

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 NO₂- und PM₁₀- Belastung im Stadtgebiet von Linz

Erstellt im Auftrag des

Amtes der OÖ. Landesregierung
Direktion Umwelt und Wasserwirtschaft
Abteilung Umweltschutz - Luftgüteüberwachung
Goethestraße 86, 4021 Linz

Bericht Nr. I-17/2011/Ku V&U /03/10 vom 20.07.2011

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 NO₂- und PM₁₀-Belastung im Stadtgebiet von Linz

Fachbereich: Verkehr & Umwelt

Innfeldgasse 21A A-8010 Graz

Tel.: +43 (0) 316-873-7581

		Datum	Unterschrift
Freigegeben	Ao. Univ.-Prof. Dr. Peter Sturm		
Erstellt	Dr. Christian Kurz		

Bericht Nr. I-17/2011/Ku V&U /03/10 vom 20.07.2011

Inhalt

1. AUFGABENSTELLUNG	5
2. UNTERSUCHUNGSRAUM UND -ZEIT	6
3. UNTERSUCHUNGSMETHODIK	7
3.1 METHODIK EMISSIONEN.....	7
3.1.1 <i>Punktquellen</i>	7
3.1.2 <i>Linienquellen</i>	7
3.1.3 <i>Flächenquellen</i>	8
3.1.4 <i>Tages- und Jahresgänge</i>	8
3.2 METHODIK IMMISSIONEN	10
3.2.1 <i>Grenzwerte</i>	10
3.2.2 <i>Berechnung der Immissionsbelastungen</i>	11
3.2.3 <i>Eingangsparameter</i>	11
3.2.4 <i>Zeitliche und räumliche Auflösung</i>	12
3.2.5 <i>NO-NO₂ Umwandlung</i>	12
3.2.6 <i>Abschätzung der Tage mit Überschreitung bei PM₁₀</i>	14
4. BESCHREIBUNG DER EINGANGSDATEN	15
4.1 METEOROLOGIE	15
4.2 LUFTGÜTE	21
4.3 EMISSIONEN	25
5. SIMULATIONEN	33
5.1 WINDFELDMODELLIERUNG	33
5.2 STICKOXIDE (NOX)	37
5.2.1 <i>Simulationsergebnisse</i>	37

5.2.2	<i>Vergleich mit Messdaten</i>	49
5.2.3	<i>Quellgruppenanteile</i>	53
5.3	STICKSTOFFDIOXID NO ₂	57
5.3.1	<i>Simulationsergebnisse</i>	57
5.3.2	<i>Vergleich mit Messdaten</i>	59
5.4	FEINSTAUB PM ₁₀	62
5.4.1	<i>Simulationsergebnisse</i>	62
5.4.2	<i>Vergleich mit Messdaten</i>	75
5.4.3	<i>Quellgruppenanteile</i>	79
5.4.4	<i>Überschreitungstage</i>	83
6.	UN SICHERHEITEN BEI DER MODELLIERUNG	85
7.	ZUSAMMENFASSUNG	87
8.	LITERATURVERZEICHNIS	89
9.	ABBILDUNGSVERZEICHNIS	92
10.	TABELLENVERZEICHNIS	95
11.	ANHANG	96
11.1	MODELLBESCHREIBUNG UND QUALITÄTSSICHERUNG.....	96
11.1.1	<i>Modellbeschreibung GRAL</i>	96
11.1.2	<i>Windschwache Wetterlagen</i>	97
11.1.3	<i>Strömungsmodellierung mit GRAMM</i>	97
11.1.4	<i>Tunnelportale</i>	98
11.1.5	<i>Qualitätssicherung</i>	98

1. AUFGABENSTELLUNG

Inhalt dieser Studie ist die Berechnung von flächendeckenden Immissionsbelastungen der Schadstoffe NO₂ und PM₁₀ für den Großraum Linz. Dazu wird das am Institut für Verbrennungskraftmaschinen und Thermodynamik entwickelte Modellsystem GRAMM/GRAL verwendet. Dieses setzt sich aus dem prognostischen Windfeldmodell GRAMM und dem Lagrange'schen Partikelmodell GRAL zusammen. Dieses Modellsystem entspricht dem Stand der Technik und wird den besonderen Ansprüchen bei Simulationen in komplexem Gelände und bei windschwachen Wetterlagen gerecht.

Die Ausbreitungsrechnungen basieren auf den Emissionsdaten des Oberösterreichischen Emissionskatasters. Das verwendete Modellsystem ermöglicht die Integration von Punkt-, Linien-, und Flächenquellen. Insgesamt wurden für 11 verschiedenen Quellgruppen die Konzentrationsfelder berechnet.

Als meteorologische Eingangsdaten für die Windfeldmodellierung wurden Messdaten der Oberösterreichischen Landesmessstationen im Linzer Raum herangezogen. Auf Basis dieser Messdaten wurde das Windfeldmodell initialisiert als auch validiert. Zur Berechnung der Umwandlung von Stickstoffmonoxid (NO) zu Stickstoffdioxid (NO₂) wird die Rombergfunktion verwendet. Sämtliche GIS-Daten werden vom Auftraggeber zur Verfügung gestellt.

2. UNTERSUCHUNGSRAUM UND -ZEIT

Der Untersuchungsraum umfasst das gesamte Linzer Stadtgebiet sowie die angrenzenden oberösterreichischen Gemeinden. Die Ausbreitungsrechnungen wurden für ein Gebiet mit 20 x 15 km Seitenlänge mit einer horizontalen Auflösung von 10 x 10 m durchgeführt. Dieser Ausschnitt ist in Abbildung 2-1 dargestellt.

Für die Windfeldmodellierung und die Ausbreitungsrechnungen wurden die meteorologischen Messdaten des Jahres 2005 auf Basis von Halbstundenmittelwerten verwendet. Die Daten des Emissionskatasters von Linz beziehen sich ebenfalls auf das Referenzjahr 2005. Zum Zeitpunkt dieser Studie waren das die aktuellsten verfügbaren Daten.

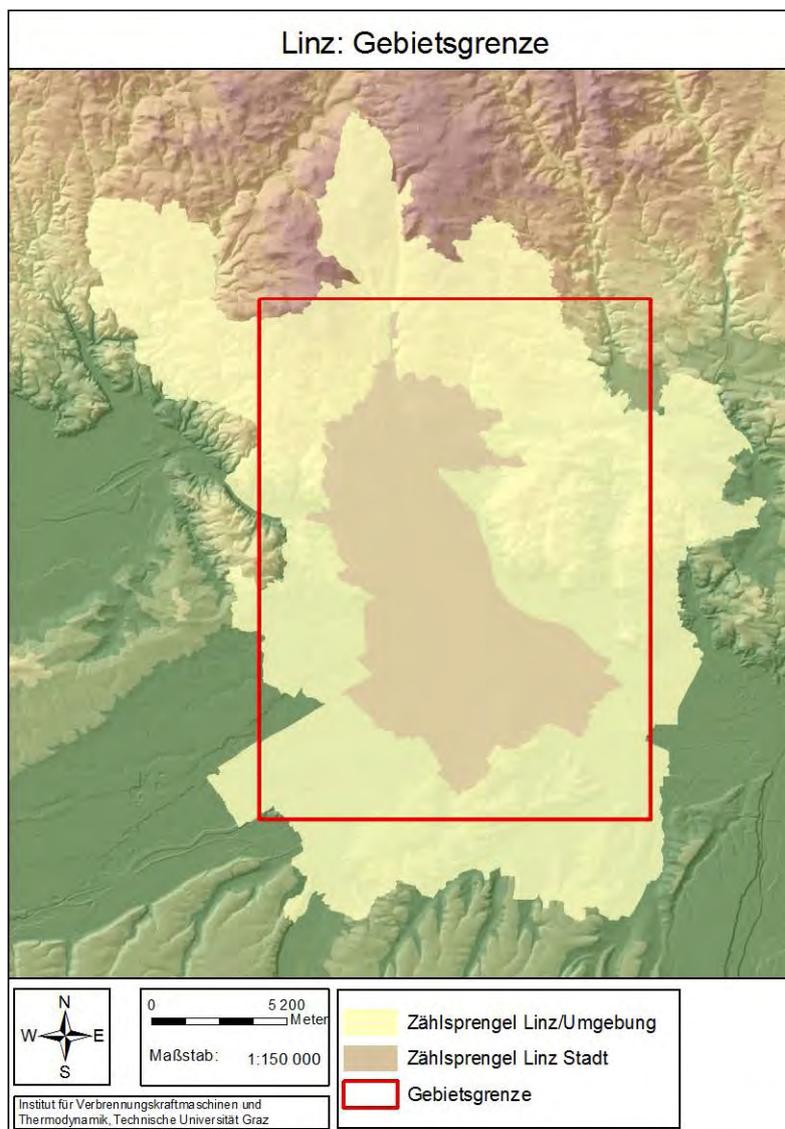


Abbildung 2-1: Berechnungsgebiet für den Immissionskataster Linz (20 x 15 km)

3. UNTERSUCHUNGSMETHODIK

3.1 Methodik Emissionen

Als Basis für die Ausbreitungsrechnungen müssen die verschiedenen Schadstoffemittenten charakterisiert werden. Für das Berechnungsgebiet werden folgende unterschiedlichen Quelltypen im Emissionskataster Oberösterreich erfasst:

- Punktquellen: Verbrennungsemissionen, welche Kaminen zugeordnet werden können
- Linienquellen: Verkehrsemissionen
- Flächenquellen: Emissionen von Haushalten, Gewerbe, Industrie, Landwirtschaft, Flächenverkehr, Natur und Landwirtschaft

Diese Daten wurden vom Auftraggeber zur Verfügung gestellt. Eine Übersicht der Emissionsdaten befindet sich in Kapitel 4.3.

3.1.1 Punktquellen

Für das Berechnungsgebiet wurden ca. 250 Kamine erfasst. Für die wichtigsten waren neben den Koordinaten auch die notwendigen Abluftdaten vorhanden, für die kleineren mussten teilweise plausible Angaben über Kaminhöhe, Durchmesser, Ablufttemperatur und Abgasvolumen abgeschätzt werden.

3.1.2 Linienquellen

Die Verkehrsemissionen für den Emissionskataster Oberösterreich wurden auf Basis eines Verkehrsmodells berechnet und den einzelnen Straßenabschnitten zugeordnet. Die Auspuffemissionen wurden den verschiedenen Fahrzeugkategorien zugeordnet. Zusätzlich wurden noch die Staubemissionen durch Abrieb und Aufwirbelung sowie die NMVOC Verdunstungsemissionen erfasst.

Für die Modellierungen wurden folgende Annahmen getroffen:

- Es wurde eine durchschnittliche Straßenbreite von 7 m angenommen
- Emissionen von Tunnelstrecken wurden über die zugehörigen Tunnelportale feigesetzt
- Die Höhendaten von den Donaubrücken wurden in der Modellierung berücksichtigt

3.1.3 Flächenquellen

Die Emissionsdaten folgender Quellen wurden auf Basis der Zählsprenkel zur Verfügung gestellt:

- Haushalte
- Industrie
- Infrastruktur
- Natur und Landwirtschaft
- Öffentliche Gebäude
- Flächenverkehr

Vor den Ausbreitungsrechnungen muss für alle Quellen der Ort und die Charakteristik der Quelle definiert werden. Für die Flächenquellen wurden folgende Freisetzungshöhen und Anfangskonzentrationen definiert:

Tabelle 3-1: Quellhöhen der Flächenquellen

Quellgruppe		Methodik Quellhöhe	z	dz
6	Haushalte	Aufgeteilt auf 8-12m	10	4
7	Industrie	Aufgeteilt auf 0-10m	5	10
8	Infrastruktur	Aufgeteilt auf 0-10m	5	10
9	Natur und Landwirtschaft	Bodennah 0-4m	2	4
10	Öffentliche Gebäude	Aufgeteilt auf 8-12m	10	4
11	Flächenverkehr	Bodennah 0-4m	2	4

Bei den Flächenquellen werden kein Austrittsimpuls und kein thermischer Auftrieb berücksichtigt.

3.1.4 Tages- und Jahressgänge

In der Regel herrschen in den Nachtstunden schlechtere Ausbreitungsbedingungen gegenüber dem Tag vor. Aus diesem Grund ist es vorteilhaft, auf den Tagesgang des Verkehrs mit weniger Verkehr in den Nachtstunden und mehr Verkehr tagsüber Rücksicht zu nehmen. Der für die Schadstoffausbreitungsberechnung verwendete Tagesgang der Emissionsfreisetzung der drei Hauptemittentengruppen Straßenverkehr, Hausbrand und Industrie ist in Abbildung 3-1 dargestellt. Da die Ausbreitungsbedingungen mit den verschiedenen Jahreszeiten schwanken, wird zusätzlich der Jahressgang der Emissionsfreisetzung berücksichtigt (Abbildung 3-2). Diese Daten wurden vom Austrian Institute of Technology (AIT) zur Verfügung gestellt.

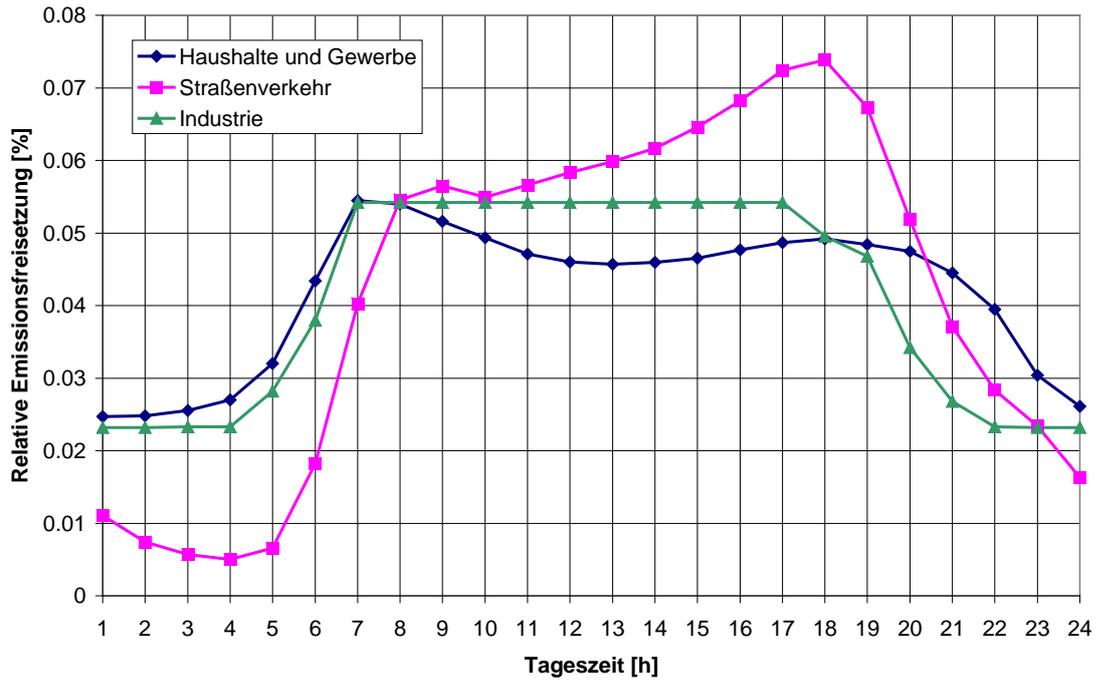


Abbildung 3-1: Relative Tagesgänge der drei Hauptemittengruppen (Quelle: AIT)

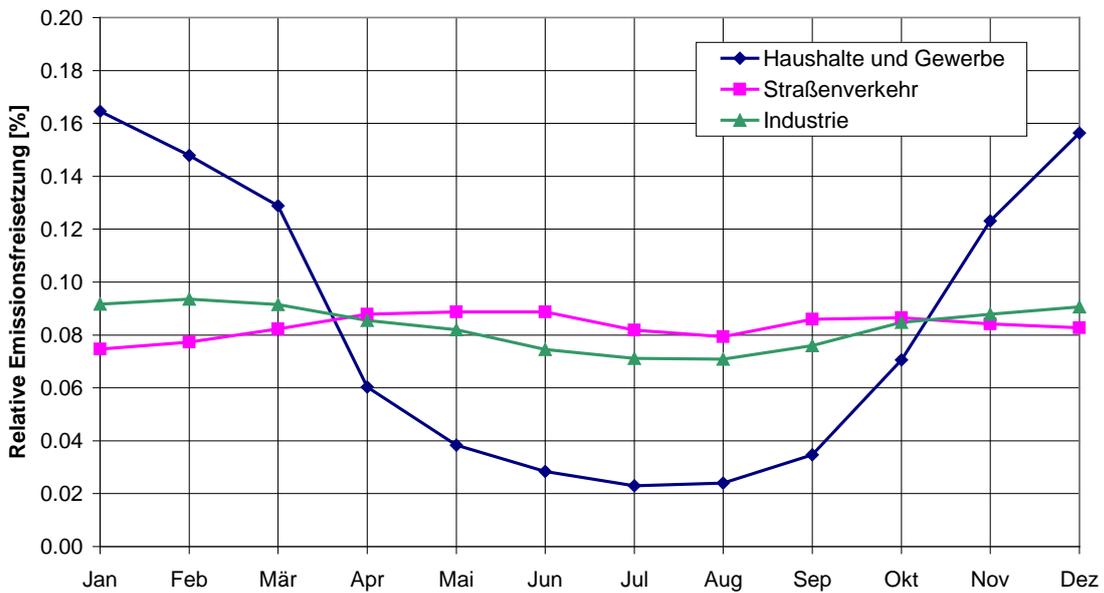


Abbildung 3-2: Relative Jahrgänge der drei Hauptemittengruppen (Quelle: AIT)

3.2 Methodik Immissionen

3.2.1 Grenzwerte

Gesetzlich sind in Österreich verschiedene Schadstoffe immissionsseitig begrenzt. Die für diese Studie relevanten gesetzlichen Grenzwerte können den folgenden Tabellen entnommen werden.

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

Luftschadstoff	HMW	MW8	TMW	JMW	AEI
Schwefeldioxid SO_2	200 ³⁾		120		
Kohlenmonoxid CO		10 000			
Stickstoffdioxid NO_2	200			30 ¹⁾	
Benzol				5	
Blei in PM_{10}				0,5	
PM_{10}			50 ²⁾	40	
$\text{PM}_{2,5}$				25 ⁴⁾	20 ⁵⁾

¹⁾gültig ab 01.01. 2012. Ab 01.01.2010 bis 31.12.2011 ist eine Toleranzmarge von $5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ vorgesehen. ³⁾ Im Jahr 2012 ist eine Evaluierung der Wirkung der Toleranzmarge für die Jahre 2010 und 2011 durchzuführen.

²⁾Darf ab 01.01.2010 nur mehr 25 mal pro Jahr überschritten werden.

³⁾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.

⁴⁾gültig ab 01.01.2015. Die Toleranzmarge von 20% für diesen Grenzwert wird ausgehend vom 11. Juni 2008 am folgenden 1. Jänner und danach alle 12 Monate um einen jährlich gleichen Prozentsatz bis auf 0% am 1. Jänner 2015 reduziert.

⁵⁾Die Ausweisung der Überschreitung hat für einen bestimmten Zeitraum zu erfolgen und ist auf das jeweils letzte Jahr des Beurteilungszeitraumes zu beziehen. Die Ausweisung ist für die folgenden Jahre zu prüfen:

1. 2009,2010
2. 2009, 2010, 2011
3. 2010, 2011, 2012
4. 2011, 2012, 2013
5. 2012, 2013, 2014
6. 2013, 2014, 2015

Anmerkung: Der AEI (Average Exposure Index) ist für eine bestimmte Kombination von Luftgütemessstellen in Österreich anzuwenden.

Tabelle 3-3: Grenzwerte zum Schutz der Ökosysteme und der Vegetation [1] in [$\mu\text{g}/\text{m}^3$].

Luftschadstoff	Winter	Jahresmittelwert
Schwefeldioxid	20	20
Stickstoffoxide (als NO_2)		30

3.2.2 Berechnung der Immissionsbelastungen

Die Berechnung der Immissionsbelastungen erfolgt mit dem Modellsystem GRAMM/GRAL, wobei die Windfelder mit dem prognostischen Windfeldmodell GRAMM und die Konzentrationsfelder mit dem Partikelmodell GRAL berechnet werden. Eine detaillierte Beschreibung des Modells und der Qualitätssicherung befindet sich im Anhang.

3.2.3 Eingangsparameter

Um eine differenzierte Aussage über den Beitrag unterschiedlicher Emittenten zur gemessenen Luftschadstoffkonzentrationen machen zu können, wurden möglichst viele Quellen im Simulationsmodell als eigene Quellgruppe definiert. Das bedeutet, dass für diese Quellgruppen eigene Konzentrationsfelder für alle klassifizierten Wetterlagen berechnet werden. Tabelle 3-4 zeigt die 11 verwendeten Quellgruppen, welche in dieser Untersuchung definiert worden sind.

Tabelle 3-4: Definition der Quellgruppen

Emikat Linz	Quelle	Quellgruppe	
	Punktquellen	Restliche Kamine	1
		Kamine der Voest	2
	Linienquellen	Personenkraftwagen (PKW, LNF, MOT)	3
		Lastkraftwagen (LKW)	4
		Abrieb + Aufwirbelung	5
	Flächenquellen	Haushalte	6
		Industrie	7
		Infrastruktur	8
		Natur	9
		Öffentliche Gebäude	10
		Flächenverkehr	11

In den Simulationen soll eine möglichst hohe Partikelanzahl verwendet werden, damit die Konzentrationsfelder keine künstlichen Artefakte aufweisen. In diesem Fall wurden folgende Partikelanzahlen gewählt:

Punktquellen	400 Partikel/Sekunde
Linienquellen	600 Partikel/Sekunde
Flächenquellen	600 Partikel/Sekunde

Insgesamt ergibt das für alle Emissionen im gesamten Berechnungsgebiet eine Partikelanzahl von 2,8 Millionen pro 30 Minuten.

3.2.4 Zeitliche und räumliche Auflösung

Die Windfelder wurden mit einer räumlichen Auflösung von 100 x 100 m berechnet. Für die Ausbreitungsmodellierung beträgt die räumliche Auflösung im gesamten Rechengebiet (20 x 15 km) 10 m. Die vertikale Auflösung des Auszählgitters beträgt 2 m. Bei der Auswertung der Konzentrationsfelder wurde die Schnittebene auf 3 m über Grund festgelegt.

Die zeitliche Auflösung der Simulationen beträgt 30 Minuten. Das Modell berechnet die Konzentrationsfelder für alle klassifizierten Wetterlagen (ca. 450). Auf Basis dieser Wetterlagen wird dann der Konzentrationsverlauf eines Jahres berechnet. Auf diese Weise kann auch die Variabilität der Quellen (Jahres- und Tagesgänge) berücksichtigt werden. Diese Methodik ermöglicht ebenfalls eine Auswertung von maximalen Tages- und Halbstundenmittelwerten sowie von Perzentilen.

3.2.5 NO-NO₂ Umwandlung

Die emittierten Stickstoffoxid-Emissionen (NO_x) bestehen zum überwiegenden Teil aus NO. Nach dem Austritt in die Atmosphäre wird in der Folge NO zu NO₂ oxidiert. Eine detaillierte Berechnung dieses Oxidationsprozesses mittels geeignetem Chemiemodell ist für diese Untersuchung nicht möglich, da hierfür umfangreiche Eingangsparameter notwendig wären, welche nicht zur Verfügung stehen (z. B. Strahlungsdaten, Temperaturverteilung, Ozongehalt, HC-Gehalt, zeitlich hochauflösende Emissionsverläufe aller Emittenten des Linzer Stadtgebiets usw.).

Als einfache Alternative zur Ermittlung der NO₂-Umwandlung wird ein empirischer Ansatz [7] verwendet. Dabei werden die emittierten Stickstoffoxide NO_x (Summe aus NO₂ und NO, wobei NO als NO₂ gerechnet wird) zuerst inert betrachtet und die Konzentration berechnet. Auf Basis dieser Konzentrationsverteilung wird dann mit der Beziehung:

$$NO_2 = NO_x \cdot \left[\frac{A}{NO_x + B} + C \right]$$

die NO₂-Konzentration ermittelt. Die Parameter *A*, *B* und *C* wurden empirisch aus langen Messreihen für ca. 210 Stationen ermittelt. Zwischenzeitlich wurde diese Beziehung mit den zugehörigen Parametern mit aktuellen Messungen überprüft und es wurde ein neuer Ansatz mit veränderten Parametern in [8] angegeben.

Im Rahmen der NO₂-Studie im Jahr 2007 [33] wurde untersucht, welcher der beiden oben genannten Ansätze besser die tatsächliche NO₂-Umwandlung im Raum Linz beschreibt. Dazu wurden in Abbildung 3-3 die Messergebnisse aller Linzer Stationen aus dem Jahr 2005 mit beiden Romberg-Ansätzen verglichen. Mit dem neuen Ansatz werden alle Stationen, bis auf Kleinmünchen und 24er-Turm zum Teil deutlich unterschätzt, der bisherige Ansatz ist hingegen leicht überschätzend. Da die Umwandlung im Jahr 2005 durch die ältere Romberg-Kurve besser beschrieben wird, wird diese auch in dieser Untersuchung verwendet.

Tabelle 3-5: Parameter der Regressionskurven für den NO₂-Umwandlungsgrad nach Romberg et al. [7] und [8].

Konzentrationsgröße	Funktionsparameter		
Bisheriger Ansatz	A	B	C
Jahresmittelwert	103	130	0,005
98 Perzentil	111	119	0,039
Neuer Ansatz			
Jahresmittelwert	43	53	0,129
98-Perzentilwert	46	27	0,128

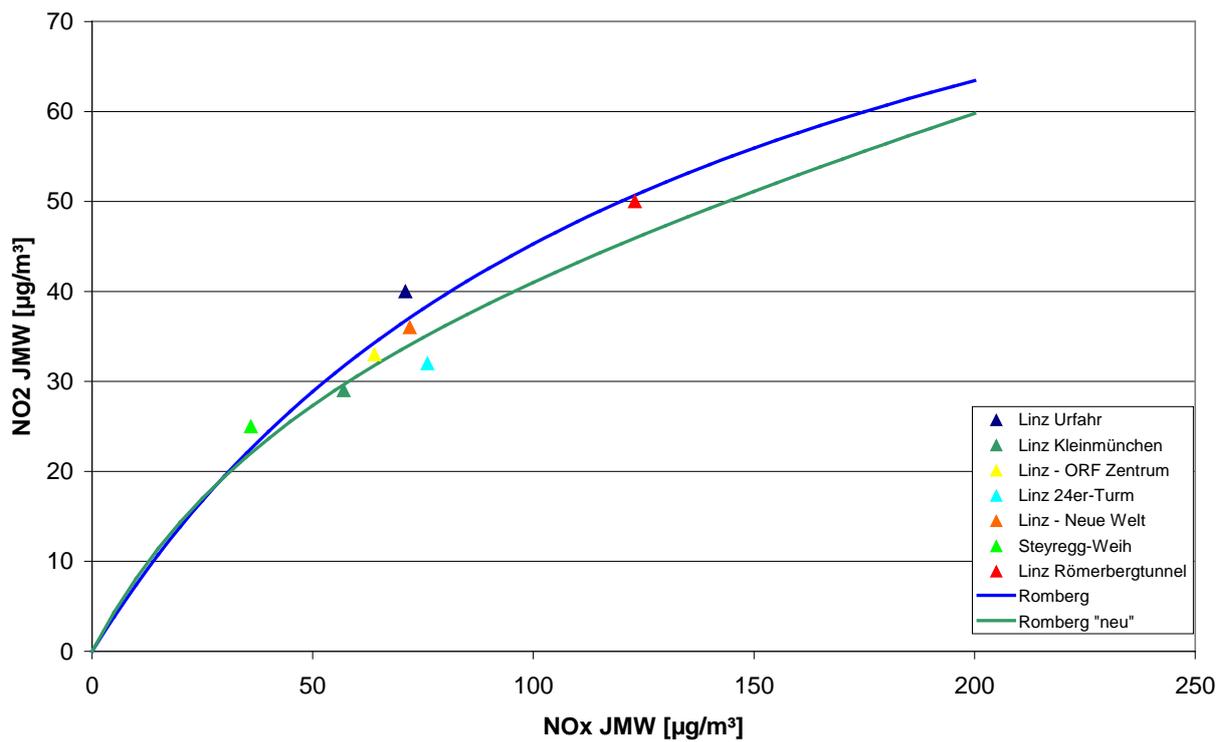


Abbildung 3-3: Vergleich der Messdaten mit der Rombergfunktion

3.2.6 Abschätzung der Tage mit Überschreitung bei PM₁₀

Eine direkte Berechnung der Anzahl der Tage mit Überschreitungen des Grenzwertes für den maximalen Tagesmittelwert an PM₁₀ ist mit zu hohen Unsicherheiten behaftet, da hierfür eine Zeitreihenanalyse vorgenommen werden müsste. Es besteht jedoch ein guter statistischer Zusammenhang zwischen dem gemessenen Jahresmittelwert von PM₁₀ und der Anzahl an Tagen mit Überschreitungen des Grenzwertes für den maximalen Tagesmittelwert von 50 µg/m³ [26]. Dieser Zusammenhang wird hier angewendet. Das Bestimmtheitsmaß des durch folgende Gleichung gegebenen Zusammenhangs beträgt 0,88.

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

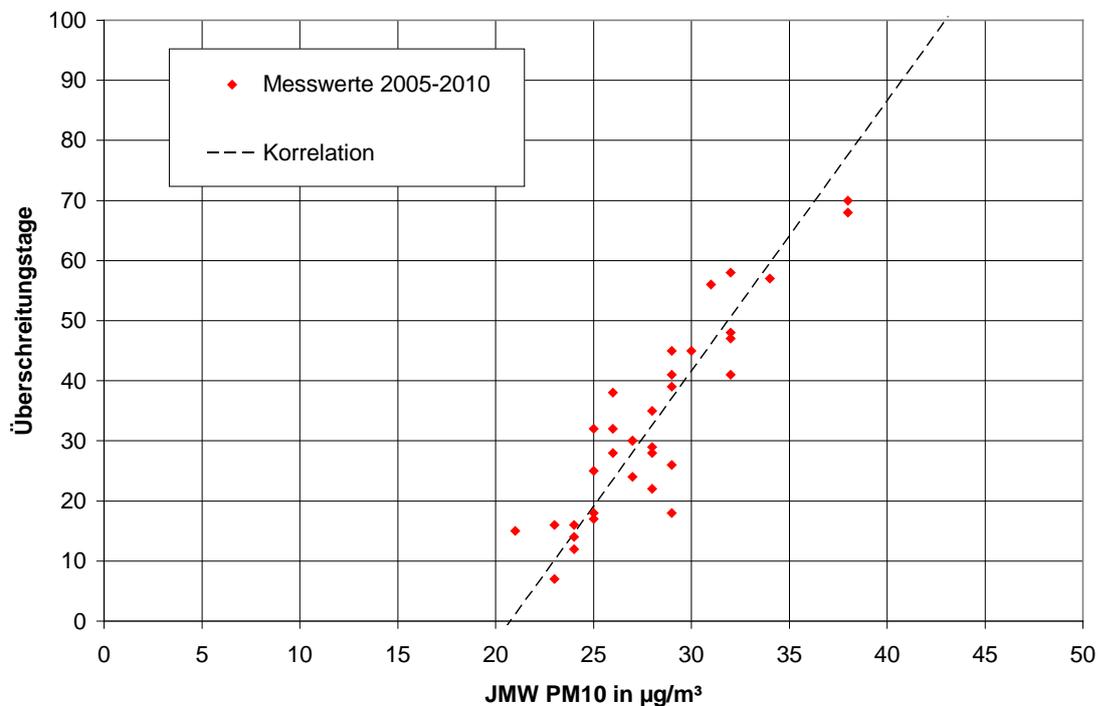


Abbildung 3-4: Vergleich der UBA-Korrelation mit Messdaten im Untersuchungsgebiet

4. BESCHREIBUNG DER EINGANGSDATEN

Als Grundlagen für die nachfolgenden Simulationen der Konzentrationsverteilungen der Luftschadstoffe wurden folgende Daten verwendet:

- Digitales Geländemodell von Linz und den umliegenden Gemeinden
- Meteorologische Messzeitreihen von Stationen des Amtes der Oberösterreichischen Landesregierung im Stadtgebiet von Linz
- Emissionskataster Oberösterreich
- Luftgütemessungen des Amtes der Oberösterreichischen Landesregierung

4.1 Meteorologie

Im Raum Linz stehen verschiedene meteorologische Messungen, die zum Großteil an den Standorten der Luftgütemessungen durchgeführt werden zur Verfügung. Die Stationen Freinberg und Magdalenaberg sind nur mit meteorologischen Messgeräten bestückt. Abbildung 4-1 zeigt die Lage der meteorologischen Messstationen und der Luftgütemessstellen im Raum Linz, welche vom Amt der Oö. Landesregierung, Abteilung Umweltschutz - Luftgüteüberwachung betrieben werden.

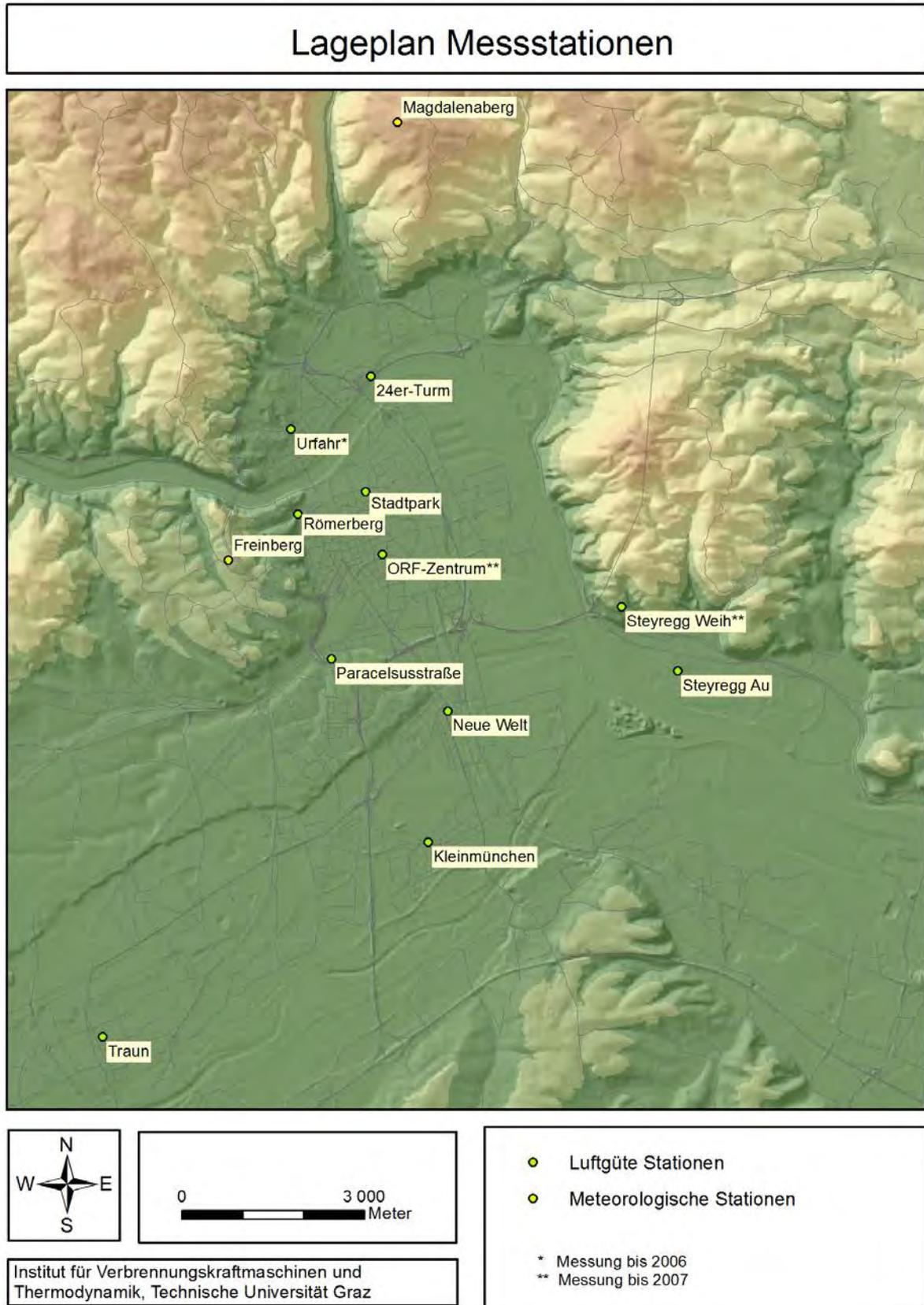


Abbildung 4-1: Lageplan der Messstationen

Da die Messdaten von Windrichtung und Windgeschwindigkeit als maßgebliche Parameter in der Strömungssimulation verwendet werden, ist es wichtig eine möglichst repräsentative Messung für das Untersuchungsgebiet zu finden. Im vorliegenden Fall wurde die Station Magdalenaberg ausgesucht, da diese das übergeordnete Strömungsfeld im Raum Linz am besten wiedergibt und die damit durchgeführten Simulationen gute Übereinstimmungen mit den Messwerten der restlichen Stationen zeigten.

In den folgenden Absätzen werden die aufbereiteten Messwerte der Stationen Magdalenaberg, Freinberg (10 m), 24er-Turm und Neue Welt dargestellt und kurz beschrieben, um die meteorologischen Verhältnisse im Raum Linz darzustellen.

Die mittlere Windrichtungsverteilung im Messzeitraum von Jänner 2005 bis Dezember 2005 an den vier oben genannten Station ist in Abbildung 4-2 dargestellt. Es ist deutlich zu erkennen, dass an den Stationen Magdalenaberg (a) und Freinberg (b) die West-Ost-Ausrichtung des Windes dominiert. Dies ist auf die erhöhten Standorte am Rande des Linzer Stadtgebiets zurückzuführen, welche eine relativ freie Anströmung ermöglichen. An der Station Magdalenaberg werden auch nördliche Windkomponenten gemessen, wohingegen am Freinberg eine fast reine W/O-Strömung vorherrscht. Bei niedrigen Windgeschwindigkeiten ($<0,8$ m/s) gibt es keine bevorzugte Strömungsrichtung. Die Station Linz 24er-Turm befindet sich am nördlichen Rand der Stadt (nördlich der Donau) und der Standort Linz Neue-Welt liegt weiter südlich in der Stadt. An der Station Linz 24er-Turm treten am häufigsten Windrichtungen aus W bzw. aus NNW auf, wobei letztere hauptsächlich bei sehr niedrigen Windgeschwindigkeiten ($<0,8$ m/s) auftreten. An der Station Linz Neue-Welt dominieren Winde aus WSW bzw. ESE, wobei bei Kalmen südliche Richtungen am häufigsten auftreten. Generell ist erkennbar, dass durch die speziellen topographischen Gegebenheiten im Raum Linz die großräumige Strömung beeinflusst wird.

Des Weiteren wurden auch die Windgeschwindigkeiten und deren Häufigkeiten im Jahr 2005 an den vier Stationen ausgewertet. Die Ergebnisse sind als Balkendiagramme für die einzelnen Stationen in Abbildung 4-3 dargestellt. Hierbei zeigen die Stationen Magdalenaberg (a) und Freinberg (b) wiederum eine sehr ähnliche Verteilung mit einem Kalmenanteil (Windgeschwindigkeiten $<0,8$ m/s) von etwa 17 %. Windgeschwindigkeiten zwischen 1,5 und 2,5 m/s treten etwa in 25 % der Fälle auf. An diesen beiden Stationen kann man von einer guten vorherrschenden Durchlüftung sprechen, da der Kalmenanteil unter 20 % liegt und höhere Geschwindigkeiten noch häufiger auftreten. Anders sieht das Bild für die Stationen Linz-24er-Turm (c) und Linz Neue-Welt (d) aus. Hier liegt der Kalmenanteil bei rund 40 % bzw. 35 % und höhere Windgeschwindigkeiten treten seltener auf. Diese Verteilung weist auf eine eher schlechte Durchlüftung vor allem im zentralen Linzer Raum hin. Da die Kalmenhäufigkeit an den Stationen Linz-24er-Turm und Linz Neue-Welt über 20 % liegt muss gemäß ÖNORM M9440 eine Kalmenstatistik erstellt werden. Diese Andauerstatistik für windschwache Wetterlagen ist in Tabelle 4-1 angeführt und folgendermaßen zu lesen: Es traten an der Station Linz-24er-Turm 415 Perioden mit mittleren Windgeschwindigkeiten $<0,8$ m/s auf, welche rund 34 % der Kalmenperioden ausmachen, aber nur 2,5 % Anteil an der gesamten gemessenen Zeitreihe haben. Die längsten Kalmenperioden dauerten an beiden Stationen zwischen 49 und 96 Halbstunden an

(entspricht 1 bis 2 Tagen). Der Kalmenanteil war an der Station Linz Neue-Welt mit 35 % etwas geringer als an der Station Linz 24er-Turm.

Die Stabilitätsklasse wurde für alle Stationen aus der jeweils gemessenen Windgeschwindigkeit und der Strahlungsbilanz der Station Linz 24er-Turm gemäß ÖNORM M9440 bestimmt. Tabelle 4-2 beinhaltet die Häufigkeit der Ausbreitungsklassen, welche im Modell verwendet werden. 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 Durchmischung 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 den Stationen Magdalenaberg und Freinberg machen labile Situationen ca. 25% aus, die verbleibenden 75 % teilen sich gleichmäßig auf neutrale und stabile Bedingungen auf. An den Stationen Linz 24er-Turm und Linz Neue-Welt treten stabile Situationen fast in der Hälfte aller Fälle auf und labile sowie neutrale Bedingungen je zu 25%. Nachts überwiegen naturgemäß die stabilen Bedingungen, labile Ausbreitungssituationen kommen praktisch nicht vor. Tagsüber kehren sich die Verhältnisse entsprechend um.

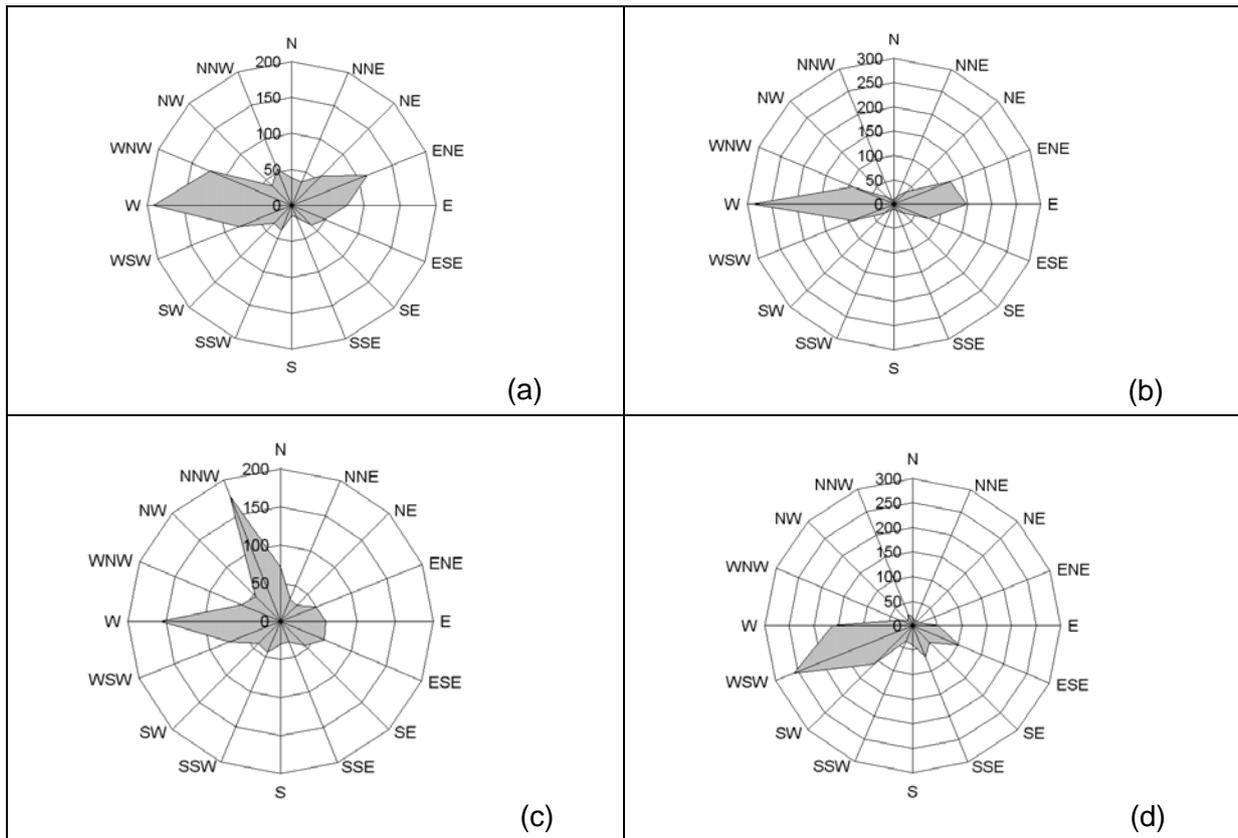


Abbildung 4-2: Mittlere Windrichtungsverteilung an der Station (a) Magdalenaberg, (b) Freinberg 10m, (c) Linz 24er-Turm und (d) Linz Neue Welt für das Jahr 2005

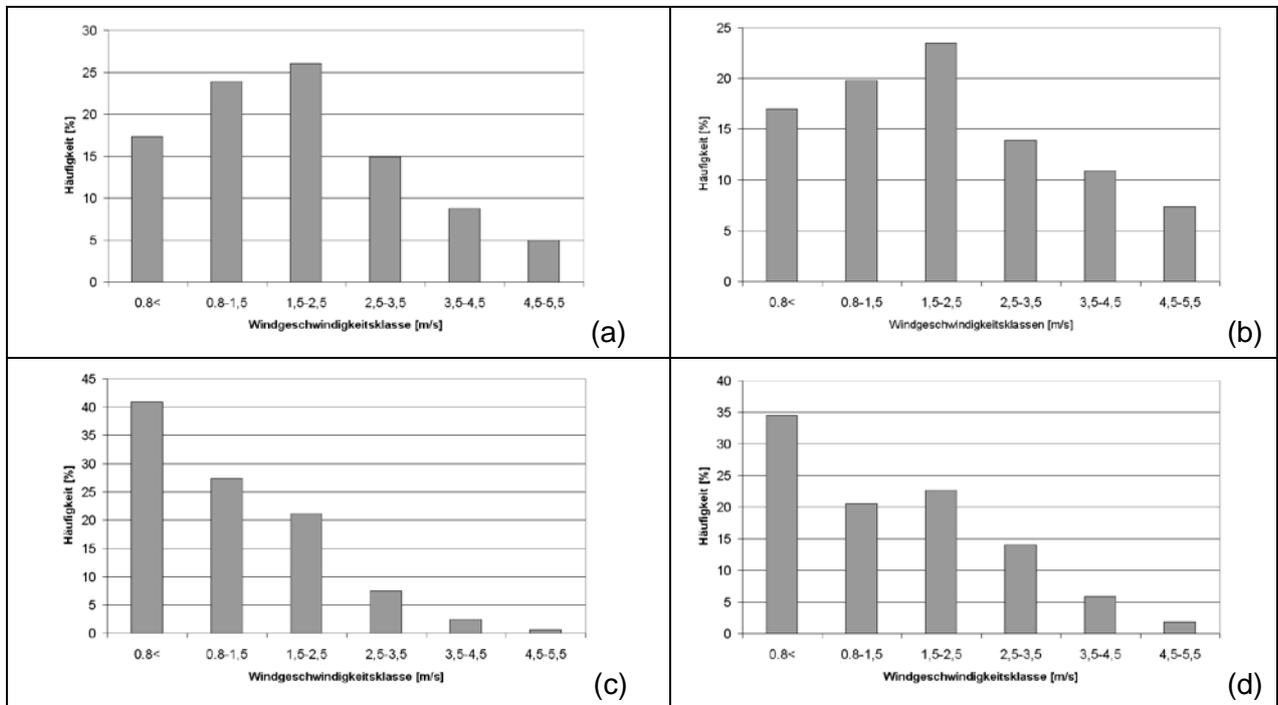


Abbildung 4-3: Mittlere Windgeschwindigkeiten an der Station (a) Magdalenaberg, (b) Freinberg 10m, (c) Linz 24er-Turm und (d) Linz Neue Welt für das Jahr 2005

Tabelle 4-1: Andauerstatistik für windschwache Lagen an den Standorten Linz 24er-Turm und Linz Neue-Welt

24er Turm			
Länge (HMW)	Anzahl	Relative Häufigkeit [%]	Anteil an der Zeitreihe [%]
1	415	34.5	2.5
2-6	492	40.9	9.6
7-12	141	11.7	8
13-24	117	9.7	12.3
25-48	33	2.7	6.6
49-96	5	0.4	1.9
Summe	1203	99.9	40.9
Neue Welt			
Länge (HMW)	Anzahl	Relative Häufigkeit [%]	Anteil an der Zeitreihe [%]
1	293	32.7	1.7
2-6	349	39	6.6
7-12	87	9.7	4.4
13-24	121	13.5	12.8
25-48	43	4.8	7.7
49-96	3	0.3	1.1
Summe	896	100	34.3

Tabelle 4-2: Statistik der Ausbreitungsklassen nach ÖNORM M9440 zusammengefasst für GRAL für die Station (a) Magdalenberg, (b) Freinberg, (c) Linz 24er-Turm und (d) Linz Neue-Welt

(a)				(b)			
Magdalenberg	Kl. 1	Kl. 2	Kl. 3	Freinberg	Kl. 1	Kl. 2	Kl. 3
Tag	24%	20%	6%	Tag	24%	21%	5%
Nacht	0%	16%	34%	Nacht	0%	18%	32%
Gesamt	24%	35%	40%	Gesamt	24%	39%	37%
(c)				(d)			
Linz 24er-Turm	Kl. 1	Kl. 2	Kl. 3	Linz Neue Welt	Kl. 1	Kl. 2	Kl. 3
Tag	25%	18%	7%	Tag	24%	19%	8%
Nacht	0%	11%	39%	Nacht	1%	13%	36%
Gesamt	25%	29%	46%	Gesamt	25%	31%	44%

4.2 Luftgüte

Zur Validierung der Ausbreitungsrechnung werden Messwerte der kontinuierlichen Luftgütestationen der Oberösterreichischen Landesregierung, Abteilung Umweltschutz - Luftgüteüberwachung herangezogen. Die Lage der Stationen kann Abbildung 4-1 entnommen werden.

In Tabelle 4-3 wurden die jahresdurchschnittlichen Messdaten der Jahre 2005-2010 zusammengestellt. Für den Vergleich mit den Simulationsergebnissen werden die Daten aus dem Jahr 2005 herangezogen. Der damalige Grenzwert für den Jahresmittelwert an NO₂ inklusive Toleranzmarge (40 µg/m³) wurde nur bei der Station Römerbergtunnel überschritten. Der Zielwert für den maximalen Tagesmittelwert von 80 µg/m³ wurde an allen Stationen überschritten. Der Grenzwert für den maximalen Halbstundenmittelwert wurde bei der Station Linz Römerbergtunnel insgesamt 6 mal überschritten, wobei der höchste Wert 227 µg/m³ betrug. Insgesamt waren die gemessenen Schadstoffkonzentrationen relativ hoch, wobei vor allem an straßennahen Stationen mit schlechter Durchlüftung (wie Römerbergtunnel und Urfahr) sehr hohe Konzentrationen gemessen werden.

Der Grenzwert für den Jahresmittelwert an PM₁₀ wurde bei keiner Station überschritten, dagegen wurde der Grenzwert für den maximalen Tagesmittelwert bei 4 Stationen häufiger als die tolerierten 35 mal überschritten.

In Abbildung 4-4 und Abbildung 4-5 wird der Trend der jahresdurchschnittlichen NO₂- und PM₁₀-Belastungen dargestellt. Die NO₂-Belastung ist in den letzten Jahren relativ konstant geblieben, die PM₁₀-Belastung zeigt einen leicht abnehmenden Trend.

Die NO₂-Umwandlung kann im Linzer Raum gut mit der Romberg-Funktion beschrieben werden (Abbildung 4-6).

Ebenso passen die Messdaten sehr gut mit der Korrelation zur Berechnung der PM₁₀-Überschreitungstage zusammen (Abbildung 4-7).

Tabelle 4-3: Luftgütemesswerte im Untersuchungsgebiet – Jahresmittelwerte 2005 - 2010

		JMW NO ₂ µg/m ³	JMW NO _x µg/m ³	JMW PM ₁₀ µg/m ³	ÜbT PM ₁₀ Tage
Urfahr	2005	40	70		
	2005	33	63	32	58
	2006	35	69	35	
ORF Zentrum	2007	30	56	28	22
	2005	32	76	31	56
	2006	37	87	32	
	2007	33	69	25	18
	2008	35	78	26	28
	2009	34	77	21	15
24er Turm	2010	36	72	27	24
	2005	36	72	32	48
	2006	37	77	34	57
	2007	31	67	28	35
	2008	31	72	28	28
	2009	31	64	27	30
Neue Welt	2010	34	66	29	45
	2005	29	57		
	2006	29	60		
	2007	27	53		
	2008	29	57		
	2009	28	52		
Kleinmünchen	2010	27	49		
	2005	50	123	38	68
	2006	52	131	38	70
	2007	50	124	32	41
	2008	49	130	32	47
	2009	47	120	29	26
Römerbergtunnel	2010	48	115	30	45
	2007	23	36	29	18
	2008			23	7
	2009	22	34	24	16
Steyregg Au	2010	24	35	26	32
	2005	25	37	28	29
	2006	24	39	29	41
Steyregg Weih	2007	24	37	25	25
Stadtspark	2009	30	53	25	17
	2010	31	50	25	32
	2005	26	50	27	30
	2006	28	56	29	39
	2007	25	47	24	14
	2008	25	52	23	16
	2009	26	46	24	12
Traun	2010	27	47	26	38

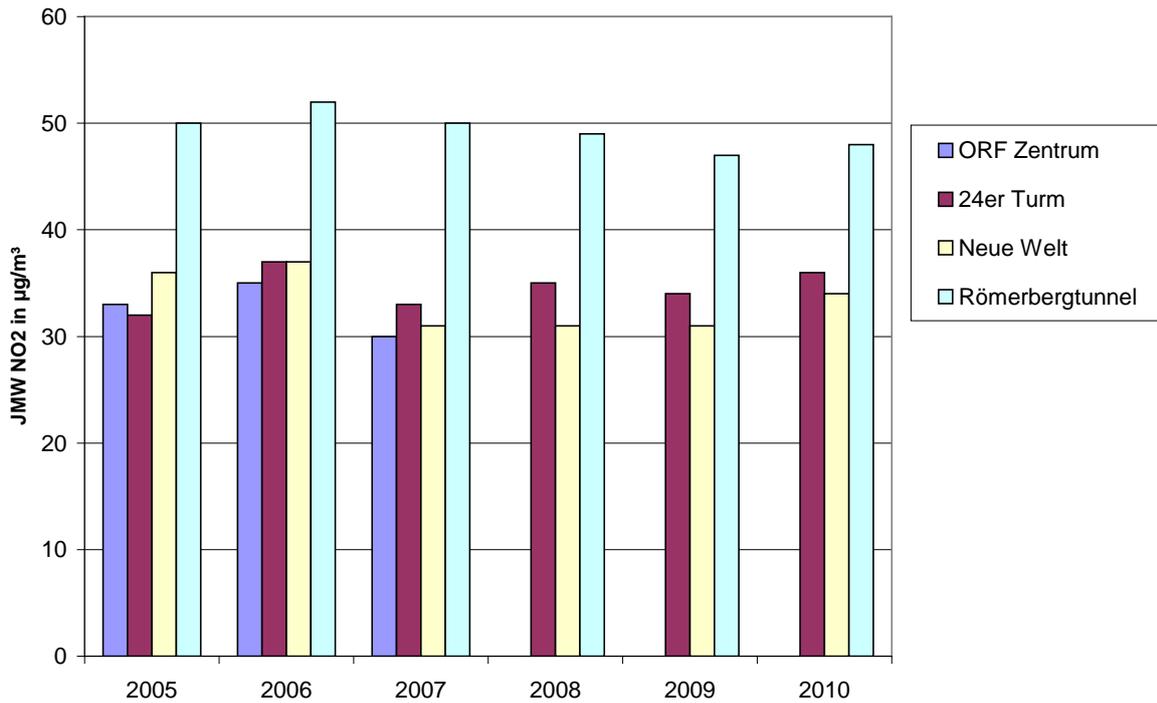


Abbildung 4-4: Trend der jahresdurchschnittlichen NO₂-Belastung im Raum Linz

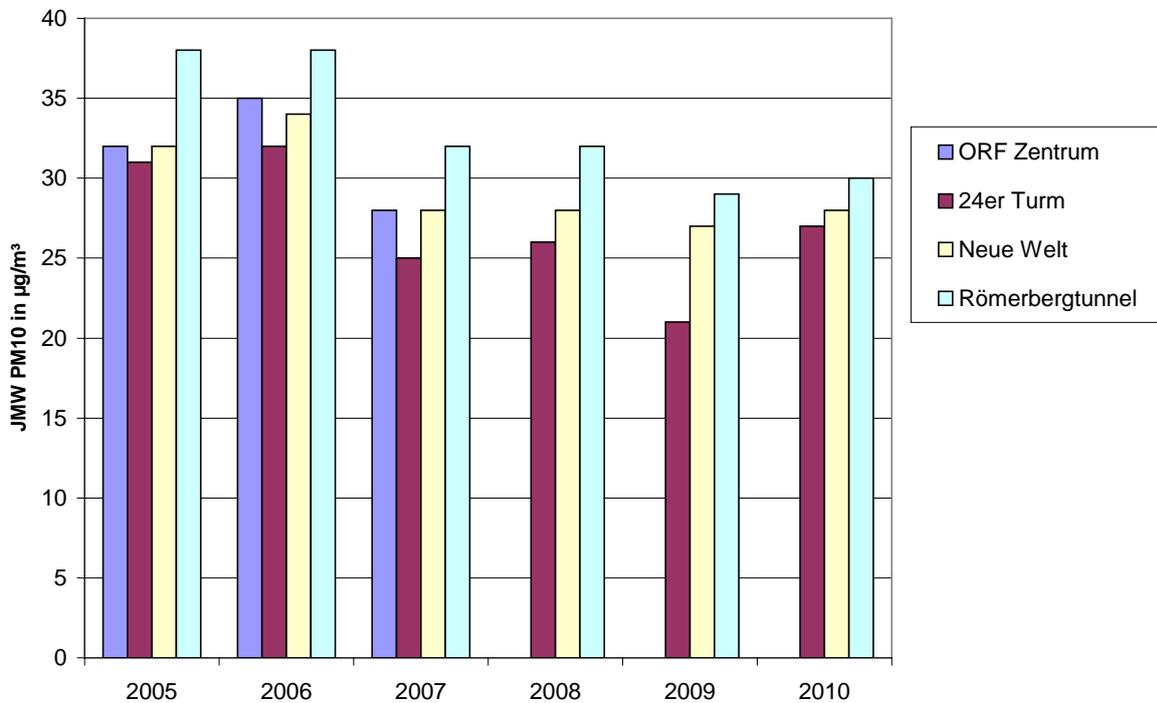


Abbildung 4-5: Trend der jahresdurchschnittlichen PM₁₀-Belastung im Raum Linz

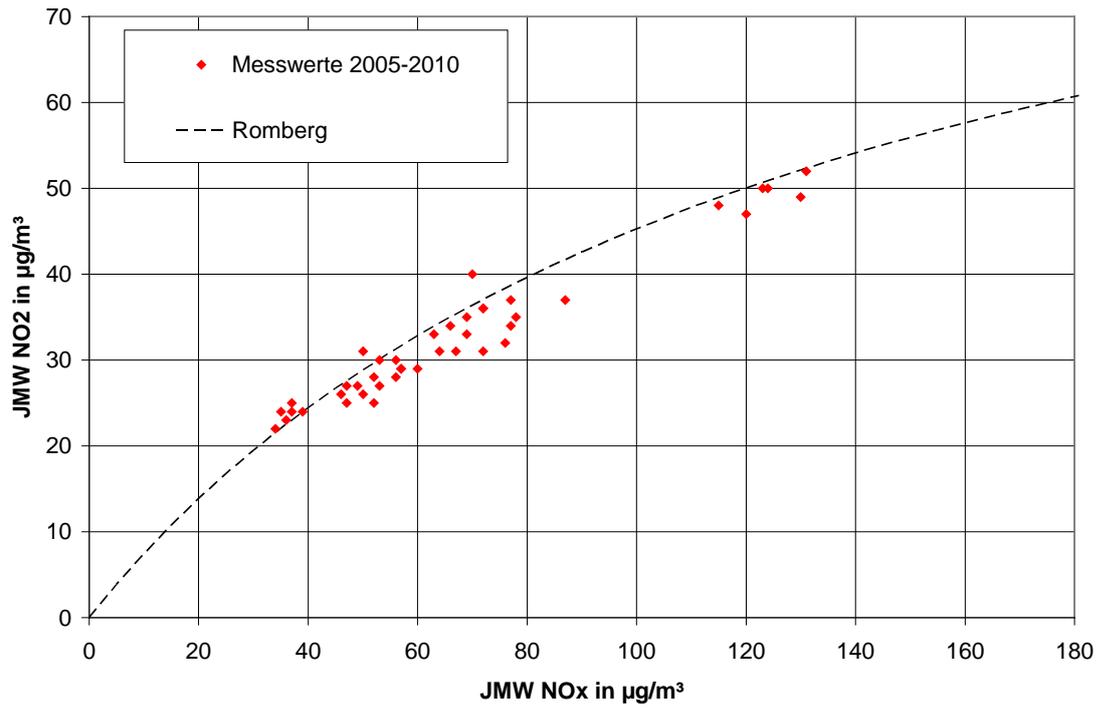


Abbildung 4-6: Vergleich der Rombergfunktion mit Messdaten im Untersuchungsgebiet

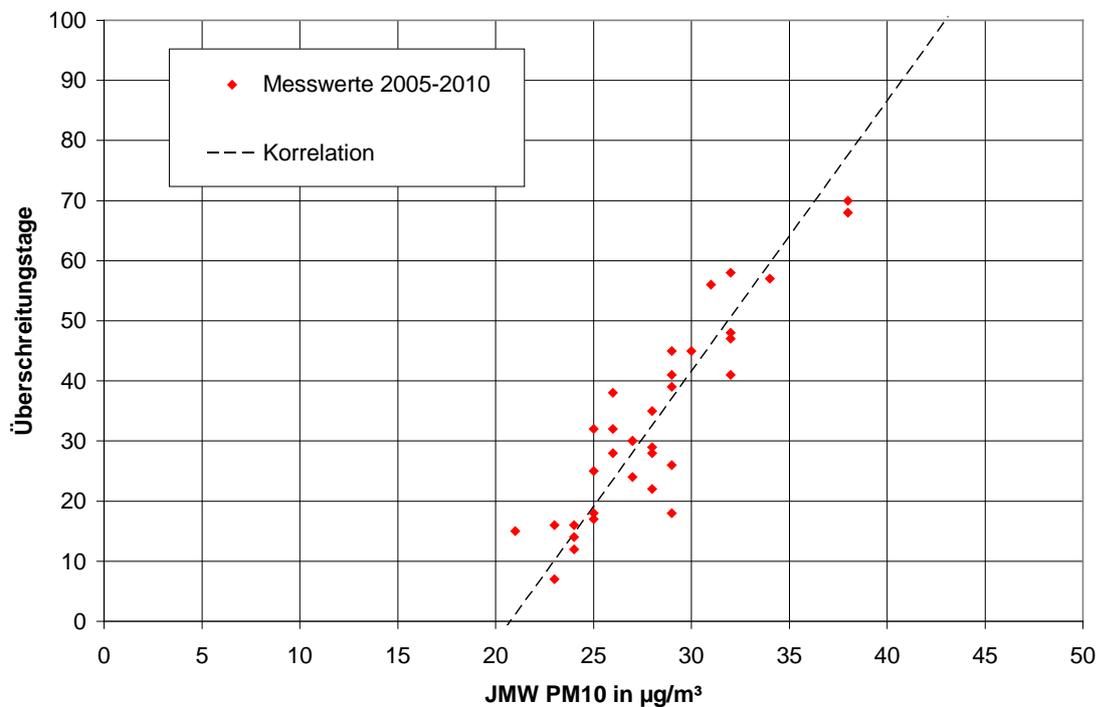


Abbildung 4-7: Vergleich der UBA-Korrelation mit Messdaten im Untersuchungsgebiet

4.3 Emissionen

Zur Übersicht werden in diesem Kapitel die Emissionen innerhalb des Berechnungsgebietes dargestellt. In Tabelle 4-4 sind die Emissionen der Punkt-, Linien- und Flächenquellen aufgelistet. Die Anteile der unterschiedlichen Quellen an den Gesamtemissionen innerhalb Untersuchungsgebietes werden in Abbildung 4-8 dargestellt.

Mehr als die Hälfte der NO_x-Emissionen kommen aus den Punktquellen, 30% sind den Linienquellen zuzuordnen und 15% den Flächenquellen. Bei den NO_x-Linienquellen sind die Anteile der Pkws und Lkws in etwa gleich groß, und bei den Flächenquellen stellen die Haushalte die dominierende Quelle dar.

Für PM₁₀ beträgt der Anteil der Punktquellen an den Gesamtemissionen fast 60%, ca. 25% sind den Linienquellen zuzuordnen und 15% den Flächenquellen. Bei den PM₁₀-Linienquellen beträgt der Anteil der Abrieb- und Aufwirbelungsemissionen über 50% und bei den PM₁₀-Flächenquellen stellen die Haushalte die dominierende Quelle dar.

Bei den Punktquellen ist zu beachten, dass vor allem die emissionsstarken Kamine wesentlich höhere Quellhöhen als bodennahe Quellen (z.B. Verkehr) aufweisen, und dadurch niedrigere Immissionsbeiträge verursachen.

Tabelle 4-4: Emissionen im Berechnungsgebiet

		NO _x t/Jahr	PM ₁₀ t/Jahr	Quellgruppe
Punktquellen	nicht Voest	1503	204	1
	Voest	3098	320	2
Linienquellen	PKW	1186	75	3
	LKW	1347	37	4
	Non-exhaust (Abrieb und Aufwirbelung)		123	5
	Haushalte	447	91	6
Flächenquellen	Industrie	19	3	7
	Infrastruktur	127	17	8
	Natur und LW	121	4	9
	Öffentliche Gebäude	245	16	10
	Flächenverkehr	151	10	11
	Summe		8243	900

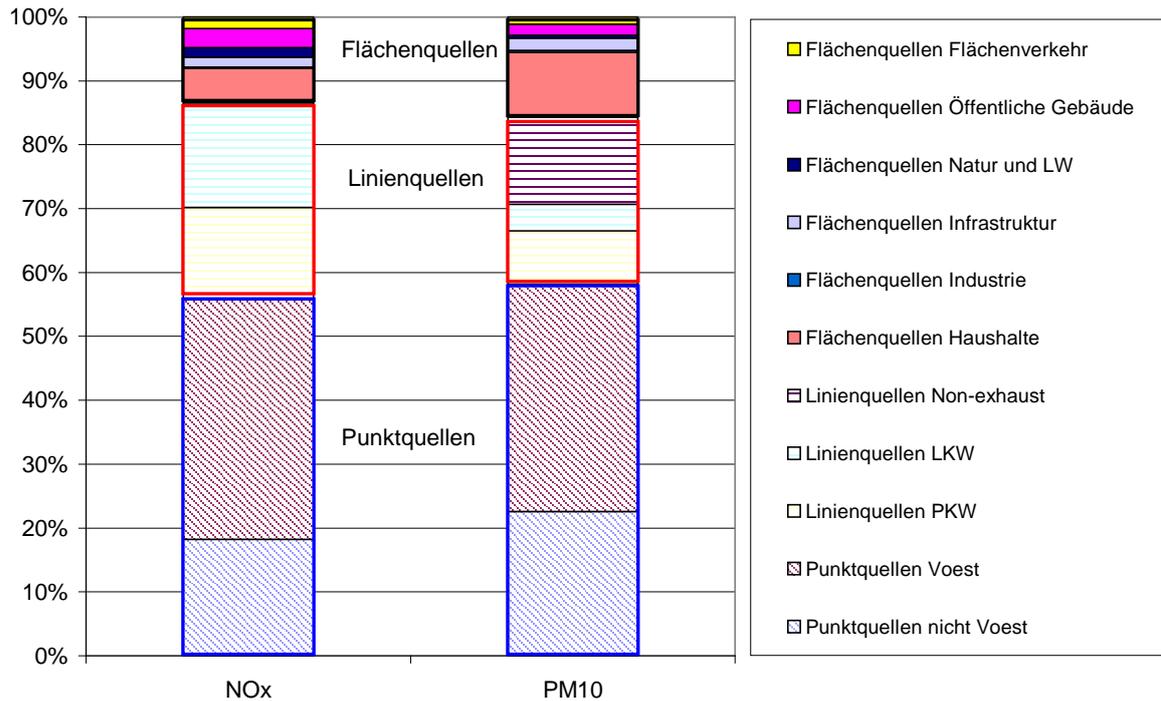


Abbildung 4-8: Anteile der verschiedenen Quellen an den NOx- und PM10-Emissionen

In den folgenden Abbildungen wird die räumliche Verteilung der Punkt-, Linien- und Flächenquellen innerhalb des Untersuchungsgebietes dargestellt.

Bei einem großen Teil der 250 Punktquellen (Abbildung 4-9 und Abbildung 4-10) handelt es sich um Kamine der Voest. Die maximale Kaminemission beträgt 1121 Tonnen NOx pro Jahr, bzw. 138 Tonnen Staub pro Jahr.

Bei den Linienquellen weisen die Westautobahn (A1) und die Mühlkreisautobahn (A7) aufgrund der großen Verkehrsbelastung die größten NOx- und PM10-Emissionen auf. Zur übersichtlicheren Darstellung wurden die Emissionen auf den Autobahnen in Abbildung 4-11 und Abbildung 4-12 verdoppelt, da die Fahrrichtungen getrennt digitalisiert wurden. Insgesamt werden in der Simulation über 4000 Straßenabschnitte mit einer Gesamtlänge von über 1000 km berücksichtigt.

In Abbildung 4-13 und Abbildung 4-14 werden die Summen der NOx- und PM10-Flächenemissionen dargestellt. Erwartungsgemäß sind diese im Stadtzentrum am höchsten.

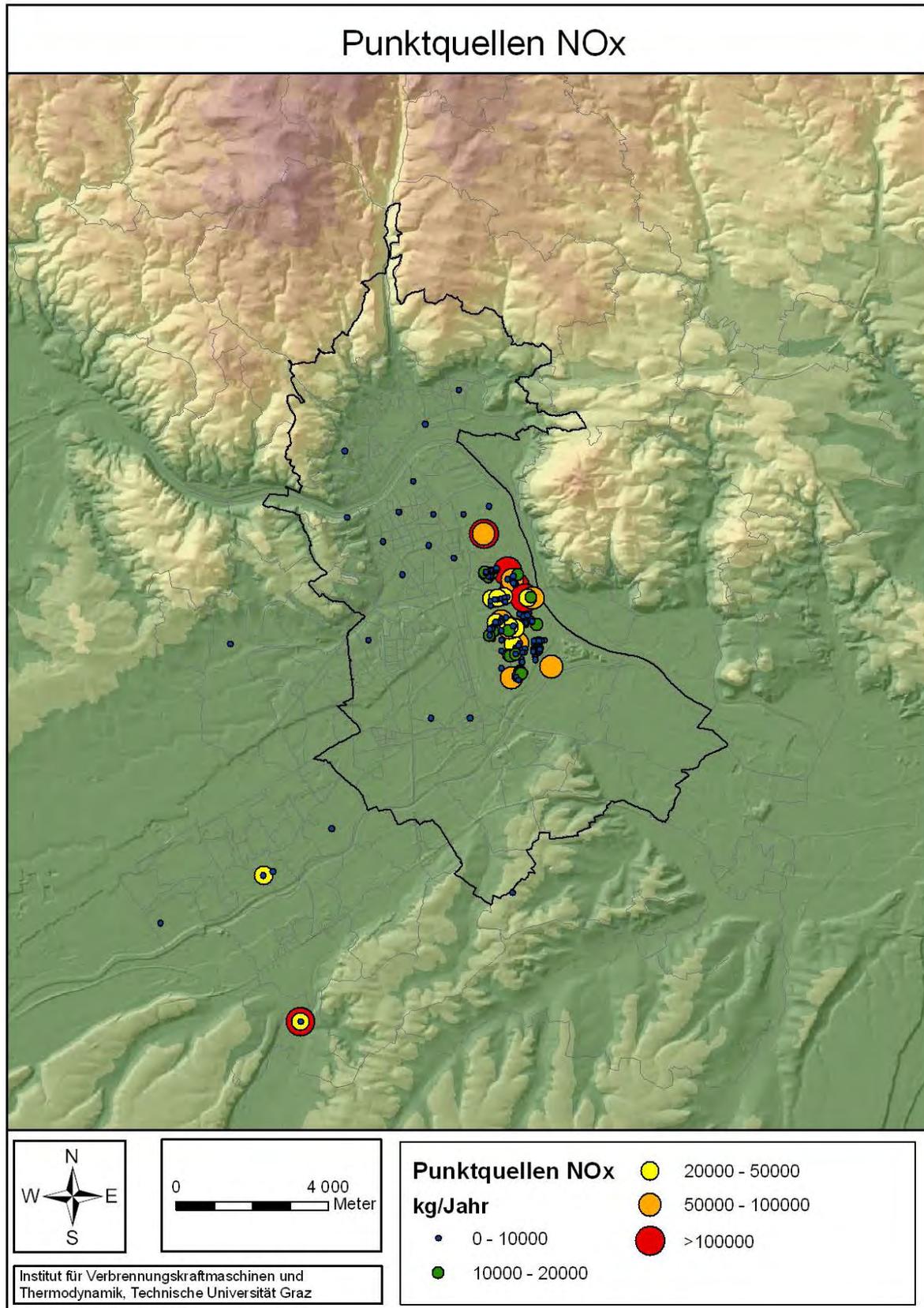


Abbildung 4-9: NOx-Punktquellen im Untersuchungsgebiet

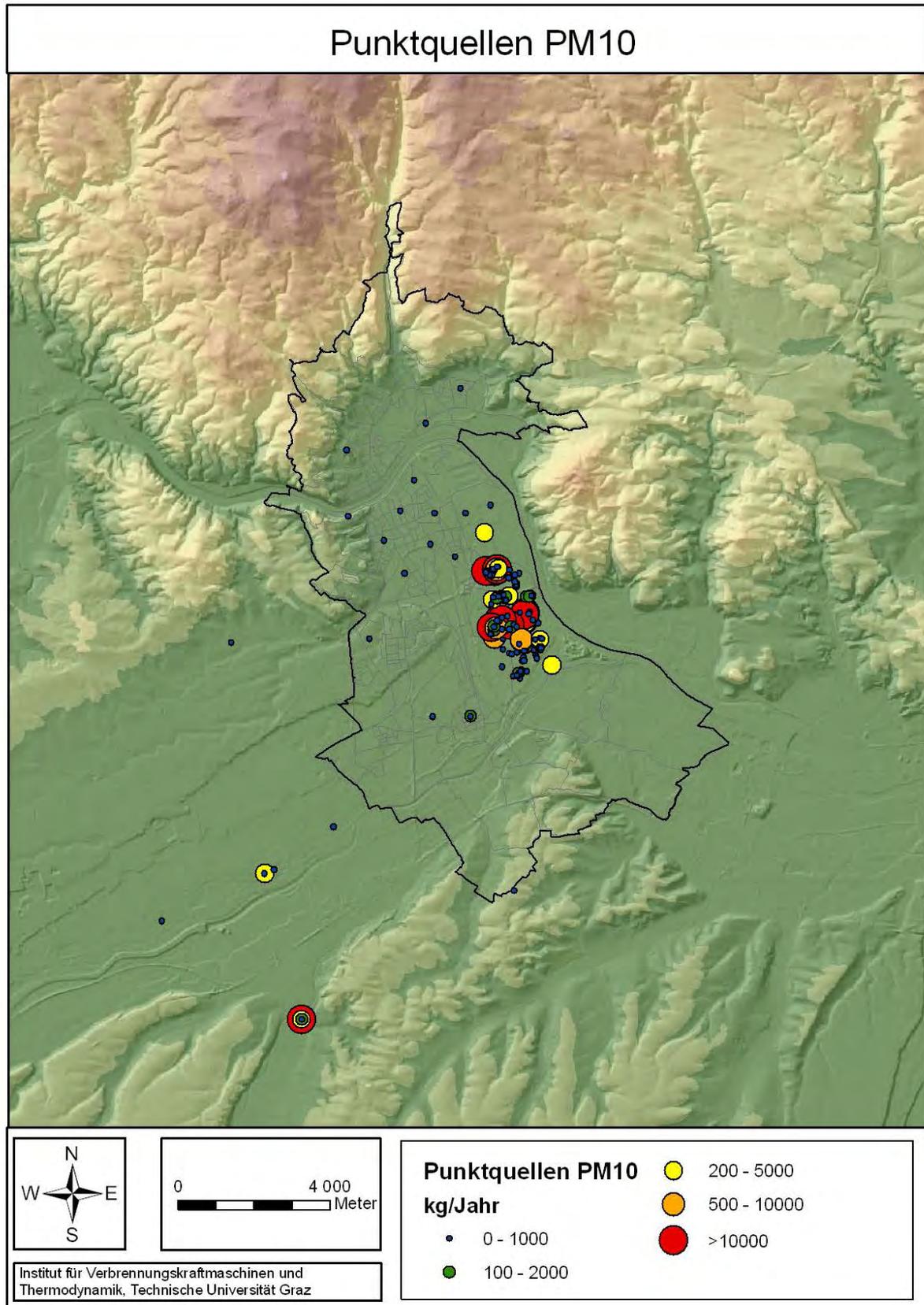


Abbildung 4-10: PM10-Punktquellen im Untersuchungsgebiet

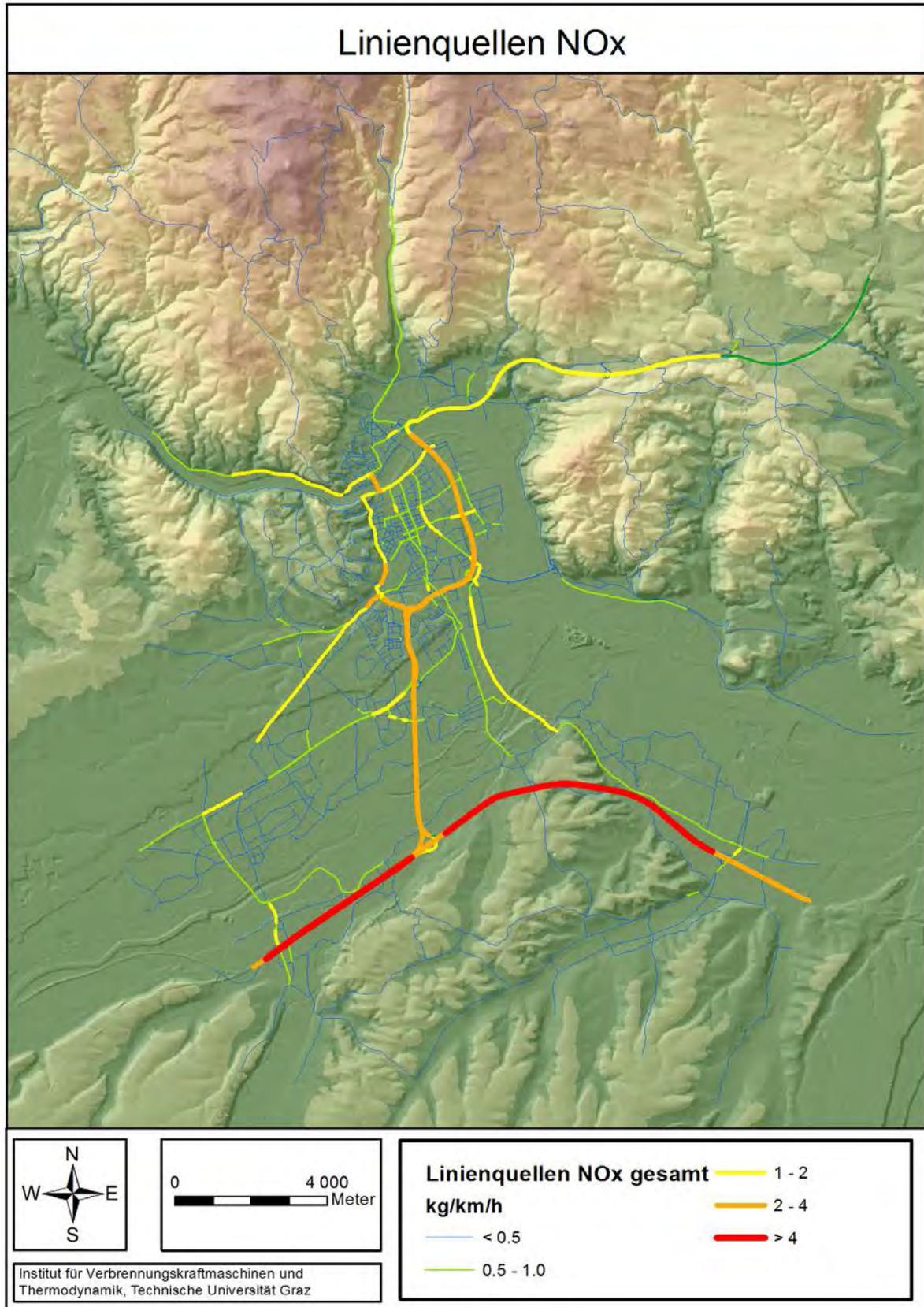


Abbildung 4-11: NOx-Linienquellen im Untersuchungsgebiet

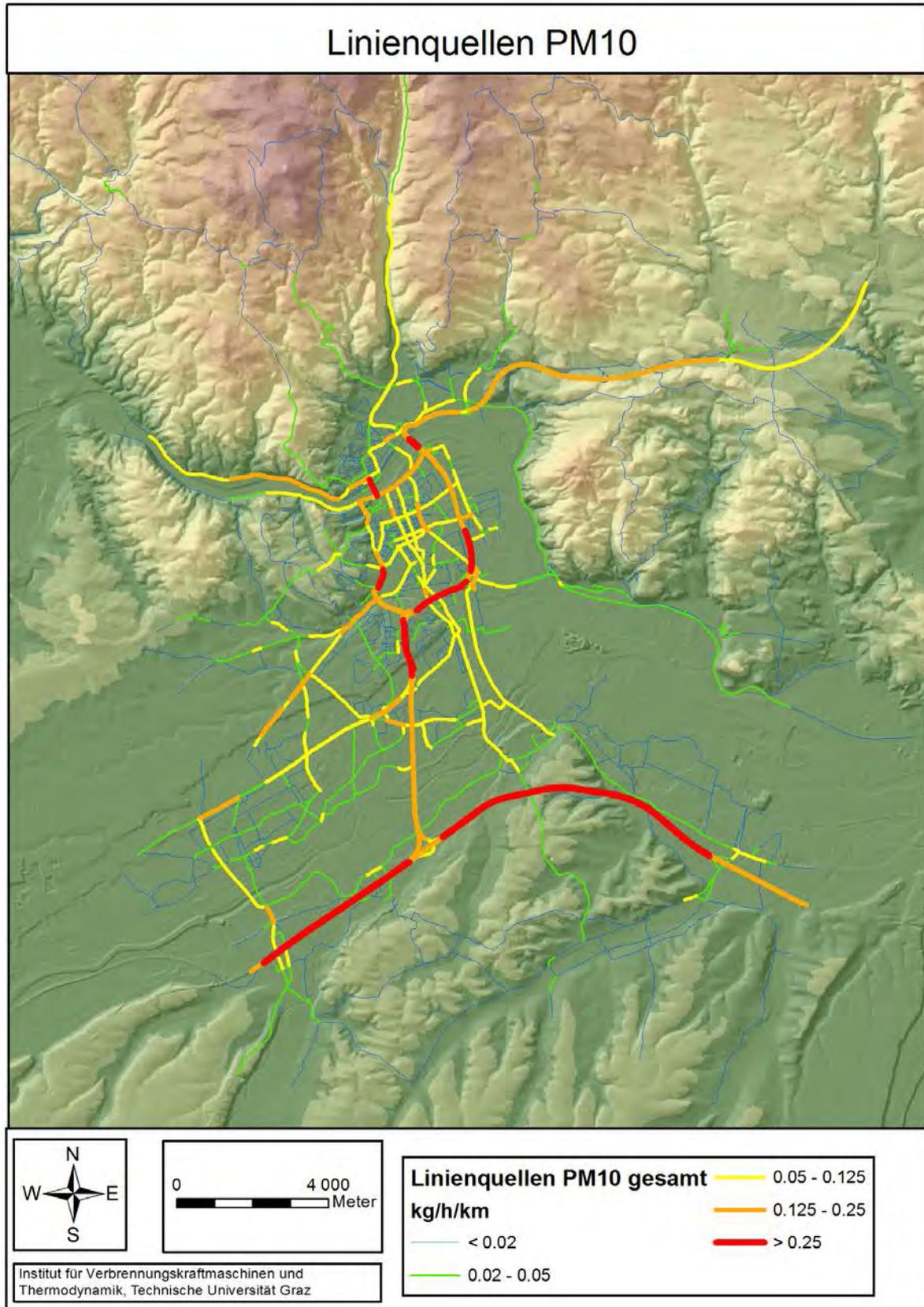


Abbildung 4-12: PM10-Linienquellen im Untersuchungsgebiet

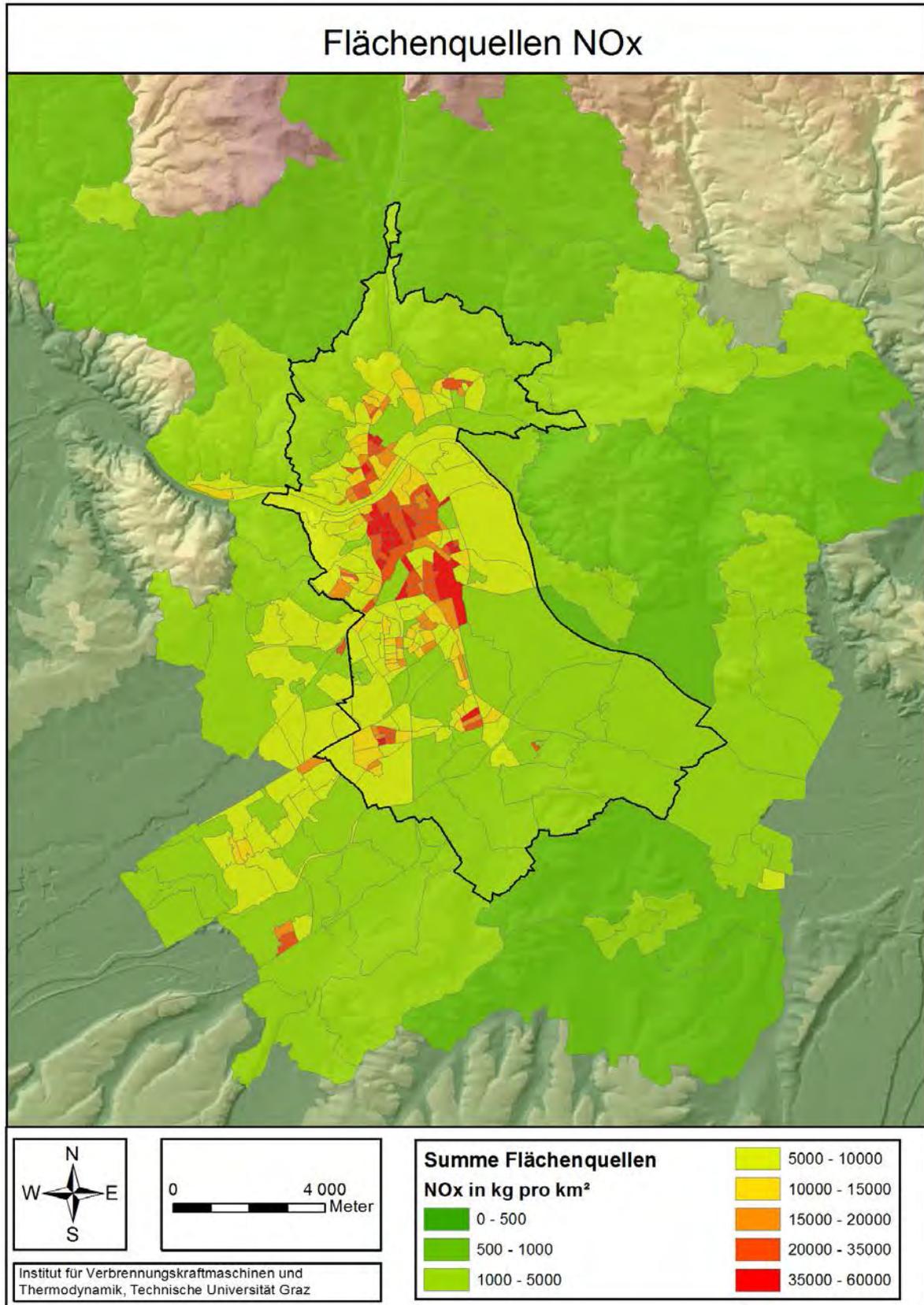


Abbildung 4-13: NOx-Flächenquellen im Untersuchungsgebiet

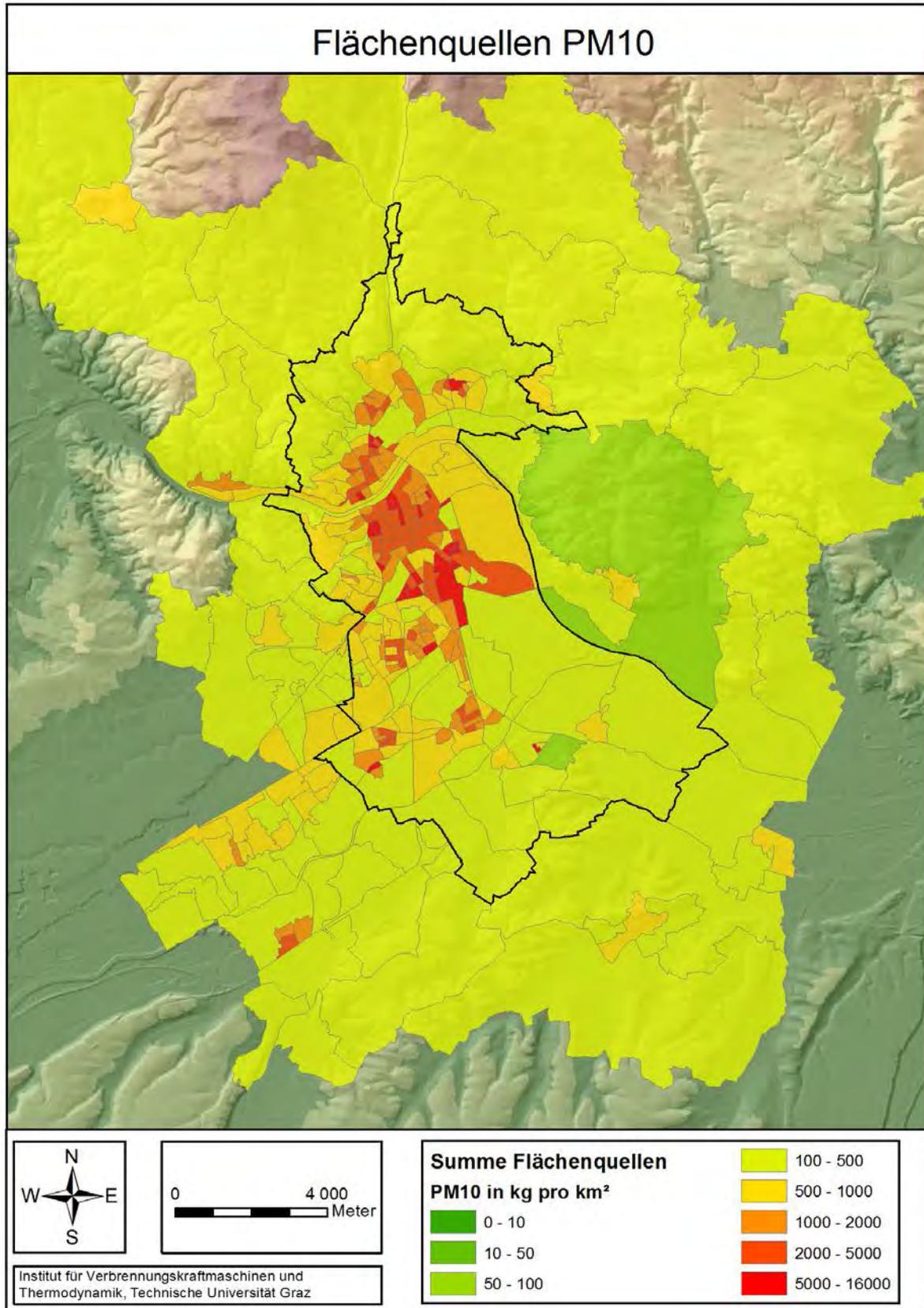


Abbildung 4-14: PM10-Flächenquellen im Untersuchungsgebiet

5. SIMULATIONEN

5.1 Windfeldmodellierung

Die Modellierung der Strömungssituationen wurde mit dem Modell GRAMM mit einer horizontalen Auflösung von 100 x 100 m durchgeführt. Als Eingangsdaten wurde die Messdaten der Station Magdalenaberg aus dem Jahr 2005 verwendet. Die Daten wurden klassifiziert und in eine Ausbreitungsklassenstatistik umgewandelt. Insgesamt wurden 455 klassifizierte Wetterlagen simuliert. In Abbildung 5-1 wird als Beispiel das bodennahe Windfeld (10 m über Grund) für eine einzelne Wetterlage dargestellt.

Für die Validierung der Ergebnisse wurden Häufigkeitsverteilungen von Windrichtung und –geschwindigkeit für verschiedene Messstationen im Untersuchungsgebiet ausgewertet und mit den Simulationsergebnissen verglichen.

In Abbildung 5-2 sind die Windrosen der Simulation im Vergleich mit den Windrosen der Messungen dargestellt. Grundsätzlich ist die Übereinstimmung der Hauptwindrichtungen bei fast allen Stationen sehr gut, allerdings wird der Einfluss des Haselgrabens im Modell nicht entsprechend wiedergegeben.

Abbildung 5-3 zeigt die simulierten und gemessenen Windgeschwindigkeitsverteilungen an den einzelnen Messstationen. Bei den Stationen mit erhöhter Lage (Freinberg, Magdalenaberg) ist die Übereinstimmung relativ gut, die Abweichung bei den einzelnen Geschwindigkeitsklassen sind zum Teil darauf zurückzuführen, dass im Modell andere Klassen definiert worden sind (0-1m/s, 1-2m/s, usw.). Die jahresdurchschnittliche Windgeschwindigkeit stimmt mit den gemessenen Werten gut überein. Für die tiefer gelegenen Stationen im Linzer Stadtgebiet (24er Turm, Neue Welt) ergeben sich etwas höhere Abweichungen. Das Modell überschätzt die Windgeschwindigkeiten und unterschätzt den Kalmenanteil geringfügig.

Es sei an dieser Stelle angemerkt, dass in der Windfeldsimulation im Jahr 2007 nur 3 Ausbreitungsklassen verwendet wurden, um die Anzahl der klassifizierten Wetterlagen möglichst gering zu halten. Bei niedrigen Quellenhöhen ist die Auswirkung dieser Vereinfachung relativ gering, bei hohen Punktquellen hat diese Vereinfachung größere Auswirkungen, da sehr labile und sehr stabile Wetterlagen nicht entsprechend abgebildet werden.

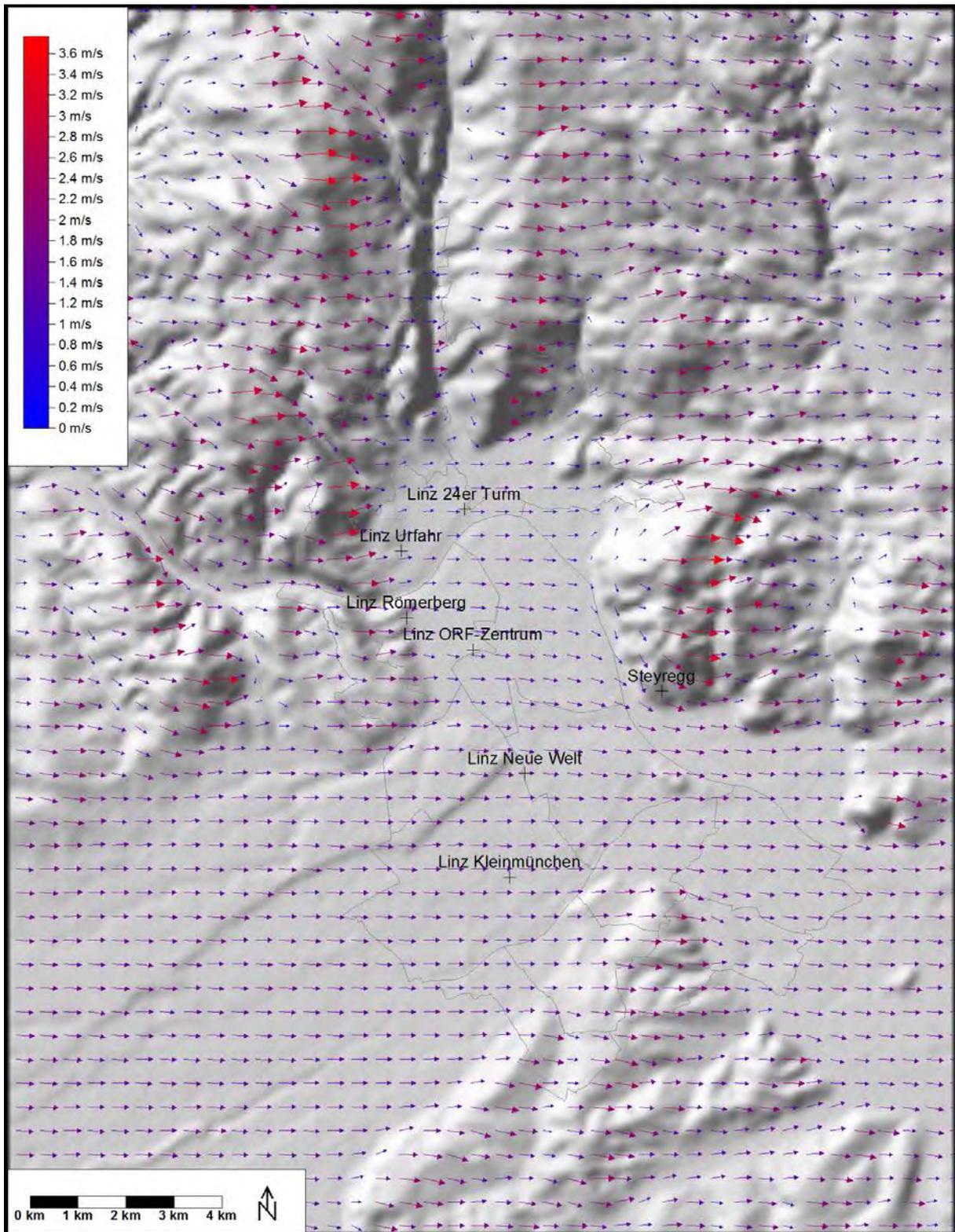
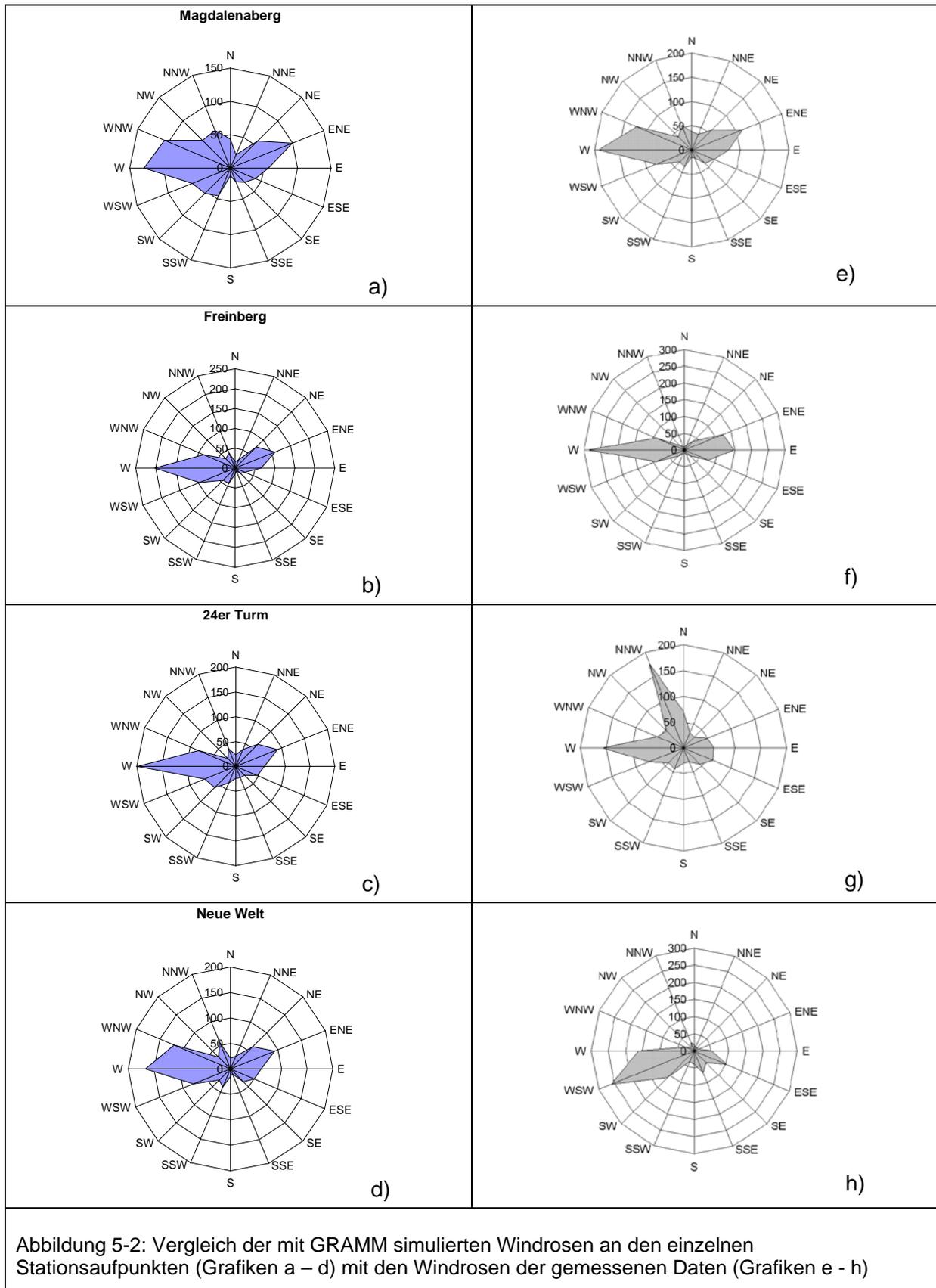


Abbildung 5-1: Schnitt des Strömungsfelds in 10 m über Grund für die Wetterlage 2 (stabile Anströmung mit 1,5 m/s aus dem Sektor 28)



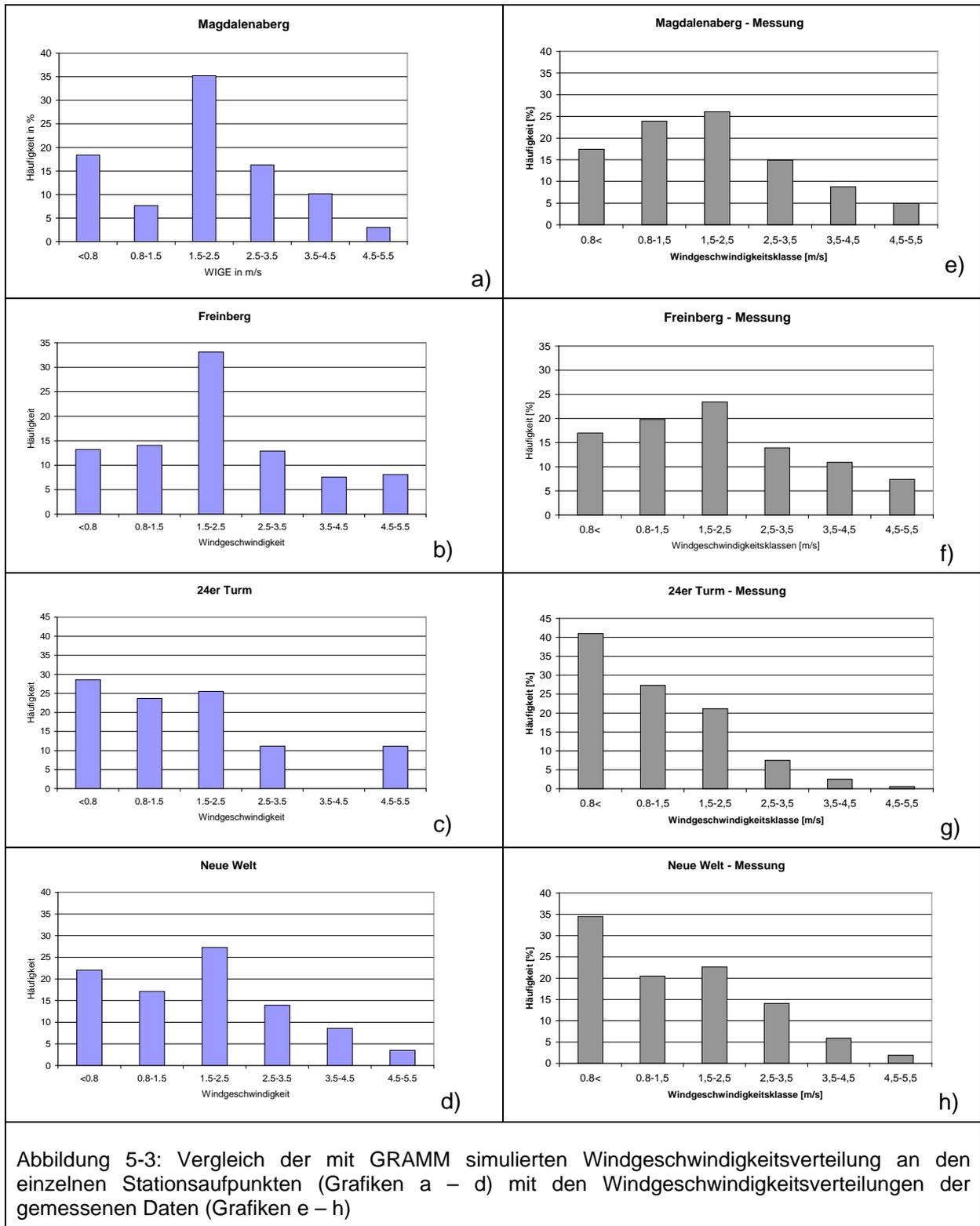


Abbildung 5-3: Vergleich der mit GRAMM simulierten Windgeschwindigkeitsverteilung an den einzelnen Stationsaufpunkten (Grafiken a – d) mit den Windgeschwindigkeitsverteilungen der gemessenen Daten (Grafiken e – h)

5.2 Stickoxide (NO_x)

5.2.1 Simulationsergebnisse

Da der Schadstoff NO_x nur sehr gering vom überregionalen Schadstofftransport geprägt wird und auch die Emissionen mit geringeren Unsicherheiten behaftet sind als für den Schadstoff PM₁₀, eignet sich dieser sehr gut für die Validierung der gesamten Modellkette. Vor allem die verkehrsbedingten PM₁₀-Emissionen durch Abrieb und Aufwirbelung sowie die biogenen Emissionen sind sehr schwierig quantifizierbar. In den folgenden Abbildungen werden die Simulationsergebnisse der bodennahen jahresdurchschnittlichen NO_x-Konzentrationen für die verschiedenen Quellgruppen dargestellt.

Der Anteil der Kaminemissionen beträgt ca. 60% der gesamten NO_x-Emissionen im Berechnungsgebiet. Da vor allem die stärksten Punktquellen aus hohen Kaminen emittieren, sind deren Immissionsbeiträge relativ niedrig. Östlich des Werksgeländes der Voest betragen die Belastungen über 20 µg/m³, in einigen Bereichen über 30 µg/m³. Westlich des Werksgeländes der Voest betragen die Belastungen über 10 µg/m³ bis in ca. 3 km Entfernung. In der Innenstadt liegen die Belastungen zwischen 5 und 10 µg/m³ und in Urfahr unter 5 µg/m³. Im Vergleich mit modellierten Immissionsbeiträgen von Punktquellen in anderen Städten (Wien, Graz) ist der Einfluss auf die urbane Grundbelastung relativ hoch.

Die berechneten Immissionsbelastungen durch den PKW-Verkehr zeigen typischerweise einen starken Konzentrationsgradienten in Abhängigkeit von der Entfernung zu verkehrsbelasteten Straßen. Entlang der Autobahn erreichen die Belastungen über 50 µg/m³. In der Innenstadt und entlang von Hauptverkehrsstraßen liegen die Belastungen zwischen 30 und 50 µg/m³.

Die Immissionsbelastung durch den LKW-Verkehr ergibt ein ähnliches Bild. Sehr hohe Belastungen treten entlang der Autobahn auf, die Belastung im innerstädtischen Bereich fällt etwas geringer aus.

Die Quellgruppe Haushalte hat den höchsten Anteil an den Flächenemissionen. Die Immissionsbelastungen liegen in der Innenstadt über 10 µg/m³. Im restlichen Stadtgebiet liegen die Belastungen zwischen 2 und 10 µg/m³.

Die Flächenquelle Industrie kann praktisch vernachlässigt werden, da die meisten Emissionen den Punktquellen zugeordnet wurden. Im gesamten Berechnungsgebiet treten keine Belastungen über 1 µg/m³ auf.

Die Flächenquelle Infrastruktur umfasst Emissionen auf der Donau und den Bahnhöfen. Laut Information des Auftraggebers ist die räumliche Zuordnung der Emissionen des Frachtenbahnhofs nicht mehr aktuell. Deshalb wird die Quellgruppe Infrastruktur in den weiteren Auswertungen nicht berücksichtigt.

Die NO_x-Emissionen der Quellgruppe Natur und Landwirtschaft sind sehr gering, dadurch treten im gesamten Berechnungsgebiet keine Belastungen über 1 µg/m³ auf.

Die Emissionen der Quellgruppe Flächenverkehr wurden während der Durchführung dieser Untersuchung korrigiert. Da die Ausbreitungsrechnungen zu diesem Zeitpunkt schon abgeschlossen waren, wurde das berechnete Konzentrationsfeld entsprechend dem Verhältnis der Emissionen skaliert. Die Immissionsbelastung liegt im Stadtbereich zwischen 2 und 5 µg/m³.

Die Summe der modellierten jahresdurchschnittlichen Immissionsbeiträge ohne die Quellgruppe Infrastruktur und ohne Hintergrundbelastung wird in Abbildung 5-13 dargestellt. In der gesamten Innenstadt beträgt die Belastung über 50 µg/m³ und entlang der Autobahnen und Hauptverkehrsstraßen über 100 µg/m³.

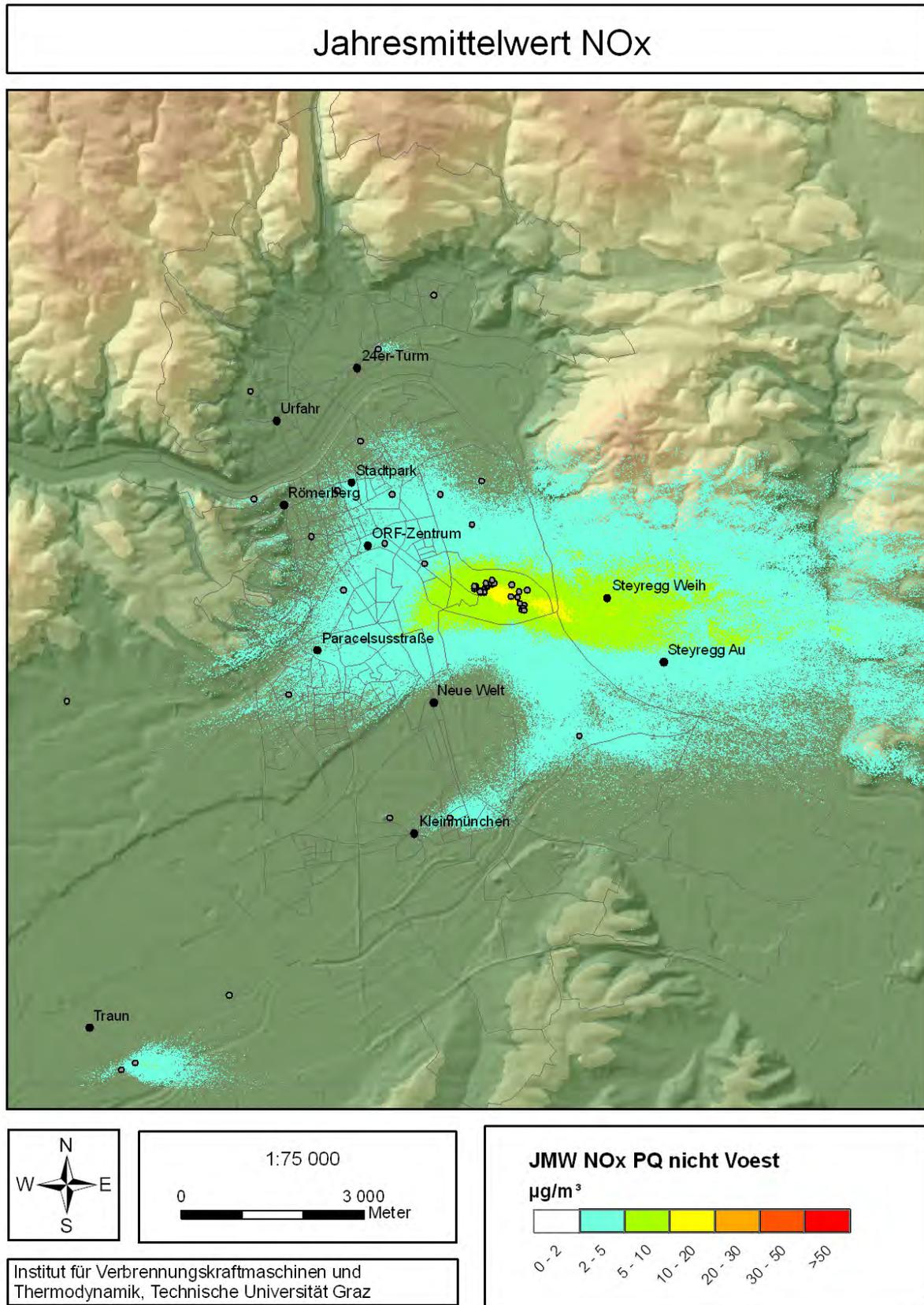


Abbildung 5-4: Modellierter jahresdurchschnittlicher NOx-Immissionsbeitrag – Punktquellen (nicht Voest)

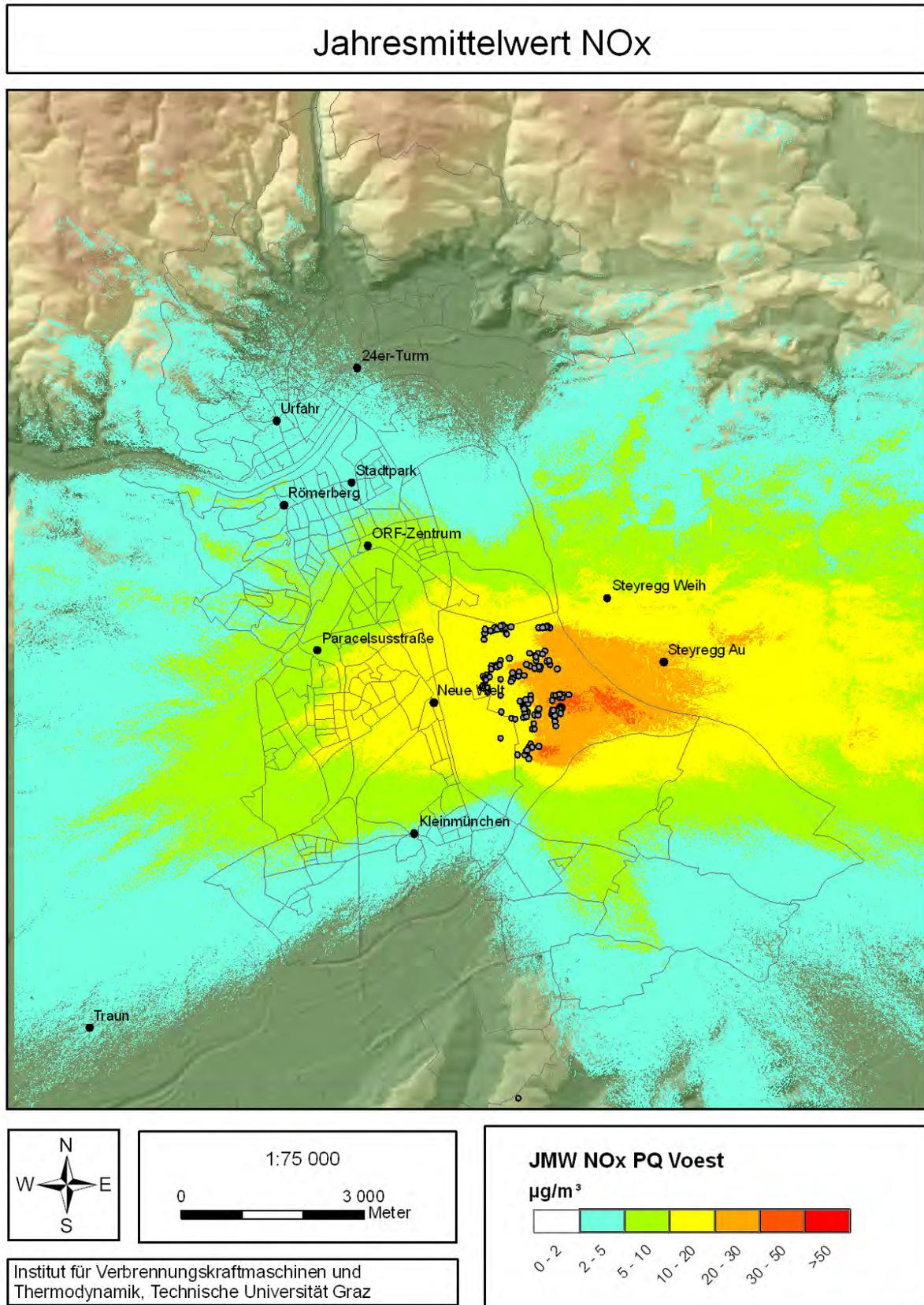


Abbildung 5-5: Modellierter jahresdurchschnittlicher NOx-Immissionsbeitrag – Punktquellen (Voest)

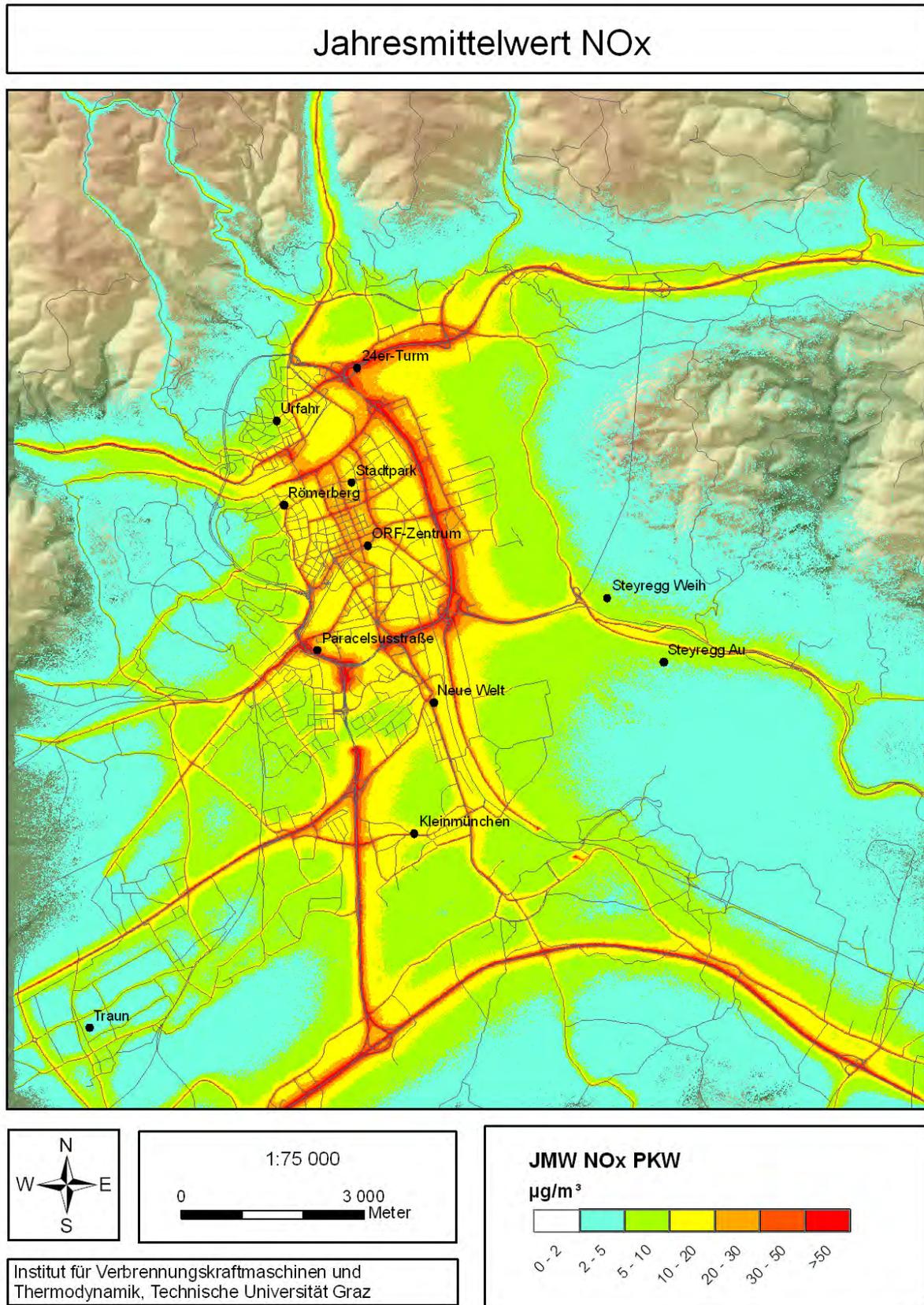


Abbildung 5-6: Modellierter jahresdurchschnittlicher NOx-Immissionsbeitrag – PKW

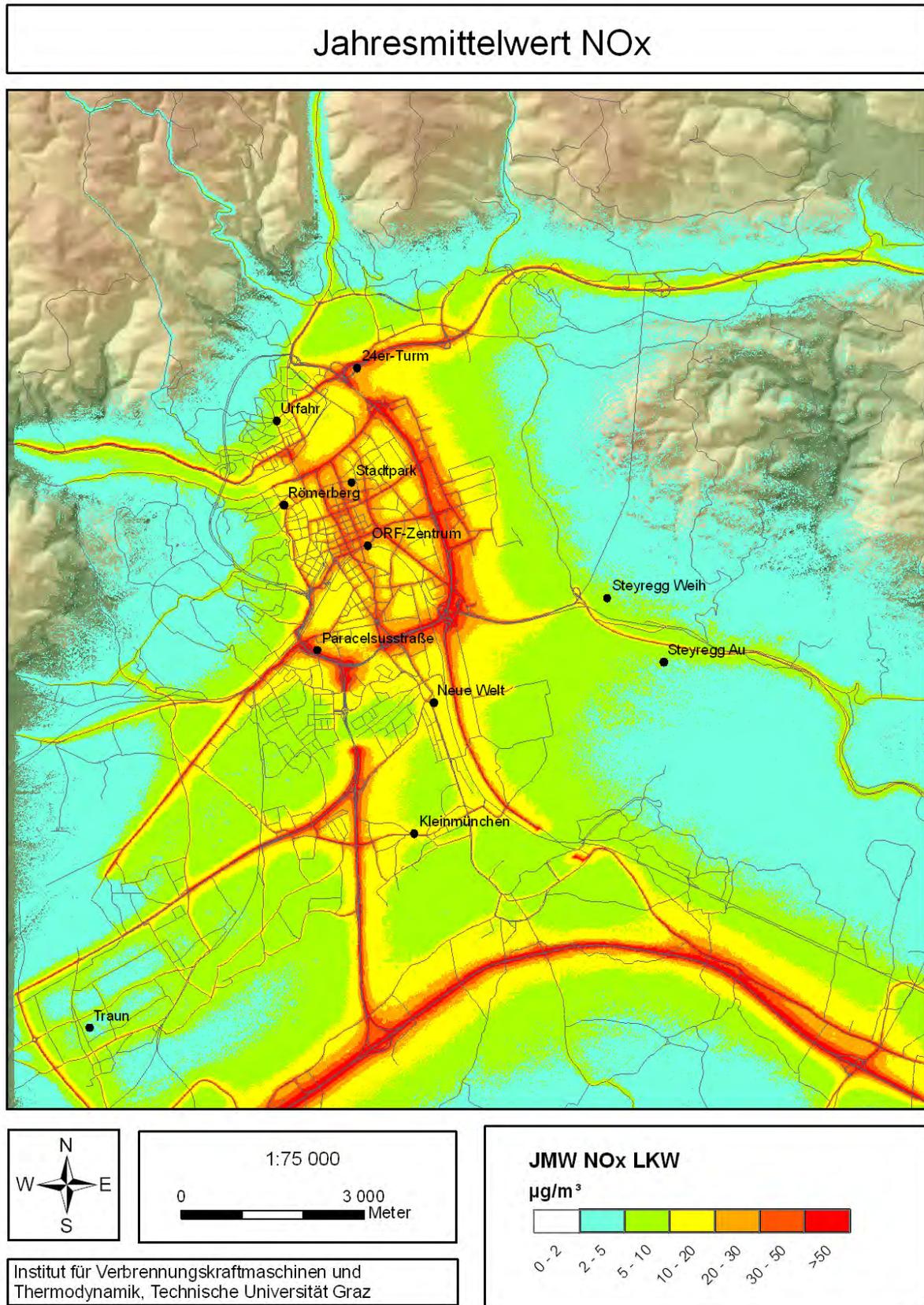


Abbildung 5-7: Modellierter jahresdurchschnittlicher NOx-Immissionsbeitrag – LKW

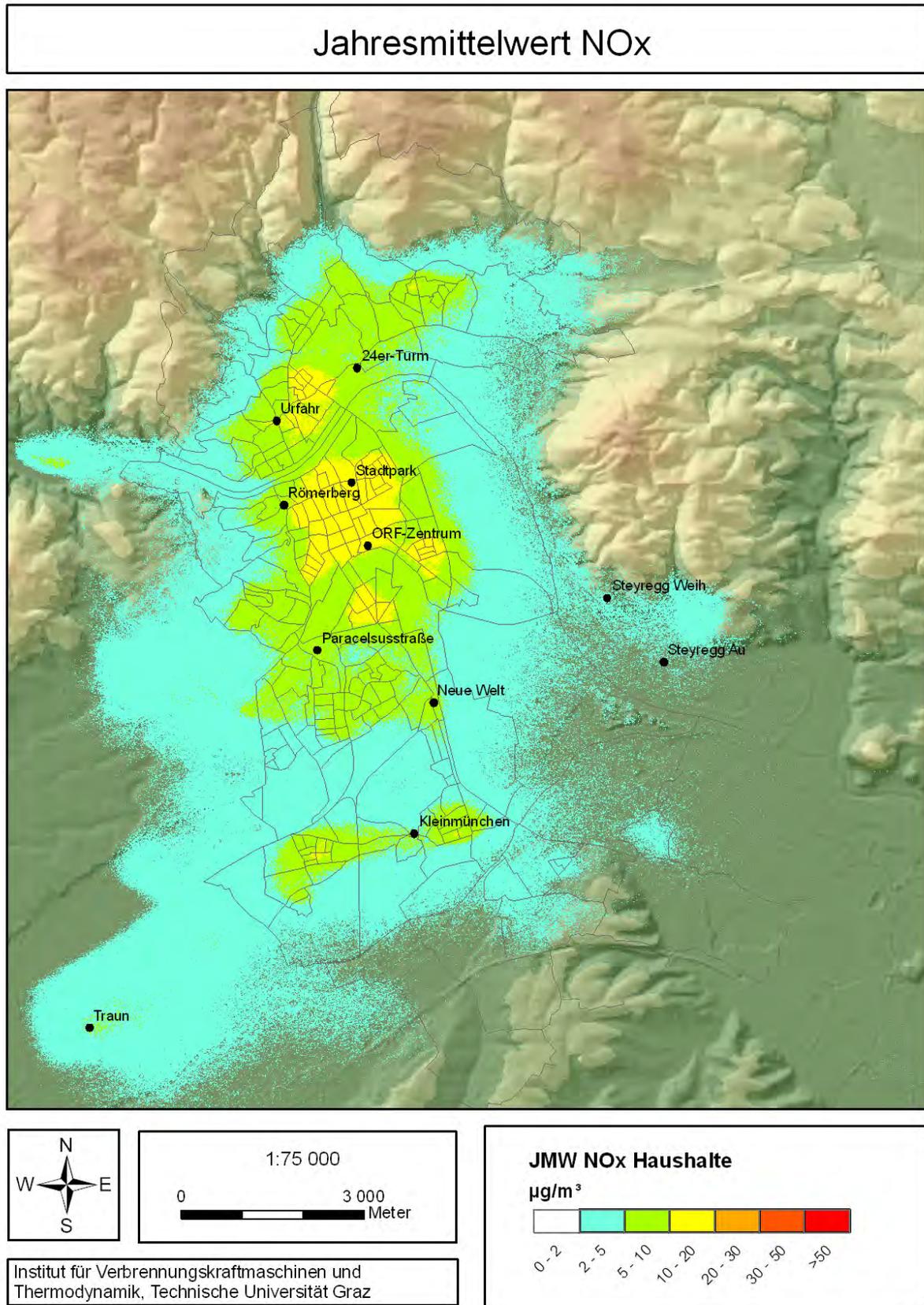


Abbildung 5-8: Modellierter jahresdurchschnittlicher NOx-Immissionsbeitrag – Haushalte

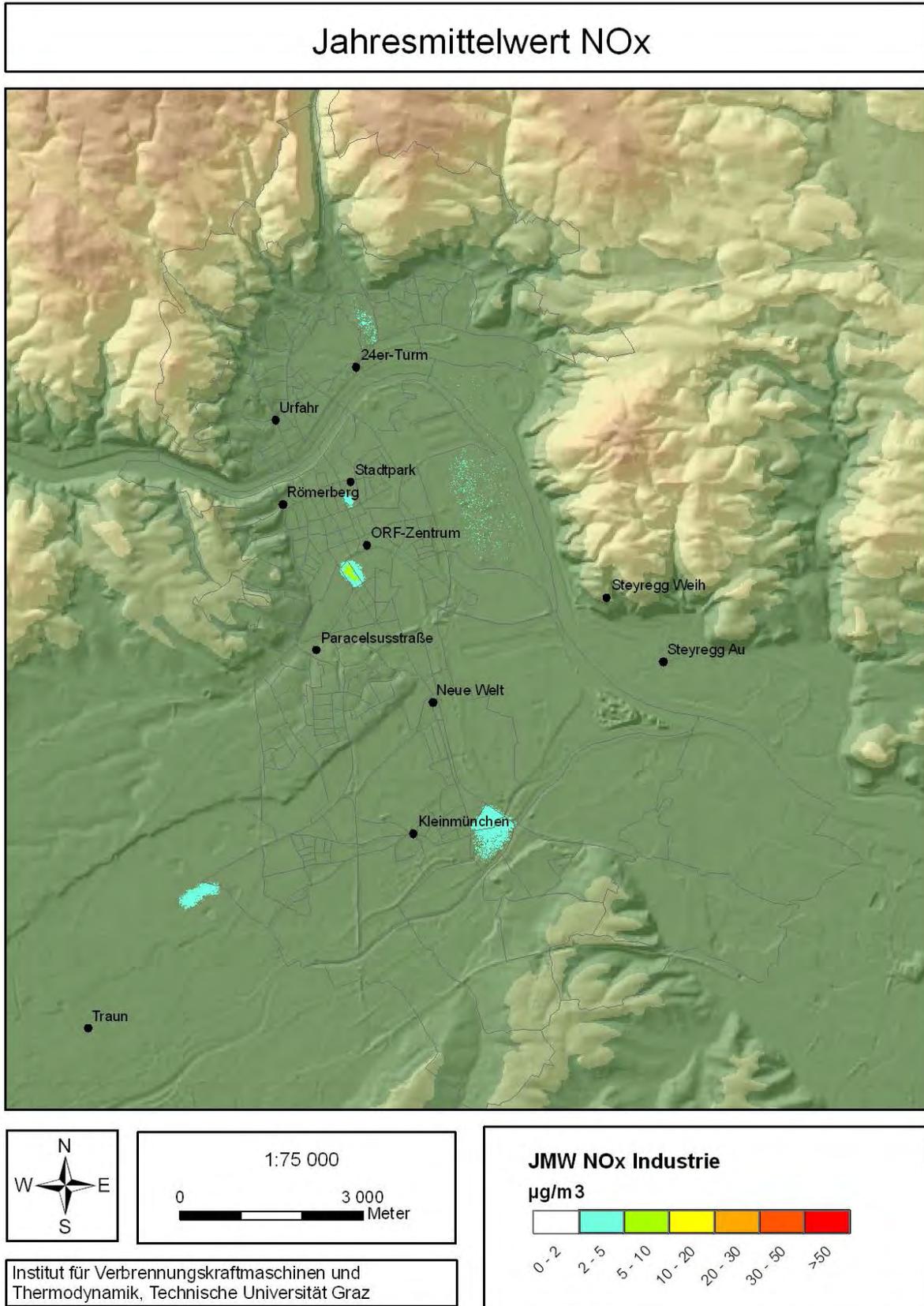


Abbildung 5-9: Modellierter jahresdurchschnittlicher NOx-Immissionsbeitrag – Industrie (Flächenquellen)

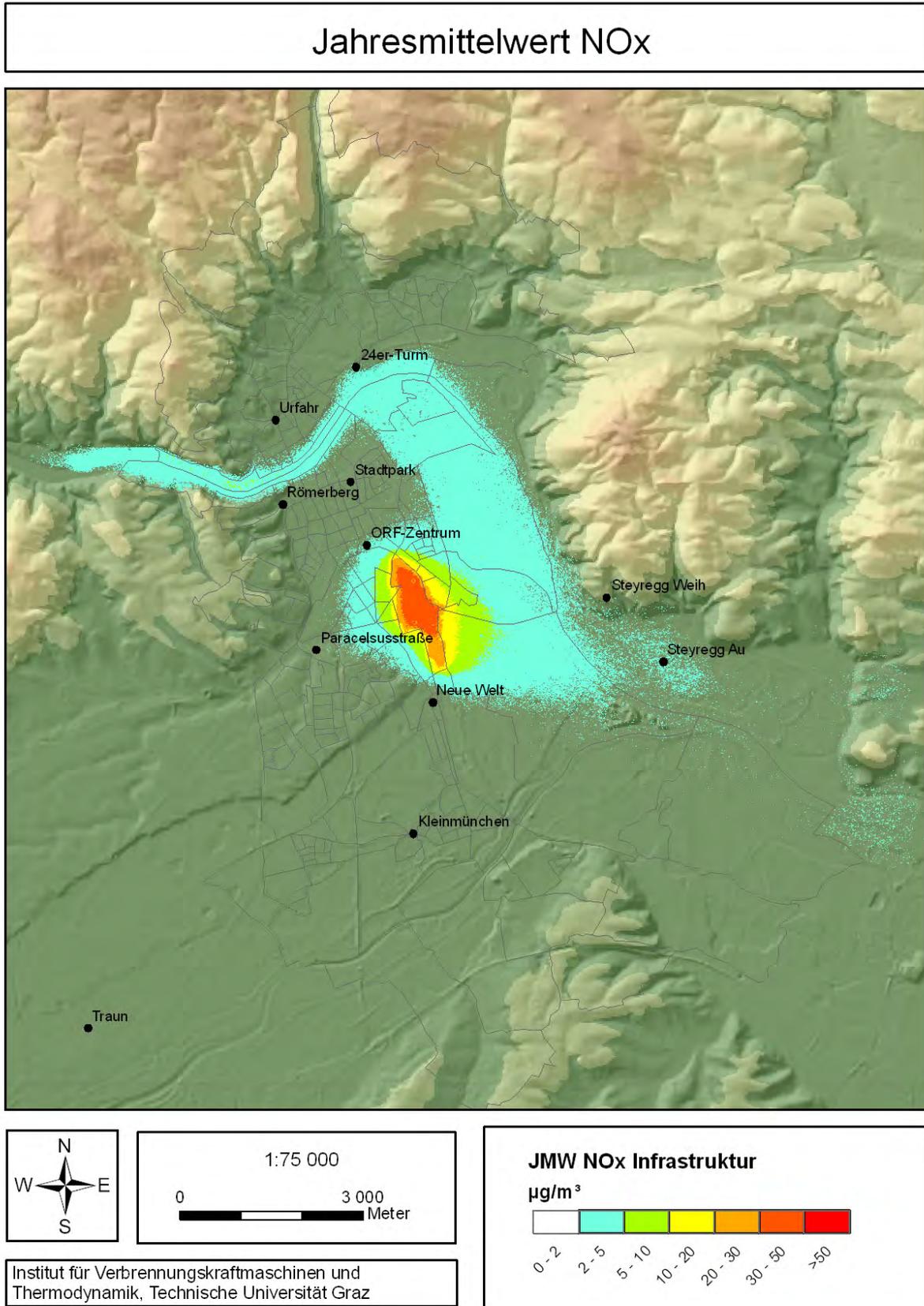


Abbildung 5-10: Modellierter jahresdurchschnittlicher NOx-Immissionsbeitrag – Infrastruktur

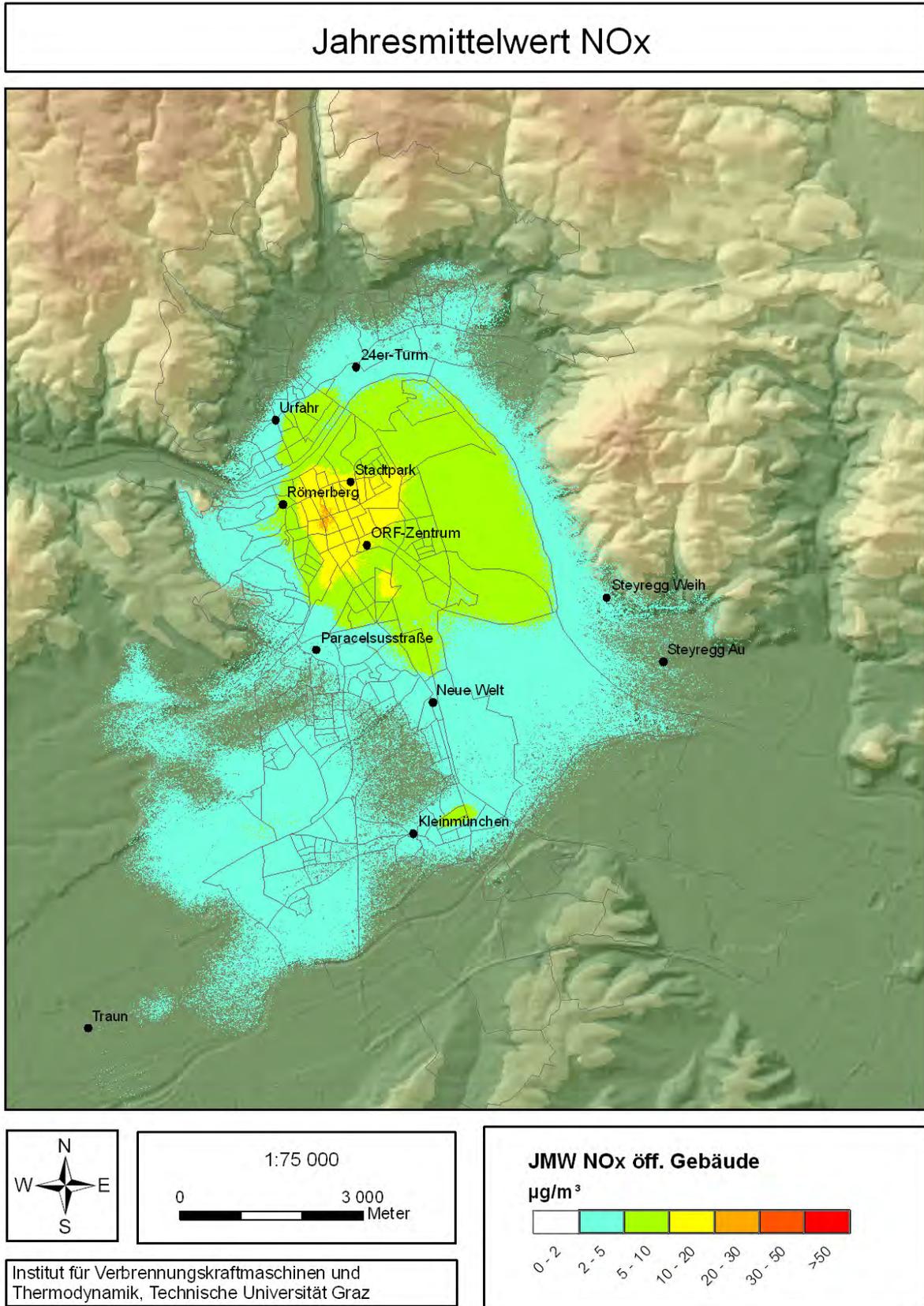


Abbildung 5-11: Modellierter jahresdurchschnittlicher NOx-Immissionsbeitrag – Öffentliche Gebäude

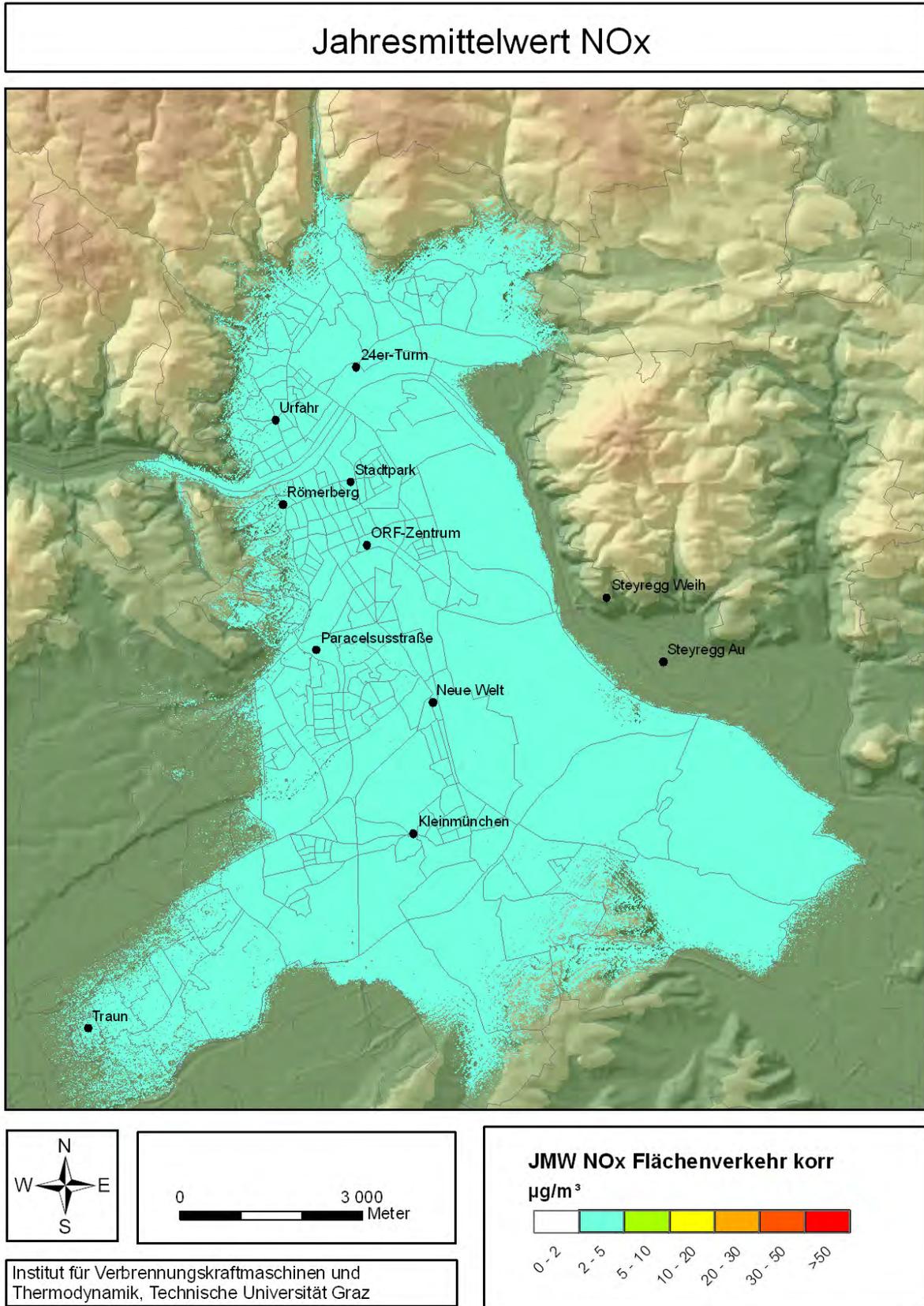


Abbildung 5-12: Modellierter jahresdurchschnittlicher NOx-Immissionsbeitrag – Flächenverkehr (skaliert)

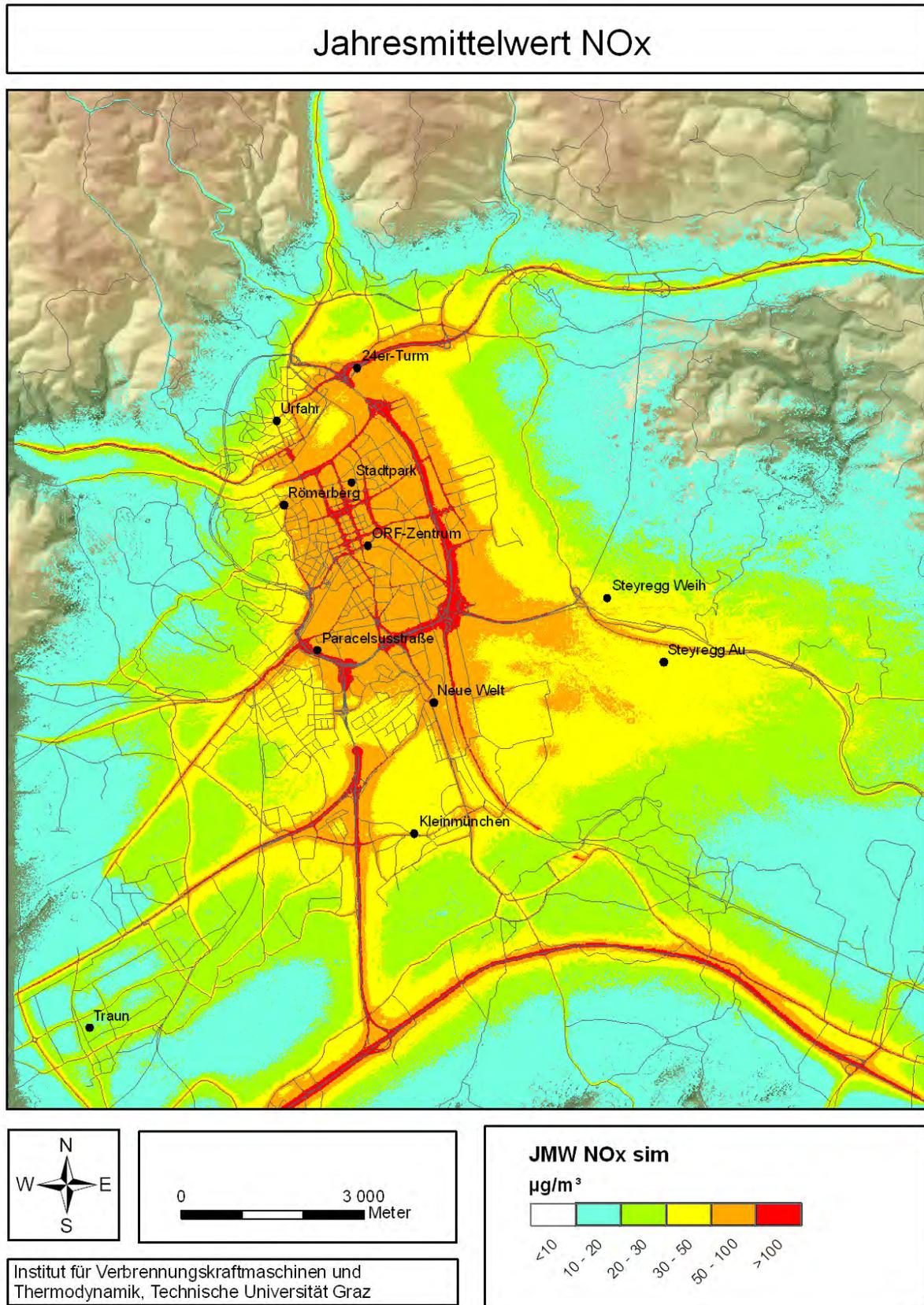


Abbildung 5-13: Modellierter Jahresmittelwert an NOx – ohne Infrastruktur und ohne Hintergrundbelastung

5.2.2 Vergleich mit Messdaten

In Abbildung 5-15 werden die Simulationsergebnisse mit den Messwerten aus dem Jahr 2005 der Luftgütestationen im Untersuchungsgebiet verglichen. Bei den Stationen Römerberg, 24er-Turm und ORF-Zentrum fallen die simulierten Werte höher aus als die Messwerte, bei den Stationen Traun und Urfahr niedriger als die Messwerte. Aus dem Schnittpunkt der Trendgeraden mit der y-Achse lässt sich eine Hintergrundbelastung von ca. $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$ abschätzen. Die Steigung der Trendgeraden lässt darauf schließen, dass die Simulation die Zusatzbelastungen überschätzt (Steigung 0,63).

Für diese Überschätzung kommen verschiedene Faktoren innerhalb der Rechenkette in Frage (Emissionen, Windfelder, Modellvereinfachungen, siehe Kapitel 6), eine genaue Quantifizierung der Einflussfaktoren ist jedoch nicht möglich. Die beste Übereinstimmung mit den Messwerten ergibt sich, wenn die modellierte NO_x-Belastung mit dem Faktor 0,7 multipliziert wird und eine Vorbelastung von $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$ addiert wird (Abbildung 5-16). Der Vergleich dieser korrigierten jahresdurchschnittlichen NO_x-Belastung mit den Messwerten ist in Abbildung 5-17 und Abbildung 5-18 dargestellt. Die Stationen Traun und Urfahr werden immer noch etwas unterschätzt und die Stationen 24er-Turm und ORF-Zentrum etwas überschätzt. Insgesamt ergibt sich eine gute Korrelation zwischen Simulation und Messung (Steigung =1,02 und $R^2=0,84$).

Die Überschätzung bei der Station ORF-Zentrum kann zum Teil darauf zurückgeführt werden, dass die Station auf einem Wall steht, welcher im Modell nicht berücksichtigt wurde. Das bedeutet, dass die effektive Ansaughöhe dieser Station deutlich höher ist, als bei den anderen Stationen. Die Simulationsergebnisse wurden jedoch 3 m über Grund ausgewertet. In der Untersuchung aus dem Jahr 2007 [33] wurde diese Station (als einzige) ebenfalls überschätzt, obwohl in der damaligen Studie niedrigere Emissionen berechnet wurden. Die Überschätzung bei der Station 24er-Turm kann zum Teil auf das modellierte Windfeld zurückgeführt werden. Der Einfluss des Haselgrabens wird im Modell nicht entsprechend wiedergegeben. Außerdem ist der Gradient der Schadstoffkonzentration in der Nähe von Autobahnen sehr groß und führt deshalb zu größeren Abweichungen. Die Unterschätzung bei der Station Traun ist plausibel, da Emissionen außerhalb des Berechnungsgebietes nicht berücksichtigt werden und sich diese Station am Rand des Berechnungsgebietes befindet.

Bei der Hintergrundmessstelle Enzenkirchen des Umweltbundesamtes wurde im Jahr 2005 ein Jahresmittelwert an NO_x von $15 \mu\text{g}/\text{m}^3$ und im Jahr 2006 ein Jahresmittelwert an NO_x von $16 \mu\text{g}/\text{m}^3$ gemessen. Für den Raum Linz ist eine etwas höhere Vorbelastung von $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$ durchaus plausibel, da die Emissionen außerhalb des Berechnungsgebietes im Modell nicht berücksichtigt werden.

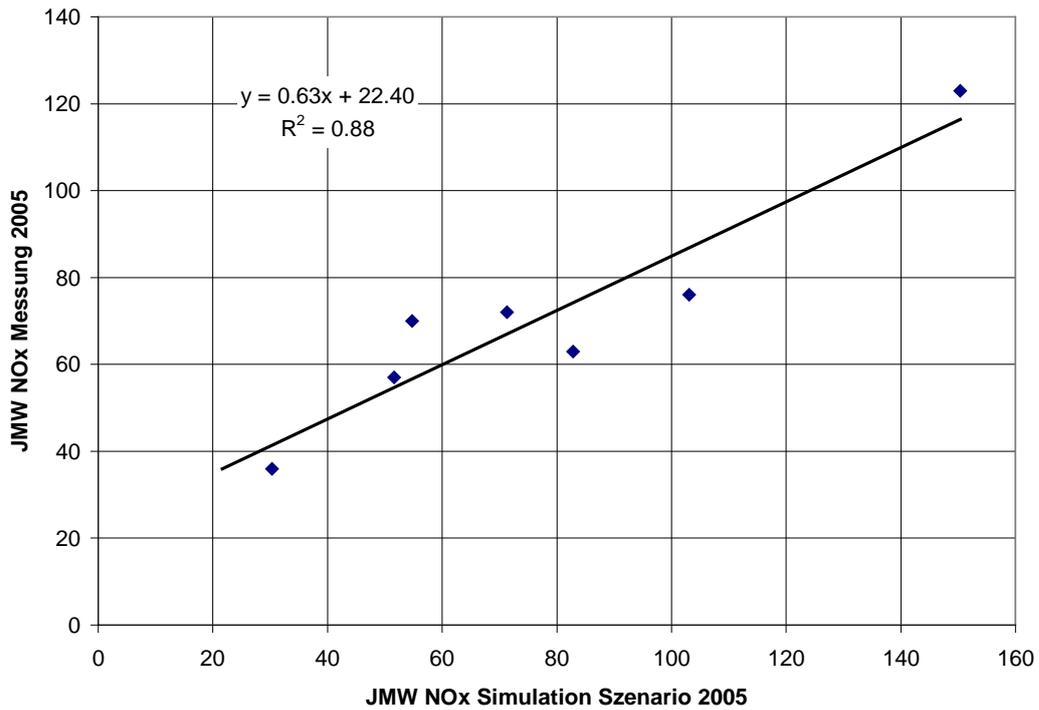


Abbildung 5-14: Vergleich zwischen gemessenen und modellierten Jahresmittelwerten an NOx -1

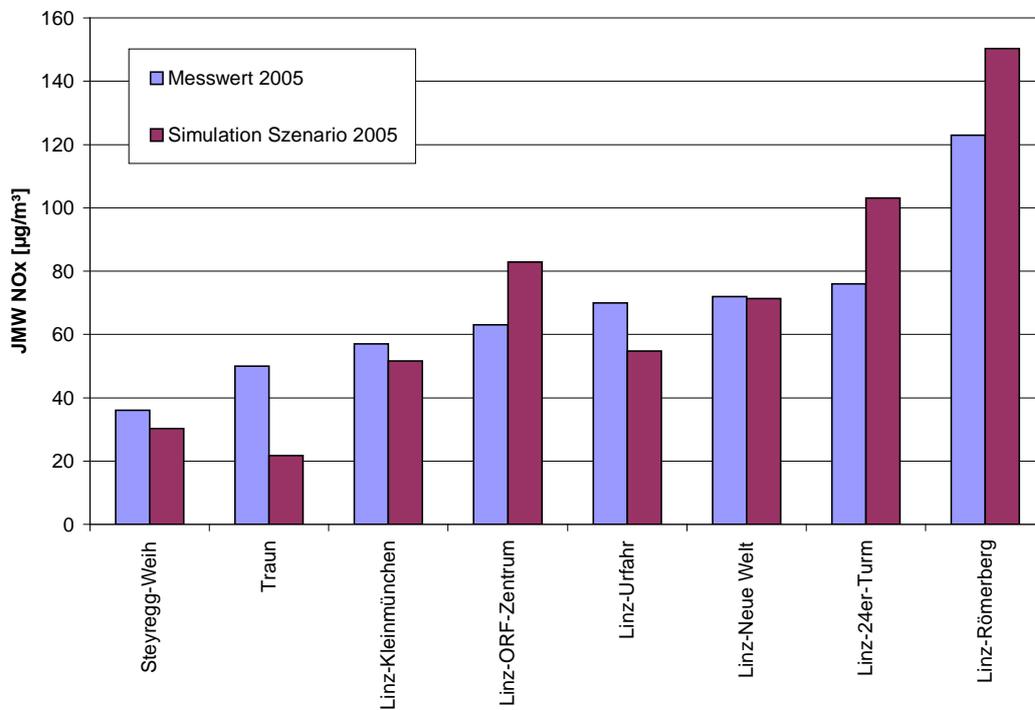


Abbildung 5-15: Vergleich zwischen gemessenen und modellierten Jahresmittelwerten an NOx -2

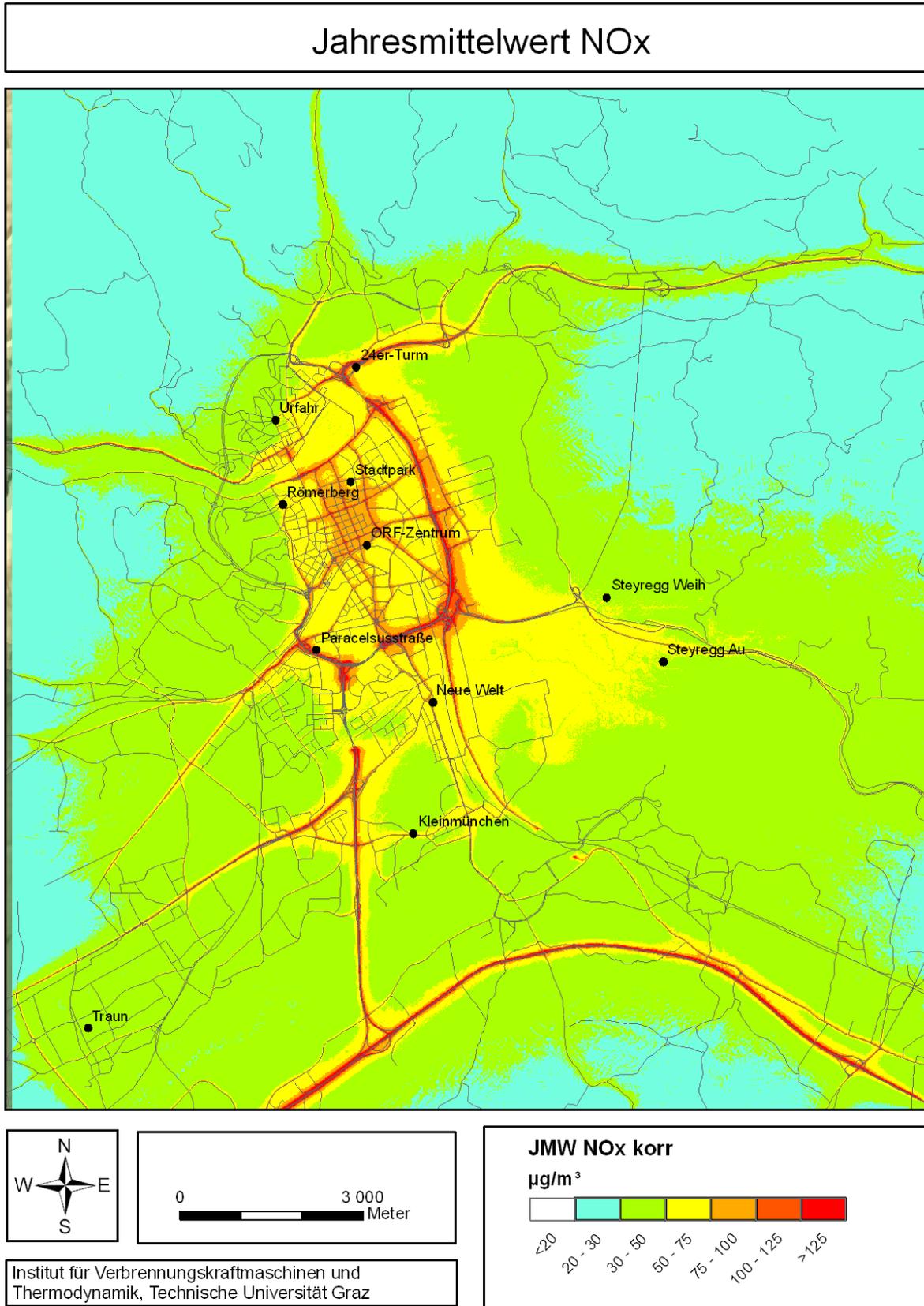


Abbildung 5-16: Modellierter Jahresmittelwert an NOx– korrigiert und inklusive 20 µg/m³ Vorbelastung

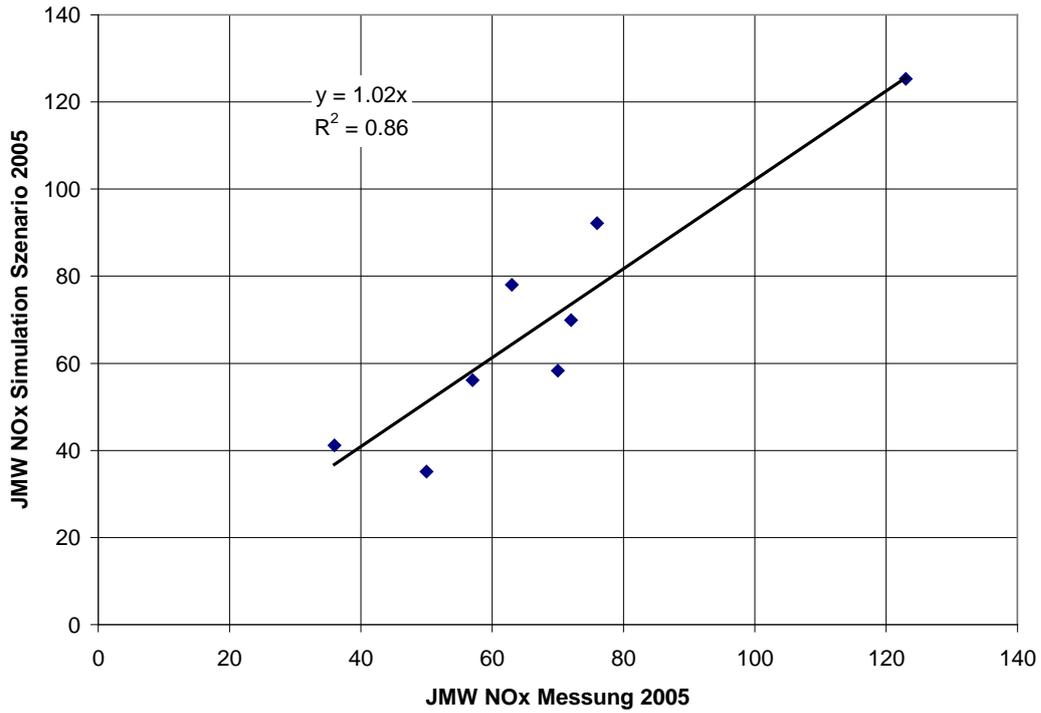


Abbildung 5-17: Vergleich zwischen gemessenen und korrigierten modellierten Jahresmittelwerten an NOx inklusive Vorbelastung -1

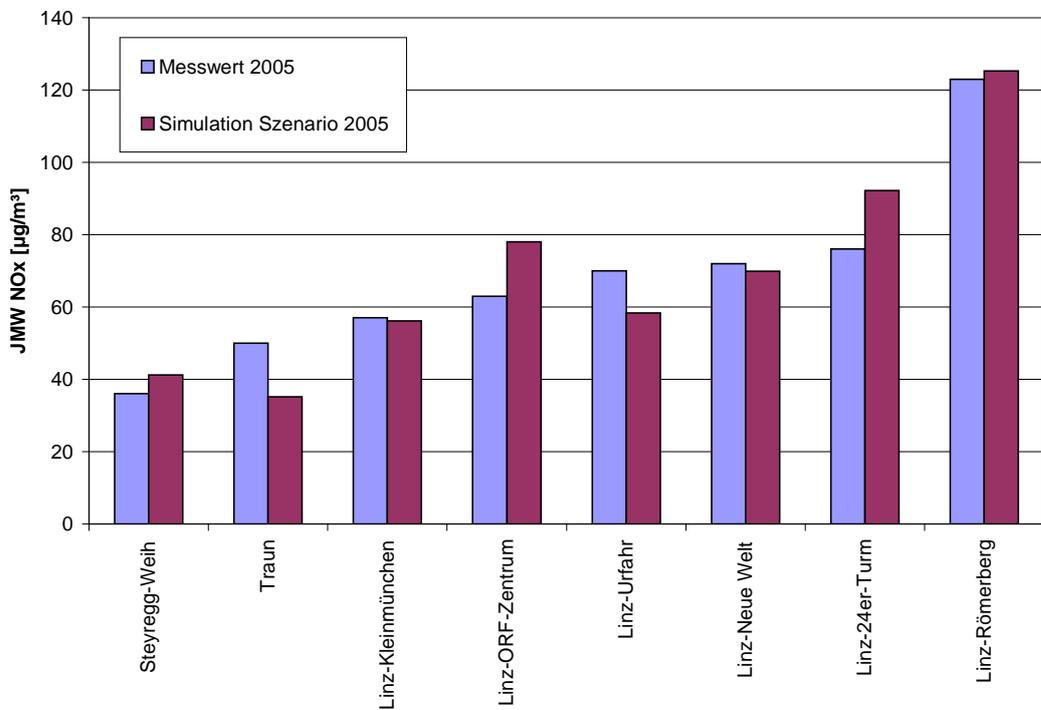


Abbildung 5-18: Vergleich zwischen gemessenen und korrigierten modellierten Jahresmittelwerten an NOx inklusive Vorbelastung -2

5.2.3 Quellgruppenanteile

In Abbildung 5-19 bis Abbildung 5-22 werden die Quellgruppenanteile an der jahresdurchschnittlichen NO_x-Konzentration für einige Messstationen ausgewertet:

Bei der Station Römerberg stellt der Verkehr die dominierende Quelle dar (>70%). Die Flächenquellen tragen insgesamt weniger als 15% zur Gesamtbelastung bei, der Anteil des Hintergrundes (20 µg/m³) beträgt 16%.

Bei der Station ORF Zentrum stellt ebenfalls der Verkehr die dominierende Quelle dar (>40%). Der Beitrag von Haushalten und öffentlichen Gebäuden beträgt ca. ein Viertel und die Industrie trägt ca. 8% zur Gesamtbelastung bei.

Bei der Station Steyregg stellt die Industrie die dominierende lokale Quelle dar (27%). Der Verkehr macht nur ca. 20% der Gesamtbelastung aus und die Quelle Haushalte und öffentliche Gebäude trägt ca. 6% bei. Der Anteil des Hintergrundes (20 µg/m³) beträgt ca. die Hälfte der Gesamtbelastung.

Bei der Station Urfahr stellt der Verkehr die dominierende Quelle dar (>40%). Der Beitrag von Haushalten und öffentlichen Gebäuden beträgt 17%. Die Industrie trägt nur 4% zur Gesamtbelastung bei.

Bei der Station 24er Turm stellt der Verkehr die dominierende Quelle dar (70%). Der Beitrag von Haushalten und öffentlichen Gebäuden beträgt 7%. Die Industrie trägt nur 2% zur Gesamtbelastung bei.

Bei der Station Neue Welt stellt der Verkehr die dominierende Quelle dar (45%). Der Beitrag von Haushalten und öffentlichen Gebäuden beträgt 9%. Die Industrie trägt nur 14% zur Gesamtbelastung bei.

Es sei an dieser Stelle angemerkt, dass die berechneten Quellgruppenbeiträge von den Ergebnissen der Untersuchung im Jahr 2007 [33] abweichen. Dies ist auf die veränderte Emissionssituation zurückzuführen, auf der die Ausbreitungsmodellierung basiert. Der Verkehrsanteil hat gegenüber der damaligen Untersuchung zugenommen dagegen haben die Anteile von Industrie und Hausbrand abgenommen. Die Ausbreitungssituation hat sich nicht geändert, da die gleichen Windfelder verwendet wurden.

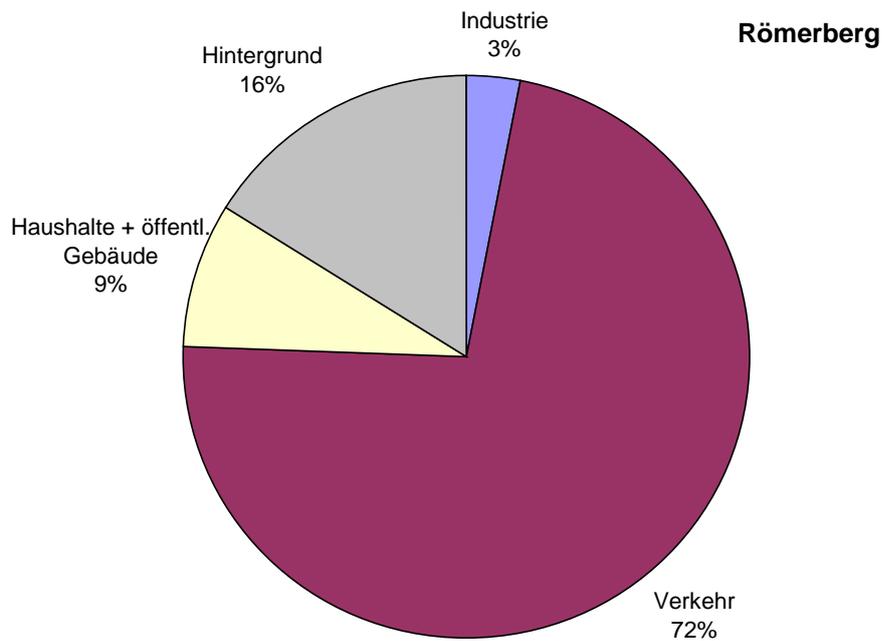


Abbildung 5-19: Berechnete Quellgruppenanteile an der jahresdurchschnittlichen NO_x-Konzentration - Römerberg

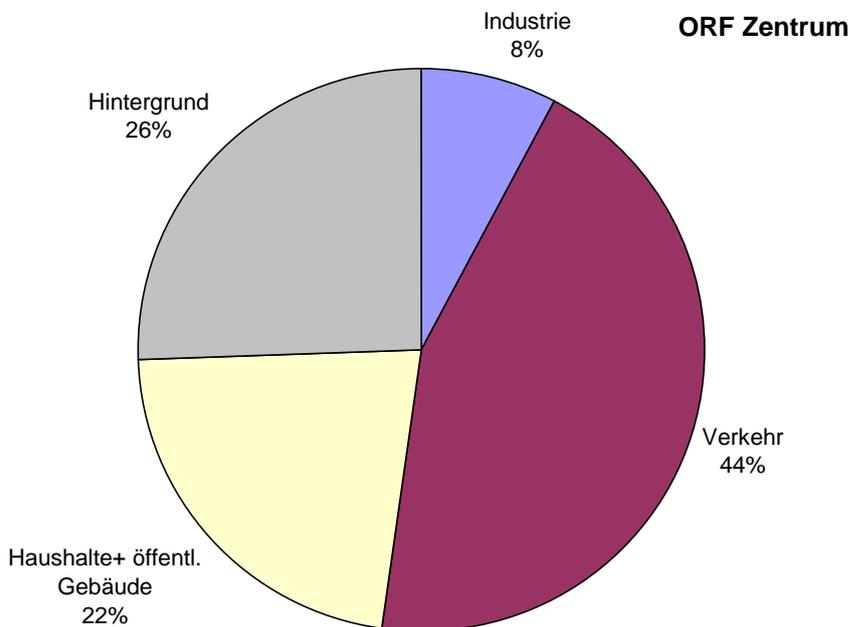


Abbildung 5-20: Berechnete Quellgruppenanteile an der jahresdurchschnittlichen NO_x-Konzentration – ORF-Zentrum

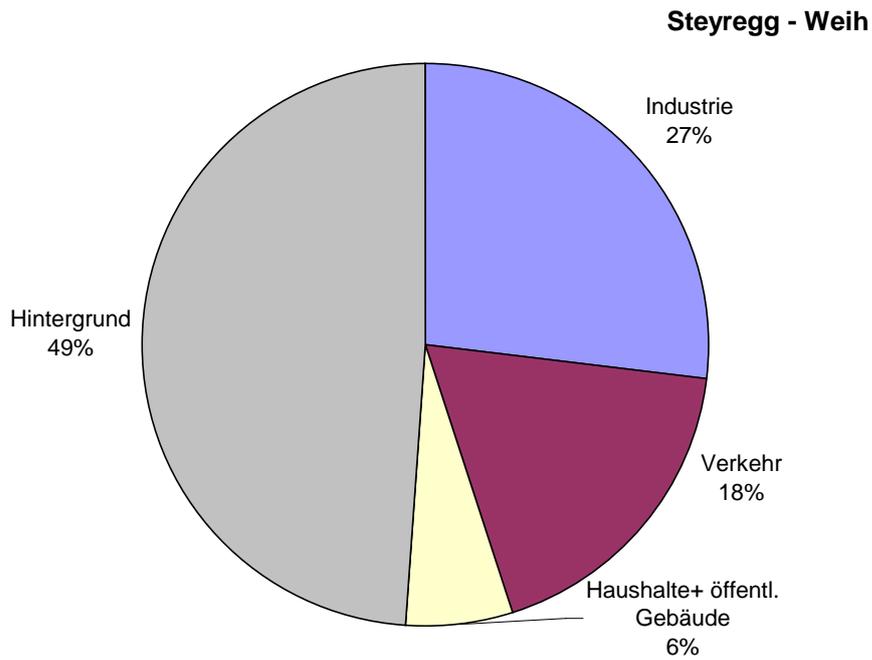


Abbildung 5-21: Berechnete Quellgruppenanteile an der jahresdurchschnittlichen NO_x-Konzentration – Steyregg-Weih

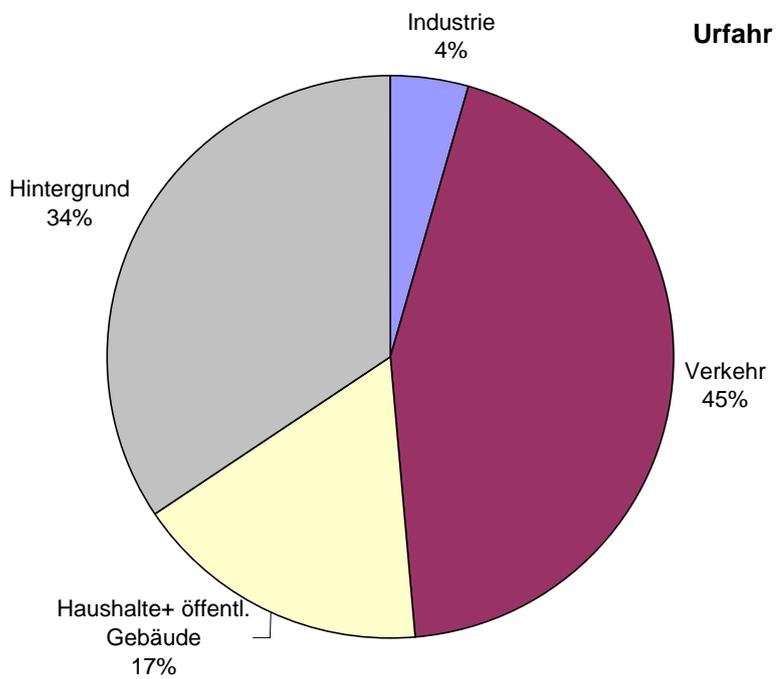


Abbildung 5-22: Berechnete Quellgruppenanteile an der jahresdurchschnittlichen NO_x-Konzentration - Urfahr

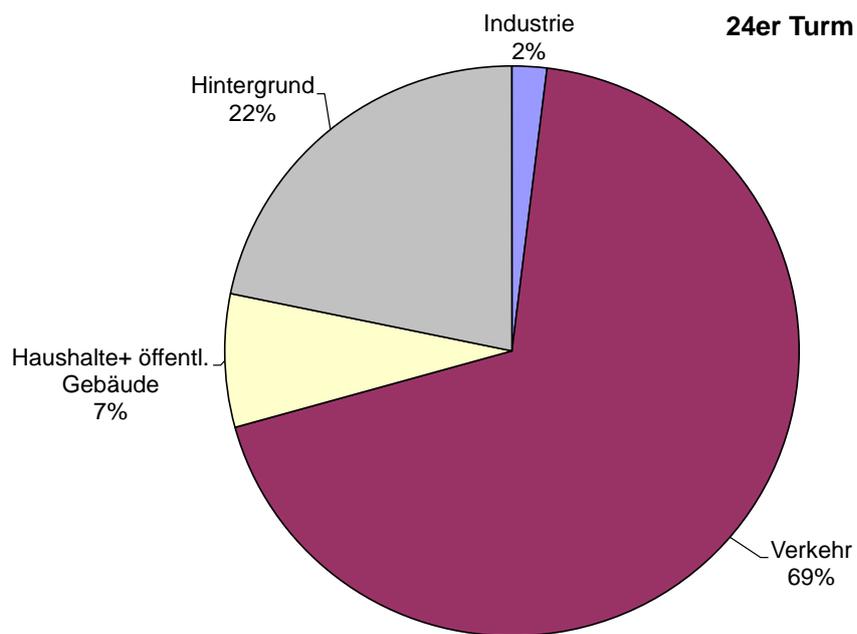


Abbildung 5-23: Berechnete Quellgruppenanteile an der jahresdurchschnittlichen NOx-Konzentration - 24er Turm

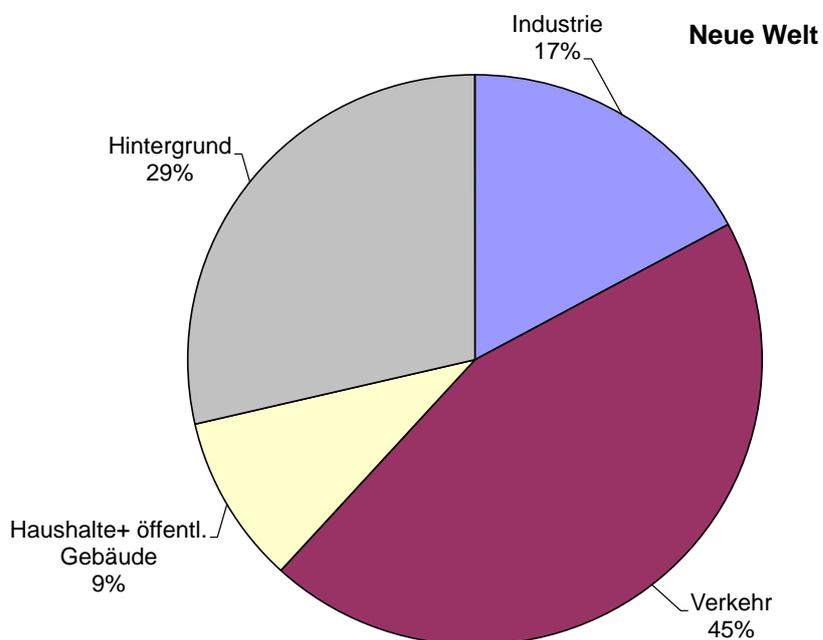


Abbildung 5-24: Berechnete Quellgruppenanteile an der jahresdurchschnittlichen NOx-Konzentration - Neue Welt

5.3 Stickstoffdioxid NO₂

Zur Berechnung der NO₂-Belastung wurde die Romberg-Funktion aus Kapitel 3.2.5 verwendet. Dabei wurde eine Hintergrundbelastung von 20 µg/m³ verwendet (siehe Kapitel 5.2.2).

5.3.1 Simulationsergebnisse

Das Ergebnis für den Jahresmittelwert an NO₂ ist in Abbildung 5-25 dargestellt. Die höchsten Belastungen treten entlang der Autobahn auf. In der Innenstadt liegen die Belastungen zwischen 30 und 40 µg/m³, nur in einigen Bereichen werden 40 µg/m³ überschritten.

Im Bezugsjahr 2005 hat der Grenzwert inklusive Toleranzmarge 40 µg/m³ betragen. Dieser Wert wird laut Simulation nur entlang der Autobahnen, entlang einiger Hauptverkehrsstraßen und in einem kleinen Bereich in der Innenstadt überschritten. Seit 2010 beträgt der Grenzwert nur noch 35 µg/m³ und wird 2012 eventuell auf 30 µg/m³ abgesenkt. Laut den Messergebnissen im Untersuchungsgebiet hat die NO₂-Belastung von 2005 bis 2010 aber kaum abgenommen (siehe Kapitel 4.2). Dementsprechend kann davon ausgegangen werden, dass das Gebiet, in dem der Grenzwert überschritten wird, jetzt größer ist.

Für eine Darstellung der flächendeckenden Immissionsbelastungen und Quellgruppenanteile für ein aktuelleres Bezugsjahr (2010) oder Trendszenarien (2015, 2020), müssten zusätzliche Ausbreitungsrechnungen durchgeführt werden. Vereinfachenderweise könnten die Szenarien auf Basis der vorhandenen Ausbreitungsrechnungen skaliert werden.

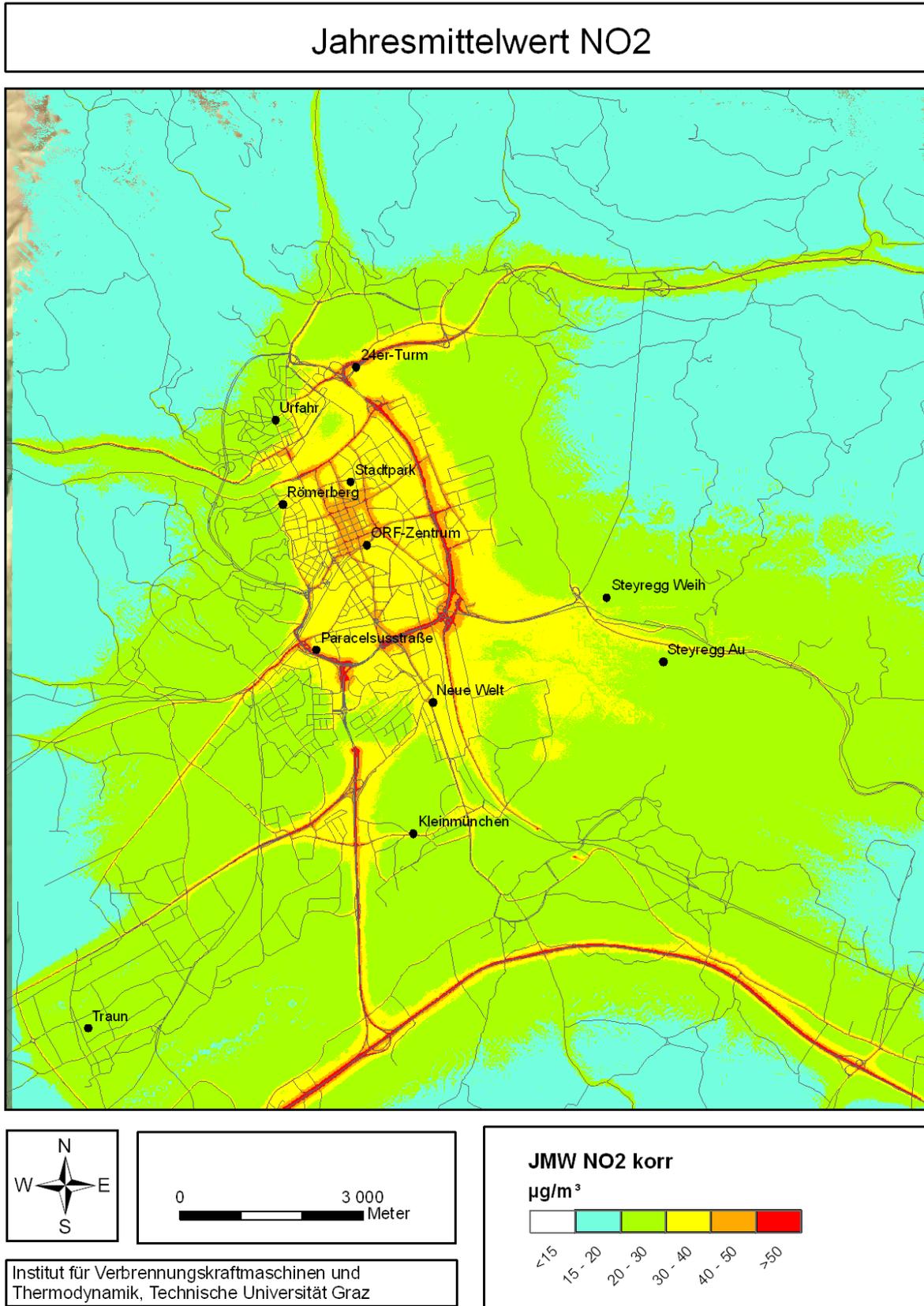


Abbildung 5-25: Modellierter Jahresmittelwert an NO2 inklusive 20 µg/m³ Vorbelastung

5.3.2 Vergleich mit Messdaten

In Abbildung 5-26 und Abbildung 5-27 werden die berechneten jahresdurchschnittlichen NO₂-Konzentrationen mit den Messwerten der Luftgütestationen im Untersuchungsgebiet aus dem Jahr 2005 verglichen. Die Stationen 24er-Turm und ORF-Zentrum werden vom Modell eher überschätzt, dagegen werden die Stationen Urfahr und Traun eher unterschätzt. Insgesamt ergibt sich eine gute Übereinstimmung mit den Messwerten.

Eine bessere Übereinstimmung ergibt sich, wenn die Messdaten aus dem Jahr 2006 herangezogen werden (Abbildung 5-28 und Abbildung 5-29). Bei den Stationen 24er-Turm und ORF-Zentrum wurden in diesem Jahr höhere NO₂-Belastungen gemessen, deswegen fällt die Überschätzung des Modells deutlich niedriger aus.

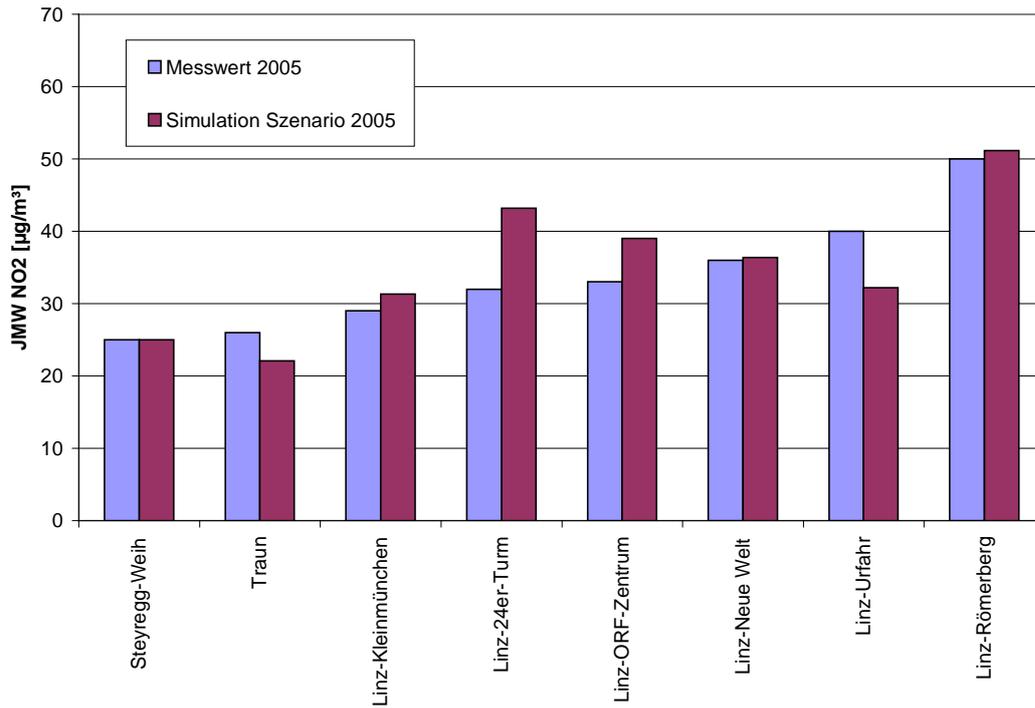


Abbildung 5-26: Vergleich zwischen gemessenen und modellierten Jahresmittelwerten an NO2 -1

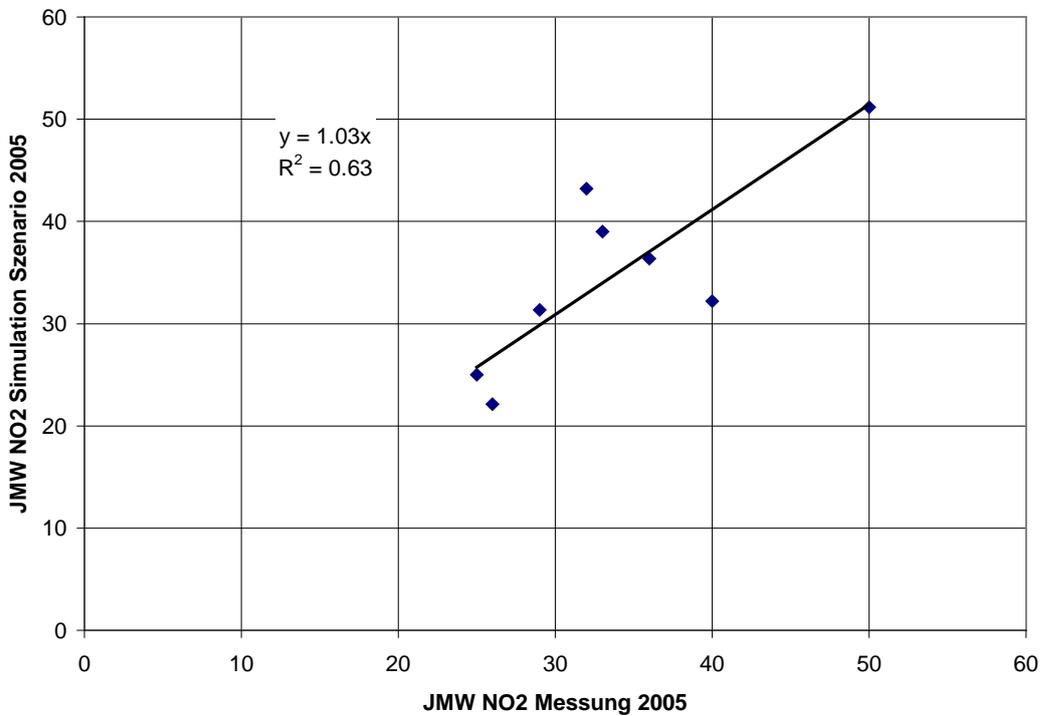


Abbildung 5-27: Vergleich zwischen gemessenen und modellierten Jahresmittelwerten an NO2 -2

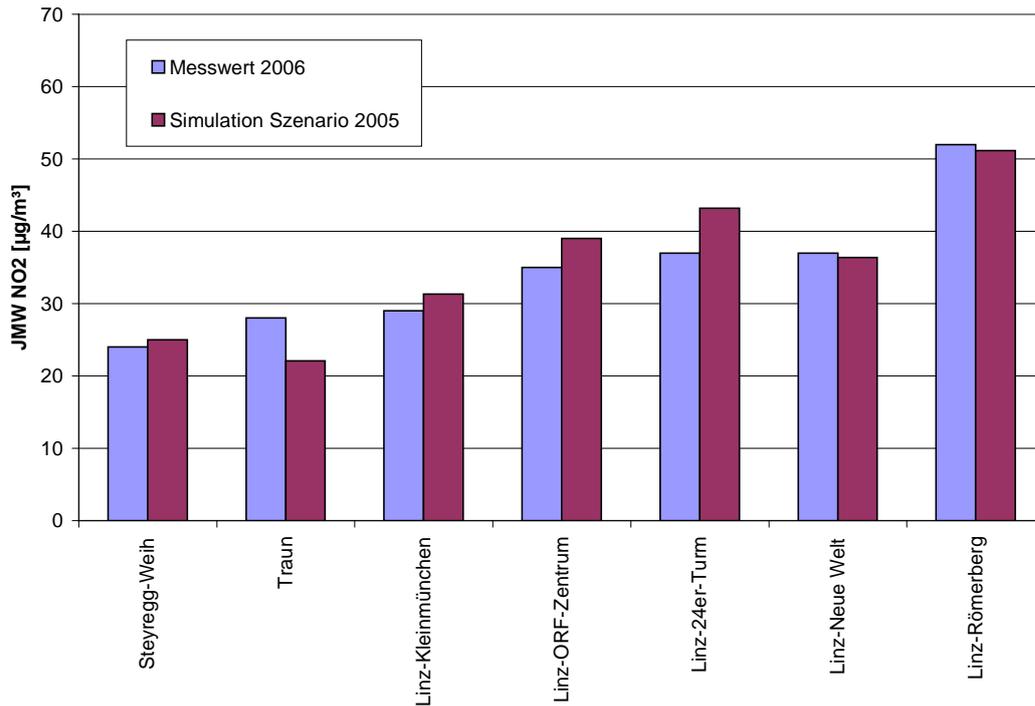


Abbildung 5-28: Vergleich zwischen gemessenen und modellierten Jahresmittelwerten an NO2 -3

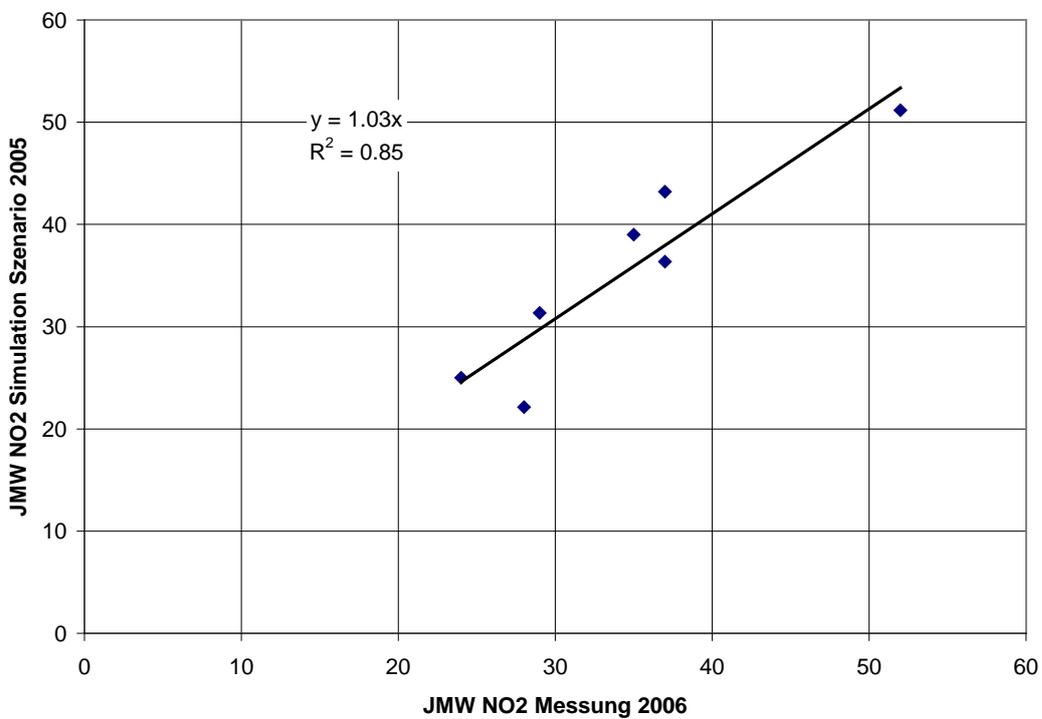


Abbildung 5-29: Vergleich zwischen gemessenen und modellierten Jahresmittelwerten an NO2 -4

5.4 Feinstaub PM10

5.4.1 Simulationsergebnisse

In den folgenden Abbildungen werden die Simulationsergebnisse der bodennahen jahresdurchschnittlichen PM10-Konzentrationen für verschiedene Quellgruppen dargestellt.

Die Kaminemissionen betragen mehr als die Hälfte der gesamten PM10-Emissionen im Berechnungsgebiet. Da vor allem die stärksten Punktquellen aus hohen Kaminen emittieren, sind deren Immissionsbeiträge relativ niedrig. Östlich des Werksgeländes der Voest betragen die Belastungen über $5 \mu\text{g}/\text{m}^3$, in einigen Bereichen sogar über $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Westlich des Werksgeländes der Voest betragen die Belastungen über $1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ bis in ca. 3km Entfernung. In der Innenstadt liegen die Belastungen zwischen $0,5$ und $1 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

Die berechneten Immissionsbelastungen durch den PKW-Verkehr zeigen typischerweise einen starken Konzentrationsgradienten in Abhängigkeit von der Entfernung zu verkehrsbelasteten Straßen. Entlang der Autobahn erreichen die Belastungen über $2 \mu\text{g}/\text{m}^3$. In der Innenstadt und entlang von Hauptverkehrsstraßen liegen die Belastungen zwischen 1 und $2 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

Die Immissionsbelastungen durch den LKW-Verkehr zeigen ein ähnliches Bild. Sehr hohe Belastungen treten entlang der Autobahn auf, die Belastung im innerstädtischen Bereich fällt etwas geringer aus.

Die höchsten Immissionsbelastungen werden durch den Abrieb und die Aufwirbelung von Straßenstaub verursacht. Entlang von Hauptverkehrsstraßen überschreiten die Belastungen $5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ und in der gesamten Innenstadt sind die Belastungen höher als $2 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

Die Emissionen der Quellgruppe Haushalte verursachen in der Innenstadt Immissionsbelastungen über $2 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Im restlichen Stadtgebiet liegen die Belastungen bei ca. $1 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

Im Großteil des Berechnungsgebietes kann die Flächenquelle Industrie vernachlässigt werden, da die meisten Emissionen den Punktquellen zugeordnet wurden. Nur in einem Zählsprengel betragen die Belastungen über $1 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

Die Flächenquelle Infrastruktur umfasst Emissionen auf der Donau und den Bahnhöfen. Laut Information des Auftraggebers ist die räumliche Zuordnung der Emissionen des Frachtenbahnhofs nicht plausibel. Deshalb wird die Quellgruppe Infrastruktur in den weiteren Auswertungen nicht berücksichtigt.

Die PM10 Emissionen der Quellgruppe Natur und Landwirtschaft sind sehr gering, dadurch treten im gesamten Berechnungsgebiet keine Belastungen über $1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ auf.

Die Emissionen der Quellgruppe Flächenverkehr wurden während der Durchführung dieser Untersuchung korrigiert. Da die Ausbreitungsrechnungen zu diesem Zeitpunkt schon abgeschlossen waren, wurde das berechnete Konzentrationsfeld entsprechend dem Verhältnis der Emissionen skaliert. Im gesamten Berechnungsgebiet liegen die Belastungen unter $0,5 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

Die Summe der modellierten jahresdurchschnittlichen Immissionsbeiträge ohne die Quellgruppe Infrastruktur und ohne Hintergrundbelastung wird in Abbildung 5-40 dargestellt. In der Innenstadt beträgt die Belastung über $5\text{-}10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ und entlang der Autobahnen und Hauptverkehrsstraßen über $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

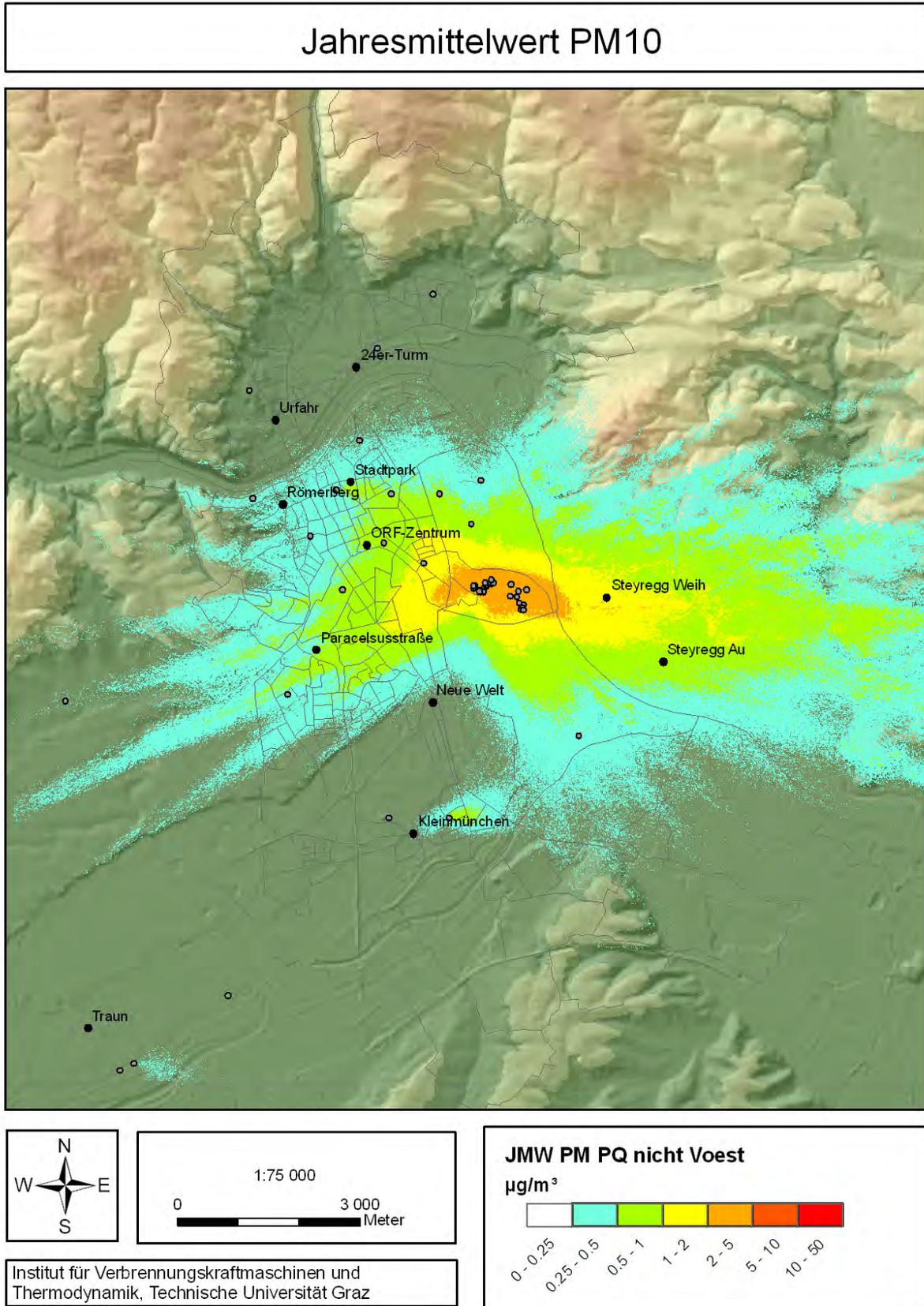


Abbildung 5-30: Modellierter jahresdurchschnittlicher PM10-Immissionsbeitrag – Punktquellen (nicht Voest)

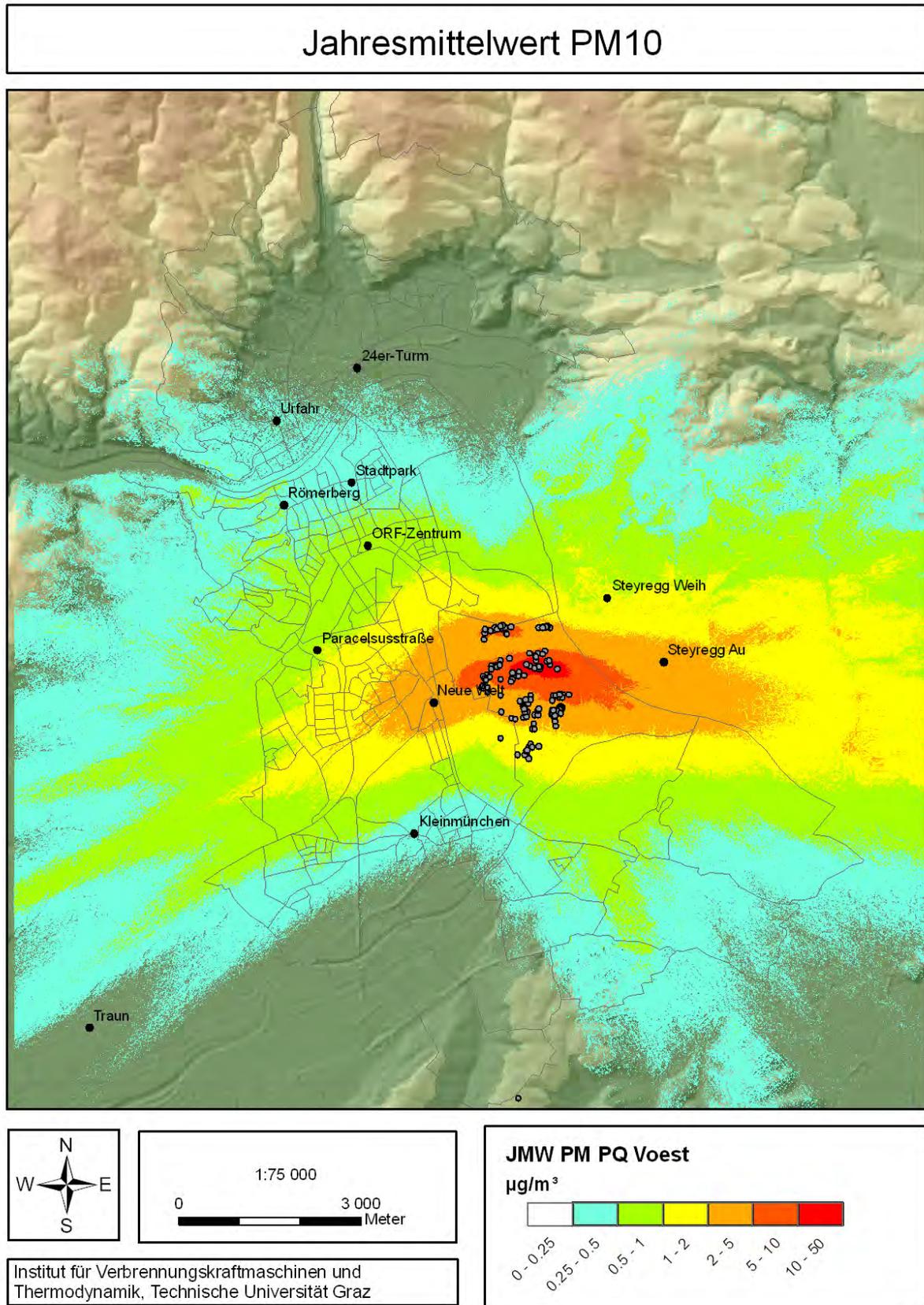


Abbildung 5-31: Modellierter jahresdurchschnittlicher PM10-Immissionsbeitrag – Punktquellen (Voest)

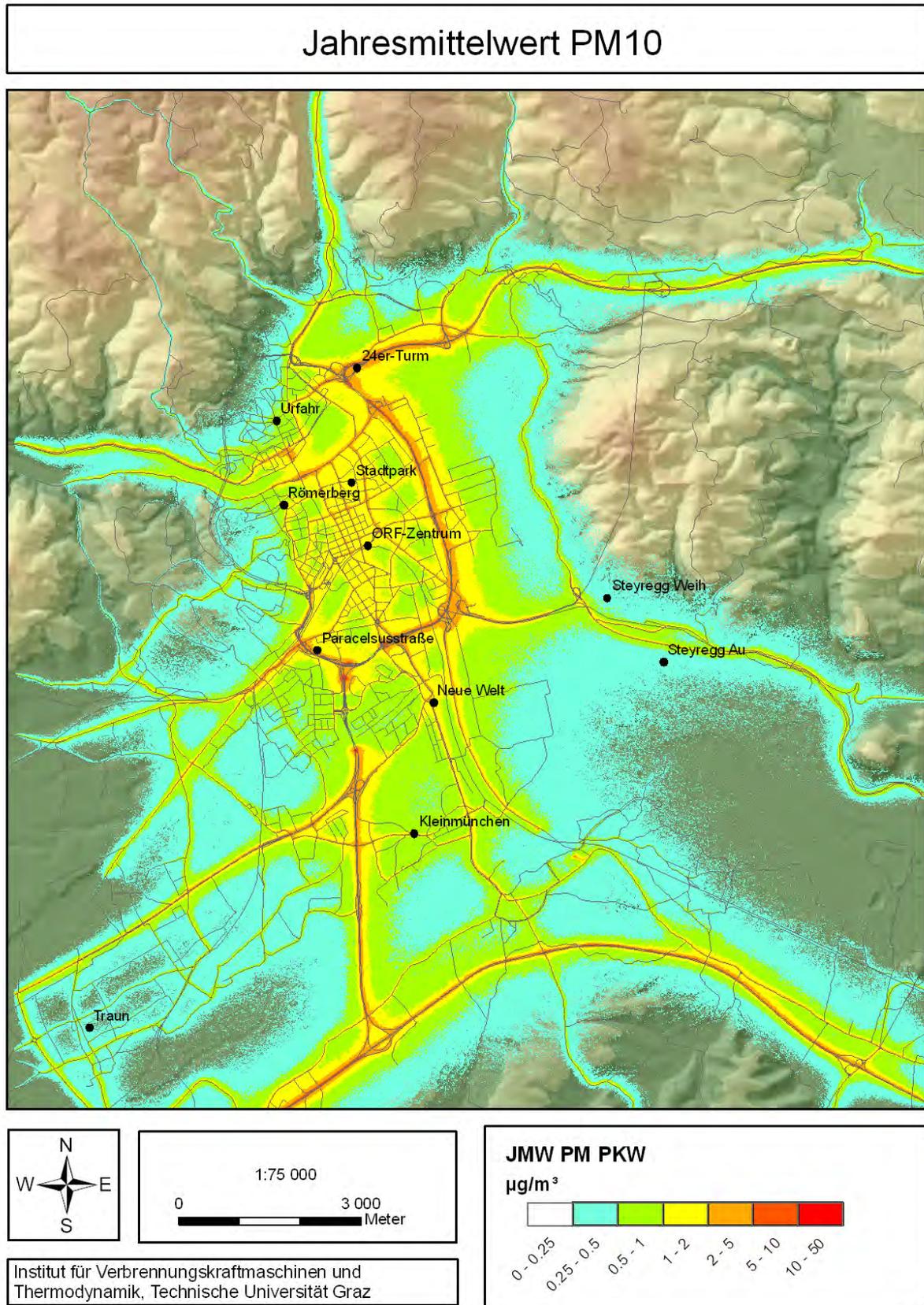


Abbildung 5-32: Modellierter jahresdurchschnittlicher PM10-Immissionsbeitrag – PKW

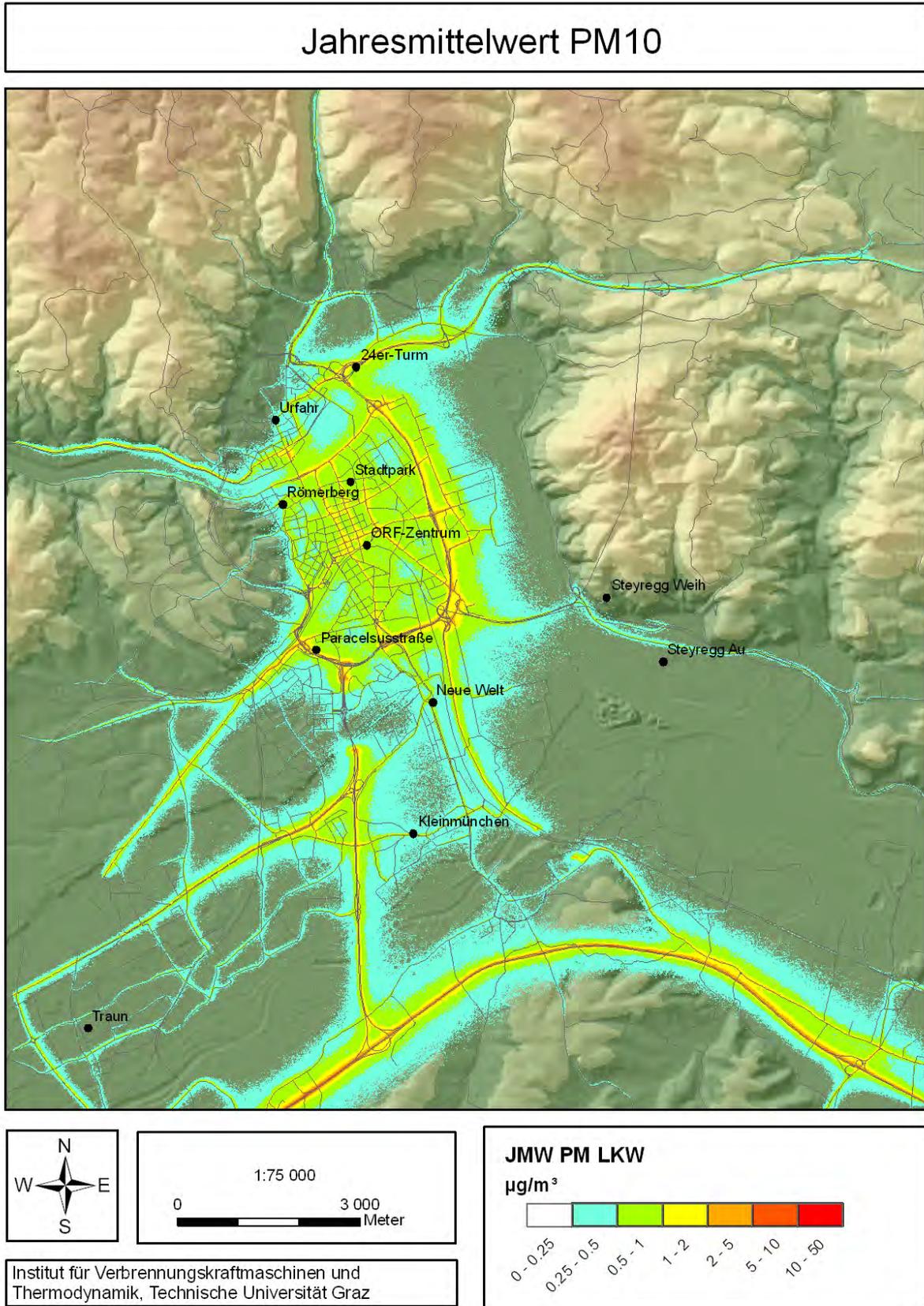


Abbildung 5-33: Modellierter jahresdurchschnittlicher PM10-Immissionsbeitrag – LKW

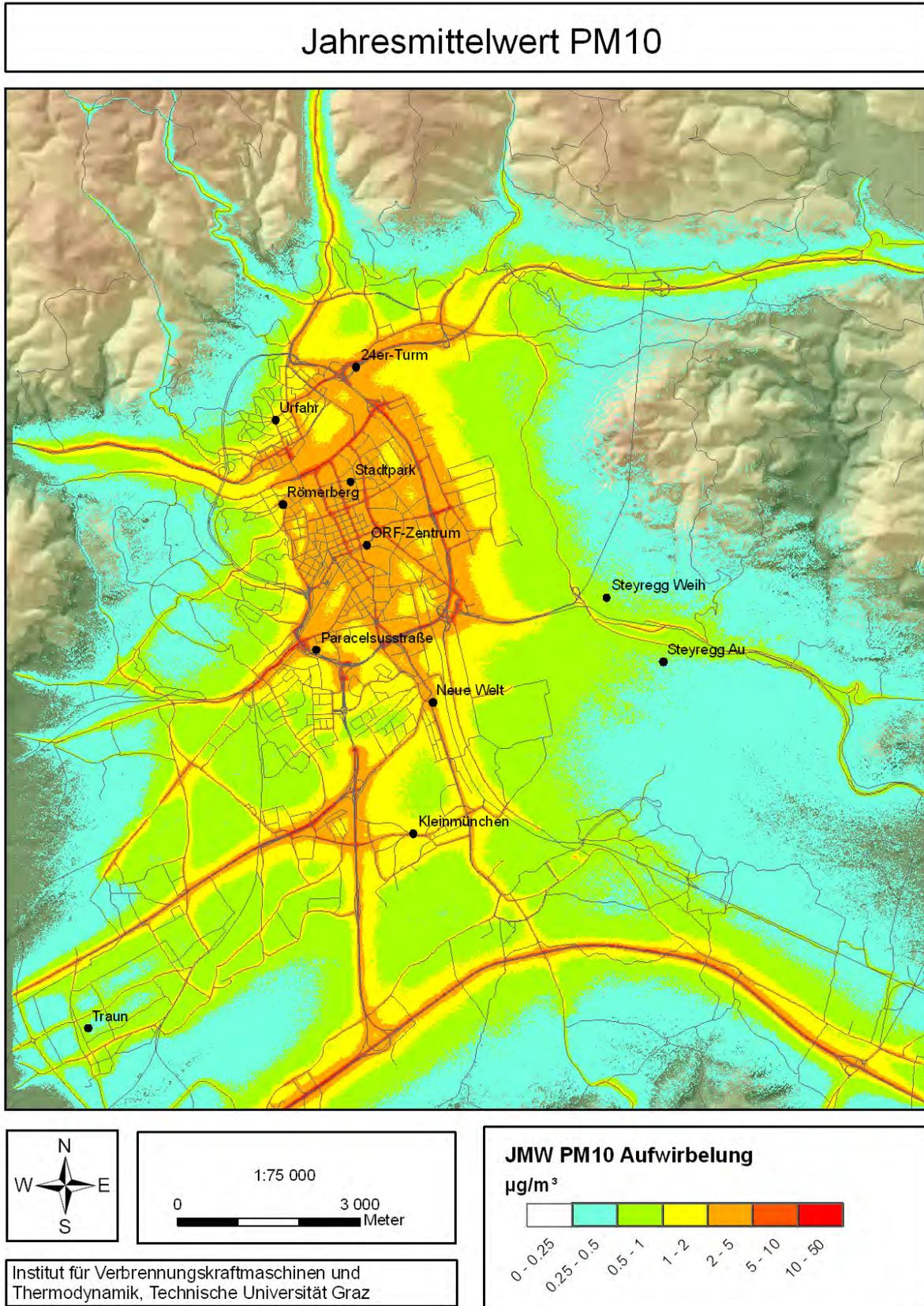


Abbildung 5-34: Modellierter jahresdurchschnittlicher PM10-Immissionsbeitrag – Abrieb und Aufwirbelung

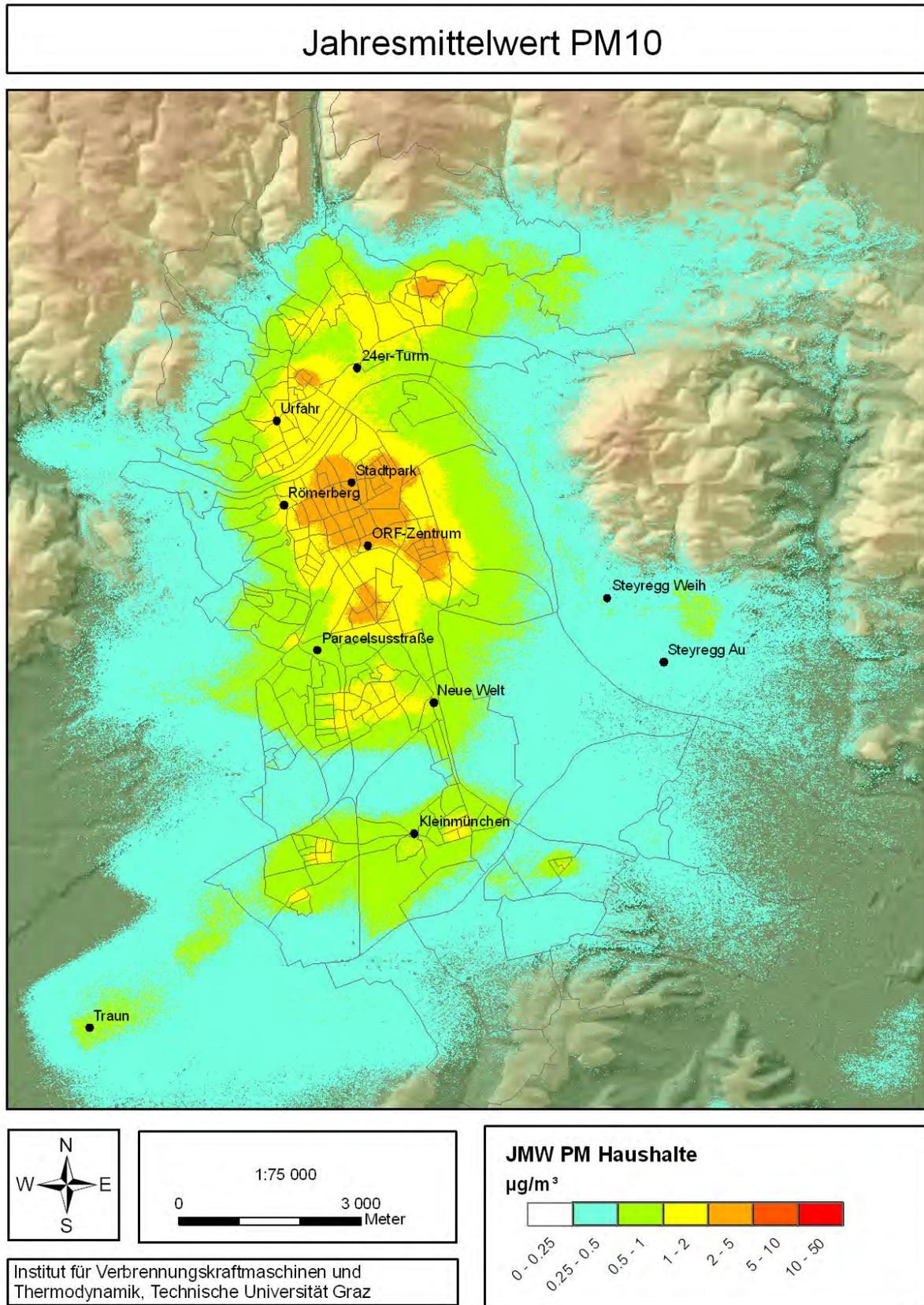


Abbildung 5-35: Modellierter jahresdurchschnittlicher PM10-Immissionsbeitrag – Haushalte

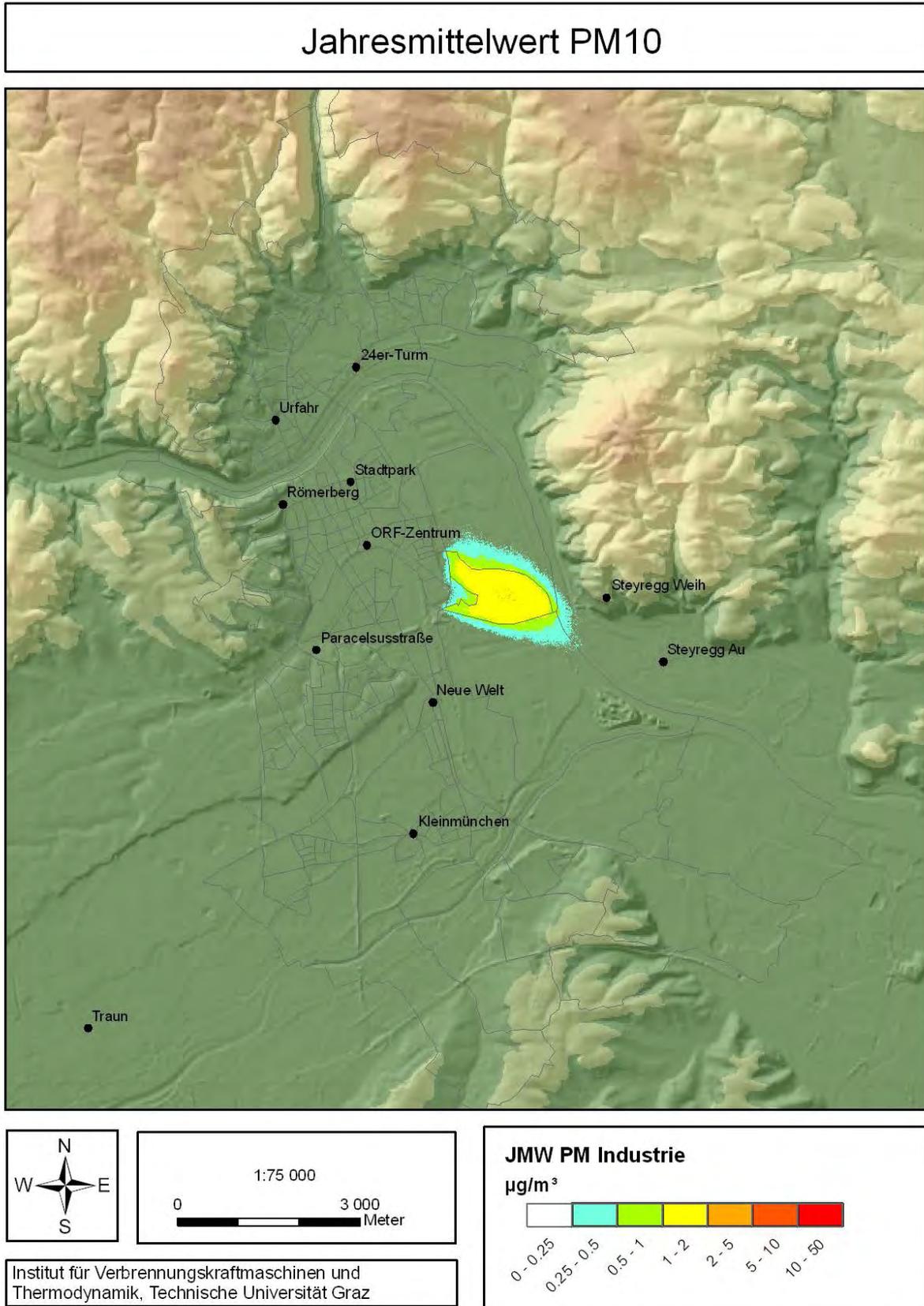


Abbildung 5-36: Modellierter jahresdurchschnittlicher PM10-Immissionsbeitrag – Industrie (Flächenquellen)

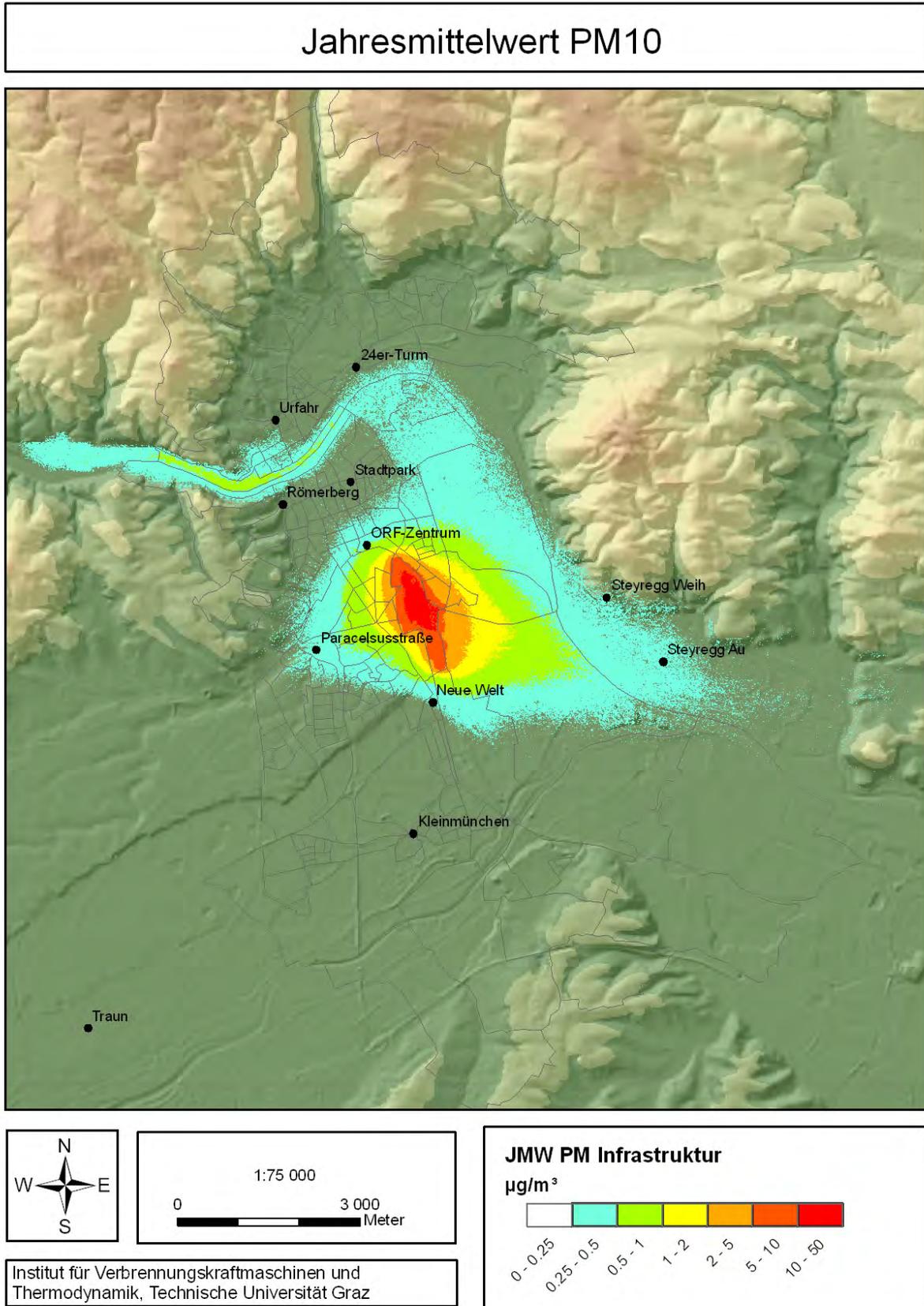


Abbildung 5-37: Modellierter jahresdurchschnittlicher PM10-Immissionsbeitrag – Infrastruktur

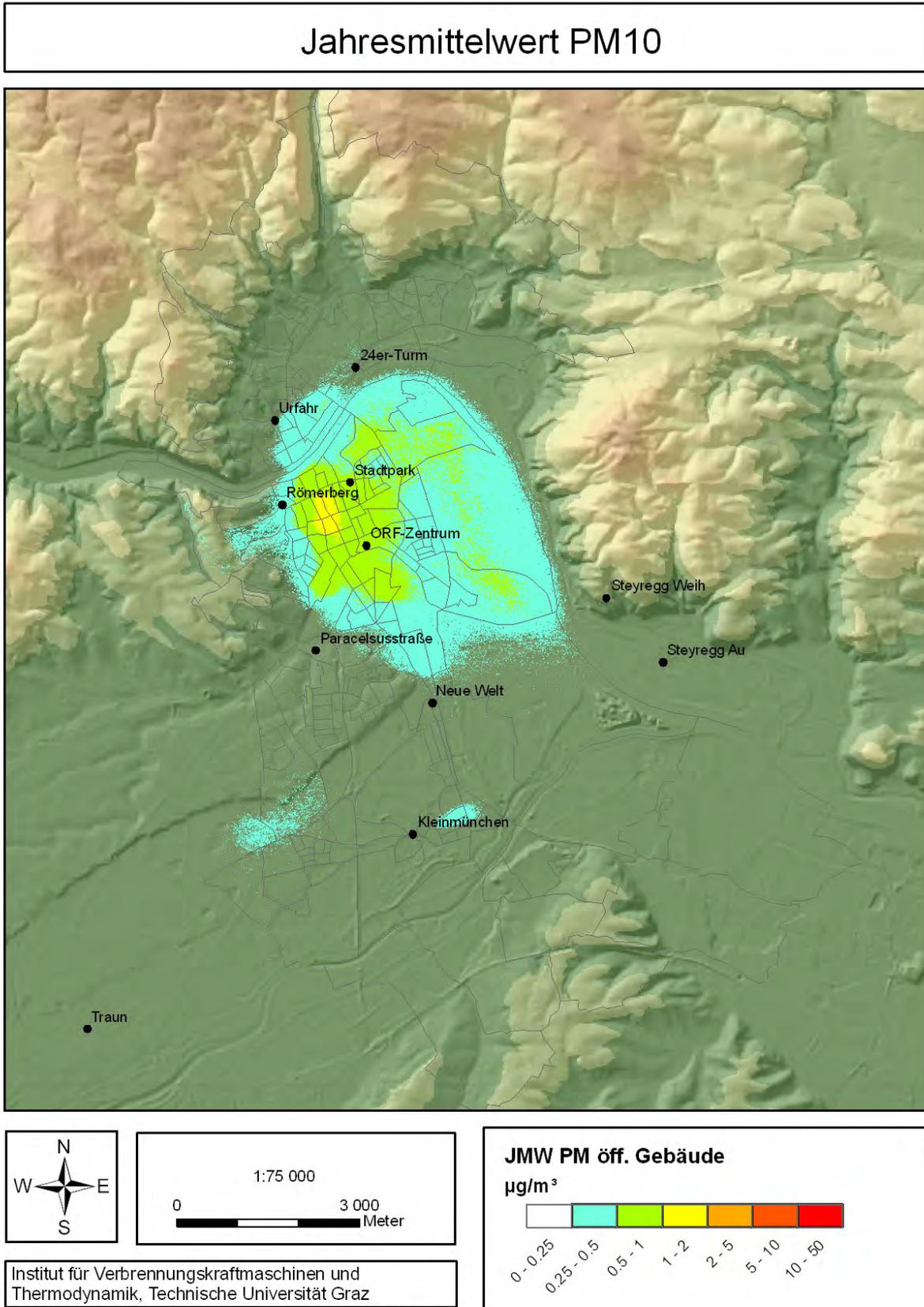


Abbildung 5-38: Modellierter jahresdurchschnittlicher PM10-Immissionsbeitrag – Öffentliche Gebäude

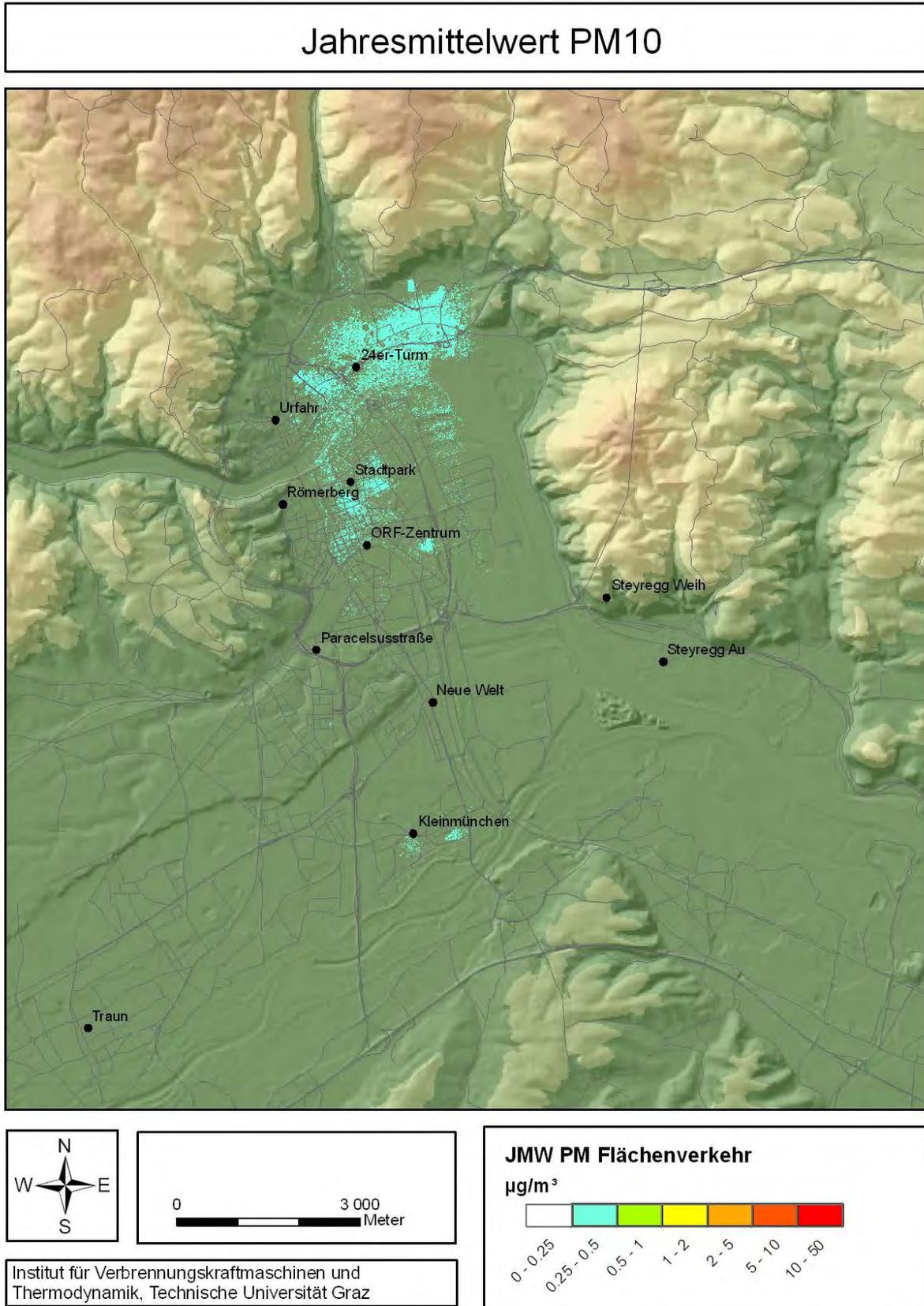


Abbildung 5-39: Modellierter jahresdurchschnittlicher PM10-Immissionsbeitrag – Flächenverkehr (skaliert)

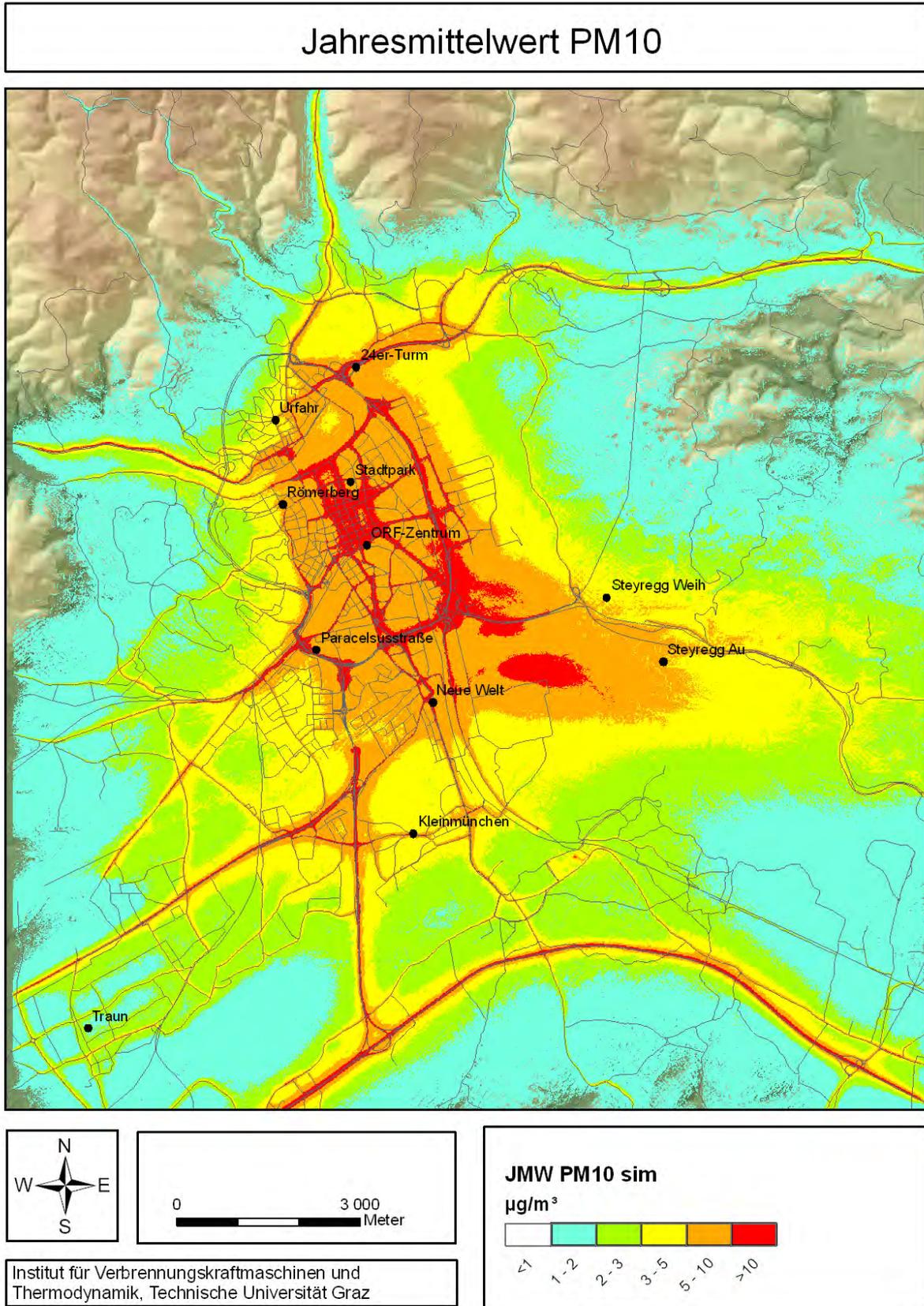


Abbildung 5-40: Modellierter Jahresmittelwert an PM10– ohne Infrastruktur und ohne Hintergrundbelastung

5.4.2 Vergleich mit Messdaten

In Abbildung 5-41 werden die Simulationsergebnisse mit den Messwerten aus dem Jahr 2005 der Luftgütestationen im Untersuchungsgebiet verglichen. Aus dem Schnittpunkt der Trendgeraden mit der y-Achse lässt sich eine Hintergrundbelastung von ca. $25 \mu\text{g}/\text{m}^3$ abschätzen. Die Steigung der Trendgeraden lässt darauf schließen, dass die Simulation die Zusatzbelastungen überschätzt (Steigung 0,66).

Für diese Überschätzung kommen verschiedene Faktoren innerhalb der Rechenkette in Frage (Emissionen, Windfelder, Modellvereinfachungen, siehe Kapitel 6), eine genaue Quantifizierung der Einflussfaktoren ist jedoch nicht möglich. Die beste Übereinstimmung mit den Messwerten ergibt sich, wenn die modellierte PM10-Belastung mit dem Faktor 0,7 multipliziert wird und eine Vorbelastung von $25 \mu\text{g}/\text{m}^3$ addiert wird (Abbildung 5-43). Der Grenzwert von $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$ wird praktisch im gesamten Untersuchungsgebiet eingehalten. Der Vergleich dieser korrigierten jahresdurchschnittlichen PM10-Belastung mit den Messwerten ist in Abbildung 5-44 und Abbildung 5-45 dargestellt. Bei allen Stationen ist die Übereinstimmung mit den Messwerten sehr gut.

Bei der Hintergrundmessstelle Enzenkirchen des Umweltbundesamtes wurde im Jahr 2005 ein Jahresmittelwert an PM10 von $22 \mu\text{g}/\text{m}^3$ gemessen. Für den Raum Linz ergibt sich in dieser Untersuchung ein etwas höherer Wert ($25 \mu\text{g}/\text{m}^3$). Zum Teil ist dieser Unterschied darauf zurückzuführen, dass die Sekundärbildung von Partikeln im Linzer Raum aufgrund der höheren Emissionen an Vorläufersubstanzen einen höheren Beitrag liefert und im Modell nicht berücksichtigt wird.

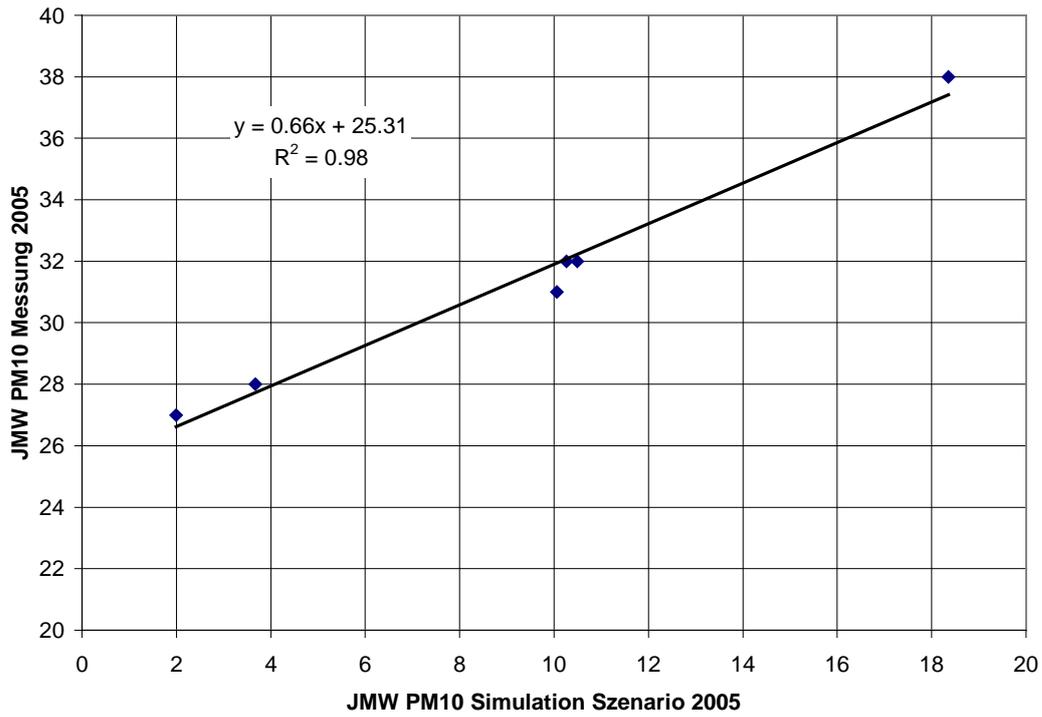


Abbildung 5-41: Vergleich zwischen gemessenen und modellierten Jahresmittelwerten an PM10 -1

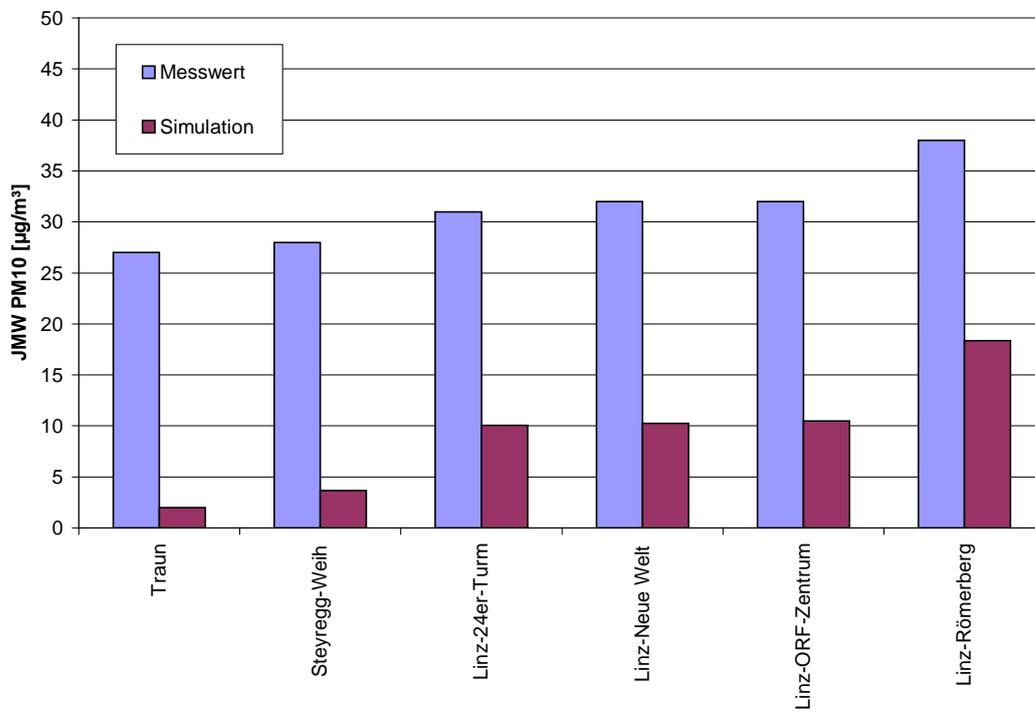


Abbildung 5-42: Vergleich zwischen gemessenen und modellierten Jahresmittelwerten an PM10 -2

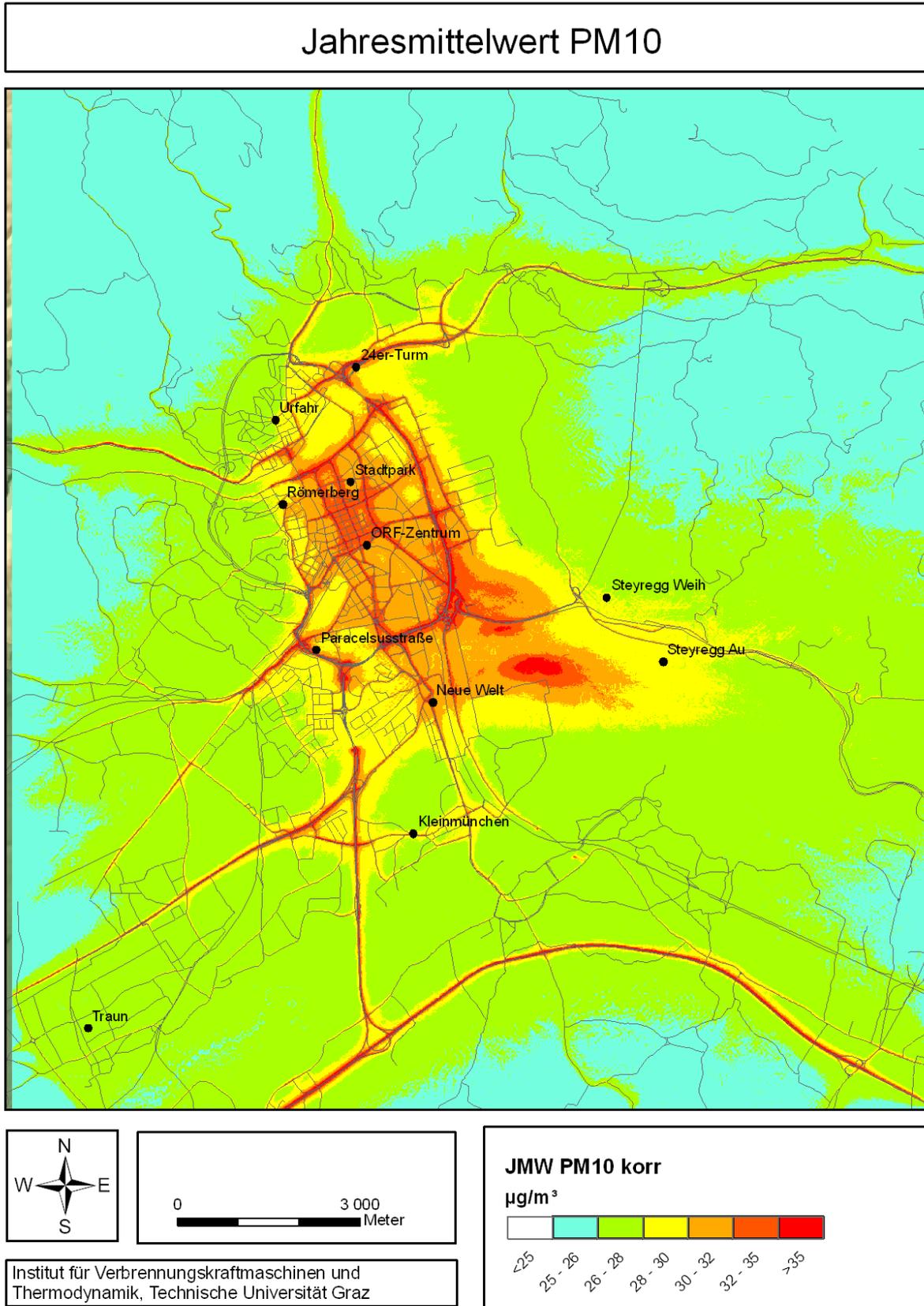


Abbildung 5-43: Modellierter Jahresmittelwert an PM10 inklusive Hintergrundbelastung von $25 \mu\text{g}/\text{m}^3$

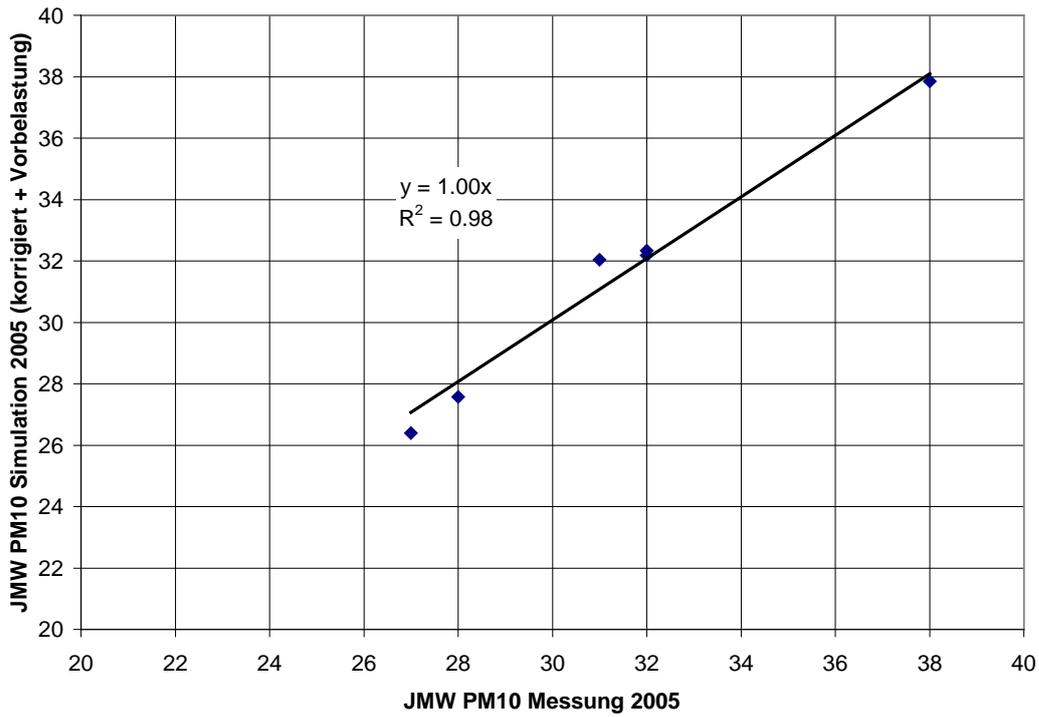


Abbildung 5-44: Vergleich zwischen gemessenen und modellierten Jahresmittelwerten an PM10 -3

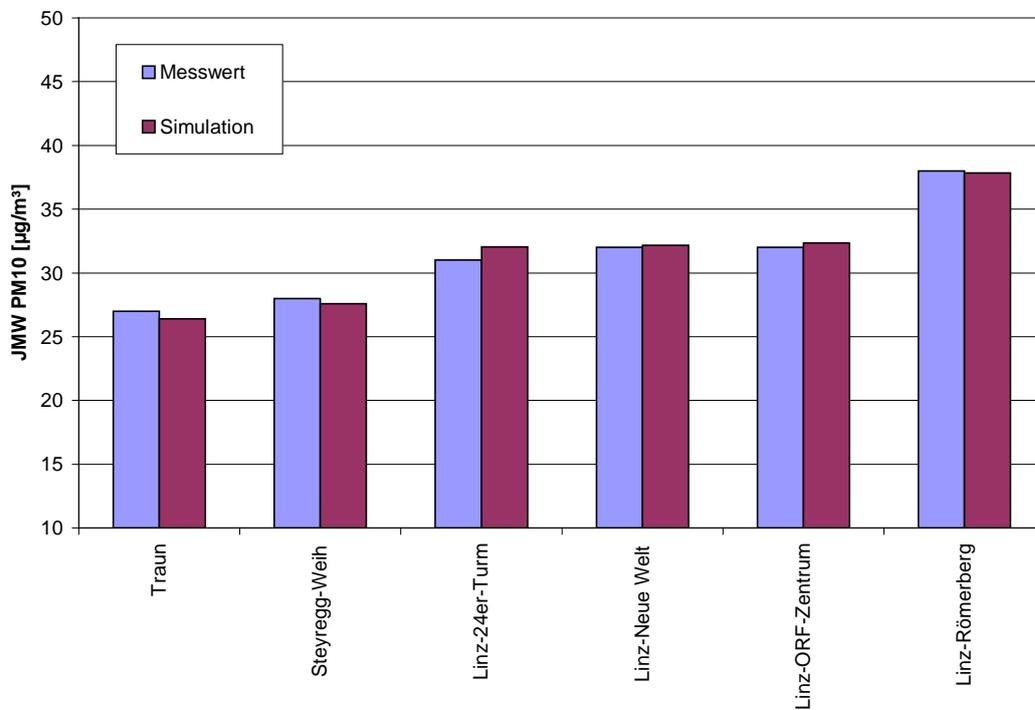


Abbildung 5-45: Vergleich zwischen gemessenen und modellierten Jahresmittelwerten an PM10 -4

5.4.3 Quellgruppenanteile

In Abbildung 5-46 bis Abbildung 5-49 werden die Quellgruppenanteile an der jahresdurchschnittlichen PM10-Konzentration für einige Messstationen ausgewertet:

Bei der Station Römerberg stellt der Verkehr die dominierende lokale Quelle dar (30%). Die Flächenquellen tragen insgesamt nur 4% zur Gesamtbelastung bei. Selbst bei der höchstbelasteten Station ist der Anteil des Hintergrundes größer als 60%. D.h., dass mehr als die Hälfte der gemessenen PM10-Belastung auf Quellen außerhalb des Berechnungsgebietes oder auf sekundär gebildete Partikel zurückzuführen ist.

Bei der Station Steyregg stellt die Industrie die dominierende lokale Quelle dar (6%). Der Verkehr macht nur ca. 2% der Gesamtbelastung aus und die Quellgruppe Haushalte und öffentliche Gebäude trägt ca. 1% bei. Der Anteil des Hintergrundes ($25 \mu\text{g}/\text{m}^3$) beträgt über 90%.

Bei der Station Urfahr stellt der Verkehr die dominierende lokale Quelle dar (10%). Der Beitrag der Haushalte und öffentlichen Gebäude beträgt 4%. Die Industrie trägt nur 1% zur Gesamtbelastung bei.

Bei der Station ORF Zentrum stellt der Verkehr die dominierende Quelle dar (13%). Der Beitrag der Haushalte und öffentlichen Gebäude beträgt 6%. Die Industrie trägt ca. 3% zur Gesamtbelastung bei.

Bei der Station 24er Turm stellt der Verkehr die dominierende lokale Quelle dar (18%). Der Beitrag der Haushalte und öffentlichen Gebäude beträgt 3%. Die Industrie trägt nur 1% zur Gesamtbelastung bei.

Bei der Station Neue Welt stellt der Verkehr die dominierende lokale Quelle dar (11%). Der Beitrag der Haushalte und öffentlichen Gebäude beträgt nur 2%. Die Industrie trägt 9% zur Gesamtbelastung bei.

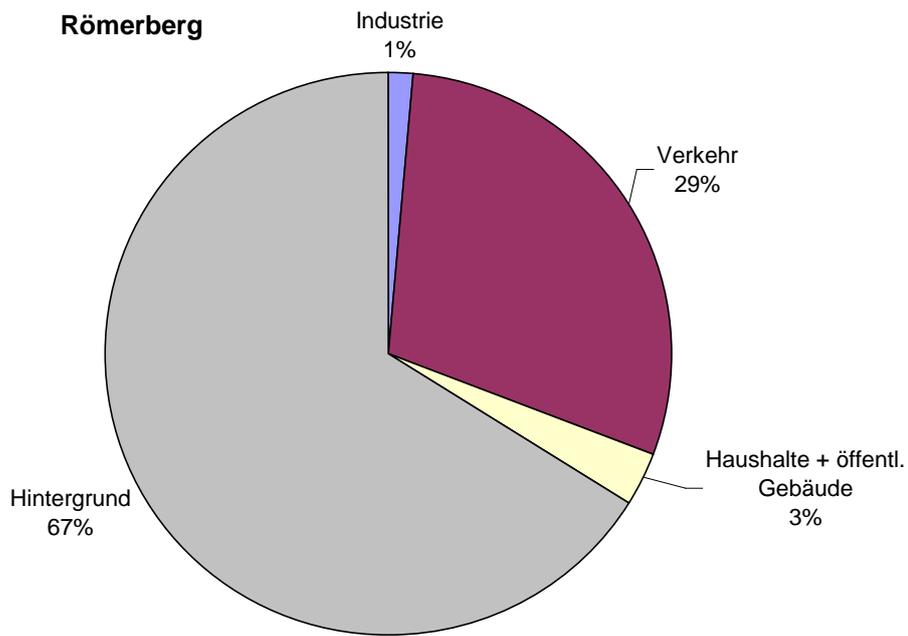


Abbildung 5-46: Berechnete Anteile der Quellgruppen an der jahresdurchschnittlichen PM10-Konzentration - Römerberg

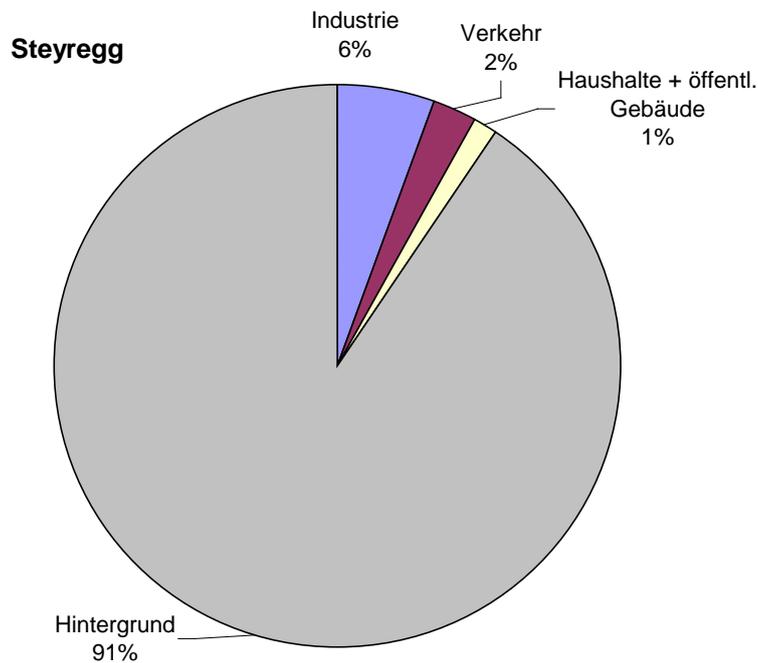


Abbildung 5-47: Berechnete Anteile der Quellgruppen an der jahresdurchschnittlichen PM10-Konzentration - Steyregg

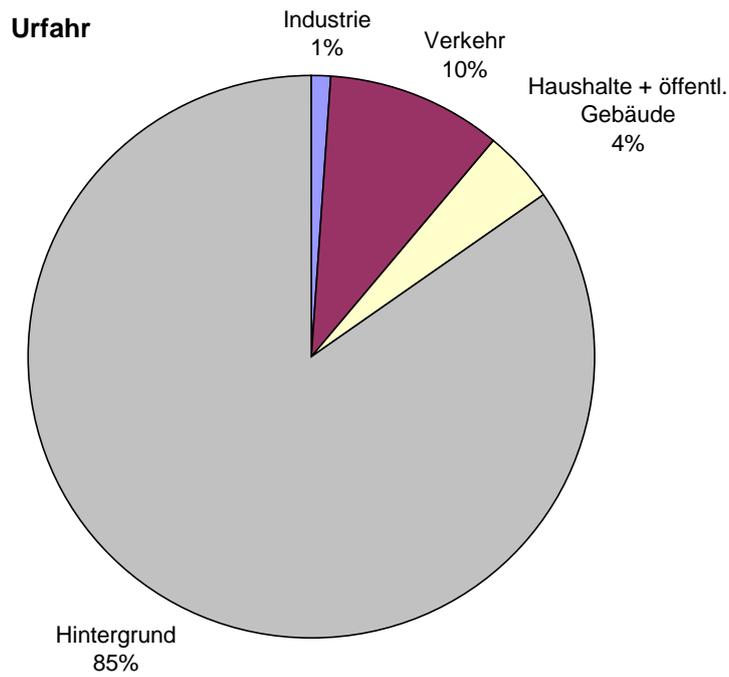


Abbildung 5-48: Berechnete Anteile der Quellgruppen an der jahresdurchschnittlichen PM10-Konzentration - Urfahr

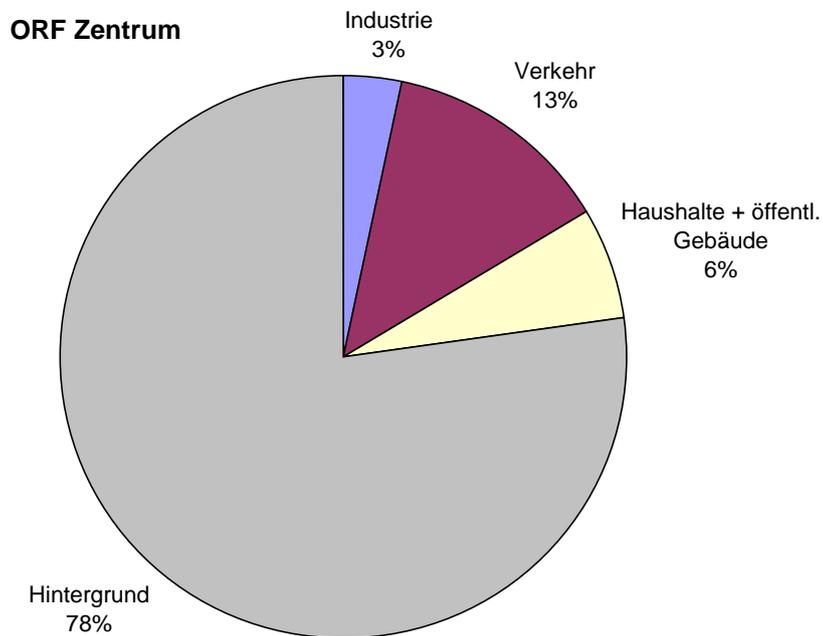


Abbildung 5-49: Berechnete Anteile der Quellgruppen an der jahresdurchschnittlichen PM10-Konzentration – ORF Zentrum

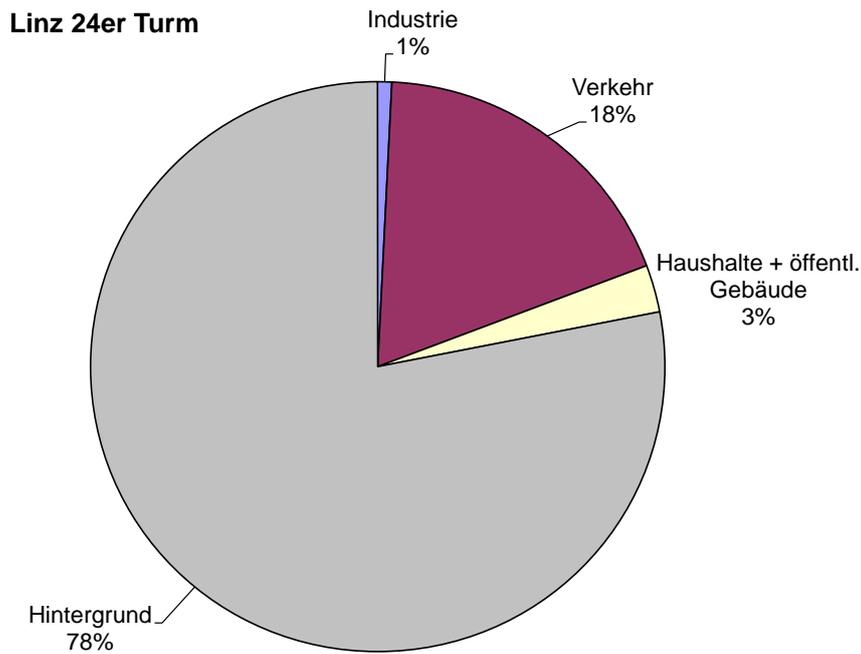


Abbildung 5-50: Berechnete Anteile der Quellgruppen an der jahresdurchschnittlichen PM10-Konzentration – 24er Turm

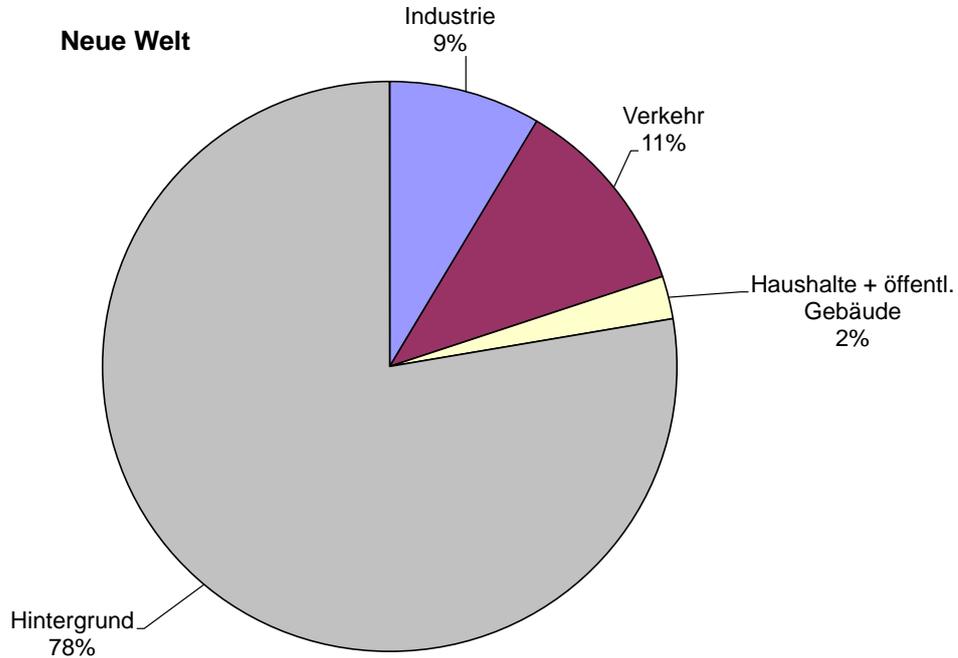


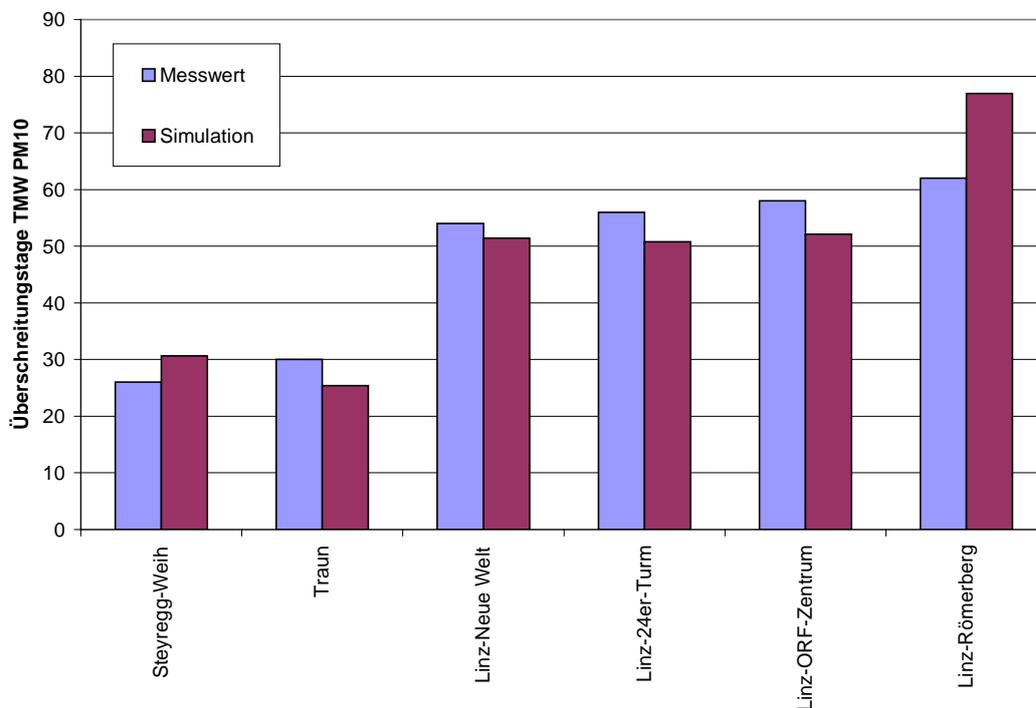
Abbildung 5-51: Berechnete Anteile der Quellgruppen an der jahresdurchschnittlichen PM10-Konzentration – Neue Welt

5.4.4 Überschreitungstage

Mit der Korrelation aus Kapitel 3.2.6 lässt sich die Anzahl der Tage, an denen der Grenzwert für den maximalen Tagesmittelwert überschritten wird gut abschätzen. Für das Stadtgebiet von Linz wird das Ergebnis der errechneten Überschreitungstage in Abbildung 5-53 dargestellt. Im Jahr 2005 wurden maximal 35 Überschreitungstage toleriert. In großen Teilen des Stadtgebietes wird dieser Wert jedoch überschritten. In der gesamten Innenstadt wurden mehr als 40 Überschreitungstage berechnet, in einigen Bereichen mehr als 70 Überschreitungstage.

Seit 2010 darf der Grenzwert nur noch an 25 Tagen überschritten werden. Laut den Messergebnissen im Untersuchungsgebiet hat die PM10-Belastung von 2005 bis 2010 geringfügig abgenommen. Trotzdem muss davon ausgegangen werden, dass das Gebiet, in dem der Grenzwert häufiger als die tolerierten Tage überschritten wird, jetzt größer ist.

Für eine Darstellung der flächendeckenden Immissionsbelastungen und Quellgruppenanteile für ein aktuelleres Bezugsjahr (2010) oder Trendszenarien (2015, 2020), müssten zusätzliche Ausbreitungsrechnungen durchgeführt werden. Vereinfachenderweise könnten die Szenarien auf Basis der vorhandenen Ausbreitungsrechnungen skaliert werden.



5-52: Vergleich der modellierten Anzahl an Überschreitungstagen mit den Messwerten (2005)

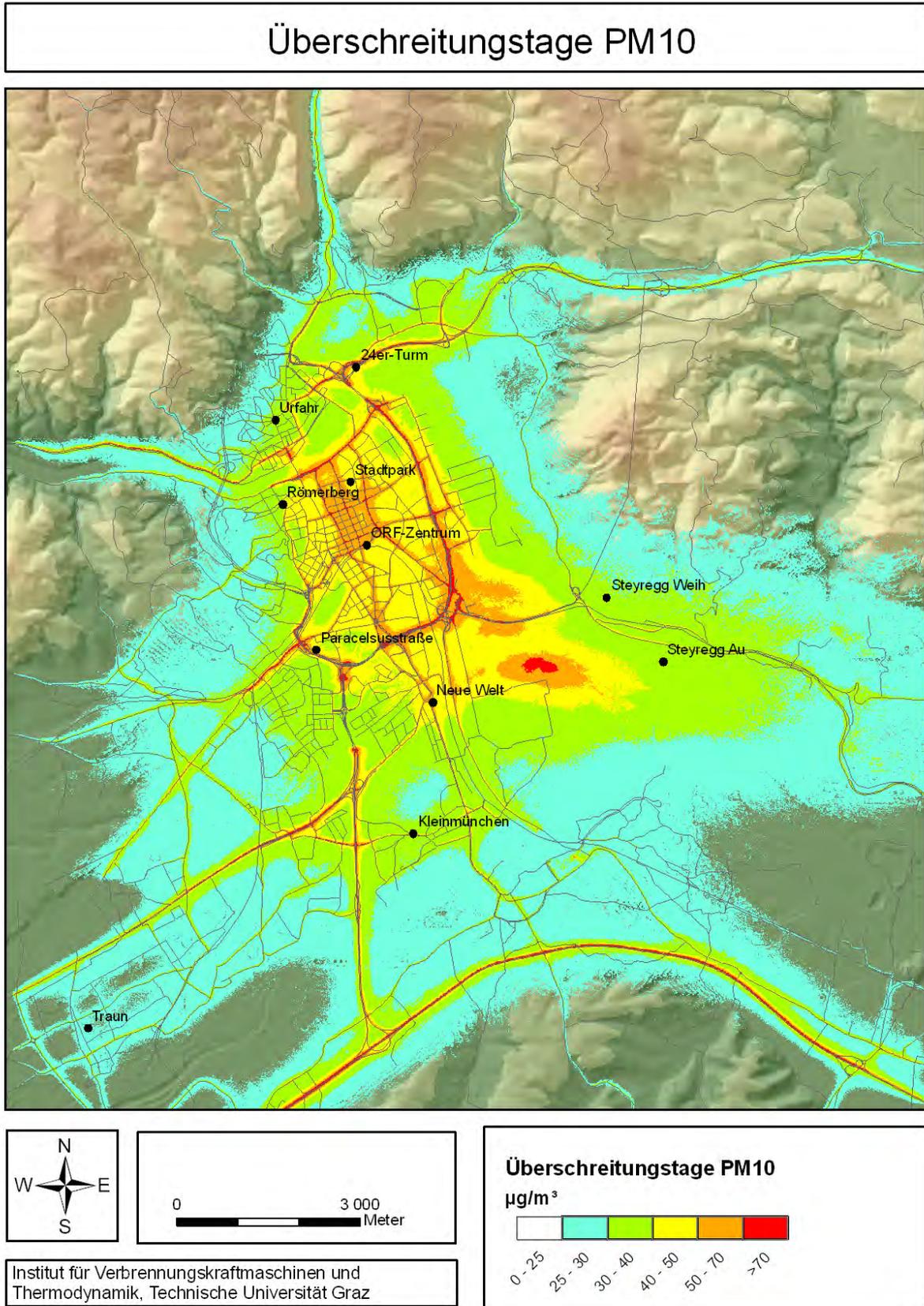


Abbildung 5-53: Modellierte Anzahl der Überschreitungstage

6. UNSICHERHEITEN BEI DER MODELLIERUNG

Naturgemäß sind Modelle mit Unsicherheiten behaftet. Bei einfacheren physikalischen Zusammenhängen kann man eine Fehlerrechnung durchführen, welche auf der Schwankungsbreite der Eingabeparameter beruht. Bei der Berechnung eines Immissionskatasters wird eine sehr komplexe Modellkette angewendet und die Unsicherheiten der einzelnen Rechenoperationen sind nicht genau quantifizierbar. Deswegen ist es nur möglich, die Endergebnisse mit Messungen zu vergleichen (= Validierung).

In der vorliegenden Untersuchung ergibt sich aus dem Vergleich der Simulationsergebnisse mit den Luftgütemessdaten eine Überschätzung der gesamten Modellkette um 20-30%. Für diese Überschätzung kommen verschiedene Faktoren innerhalb der Rechenkette in Frage:

1. Eingangsdaten

Schon die Eingangsdaten wie z.B. meteorologische Messungen, Datenerhebungen für die Emissionsberechnungen, Verkehrszählungen usw. sind mit Unsicherheiten behaftet.

2. Emissionen

Bei der Berechnung der Emissionen werden Annahmen getroffen, welche nicht überprüfbar sind: Emissionsfaktoren von Fahrzeugen, Emissionsfrachten von Kaminen, diffuse Staubemissionen usw.

3. Windfelder

Zur Initialisierung der Windfelder wird nur eine geeignete Messstation herangezogen und damit die meteorologische Situation im gesamten Berechnungsgebiet modelliert. Außerdem wird die Messzeitreihe in eine Ausbreitungsklassenstatistik mit klassifizierten Parametern umgewandelt, um die Anzahl der zu berechnenden Strömungssituationen zu verringern. Gerade bei großen Berechnungsgebieten mit komplexen meteorologischen Situationen ergeben sich dadurch Unsicherheiten bei der Beschreibung der Ausbreitungssituation.

4. Ausbreitungsrechnungen

In einem Ausbreitungsmodell werden verschiedene physikalische Zusammenhänge parametrisiert, z.B. bei der Beschreibung der Turbulenz und der Berechnung der Mischungsschichthöhen. Diese Modellannahmen beinhalten Unsicherheiten.

5. Modellvereinfachungen

Bei jedem Modell müssen Vereinfachungen getroffen werden. Bei einem Modellgebiet dieser Größe ist bspw. die Berücksichtigung von Gebäuden nicht möglich. Außerdem müssen für fehlende Eingangsdaten (Quellhöhen, Straßenbreiten) plausible Werte abgeschätzt werden.

6. Zeitliche und räumliche Auflösung

Grundsätzlich beträgt die zeitliche Auflösung der Konzentrationsfelder 30 min und die horizontale räumliche Auflösung 10 m. Zu beachten ist allerdings, dass die Emissionsdaten der Flächenquellen für diese Untersuchung nur auf Basis von Zählsprenkeln zur Verfügung standen. Außerdem kann in einem Gebiet dieser Größe die Abschattung durch Gebäude nicht berücksichtigt werden. Der Immissionskataster gibt zwar die flächenhafte Verteilung der Luftschadstoffbelastung wieder, für eine detaillierte Beschreibung sind allerdings kleinräumigere Simulationen mit genaueren Eingangsdaten notwendig. Im Allgemeinen ist die Unsicherheit bei der Berechnung von Langzeitmittelwerten wesentlich niedriger als bei der Berechnung von Kurzzeitmittelwerten, da sich Abweichung nach oben und nach unten aufheben können. Vor allem die Berechnung von maximalen Halbstundenmittelwerten ist aufgrund von variierenden Ausbreitungs- oder Umwandlungsbedingungen mit großen Unsicherheiten behaftet.

Insgesamt wird bei der Simulation eines Immissionskatasters versucht, einen „Erwartungswert“ so realistisch wie möglich wiederzugeben. Bei Langzeitwerten liegt die Unsicherheit eines modellierten Immissionsbeitrages bei ca. 25%, bei Kurzzeitmittelwerten kann diese bis zu einem Faktor 2 betragen.

In der vorliegenden Untersuchung ergibt sich die beste Übereinstimmung mit den Messwerten, wenn die modellierten Immissionsbeiträge mit dem Faktor 0,7 (sowohl für NO_x als auch für PM₁₀) multipliziert werden. Die Vorbelastung ergibt sich dann aus der Differenz zwischen der gemessenen Gesamtbelastung und dem modellierten Immissionsbeitrag.

7. ZUSAMMENFASSUNG

Inhalt diese Studie ist die Berechnung von flächendeckenden Immissionsbelastungen der Schadstoffe NO₂ und PM₁₀ für den Großraum Linz. Die Immissionsbelastungen wurden unter Verwendung des Modellsystem GRAMM/GRAL berechnet. Für das Untersuchungsgebiet von 20x15 km Ausdehnung wurden die Konzentrationsfelder unter Berücksichtigung der Topographie mit einer horizontalen Auflösung von 10x10 m berechnet. Sowohl die meteorologischen Eingangsdaten als auch die Emissionsdaten beziehen sich auf das Jahr 2005.

Für die Initialisierung der Windfelder wurden meteorologische Messdaten der Station Magdalenenberg herangezogen. Die Übereinstimmung der simulierten Strömungsfelder mit Messwerten ist prinzipiell recht gut, allerdings wird der Einfluss des Haselgrabens im Modell nicht entsprechend wiedergegeben. Insgesamt werden im Modell die Windgeschwindigkeiten geringfügig überschätzt und der Kalmenanteil unterschätzt.

Die Ausbreitungsrechnungen basieren auf den Emissionsdaten des Oberösterreichischen Emissionskatasters. Das verwendete Modellsystem ermöglicht die Integration von Punkt-, Linien-, und Flächenquellen. Insgesamt wurden für 11 verschiedene Quellgruppen die Konzentrationsfelder berechnet.

Die simulierten jahresdurchschnittlichen NO_x-Konzentrationen wurden mit Messdaten der Landesmessstationen im Untersuchungsgebiet verglichen. Bei den Stationen Römerberg, 24er-Turm und ORF-Zentrum fallen die simulierten Werte höher aus als die Messwerte, bei den Stationen Traun und Urfahr niedriger als die Messwerte. Die beste Übereinstimmung mit den Messwerten ergibt sich, wenn die modellierte NO_x-Belastung mit dem Faktor 0,7 multipliziert wird und eine Vorbelastung von 20 µg/m³ addiert wird. Bei den meisten Stationen trägt der Verkehr den größten Anteil zur Gesamtbelastung bei (bis zu 70%). Der Beitrag der Haushalte und öffentlichen Gebäude beträgt zwischen 5% und 20%. In Steyregg ist der Anteil der Quellgruppe Industrie relativ hoch (30-40%), im Großteil des Untersuchungsgebietes liegt dieser Anteil jedoch unter 10%.

Zur Berechnung der NO₂-Konzentrationen wurde die Rombergfunktion verwendet. Die höchsten Belastungen treten entlang der Autobahn auf. In der Innenstadt liegen die Belastungen zwischen 30 und 40 µg/m³, nur in einigen Bereichen werden 40 µg/m³ überschritten. Seit 2010 beträgt der Grenzwert nur noch 35 µg/m³ und wird 2012 eventuell auf 30 µg/m³ abgesenkt. Laut den Messergebnissen im Untersuchungsgebiet hat die NO₂-Belastung von 2005 bis 2010 aber kaum abgenommen. Dementsprechend kann davon ausgegangen werden, dass das Gebiet, in dem der Grenzwert überschritten wird, jetzt größer ist.

Die Auswertung der jahresdurchschnittlichen PM10-Konzentrationen deutet auch auf eine Überschätzung des Modells hin. Aus der Simulation ergibt sich außerdem, dass sogar bei hoch belasteten Stationen ca. 70 % der Gesamtbelastung dem sogenannten Hintergrund zugerechnet werden müssen. Dieser Hintergrund beinhaltet den Beitrag von Quellen außerhalb des Berechnungsgebietes und sekundär gebildete Partikel. Beim Römerberg beträgt der Verkehrsbeitrag ca. 30% bei den anderen städtischen Stationen zwischen 10 und 20%. Die Industrie trägt bis zu 10% zur Gesamtbelastung bei und die Haushalte und öffentlichen Gebäude bis zu 7%.

Auf Basis der jahresdurchschnittlichen PM10-Konzentration wurde die Anzahl der Tage, an denen der Grenzwert für den maximalen Tagesmittelwert überschritten wird abgeschätzt. Im Jahr 2005 wurden maximal 35 Überschreitungstage toleriert. In großen Teilen des Stadtgebietes wird dieser Wert jedoch überschritten. In der gesamten Innenstadt wurden mehr als 40 Überschreitungstage berechnet, in einigen Bereichen mehr als 70 Überschreitungstage. Seit 2010 darf der Grenzwert nur noch an 25 Tagen überschritten werden. Laut den Messergebnissen im Untersuchungsgebiet hat die PM10-Belastung von 2005 bis 2010 geringfügig abgenommen. Trotzdem muss davon ausgegangen werden, dass das Gebiet, in dem der Grenzwert häufiger als die tolerierte Anzahl an Tagen überschritten wird, jetzt größer ist.

8. LITERATURVERZEICHNIS

- [1] Immissionsgrenzwerte und Immissionszielwerte zum Schutz der Ökosysteme und der Vegetation (BGBl II Nr. 298/2001)
- [2] Immissionsschutzgesetz Luft Novelle (BGBl I Nr. 77/2010) idF vom 18.08.2010
- [3] Ozongesetz (BGBl. Nr. 210/1992), idF.: BGBl I Nr. 34/2003
- [4] ÖNORM M9440 (1992): Ausbreitung von luftverunreinigenden Stoffen in der Atmosphäre – Berechnung von Immissionskonzentrationen und Ermittlung von Schornsteinhöhen
- [5] ÖNORM M9445 (2003): Immissionen von Luftschadstoffen, Ermittlung der Gesamtbelastung aus der Vorbelastung und mittels Ausbreitungsmodellen ermittelten Zusatzbelastung
- [6] RVS 09.02.33 (2005): Tunnel, Projektierungsrichtlinien, Lüftungsanlagen, Immissionsbelastungen an Portalen
- [7] Romberg E., Bössinger R., Lohmeyer A., Ruhnke R., Röth E. (1996): NO-NO₂-Umwandlung für die Anwendung bei Immissionsprognosen für Kfz-Abgase. Gefahrstoffe-Reinhaltung der Luft, 56, p 215-218
- [8] Bächlin W., Bössinger R., Brandt A., Schulz T. (2006): Überprüfung des NO-NO₂-Umwandlungsmodells für die Anwendung bei Immissionsprognosen für bodennahe Stickoxidfreisetzung, Gefahrstoffe - Reinhaltung der Luft, 66, p 154-157
- [9] Franzese, P., Luhar A. K., Borgas M. S.(1999): An efficient Lagrangian stochastic model of vertical dispersion in the convective boundary layer. *Atm. Env.*, **33**, p 2337-2345
- [10] Golder D.(1972): Relations among stability parameters in the surface layer
- [11] Kurz C. (2008): Modellierung der Luftschadstoffe PM₁₀ und NO₂ in urbanen Gebieten. Dissertation am Institut für Verbrennungskraftmaschinen u. Thermodynamik, TU-Graz, pp. 124.
- [12] Onchang R. (2005): Assessment of Urban Air Quality. Ph.D. Thesis at the Graz University of Technology, Inst. for Internal Combustion Engines and Thermodynamics, pp. 120
- [13] Öttl D. (2000): Weiterentwicklung, Validierung und Anwendung eines Mesoskaligen Modells. Dissertation am Institut für Geographie der Universität Graz, pp. 155
- [14] Öttl D., Almbauer R. A., Sturm P. J. (2001): A new method to estimate diffusion in low wind, stable conditions. *Journal of Applied Meteorology*, **40**, p 259-268.
- [15] Öttl D., Kukkonen J., Almbauer R. A., Sturm P. J., Pohjola M.and Härkönen J.(2001): Evaluation of a Gaussian and a Lagrangian model against a roadside dataset, with focus on low wind speed conditions. *Atmos. Environ.*, **35**, p 2123-2132

- [16] Öttl D., Sturm P. J., Bacher M., Pretterhofer G., Almbauer R. A. (2002): A simple model for the dispersion of pollutants from a road tunnel portal. *Atmos. Environ.*, **36**, p 2943-2953
- [17] Öttl D., Sturm P. J., Almbauer R. A., Okamoto S., Horiuchi K.(2003): Dispersion from road tunnel portals: Comparison of two different modelling approaches. *Atmos. Environ.*, **37**, p 5165-5175
- [18] Öttl D., Almbauer R. A., Sturm P. J., and Pretterhofer G. (2003): Dispersion modelling of air pollution caused by road traffic using a Markov Chain - Monte Carlo model. *Stochastic Environmental Research and Risk Assessment*, **17**, p 58-75
- [19] Öttl D., Sturm P. J., Pretterhofer G., Bacher M., Rodler J., Almbauer R. A. (2003): Lagrangian dispersion modeling of vehicular emissions from a highway in complex terrain. *Journal of the Air and Waste Management Association*, **53**, p 1233-1240
- [20] Öttl D., Sturm P. J., Almbauer R. A. (2004): Evaluation of GRAL for the pollutant dispersion from a city street tunnel portal at depressed level. *Environmental Modelling & Software*, **20**, p 499-504
- [21] Öttl D., Goulart A., Degrazia G., Anfossi D. (2005): A new hypothesis on meandering atmospheric flows in low wind speed conditions. *Atmos. Environ.*, **39**, p 1739-1748
- [22] Puxbaum H., Ellinger R., Greßlehner K. H., Mursch-Radlgruber E., Öttl D., Staudinger M., Sturm P.J. (2003): Messung und Modellierung der Schadstoffverteilung im Nahbereich von Tunnelportalen. BMVIT- GZl. 803.248/1-III/1/00
- [23] Sagendorf J. F., Dickson C. R. (1974): Diffusion under low windspeed, inversion conditions. NOAA Technical Memorandum ERL ARL-52. Air Resources Laboratory IDAHO FALLS
- [24] Schlünzen K. H. (1997): On the validation of high-resolution atmospheric mesoscale models. *J. Wind Engineering and Industrial Aerodynamics*, **67&68**, p 479-492.
- [25] Thunis P., Galmarini S., Martilli A., Clappier A., Andronopoulos S., Bartzis J., Vlachogianni M., DeRidder K., Moussiopoulos N., Sahm P., Almbauer R. A., Sturm P. J., Oettl D., Dierer S., Schlunzen H. (2003): MESOCOM An inter-comparison exercise of mesoscale flow models applied to an ideal case simulation. *Atmos. Environ.* **37**, p 363-382.
- [26] Umweltbundesamt (2007): Leitfaden UVP und IG-L. Umgang mit Überschreitungen von Immissionsgrenzwerten von Luftschadstoffen in UVP-Verfahren. Überarbeitete Version 2007. BE-274
- [27] Venkatram A. (1996): An examination of the Pasquill-Gifford-Turner dispersion scheme. *Atm. Env.*, **8**, p 1283-1290
- [28] Wilson R. B., Start G. E., Dickson C. R., Ricks N. R. (1976): Diffusion under low wind speed conditions near Oak Ridge, Tennessee. *NOAA Technical Memorandum ERL ARL-61*, pp. 83
- [29] Zannetti P. (1990): Air Pollution Modeling. Computational Mechanics Publications. Southampton Boston, pp.444
- [30] http://aix.meng.auth.gr/sec/SEC_Page_2_files/SEC_Stockholm_Mar2005_page.pdf

[31] http://aix.meng.auth.gr/sec/SEC_Page_2_files/SEC_Berlin_Mar2005_page.pdf

[32] http://aix.meng.auth.gr/sec/SEC_Page_2_files/SEC_London_Mar2005_page.pdf

[33] Vogelsang S. (2007): Untersuchung zur NO₂-Belastung im Stadtgebiet von Linz, Bericht Nr. 31/2007 Vo VU07/02/I-630 vom 11.12.2007

9. ABBILDUNGSVERZEICHNIS

Abbildung 2-1: Berechnungsgebiet für den Immissionskataster Linz (20 x 15 km).....	6
Abbildung 3-1: Relative Tagesgänge der drei Hauptemittentengruppen (Quelle: AIT)	9
Abbildung 3-2: Relative Jahresgänge der drei Hauptemittentengruppen (Quelle: AIT)	9
Abbildung 3-3: Vergleich der Messdaten mit der Rombergfunktion	13
Abbildung 3-4: Vergleich der UBA-Korrelation mit Messdaten im Untersuchungsgebiet.....	14
Abbildung 4-1: Lageplan der Messstationen	16
Abbildung 4-2: Mittlere Windrichtungsverteilung an der Station (a) Magdalenaberg, (b) Freinberg 10m, (c) Linz 24er-Turm und (d) Linz Neue Welt für das Jahr 2005.....	19
Abbildung 4-3: Mittlere Windgeschwindigkeiten an der Station (a) Magdalenaberg, (b) Freinberg 10m, (c) Linz 24er-Turm und (d) Linz Neue Welt für das Jahr 2005.....	19
Abbildung 4-4: Trend der jahresdurchschnittlichen NO ₂ -Belastung im Raum Linz	23
Abbildung 4-5: Trend der jahresdurchschnittlichen PM ₁₀ -Belastung im Raum Linz	23
Abbildung 4-6: Vergleich der Rombergfunktion mit Messdaten im Untersuchungsgebiet	24
Abbildung 4-7: Vergleich der UBA-Korrelation mit Messdaten im Untersuchungsgebiet.....	24
Abbildung 4-8: Anteile der verschiedenen Quellen an den NO _x - und PM ₁₀ -Emissionen.....	26
Abbildung 4-9: NO _x -Punktquellen im Untersuchungsgebiet	27
Abbildung 4-10: PM ₁₀ -Punktquellen im Untersuchungsgebiet	28
Abbildung 4-11: NO _x -Linienquellen im Untersuchungsgebiet.....	29
Abbildung 4-12: PM ₁₀ -Linienquellen im Untersuchungsgebiet.....	30
Abbildung 4-13: NO _x -Flächenquellen im Untersuchungsgebiet.....	31
Abbildung 4-14: PM ₁₀ -Flächenquellen im Untersuchungsgebiet	32
Abbildung 5-1: Schnitt des Strömungsfelds in 10 m über Grund für die Wetterlage 2 (stabile Anströmung mit 1,5 m/s aus dem Sektor 28)	34
Abbildung 5-2: Vergleich der mit GRAMM simulierten Windrosen an den einzelnen Stationsaufpunkten (Grafiken a – d) mit den Windrosen der gemessenen Daten (Grafiken e - h).....	35
Abbildung 5-3: Vergleich der mit GRAMM simulierten Windgeschwindigkeitsverteilung an den einzelnen Stationsaufpunkten (Grafiken a – d) mit den Windgeschwindigkeitsverteilungen der gemessenen Daten (Grafiken e – h)	36
Abbildung 5-4: Modellierter jahresdurchschnittlicher NO _x -Immissionsbeitrag – Punktquellen (nicht Voest)	39
Abbildung 5-5: Modellierter jahresdurchschnittlicher NO _x -Immissionsbeitrag – Punktquellen (Voest).....	40
Abbildung 5-6: Modellierter jahresdurchschnittlicher NO _x -Immissionsbeitrag – PKW	41
Abbildung 5-7: Modellierter jahresdurchschnittlicher NO _x -Immissionsbeitrag – LKW	42
Abbildung 5-8: Modellierter jahresdurchschnittlicher NO _x -Immissionsbeitrag – Haushalte	43
Abbildung 5-9: Modellierter jahresdurchschnittlicher NO _x -Immissionsbeitrag – Industrie (Flächenquellen)	44
Abbildung 5-10: Modellierter jahresdurchschnittlicher NO _x -Immissionsbeitrag – Infrastruktur	45
Abbildung 5-11: Modellierter jahresdurchschnittlicher NO _x -Immissionsbeitrag – Öffentliche Gebäude	46

Abbildung 5-12: Modellierter jahresdurchschnittlicher NO _x -Immissionsbeitrag – Flächenverkehr (skaliert).....	47
Abbildung 5-13: Modellierter Jahresmittelwert an NO _x – ohne Infrastruktur und ohne Hintergrundbelastung	48
Abbildung 5-14: Vergleich zwischen gemessenen und modellierten Jahresmittelwerten an NO _x -1.....	50
Abbildung 5-15: Vergleich zwischen gemessenen und modellierten Jahresmittelwerten an NO _x -2.....	50
Abbildung 5-16: Modellierter Jahresmittelwert an NO _x – korrigiert und inklusive 20 µg/m ³ Vorbelastung.....	51
Abbildung 5-17: Vergleich zwischen gemessenen und korrigierten modellierten Jahresmittelwerten an NO _x inklusive Vorbelastung -1	52
Abbildung 5-18: Vergleich zwischen gemessenen und korrigierten modellierten Jahresmittelwerten an NO _x inklusive Vorbelastung -2	52
Abbildung 5-19: Berechnete Quellgruppenanteile an der jahresdurchschnittlichen NO _x -Konzentration - Römerberg	54
Abbildung 5-20: Berechnete Quellgruppenanteile an der jahresdurchschnittlichen NO _x -Konzentration – ORF-Zentrum.....	54
Abbildung 5-21: Berechnete Quellgruppenanteile an der jahresdurchschnittlichen NO _x -Konzentration – Steyregg-Weih	55
Abbildung 5-22: Berechnete Quellgruppenanteile an der jahresdurchschnittlichen NO _x -Konzentration - Urfahr.....	55
Abbildung 5-23: Berechnete Quellgruppenanteile an der jahresdurchschnittlichen NO _x -Konzentration - 24er Turm	56
Abbildung 5-24: Berechnete Quellgruppenanteile an der jahresdurchschnittlichen NO _x -Konzentration -Neue Welt	56
Abbildung 5-25: Modellierter Jahresmittelwert an NO ₂ inklusive 20 µg/m ³ Vorbelastung	58
Abbildung 5-26: Vergleich zwischen gemessenen und modellierten Jahresmittelwerten an NO ₂ -1	60
Abbildung 5-27: Vergleich zwischen gemessenen und modellierten Jahresmittelwerten an NO ₂ -2	60
Abbildung 5-28: Vergleich zwischen gemessenen und modellierten Jahresmittelwerten an NO ₂ -3	61
Abbildung 5-29: Vergleich zwischen gemessenen und modellierten Jahresmittelwerten an NO ₂ -4	61
Abbildung 5-30: Modellierter jahresdurchschnittlicher PM ₁₀ -Immissionsbeitrag – Punktquellen (nicht Voest).....	64
Abbildung 5-31: Modellierter jahresdurchschnittlicher PM ₁₀ -Immissionsbeitrag – Punktquellen (Voest).....	65
Abbildung 5-32: Modellierter jahresdurchschnittlicher PM ₁₀ -Immissionsbeitrag – PKW.....	66
Abbildung 5-33: Modellierter jahresdurchschnittlicher PM ₁₀ -Immissionsbeitrag – LKW	67
Abbildung 5-34: Modellierter jahresdurchschnittlicher PM ₁₀ -Immissionsbeitrag – Abrieb und Aufwirbelung.....	68
Abbildung 5-35: Modellierter jahresdurchschnittlicher PM ₁₀ -Immissionsbeitrag – Haushalte.....	69
Abbildung 5-36: Modellierter jahresdurchschnittlicher PM ₁₀ -Immissionsbeitrag – Industrie (Flächenquellen)	70
Abbildung 5-37: Modellierter jahresdurchschnittlicher PM ₁₀ -Immissionsbeitrag – Infrastruktur.....	71
Abbildung 5-38: Modellierter jahresdurchschnittlicher PM ₁₀ -Immissionsbeitrag – Öffentliche Gebäude	72
Abbildung 5-39: Modellierter jahresdurchschnittlicher PM ₁₀ -Immissionsbeitrag – Flächenverkehr (skaliert)	73
Abbildung 5-40: Modellierter Jahresmittelwert an PM ₁₀ – ohne Infrastruktur und ohne Hintergrundbelastung	74
Abbildung 5-41: Vergleich zwischen gemessenen und modellierten Jahresmittelwerten an PM ₁₀ -1	76
Abbildung 5-42: Vergleich zwischen gemessenen und modellierten Jahresmittelwerten an PM ₁₀ -2	76
Abbildung 5-43: Modellierter Jahresmittelwert an PM ₁₀ inklusive Hintergrundbelastung von 25 µg/m ³	77
Abbildung 5-44: Vergleich zwischen gemessenen und modellierten Jahresmittelwerten an PM ₁₀ -3	78
Abbildung 5-45: Vergleich zwischen gemessenen und modellierten Jahresmittelwerten an PM ₁₀ -4	78

Abbildung 5-46: Berechnete Anteile der Quellgruppen an der jahresdurchschnittlichen PM10-Konzentration - Römerberg80

Abbildung 5-47: Berechnete Anteile der Quellgruppen an der jahresdurchschnittlichen PM10-Konzentration - Steyregg.....80

Abbildung 5-48: Berechnete Anteile der Quellgruppen an der jahresdurchschnittlichen PM10-Konzentration - Urfahr81

Abbildung 5-49: Berechnete Anteile der Quellgruppen an der jahresdurchschnittlichen PM10-Konzentration – ORF Zentrum ...81

Abbildung 5-50: Berechnete Anteile der Quellgruppen an der jahresdurchschnittlichen PM10-Konzentration – 24er Turm.....82

Abbildung 5-51: Berechnete Anteile der Quellgruppen an der jahresdurchschnittlichen PM10-Konzentration – Neue Welt82

5-52: Vergleich der modellierten Anzahl an Überschreitungstagen mit den Messwerten (2005).....83

Abbildung 5-53: Modellierte Anzahl der Überschreitungstage84

10. TABELLENVERZEICHNIS

Tabelle 3-1: Quellhöhen der Flächenquellen	8
Tabelle 3-2: Immissionsgrenzwerte nach IG-L Novelle [2], alle Werte in [$\mu\text{g}/\text{m}^3$].....	10
Tabelle 3-3: Grenzwerte zum Schutz der Ökosysteme und der Vegetation [1] in [$\mu\text{g}/\text{m}^3$].	10
Tabelle 3-4: Definition der Quellgruppen.....	11
Tabelle 3-5: Parameter der Regressionskurven für den NO_2 -Umwandlungsgrad nach Romberg et al. [7] und [8].	13
Tabelle 4-1: Andauerstatistik für windschwache Lagen an den Standorten Linz 24er-Turm und Linz Neue-Welt.....	20
Tabelle 4-2: Statistik der Ausbreitungsklassen nach ÖNORM M9440 zusammengefasst für GRAL für die Station (a) Magdalenaberg, (b) Freinberg, (c) Linz 24er-Turm und (d) Linz Neue-Welt	20
Tabelle 4-3: Luftgütemesswerte im Untersuchungsgebiet – Jahresmittelwerte 2005 - 2010.....	22
Tabelle 4-4: Emissionen im Berechnungsgebiet	25

11. ANHANG

11.1 Modellbeschreibung und Qualitätssicherung

11.1.1 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 [14] 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 5 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 ([10], [27], [29]).

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. In der Nacht bzw. bei stabiler bis neutraler Schichtung der Atmosphäre entspricht die Mischungsschichthöhe etwa der Prandtlschicht. Diese wurde entsprechend den Beziehungen in Zannetti [29] parametrisiert.

Ältere Lagrange-Modelle erfüllen oft das sogenannte *well-mixed* Kriterium bei konvektiven Bedingungen (Ausbreitungsklassen 2 und 3 nach ÖNORM M9440 [4]) 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 [9].

11.1.2 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 [15] und [21]. Beim verwendeten Lagrange-Modell wurde ein eigens entwickelter Algorithmus implementiert, der den Effekt der erhöhten Turbulenz in windschwachen Wetterlagen berücksichtigt [14]. Dieser Effekt wurde u. a. in Tracergas-Experimenten gefunden ([23], [28]). 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.

11.1.3 Strömungsmodellierung mit GRAMM

Zur Berechnung der räumlichen Schadstoffausbreitung werden dreidimensionale Strömungsfelder benötigt. Diese werden in dieser Untersuchung mit Hilfe des prognostischen Windfeldmodells GRAMM [13] 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 [24] validiert ([13], [25]).

Aufgrund der langen Rechenzeiten 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 [4] 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:[1]).

11.1.4 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 [16] und alle beschriebenen Effekte mit Ausnahme von komplexen Bebauungsstrukturen berücksichtigen kann. Das Modell wurde anhand von umfangreichen Datensätzen validiert [17] und wird in der RVS 09.02.33 [6] als Modell empfohlen.

11.1.5 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)

- Ehrentalerberg tunnel-Ostportal: 7 SF₆-Messungen mit je ca. 25 Sammeleinheiten bei Schwachwindsituationen [16].
- Ninomiya Tunnel: 21 SF₆-Messungen mit je ca. 64 Sammeleinheiten bei unterschiedlichen met. Bedingungen [17].
- Hitachi Tunnel: 18 SF₆-Messungen mit je ca. 85 Sammeleinheiten bei unterschiedlichen met. Bedingungen [17].
- Enrei Tunnel: 17 SF₆-Messungen mit je ca. 86 Sammeleinheiten bei unterschiedlichen met. Bedingungen [17].
- Kaisermühlentunnel: 5 dauerregistrierende Messstellen über ein Jahr [20], [22].

Punktquellen

- INEL: Bodennahe Punktquelle, 11 SF₆-Experimente bei Schwachwindsituationen [14]
- 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 SF₆-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 [15].
- Südautobahn: 4 dauerregistrierende Messstellen in flachem Gelände in verschiedenen Entfernungen – Messzeitraum 1 Jahr [18].
- A10-Tauernautobahn: 1 dauerregistrierende Messstelle nahe der A10 in komplexem Gelände sowie ein Passivsammlernetz bestehend aus 11 Sammlern [19].
- CALTRANS 99: 56 SF₆-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 [30].

- Göttingerstraße: 2 permanente Luftgütestationen in einer Straßenschlucht in Hannover [12].
- Marylebone street: 2 permanente Luftgütestationen in einer Straßenschlucht in London [32].
- Frankfurter Allee: 2 permanente Luftgütestationen in einer Straßenschlucht in Berlin [31].

Die Validierung erfolgt nach jeder signifikanten Änderung im Programmcode und wird dokumentiert. Der Validierungsdatensatz wird laufend erweitert.