

INSTITUT FÜR  
VERBRENNUNGSKRAFTMASCHINEN  
UND THERMODYNAMIK

A-8010 GRAZ (Telefonvorwahl [++43/316])

Inffeldgasse 21A      Tel.: 873-7580 Fax 873-8080  
e-mail: institut@vkmb.tu-graz.ac.at      <http://fvkma.tu-graz.ac.at>

VORSTAND: Univ.-Prof. Dipl.-Ing. Dr. Helmut EICHLSEDER

---



## Untersuchung zur $PM_{10}$ -Belastung in Wels

Erstellt im Auftrag des  
Amtes der OÖ Landesregierung  
Abteilung Umwelt- und Anlagentechnik, Umweltüberwachung  
Goethestraße 86, 4021 Linz

Bericht Nr. I-15/2008/Vo VU08/01/I-630 vom 23.10.2008

Dieser Bericht darf nur vollinhaltlich, ohne Weglassen und Hinzufügen, veröffentlicht werden.  
Sollte er auszugsweise abgedruckt oder vervielfältigt werden, so ist vorher die schriftliche  
Genehmigung der Ersteller einzuholen.

# Untersuchung zur PM<sub>10</sub>-Belastung in Wels

## Bericht

		Datum	Unterschrift
Freigegeben	Ao. Univ.-Prof. Dr. Peter Sturm		
Erstellt	Mag. Silvia Vogelsang		

Bericht Nr. I-15/2008/Vo VU08/01/I-630 vom 23.10.2008

# Inhalt

1	AUFGABENSTELLUNG .....	5
2	UNTERSUCHUNGSRAUM UND -ZEIT .....	6
3	UNTERSUCHUNGSMETHODIK .....	7
3.1	Methodik Emissionen.....	7
3.1.1	Freisetzungen über den Kamin .....	7
3.1.2	Emissionen des Straßenverkehrs.....	7
3.1.3	Emissionen aus Hausbrand und Gewerbe .....	9
3.1.4	Tagesgang der Emissionen.....	9
3.2	Methodik Immissionen .....	9
3.2.1	Grenzwerte .....	9
3.2.2	Berechnung der Immissionsbelastungen .....	10
3.2.3	Berechnung der Gesamtbelastung.....	10
3.2.4	Abschätzung der Tage mit Überschreitung bei PM <sub>10</sub> .....	10
3.2.5	Berechnung des max. TMW von PM <sub>10</sub> .....	11
4	BESCHREIBUNG DER EINGANGSDATEN .....	12
4.1	Meteorologie.....	12
4.2	Luftgüte.....	15
4.3	Emissionen .....	19
4.3.1	Verkehr .....	20
4.3.2	Industrie.....	23
4.3.3	Hausbrand, Kleinbetriebe, Handel.....	25
5	IMMISSIONEN.....	27
5.1	Feinstaub – Quellbeiträge.....	27
5.1.1	Vergleich der Ergebnisse mit Messwerten .....	31
5.2	Feinstaub - Jahresmittelwert.....	33
5.3	Stationen und Quellbeiträge .....	34
5.3.1	WELS S406.....	34
5.3.2	WELS WAV .....	36
5.3.3	Zusammenfassender Vergleich zwischen Simulation und Messung.....	38

5.4	Überschreitungshäufigkeit des max. TMW .....	38
5.5	Abgrenzung des Bereichs mit Grenzwertüberschreitungen.....	44
6	BESCHREIBUNG ALLFÄLLIGER SCHWIERIGKEITEN.....	47
7	ZUSAMMENFASSUNG .....	48
7.1	Emissionen an Luftschadstoffen .....	48
7.2	Immissionsbelastung .....	48
8	LITERATURVERZEICHNIS.....	50
9	ANHANG.....	54
9.1	Modellbeschreibung und Qualitätssicherung.....	54
9.1.1	Modellbeschreibung GRAL.....	54
9.1.2	Windschwache Wetterlagen .....	55
9.1.3	Strömungsmodellierung mit GRAMM .....	55
9.1.4	Tunnelportale.....	56
9.1.5	Qualitätssicherung.....	57
9.2	Eingangsdaten.....	59

# 1 AUFGABENSTELLUNG

Ziel dieser Studie ist es die  $PM_{10}$ -Konzentrationen in Wels basierend auf den Emissionen aus Verkehr, Industrie, Hausbrand und Gewerbe zu ermitteln. Dafür wurden vom Amt der Oberösterreichischen Landesregierung Daten aus dem Emissionskataster Wels für die Quellen Industrie sowie Hausbrand und Gewerbe zur Verfügung gestellt. Die Verkehrszahlen wurden aus Bestandserhebungen für ein Projekt der Stadt Wels vom Verkehrsplaner DI Kleiner zur Verfügung gestellt. Die Datenqualität ist aufgrund der Verkehrssimulation deutlich besser, als die Verkehrszählraten alleine.

Als weitere Eingangsdaten dienten meteorologische Messungen der OÖ Landesregierung sowie Luftgütemessungen des Amtes der OÖ Landesregierung, Abteilung Umwelt- und Anlagentechnik, Umweltüberwachung und der AVE Entsorgungs GmbH.

Berechnet werden der Jahresmittelwert von  $PM_{10}$  sowie die Anzahl der Überschreitungen des maximalen Tagesmittelwerts. Die Ergebnisse werden als flächige Kartendarstellungen aufbereitet.

## 2 UNTERSUCHUNGSRAUM UND -ZEIT

Der Untersuchungsraum umfasst das gesamte Welser Stadtgebiet. Dieser ist in Abbildung 1 dargestellt. Windfeldmodellierung und Ausbreitungsrechnung wurden für einen größeren Ausschnitt durchgeführt, allerdings sind nur im gezeigten Ausschnitt alle Emissionsdaten vorhanden.

Als Basisjahr für die Ausbreitungsrechnung wurde das Jahr 2005 gewählt, da die Verkehrszahlen auf dieses Jahr bezogen sind. Die Daten des Emissionskatasters beziehen sich auf das Jahr 2002 und sind damit die aktuellsten vorhandenen Daten.

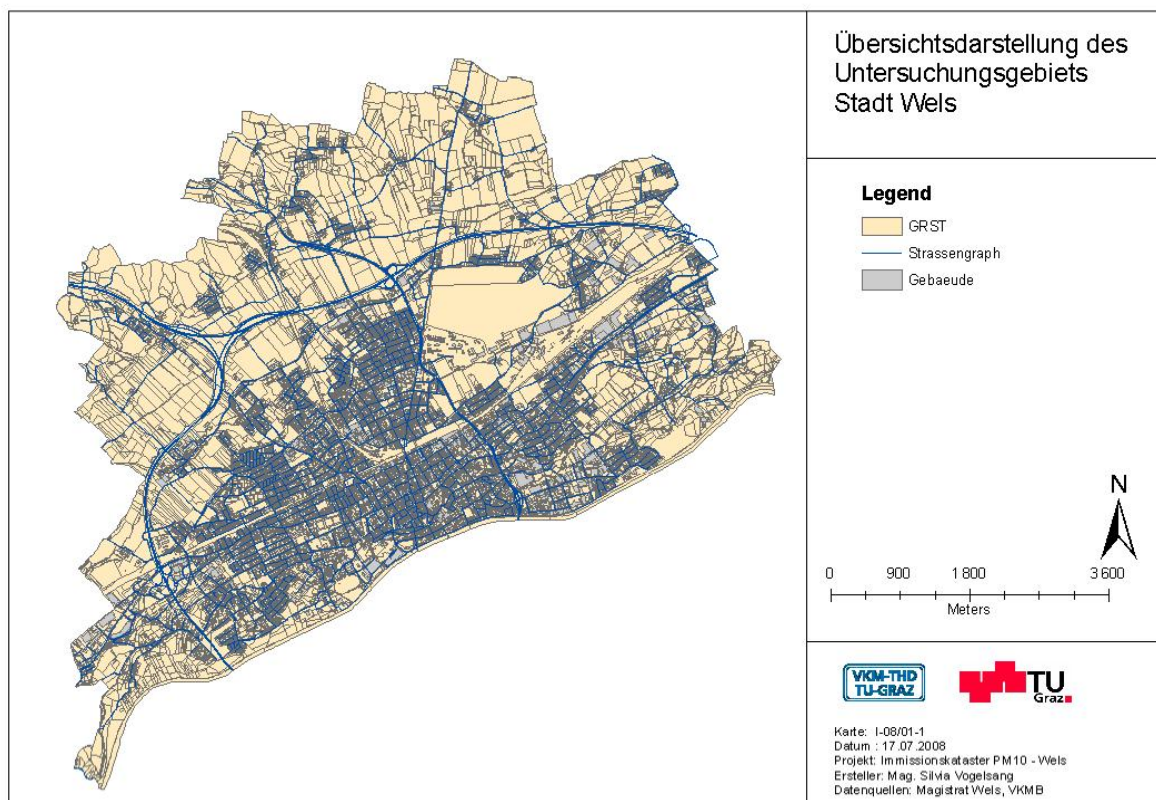


Abbildung 1: Betrachteter Ausschnitt des Welser Stadtgebiets.

## 3 UNTERSUCHUNGSMETHODIK

### 3.1 METHODIK EMISSIONEN

#### 3.1.1 FREISETZUNGEN ÜBER DEN KAMIN

Emissionen von Betrieben, die über einen Kamin freigesetzt werden, sind durch Grenzwerte entsprechend der jeweiligen Verordnungen begrenzt. In diesem Fall wurden Emissionen von größeren Industriebetrieben, wie z.B. von der Welsstrom GmbH und der WAV Welser Abfallverwertung GmbH sowie einigen anderen Betrieben vom Auftraggeber angegeben. Zusätzlich wurden die notwendigen technischen Daten zu den Kaminen geliefert, welche unter anderem die Parameter Höhe und Durchmesser der Ausblasöffnung, Ausblasgeschwindigkeit, Ausblastemperatur und Volumenstrom beinhalten. Eine detaillierte Beschreibung der Daten findet sich in Tabelle 8 im Anhang.

#### 3.1.2 EMISSIONEN DES STRAßENVERKEHRS

Schadstoffemissionen des Straßenverkehrs werden prinzipiell nach einem multiplikativen Ansatz von *Emissionsfaktor*  $\times$  *Aktivität* berechnet. Der Emissionsfaktor ergibt sich in Abhängigkeit von der Verkehrssituation (Abhängig vom Straßentyp), der Steigung des betrachteten Straßenstücks und der Zusammensetzung der Fahrzeugflotte (Kat-, Diesel-, Ottomotoren) im Bezugsjahr sowie deren Emissionsstandards im Zulassungsjahr. Um eine Berechnung der Emissionen entsprechend dem Stand der Wissenschaft durchzuführen bzw. um auf Änderungen in der Datenlage bezüglich KFZ-Emissionen rasch reagieren zu können, wurde am Institut für Verbrennungskraftmaschinen und Thermodynamik der TU-Graz das Emissionsmodell NEMO entwickelt.

Das Modell NEMO (Network Emission Model) wurde speziell für die Emissionsberechnung für Straßennetze entwickelt. Es verknüpft eine detaillierte Berechnung der Flottenzusammensetzung mit fahrzeugfeiner Emissionssimulation. Das Programm ist konsistent mit den ebenfalls am Institut für Verbrennungskraftmaschinen und Thermodynamik entwickelten Modellen PHEM (Passenger car and Heavy duty vehicle Emission Model zur detaillierte Simulation von Energieverbrauch und Emissionen von PKW und Nutzfahrzeugen, z.B.[18] bis [23]) und GLOBEMI (automatisierte Bilanzierung von Verbrauchs-, Emissions- und Verkehrsdaten in größeren Gebieten, [24]) sowie der aktuellen Ausgabe des Handbuchs für Emissionsfaktoren, Version 2.1A [1].

NEMO gliedert die Flotte in sog. Fahrzeugschichten, die durch folgende Merkmale charakterisiert sind:

Fahrzeugkategorie (z.B. PKW, leichte Nutzfahrzeuge, Solo LKW, ...)

Antriebsart (Benzin, Diesel sowie optional zusätzlich alternative Antriebe wie z.B. Erdgas)

Größenklasse (Unterscheidungsmerkmal: Hubraum oder höchstzulässiges Gesamtgewicht)

Emissionsklasse (Gesetzgebung, nach der das Fahrzeug erstzugelassen wurde, z.B. EURO 1, EURO 2, ...)

Zusätzliche (nachgerüstete)<sup>1</sup> Abgasnachbehandlungssysteme (z.B. Partikel-Katalysator)

Eine Fahrzeugschicht ist z.B. „Solo LKW mit Dieselmotor, höchstzulässiges Gesamtgewicht zwischen 7.5 und 15 Tonnen, erstzugelassen nach EURO 3 ohne zusätzliche Abgasnachbehandlung“.

Für die Berechnung des Emissionsausstoßes auf Straßennetzwerken sind die Fahrleistungsanteile der einzelnen Fahrzeugschichten relevant. Die Ermittlung dieser Anteile erfolgt in Abhängigkeit von Bezugsjahr und Straßenkategorie nach folgendem Schema:

(1) Hochrechnung des Kfz-Bestandes nach Jahrgang der Erstzulassung, Motortyp und sonstigen Unterscheidungsmerkmalen (Hubraum oder zulässiges Gesamtgewicht) aus der Bestandsstruktur mittels alters- und fahrzeuggroßeabhängigen Ausfallwahrscheinlichkeiten.

(2) Abschätzung der spezifischen Jahresfahrleistungen der Kfz nach Zulassungsjahrgängen und sonstigen Unterscheidungsmerkmalen mittels alters- und hubraum- bzw. masseabhängigen Fahrleistungsfunktionen.

Für sämtliche Fahrzeugschichten werden von NEMO für die auf den einzelnen Streckenabschnitten gegebenen Fahrzyklen und Fahrbahnlängsneigungen die entsprechenden Emissionsfaktoren simuliert. Grundlage ist dabei die Ermittlung der zyklusdurchschnittlichen normierten Motorleistung aus Fahrzeugdaten sowie Kinematik-Parametern, welche die Dynamik des Fahrzyklus beschreiben. Die Abbildung des spezifischen Emissionsverhaltens der verschiedenen Motorkonzepte erfolgt mit Hilfe des Modells PHEM (für Schwere Nutzfahrzeuge) bzw. mittels mit dem Modell PHEM aufbereiteter Daten aus dem Handbuch für Emissionsfaktoren (für PKW und leichte Nutzfahrzeuge sowie Motorräder). Die gesamten Emissionen auf einem Streckenstück ergeben sich dann aus den Fahrleistungen der einzelnen Schichten multipliziert mit deren Emissionsfaktoren.

Bei der Berechnung der Partikelemissionen werden zusätzlich zu den Auspuffemissionen noch die Emissionen aus Reifen- und Bremsenabrieb sowie Aufwirbelung entsprechend den Angaben in Tabelle 1 berücksichtigt.

Fahrzyklus	PKW	LKW
Autobahn	0,022	0,200
Außerorts	0,022	0,200
Innerorts	0,090 – 0,022*	0,800 – 0,200*

\* höhere Emissionsfaktoren als 0,022 für PKW bzw. 0,200 für LKW werden für Fahrgeschwindigkeiten < 50 km/h verwendet

Tabelle 1: PM<sub>10</sub>-Emissionsfaktoren für Abrieb und Aufwirbelung in [g/km].

<sup>1</sup> Es kann das Nachrüsten und die Erstausrüstung von Kfz mit Abgasnachbehandlungssystemen simuliert werden (z.B. 20% der Euro4 Diesel PKW mit Partikelfilter)



### 3.1.3 EMISSIONEN AUS HAUSBRAND UND GEWERBE

Im Emissionskataster Wels [53] sind die Emissionen aus Hausbrand und Gewerbe (Kleinbetriebe) zählsprengeleise in der Einheit kg/a angegeben. Diese Emissionen wurden auf das regelmäßige Berechnungsgitter umgelegt und in der Ausbreitungsrechnung als Flächenquellen behandelt.

### 3.1.4 TAGESGANG DER EMISSIONEN

In der Regel herrschen in den Nachtstunden schlechtere Ausbreitungsbedingungen gegenüber dem Tag vor. Aus diesem Grund ist es notwendig, den Tagesgang der Emissionsfreisetzung für die einzelnen Quellen zu berücksichtigen. Abbildung 2 zeigt den Tagesgang für die Emissionen von Hausbrand mit einer deutlichen Spitze in den Morgenstunden und einem zweiten kleineren Maximum gegen 20:00 [54]. Der Tagesgang des Verkehrs weist ebenfalls zwei Spitzen auf, wobei jene in den späten Nachmittagsstunden deutlicher ausgeprägt ist, als jene am Vormittag.

Der Tagesgang für die Kaminemissionen der Industrie ist nicht dargestellt, da hierfür aufgrund des dauernden Betriebs eine gleichförmige Freisetzung den ganzen Tag lang angenommen wurde (entspricht dem Wert 1,0 in der Grafik).

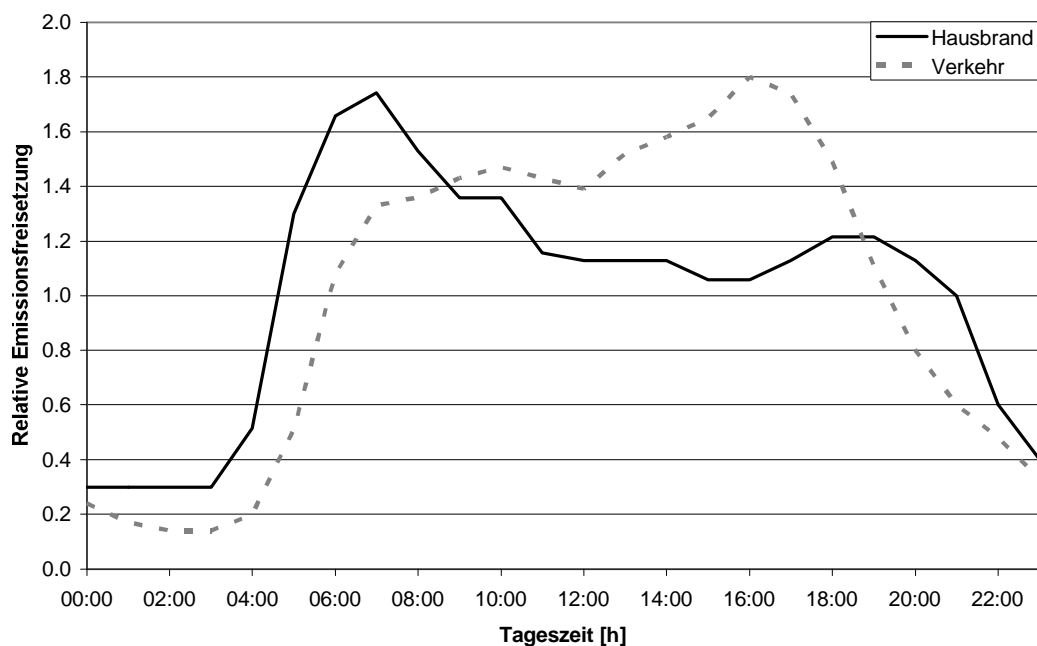


Abbildung 2: Tagesgang von Hausbrand und Verkehrsaufkommen zur Berücksichtigung der unterschiedlichen Ausbreitungsverhältnisse während des Tages und in der Nacht.

## 3.2 METHODIK IMMISSIONEN

### 3.2.1 GRENZWERTE

Gesetzlich sind in Österreich folgende Schadstoffe immissionsseitig begrenzt: Stickstoffdioxid (NO<sub>2</sub>), Kohlenmonoxid (CO), Schwefeldioxid (SO<sub>2</sub>), Benzol und Staub. Die relevanten gesetzlichen Grenzwerte können Tabelle 2 entnommen werden.

Tabelle 2: Immissionsgrenzwerte nach IG-L, alle Werte in [ $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ]

Luftschadstoff	HMW	MW8	TMW	JMW
Schwefeldioxid $\text{SO}_2$	200 <sup>3)</sup>		120	
Kohlenmonoxid CO		10 000		
Stickstoffdioxid $\text{NO}_2$	200		80 <sup>4)</sup>	30 <sup>1)</sup>
Schwebstaub (TSP)			150	
Benzol				5
Blei in $\text{PM}_{10}$				0,5
$\text{PM}_{10}$			50 <sup>2)</sup>	40

<sup>1)</sup>gültig ab 01.01. 2012. Ab 01.01.2005 ist eine Toleranzmarge von  $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$  bis 31.12.2008 und von 01.01.2009 bis 31.12.2012 eine Toleranzmarge von  $5 \mu\text{g}/\text{m}^3$  vorgesehen.

<sup>2)</sup>darf derzeit 30 mal, ab 01.01.2010 nur mehr 25 mal pro Jahr überschritten werden.

<sup>3)</sup>Drei Halbstundenmittelwerte pro Tag, jedoch maximal 48 Halbstundenmittelwerte pro Kalenderjahr bis zu einer Konzentration von  $350 \mu\text{g}/\text{m}^3$  gelten nicht als Überschreitung.

<sup>4)</sup>Für den maximalen Tagesmittelwert ist nur ein Zielwert definiert

### 3.2.2 BERECHNUNG DER IMMISSIONSBELASTUNGEN

Die Berechnung der Immissionsbelastungen erfolgt mit dem Modellsystem GRAMM/GRAL, wobei die Windfeldberechnung mittels GRAMM durchgeführt und die Ausbreitungssituation mit GRAL berechnet wird. Eine detaillierte Beschreibung des Modells und der Qualitätssicherung befindet sich im Anhang.

### 3.2.3 BERECHNUNG DER GESAMTBELASTUNG

Die ÖNORM M9445 schreibt bezüglich der Immissionen von Luftschadstoffen die Ermittlung der Gesamtbelastung aus der Vorbelastung und der mittels Ausbreitungsmodellen ermittelten Zusatzbelastung vor (siehe auch RVS 09.02.33 [42], RVS 04.02.12 [43]). Dies ist der hier gewählte Weg.

### 3.2.4 ABSCHÄTZUNG DER TAGE MIT ÜBERSCHREITUNG BEI $\text{PM}_{10}$

Die Modellierung von Spitzenbelastungen mit einem Ausbreitungsmodell ist immer mit größeren Unsicherheiten verbunden als die Modellierung von Jahresmittelwerten. Die Ursache liegt darin, dass Spitzenbelastungen per Definition Einzelereignisse und somit statistische Ausreißer sind. Diese können im Falle von  $\text{PM}_{10}$  durch hohe Vorbelastung (z.B. Ferntransport) oder außergewöhnlich hohe lokale Emissionen und Einzelereignisse (temporäre Baustelle) verursacht werden. Außerdem basieren Ausbreitungsmodelle immer auf mehreren Turbulenzparametrisierungen, wo statistische Ausreißer, die zu Spitzenbelastungen führen können, nicht berücksichtigt werden.

Eine direkte Berechnung der Anzahl der Tage mit möglichen Überschreitungen bei  $\text{PM}_{10}$  ist aus diesen Gründen mit zu hohen Unsicherheiten behaftet. Es besteht jedoch ein guter statistischer Zusammenhang zwischen dem gemessenen Jahresmittelwert von  $\text{PM}_{10}$  und der Anzahl an

Tagen mit Überschreitungen des Grenzwertes für den maximalen Tagesmittelwert von  $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$  [44]. Dieser Zusammenhang wird hier angewendet. Das Bestimmtheitsmaß des durch folgende Gleichung gegebenen Zusammenhangs beträgt 0,88.

$$\text{Anzahl Überschreitungen} = 4,5 * \text{JMW} [\mu\text{g}/\text{m}^3] - 93,4 [\mu\text{g}/\text{m}^3]$$

### 3.2.5 BERECHNUNG DES MAX. TMW VON $\text{PM}_{10}$

Der maximale Tagesmittelwert von  $\text{PM}_{10}$  wird als 98-Perzentil berechnet. Die Berechnung einer Gesamtbelastung für den Tagesmittelwert ist allerdings nicht möglich, da keine homogene jahresdurchschnittliche Vorbelastung aus Messungen ableitbar ist. Diese Grundbelastung ist von zahlreichen Parametern, wie z.B. der meteorologischen Situation, dem Ferntransport sowie den regionalen Emissionen abhängig.

## 4 BESCHREIBUNG DER EINGANGSDATEN

### 4.1 METEOROLOGIE

Im Raum Wels stehen zwei meteorologische Messungen an den Standorten der Luftgütemessungen zur Verfügung. Die Station Wels S406 wird vom Amt der Oberösterreichischen Landesregierung, Abteilung Umwelt- und Anlagentechnik – Umweltüberwachung betrieben und die Station WAV von der AVE Entsorgungs GmbH. Die Standorte können Abbildung 6 im Kapitel Luftgüte entnommen werden.

Die Messdaten von Windrichtung und Windgeschwindigkeit werden als maßgebliche Parameter in der Strömungssimulation verwendet. Als Eingangsdaten wurden die Messwerte der Station Wels S406 aus dem Jahr 2005 verwendet, welche einer Qualitätskontrolle durch den Betreiber unterzogen werden und auch hinsichtlich des Standortes als repräsentativ für das Untersuchungsgebiet bezeichnet werden kann. Zur Validierung der durchgeführten Simulation wurden die Daten der Station WAV am östlichen Stadtrand von Wels herangezogen.

In den folgenden Absätzen werden die Messwerte der beiden genannten Stationen dargestellt und kurz beschrieben um die charakteristischen Verhältnisse im Raum Wels zu verdeutlichen.

In Abbildung 3 ist die mittlere Windrichtungsverteilung im Messzeitraum von Jänner 2005 bis Dezember 2005 an den beiden Stationen dargestellt. Es ist deutlich zu erkennen, dass die am häufigsten vorherrschenden Windrichtungen jene aus W bzw. WSW und aus E sind. Aufgrund der geringen topographischen Gliederung des Untersuchungsgebiets gibt es nur eine geringe Beeinflussung der für Nordösterreich typischen Windrichtungsverteilung von West und Ost. Beide Station zeigen eine sehr einheitliche Verteilung, wobei an der Station S406 häufiger Winde aus WSW gemessen werden als an der Station WAV. Bei niedrigen Windgeschwindigkeiten (<0,8 m/s) werden an der Station WAV auch Winde aus SE und ESE gemessen.

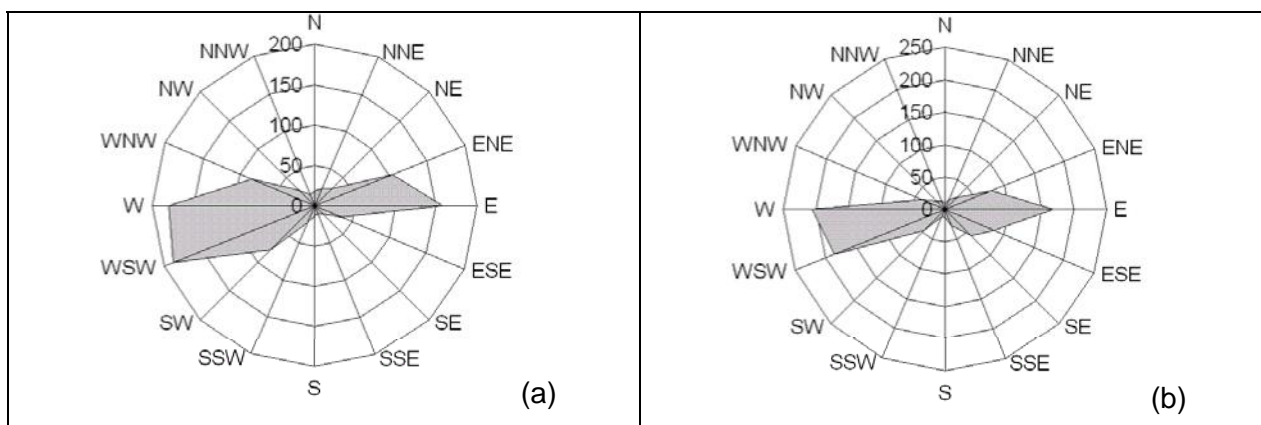


Abbildung 3: Mittlere Windrichtungsverteilung an der Station (a) Wels S406 (b) WAV für das Jahr 2005.

Des Weiteren wurden auch die Windgeschwindigkeiten und deren Häufigkeiten im Jahr 2005 an den vier Stationen ausgewertet und als Balkendiagramme dargestellt (Abbildung 4). Die gemessenen Häufigkeitsverteilungen sind an den beiden Stationen abgesehen von der Klasse

< 0,8 m/s sehr ähnlich. Geschwindigkeiten zwischen 0,8 und 1,5 m/s treten in mehr als 15 % der Fälle auf, Geschwindigkeiten der Klasse 1,5 bis 2,5 m/s sogar noch häufiger. Wie schon erwähnt liegt der größte Unterschied im Kalmenanteil. Dieser beträgt an der Station S406 knapp mehr als 20 %, an der Station WAV hingegen rund 35 %. Ein Grund ist die Höhe der Geschwindigkeitsmessung. Auf dem Gelände der WAV wird in einer Höhe von 10 m gemessen, der Windsensor der Station S406 ist hingegen in 25 m Höhe montiert um den Einfluss der dichten Bebauung zu vermindern. Für die Strömungssimulation wurden die gemessenen Windgeschwindigkeiten über ein logarithmisches Windprofil auf 10 m heruntergerechnet. Damit ergibt sich auch bei der Station S406 ein Kalmenanteil von 32 %

Die durchschnittliche Windgeschwindigkeit im Jahr 2005 betrug an der Station S406 2,3 m/s (auf 10 m Höhe 1,8 m/s) und an der Station WAV 1,6 m/s. Der maximale Halbstundenmittelwert betrug 12,7 m/s an der Station S406 bzw. 11,9 m/s an der Station WAV. Insgesamt kann das Untersuchungsgebiet im Raum Wels als recht gut durchlüftet bezeichnet werden.

Da die Kalmenhäufigkeit an beiden Stationen über 20 % liegt muss gemäß ÖNORM M9440 eine Kalmenstatistik erstellt werden. Diese Andauerstatistik für windschwache Wetterlagen ist in Tabelle 3 angeführt und folgendermaßen zu lesen: Es traten an der Station Wels S406 332 Perioden in der Dauer von einer halben Stunde mit mittleren Windgeschwindigkeiten <0,8 m/s auf, welche rund 36 % der Kalmenperioden ausmachen, aber nur 1,9 % Anteil an der gesamten gemessenen Zeitreihe haben. Die längsten Kalmenperioden dauerten an beiden Stationen zwischen 13 und 24 Halbstunden an (entspricht 1/2 bis 1 Tagen). Durch die Umrechnung der Windgeschwindigkeiten auf eine Höhe von 10 m kommt es zu einer Erhöhung des Kalmenanteils auf 32 % und gleichzeitig erhöht sich auch die Dauer der windschwachen Lagen.

An der Station WAV dauerten die längsten Kalmenperioden zwischen einem und zwei Tagen und die Kalmenhäufigkeit beträgt insgesamt knapp 36 %.

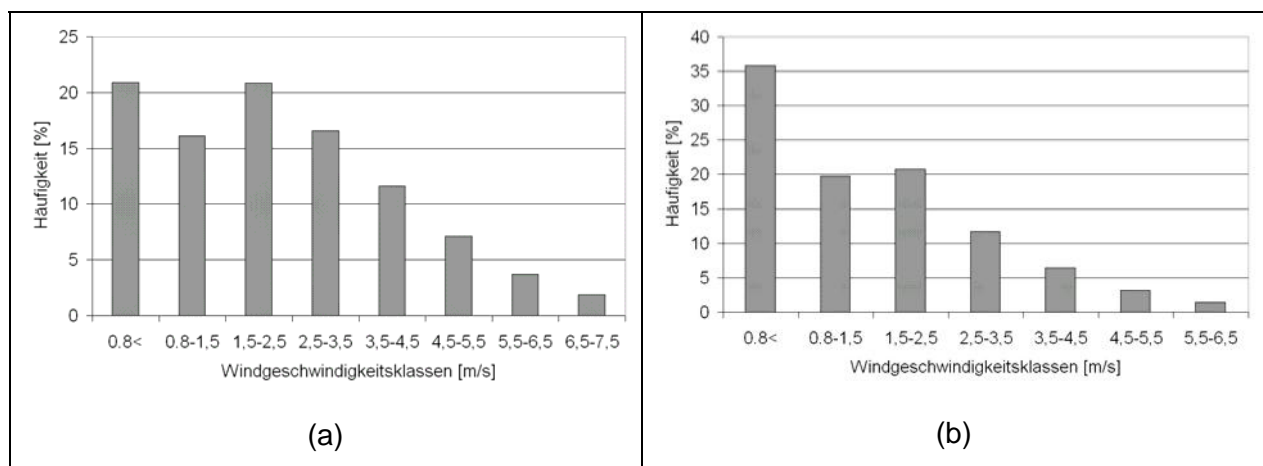


Abbildung 4: Mittlere Windgeschwindigkeiten an der Station (a) Wels S406 und (b) WAV für das Jahr 2005.

S 406			
Länge (HMW)	Anzahl	Relative Häufigkeit [%]	Anteil an der Zeitreihe [%]
1	322	36.4	1.9
2-6	406	45.9	8.2
7-12	105	11.9	5.6
13-24	52	5.9	4.9
Summe	885	100.1	20.6
WAV			
Länge (HMW)	Anzahl	Relative Häufigkeit [%]	Anteil an der Zeitreihe [%]
1	260	30.9	1.6
2-6	329	39.1	6.7
7-12	95	11.3	5.5
13-24	106	12.6	12.2
25-48	51	6.1	9.8
Summe	841	100	35.8

Tabelle 3: Andauerstatistik für windschwache Lagen an den Standorten Linz 24er-Turm und Linz Neuwelt.

Als Stabilitätsparameter für die Erstellung einer Ausbreitungsklassenstatistik gemäß ÖNORM M9440 wurde die Strahlungsbilanzmessung der Station Linz 24er-Turm verwendet. Diese wurde mit den Windmessungen der beiden Welser Stationen kombiniert.

In Tabelle 4 sind die Häufigkeiten der Ausbreitungsklassen nach ÖNORM M9440, zusammengefasst in jene Klassen die im Modell verwendet werden, aufgelistet. Klasse 1 (nach ÖNORM Klassen 2 und 3) charakterisiert labile Situationen mit guter vertikaler Durchmischung der Atmosphäre, Klasse 2 (Klasse 4) charakterisiert neutrale Verhältnisse und Klasse 3 (Klassen 5 bis 7) stabile Konditionen mit schlechter vertikaler Mischung von Luftschadstoffen. Die Statistik wurde zusätzlich für Tag und Nacht getrennt erstellt, wobei als Tag der Zeitraum zwischen 7.00 Uhr und 19.00 Uhr unabhängig von der Jahreszeit definiert wurde. An beiden Stationen treten labile Situationen in rund  $\frac{1}{4}$  der Fälle auf. Neutrale Bedingungen werden an der Station S406 mit 39 % Anteil häufiger ermittelt als an der Station WAV. Dafür treten stabile Situationen an der Station WAV häufiger auf. Durch die Korrektur der Windgeschwindigkeiten für die Höhe von 10 m kommt es bei den Ausbreitungsklassen zu einer Verschiebung von den neutralen zu den stabilen Klassen (auf 41 % bei Klasse 3). Nachts überwiegen naturgemäß die stabilen Bedingungen, labile Ausbreitungssituationen kommen praktisch nicht vor. Tagsüber kehren sich die Verhältnisse entsprechend um.

(a)				(b)			
Wels S406	Kl. 1	Kl. 2	Kl. 3	WAV	Kl. 1	Kl. 2	Kl. 3
Tag	23%	23%	6%	Tag	23%	20%	6%
Nacht	0%	16%	32%	Nacht	0%	13%	37%
Gesamt	23%	39%	38%	Gesamt	24%	33%	43%

Tabelle 4: Statistik der Ausbreitungsklassen nach ÖNORM M9440 zusammengefasst für GRAL für die Station (a) Wels S406 und (b) WAV

## 4.2 LUFTGÜTE

In Wels wird vom Amt der Oberösterreichischen Landesregierung, Abt. Anlagen- und Umwelttechnik – Umweltüberwachung eine Luftgütemessstation (S406) betrieben. Hiervon liegen PM<sub>10</sub>-Messdaten von kontinuierlichen und gravimetrischen Messmethoden vor. Weiters wird am Gelände der WAV eine Messung mittels kontinuierlichem Verfahren betrieben.

Als Hintergrundstation im Raum Wels kann die Station Enzenkirchen, welche vom Umweltbundesamt betrieben wird, herangezogen werden.

Um einen Überblick über die räumliche Verteilung der Stationen zu gewinnen, sind in Abbildung 5 die Bereiche Enzenkirchen und Wels jeweils mit einem blauen Kreis markiert. In Abbildung 6 ist die Lage der Stationen S406 und jene der WAV eingezeichnet.

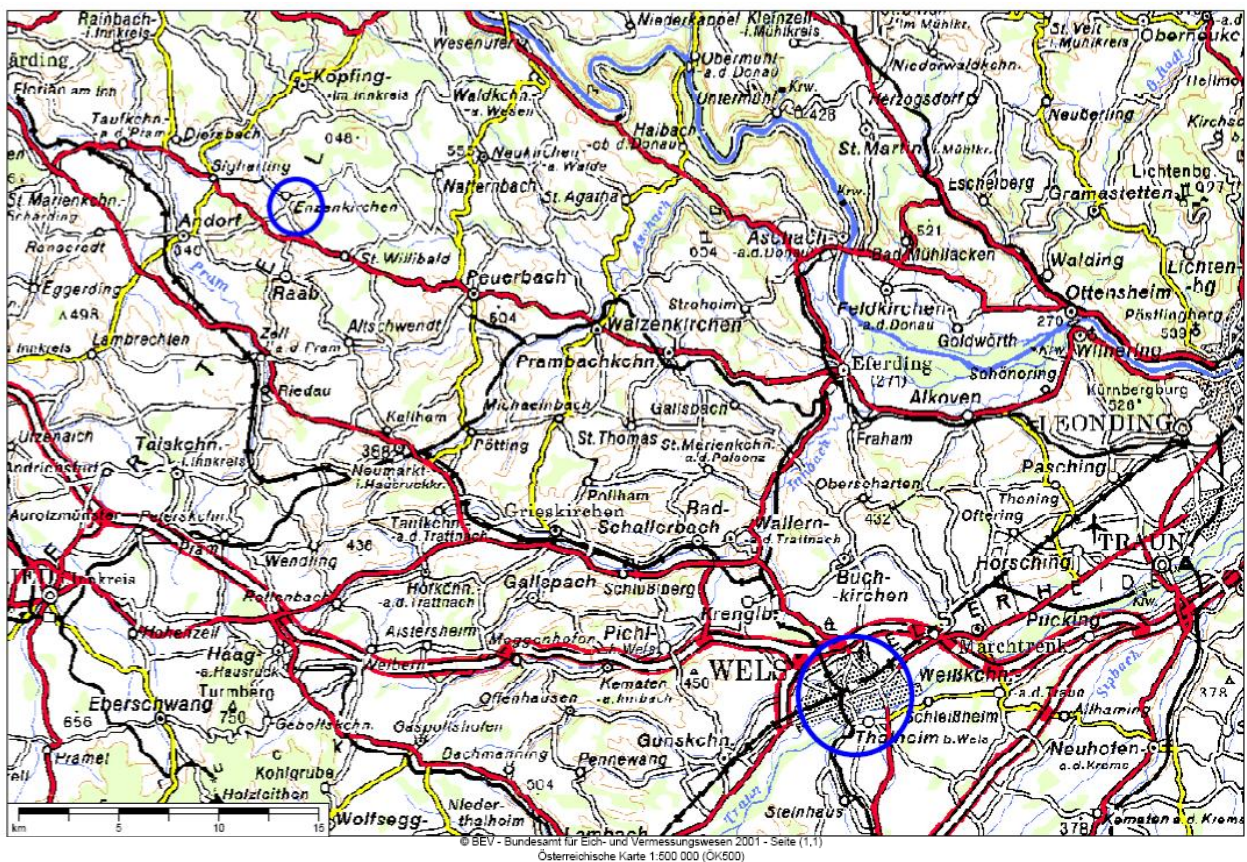


Abbildung 5: Lageplan, blau markiert sind die Orte Enzenkirchen und Wels

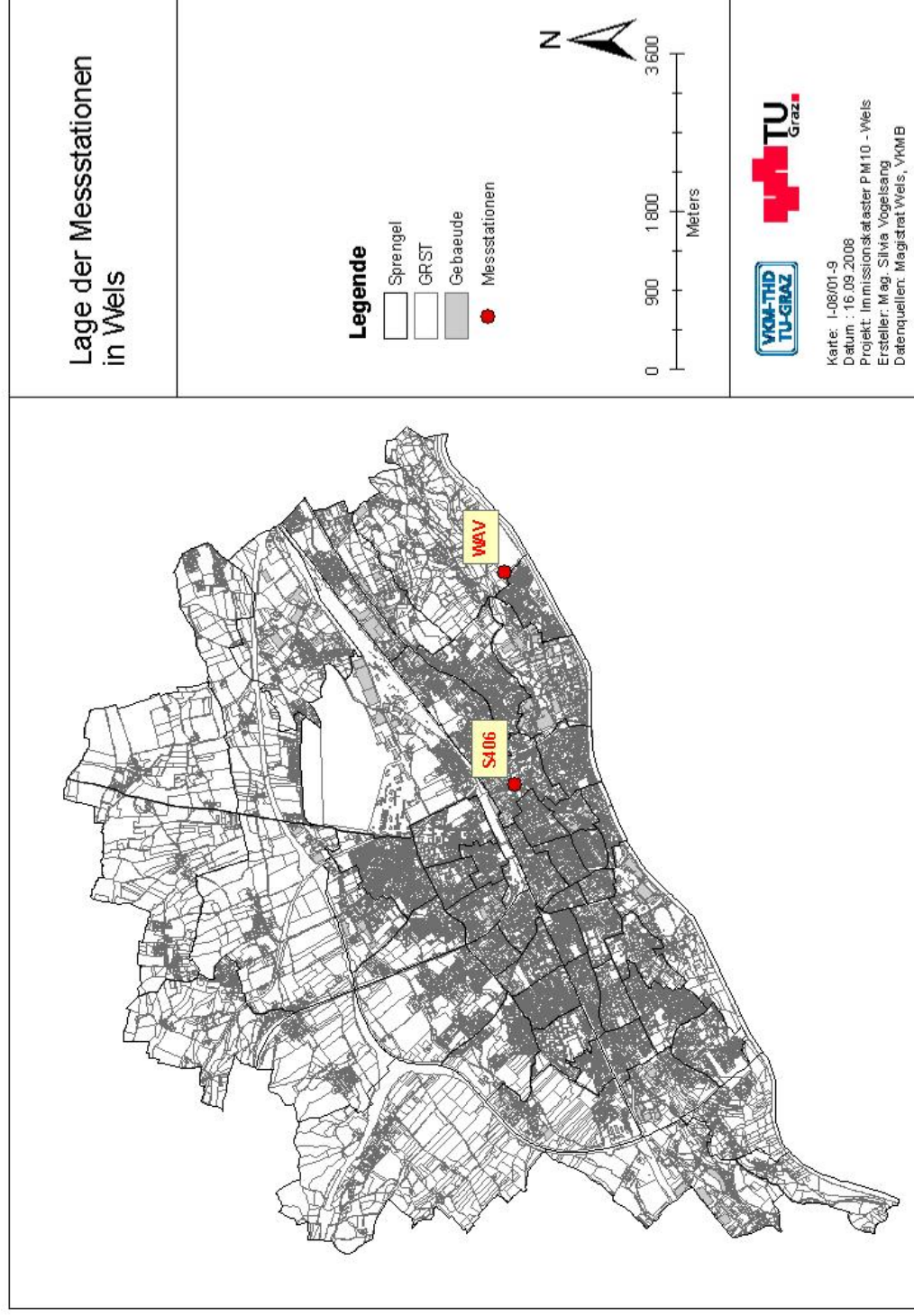


Abbildung 6: Lage der Messstationen S406 und WAV in Wels.



Für Vergleiche mit den simulierten Feinstaubkonzentrationen werden die Messdaten der Stationen S406 und WAV herangezogen. Als Referenz für die auf diesem Weg abgeleitete Hintergrundkonzentration werden die Messwerte der Station Enzenkirchen verwendet.

Die Schadstoffkonzentrationen für PM<sub>10</sub> an den oben genannten Stationen sind in Tabelle 5 für den Jahresmittelwert und den maximalen Tagesmittelwert sowie die Überschreitungshäufigkeit angegeben. Es wird bei den Daten jeweils nach den Messmethoden unterschieden. Zum Teil liegen die Daten nur von kontinuierlichen Messmethoden (mit und ohne Standortfaktor angegeben) vor, generell werden aber die Ergebnisse der gravimetrischen Messung bevorzugt.

Das Niveau für den Jahresmittelwert in Wels ist generell hoch mit ca. 30 µg/m<sup>3</sup> an den Stationen S406 und WAV, wobei das Jahr 2007 aufgrund des meteorologisch untypischen Winters deutlich niedrigere Werte aufweist. In Enzenkirchen wurden in den Jahren 2005 bis 2007 Werte zwischen 19 und 22 µg/m<sup>3</sup> gemessen.

Der Grenzwert für den maximalen Tagesmittelwert wurde an allen Messstationen in den drei betrachteten Jahren überschritten. In Wels wurden an der Station S406 2005 32 Überschreitungen registriert (gravimetrisch), 2006 42 Überschreitungen und 2007 24 Überschreitungen. Für die Station WAV liegen zwar keine gravimetrischen Messdaten vor, aber auch aus den kontinuierlichen (Roh-)Daten kann geschlossen werden, dass der max. TMW ähnlich oft überschritten wurde wie an der Station S406. An der Hintergrundstation in Enzenkirchen wurden in den Jahren 2006 und 2007 mehr als 20 Überschreitungen pro Jahr registriert, 2007 waren es 11 Überschreitungen.

Detaillierte Beschreibungen der Messstationen sowie weitere Messwerte sind in den Internet-Jahresberichten 2005 bis 2007 des Oö. Luftmessnetzes nachzulesen [48] bis [50].

Tabelle 5: Messdaten der Stationen S406, WAV und Enzenkirchen; JMW und TMW angegeben in µg/m³.

	PM10 kont. roh		JMW PM10 korr (1,3)		PM10 grav	PM10 kont. roh		Maximale TMWs PM10 korr (1,3)		PM10 grav	Anzahl TMW-Überschreitungen PM10 kont. roh		PM10 korr (1,3)	PM10 grav
	2005	2006	2007	2005		2006	2007	2005	2006		2007	2005		
Wels S406	23	24	19	30	27	99	129	117	14	44	32	26	42	42
WAV	23	24	-	29	-	93	121	-	13	-	-	24	43	-
	-	-	-	31	-	90	117	-	24	43	-	-	21	-
	14	15	12	28	19	61	79	61	4	14	22	12	20	22
Enzenkirchen ENK1	15	12	15	19	22	85	110	85	12	20	26	1	2	11
	12	15	19	15	19	51	67	71	1	2	11	1	2	11

### 4.3 EMISSIONEN

Als Datenbasis für die Immissionsberechnungen wurde vom Amt der Oberösterreichischen Landesregierung (LOÖ) der im Jahr 2002 erstellte Emissionskataster Wels [53] zur Verfügung gestellt. Diese Daten liegen auf Zählsprenkelbasis für die Quellen Verkehr, Haushalte, Gewerbliche Anlagen, Land- und Forstwirtschaft sowie für sonstige Quellen vor. Die Anteile der Gesamtemissionen aus dem Emissionskataster sind in Abbildung 7 dargestellt. Bei PM<sub>10</sub> trägt der Verkehr ca. 2/3 der Emissionen bei und die Emissionen der Haushalte etwa 1/3. Die übrigen Quellen spielen eine untergeordnete Rolle.

Für die Industriequellen (hauptsächlich Produktionsanlagen) wurden ebenfalls vom Amt der LOÖ detaillierte technische Daten zu den Emissionen und den technischen Parametern der Quellen zur Verfügung gestellt.

Das Bezugsjahr, sowohl für die Industriequellen als auch für die Flächenquellen, ist das Jahr 2002 – aktuellere Daten liegen derzeit nicht vor. Allerdings kann man davon ausgehen, dass sich die Heizstrukturen bzw. die Produktionsstätten bis 2005 nur geringfügig geändert haben.

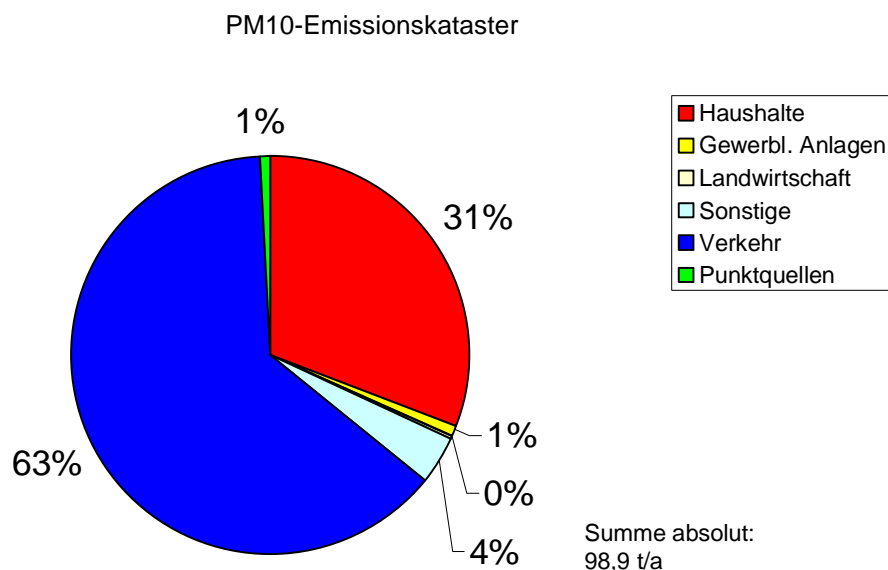


Abbildung 7: Anteile der Emissionen aus dem Emissionskataster Wels [53].

Die Emissionen vom Verkehr sind im Emissionskataster auf Zählsprenkel bezogen angegeben. Damit kann allerdings nicht auf die Immissionen an einzelnen Straßenzügen geschlossen werden. Aus diesem Grund wurden für diese Studie Verkehrszahlen vom Büro Verkehrsplanung Kleiner verwendet, welche von der Stadt Wels (Baudirektion) in Auftrag gegeben worden waren. Diese Verkehrszahlen wurden auf Basis von Zählungen mit Hilfe eines Verkehrsmodells auf dem Welser Straßennetz berechnet, wobei aber nicht alle Straßen des untergeordneten Netzes berücksichtigt wurden.

#### 4.3.1 VERKEHR

Das in der Emissionsberechnung berücksichtigte Straßennetz mit den darauf als JDTV angegebenen Verkehrsstärken ist in Abbildung 8 dargestellt. Deutlich hervorgehoben sind die Autobahnen A25 Welser Autobahn und A8 Innkreisautobahn, da dort die höchsten Verkehrszahlen registriert werden. Aber auch hochrangige Durchfahrtsstraßen, wie die Bundesstraßen B1 oder B138, in Wels weisen hohe Verkehrsbelastungen auf. Im untergeordneten Straßennetz sind die Verkehrsstärken deutlich geringer.

Der Schwerverkehrsanteil wurde vom Verkehrsplaner einheitlich mit 10 % angegeben. Dieser Wert wurde aus Verkehrszählungen abgeleitet und auf das betrachtete Straßennetz umgelegt. Das führt natürlich zu einer gewissen Ungenauigkeit, da im innerstädtischen Bereich normalerweise ein geringeres LKW-Aufkommen auftritt als z.B. auf der Autobahn. Da jedoch keine detaillierteren Daten vorliegen, muss diese Ungenauigkeit akzeptiert werden.

Das Ergebnis der Emissionsberechnung für den Schadstoff PM<sub>10</sub> ist in Abbildung 9 dargestellt. Es dominiert die Autobahn mit den höchsten Werten, wobei auch auf den hochrangigen Straßen in Wels hohe Werte berechnet werden. Die Nebenstraßen weisen relativ geringe Emissionswerte auf.

Die angegebenen Verkehrszahlen sind nach Aussage des Fachplaners für den Zeitraum von 2005 bis 2010 repräsentativ.

Diese Daten dienen als Basis für die Ausbreitungsrechnung zur Bestimmung der Schadstoffkonzentrationen.

Es wird nochmals darauf hingewiesen, dass das verwendete Straßennetz und die Verkehrszahlen nicht alle Straßen in Wels abdecken. Unter anderem wurde z.B. die Terminalstraße mit der zugehörigen Autobahn Anschlussstelle nicht berücksichtigt. Immissionsseitige Auswirkungen dieser Straße werden in Kapitel 5.1 abgeschätzt.

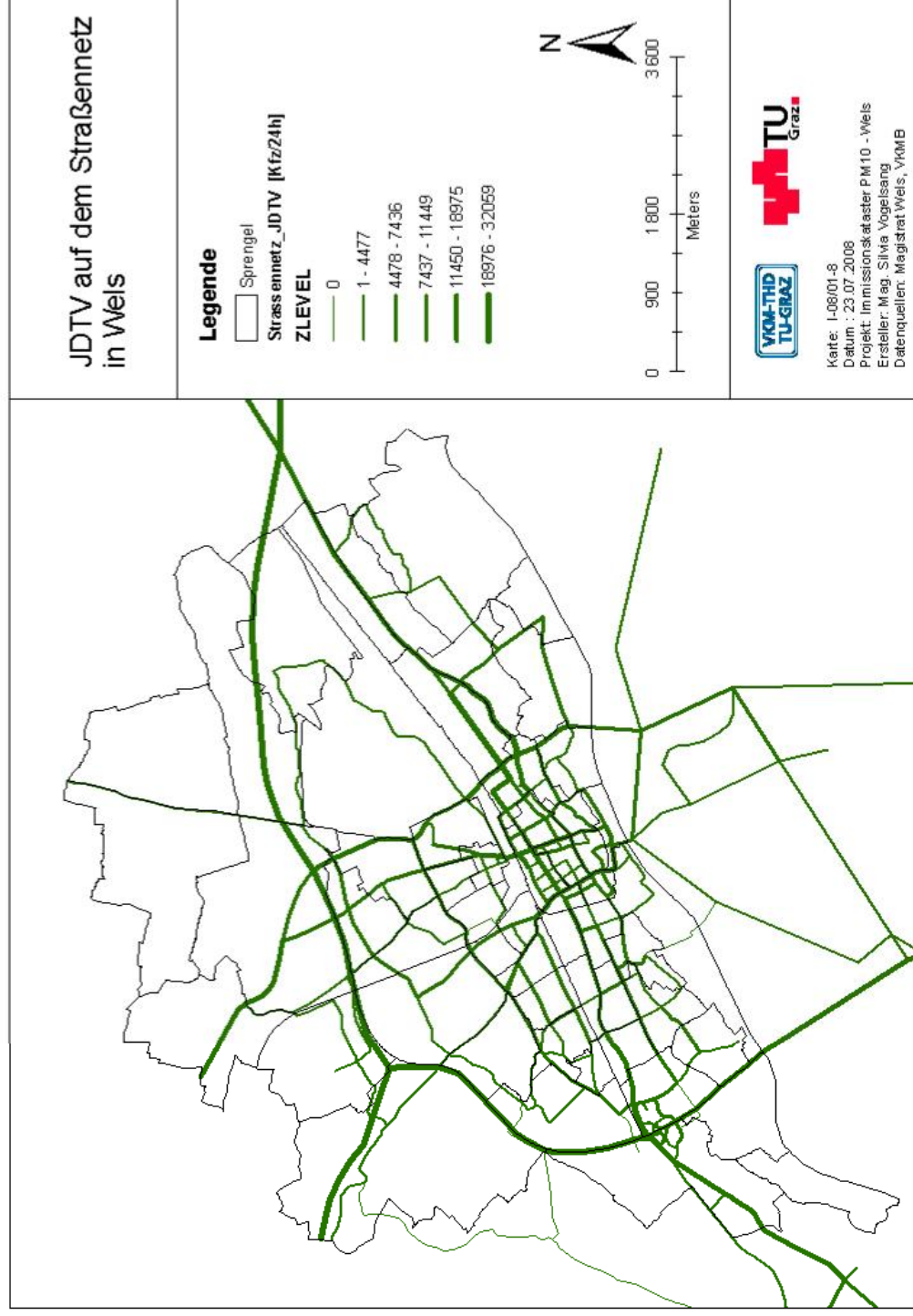


Abbildung 8: JDTV [Fz/24h] auf dem Welser Straßennetz im Jahr 2008 (2005 bis 2008) [56]

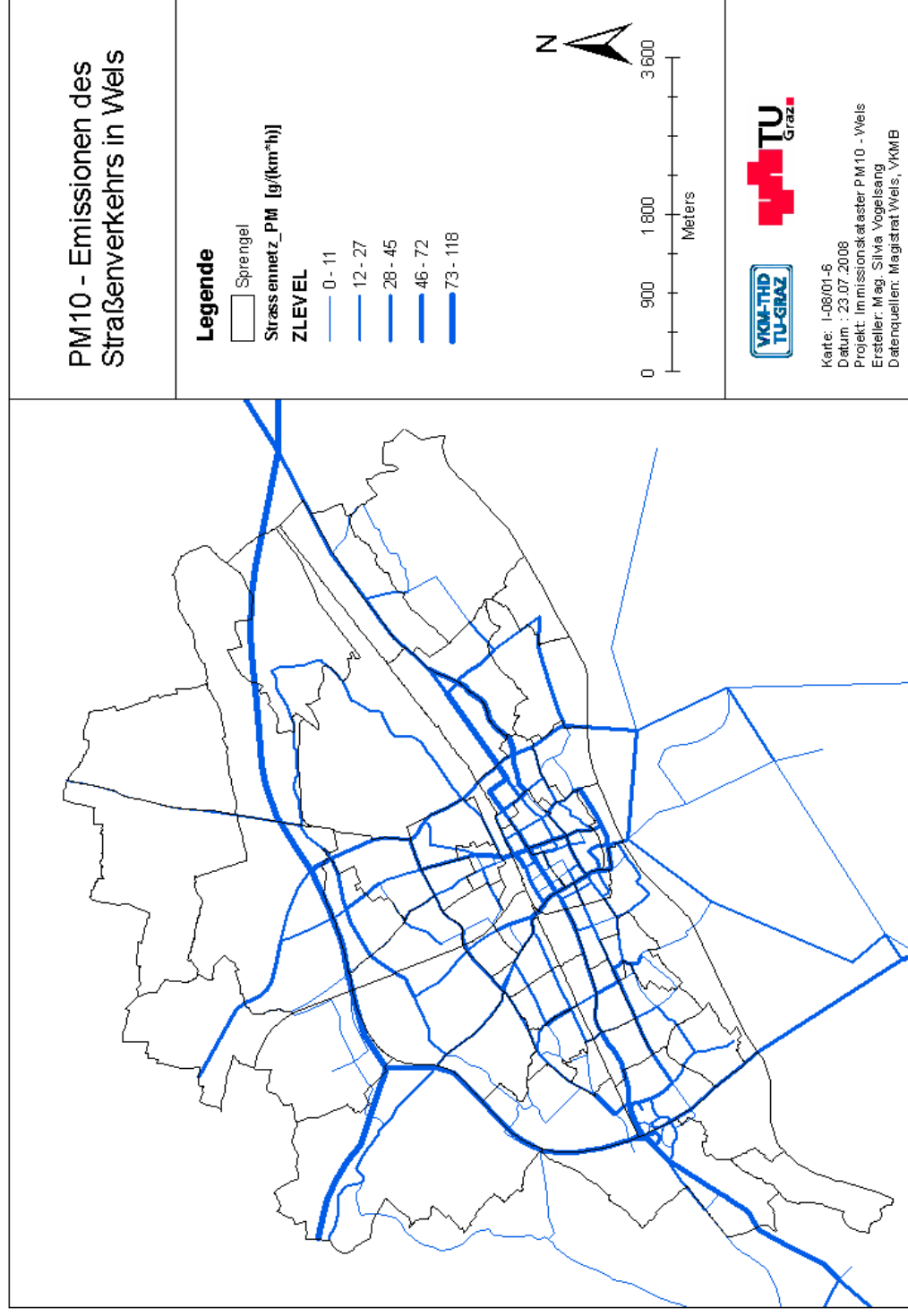


Abbildung 9: Berechnete PM<sub>10</sub>-Emissionen in [g/km/h] auf dem Welser Straßennetz im Jahr 2008 (2005-2010) [56]

#### 4.3.2 INDUSTRIE

Die Emissionen aus industriellen Quellen wurden in Form von Punktquellen angegeben. In Abbildung 10 ist die Lage der Punktquellen in Wels dargestellt. Die Punkte sind im Stadtgebiet relativ gleichmäßig verteilt. Die Quellstärke jedes Schlot es wird in der Darstellung durch die Farbcodierung symbolisiert.

Alle Punktquellen emittieren deutlich unter 1 kg/h PM<sub>10</sub>, was zum Teil auch auf die gute Filtertechnik für diesen Schadstoff zurückzuführen ist. Die NO<sub>x</sub>-Emissionen sind erfahrungsgemäß um einen Faktor 10 bis 100 höher als für PM<sub>10</sub>. Die vollständigen technischen Angaben zu den einzelnen Kaminen, welche auch als Eingangparameter für die Ausbreitungsrechnung verwendet wurden, sind in Tabelle 8 aufgelistet.

Leider standen nicht für alle Kamine vollständige technische Daten zur Verfügung. Hinsichtlich der Emissionsmengen konnten nur knapp mehr als 20 % der Emissionen mit Angaben zu den Kaminen von der Stadt Wels beschrieben werden. Für die übrigen Kamine wurden die fehlenden Angaben mit Erfahrungswerten ergänzt. Da die Emissionsmengen insgesamt sehr gering sind, ist nicht zu erwarten, dass die Ergebnisse der Immissionsberechnungen in ihrer Qualität von diesen fehlenden Daten signifikant beeinflusst werden. Die Daten stammen aus dem Emissionskataster des Jahres 2002. Man kann davon ausgehen, dass sich die Emissionsmengen seither nur geringfügig geändert haben und damit auch für das Jahr 2005 repräsentativ sind.

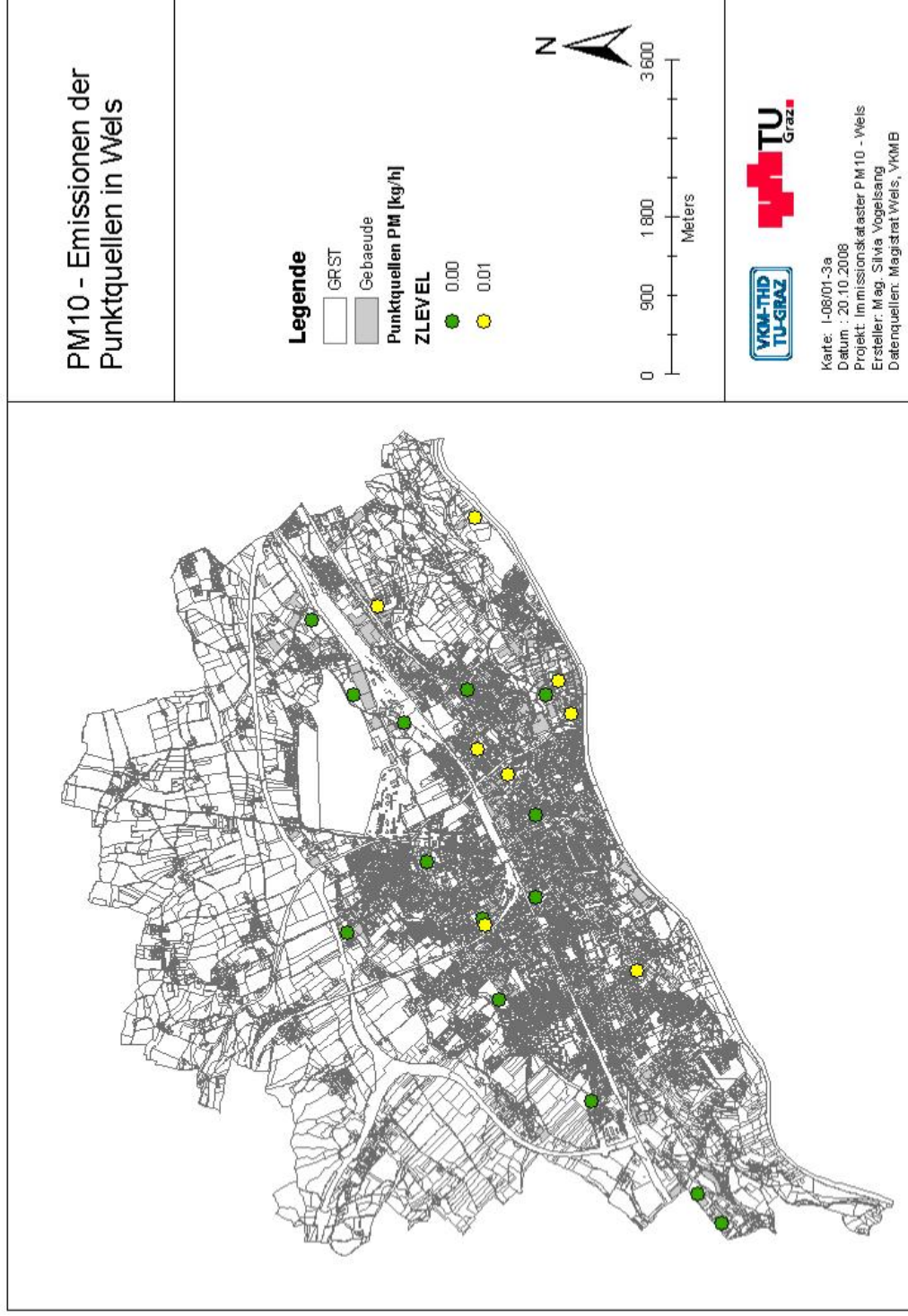


Abbildung 10: PM<sub>10</sub>-Emissionen der Industrie als Punktquellen angegeben in [kg/h] je Kamin [55].



### 4.3.3 HAUSBRAND, KLEINBETRIEBE, HANDEL

Die Emissionen aus Hausbrand und Handel etc. wurden zählsprenzelbezogen vom Amt der Oberösterreichischen Landesregierung für das Bezugsjahr 2002 zur Verfügung gestellt. Aktuellere Daten sind derzeit nicht verfügbar.

Die Emissionen waren ursprünglich in t/a angegeben und wurden für die Schadstoffausbreitungsrechnung auf kg/h (jahresdurchschnittlich) bezogen. Die Emissionsmengen wurden auf einem 50 x 50 m Raster gleichmäßig auf die Flächen der einzelnen Zählsprenzel umgelegt. Das Ergebnis ist in Abbildung 11 dargestellt, wobei die Emissionsmengen farblich codiert sind.

Höhere Emissionen gibt es fast ausschließlich im Innenstadtbereich. Insgesamt ist die größte Emissionsquelle die Sparte private Haushalte und zu einem deutlich geringeren Anteil die Sparte sonstige ortsfeste Quellen.

Für die Freisetzungshöhe der Hausbrandemissionen wurden von der Stadt Wels für die einzelnen Zählsprenzel Daten zur Verfügung gestellt. Diese wurden als durchschnittliche Geschossanzahl der Gebäude geliefert und damit wurde auf eine mittlere Gebäudehöhe geschlossen.

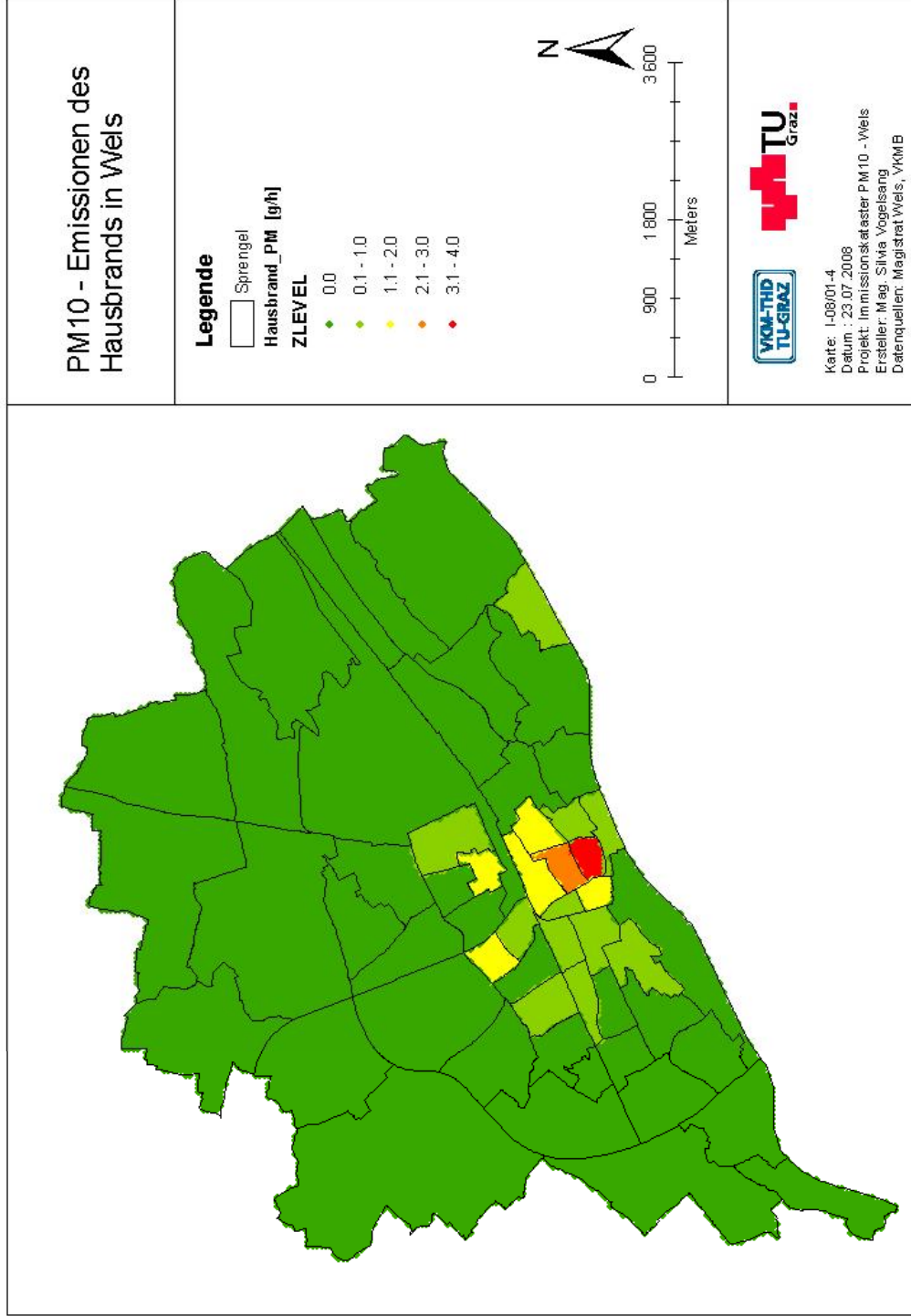


Abbildung 11: PM<sub>10</sub>-Emissionen von Hausbrand, gewerbliche Anlagen etc. angegeben in [g/h] für jeden Zählsprengel (vereinfacht nach Daten aus [53])

## 5 IMMISSIONEN

In den folgenden Abschnitten sind die Ergebnisse der Ausbreitungsrechnung für den Schadstoff  $PM_{10}$  in Wels dargestellt.

Die Schadstoffkonzentrationen sind einerseits als Isokonzentrationsflächen für das gesamte Untersuchungsgebiet dargestellt und andererseits werden die berechneten Werte bei den Messstationen vom Amt der Oberösterreichischen Landesregierung bzw. der WAV diskutiert.

Es wurde ein Vergleich zwischen Simulation und Messung durchgeführt und immissionsseitig die Quellzusammensetzung an diesen Punkten betrachtet.

Das Bezugsjahr für die Simulation und die angeführten Messwerte ist das Jahr 2005, wobei die Simulationsergebnisse auch mit den Messwerten der Jahre 2006 und 2007 verglichen werden.

### 5.1 FEINSTAUB – QUELLBEITRÄGE

Die Schadstoffkonzentrationen für  $PM_{10}$  wurden auf Basis der Emissionsdaten aus dem Emissionskataster, von den industriellen Punktquellen und vom Verkehrsnetz berechnet.

In Abbildung 12 ist das Ergebnis für die  $PM_{10}$ -Konzentrationen durch die Verkehrsemissionen dargestellt. Die Werte erreichen etwas mehr als  $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$  direkt über den Autobahnen und bei Kreuzungsbereichen von stark befahrenen Hauptstraßen. Im innerstädtischen Bereich werden Konzentrationen zwischen  $4$  und  $7 \mu\text{g}/\text{m}^3$  über den Straßen berechnet, in Kreuzungsbereichen auch mehr. Zwischen der Innenstadt und der umgebenden Autobahntrasse sind nur die Hauptverbindungsstrassen als Emissionsquelle erkennbar. Die immissionsseitige Auswirkung der stark befahrenen Straßen ist allerdings lokal auf die jeweiligen Straßenzüge beschränkt. Es ist aber auch zu bedenken, dass die vom Verkehrsplaner zu Verfügung gestellten Werte nicht jede einzelne Straße des Welser Straßennetzes abdecken (z.B. Terminalstraße).

Abbildung 13 zeigt die Schadstoffkonzentrationen in Bodennähe, welche durch die Punktquellen (Kamine) der Industrieanlagen in Wels verursacht werden. Die absoluten Werte sind mit weniger als  $1 \mu\text{g}/\text{m}^3$  Immissionsbeitrag deutlich geringer als jene der verkehrsinduzierten Konzentrationen. Es sind allerdings auch die Emissionsmengen der Kamine sehr gering, was z. T. auf die guten technischen Möglichkeiten der Filterung zurückzuführen ist.

Das Ergebnis der Simulationen für Hausbrand, Gewerbe und Handel (in weiterer Folge nur mehr als Hausbrand bezeichnet) ist in Abbildung 14 dargestellt. Hausbrand stellt hauptsächlich in der Innenstadt eine relevante Emissionsquelle dar. In diesem Bereich werden Konzentrationen von  $4$  bis  $6 \mu\text{g}/\text{m}^3$  ermittelt. In den äußeren Bereichen sind die Immissionsbeiträge aufgrund der lockeren Bebauungsstruktur deutlich geringer. In Pernau (Südosten) gibt es einen geschlossenen Bereich mit rund  $1$  bis  $2 \mu\text{g}/\text{m}^3$   $PM_{10}$ -Konzentration

Die Summe aller Konzentrationsfelder aus den verschiedenen Quellen ist in Abbildung 15 dargestellt. Hier ist noch keine Hintergrundbelastung berücksichtigt. In der Darstellung ist erkennbar, dass der Verkehr die dominanteste Emissionsquelle ist, aber auch die

Auswirkungen der Überlagerung mit Immissionen durch Hausbrand sind gut erkennbar. Die Auswirkungen der industriellen Quellen gehen darin unter. Im innerstädtischen Bereich werden insgesamt Konzentrationen von 7 bis 10  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  erreicht, direkt über einzelnen Straßenzügen können diese auch darüber liegen.

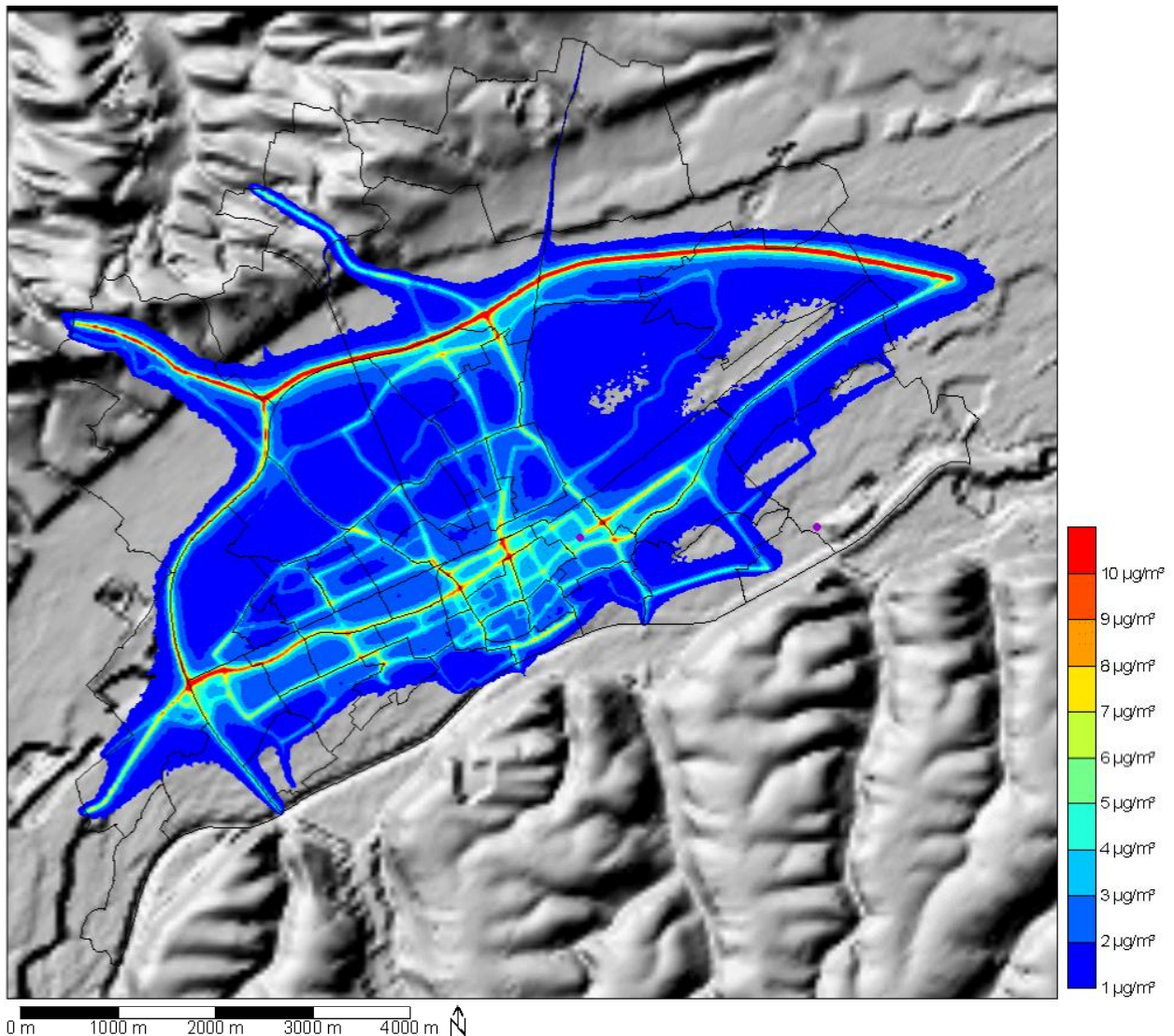


Abbildung 12: PM<sub>10</sub> Zusatzbelastung im Jahresmittel bedingt durch den Verkehr

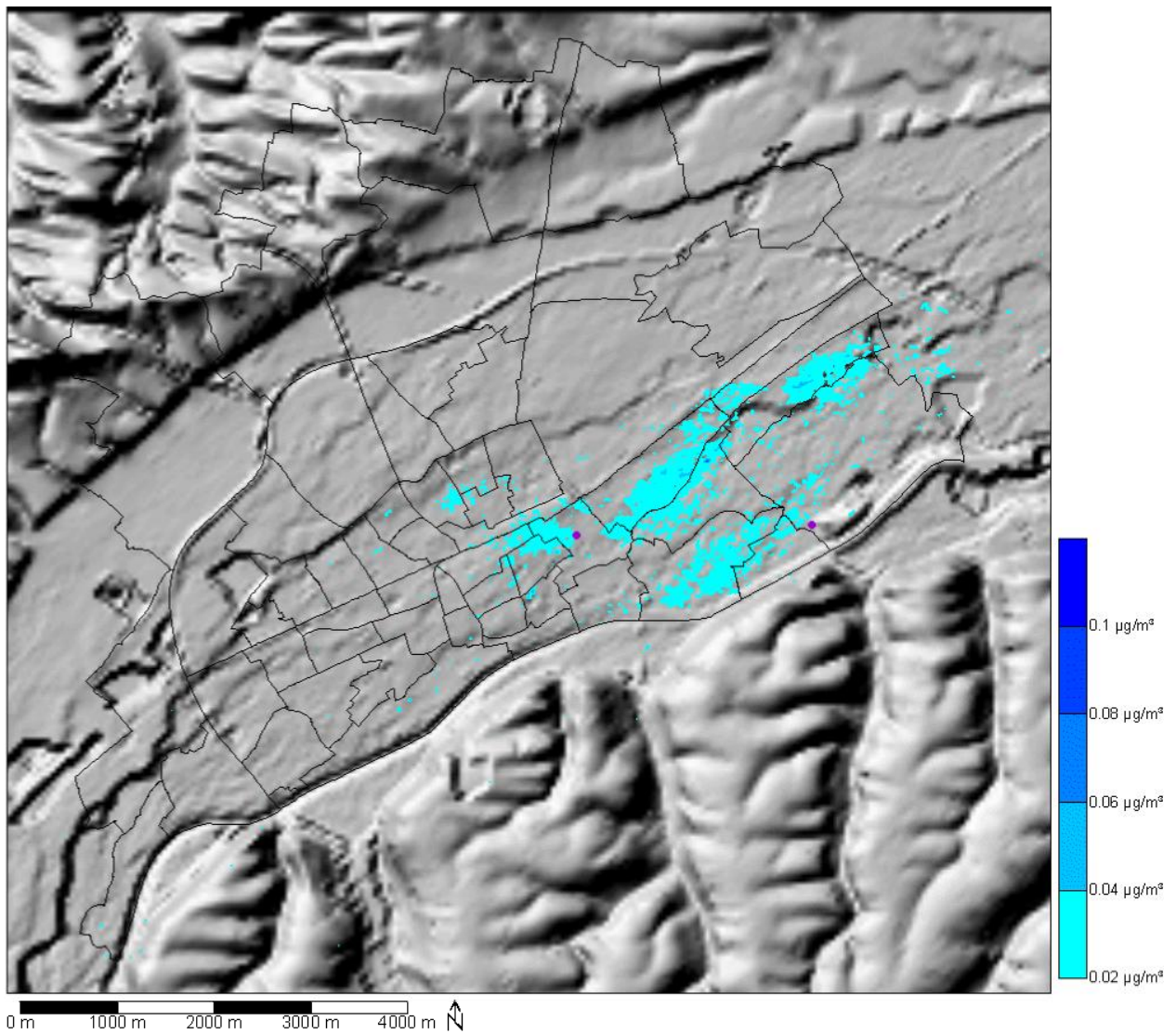


Abbildung 13: PM<sub>10</sub> Zusatzbelastung im Jahresmittel bedingt durch industrielle Quellen (Kamine)

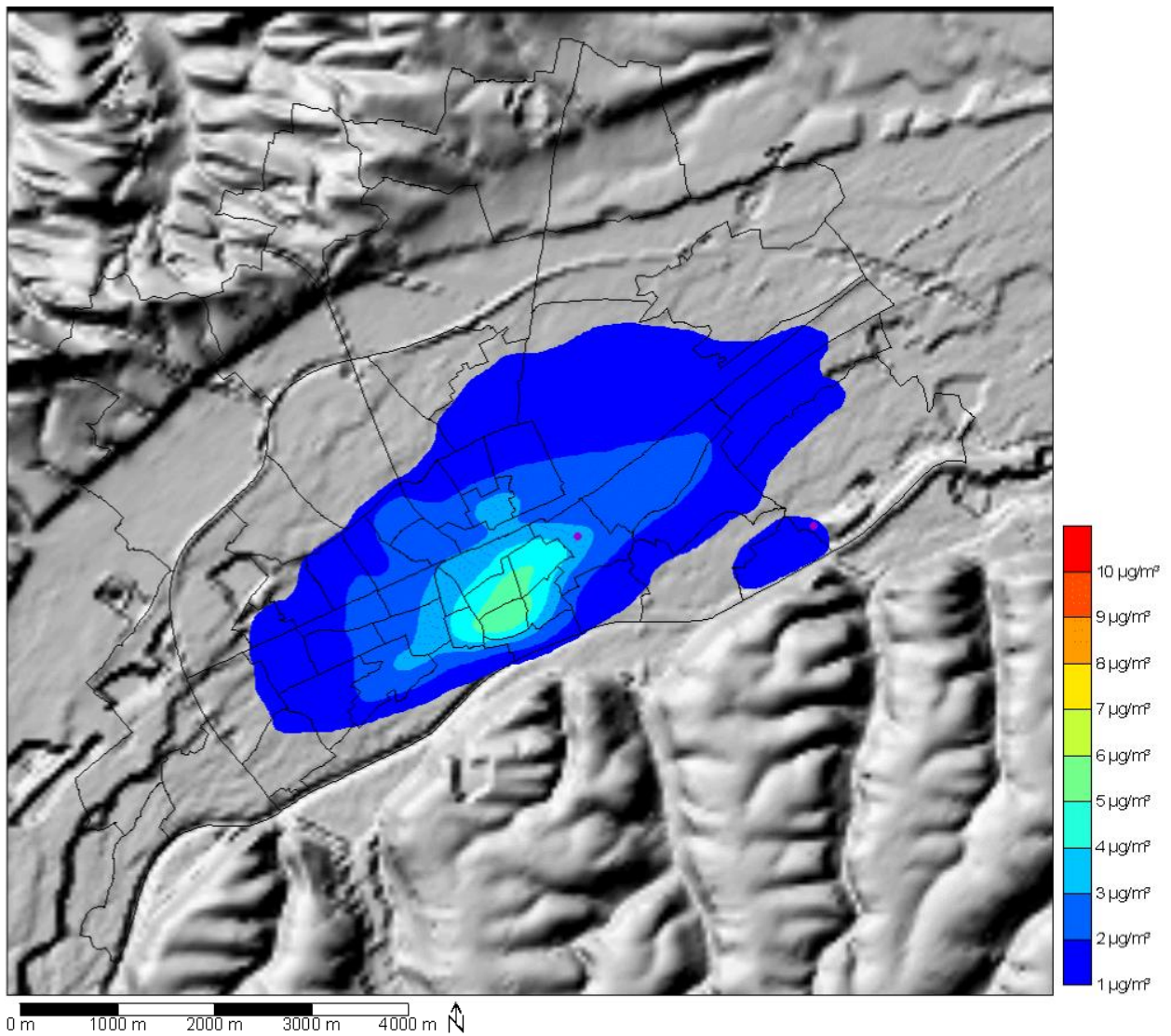


Abbildung 14: PM<sub>10</sub> Zusatzbelastung im Jahresmittel bedingt durch Hausbrand, Gewerbe und Handel

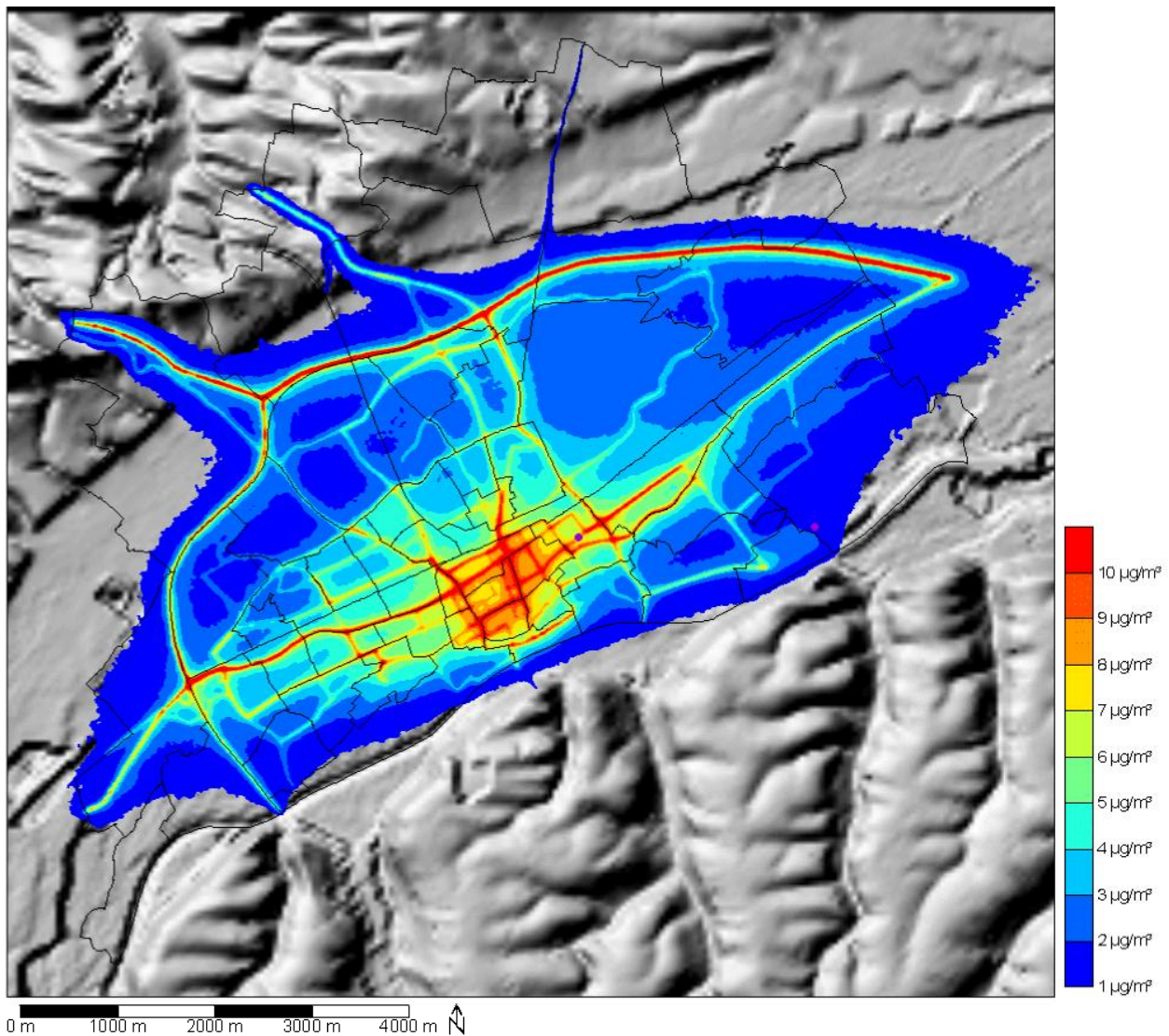


Abbildung 15: PM<sub>10</sub> Zusatzbelastung im Jahresmittel bedingt durch die Summe aller Quellen

### 5.1.1 VERGLEICH DER ERGEBNISSE MIT MESSWERTEN

Nachfolgend werden die Simulationsergebnisse an den Aufpunkten der Luftgütemessstellen S406 und WAV mit den Messwerten aus den Jahren 2005 bis 2007 gegenübergestellt.

Da die grundsätzlich bevorzugte gravimetrische Messung nur an der Messstation S406 durchgeführt wird, konnte hier nur eine Station validiert werden. Abbildung 16 zeigt die Gegenüberstellung der simulierten und gemessenen Werte. Bei der Simulation werden am Aufpunkt der Messstation S406 8,5 µg/m<sup>3</sup> PM<sub>10</sub> errechnet. Die Differenz zur Messung beträgt in den verschiedenen Messjahren zwischen 15 und 21 µg/m<sup>3</sup>. Von der Simulation kann nur weniger als 1/3 der Gesamtkonzentration erklärt werden. Allerdings stimmen die ermittelten Differenzen zwischen Messung und Simulation gut mit den Messwerten der Hintergrundstation Enzenkirchen überein (siehe Tabelle 5). D.h. großräumig liegt eine lokal unbeeinflusste Hintergrundbelastung von ca. 20 µg/m<sup>3</sup> (gravimetrisch) vor.

### Vergleich der Simulation mit der gravimetrischen Messung

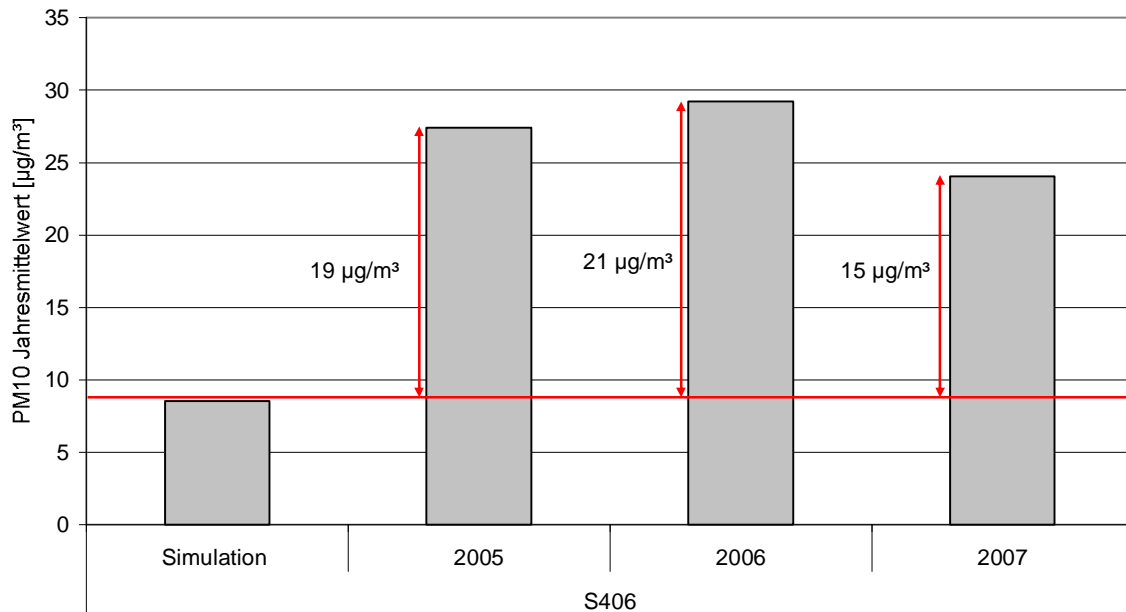


Abbildung 16: Differenz zwischen Simulation und gravimetrischer Messung an der Station S406 in Wels.

In Abbildung 17 sind die berechneten Werte an den Aufpunkten der Messstationen S406 und WAV den kontinuierlichen Messwerten der entsprechenden Stationen gegenübergestellt. Es ist auf den ersten Blick erkennbar, dass am Aufpunkt der Station WAV deutlich geringere  $PM_{10}$ -Konzentrationen berechnet werden als am Aufpunkt der Station S406. Dadurch sind auch die Differenzen zu den gemessenen Werten dort deutlich größer als in der Innenstadt.

Die Differenzen an der Station S406 liegen in etwa in der Größenordnung der Hintergrundmessung in Enzenkirchen, bei der WAV-Messstation sind die Differenzen hingegen größer. Es muss davon ausgegangen werden, dass im Bereich der Station WAV die Datengrundlagen für die Emissionen nicht ausreichend sind um den lokalen Immissionsbeitrag realistisch abzubilden. Es ist jedoch anzunehmen, dass sich gerade im Umfeld der Messstelle WAV viele unbefestigte Oberflächen mit entsprechender Aktivität befinden. Zudem ist das gesamte Verkehrsaufkommen im Bereich der WAV sowie auf dessen Gelände nicht abgebildet. Damit wird die lokale Emissionssituation unterschätzt. Für die Hochrechnung der kontinuierlichen Messung wird derselbe Standortfaktor (1,3) verwendet wie für die Station S406, allerdings wurde dieser bei der Station WAV nicht durch eine Messung ermittelt. Es ist möglich, dass der Anteil an mineralischem Staub im Bereich der WAV größer ist als jener der flüchtigen Staubkomponenten, wodurch der Standortfaktor in Realität geringer wäre.

Es befinden sich auch einige landwirtschaftliche Flächen in der Stadtgemeinde Wels. Emissionen durch die Bewirtschaftung konnten aufgrund von fehlenden Daten nicht berücksichtigt werden. Dieser Umstand wird sich ebenfalls im Stadtrandgebiet auswirken.



Vergleich der Simulation mit der kontinuierlichen Messung

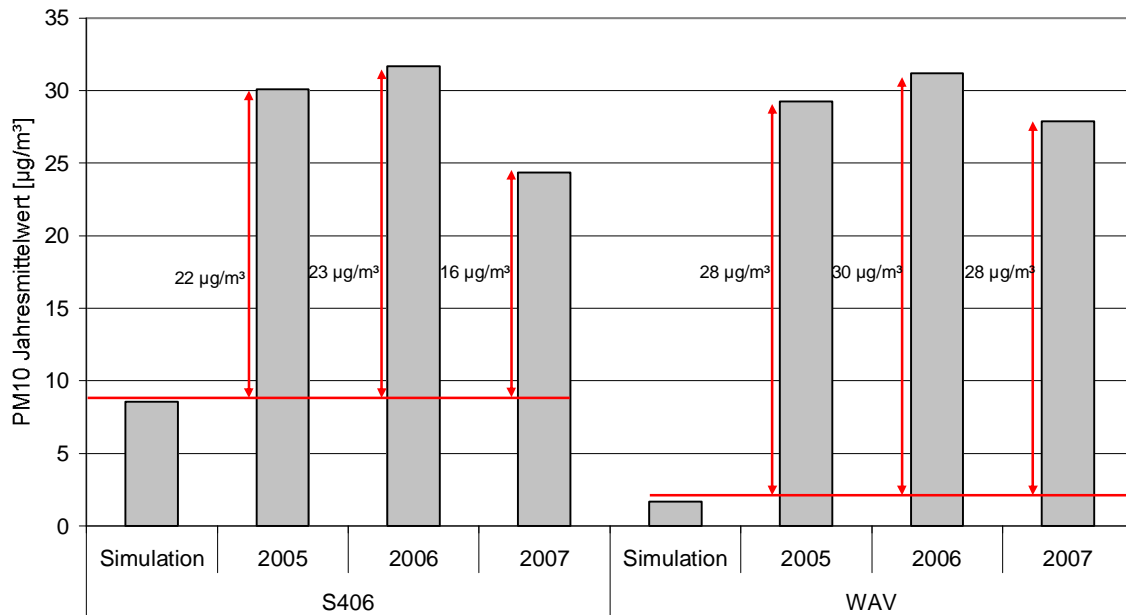


Abbildung 17: Differenz zwischen Simulation und kontinuierlicher Messung an den Stationen S406 und WAV in Wels.

Aus den vorliegenden Ergebnissen der Station S406 wird auf eine großräumige Hintergrundbelastung von ca.  $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$   $\text{PM}_{10}$  im Raum Wels geschlossen. Dies stimmt mit den Messwerten der Hintergrundstation Enzenkirchen sehr gut überein. Im Bereich der Station WAV würde ein (derzeit nicht erklärbarer) höherer Hintergrund ermittelt werden. Da nur eine horizontal homogene Hintergrundbelastung berücksichtigt werden kann, muss man die Unterschätzung der Konzentrationen am Stadtrand (speziell im Bereich der WAV) in Kauf nehmen.

## 5.2 FEINSTAUB - JAHRESMITTELWERT

Die Gesamtkonzentration an  $\text{PM}_{10}$  in Wels wurde aus den simulierten Zusatzbelastungen für Verkehr, Industrie sowie Hausbrand und Gewerbe und der ermittelten Hintergrundbelastung berechnet. Das Ergebnis für den Jahresmittelwert an  $\text{PM}_{10}$  ist in Abbildung 18 dargestellt.

Die ermittelten Konzentrationen betragen 21 bis maximal  $39 \mu\text{g}/\text{m}^3$  im Untersuchungsgebiet. Der Grenzwert von  $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$  wird nicht erreicht. Die höchsten Werte werden über den stark befahrenen Straßen wie Autobahnen und Hauptstraßen sowie in der Innenstadt berechnet.

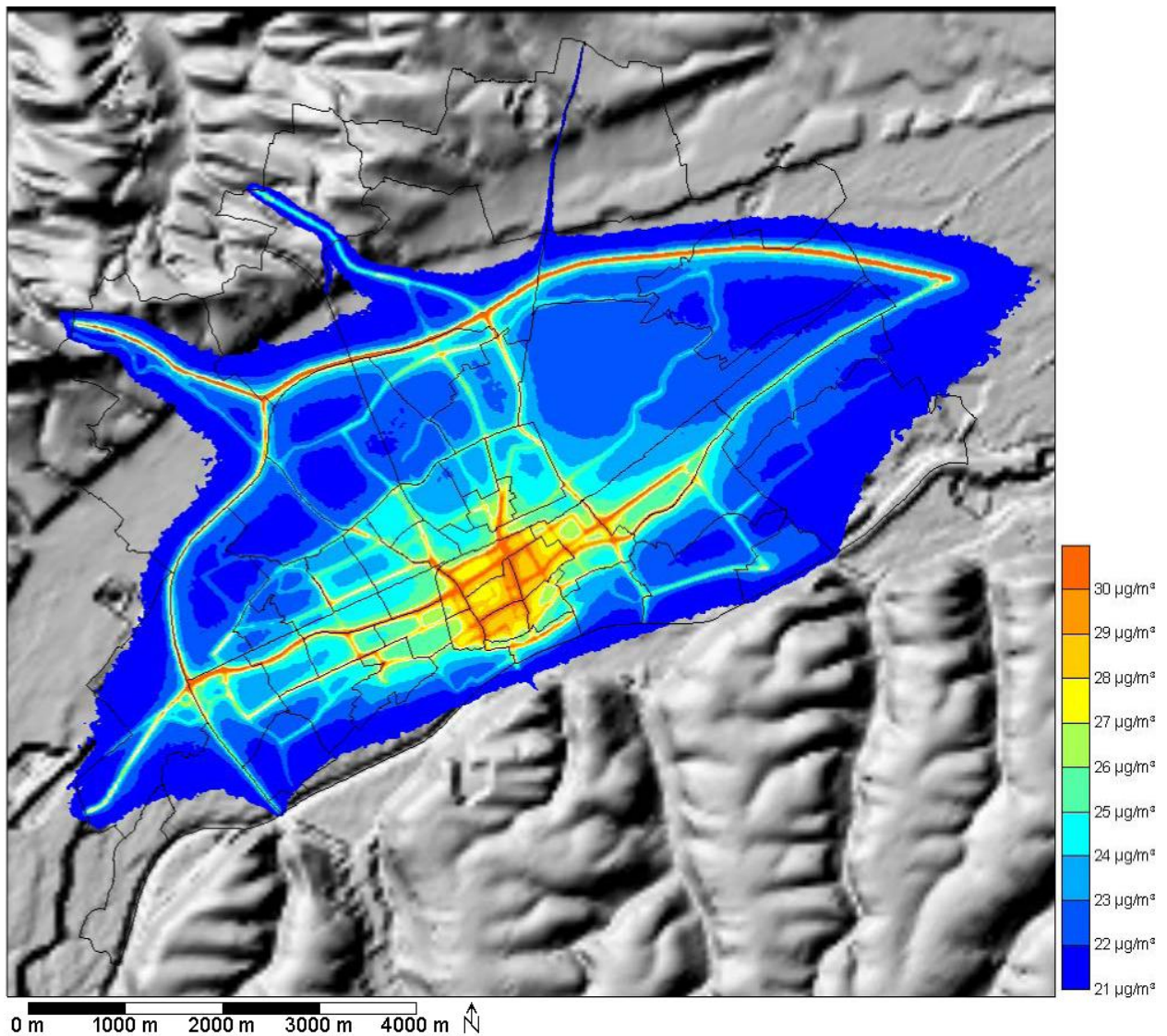


Abbildung 18: PM<sub>10</sub>-Gesamtkonzentration im Jahresmittel

## 5.3 STATIONEN UND QUELLBEITRÄGE

In den folgenden Abschnitten ist jeweils der Bereich rund um den Aufstellungsort der Messstationen dargestellt. Zusätzlich wurden an diesen Standorten die Quellbeiträge von PM<sub>10</sub> ermittelt und die Differenzen zwischen Messung und Simulation werden im Detail diskutiert.

### 5.3.1 WELS S406

Die Station Wels S406 befindet sich östlich der Innenstadt an der stark befahrenen Linzer Straße. In Abbildung 19 ist der Jahresmittelwert an PM<sub>10</sub> im Bereich der Luftgütemessstation dargestellt. Die höchsten Konzentrationen werden in den Kreuzungsbereichen der stark befahrenen Straßen berechnet, wobei der Grenzwert von 40 µg/m<sup>3</sup> nicht erreicht wird.

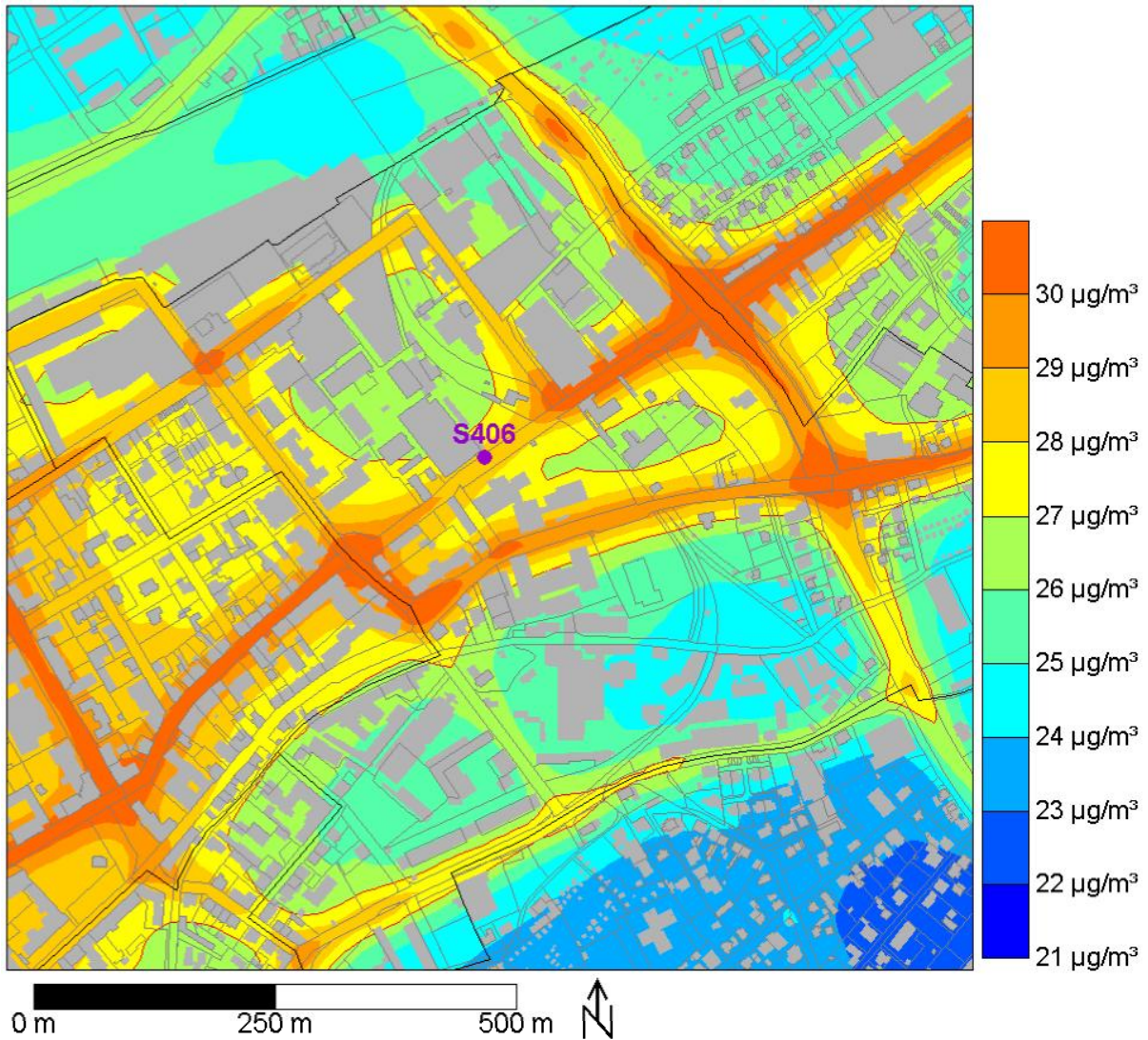


Abbildung 19: PM<sub>10</sub> JMW im Bereich der Station Wels S406.

Bedingt durch den straßennahen Standort der Station trägt der Straßenverkehr als Emissionsquelle den größten Anteil zur Gesamtkonzentration bei (18 %). In Abbildung 20 sind die Quellbeiträge aller berücksichtigten Emissionsquellen dargestellt. Hausbrand ist mit einem Anteil von 12 % der zweitgrößte Emittent, die Auswirkungen der Kaminquellen liegen unter der Nachweisgrenze. Die Hintergrundbelastung liefert mit 70 % den größten Anteil an der berechneten Gesamtkonzentration.

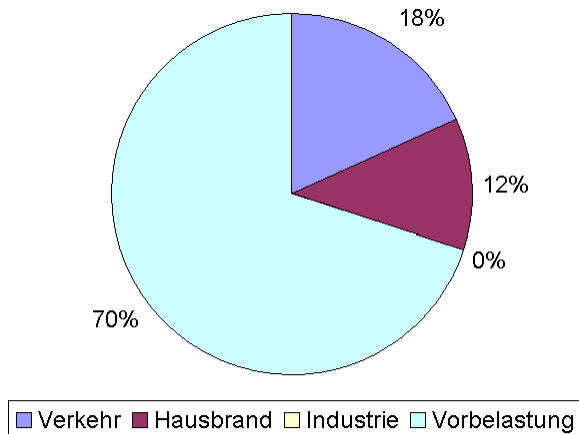


Abbildung 20: Quellbeiträge (PM<sub>10</sub>) an der Station Wels S406.

Vergleicht man die simulierten Werte mit den gravimetrisch und kontinuierlich ermittelten Messwerten, so sieht man, dass die Simulation Werte liefert, die zwischen diesen beiden gemessenen Werten liegen. Die gravimetrische Messung aus dem Jahr 2005 wird um 2 µg/m<sup>3</sup> überschätzt und die kontinuierliche Messung um 1 µg/m<sup>3</sup> unterschätzt. Die Güte der Simulationsergebnisse ist als sehr hoch zu bezeichnen.

Wels S406 [µg/m <sup>3</sup> ]	Simulation + Vorbelastung	Messung gravimetrisch 2005	Messung kontinuierlich 2005
PM10 JMW	29	27	30

Tabelle 6: Vergleich zwischen Simulation und Messung an der Station Linz 24er-Turm

### 5.3.2 WELS WAV

Die Messstation WAV befindet sich im Bereich des Geländes der AVE Entsorgungs GmbH und dient zur Umweltüberwachung hinsichtlich der Auswirkungen durch die betriebenen Anlagen (siehe Abbildung 21). Die Umgebung ist durch aufgelockerte Wohnbebauung und Gewerbegebiet gekennzeichnet. Die Probleme mit der mangelnden Emissionserfassung in diesem Bereich sind in Kapitel 5.1.1 bereits angeführt. Die simulierten Konzentrationen sind mit 21 bis 24 µg/m<sup>3</sup> sehr gering.

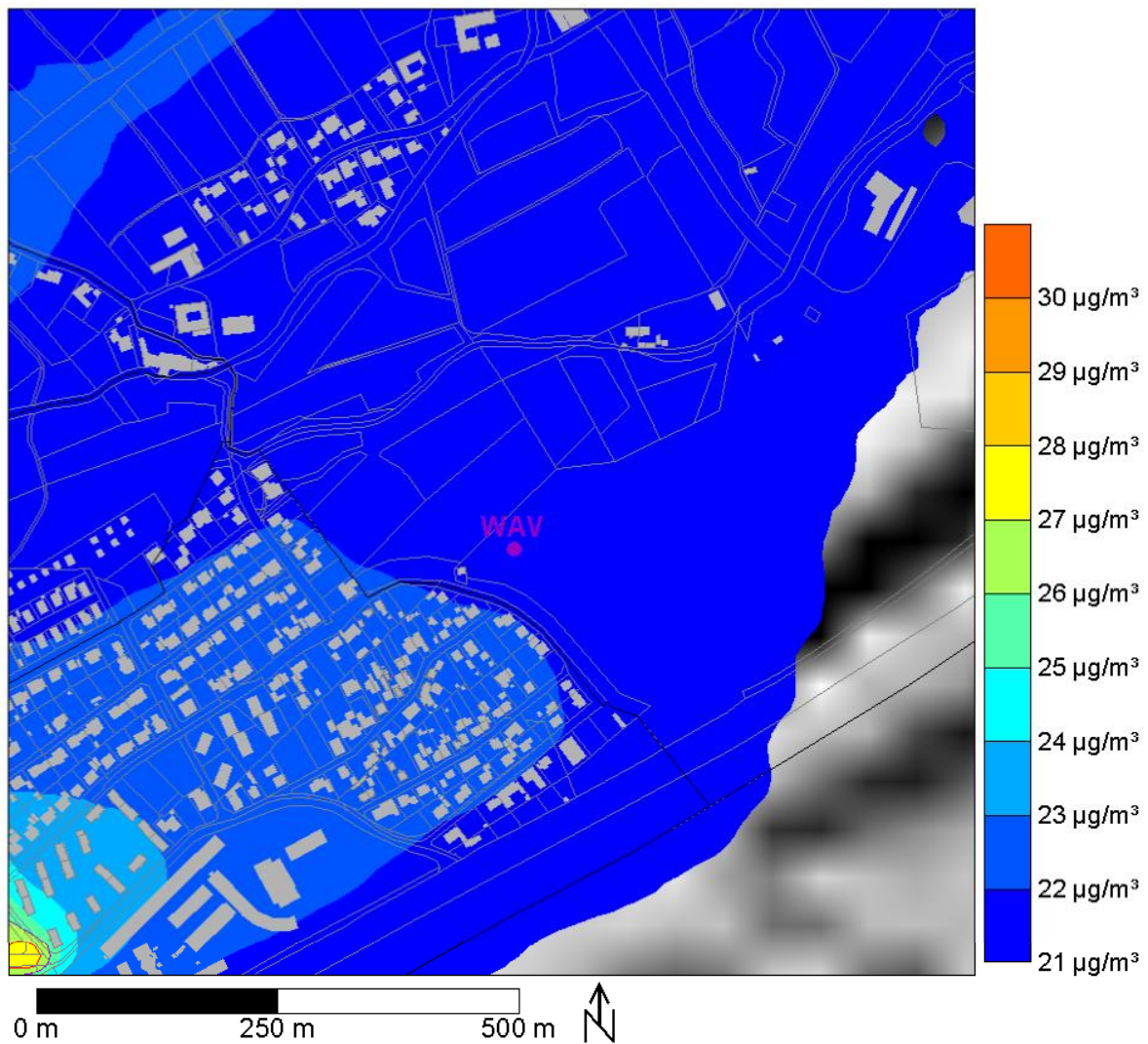


Abbildung 21: PM<sub>10</sub> JMW im Bereich der Station Wels WAV

Das Diagramm der Quellbeiträge (Abbildung 22) zeigt, dass die Hintergrundbelastung an diesem Standort mit mehr als 90 % Anteil an der Gesamtbelastung dominant ist. Der Beitrag des Verkehrs ist mit 2 % niedriger als jener des Hausbrands (5 %).

Grundsätzlich erscheint es plausibel, dass in diesem Bereich am Stadtrand nur mehr geringere Emissionsquellen auftreten, allerdings ist festzuhalten, dass die Emissionen der AVE Entsorgung GmbH in der Simulation nicht berücksichtigt wurden (siehe Kapitel 5.1.1). Hierbei sind vor allem Tätigkeiten im Bereich des Baustoffrecyclings, der Deponierung und Bautätigkeiten für die Anlagenerweiterungen zu nennen. Weiters standen für die Berechnungen Quellen außerhalb der Welser Gemeindegrenze nicht zur Verfügung.

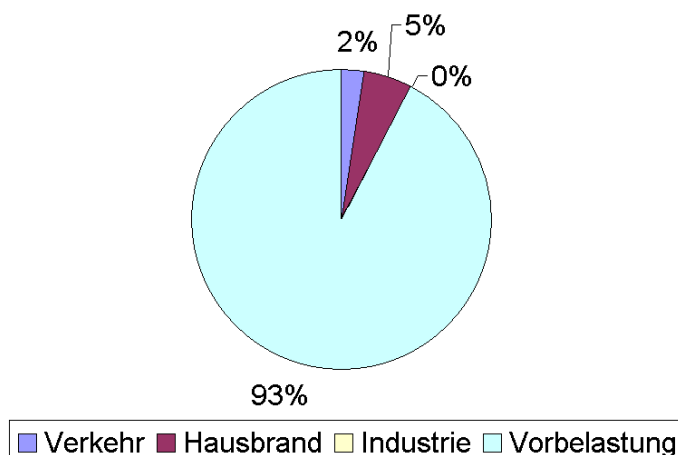


Abbildung 22: Quellbeiträge (PM<sub>10</sub>) an der Station Wels WAV.

Der Vergleich zwischen der kontinuierlichen Messung und der Simulation zeigt eine deutliche Diskrepanz von 7 µg/m<sup>3</sup>. Dieser Unterschied ist wie bereits erwähnt auf den unterbewerteten lokalen Emissionsbeitrag im Bereich dieser Station zurückzuführen. Wie schon an anderer Stelle diskutiert, wurde diese Unterschätzung in Kauf genommen.

Wels WAV [µg/m <sup>3</sup> ]	Simulation + Vorbelastung	Messung gravimetrisch 2005	Messung kontinuierlich 2005
PM10 JMW	22	-	29

Tabelle 7: Vergleich zwischen Simulation und Messung an der Station Wels WAV

### 5.3.3 ZUSAMMENFASSENDER VERGLEICH ZWISCHEN SIMULATION UND MESSUNG

Zusammenfassend wird festgehalten, dass mit der Wahl der Hintergrundbelastung von 20 µg/m<sup>3</sup> (Messung Enzenkirchen) die Konzentrationen im Großteil des Stadtgebiets sehr gut abgebildet werden. In den Stadtrandbereichen kann es z.T. zu Unterschätzungen der Werte kommen, da nicht alle untergeordneten Straßenzüge berücksichtigt wurden, lokale Emittenten teilweise nicht erfasst wurden und Emissionsquellen außerhalb der Welser Gemeindegrenze in den Simulationen nicht berücksichtigt wurden.

## 5.4 ÜBERSCHREITUNGSHÄUFIGKEIT DES MAX. TMW

Hinsichtlich der Beurteilung von Grenzwertüberschreitungen ist die Anzahl der Überschreitungen des maximalen Tagesmittelwertes von größter Relevanz. Diese Größe wird dem Leitfaden UVP und IG-L folgend mit einer Korrelationsformel vom Jahresmittelwert abgeleitet (siehe Kapitel 3.2.4).

Nachfolgend sind die Abbildungen für den Jahresmittelwert dargestellt, wobei die Flächen innerhalb der eingezeichneten roten Isolinie für eine äquivalente Anzahl von Überschreitungen des maximalen Tagesmittelwerts stehen.

Die entsprechenden Äquivalente sind:

- $28 \mu\text{g}/\text{m}^3$  JMW entspricht 35 Überschreitungen des max. TMW pro Jahr
- $27 \mu\text{g}/\text{m}^3$  JMW entspricht 30 Überschreitungen des max. TMW pro Jahr
- $26 \mu\text{g}/\text{m}^3$  JMW entspricht 25 Überschreitungen des max. TMW pro Jahr

Die jeweils dargestellte Anzahl der Überschreitungen des Tagesmittelwertes für das gesamte Stadtgebiet von Wels finden sich in den Beschriftungstexten von Abbildung 23 bis Abbildung 25.

35 Überschreitungen pro Jahr treten nur direkt in der Innenstadt sowie entlang der Autobahnen auf, von 30 Überschreitungen sind fast alle Hauptverbindungen durch das Gemeindegebiet betroffen. Von 25 Überschreitungen ist bereits ein größeres Gebiet rund um die Innenstadt betroffen.

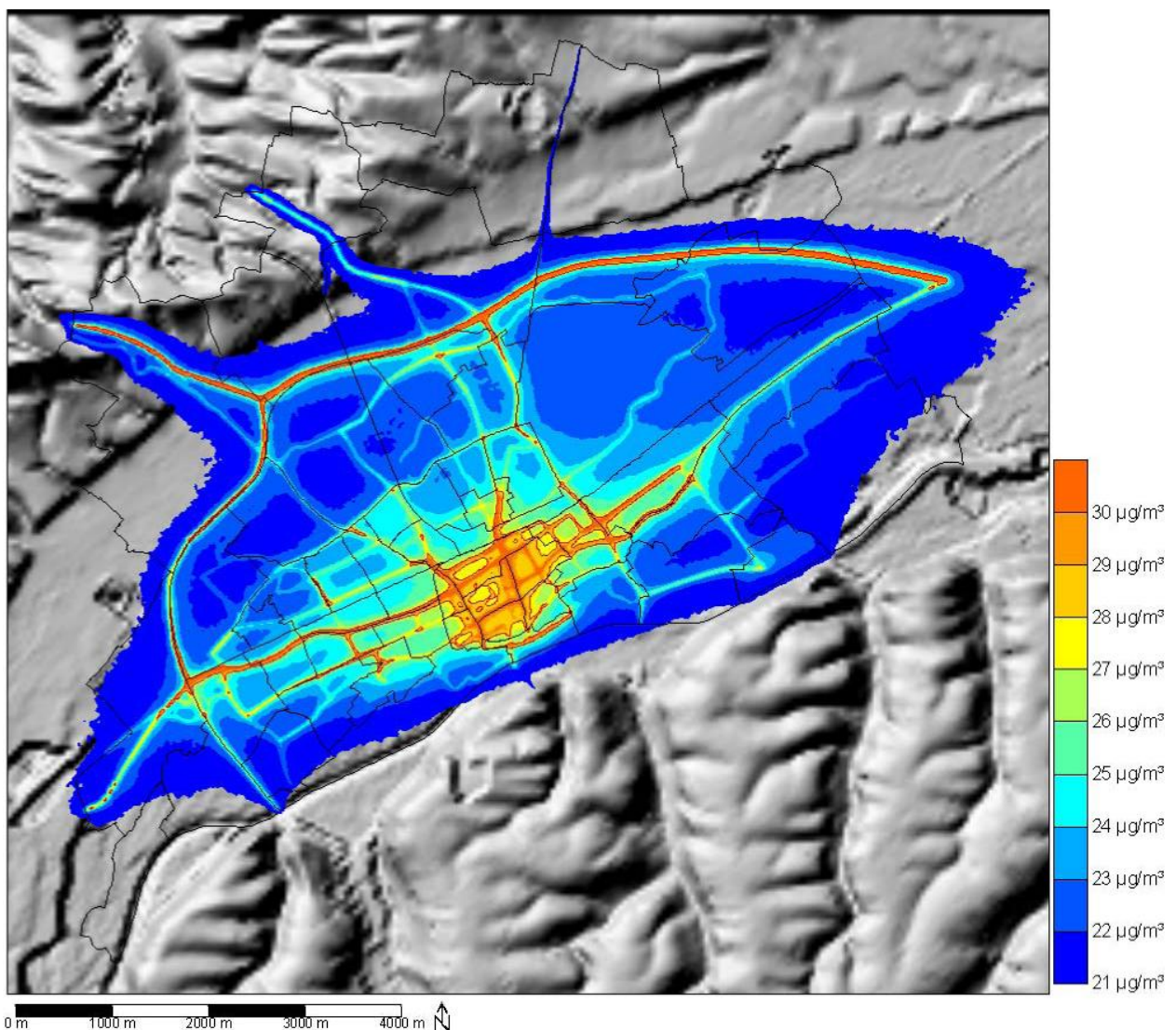


Abbildung 23: Abschätzung der Grenzwertüberschreitungen des max. TMW;  $28 \mu\text{g}/\text{m}^3$  im JMW entspricht 35 Überschreitungen pro Jahr (rote Isolinie)

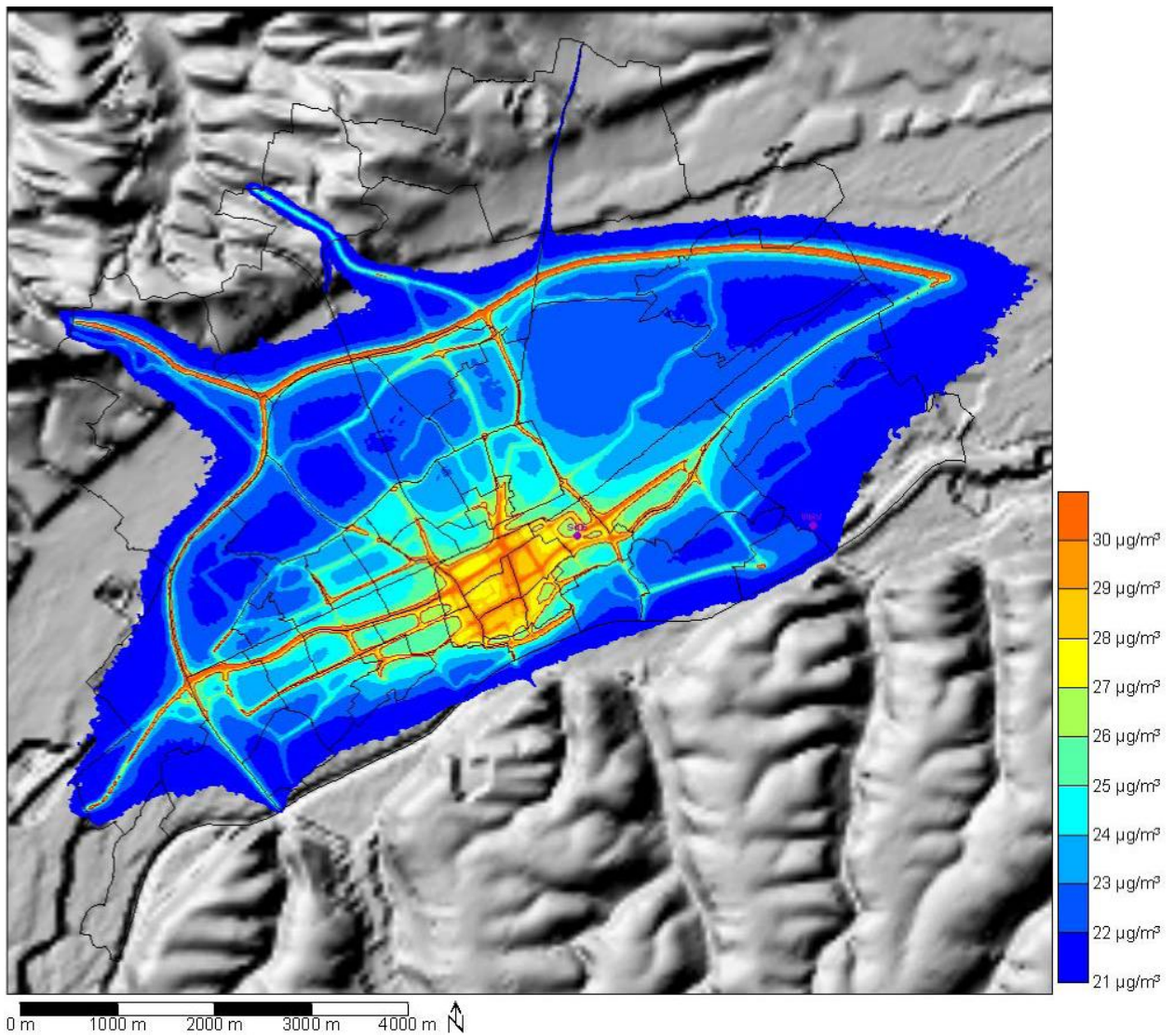


Abbildung 24: Abschätzung der Grenzwertüberschreitungen des max. TMW; 27 µg/m<sup>3</sup> im JMW entspricht 30 Überschreitungen pro Jahr (rote Isolinie)



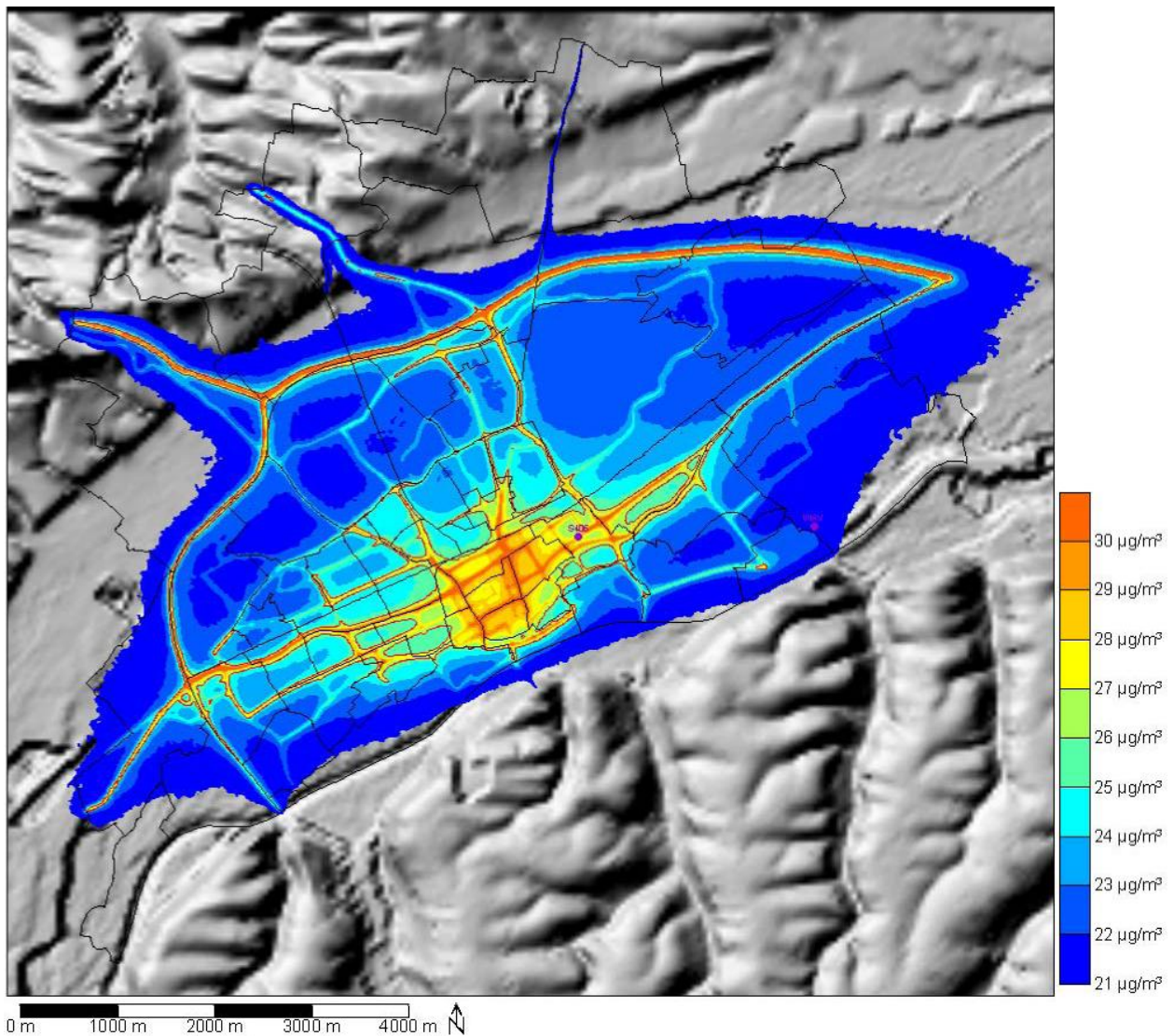


Abbildung 25: Abschätzung der Grenzwertüberschreitungen des max. TMW;  $26 \mu\text{g}/\text{m}^3$  im JMW entspricht 25 Überschreitungen pro Jahr (rote Isolinie)

In Abbildung 26 bis Abbildung 28 ist die Überschreitungshäufigkeit des maximalen Tagesmittelwertes in einem vergrößerten Ausschnitt von Wels dargestellt. Hierin ist deutlicher erkennbar welche Bereiche der Innenstadt betroffen sind.

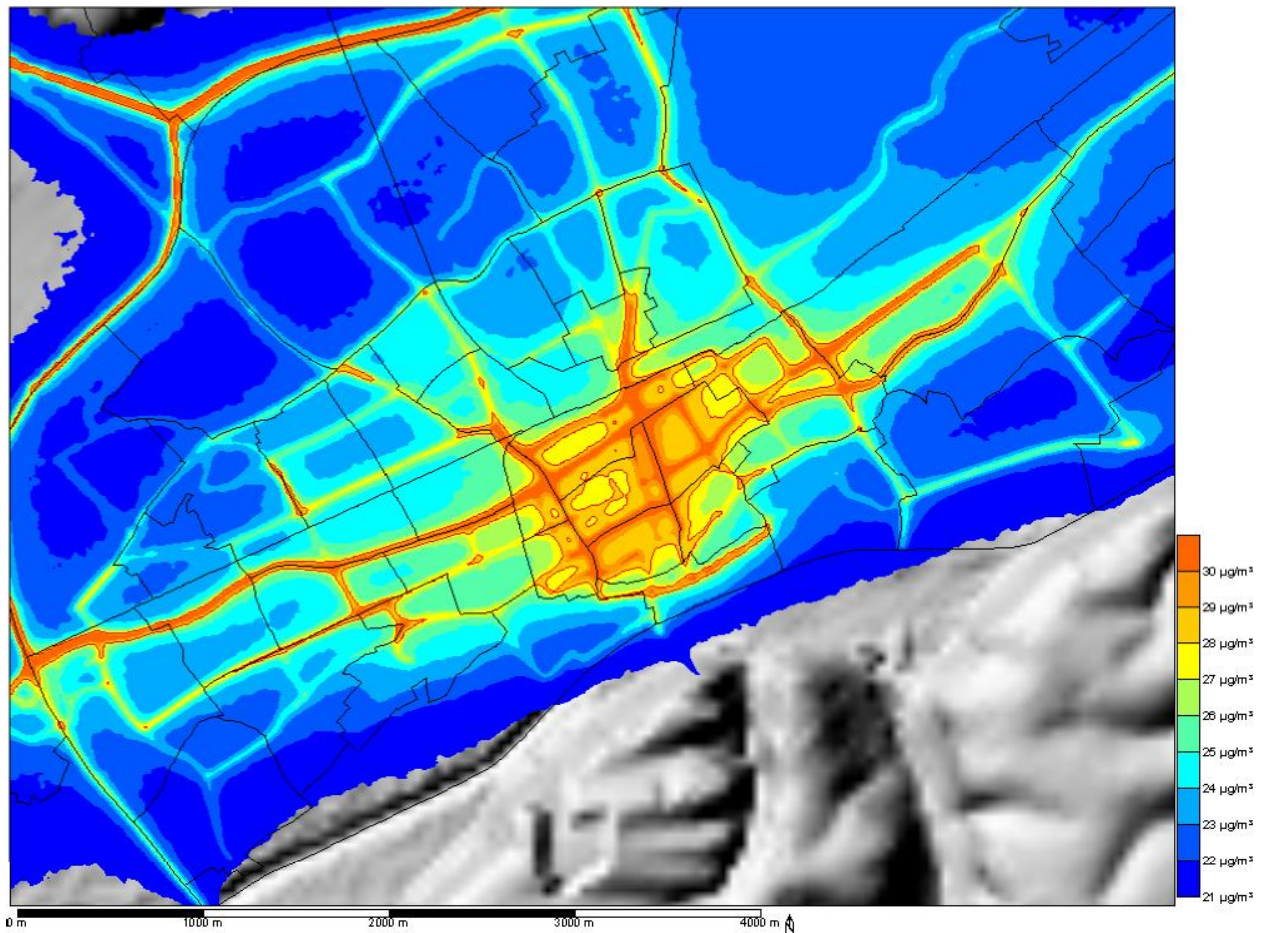


Abbildung 26: Vergrößerte Darstellung der Abschätzung der Grenzwertüberschreitungen des max. TMW; 28  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  im JMW entspricht 35 Überschreitungen pro Jahr (rote Isolinie)

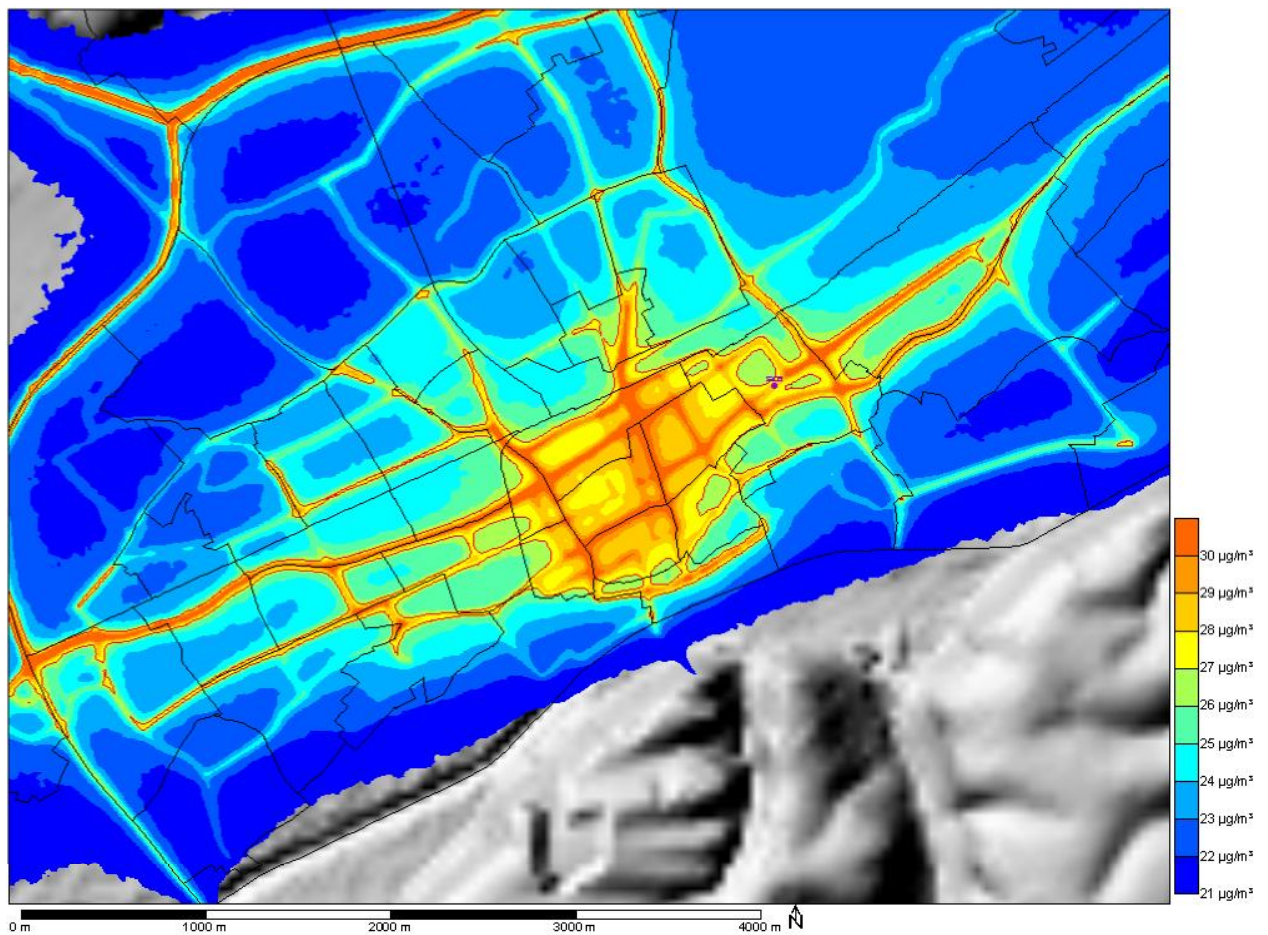


Abbildung 27: Vergrößerte Darstellung der Abschätzung der Grenzwertüberschreitungen des max. TMW; 27  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  im JMW entspricht 30 Überschreitungen pro Jahr (rote Isolinie)

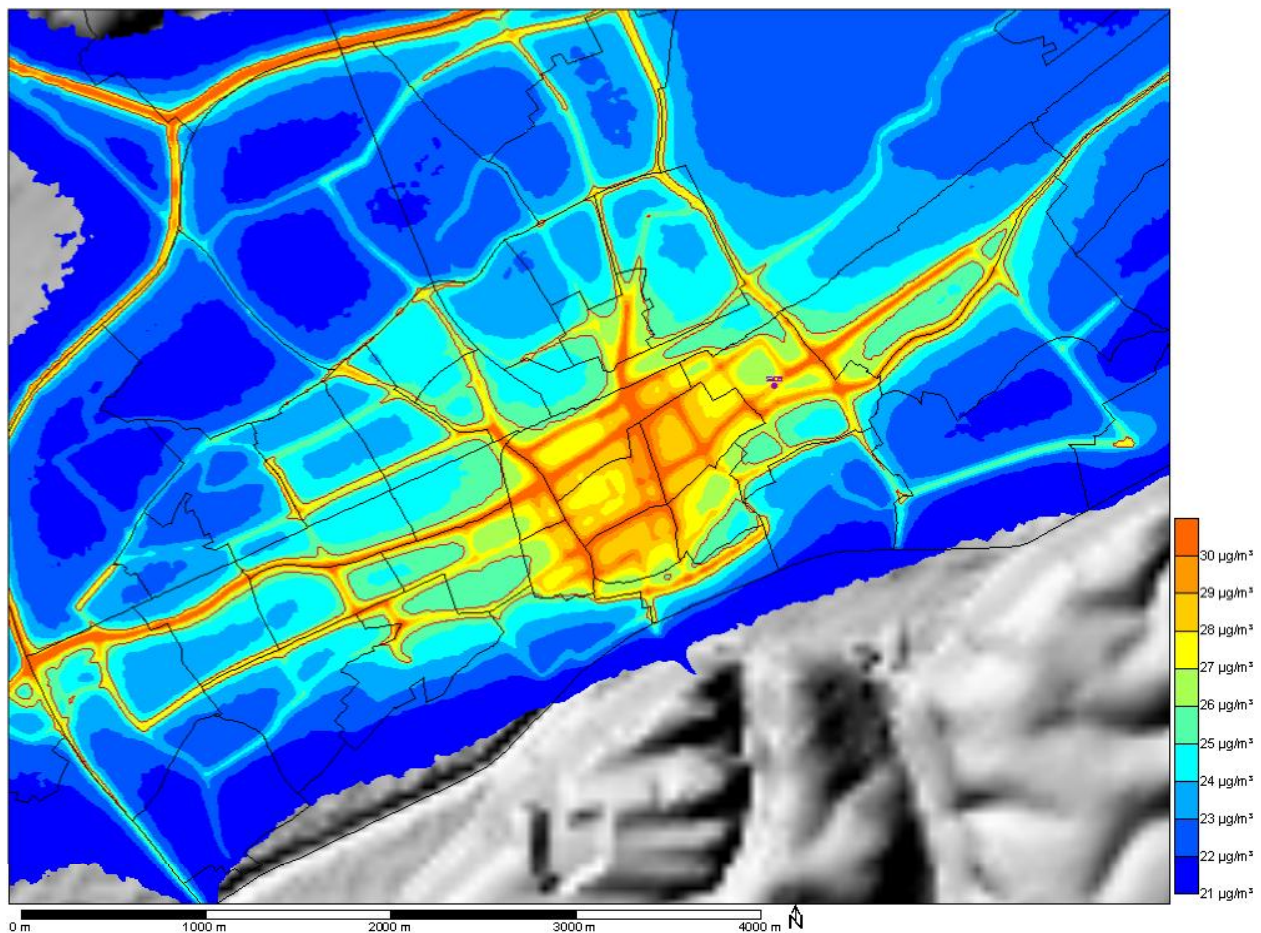


Abbildung 28: Vergrößerte Darstellung der Abschätzung der Grenzwertüberschreitungen des max. TMW; 26 µg/m³ im JMW entspricht 25 Überschreitungen pro Jahr (rote Isolinie)

## 5.5 ABGRENZUNG DES BEREICHS MIT GRENZWERTÜBERSCHREITUNGEN

Zur Abgrenzung des Bereichs mit Grenzüberschreitungen beim maximalen Tagesmittelwert wurden von der Stadt Wels die Grenzen Katastralgemeinden sowie die Grenzen des Innenstadtbereichs innerhalb der Bahntrasse zur Verfügung gestellt. Die Abgrenzung des Gebiets durch die Bahntrasse wurde wie folgt festgelegt: die Innenstadt von Wels, begrenzt im Süden durch die Grenzen der Katastralgemeinden Aschet und Thalheim, im Osten, beginnend bei der Traunbrücke, durch die B 138 Phyrnpass-Bundesstraße und die B 137 Innviertler Bundesstraße (jeweils inkl. Straße) bis zum Kreuzungspunkt mit der Gärtnerstraße, im Norden entlang der Gärtnerstraße (ohne Straße) bis zur Grenze des Gst. Nr. 954/2 KG Wels und weiter entlang der Nordgrenze der Parz. 2452 KG Wels (Westbahn) bis zur Kreuzung der Parz. 2452 mit der Laahener Straße, im Westen wenige Meter weiter bis zur Lokalbahn und entlang der Lokalbahn (ohne Bahntrasse) bis zur Grenze der Katastralgemeinde Aschet.

Es wurden die vergrößerten Ausschnitte des Welser Stadtgebiets der flächigen Darstellung für 30 TMW > 50 µg/m³ pro Jahr mit diesen Datengrundlagen verschnitten und in Abbildung 29 und Abbildung 30 dargestellt.

Zusätzlich ist die Ausdehnung des Bereichs entlang der Autobahnen mit mehr als 30 Überschreitungen des maximalen Tagesmittelwerts relevant. Detaillierte Auswertungen haben ergeben, dass sich der relevante Bereich entlang der A25 auf eine absolute Breite von ca. 80 m, d.h. jeweils 40 m beiderseits der Straßenmitte beschränkt. Entlang der A8 sind die Auswirkungen dieser Bereich deutlich schmaler und beschränkt sich auf das Gelände der Autobahn selbst.

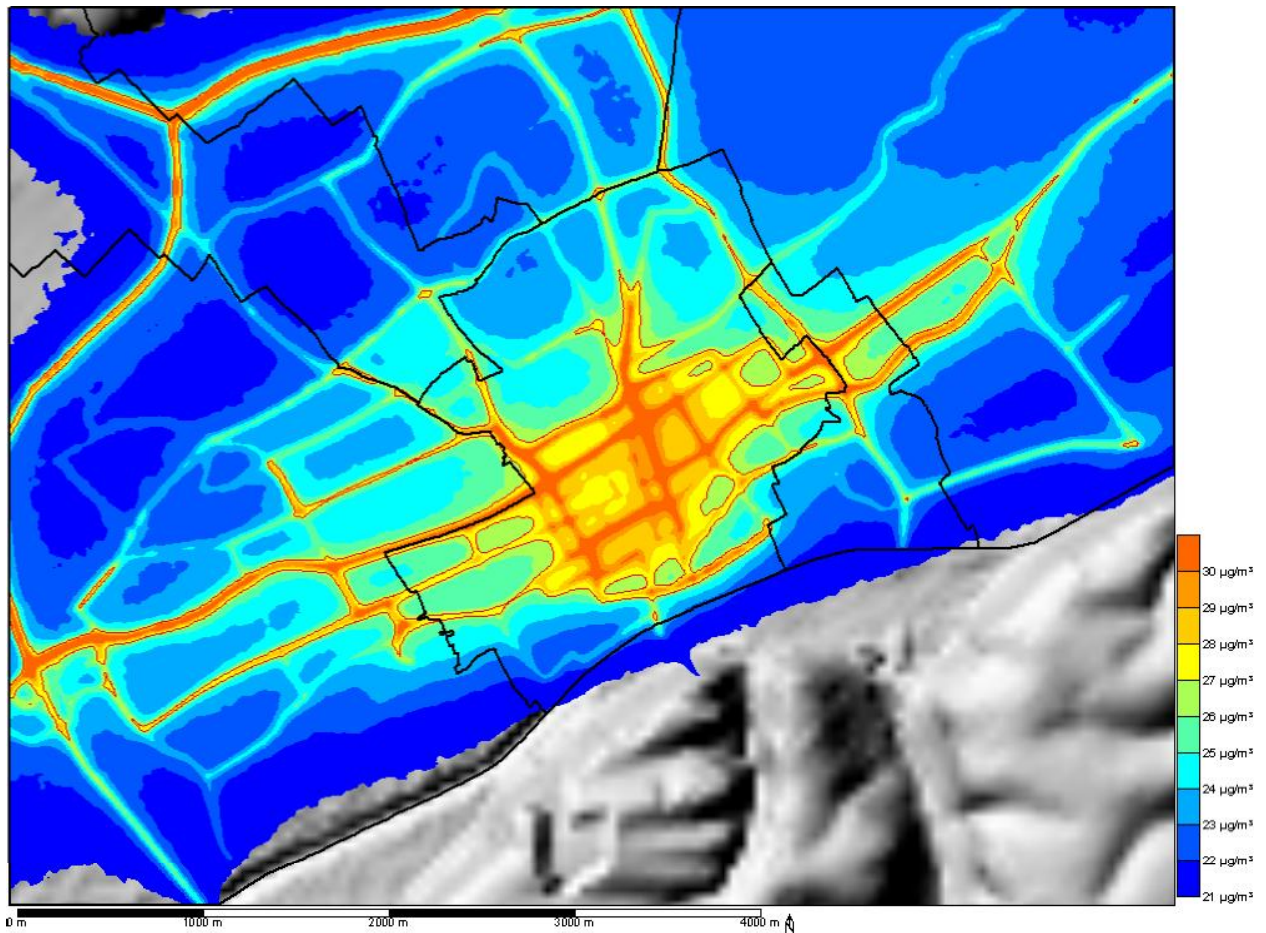


Abbildung 29: Abgrenzung des Bereichs mit Grenzwertüberschreitungen anhand der Katastralgemeinden;  $27 \mu\text{g}/\text{m}^3$  im JMW entspricht 30 Überschreitungen pro Jahr (rote Isolinie)

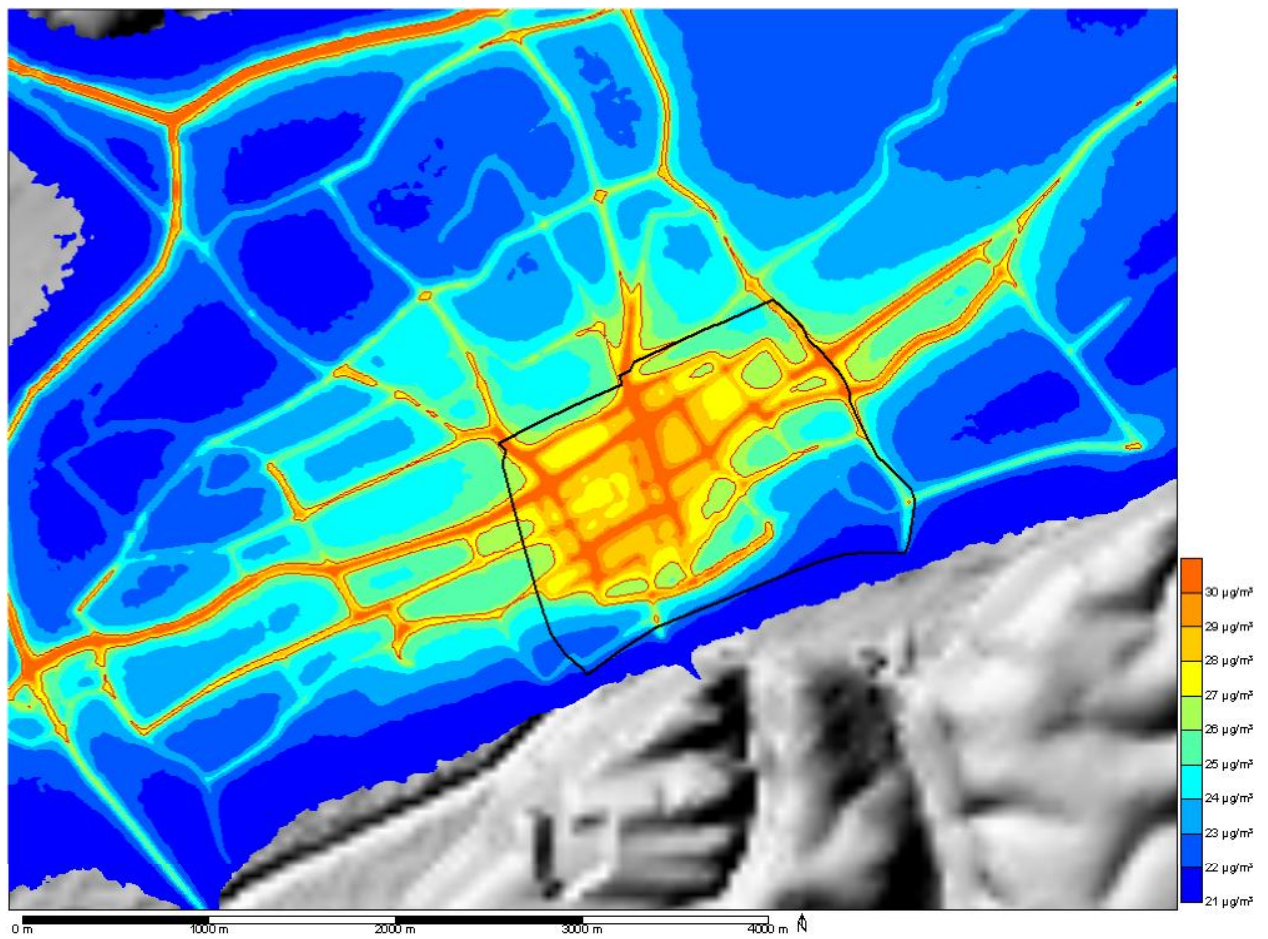


Abbildung 30: Abgrenzung des Bereichs mit Grenzwertüberschreitungen anhand der Bahntrasse;  $27 \mu\text{g}/\text{m}^3$  im JMW entspricht 30 Überschreitungen pro Jahr (rote Isolinie)

## 6 BESCHREIBUNG ALLFÄLLIGER SCHWIERIGKEITEN

Im Zuge der Bearbeitung hat sich herausgestellt, dass es im Bereich der WAV in Wels deutliche Diskrepanzen zwischen Simulation und Messung gibt. Die Simulation unterschätzt die gemessenen Werte um  $7 \mu\text{g}/\text{m}^3$ . Es wurden dafür mehrere mögliche Ursachen identifiziert, der tatsächliche Grund konnte im Zuge dieser Studie aber nicht gefunden werden. Einerseits ist es möglich, dass Emissionsquellen fehlen (Bau- und Deponietätigkeiten auf dem Gelände der WAV und in deren Umgebung, sowie Emissionsquellen außerhalb der Gemeindegrenze von Wels). Andererseits beruht die Hochrechnung der kontinuierlichen  $\text{PM}_{10}$ -Messung der WAV auf einem angenommenen, aber nicht durch Messung ermittelten Standortfaktor. Es wäre denkbar, dass der Standortfaktor bei der WAV niedriger ist und damit die Messung derzeit überschätzt wird. Für die Berechnungen wurde in Kauf genommen, dass die simulierten Werte die Messung unterschätzen.

Hinsichtlich der Verwendung der Emissionen von Hausbrand und Kleingewerbe ist zu beachten, dass die verwendeten Daten aus dem Emissionskataster aus dem Jahr 2002 stammen und damit bereits sechs Jahre alt sind. Es liegen von der Stadt Wels zwar Angaben zu Fernwärmeanschlüssen (auch verortet) vor, allerdings ist nicht bekannt, welche Emissionsmengen lokal dadurch substituiert werden.

Zudem liegen die Hausbrandemissionen nur zählsprenzelbezogen vor, wobei eine Gewichtung innerhalb des Sprengels nicht bekannt ist. Die angenommene Gleichverteilung der Emissionen in den Sprengeln wird in den räumlich kleinen und dicht besiedelten Sprengeln zutreffen, in den größeren inhomogen besiedelten hingegen gegebenenfalls zu unrealistischeren Verteilungen führen.

Generell ist anzumerken, dass im Rahmen dieser Studie flächenhaft berechnete Konzentrationen mit punktförmig gemessenen verglichen werden. Einflüsse, wie sie durch Gebäude oder andere Verbauungen verursacht werden, können nur näherungsweise berücksichtigt werden. Das Berechnungsgitter von  $10 \times 10 \text{ m}$  führt zusätzlich bei starken Konzentrationsgradienten (z.B. autobahnnah) zu weiteren Ungenauigkeiten.

Das Jahr 2007 brachte generell geringe  $\text{PM}_{10}$  Belastungen aufgrund der besonderen meteorologischen Situation mit sich. Diese Messwerte werden aus diesem Grund nicht für den Vergleich mit den simulierten Konzentrationsfeldern verwendet.

## 7 ZUSAMMENFASSUNG

Ziel dieser Studie war es die  $PM_{10}$ -Immissionsbelastung in Wels flächendeckend zu ermitteln. In Wels wurde in den Jahren 2005 und 2006 die Anzahl der zulässigen Grenzwertüberschreitungen beim maximalen Tagesmittelwert überschritten. Derzeit ist das Stadtgebiet von Wels hinsichtlich  $PM_{10}$  als belastetes Gebiet gemäß UVP-G ausgewiesen.

In dieser Studie wurden jene Gebiete ermittelt, welche tatsächlich von Grenzwertüberschreitungen nach IG-L betroffen sind.

### 7.1 EMISSIONEN AN LUFTSCHADSTOFFEN

Als Datengrundlagen für die Ausbreitungsrechnung wurden Emissionen aus dem Straßenverkehr, industrielle Emittenten und Emissionen aus Hausbrand, Kleingewerbe und Handel berücksichtigt. Diese Daten wurden vom Amt der Oberösterreichischen Landesregierung bzw. von der Stadt Wels zur Verfügung gestellt.

### 7.2 IMMISSIONSBELASTUNG

Im Rahmen dieser Studie wurden die Schadstoffkonzentrationen für Feinstaub durch Ausbreitungsrechnung ermittelt. Die Ergebnisse wurden als flächige Darstellungen für das gesamte Welsener Stadtgebiet visualisiert. Die Anzahl der Grenzwertüberschreitungen des maximalen Tagesmittelwertes wird gemäß dem Stand der Technik aus dem Jahresmittelwert abgeleitet und als Isolinie zur entsprechenden Schadstoffkonzentration dargestellt.

Die Ergebnisse zeigen, dass der Grenzwert für den Jahresmittelwert von  $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$  nicht erreicht wird. Die Anzahl der Grenzwertüberschreitungen des maximalen Tagesmittelwertes hingegen liegt im Innenstadtbereich sowie entlang der Autobahnen, Bundesstraßen und größeren Hauptstraßen bei mehr als 30 pro Jahr.

Weiters wurden an den Standorten der Luftgütemessstellen in Wels die simulierten Konzentrationen mit den Messwerten verglichen und zusätzlich die Quellbeiträge der oben genannten Emissionsquellen aus der Ausbreitungsrechnung ermittelt.

An der Station Wels S406 gibt es eine sehr gute Übereinstimmung zwischen Simulation und Messung, bei der Station WAV hingegen eine schlechtere. Letztere ist auf mögliche Unsicherheiten in der Abdeckung der Emissionen im Bereich der WAV bzw. auf die fehlenden Emissionen der angrenzenden Nachbargemeinde zurückzuführen. Zusätzlich ist auch der für die Hochrechnung der kontinuierlichen Messung verwendete Standortfaktor kritisch zu hinterfragen.

Die Bestimmung der Quellbeiträge an der Luftgütemessstation S406 hat gezeigt, dass bei straßennahem Standort der Verkehr rund 18 % zur Schadstoffkonzentration beiträgt. Der Hausbrand trägt im Innenstadtbereich 12 % zur Gesamtkonzentration bei.  $PM_{10}$ -Emissionen aus industriellen Quellen tragen nur unwesentlich zur Gesamtbelastung bei, was auf die effizienten Filtertechniken zurückzuführen ist. Der überwiegende Teil der gemessenen Konzentrationen ist auf die großräumige Hintergrundbelastung zurückzuführen. In Übereinstimmung mit der



Hintergrundmessstation in Enzenkirchen wurde eine großräumige Konzentration von  $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$  abgeleitet. Der Anteil an der Gesamtbelastung beträgt in der Innenstadt 70 % und am Stadtrand mehr als 90 %.

## 8 LITERATURVERZEICHNIS

- [1] Umweltbundesamt (2004): Handbuch Emissionsfaktoren des Straßenverkehrs, Version 2.1A (28. Februar 2004)
- [2] Gehring R., M. Hill, B. Buchmann, D. Imhof, E. Weingartner, U. Baltensberger, B. Purghart, G. Bürgisser, L. Dolecek, R. Evequoz, E. Hauser-Strozzi, K. Infanger, H. Jenk, A. Porchet, H. Sommer, P. Sprenger, J. Stauffer, C. Vaucher (2003): Verifikation von PM<sub>10</sub> Emissionsfaktoren des Straßenverkehrs, PSI, EMPA, Buwal Schweiz
- [3] BMWA (1999): Technische Grundlage – Ermittlung von diffusen Staubemissionen und Beurteilung von Staubimmissionen, *Bundesministerium für Wirtschaft und Arbeit*
- [4] Hausberger S. (2005): Straßenverkehrsemissionen und Emissionen sonstiger mobiler Quellen Österreichs für die Jahre 1990 bis 2005. Ber. Nr. FVT-67/05/ Haus-Em 28/05-6790 vom 19.12.2005.
- [5] EWE/BUWAL (2000): Offroad Informations- und Berechnungssystem – Baumaschinen. Version 1.0 vom 1.1.2000.
- [6] Öttl D., R. A. Almbauer, P. J. Sturm (2001): A new method to estimate diffusion in low wind, stable conditions. *Journal of Applied Meteorology*, **40**, 259-268.
- [7] Golder D.(1972): Relations among stability parameters in the surface layer
- [8] Venkatram A. (1996): An examination of the Pasquill-Gifford-Turner dispersion scheme. *Atm. Env.*, **8**, 1283-1290
- [9] Zannetti P. (1990): Air Pollution Modeling. Computational Mechanics Publications. Southampton Boston, pp.444
- [10] Franzese, P., A. K. Luhar, M. S. Borgas (1999): An efficient Lagrangian stochastic model of vertical dispersion in the convective boundary layer. *Atm. Env.*, **33**, 2337-2345
- [11] Öttl D., A. Goulart, G. Degrazia, D. Anfossi (2005): A new hypothesis on meandering atmospheric flows in low wind speed conditions. *Atmos. Environ.*, **39**, 1739-1748
- [12] Öttl D., J. Kukkonen, R. A. Almbauer, P. J. Sturm, M. Pohjola and J. Härkönen (2001): Evaluation of a Gaussian and a Lagrangian model against a roadside dataset, with focus on low wind speed conditions. *Atmos. Environ.*, **35**, 2123-2132
- [13] Sagendorf J. F., C. R. Dickson (1974): Diffusion under low windspeed, inversion conditions. NOAA Technical Memorandum ERL ARL-52. Air Resources Laboratory IDAHO FALLS
- [14] Wilson R. B., G. E. Start, C. R. Dickson, N. R. Ricks (1976): Diffusion under low wind speed conditions near Oak Ridge, Tennessee. *NOAA Technical Memorandum ERL ARL-61*, pp. 83
- [15] Puxbaum H., M. Gregori (1998): Seasonal and annual deposition rates of sulphur, nitrogen, and chloride species to an oak forest in north-eastern Austria (Wolkersdorf). *Atmospheric Environment* **32/20**, 3557-3568

- [16] SAEFL (2003): Modelling of PM<sub>10</sub> and PM<sub>2.5</sub> ambient concentrations in Switzerland 2000 and 2010. *Environmental Documentation No. 169 – Air. Swiss Agency for the Environment, Forests and Landscape SAEFL, Bern*, pp. 90
- [17] Romberg E., R. Bösinger, A. Lohmeyer, R. Ruhnke, E. Röth (1996): NO-NO<sub>2</sub>-Umwandlung für die Anwendung bei Immissionsprognosen für Kfz-Abgase. *Gefahrstoffe-Reinhaltung der Luft*, **56**, 215-218
- [18] Hausberger S., M. Rexeis (2004): Emission Behavior of Modern Heavy Duty Vehicles in Real World Driving; *International Journal of Environment and Pollution*, **22**, No.3, 275-286
- [19] Rexeis M., S. Hausberger (2004): Verkehrsemissionen im Brennerkorridor; Endbericht im Auftrag des BMVIT und des BMLFUW; Graz
- [20] Hausberger S., M. Rexeis, J. Rodler, P. J. Sturm (2003): Aktuelle Emissionsfaktoren für schwere Nutzfahrzeuge, ÖIAZ (04/2003), 114 – 119
- [21] Hausberger S. (2003): Simulation of Real World Vehicle Exhaust Emissions; *VKM-THD Mitteilungen*; Heft/Volume **82**; Verlag der Technischen Universität Graz; ISBN 3-901351-74-4
- [22] Hausberger S., J. Rodler, P. J. Sturm, M. Rexeis (2003): Emission factors for heavy-duty vehicles and validation by tunnel measurements, *Atmospheric Environment* **37**, 5237 – 5245.
- [23] Hausberger S. (2002) et.al.: Update of the Emission Functions for Heavy Duty Vehicles in the Handbook Emission Factors for Road Traffic; Institute for Internal Combustion Engines and Thermodynamics
- [24] Hausberger S. (1997): Globale Modellbildung für Emissions- und Verbrauchsszenarien im Verkehrssektor (Global Modelling of Scenarios Concerning Emission and Fuel Consumption in the Transport Sector); Dissertation am Institut für Verbrennungskraftmaschinen und Thermodynamik der TU-Graz
- [25] Schlünzen K. H. (1997): On the validation of high-resolution atmospheric mesoscale models. *J. Wind Engineering and Industrial Aerodynamics*, **67&68**, 479-492.
- [26] Öttl D. (2000): Weiterentwicklung, Validierung und Anwendung eines Mesoskaligen Modells. Dissertation am Institut für Geographie der Universität Graz, pp. 155
- [27] Thunis P., S. Galmarini, A. Martilli, A. Clappier, S. Andronopoulos, J. Bartzis, M Vlachogianni, K. deRidder, N. Moussiopoulos, P. Sahm, R. Almbauer, P. J. Sturm, D. Oettl, S. Dierer, H. Schlunzen (2003): MESOCOM An inter-comparison exercise of mesoscale flow models applied to an ideal case simulation. *Atmos. Environ.* **37**, 363-382.
- [28] Almbauer R. A., D. Öttl, M. Bacher, P. J. Sturm (2000): Simulation of the air quality during a field study for the city of Graz, *Atmos. Environ.* **34**, 4581-4594
- [29] Öttl D., R. A. Almbauer, P. J. Sturm, M. Piringer, K. Baumann (2000): Analysing the nocturnal wind field in the city of Graz, *Atmos. Environ.* **35**, 379-387
- [30] Öttl D., P. J. Sturm, M. Bacher, G. Pretterhofer, R. A. Almbauer (2002): A simple model for the dispersion of pollutants from a road tunnel portal. *Atmos. Environ.*, **36**, 2943-2953

- [31] Öttl D., P. J. Sturm, R. A. Almbauer, S. Okamoto, K. Horiuchi (2003): Dispersion from road tunnel portals: Comparison of two different modelling approaches. *Atmos. Environ.*, **37**, 5165-5175
- [32] Öttl D., P. J. Sturm, R. A. Almbauer (2004): Evaluation of GRAL for the pollutant dispersion from a city street tunnel portal at depressed level. *Environmental Modelling & Software*, **20**, 499-504
- [33] Puxbaum H., R. Ellinger, K. H. Greßlehner, E. Mursch-Radlgruber, D. Öttl, M. Staudinger, P. Sturm (2003): Messung und Modellierung der Schadstoffverteilung im Nahbereich von Tunnelportalen. BMVIT- GZI. 803.248/1-III/1/00
- [34] Öttl D., J. Kukkonen, R. A. Almbauer, P. J. Sturm, M. Pohjola and J. Härkönen (2001): Evaluation of a Gaussian and a Lagrangian model against a roadside dataset, with focus on low wind speed conditions. *Atmos. Environ.*, **35**, 2123-2132
- [35] Öttl D., R. A. Almbauer, P. J. Sturm, and G. Pretterhofer (2003): Dispersion modelling of air pollution caused by road traffic using a Markov Chain - Monte Carlo model. *Stochastic Environmental Research and Risk Assessment*, **17**, 58-75
- [36] Öttl D., P. J. Sturm, G. Pretterhofer, M. Bacher, J. Rodler, R. A. Almbauer (2003): Lagrangian dispersion modeling of vehicular emissions from a highway in complex terrain. *Journal of the Air and Waste Management Association*, **53**, 1233-1240
- [37] Onchang R. (2005): Assessment of Urban Air Quality. Ph.D. at the Graz University of Technology, Inst. for Internal Combustion Engines and Thermodynamics, pp. 120
- [38] [http://aix.meng.auth.gr/sec/SEC\\_Page\\_2\\_files/SEC\\_Stockholm\\_Mar2005\\_page.pdf](http://aix.meng.auth.gr/sec/SEC_Page_2_files/SEC_Stockholm_Mar2005_page.pdf)
- [39] [http://aix.meng.auth.gr/sec/SEC\\_Page\\_2\\_files/SEC\\_Berlin\\_Mar2005\\_page.pdf](http://aix.meng.auth.gr/sec/SEC_Page_2_files/SEC_Berlin_Mar2005_page.pdf)
- [40] [http://aix.meng.auth.gr/sec/SEC\\_Page\\_2\\_files/SEC\\_London\\_Mar2005\\_page.pdf](http://aix.meng.auth.gr/sec/SEC_Page_2_files/SEC_London_Mar2005_page.pdf)
- [41] ÖNORM M9445 (2003): Immissionen von Luftschadstoffen, Ermittlung der Gesamtbelastung aus der Vorbelastung und mittels Ausbreitungsmodellen ermittelten Zusatzbelastung
- [42] RVS 09.02.33 (2005): Tunnel, Projektierungsrichtlinien, Lüftungsanlagen, Immissionsbelastungen an Portalen
- [43] RVS 04.02.12 (2006): Schadstoffausbreitung an Straßen
- [44] Umweltbundesamt (2007): Leitfaden UVP und IG-L. Umgang mit der Überschreitung von Immissionsgrenzwerten von Luftschadstoffen in UVP-Verfahren. Überarbeitete Version 2007.
- [45] Umweltbundesamt (2003): Jahresbericht der Luftgütemessungen in Österreich 2002
- [46] Kranabetter A., Amt d. Salzburger Landesregierung (2003): Jahresbericht der Luftgütemessungen in Salzburg 2002. pp. 30
- [47] Ellinger R., Puxbaum (2000): Modellierung der Schadstoffverteilung im Bereich von Autobahnen. Straßenforschung 3.177, GZ: 803.177/1 – VI/A/1/97.

- [48] Amt der Oö. Landesregierung, Abteilung Umwelt- und Anlagentechnik, Aufgabenbereich Umweltüberwachung (2006): Internet-Jahresbericht 2005 des oö. Luftmessnetzes
- [49] Amt der Oö. Landesregierung, Abteilung Umwelt- und Anlagentechnik, Aufgabenbereich Umweltüberwachung (2007): Internet-Jahresbericht 2006 des oö. Luftmessnetzes
- [50] Amt der Oö. Landesregierung, Abteilung Umwelt- und Anlagentechnik, Aufgabenbereich Umweltüberwachung (2008): Internet-Jahresbericht 2007 des oö. Luftmessnetzes
- [51] Bächlin W., R. Böisinger, A. Brandt, T. Schulz (2006): Überprüfung des NO-NO<sub>2</sub>-Umwandlungsmodells für die Anwendung bei Immissionsprognosen für bodennahe Stickoxidfreisetzung, *Gefahrstoffe – Reinhaltung der Luft*, **66**, 154-157
- [52] Sturm P. J, S. Vogelsang, M. Henn (derzeit in Bearbeitung): A26 – Linzer Autobahn, Einreichprojekt 2008, Fachbeitrag Luftschadstoffe
- [53] Winiwarter W., et al. (2005): Emissionskataster des Landes Oberösterreich. (vorläufiger Endbericht), Neuerstellung des Oberösterreichischen Emissionskatasters für das Basisjahr 2002, Austrian Research Centres, Land Oberösterreich
- [54] Baumann R., Cabela, E., Kromp-Kolb, H., Musalek, G., Schneider, J., Spangl, W., Stohl, A., Winiwarter, W., Wotawa, G. (1997): Pannonisches Ozon-Projekt (POP). Zusammenfassender Endbericht. Publikation des Forschungszentrums Seibersdorf, OEFZS-A--4136, A-2444 Seibersdorf.
- [55] Raup N. (2007): Emissionen und technische Daten zu den industriellen Kaminen, Übermittlung per Email als Auszug aus dem OÖ EMIKAT
- [56] Kleiner J, (2008): Verkehrszahlen auf dem Welser Straßennetz, übermittelt am 8.7.2008.

## 9 ANHANG

### 9.1 MODELLBESCHREIBUNG UND QUALITÄTSSICHERUNG

#### 9.1.1 MODELLBESCHREIBUNG GRAL

Die Ausbreitung von Luftschadstoffen wird durch die räumlichen Strömungs- und Turbulenzvorgänge bestimmt. Diese sind für bodennahe Quellen neben den allgemeinen meteorologischen Bedingungen auch von der Geländestruktur, von Verbauungen und unterschiedlichen Bodennutzungen abhängig. Zurzeit gibt es keine geeigneten Verfahren, um alle Einflüsse im Nahbereich von Emissionsquellen für die statistische Berechnung von Immissionskonzentrationen exakt zu berücksichtigen. Um die Einflüsse möglichst gut zu erfassen, wurde in dieser Untersuchung das Lagrange'sche Partikelmodell GRAL [6] zur Bestimmung der Zusatzbelastung der Immission verwendet. Dieses kann den Einfluss der meteorologischen Verhältnisse, die Lage der Emissionsquellen, die Vorverdünnung durch Fahrzeugturbulenz und den Einfluss von windschwachen Wetterlagen berücksichtigen.

Im Gegensatz zu Gauß-Modellen, die für gewisse Einschränkungen (homogenes Windfeld, homogene Turbulenz, ebenes Gelände, etc.) eine analytische Lösung der Advektions-Diffusionsgleichung verwenden, unterliegen Lagrange-Modelle weniger Einschränkungen. Bei diesen Modellen wird die Schadstoffausbreitung durch eine große Anzahl von Teilchen simuliert, deren Bewegung durch das vorgegebene Windfeld sowie einer überlagerten Turbulenz bestimmt ist. Der Vorteil liegt darin, dass inhomogene Wind- und Turbulenzverhältnisse berücksichtigt werden können. Außerdem können im Prinzip beliebige Formen von Schadstoffquellen simuliert werden. Straßenemissionen werden gleichmäßig auf eine fiktive Volumenquelle verteilt. Der Grund für diese Vorgangsweise liegt darin, dass Fahrzeuge im Straßenbereich eine zusätzliche Turbulenz durch den Fahrzeugschub erzeugen, die nicht direkt durch die vorliegenden meteorologischen Messungen in die Berechnung eingeht. Es wird davon ausgegangen, dass sich die Kfz-Emissionen im Straßenraum rasch bis auf eine Höhe von 3 m verteilen.

Gauß-Modelle neigen generell zum Überschätzen von Konzentrationsbelastungen bei windschwachen Wetterlagen sowie für jene Fälle, wo die Windrichtung parallel zu Linienquellen ist. Da diese beiden Umstände im gegebenen Fall häufig auftreten, sind Gauß-Modelle wegen den daraus resultierenden Unsicherheiten in den berechneten Konzentrationen für diese Untersuchung ungeeignet.

Für die Bestimmung von Immissionskonzentrationen wurde in einem festgelegten Gitter zu jedem Zeitpunkt die Anzahl an Teilchen in jedem Gittervolumen ermittelt und über die Zeit integriert. Da erfahrungsgemäß die vertikalen Konzentrationsgradienten höher sind als die horizontalen, wurde ein Auszählgitter verwendet, dessen horizontale Abmessung 10 m und in der Vertikale 2 m beträgt. Damit werden die räumlichen Gradienten der Konzentration genügend genau erfasst und statistische Unsicherheiten vermieden.

Neben der Windgeschwindigkeit und Windrichtung werden noch die horizontalen Windgeschwindigkeitsfluktuationen sowie diverse Turbulenzparameter für die Berechnung

benötigt. Diese werden entsprechend der wissenschaftlichen Literatur parametrisiert ([7], [8], [9]).

Als weitere Eingabe benötigt ein Lagrange-Modell Angaben zu Mischungsschichthöhen. Das ist jene Höhe über Grund, bis zu welcher nennenswerte vertikale Durchmischungsprozesse stattfinden. Tagsüber ist diese Höhe etwa gleichzusetzen mit der Lage der freien Inversion. Für die Lage der Mischungsschichthöhe tagsüber wurde eine Höhe von 800 m über Grund angenommen. In der Nacht bzw. bei stabiler bis neutraler Schichtung der Atmosphäre entspricht die Mischungsschichthöhe etwa der Prandtl-schicht. Diese wurde entsprechend den Beziehungen in Zannetti [9] parametrisiert.

Ältere Lagrange-Modelle erfüllen oft das sogenannte *well-mixed* Kriterium bei konvektiven Bedingungen (Ausbreitungsklassen 2 und 3 nach ÖNorm M9440) nicht. Dieses besagt, dass ein initial gleich verteilter Schadstoff auch nach einiger Ausbreitungszeit gleich verteilt bleiben muss, dass sich also keine Ansammlung von Teilchen bilden darf. Im verwendeten Lagrange-Modell wird für konvektive (labile) Bedingungen ein Algorithmus angewandt, der diese wichtige Bedingung erfüllt [10].

### 9.1.2 WINDSCHWACHE WETTERLAGEN

Windschwache Wetterlagen stellen für die Ausbreitungsrechnung in mehrerer Hinsicht eine Schwierigkeit dar. Wie bereits erwähnt, kommt es bei Verwendung von Gauß-Modellen, in denen stationäre Verhältnisse angenommen werden, bei sehr geringen Windgeschwindigkeiten (<1,0 m/s), zu unrealistisch hohen Werten. Bei Lagrange-Modellen besteht diese Problematik in geringerem Ausmaß. Allerdings gab es bis jetzt keine gültige Parametrisierung der benötigten Turbulenzparameter für windschwache Wetterlagen. Werden die für höhere Windgeschwindigkeiten abgeleiteten Parametrisierungen herangezogen, so ergeben sich im Allgemeinen zu hohe Immissionskonzentrationen. Der Grund liegt darin, dass windschwache Situationen meistens mit großen Windrichtungsänderungen und mit einer völlig anderen Dynamik bezüglich der Schadstoffausbreitung verbunden sind, was zur schnelleren Verdünnung der Luftschadstoffe beiträgt [12]. Beim verwendeten Lagrange-Modell wurde ein eigens entwickelter Algorithmus implementiert, der den Effekt der erhöhten Turbulenz in windschwachen Wetterlagen berücksichtigt [6]. Dieser Effekt wurde u. a. in Tracergas-Experimenten gefunden ([13], [14]). GRAL und SPRAY (entwickelt vom National Centre for Atmospheric Research, Turin) sind derzeit die einzigen Ausbreitungsmodelle, welche basierend auf wissenschaftlichen Untersuchungen die besonderen Turbulenzverhältnisse während windschwacher Wetterlagen berücksichtigen.

### 9.1.3 STRÖMUNGSMODELLIERUNG MIT GRAMM

Zur Berechnung der räumlichen Schadstoffausbreitung werden dreidimensionale Strömungsfelder benötigt. Diese werden in dieser Untersuchung mit Hilfe des prognostischen Windfeldmodells GRAMM [26] berechnet. Prognostische Windfeldmodelle haben gegenüber diagnostischen Windfeldmodellen den Vorteil, dass neben der Erhaltungsgleichung für Masse auch jene für Impuls und Enthalpie in einem Euler'schen Gitter gelöst werden. Damit können dynamische Umströmungen von Hindernissen in der Regel besser simuliert werden. Für eine Ausbreitungsrechnung eignen sich derartige Modelle aus Gründen der nicht-adäquaten

Turbulenzmodellierung (v.a. bei windschwachen Wetterlagen) und der groben räumlichen Auflösung von Emissionsquellen nicht. Daher wird, wie vorher bereits beschrieben, für die Ausbreitungsrechnung das Lagrange'sche Partikelmodell GRAL verwendet. Das verwendete prognostische Windfeldmodell wurde anhand eines Validierungskonzepts [25] validiert ([26], [27]).

Aufgrund der erforderlichen hohen horizontalen Auflösung von 100 m x 100 m, welche gewählt werden musste, um die orografischen Gegebenheiten und deren Wechselwirkung mit baulichen Gegebenheiten berücksichtigen zu können sowie des relativ großen Modellgebiets, war es nicht möglich instationäre Windfelder über ein ganzes Jahr zu berechnen. Um dieses Problem zu überwinden, wird in der Praxis im Allgemeinen eine Klassifizierung von meteorologischen Situationen vorgenommen, sodass in der Regel mehrere hundert Wetterlagen für die Charakterisierung eines Untersuchungsgebiets verwendet werden. Damit derartige Klassifizierungen eine in der Praxis vertretbare Anzahl an Wetterlagen nicht überschreiten, können nur wenige meteorologische Parameter für die Charakterisierung und nur eine meteorologische Station pro Untersuchungsgebiet herangezogen werden. Analog zur Vorgangsweise der ÖNORM M9440 werden in dieser Studie die Parameter Windgeschwindigkeit, Windrichtung und Ausbreitungsklasse verwendet. Wie bereits erwähnt, wird in dieser Untersuchung anstelle eines einfachen diagnostischen Windfeldmodells ein prognostisches Windfeldmodell verwendet, um für jede klassifizierte Wetterlage ein stationäres dreidimensionales Windfeld zu berechnen. Diese Methodik wurde bereits in zahlreichen Luftschadstoffuntersuchungen (Umweltuntersuchungen, UVE-Verfahren) in Österreich angewendet und wurde auch in internationalen begutachteten Fachzeitschriften publiziert (z.B.: [28], [29]).

#### 9.1.4 TUNNELPORTALE

Die Berechnung der Schadstoffausbreitung im Bereich von Tunnelportalen wird in der Modellierung eigens behandelt. Durch die Lüftung bzw. die Austrittsgeschwindigkeit der Tunnelabluft bei den Portalen ergibt sich eine Vorverdünnung, die sich abschätzen lässt. Der Austrittsimpuls der Abluft bewirkt, dass sich die Emission eines Tunnelportals auf ein Volumen entlang des Abluftstrahls verteilt. Zusätzlich können bei längeren Tunneln Temperaturunterschiede zwischen der Tunnelabluft und der Umgebungsluft auftreten, die Auftriebseffekte und damit verbunden auch Auswirkungen auf die Immissionskonzentrationen bewirken. Zudem haben bauliche Gegebenheiten, wie z.B. Einhausungen, maßgeblichen Einfluss auf die Schadstoffverteilung. Da die Lage des Abluftstrahls vom Umgebungswind abhängig ist, ergibt sich durch die natürlichen Windrichtungs- und Windgeschwindigkeitsschwankungen ein zusätzlicher wichtiger Verdünnungseffekt der Tunnelabluft.

In der vorliegenden Arbeit wird ein neues Tunnelmodell verwendet, das vollständig im Lagrange'schen Partikelmodell integriert ist [30] und alle beschriebenen Effekte mit Ausnahme von komplexen Bbauungsstrukturen berücksichtigen kann. Das Modell wurde anhand von umfangreichen Datensätzen validiert [31] und wird in der RVS 09.02.33 [42] als Modell empfohlen.



### 9.1.5 QUALITÄTSSICHERUNG

Die Qualitätssicherung erfolgt durch laufende Validierungsaktivitäten anhand von Daten aus Feldexperimenten. Programmstruktur und Validierungsergebnisse wurden bzw. werden in internationalen Fachzeitschriften (dzt. 18 Publikationen) bzw. durch Vorträge auf internationalen Konferenzen (dzt. 21 Publikationen) dokumentiert, wodurch die wissenschaftliche Qualität sichergestellt werden soll. Derzeit werden 18 verschiedene Datensätze zur Validierung verwendet.

#### **Datensätze für Tunnelportale (Flächen und Volumenquellen)**

- Ehrentalerbergtunnel-Ostportal: 7 SF<sub>6</sub>-Messungen mit je ca. 25 Sammeleinheiten bei Schwachwindsituationen [30].
- Ninomiya Tunnel: 21 SF<sub>6</sub>-Messungen mit je ca. 64 Sammeleinheiten bei unterschiedlichen met. Bedingungen [31].
- Hitachi Tunnel: 18 SF<sub>6</sub>-Messungen mit je ca. 85 Sammeleinheiten bei unterschiedlichen met. Bedingungen [31].
- Enrei Tunnel: 17 SF<sub>6</sub>-Messungen mit je ca. 86 Sammeleinheiten bei unterschiedlichen met. Bedingungen [31].
- Kaisermühlentunnel: 5 dauerregistrierende Messstellen über ein Jahr [32], [33].

#### **Punktquellen**

- INEL: Bodennahe Punktquelle, 11 SF<sub>6</sub>-Experimente bei Schwachwindsituationen [6]
- Kopenhagen: 9 Ausbreitungsexperimente für einen hohen Kamin, jedoch ohne Auftrieb.
- Wietersdorf: 1 dauerregistrierende Luftgütemessstelle in komplexem Gelände, Ausbreitung von einem Kamin mit thermischer Überhöhung.
- Prairygrass: Bodennahe Punktquelle; 44 Ausbreitungsexperimente mit 5 in Bögen angeordneten Sammeleinheiten in 50m, 100m, 200m, 400m und 800m Entfernung.
- Indianapolis: 170 SF<sub>6</sub>-Experimente bei verschiedenen met. Situationen. Kaminhöhe ca. 80 m, Austrittstemperatur ca. 500K.

#### **Linienquellen**

- Elimäki: 2 dauerregistrierende Messstellen in flachem Gelände in verschiedenen Entfernungen und Höhen zu einer Autobahn nahe Helsinki [34].
- Südautobahn: 4 dauerregistrierende Messstellen in flachem Gelände in verschiedenen Entfernungen – Messzeitraum 1 Jahr [35].
- A10-Tauernautobahn: 1 dauerregistrierende Messstelle nahe der A10 in komplexem Gelände sowie ein Passivsammlernetz bestehend aus 11 Sammlern [36].
- CALTRANS 99: 56 SF<sub>6</sub>-Versuche mit 10 Sammeleinheiten in 0m, 50m, 100m und 200m Entfernung beiderseits zu den Straßen.

#### **Verbautes Gebiet**

- Hornsgatan: 3 permanente Luftgütestationen in einer Straßenschlucht in Stockholm [38].
- Göttingerstraße: 2 permanente Luftgütestationen in einer Straßenschlucht in Hannover [37].
- Marylebone street: 2 permanente Luftgütestationen in einer Straßenschlucht in London [40].
- Frankfurter Allee: 2 permanente Luftgütestationen in einer Straßenschlucht in Berlin [39].
- Die Validierung erfolgt nach jeder signifikanten Änderung im Programmcode und wird dokumentiert. Der Validierungsdatensatz wird laufend erweitert.

## 9.2 EINGANGSDATEN

Tabelle 8: Lage, Nummer, Quellstärke und technische Daten zu den berücksichtigten Punktquellen.

Diese Tabelle wurde aus Datenschutzgründen entfernt.