

# **Maßnahmen zur Reduktion der PM10-Belastung im Lavanttal**

Erstellt im Auftrag der  
Kärntner Landesregierung

Bericht Nr. I-17/2010/GB V&U 09/08/I-630 vom 13.08.2010

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.

# Maßnahmen zur Reduktion der PM10-Belastung im Lavanttal

Fachbereich: Verkehr & Umwelt

Inffeldgasse 21A A-8010 Graz

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

		Datum	Unterschrift
Freigegeben	Ao. Univ.-Prof. Dr. Peter Sturm		
Erstellt	Mag. Gerhard Bachler		

Bericht Nr. I-17/2010/GB V&U 09/08/I-630 vom 13.08.2010

## Inhalt

1. Aufgabenstellung.....	4
2. Untersuchungsraum .....	4
3. Emissionen.....	6
3.1 Straßenverkehr.....	6
3.2 Hausbrand.....	7
4. Immissionen .....	9
4.1 Meteorologie .....	9
4.2 Lüftung - Feinstaub (PM10).....	9
4.3 Methodik Immissionsmodellierung .....	10
4.3.1 Abschätzung der Tage mit Überschreitung bei PM10.....	10
5. Maßnahmen .....	11
5.1 Winterdienst .....	11
5.1.1 Anteil des Winterdienstes an der PM10-Belastung .....	12
5.1.2 Reduktionspotential von CMA-Ausbringung durch den Winterdienst..	15
5.2 Hausbrand.....	20
5.2.1 Base Case 2008 ohne Berücksichtigung des gesteigerten Fernwärmeanteils.....	21
5.2.2 Base Case 2008 durch bestehende Fernwärmeanschlüsse .....	23
5.2.3 Reduktionspotential durch zusätzliche Fernwärmeanschlüsse .....	26
6. Zusammenfassung.....	28
7. Literaturverzeichnis .....	30
8. Anhang.....	32
8.1 Modellbeschreibung und Qualitätssicherung.....	32
8.1.1 Modellbeschreibung GRAL .....	32
8.1.2 Windschwache Wetterlagen.....	33
8.1.3 Strömungsmodellierung mit GRAMM.....	34
8.1.4 Qualitätssicherung .....	34

## 1. Aufgabenstellung

Im Immissionsschutzgesetz Luft (IG-L, BGBl. I 115/97 idgF) sind zum Schutz der menschlichen Gesundheit Grenzwerte für PM10 (Feinstaub) für den Jahresmittelwert von  $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$  und für den maximalen Tagesmittelwert von  $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$  festgelegt, wobei letzterer seit 01.01. 2010 25 mal pro Kalenderjahr überschritten werden darf.

Aufgrund der Tatsache, dass die Anzahl an Überschreitungen des maximalen Tagesmittelwertes von  $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$  in den letzten Jahren bis zu 70-mal (2003) an der Station Wolfsberg überschritten wurde, wurde eine Statuserhebung [29] im Auftrag der Kärntner Landesregierung im Jahr 2006 durchgeführt. In dieser Studie wurden die PM10-Emissionen nach Quellgruppen (Hausbrand, Verkehr, Industrie, Landwirtschaft,...) berechnet und mittels räumlicher Ausbreitungsmodellierungen dargestellt. Basierend auf diesen Erkenntnissen und den bestehenden Maßnahmenkatalogen für Wolfsberg und St. Andrä wird im Rahmen dieser Studie das Reduktionspotential von Maßnahmen für die Bereiche Hausbrand und Verkehr (Winterdienst) ermittelt.

## 2. Untersuchungsraum

Der Untersuchungsraum und die Lage der Luftgütemessstellen für PM10 ist in Abbildung 2-1 dargestellt. Er umfasst  $26 \times 36 \text{ km}$ , wobei die horizontale Auflösung der Schadstoffausbreitung  $20 \times 20 \text{ m}$  beträgt. Der rote Bereich markiert das eigentliche Auswertgebiet, welches etwas kleiner ist, um Schadstoffeinträge im Randbereich berücksichtigen zu können.

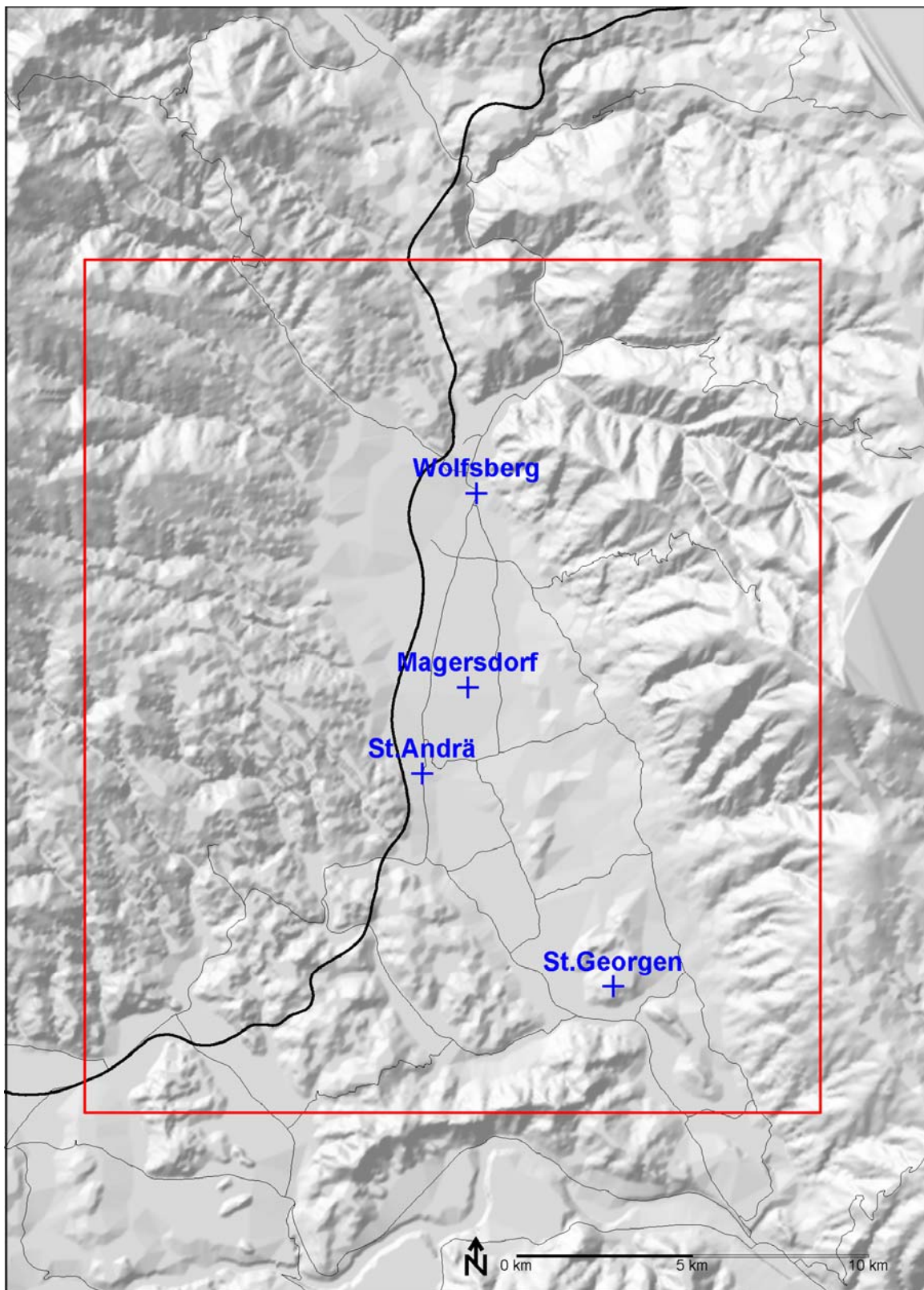


Abbildung 2-1: Lage des Untersuchungsraums sowie der Luftgütemessstellen für die Modellierung der räumlichen Schadstoffausbreitung von  $PM_{10}$  (rot markiert: Auswertgebiet).

## 3. Emissionen

### 3.1 Straßenverkehr

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

Das Modell NEMO (Network Emission Model) wurde speziell für die Emissionsberechnung für Straßennetze entwickelt. Es verknüpft eine detaillierte Berechnung der Flottenzusammensetzung mit fahrzeugfeiner Emissionssimulation. Das Programm ist konsistent mit den ebenfalls an der TU Graz entwickelten Modellen PHEM (Passenger car and Heavy duty vehicle Emission Model) zur detaillierten Simulation von Energieverbrauch und Emissionen von PKW und Nutzfahrzeugen, [12] bis [17]) und GLOBEMI (automatisierte Bilanzierung von Verbrauchs-, Emissions- und Verkehrsdaten in größeren Gebieten, [11]). Die NEMO Version 1.3 ist konsistent mit der aktuellen Ausgabe des Handbuchs für Emissionsfaktoren, Version 3.1A [1].

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

- Fahrzeugkategorie (z.B. PKW, leichte Nutzfahrzeuge, Solo LKW, ...)
- Antriebsart (Benzin, Diesel sowie optional zusätzlich alternative Antriebe wie z.B. Erdgas)
- Größenklasse (Unterscheidungsmerkmal: Hubraum oder höchstzulässiges Gesamtgewicht)
- Emissionsklasse (Gesetzgebung, nach der das Fahrzeug erstzugelassen wurde, z.B. EURO 1, EURO 2, ...)
- Zusätzliche (nachgerüstete)<sup>1</sup> Abgasnachbehandlungssysteme (z.B. Partikel-Katalysator)

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

---

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

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

- (1) Hochrechnung des Kfz-Bestandes nach Jahrgang der Erstzulassung, Motortyp und sonstigen Unterscheidungsmerkmalen (Hubraum oder zulässiges Gesamtgewicht) aus der Bestandsstruktur mittels alters- und fahrzeuggroßeabhängigen Ausfallwahrscheinlichkeiten.
- (2) Abschätzung der spezifischen Jahresfahrleistungen der Kfz nach Zulassungsjahrgängen und sonstigen Unterscheidungsmerkmalen mittels alters- und hubraum- bzw. masseabhängigen Fahrleistungsfunktionen.

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

Bei der Berechnung der Partikelemissionen werden zusätzlich zu den Auspuffemissionen noch die Emissionen aus Reifen- und Bremsenabrieb sowie Aufwirbelung entsprechend den Angaben in [2] berücksichtigt.

Tabelle 3-1: PM<sub>10</sub>-Emissionsfaktoren für Abrieb und Aufwirbelung in [g/km] (Quelle:[2]).

Fahrzyklus	PKW	LKW
Autobahn	0,047	0,074
Außerorts	0,051	0,272
Innerorts	0,055	0,470

### 3.2 Hausbrand

Als Grundlage für die Berechnungen diente der vom Amt der Kärntner Landesregierung, Abt. 15, zur Verfügung gestellte Hausbrandemissionskataster (2004). Die Emissionsdaten standen auf Zählsprengelbasis zur Verfügung (kg/Jahr). Zur Verbesserung der räumlichen Zuordnung der Hausbrandemissionen wurden die zählsprengelbezogenen Emissionen mit dem Gebäudekataster (2008) verschnitten (Abbildung 11), wobei auch die Emissionsmenge in Abhängigkeit von der steigenden Wohnfläche hochgerechnet wurde. Bei der räumlichen Verteilung ist deutlich zu erkennen, dass in den größeren Siedlungsbereichen Wolfsberg, St. Andrä und St. Paul meistens niedrigere mittlere Emissionen pro Gebäude anfallen als in den

Streusiedlungsbereichen. Als Hauptgrund ist ein niedrigerer Anteil an Heizungen mit Festbrennstoffen in dichteren Siedlungsräumen zu nennen.

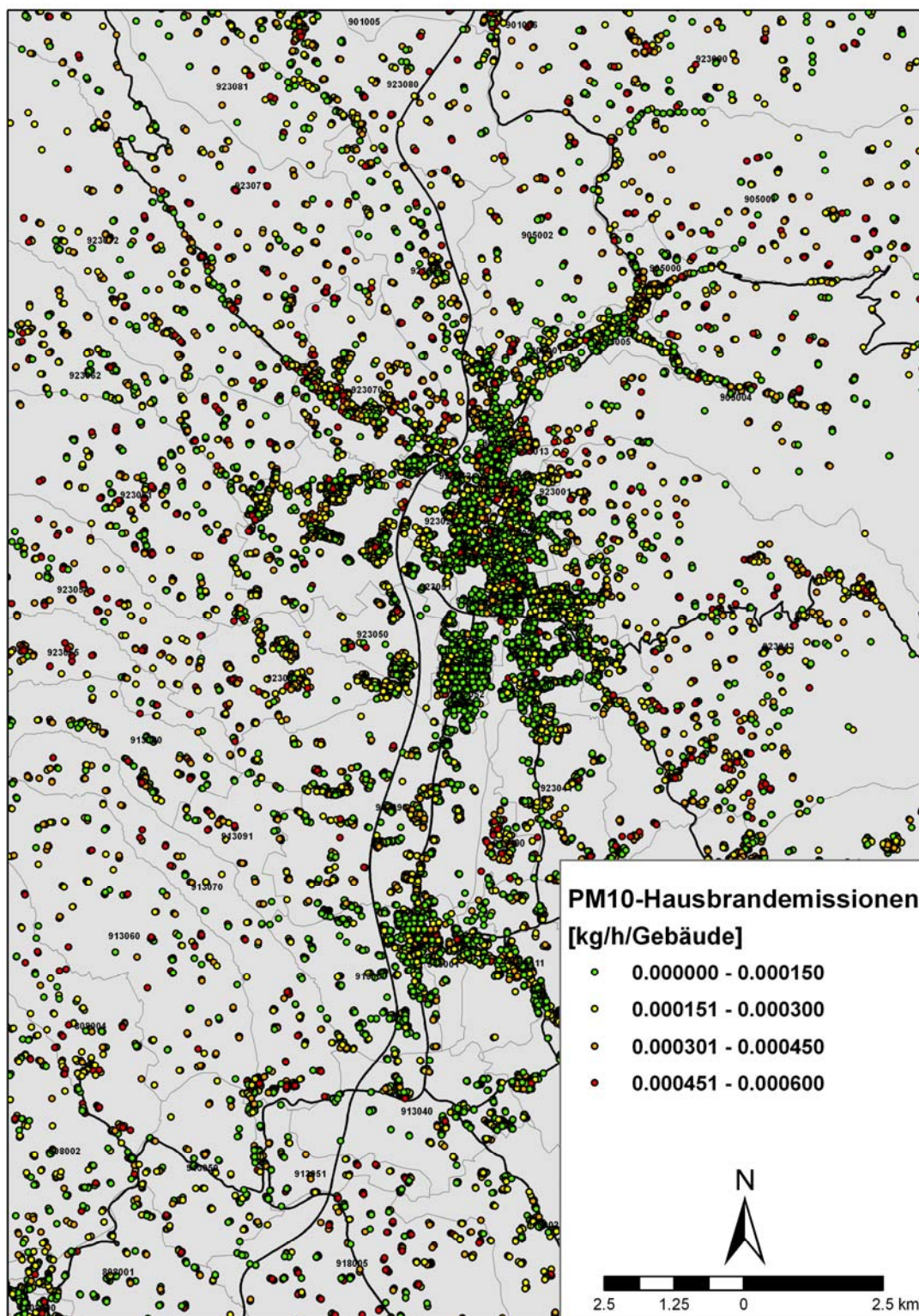


Abbildung 3-1: Räumliche Zuordnung der Hausbrandemissionen pro Gebäude (Stand 2008)

## **4. Immissionen**

### **4.1 Meteorologie**

Für die Ausbreitungsmodellierungen wird eine Zeitreihe der meteorologischen Parameter Windgeschwindigkeit, -richtung und Ausbreitungsklasse gemäß ÖNORM M 9440 benötigt. Um die Vergleichbarkeit der Ergebnisse für die Maßnahmenberechnungen mit jenen der Stuserhebung zu gewährleisten blieb die Zeitreihe unverändert. Detaillierte Informationen zu Windgeschwindigkeit, -richtung und Ausbreitungsklasse können der Stuserhebung [29] entnommen werden.

### **4.2 Lüftung - Feinstaub (PM10)**

Im Untersuchungsgebiet befinden sich derzeit die Luftgütemessstationen Wolfsberg und St. Andrä, welche vom Amt der Kärntner Landesregierung (Abteilung 15) betrieben werden. Betrachtet man die Entwicklung der Feinstaubbelastung im Zeitraum von 2006 bis 2009 so zeigt sich ein abnehmender Trend in Bezug auf den Jahresmittelwert an PM10, der sich auch in der abnehmenden Anzahl an Überschreitungstagen des maximalen Tagesmittelwertes an PM10 widerspiegelt. Die dicke, rot strichlierte Linie in Abbildung 4-1 markiert den EU-Grenzwert mit 35 zulässigen Überschreitungstagen. Die dünne, rot strichlierte Linie markiert die zulässige Anzahl von 25 Überschreitungstagen gemäß IG-L plus der bis einschließlich 2009 geltenden Toleranzmarge von 5 Überschreitungstagen. Entsprechend der europäischen Luftqualitätsrichtlinie wird die zulässige Anzahl an Überschreitungstagen (35) in St. Andrä seit dem Jahr 2007 und in Wolfsberg seit 2009 unterschritten. Nach der derzeit gültigen strengeren, nationalen Auslegung wird die Anzahl an zulässigen Überschreitungstagen (25+5) in St. Andrä ab dem Jahr 2008 unterschritten. Wolfsberg hatte 2009 mit knapp 27 Überschreitungstagen den nationalen Grenzwert erstmals unterschritten. Entsprechend der bereits vorliegenden Novelle zum IG-L müssen künftig jene Maßnahmen ergriffen werden, die die Einhaltung von 35 Überschreitungstagen pro Jahr gewährleisten. Dies entspricht dem EU-Grenzwert, welcher in Abbildung 4-1 auch dargestellt wird. Die Rückgänge in der PM10-Belastung dürften dabei vor allem auf die deutlich milderen Winter 2007 und 2008 bzw. dem niederschlagsreicheren Jahr 2009 zurückzuführen sein.

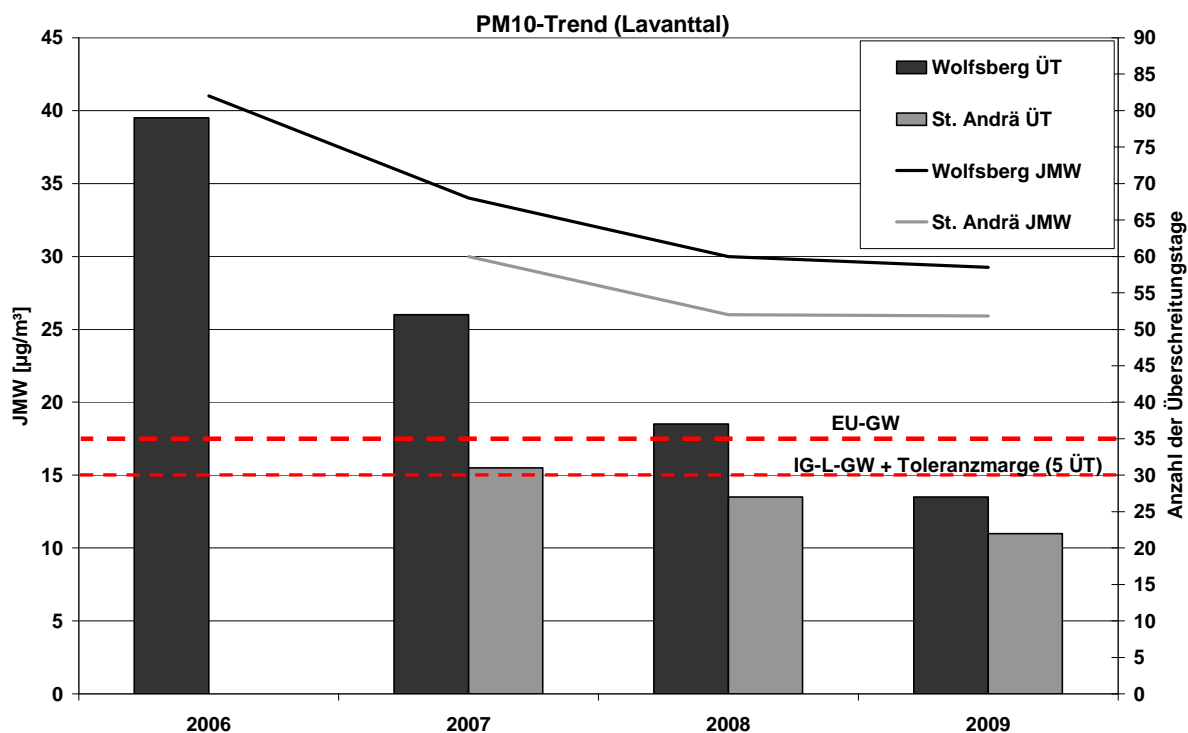


Abbildung 4-1: Entwicklung der PM10-Belastung im Lavanttal in Bezug auf den JMW und die Anzahl an Überschreitungstagen (2006-2009)

In Tabelle 4-1 sind die Werte für den Luftschadstoff PM10 für beide Stationen und getrennt für den JMW an PM10 bzw. die Anzahl an Überschreitungstagen des maximalen Tagesmittelwertes angeführt.

Tabelle 4-1: Gemessene Luftgütedaten für PM10 im Lavanttal (2006-2009)

	2006		2007		2008		2009	
	JMW	Anz. ÜT	JMW	Anz. ÜT	JMW	Anz. ÜT	JMW	Anz. ÜT
Wolfsberg	41	79	34	52	30	37	29	28
St. Andrä			30	31	26	27	26	22

## 4.3 Methodik Immissionsmodellierung

### 4.3.1 Abschätzung der Tage mit Überschreitung bei PM10

Eine direkte Berechnung der Anzahl der Tage mit möglichen Überschreitungen bei 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  $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$  (Abbildung 4-2). Um die

Vergleichbarkeit der Aussagen mit der Stuserhebung zu gewährleisten, blieb der statistische Zusammenhang unverändert.

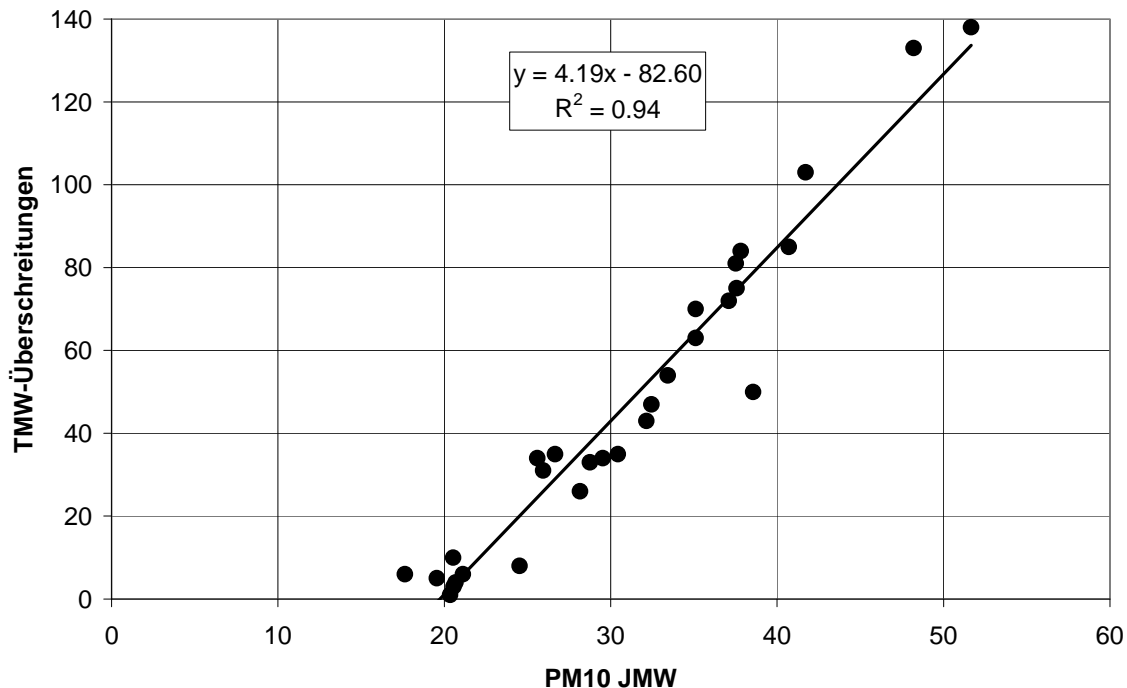


Abbildung 4-2: Statistischer Zusammenhang zwischen gemessenen Jahresmittelwert an PM10 und der Anzahl an Tagen mit mittleren Konzentrationen  $> 50 \mu\text{g}/\text{m}^3$  auf Basis von Kärntner und Steiermärkischer Luftgütemessungen 2003-2005, Einheiten in  $[\mu\text{g}/\text{m}^3]$  (Quelle: [29]).

## 5. Maßnahmen

In diesem Kapitel werden Maßnahmen beschrieben und diskutiert, die nachhaltig zur Reduktion der Feinstaubbelastung im Lavanttal beitragen sollen. Neben der Methode zur Abschätzung des Emissions- und Immissionsanteils durch den Winterdienst an der PM10-Belastung, wird auch das Reduktionspotential durch alternativen Winterdienst mittels CMA (Calcium-Magnesium-Acetat) berechnet. In Bezug auf den Sektor Hausbrand wird die Änderung der Luftschadstoffbelastung von PM10 durch bereits realisierte bzw. potentielle Fernwärmeanschlüsse dargestellt und diskutiert.

### 5.1 Winterdienst

Emissionsbeiträge durch den Winterdienst sind für einen nicht unerheblichen Anteil an der PM10-Belastung während der Wintermonate verantwortlich. Die Ausbringung von Sole und teilweise auch Splitt sorgt für höhere Aufwirbelung von Straßenstaub. Dieser Non-Exhaust-Anteil des Verkehrs ist neben dem Hausbrand zu einem guten Teil mitverantwortlich an der

Anzahl an Überschreitungstagen für den maximalen Tagesmittelwert  $> 50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ . In Abstimmung mit Wolfsberg, St. Andrä und dem Amt der Kärntner Landesregierung (Abteilung 15) wurde die Berechnung von zwei unterschiedlichen Maßnahmenzenarien für den Winterdienst festgelegt. Die dabei angewandten Methoden und die Ergebnisse werden in den folgenden Abschnitten näher erläutert.

### 5.1.1 Anteil des Winterdienstes an der PM10-Belastung

In den vergangenen Jahren gab es einige Studien, die sich mit dem Beitrag der Aufwirbelung und damit auch mit dem Beitrag des Winterdienstes an der PM10-Belastung beschäftigten. Hervorzuheben ist dabei die AQUELLA-Studie [30] für Graz, die von der TU Wien für das Jahr 2004 durchgeführt wurde. Mit Hilfe von umfangreichen chemischen Filteranalysen von Staubproben mittels Macrotracer-Methode und der Anwendung eines CMB-Modells wurden Quellenzuordnungen durchgeführt. Die Auswertungen für die Wintermonate ergaben einen Beitrag der Aufwirbelungsemissionen an der gesamten PM10-Belastung von ca. 20% an der Messstation Graz-Süd für den Winter 2004. Weitere chemische Analysen durch die TU Wien [31] für den Winter 2007 zeigten, dass die grobe Fraktion (coarse fraction) von Feinstaub (PM10-PM2,5 bzw.  $\text{PMC}_{\text{Oarse}}$ ) hauptsächlich aus Karbonaten, Silikaten und Salz besteht (siehe Abbildung 5-1). Diese Anteile sind Hauptbestandteile von Straßenstaub.

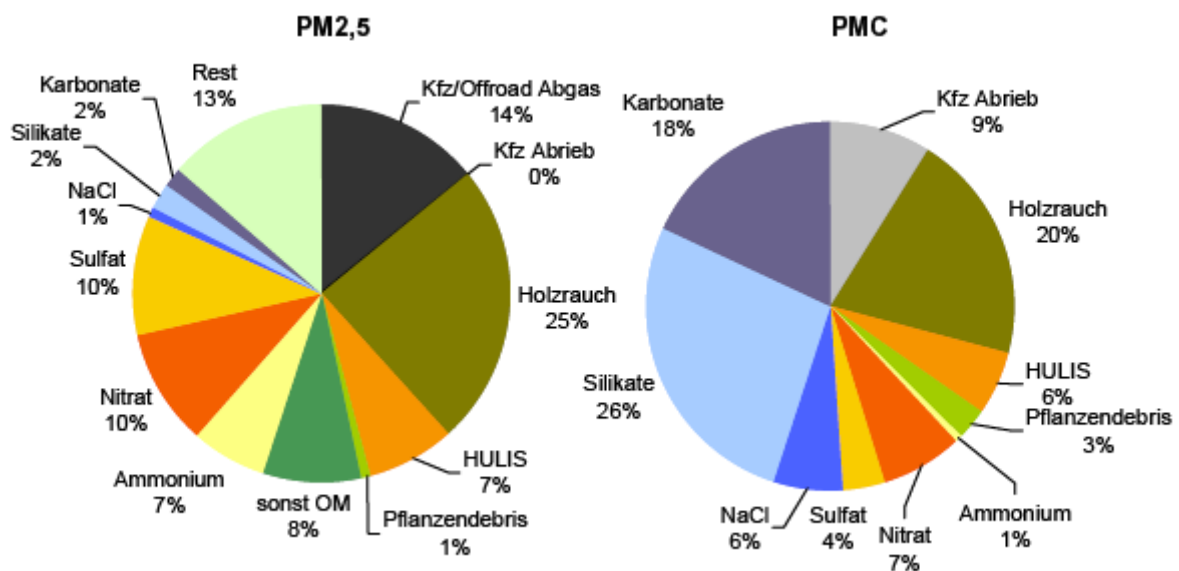


Abbildung 5-1: Mittelwerte der abgeleiteten Ergebnisse von Beiträgen verschiedener chemischer Substanzen zur Gesamtstaubbelastung an der Messstation Graz-Süd im Untersuchungszeitraum (Jän.-Apr. 2007) getrennt für PM2,5 und die grobe Fraktion  $\text{PMC}_{\text{Oarse}}$  [31]

Als Ergebnis von beiden Studien kann festgehalten werden, dass etwa 20% der gemessenen PM10-Konzentrationen im Winter durch aufgewirbelten Straßenstaub verursacht werden. Als Hauptfaktoren für den erhöhten Anteil an Aufwirbelung sind der Winterdienst (Soleausbringung und Splittstreuung) sowie die geringere Effektivität der Straßenreinigung infolge der niedrigen Temperaturen zu nennen. Die Kombination aus beiden bedingt letztlich eine Akkumulation von Staub und Schmutz auf und im Nahbereich der Fahrbahn.

Um in weiterer Folge die Anzahl an Überschreitungstagen für den maximalen Tagesmittelwert an PM10  $> 50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ , bedingt durch den Winterdienst, bestimmen zu können, wird ein Analogieschluss zu den Ergebnissen aus den beiden AQUELLA-Studien [30], [31] von Graz hergestellt. Dieser Ansatz scheint angesichts der Tatsache, dass die meteorologischen Bedingungen des Lavantales mit jenen von Graz durchaus vergleichbar sind als zulässig (Näheres siehe Kapitel 5.1 in [29]).

Da es neben einer sehr guten Korrelation zwischen dem gemessenen Jahresmittelwert an PM10 und den gemessenen Überschreitungstagen auch eine sehr gute Korrelation für das Winterperiodenmittel (Nov. – Apr.) gibt, wird wie in Abbildung 5-2 ersichtlich dieser Zusammenhang angewendet. Der statistische Zusammenhang beschränkt sich dabei auf Auswertungen der Luftgütemessstationen von Wolfsberg und St. Andrä für die Jahre 2006-2010 [33].

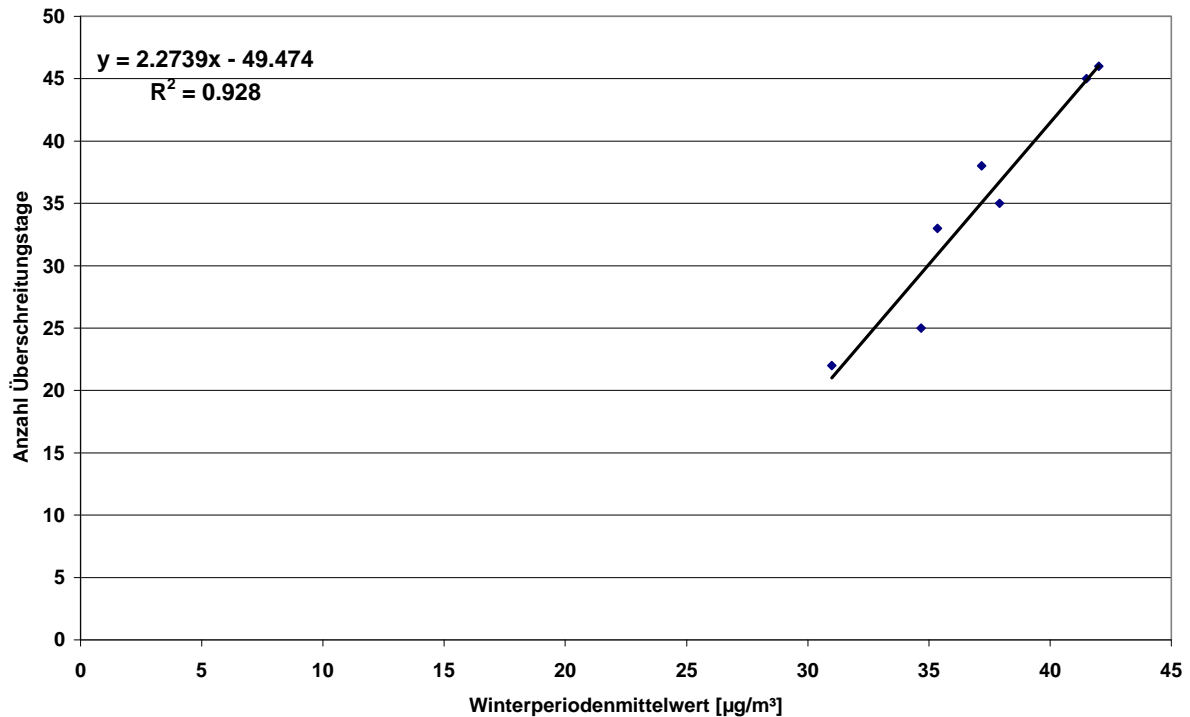


Abbildung 5-2: Statistischer Zusammenhang zwischen dem Wintermittelwert (Nov. – Apr.) und der Anzahl an Überschreitungstagen (2006-2010)

Auf der Grundlage der betreffenden Winterperioden ergibt sich die Anzahl an Überschreitungstagen, die der Aufwirbelung infolge des Winterdienstes zugeschrieben werden kann gemäß Tabelle 5-1.

Tabelle 5-1: Ergebnisse für die Anzahl an Überschreitungstagen durch den Winterdienst (Anz. ÜT WD) aufgrund des statistischen Zusammenhangs zwischen dem gemessenen Winterperiodenmittelwert und der gemessenen Anzahl an Überschreitungstagen (2006-2010)

	2006/07			2007/08			2008/09			2009/10		
	WPMW	Anz. ÜT	Anz. ÜT WD	WPMW	Anz. ÜT	Anz. ÜT WD	WPMW	Anz. ÜT	Anz. ÜT WD	WPMW	Anz. ÜT	Anz. ÜT WD
Wolfsberg	42	45	9	42	46	9	35	25	6	38	35	7
St. Andrä				37	38	7	31	22	4	35	33	6

Zieht man den Anteil an berechneten Überschreitungstagen des maximalen Tagesmittelwertes durch den Winterdienst von der Anzahl an Überschreitungstagen im Jahresmittel ab, so erhält man die Ergebnisse in Abbildung 5-12. Die erlaubte Anzahl von 35 Überschreitungstagen nach der europäischen Luftqualitätsrichtlinie wäre an der Station St. Andrä auch ohne Abzug des Winterdienstes für die Jahre 2008 und 2009 eingehalten. Der IG-L-Grenzwert von 25+5 Überschreitungstagen wäre auch ohne Abzug der Überschreitungstage durch den Winterdienst ebenfalls für beide Jahre an der Station St.

Andrä eingehalten. An der höher belasteten Station Wolfsberg wird der EU-Grenzwert erstmalig im Jahr 2009 auch ohne Abzug des Winterdienstes eingehalten. Zieht man die Anzahl der Überschreitungstage durch den Winterdienst von der Gesamtanzahl der Überschreitungstage ab, so wird der IG-L-Grenzwert von 25+5 Überschreitungstagen im Jahr 2008 knapp nicht, jedoch im Jahr 2009 an dieser Station eingehalten.

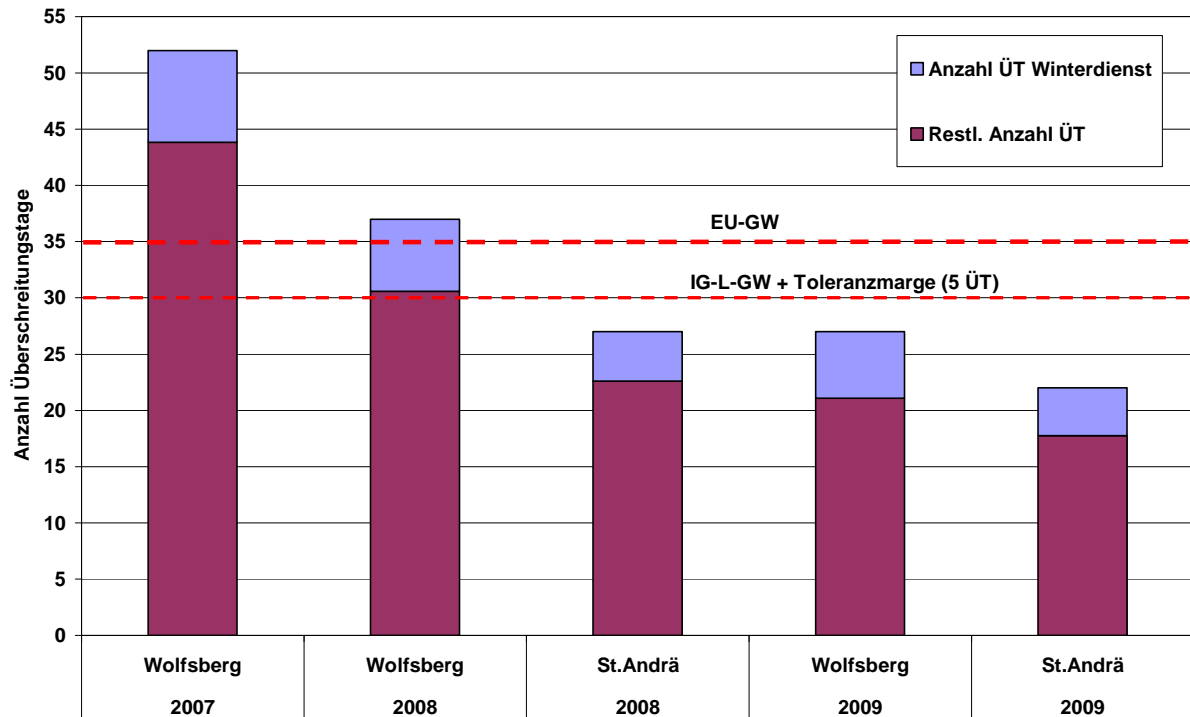


Abbildung 5-3: Anzahl der Überschreitungstage des maximalen Tagesmittelwertes an PM10 getrennt in den Anteil durch den Winterdienst und die restlichen Überschreitungstage für die Stationen Wolfsberg und St. Andrä (2007-2009)

### 5.1.2 Reduktionspotential von CMA-Ausbringung durch den Winterdienst

In diesem Szenario für den Winterdienst handelt es sich um eine Maßnahme, bei der das Reduktionspotential für die Aufwirbelung an der PM10-Belastung während der Winterperiode optimiert wird. Die Berechnung des Reduktionspotentials stützt sich dabei auf Erkenntnisse, die im Rahmen einer Studie in Klagenfurt im Jahr 2006 mit dem alternativen Streumittel CMA (Calcium-Magnesium-Acetat) gemacht wurden. Die Studie hatte gezeigt, dass an der Völkermarkter Straße (JDTV ~26000 Fzg.) während der Winterperiode ca. 20% des durch den Verkehr verursachten PM10 (Exhaust & Non-Exhaust) reduziert werden konnten. Dies entspricht einem Reduktionspotential in Bezug auf den PM10-Non-Exhaust-Anteil von ca. 30%. Aufgrund der Tatsache, dass die Ausbreitungsbedingungen des Klagenfurter Beckens mit jenen im Lavanttaler Becken vergleichbar sind und auch der JDTV von ~23000 Fzg entlang der B70-Packerbundesstraße ähnlich hoch ist, kann dieser Analogieschluss als

zulässig erachtet werden. Folgende Grundannahmen wurden zur Abschätzung des Reduktionspotentials durch einen verbesserten Winterdienst unter der Anwendung von CMA in Wolfsberg getroffen:

- Verkehrsemissionen (Datenbasis 2005, Details siehe Stuserhebung [29])
- Weitgehender Verzicht auf Splittstreuung
- Ausbringung von CMA in Abständen von 3 Tagen
- Ausbringung von Streusalz nur falls erforderlich
- Dauer: November bis April

Das immissionsseitige Reduktionspotential wurde sowohl in Bezug auf den Jahresmittelwert an PM<sub>10</sub> als auch in Bezug auf die Anzahl an Überschreitungstagen des maximalen Tagesmittelwertes >50 µg/m<sup>3</sup> abgeschätzt. Die Darstellungen zeigen die Veränderung in der Luftgütesituation bei einer Ausdehnung des optimierten Winterdienstes auf das umliegende Straßennetz (Bundes- und Landesstraßen). Im Realfall ist jedoch davon auszugehen, dass die Maßnahme auf die B70 beschränkt sein wird. Das Reduktionspotential im Nahbereich der Packerbundesstraße und respektive die Aufpunktauswertungen an den Luftgütemessstationen Wolfsberg und St. Andrä bleiben davon unberührt. In Abbildung 5-4 und Abbildung 5-5 ist das Reduktionspotential in Bezug auf den Jahresmittelwert an PM<sub>10</sub> dargestellt. Es ist ersichtlich, dass an der Station Wolfsberg ca. 1,5 µg/m<sup>3</sup> und an der Station St. Andrä ca. 0,6 µg/m<sup>3</sup> im Jahresmittel eingespart werden könnten. Dies entspricht einem Reduktionspotential an Überschreitungstagen des maximalen Tagesmittelwertes >50µg/m<sup>3</sup> in Wolfsberg von ca. 6 Tagen (siehe Abbildung 5-6) und in St. Andrä von ca. 2 Tagen (siehe Abbildung 5-7). Diese Ergebnisse sind jedoch auf Basis der Verkehrszahlen von 2005 berechnet und haben daher auch nur Gültigkeit für das betrachtete Jahr 2006. Ohne Herausrechnung des Winterdienstes könnte das oben genannte Reduktionspotential durch die CMA-Ausbringung auftreten.

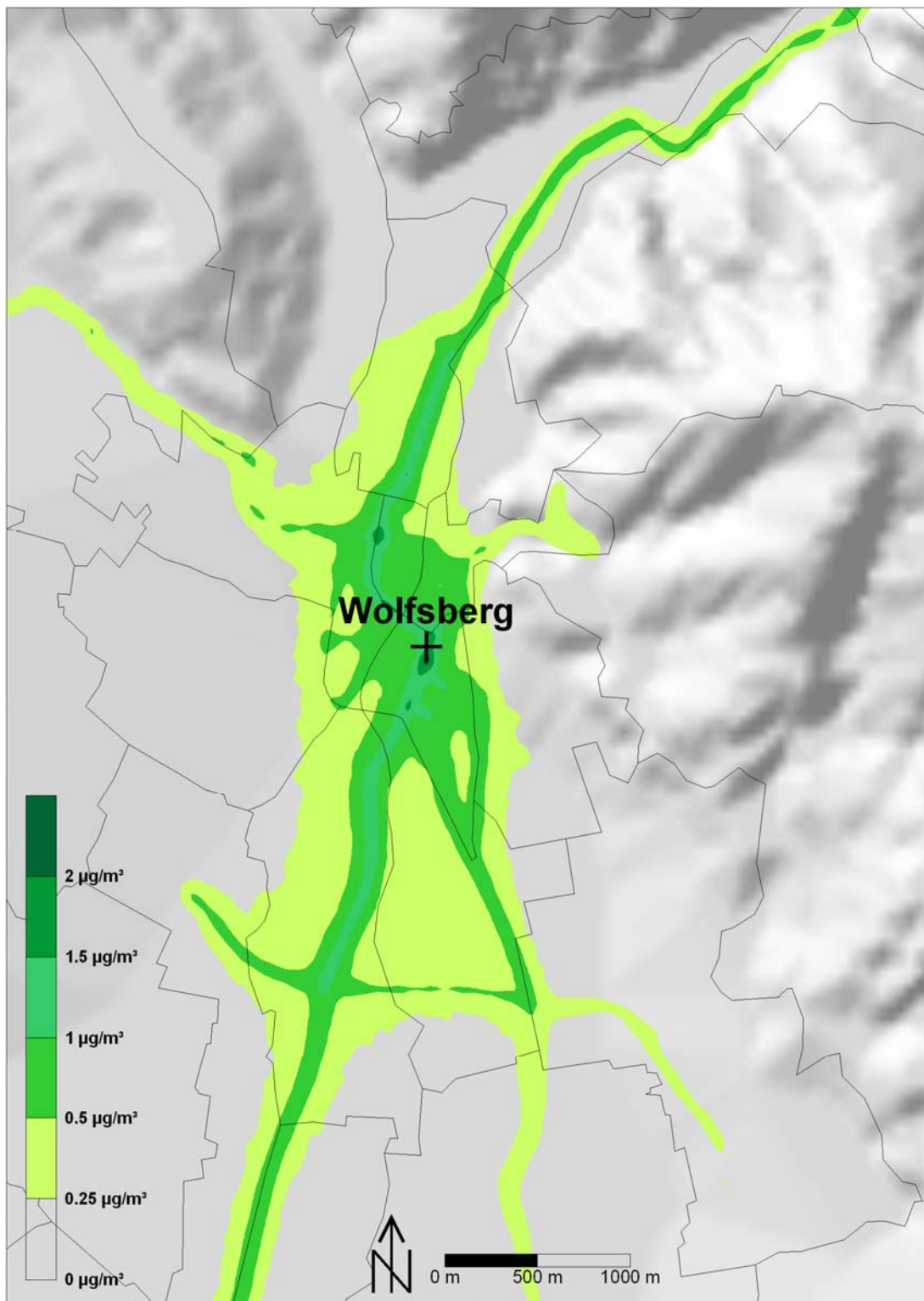


Abbildung 5-4: Reduktionspotential in Bezug auf den Jahresmittelwert an PM10 bei einem optimierten Winterdienst im Bereich Wolfsberg in [ $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ]

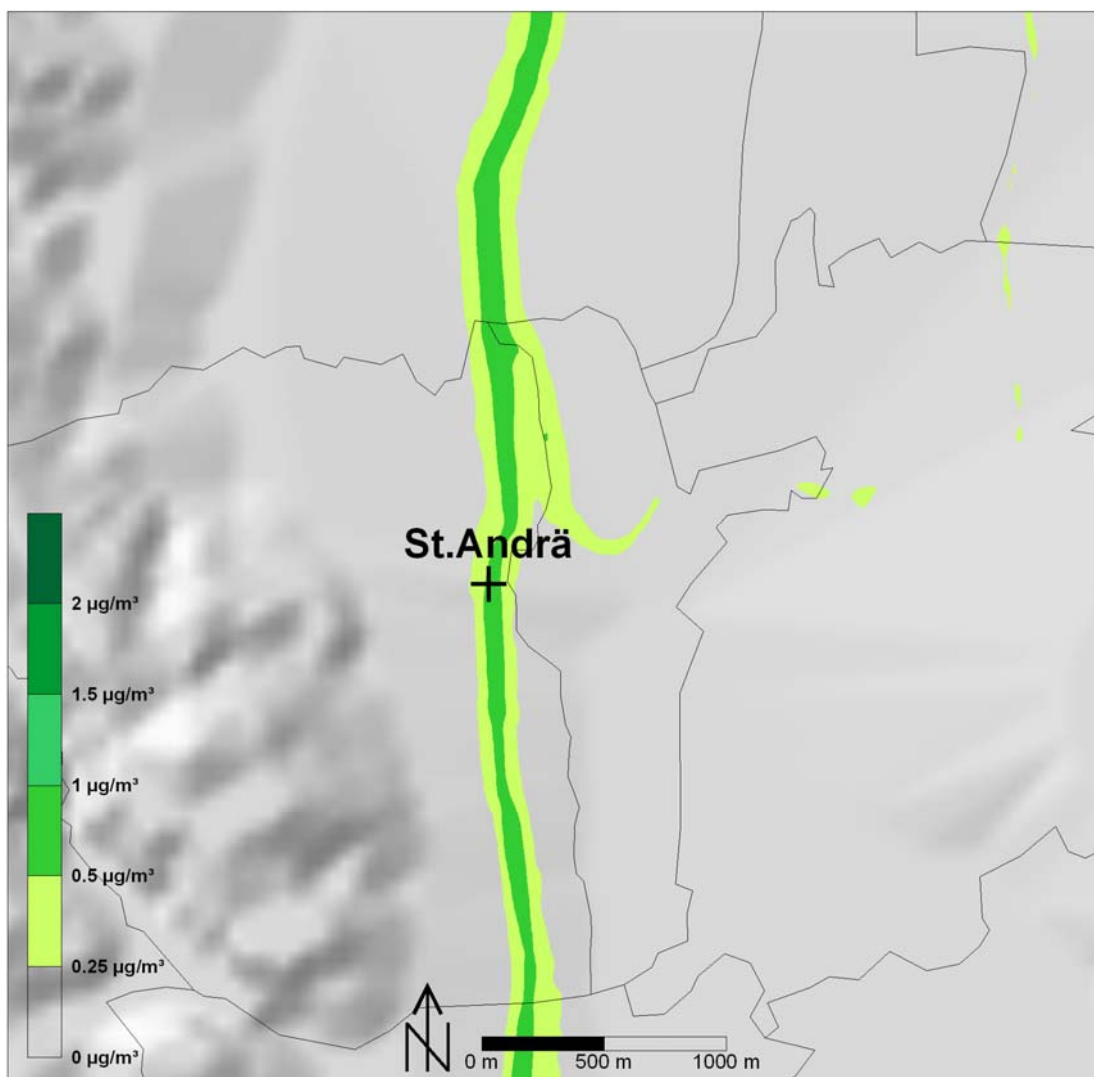


Abbildung 5-5: Reduktionspotential in Bezug auf den Jahresmittelwert an PM10 bei einem optimierten Winterdienst im Bereich St. Andrä in [ $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ]

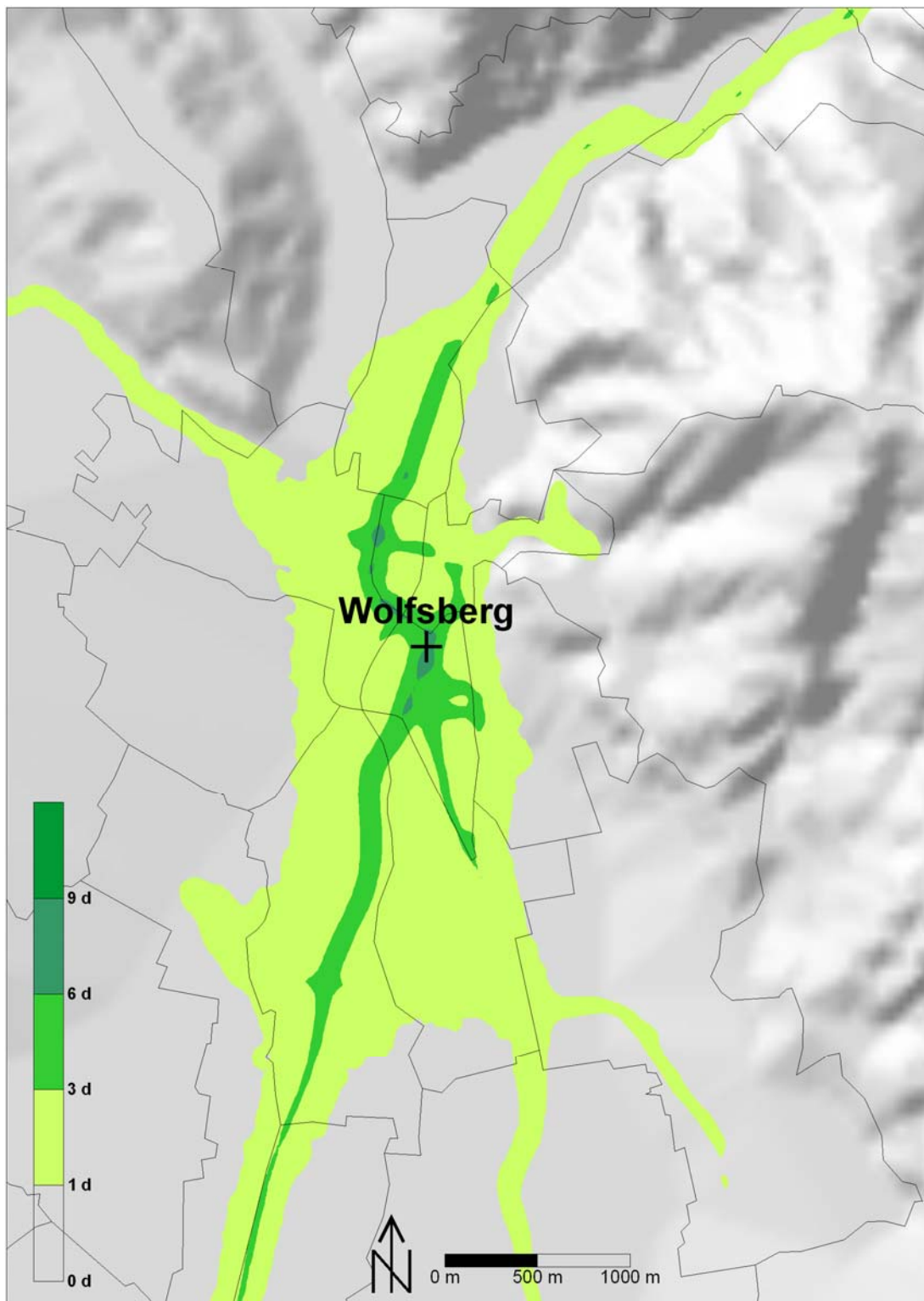


Abbildung 5-6: Reduktionspotential in Bezug auf die Anzahl an Überschreitungstagen des maximalen Tagesmittelwertes an PM10 bei einem optimierten Winterdienst im Bereich Wolfsberg in Tagen

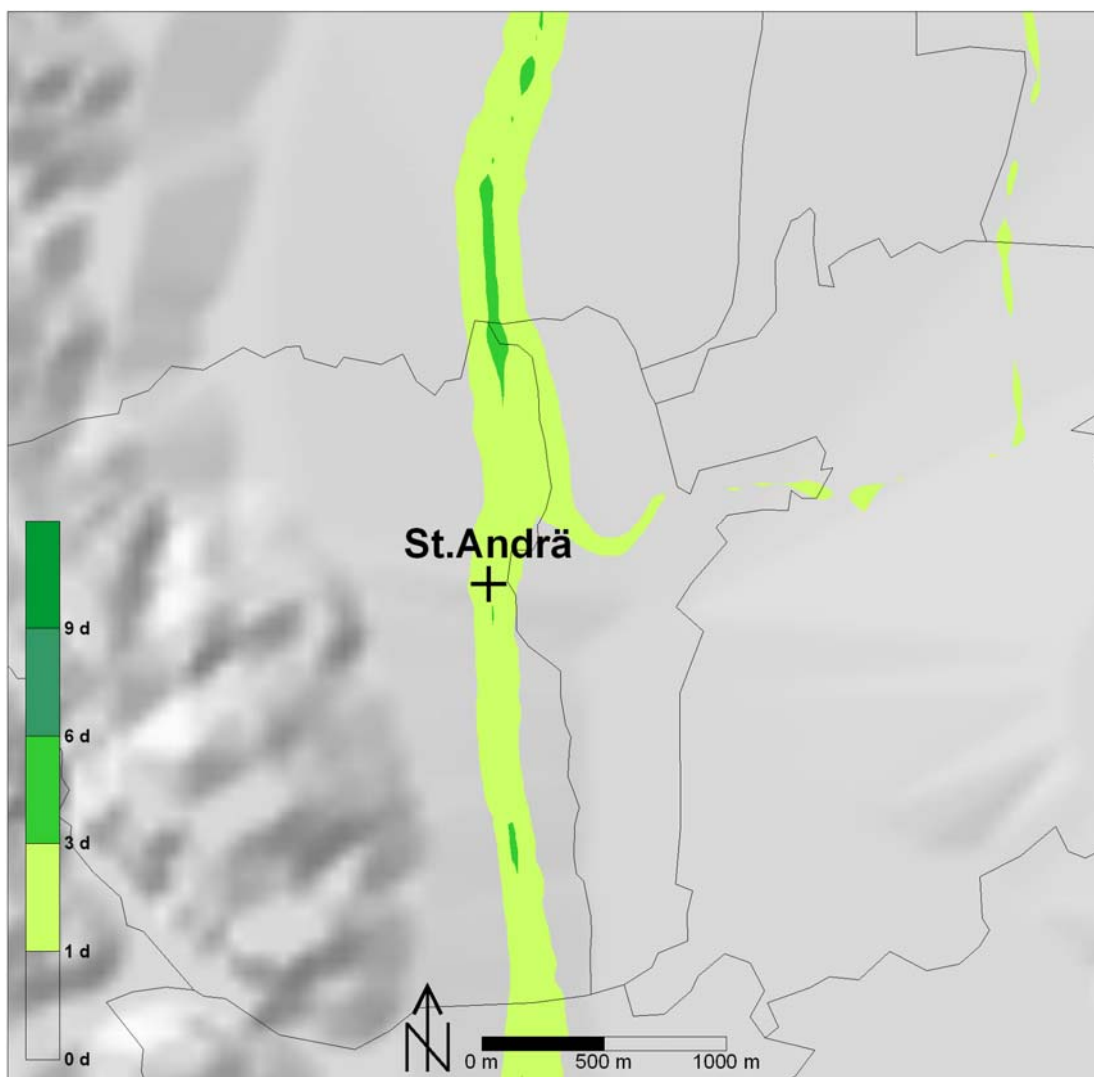


Abbildung 5-7: Reduktionspotential in Bezug auf die Anzahl an Überschreitungstagen des maximalen Tagesmittelwertes an PM10 bei einem optimierten Winterdienst im Bereich St. Andrä in Tagen

## 5.2 Hausbrand

Wie bereits in Kapitel 3.2 erwähnt, basieren die Emissionsdaten auf dem Hausbrandemissionskataster mit Stand 2004. Diese Daten wurden um den zunehmenden Wohnflächenanteil (Stand 2008) aliquot hochgerechnet. Damit konnte der Basisfall (Base Case) für das Jahr 2008 zunächst ohne Berücksichtigung des gesteigerten Fernwärmeanteils abgeschätzt werden. Auf dieser Grundlage konnte die bereits realisierte Reduktion für den Jahresmittelwert an PM10 durch Fernwärmeanschlüsse in Wolfsberg berechnet werden. Darüber hinaus wird in den folgenden Abschnitten auch noch das Reduktionspotential für St. Andrä bei entsprechender Anzahl an Fernwärmeanschlüssen abgeschätzt.

### **5.2.1 Base Case 2008 ohne Berücksichtigung des gesteigerten Fernwärmeanteils**

In Abbildung 5-8 ist der Anteil des Hausbrandes in Bezug auf den Jahresmittelwert an PM10 dargestellt. Dabei zeigt sich eine im Verhältnis zur Gebäudedichte geringe Belastung in der Zentrumsnähe von Wolfsberg, die auch in den Gemeinden St. Andrä und Magersdorf feststellbar ist. In den Zentrumsbereichen ergeben sich Zusatzbelastungen in Bezug auf den Jahresmittelwert an PM10 von 5 bis 10  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ . In den umliegenden Bereichen ergeben sich trotz der verringerten Anzahl an Gebäuden Zusatzbelastungen für den Jahresmittelwert an PM10 von 3 bis 5  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ . In den dünn besiedelten Regionen sind es immer noch 1 bis 3  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ . Diese Auswirkungen dürften mit zunehmender Entfernung vom Stadtzentrum vor allem auf die geänderte Gebäudestruktur (Wohnhäuser zu Einfamilienhäuser) bzw. auf die geänderte Wahl von Heizsystemen und der damit verbundenen Brennstoffarten (flüssig, gasförmig zu fest) zurückzuführen sein.

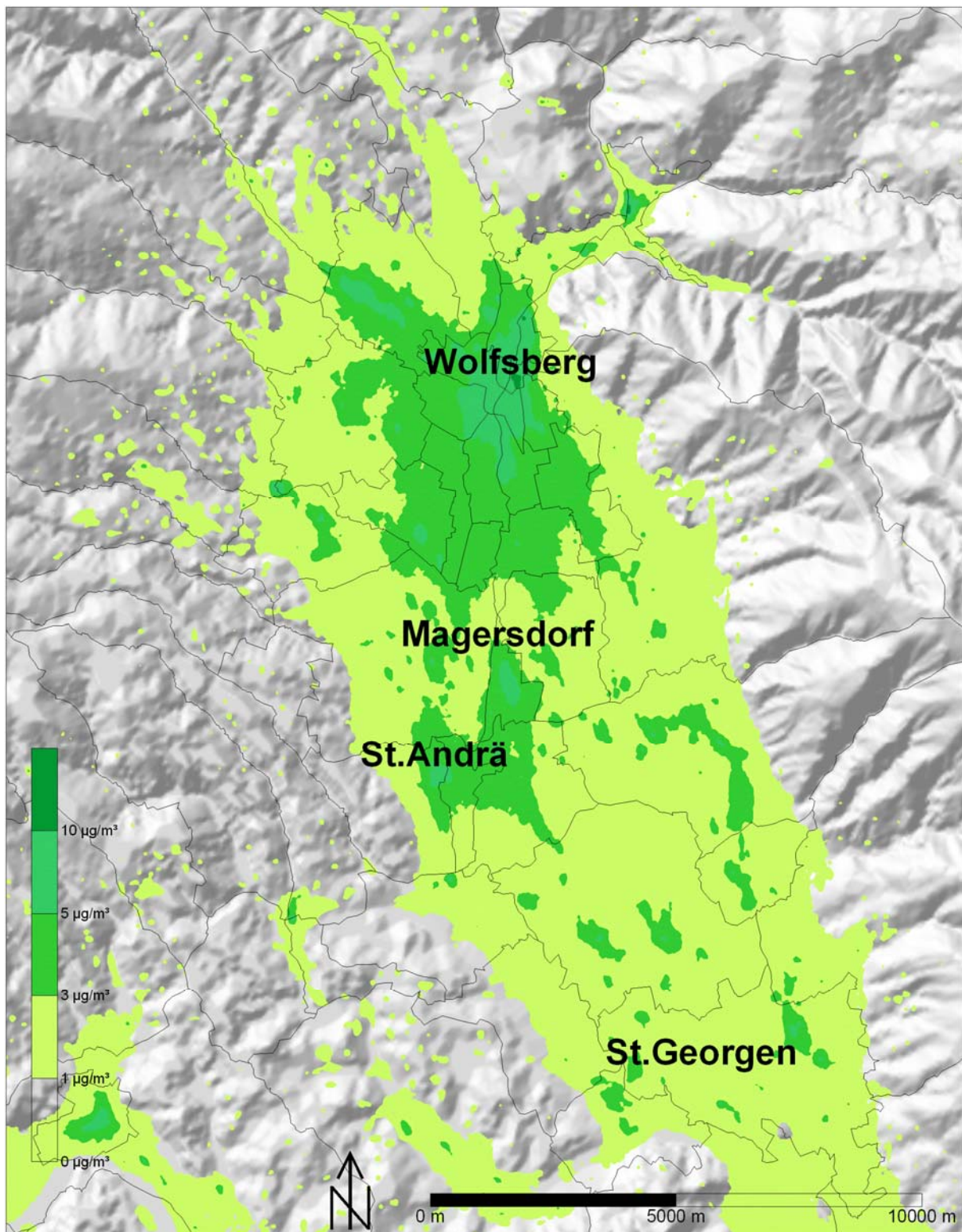


Abbildung 5-8: Zusatzbelastung durch den Hausbrand in Bezug auf den Jahresmittelwert an PM10 auf Basis des Hausbrandemissionskatasters 2004 und dem Gebäudekataster 2008 in [ $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ]

### 5.2.2 Base Case 2008 durch bestehende Fernwärmeanschlüsse

Im Großraum Wolfsberg sind seit der Erstellung des Hausbrandemissionskatasters zahlreiche Gebäude an die Fernwärme angeschlossen. Konkret verfügen in der Stadtgemeinde Wolfsberg 45 Objekte über eine Zentralheizung mit Fernwärmeabnahme. Zusätzliche 8 Objekte sind an die Biofernwärme St. Margarethen angeschlossen. Diese Objekte wurden in Abhängigkeit ihrer Zuteilung zu einem bestimmten Zählsprengel vom Base Case 2008 (siehe Kapitel 5.2.1) rausgerechnet. Auf diese Weise konnte die Zählsprengel bezogene Reduktion durch realisierte Fernwärmeanschlüsse ermittelt werden. In Abbildung 5-9 ist die Reduktion in Bezug auf den Jahresmittelwert an PM10 dargestellt. Es zeigt sich, dass in diesem Gebiet etwa 0,15 bis 0,2  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  eingespart wurden. Dies entspricht einer Reduktion eines halben Tages in Bezug auf die Anzahl an Überschreitungstagen des maximalen Tagesmittelwertes an PM10 (siehe Abbildung 5-10). Die Reduktion wird in Teilbereichen sehr wahrscheinlich unterschätzt, da diese zum einen Zählsprengel bezogen und zum anderen über die mittlere Wohnfläche im jeweiligen Zählsprengel berechnet wurde. Diese Unschärfe muss jedoch aufgrund der beschränkten Möglichkeiten in Kauf genommen werden. Bei einer entsprechend höheren Auflösung der spezifischen Hausbrandemissionen pro Gebäude und tatsächlicher Wohnfläche wäre die lokale Reduktion durch Fernwärmeanschlüsse deutlich höher.

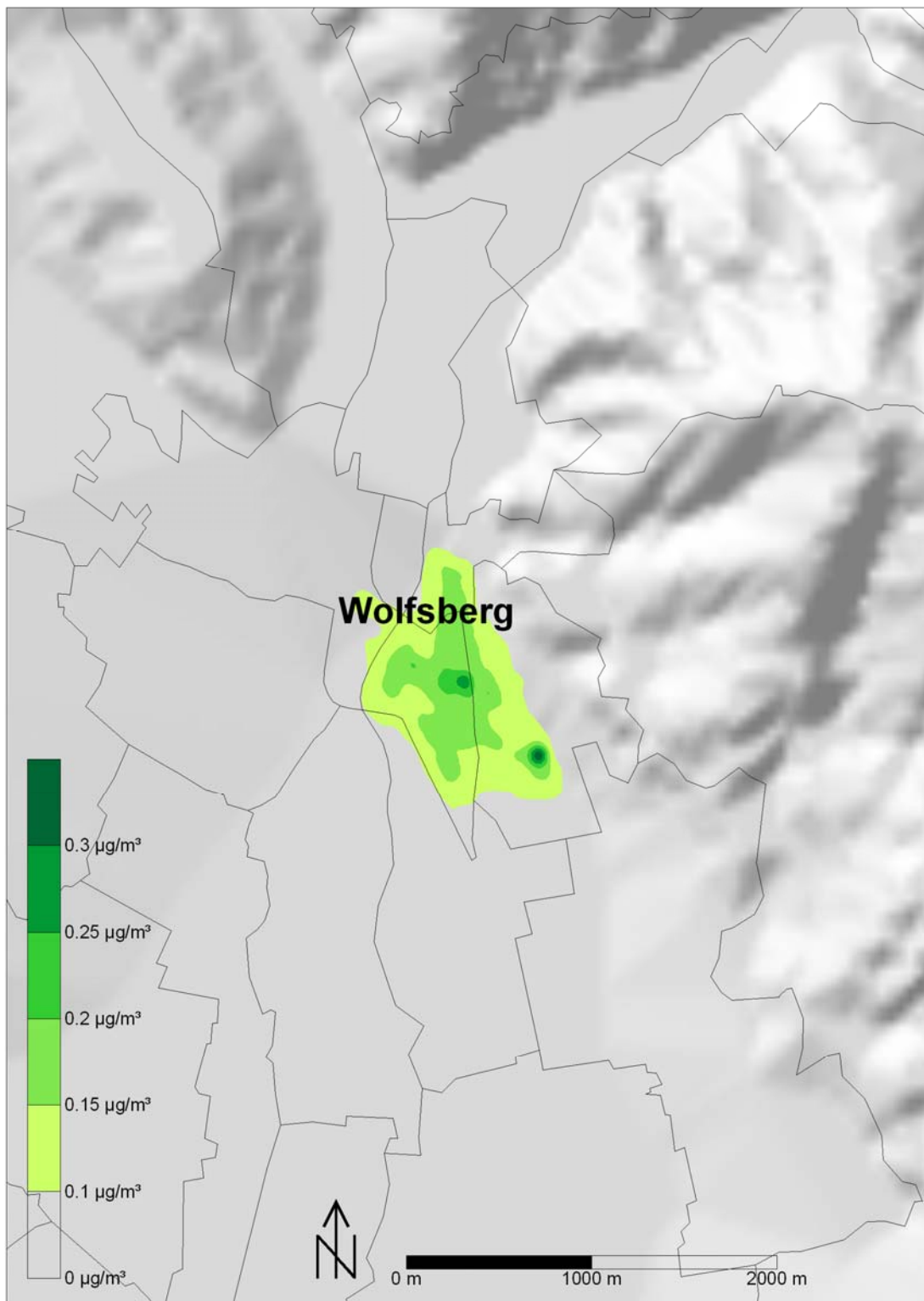


Abbildung 5-9: Reduktion in Bezug auf den Jahresmittelwert an PM10 durch die Realisierung von Fernwärmeanschlüssen an 53 Objekten im Bereich Wolfsberg in [ $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ]

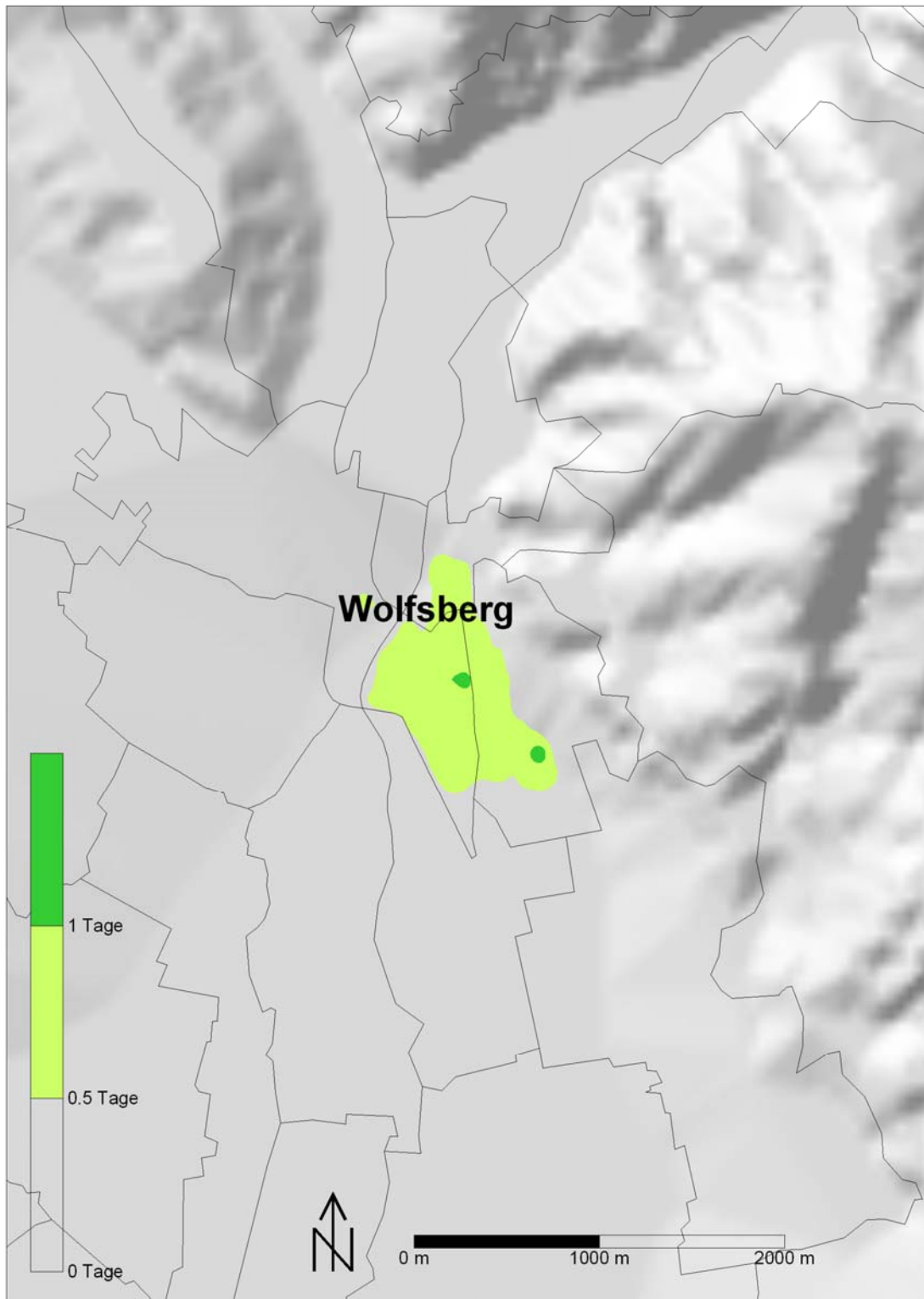


Abbildung 5-10: Reduktion in Bezug auf die Anzahl an Überschreitungstagen des maximalen Tagesmittelwertes an PM10 durch die Realisierung von Fernwärmeanschlüssen an 53 Objekten im Bereich Wolfsberg in [ $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ]

### **5.2.3 Reduktionspotential durch zusätzliche Fernwärmeanschlüsse**

Im Rahmen einer Umfrage der Gemeinde St.Andrä hatten 64 Gebäudeeigentümer, die sich in unmittelbarer Nähe des Fernwärmehauptstranges befinden, ihr Interesse an einem Fernwärmeanschluss bekundet. Für diese Anzahl an Wohnobjekten wurde das Reduktionspotential erneut Zählsprenkel bezogen erhoben. Das Ergebnis für den Jahresmittelwert an PM10 ist in Abbildung 5-11 dargestellt. Demnach ist von einer potentiellen Abnahme der jährlichen Feinstaubbelastung in Bereich von 0,15 bis 0,2  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  auszugehen. Dies entspricht einer Reduktion eines halben Tages in Bezug auf die Anzahl an Überschreitungstagen des maximalen Tagesmittelwertes an PM10 (siehe Abbildung 5-12. Für die Stadt Wolfsberg wurde keine Erweiterung des Fernwärmenetzes und der damit verbundenen, höheren Anzahl an Fernwärmeanschlüssen betrachtet.

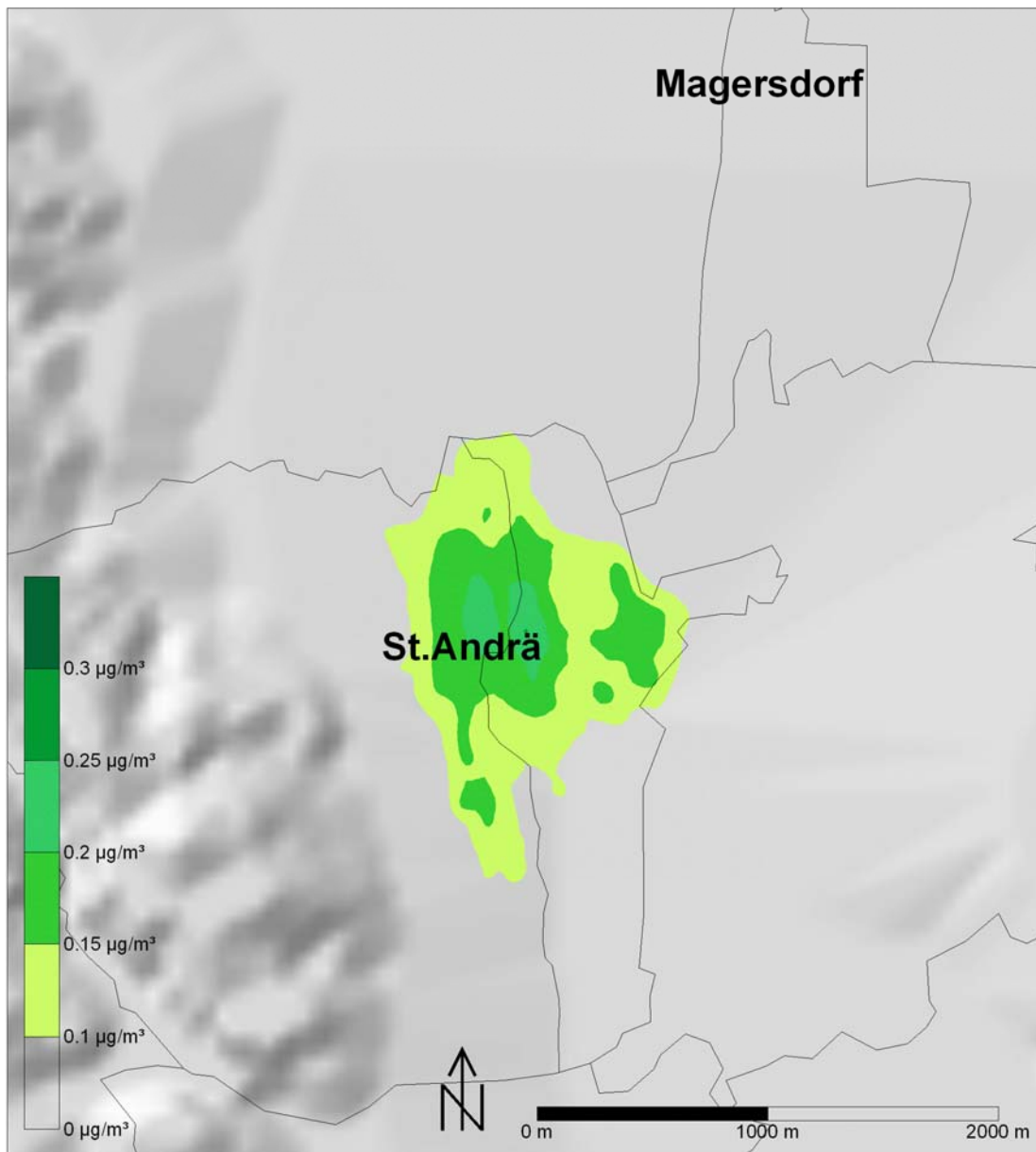


Abbildung 5-11: Reduktionspotential in Bezug auf den Jahresmittelwert an PM10 durch die Realisierung von Fernwärmeanschlüssen an 64 Objekten im Bereich St.Andrä in [ $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ]

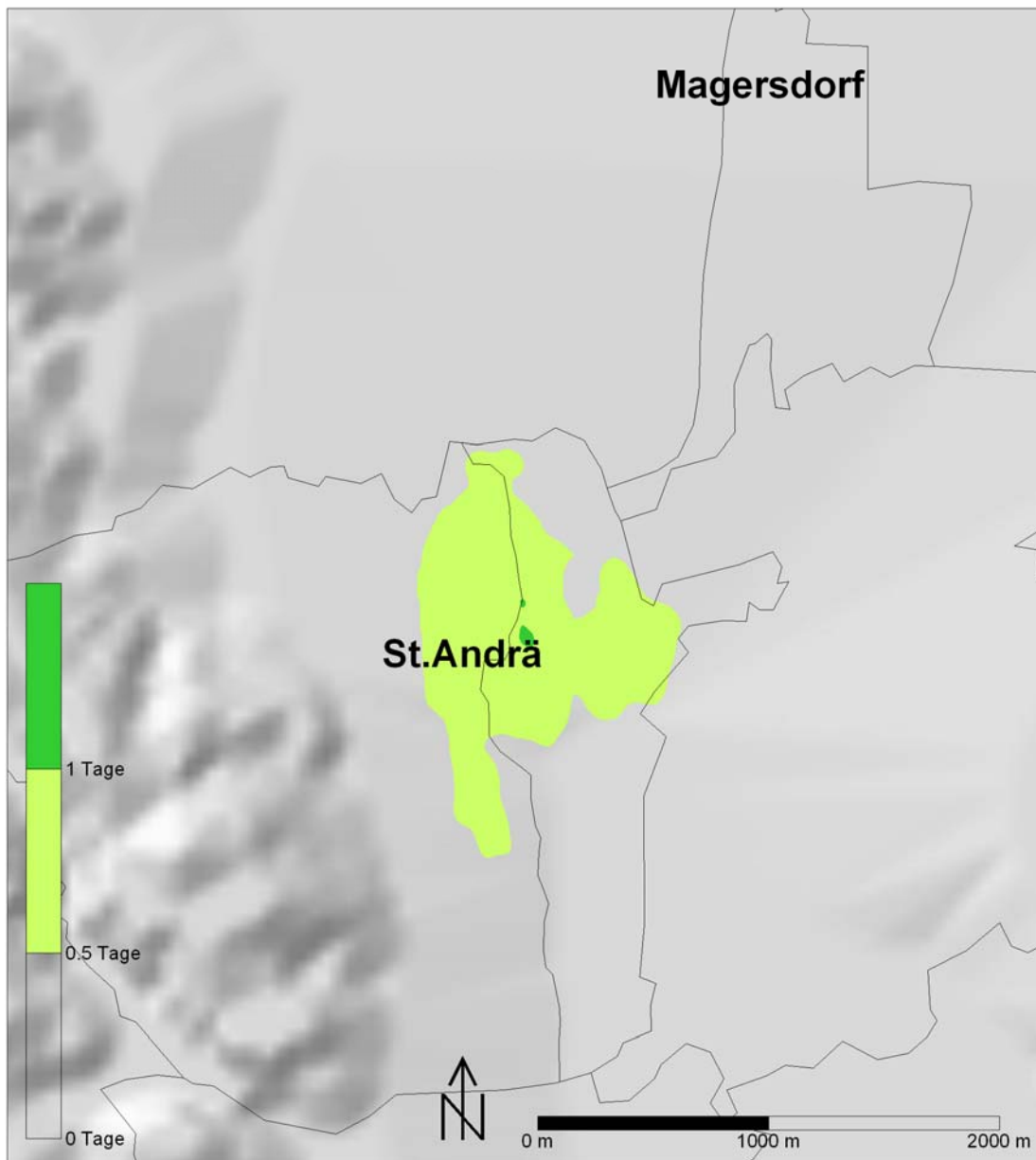


Abbildung 5-12: Reduktionspotential in Bezug auf die Anzahl an Überschreitungstagen des maximalen Tagesmittelwertes an PM10 durch die Realisierung von Fernwärmeanschlüssen an 64 Objekten im Bereich St. Andrä in  $[\mu\text{g}/\text{m}^3]$

## 6. Zusammenfassung

Entsprechend der bereits vorliegenden Novelle zum IG-L müssen entsprechend dem EU-Grenzwert künftig jene Maßnahmen ergriffen werden, die die Einhaltung von 35 Überschreitungstagen pro Jahr gewährleisten. Aus diesem Grund wurden im Rahmen dieser Studie verschiedene Maßnahmenberechnungen in den Bereichen Winterdienst und

Hausbrand durchgeführt, um bereits realisierte Maßnahmen bzw. potentielle Möglichkeiten zur Reduktion der Feinstaubbelastung im Lavanttal aufzuzeigen.

Die gute Korrelation zwischen dem Winterperiodenmittelwert (Nov.-Apr.) mit der Anzahl an Überschreitungstagen des maximalen Tagesmittelwertes an PM10 und die Ergebnisse aus den AQUELLA-Studien [30],[31] über den Anteil von Aufwirbelungsemissionen in den Wintermonaten in Graz, ermöglichten einen Analogieschluss zur Bestimmung der Anzahl an Überschreitungstagen infolge des Winterdienstes. Betrachtet man die Luftgütesituation an den Messstationen Wolfsberg und St. Andrä für die Jahre 2007 bis 2009 so zeigt sich, dass bei einer Herausrechnung des Winterdienstes die restliche Anzahl an Überschreitungstagen ab dem Jahr 2008 unter dem EU-Grenzwert von 35 Überschreitungstagen zu liegen kommt. Die bis zum Jahr 2009 gültige Anzahl von 30 Überschreitungstagen gemäß IG-L wird auch ohne Abzug der Überschreitungstage durch den Winterdienst an der Messstation St. Andrä für die Jahre 2008 und 2009 eingehalten. An der höher belasteten Messstation in Wolfsberg wird der Grenzwert nach IG-L erst im Jahr 2009 eingehalten.

Des Weiteren wurde die Ausbringung von CMA als alternatives Streumittel im Winterdienst und das damit verbundene Reduktionspotential in Bezug auf Feinstaub untersucht. Auf Basis der Erkenntnisse einer Studie [32] zur CMA-Ausbringung in Klagenfurt und der Verkehrsdaten von 2005 konnte das Reduktionspotential sowohl für den Jahresmittelwert als auch für die Anzahl an Überschreitungstagen, an den Messstationen Wolfsberg und St. Andrä (die straßennah an der B70-Packerbundesstraße lokalisiert sind), bestimmt werden. In Bezug auf den Jahresmittelwert an PM10 ergab sich an der Messstation Wolfsberg ein Reduktionspotential von  $1,5 \mu\text{g}/\text{m}^3$  und an der Messstation St. Andrä von  $0,6 \mu\text{g}/\text{m}^3$ . Dies entspricht einer Reduktion von ca. 6 Überschreitungstagen in Wolfsberg bzw. 2 Überschreitungstagen in St. Andrä. Diese Maßnahme kann jedoch nicht noch zusätzlich zur Herausrechnung des konventionellen Winterdienstes angesetzt werden.

Zur Berechnung des Reduktionspotentials durch zusätzliche Fernwärmeanschlüsse in St. Andrä wurde der Hausbrandemissionskataster (Stand 2004) mit dem aktualisierten Gebäudekataster (Stand 2008) verschnitten und die Emissionsmenge (abzüglich der bestehenden Fernwärmeanschlüsse in Wolfsberg) über die Wohnfläche aliquot erhöht. Auf dieser Grundlage wurde ein großflächiges Reduktionspotential für den JMW an PM10 von ca.  $0,15$  bis  $0,2 \mu\text{g}/\text{m}^3$  in St. Andrä berechnet. Dies entspricht einer Reduktion eines halben Tages in Bezug auf die Anzahl an Überschreitungstagen des maximalen Tagesmittelwertes an PM10.

## 7. Literaturverzeichnis

- [1] Umweltbundesamt (2010): Handbuch Emissionsfaktoren des Straßenverkehrs, Version 3.1A
- [2] Gehring R., M. Hill, B. Buchmann, D. Imhof, E. Weingartner, U. Baltensberger, B. Purghart, G. Bürgisser, L. Dolecek, R. Evequoz, E. Hauser-Strozzi, K. Infanger, H. Jenk, A. Porchet, H. Sommer, P. Sprenger, J. Stauffer, C. Vaucher (2003): Verifikation von PM<sub>10</sub> Emissionsfaktoren des Straßenverkehrs, PSI, EMPA, Buwal Schweiz
- [3] Öttl D., R. A. Almbauer, P. J. Sturm (2001): A new method to estimate diffusion in low wind, stable conditions. *Journal of Applied Meteorology*, **40**, 259-268.
- [4] Golder D.(1972): Relations among stability parameters in the surface layer
- [5] Venkatram A. (1996): An examination of the Pasquill-Gifford-Turner dispersion scheme. *Atm. Env.*, **8**, 1283-1290
- [6] Zannetti P. (1990): Air Pollution Modeling. Computational Mechanics Publications. Southampton Boston, pp.444
- [7] Franzese, P., A. K. Luhar, M. S. Borgas (1999): An efficient Lagrangian stochastic model of vertical dispersion in the convective boundary layer. *Atm. Env.*, **33**, 2337-2345
- [8] Öttl D., J. Kukkonen, R. A. Almbauer, P. J. Sturm, M. Pohjola and J. Härkönen (2001): Evaluation of a Gaussian and a Lagrangian model against a roadside dataset, with focus on low wind speed conditions. *Atmos. Environ.*, **35**, 2123-2132
- [9] Sagendorf J. F., C. R. Dickson (1974): Diffusion under low windspeed, inversion conditions. NOAA Technical Memorandum ERL ARL-52. Air Resources Laboratory IDAHO FALLS
- [10] Wilson R. B., G. E. Start, C. R. Dickson, N. R. Ricks (1976): Diffusion under low wind speed conditions near Oak Ridge, Tennessee. *NOAA Technical Memorandum ERL ARL-61*, pp. 83
- [11] Hausberger S. (1997): Globale Modellbildung für Emissions- und Verbrauchsszenarien im Verkehrssektor (Global Modelling of Scenarios Concerning Emission and Fuel Consumption in the Transport Sector); Dissertation am Institut für Verbrennungskraftmaschinen und Thermodynamik der TU-Graz
- [12] Hausberger S. (2003) et.al.: Emission Functions for Heavy Duty Vehicles - Update of the Emission Functions for Heavy Duty Vehicles in the Handbook Emission Factors for Road Traffic; Institute for Internal Combustion Engines and Thermodynamics. Elaborated in order of Federal Environment Agency – Austria, Federal Ministry of Agriculture, Forestry, Environment and Water Management, Federal Ministry of Transport, Innovation and Technology, BE-223
- [13] Hausberger S., Rexeis M., Rodler J., Sturm P. J. (2003): Aktuelle Emissionsfaktoren für schwere Nutzfahrzeuge, ÖIAZ (04/2003), p 114 – 119
- [14] Hausberger S. (2003): Simulation of Real World Vehicle Exhaust Emissions; *VKM-THD Mitteilungen*; Heft/Volume **82**; Verlag der Technischen Universität Graz; ISBN 3-901351-74-4

- [15] Hausberger S., Rodler J., Sturm P. J., Rexeis M. (2003): Emission factors for heavy-duty vehicles and validation by tunnel measurements, *Atmospheric Environment* **37**, p 5237 – 5245.
- [16] Hausberger S., Rexeis M. (2004): Emission Behavior of Modern Heavy Duty Vehicles in Real World Driving; *International Journal of Environment and Pollution*, **22**, No.3, p 275-286
- [17] Rexeis M., Hausberger S. (2004): Verkehrsemissionen im Brennerkorridor; Endbericht im Auftrag des BMVIT und des BMLFUW; Graz
- [18] Öttl D. (2000): Weiterentwicklung, Validierung und Anwendung eines Mesoskaligen Modells. Dissertation am Institut für Geographie der Universität Graz, pp. 155
- [19] Thunis P., S. Galmarini, A. Martilli, A. Clappier, S. Andronopoulos, J. Bartzis, M Vlachogianni, K. deRidder, N. Moussiopoulos, P. Sahm, R. Almbauer, P. J. Sturm, D. Oettl, S. Dierer, H. Schluenzen (2003): MESOCOM An inter-comparison exercise of mesoscale flow models applied to an ideal case simulation. *Atmos. Environ.* **37**, 363-382.
- [20] Almbauer R. A., D. Öttl, M. Bacher, P. J. Sturm (2000): Simulation of the air quality during a field study for the city of Graz, *Atmos. Environ.* **34**, 4581-4594
- [21] Öttl D., R. A. Almbauer, P. J. Sturm, M. Piringer, K. Baumann (2000): Analysing the nocturnal wind field in the city of Graz, *Atmos. Environ.* **35**, 379-387
- [22] Öttl D., J. Kukkonen, R. A. Almbauer, P. J. Sturm, M. Pohjola and J. Härkönen (2001): Evaluation of a Gaussian and a Lagrangian model against a roadside dataset, with focus on low wind speed conditions. *Atmos. Environ.*, **35**, 2123-2132
- [23] Öttl D., R. A. Almbauer, P. J. Sturm, and G. Pretterhofer (2003): Dispersion modelling of air pollution caused by road traffic using a Markov Chain - Monte Carlo model. *Stochastic Environmental Research and Risk Assessment*, **17**, 58-75
- [24] Öttl D., P. J. Sturm, G. Pretterhofer, M. Bacher, J. Rodler, R. A. Almbauer (2003): Lagrangian dispersion modeling of vehicular emissions from a highway in complex terrain. *Journal of the Air and Waste Management Association*, **53**, 1233-1240
- [25] Onchang R. (2005): Assessment of Urban Air Quality. Ph.D. at the Graz University of Technology, Inst. for Internal Combustion Engines and Thermodynamics, pp. 120
- [26] [http://aix.meng.auth.gr/sec/SEC\\_Page\\_2\\_files/SEC\\_Stockholm\\_Mar2005\\_page.pdf](http://aix.meng.auth.gr/sec/SEC_Page_2_files/SEC_Stockholm_Mar2005_page.pdf)
- [27] [http://aix.meng.auth.gr/sec/SEC\\_Page\\_2\\_files/SEC\\_Berlin\\_Mar2005\\_page.pdf](http://aix.meng.auth.gr/sec/SEC_Page_2_files/SEC_Berlin_Mar2005_page.pdf)
- [28] [http://aix.meng.auth.gr/sec/SEC\\_Page\\_2\\_files/SEC\\_London\\_Mar2005\\_page.pdf](http://aix.meng.auth.gr/sec/SEC_Page_2_files/SEC_London_Mar2005_page.pdf)
- [29] Öttl D. (2006): Stuserhebung PM10-Lavanttal. Bericht Nr. FVT-60/06/Öt V&U 05/41/6300 vom 10.8.2006
- [30] Bauer H., Marr I., Kasper-Giebl A., Limbeck A., Caseiro A., Handler M., Jankowski N., Klatzer B., Poursmaeil P., Dattler A., Handler M., Schmidl Ch., Puxbaum H. (2007): „AQUELLA“ Steiermark Bestimmung von Immissionsbeiträgen in Feinstaubproben. Bericht-Nr. Lu-08-07 vom 17.08.2007.

- [31] Bauer H., Kasper-Giebl A., Limbeck A., Ramirez - Santa Cruz C., Jankowski N., Klatzer B., Kotianova P., Pouresmaeil P., Schmidl Ch., Sageder M., Puxbaum H. (2009): „AQUELLA“ Graz Süd PM2.5 Quellenanalyse von PM10- und PM2.5-Belastungen in Graz. Bericht-Nr. Lu-03-09 vom 19.03.2009.
- [32] Bachler G. (2007): Ausbringung von CM Austrosafe als Maßnahme zur Reduktion der Wiederaufwirbelung von Straßenstaub in Klagenfurt. Bericht Nr. I-27/2007 VU06/06/I-619 vom 20.11.2007
- [33] Amt der Kärntner Landesregierung (Abteilung 15): Monats- und Jahresberichte der Luftgüte von Kärnten für die Jahre 2006 bis 2010. Zugriff 2009/10 unter: [http://www.ktn.gv.at/155488\\_DE-](http://www.ktn.gv.at/155488_DE-)

## 8. Anhang

### 8.1 Modellbeschreibung und Qualitätssicherung

#### 8.1.1 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 [3] zur Bestimmung der Zusatzbelastung der Immission verwendet. Dieses kann den Einfluss der meteorologischen Verhältnisse, die Lage der Emissionsquellen, die Vorverdünnung durch Fahrzeugturbulenz und den Einfluss von windschwachen Wetterlagen berücksichtigen.

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

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

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

Neben der Windgeschwindigkeit und Windrichtung werden noch die horizontalen Windgeschwindigkeitsfluktuationen sowie diverse Turbulenzparameter für die Berechnung benötigt. Diese werden entsprechend der wissenschaftlichen Literatur parametrisiert ([4], [5], [6]).

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 [6] parametrisiert.

Ältere Lagrange-Modelle erfüllen oft das sogenannte *well-mixed* Kriterium bei konvektiven Bedingungen (Ausbreitungsklassen 2 und 3 nach ÖNORM M9440) nicht. Dieses besagt, dass ein initial gleich verteilter Schadstoff auch nach einiger Ausbreitungszeit gleich verteilt bleiben muss, dass sich also keine Ansammlung von Teilchen bilden darf. Im verwendeten Lagrange-Modell wird für konvektive (labile) Bedingungen ein Algorithmus angewandt, der diese wichtige Bedingung erfüllt [7].

### **8.1.2 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 [8]. Beim verwendeten Lagrange-Modell wurde ein eigens entwickelter Algorithmus implementiert, der den Effekt der erhöhten Turbulenz in windschwachen Wetterlagen berücksichtigt [3]. Dieser Effekt wurde u. a. in Tracergas-Experimenten gefunden ([9], [10]). 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.

### 8.1.3 Strömungsmodellierung mit GRAMM

Zur Berechnung der räumlichen Schadstoffausbreitung werden dreidimensionale Strömungsfelder benötigt. Diese werden in dieser Untersuchung mit Hilfe des prognostischen Windfeldmodells GRAMM [18] 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 [11] validiert ([18], [19]).

Aufgrund der erforderlichen hohen horizontalen Auflösung von 100 m x 100 m, welche gewählt werden musste, um die orografischen Gegebenheiten und deren Wechselwirkung mit baulichen Gegebenheiten berücksichtigen zu können sowie des relativ großen Modellgebiets, war es nicht möglich instationäre Windfelder über ein ganzes Jahr zu berechnen. Um dieses Problem zu überwinden, wird in der Praxis im Allgemeinen eine Klassifizierung von meteorologischen Situationen vorgenommen, sodass in der Regel mehrere hundert Wetterlagen für die Charakterisierung eines Untersuchungsgebiets verwendet werden. Damit derartige Klassifizierungen eine in der Praxis vertretbare Anzahl an Wetterlagen nicht überschreiten, können nur wenige meteorologische Parameter für die Charakterisierung und nur eine meteorologische Station pro Untersuchungsgebiet herangezogen werden. Analog zur Vorgangsweise der ÖNORM M9440 werden in dieser Studie die Parameter Windgeschwindigkeit, Windrichtung und Ausbreitungsklasse verwendet. Wie bereits erwähnt, wird in dieser Untersuchung anstelle eines einfachen diagnostischen Windfeldmodells ein prognostisches Windfeldmodell verwendet, um für jede klassifizierte Wetterlage ein stationäres dreidimensionales Windfeld zu berechnen. Diese Methodik wurde bereits in zahlreichen Luftschadstoffuntersuchungen (Umweltuntersuchungen, UVE-Verfahren) in Österreich angewendet und wurde auch in internationalen begutachteten Fachzeitschriften publiziert (z.B:[20], [21]).

### 8.1.4 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.

#### Punktquellen

- INEL: Bodennahe Punktquelle, 11 SF<sub>6</sub>-Experimente bei Schwachwindsituationen [3]

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

### **Linienquellen**

- Elimäki: 2 dauerregistrierende Messstellen in flachem Gelände in verschiedenen Entfernungen und Höhen zu einer Autobahn nahe Helsinki [22].
- Südautobahn: 4 dauerregistrierende Messstellen in flachem Gelände in verschiedenen Entfernungen – Messzeitraum 1 Jahr [23].
- A10-Tauernautobahn: 1 dauerregistrierende Messstelle nahe der A10 in komplexem Gelände sowie ein Passivsammlernetz bestehend aus 11 Sammlern [24].
- CALTRANS 99: 56 SF<sub>6</sub>-Versuche mit 10 Sammeleinheiten in 0m, 50m, 100m und 200m Entfernung beiderseits zu den Straßen.

### **Verbautes Gebiet**

- Hornsgatan: 3 permanente Luftgütestationen in einer Straßenschlucht in Stockholm [26].
- Göttingerstraße: 2 permanente Luftgütestationen in einer Straßenschlucht in Hannover [25].
- Marylebone street: 2 permanente Luftgütestationen in einer Straßenschlucht in London [28]
- Frankfurter Allee: 2 permanente Luftgütestationen in einer Straßenschlucht in Berlin [27].

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