell

[19] Kataster der Rauhigkeitslängen (CORINE 2000, Gauß-Krüger), Internetseite zu AUSTAL2000:

http://www.austal.de/austal2000.htm, Stand Februar 2007
[20] Janicke, U.; Janicke, L. (2004): Weiterentwicklung eines diagnostischen Windfeldmodells für den anlagenbezogenen Umweltschutz, UFOPLAN 203 43 256, im Auftrag des Umweltbundesamtes
[21] Verein Deutscher Ingenieure, (1985, bestätigt 2004). Richtlinie VDI 3782 Blatt 3: Ausbreitung von Luftverunreinigungen in der Atmosphäre; Berechnung der Abgasfahnenüberhöhung
[22] Hartmann U., Janicke L. et al., (2003). Untersuchungen zum Verhalten von Abluftfahnen landwirtschaftlicher Anlagen in der Atmosphäre, Langfassung zum Jahresbericht 2003, Landesumweltamt Nordrhein-Westfalen
[23] Rat der Europäischen Union, (1996). Richtlinie 96/62/EG vom 27. September 1996 über die Beurteilung und Kontrolle der Luftqualität ("Luftqualitätsrahmenrichtlinie"), veröffentlicht im Amtsblatt der Europäischen Gemeinschaften L 296 vom 21. November 1996

Weitere Literatur zur Partikeldichteberechung:

Ristimäki, J. et al., (2002). On-line measurement of size distribution and effective density of submicron aerosol particles. J. of Aerosol Science, 33, 1641-1557.
Marjamäki, M. et al., (2005). ELPI Response and Data Reduction I: Response Functions, Aerosol Science and Technology, 39, 575-582.
Virtanen, A., (2004). Physical Characterization of Diesel Soot Particles. Tampere University of Technology.
Lautenbach, M., (2006). Messung der Feinstaubemissionen bei Biomassefeuerungen und Bestimmung der Partikeldichte. Diplomarbeit, TU-Berlin/ZAE Bayern.

ANHANG A ÜBERSICHT ÜBER DIE EMISSIONSQUELLEN

Auf den folgenden Seiten sind die Emissionsquellen des Basisfalls (Variante V 0) des Modellgebiets A sowie die Emissionsquellen im Modellgebiet tabellarisch dargestellt.

Übersicht A: fiktive Holzzentralheizungs-Emissionsquellen (Basisvariante V0) im Modellgebiet A

PoP: Pelletkessel ohne Pufferspeicher, SmP: Scheitholzkessel mit Pufferspeicher, EFH: Einfamilienhaus

Quell-Nr.	Quell-Typ Kürzel	Emissions-faktor [mg/MJ_E]	Betriebs-häufigkeit	Leistung [kW]	Nutzung	Datensatz	Personen
1	PmP	20	Jahreslastprofil	15	EFH	33	3
2	PmP	20	Jahreslastprofil	15	EFH	34	4
3	PmP	20	Jahreslastprofil	15	EFH	73	3
4	PmP	20	Jahreslastprofil	15	EFH	76	4
5	PmP	20	Jahreslastprofil	15	EFH	154	3
6	PmP	20	Jahreslastprofil	15	EFH	33	3
7	PmP	20	Jahreslastprofil	15	EFH	34	4
8	PmP	20	Jahreslastprofil	15	EFH	73	3
9	PmP	20	Jahreslastprofil	15	EFH	76	4
10	PmP	20	Jahreslastprofil	15	EFH	154	3
11	PmP	20	Jahreslastprofil	15	EFH	33	3
12	PmP	20	Jahreslastprofil	15	EFH	34	4
13	PmP	20	Jahreslastprofil	15	EFH	73	3
14	PmP	20	Jahreslastprofil	15	EFH	76	4
15	SmP	30	Jahreslastprofil	15	EFH	154	3
16	SmP	30	Jahreslastprofil	15	EFH	33	3
17	SmP	30	Jahreslastprofil	15	EFH	34	4
18	SmP	30	Jahreslastprofil	15	EFH	73	3
19	SmP	30	Jahreslastprofil	15	EFH	76	4
20	SmP	30	Jahreslastprofil	15	EFH	154	3
21	SmP	30	Jahreslastprofil	15	EFH	33	3
22	SmP	30	Jahreslastprofil	15	EFH	34	4
23	SmP	30	Jahreslastprofil	15	EFH	73	3
24	SmP	30	Jahreslastprofil	15	EFH	76	4
25	SmP	30	Jahreslastprofil	15	EFH	154	3
26	SmP	30	Jahreslastprofil	15	EFH	33	3
27	SmP	30	Jahreslastprofil	15	EFH	34	4
28	SmP	30	Jahreslastprofil	15	EFH	73	3

Übersicht B: reale Holzzentralheizungs-Emissionsquellen im Modellgebiet B

PmP: Pelletkessel mit Pufferspeicher, SmP: Scheitholzkessel mit Pufferspeicher, HoP: Hackgutkessel ohne Pufferspeicher, EFH: Einfamilienhaus

Quell-Nr.	Quell-Typ Kürzel	Emissions-faktor [mg/MJ_E]	Baujahr	Betriebs-häufigkeit	Leistung [kW]	Nutzung	Personen	Datensatz
1	PmP	20	2003	Jahreslastprofil	15	EFH	3	33
2	SmP	100	1979	Jahreslastprofil	35	EFH	3	33
3	SmP	30	1999	Jahreslastprofil	30	EFH	4	34
4	SmP	100	1979	Jahreslastprofil	30	EFH	3	73
5	SmP	100	1979	Jahreslastprofil	30	EFH	4	76
6	SmP	100	1982	Jahreslastprofil	24	EFH	3	154
7	SmP	100	1982	Jahreslastprofil	30	EFH	4	33
8	SmP	30	2000	Jahreslastprofil	25	EFH	3	34
9	SmP	100	1990	Jahreslastprofil	43	EFH	4	73
10	SmP	100	1974	Jahreslastprofil	35	EFH	3	76
11	HoP	50	2005	Jahreslastprofil	145	4 x EFH	14	33+34+73+76
12	HoP	50	2004	Jahreslastprofil	150	Schule		
13	HoP	50	1991	Jahreslastprofil	175	Gewerbe		

Übersicht C: Einzelfeuerstätten im Modellgebiet B

KH: Küchenherd, KO: Kachelofen, SO: Schwedenofen, KHKO: Küchenherd und Kachelofen, KHSO: Küchenherd und Schwedenofen, SOKO: Schwedenofen und Kachelofen, 2SO: zwei Schwedenöfen
KHSOKO: Küchenherd, Schwedenofen und Kachelofen, KH2SO: Küchenherd und zwei Schwedenöfen, tägl.: Ganzjährig täglich, HP: während der gesamten Heizperiode, SaSo: nur Samstag und Sonntag

Quellnr.	**Quelltyp Kürzel**	**Emissionsfaktor [mg/MJ_E]**	**Betriebshäufigkeit**	**Einzelfeuerstätten**	**Bemerkung** Betriebsverhalten
14	KH	76	tägl.	Küchenherd	auch Scheitholzkessel
15	KH	76	tägl.	Küchenherd	auch Scheitholzkessel
16	KH	76	tägl.	Küchenherd	auch Scheitholzkessel
17	KH	76	tägl.	Küchenherd	
18	KH	76	tägl.	Küchenherd	
19	KH	76	tägl.	Küchenherd + Öl–Einzelfeuerstätten.	
20	KH	76	tägl.	Küchenherd	viel Küchenherd
21	KH	76	tägl.	Küchenherd	viel Küchenherd
22	KH	76	tägl.	Küchenherd	viel Küchenherd
23	KH	76	tägl.	Küchenherd	nur Küchenherd
24	KH	76	tägl.	Küchenherd	ausschließlich Küchenherd
25	KH	76	tägl.	Küchenherd	viel Küchenherd
26	KH	76	tägl.	Küchenherd	überw. Öl
27	KH	76	tägl.	Küchenherd	
28	KH	76	tägl.	Küchenherd	
29	KH	76	tägl.	Küchenherd	
30	KH	76	tägl.	Küchenherd	
31	KH	76	tägl.	Küchenherd	
32	KH	76	tägl.	Küchenherd + ~~Holzbadeofen~~	
33	SO	113	HP	Schwedenofen	ausschließlich Holzeinzelfeuerstätten
34	SO	113	HP	Schwedenofen	ausschließlich Holzeinzelfeuerstätten
35	SO	113	HP	Schwedenofen	ausschließlich Holzeinzelfeuerstätten
36	SO	113	HP	Schwedenofen	ausschließlich Holzeinzelfeuerstätten
37	SO	113	HP	Schwedenofen	Einzelfeuerstätten nur in der Heizperiode
38	SO	113	HP	Schwedenofen	Einzelfeuerstätten nur in der Heizperiode
39	SO	113	HP	Schwedenofen	
40	SO	113	HP	Schwedenofen	
41	SO	113	HP	Schwedenofen	
42	SO	113	HP	Schwedenofen	oft betriebene Holzeinzelfeuerstätten

43	SO	113	HP	Schwedenofen	oft betriebene Holzeinzelfeuerstätten
44	SO	113	HP	Schwedenofen	oft betriebene Holzeinzelfeuerstätten
45	SO	113	SaSo	Schwedenofen	oft betriebene Holzeinzelfeuerstätten
46	SO	113	SaSo	Schwedenofen	oft betriebene Holzeinzelfeuerstätten
47	SO	113	SaSo	Schwedenofen	Einzelfeuerstätten nur in der Heizperiode
48	SO	113	SaSo	Schwedenofen	Einzelfeuerstätten nur in der Heizperiode
49	SO	113	SaSo	Schwedenofen	
50	SO	113	SaSo	Schwedenofen	
51	SO	113	SaSo	Schwedenofen	überw. Öl
52	SO	113	SaSo	Schwedenofen	
53	KO	111	HP	Kachelofeneinsatz	
54	KO	111	HP	Kachelofeneinsatz	
55	KO	111	HP	Kachelofeneinsatz	viel Kachelofen
56	KO	111	HP	Kachelofeneinsatz	nur in der Heizperiode
57	KO	111	HP	Kachelofeneinsatz	nur in der Heizperiode
58	KO	111	HP	Kachelofeneinsatz	nur in der Heizperiode
59	KO	111	SaSo	Kachelofeneinsatz	
60	KO	111	SaSo	Kachelofeneinsatz	
61	KO	111	SaSo	Kachelofeneinsatz	
62	KO	111	SaSo	Kachelofeneinsatz	
63	KHKO	76 + 111	tägl. + HP	Küchenherd + Kachelofeneinsatz	nur Küchenherd + Kachelofen
64	KHKO	76 + 111	tägl. + HP	Küchenherd + Kachelofeneinsatz	viel Küchenherd + Kachelofen
65	KHKO	76 + 111	tägl. + HP	Küchenherd + Kachelofeneinsatz	
66	KHKO	76 + 111	tägl. + HP	Küchenherd + Kachelofeneinsatz	
67	KHKO	76 + 111	tägl. + HP	Küchenherd + Kachelofeneinsatz	
68	KHKO	76 + 111	tägl. + HP	Küchenherd + Kachelofeneinsatz	
69	KHKO	76 + 111	tägl. + HP	Küchenherd + Kachelofeneinsatz	
70	KHKO	76 + 111	tägl. + HP	Küchenherd + Kachelofeneinsatz	
71	KHKO	76 + 111	tägl.+ SaSo	Küchenherd + Kachelofeneinsatz	
72	KHKO	76 + 111	tägl.+ SaSo	Küchenherd + Kachelofeneinsatz	
73	KHKO	76 + 111	tägl.+ SaSo	Küchenherd + Kachelofen, 2 Öl–EF	überw. Öl–Einzelfeuerstätten
74	KHSO	76 + 113	tägl. + HP	Küchenherd + Schwedenofen	ausschließlich Holzeinzelfeuerstätten
75	KHSO	76 + 113	tägl. + HP	Küchenherd + Schwedenofen	ausschließlich Holzeinzelfeuerstätten
76	KHSO	76 + 113	tägl. + HP	Küchenherd + Schwedenofen	
77	KHSO	76 + 113	tägl. + HP	Küchenherd + Schwedenofen	
78	KHSO	76 + 113	tägl. + HP	Küchenherd + Schwedenofen	
79	KHSO	76 + 113	tägl. + HP	Küchenherd + Schwedenofen	
80	KHSO	76 + 113	tägl. + HP	Küchenherd + Schwedenofen	

81	KHSO	76 + 113	tägl. + HP	Küchenherd + Schwedenofen	viel Küchenherd
82	KHSO	76 + 113	tägl. + SaSo	Küchenherd + Schwedenofen	ausschließlich Holzeinzelfeuerstätten
83	KHSO	76 + 113	tägl. + SaSo	Küchenherd + Schwedenofen	ausschließlich Holzeinzelfeuerstätten
84	KHSO	76 + 113	tägl. + SaSo	Küchenherd + Schwedenofen	
85	SOKO	113 + 111	HP	Schwedenofen + Kachelofeneinsatz	
86	SOKO	113 + 111	HP	Schwedenofen + Kachelofeneinsatz	viel Kachel– + Schwedenofen
87	SOKO	113 + 111	HP	Schwedenofen + Kachelofeneinsatz	überwiegend Holz– und Kachelofen
88	2SO	113 + 113	HP	Schwedenofen (2 Stk.)	oft betriebene Holzeinzelfeuerstätten
89	2SO	113 + 113	HP	Schwedenofen (2 Stk.)	oft betriebene Holzeinzelfeuerstätten
90	KHSOKO	76 + 113 + 111	tägl. + HP	Küchenherd + Schwedenofen + Kachelofeneinsatz	überwiegend Holzfeuerung
91	KHSOKO	76 + 113 + 111	tägl. + HP	Küchenherd + Schwedenofen + Kachelofeneinsatz	je ca. 7kW
92	KHSOKO	76 + 113 + 111	tägl. + HP	Küchenherd + Schwedenofen + Kachelofeneinsatz	ausschließlich Holzeinzelfeuerstätten
93	KH2SO	76 + 113 + 113	tägl. + HP	Küchenherd + Schwedenofen (2 Stk.)	
94	KH2SO	76 + 113 + 113	tägl. + HP	Küchenherd + Schwedenofen (2 Stk.)	

Übersicht C: Übersicht über die Einzelfeuerstätten im Modellgebiet B

KH: Küchenherd, KO: Kachelofen, SO: Schwedenofen, KHKO: Küchenherd und Kachelofen, KHSO: Küchenherd und Schwedenofen, SOKO: Schwedenofen und Kachelofen, 2SO: zwei Schwedenöfen
KHSOKO: Küchenherd, Schwedenofen und Kachelofen, KH2SO: Küchenherd und zwei Schwedenöfen, tägl.: Ganzjährig täglich, HP: während der gesamten Heizperiode, SaSo: nur Samstag und Sonntag