

Dissertation

Anteil der verkehrsbedingten  $PM_{10}$  und  $PM_{2,5}$   
Emissionen aus Abrieb und Wiederaufwirbelung  
an der Feinstaubbelastung in Österreich

Mag. rer.nat. Marlene Hinterhofer



Ausgeführt zum Zwecke der Erlangung des akademischen Grades  
eines Doktors der technischen Wissenschaften  
an der Technischen Universität Graz

Betreuer:  
DI Dr. Peter Sturm  
Institut für Verbrennungskraftmaschinen und Thermodynamik

## EIDESSTÄTTLICHE ERKLÄRUNG / AFFIDAVIT

---

Ich erkläre an Eides statt, dass ich die vorliegende Arbeit selbstständig verfasst, andere als die angegebenen Quellen/Hilfsmittel nicht benutzt, und die den benutzten Quellen wörtlich und inhaltlich entnommenen Stellen als solche kenntlich gemacht habe. Das in TUGRAZonline hochgeladene Textdokument ist mit der vorliegenden Dissertation identisch.

*I declare that I have authored this thesis independently, that I have not used other than the declared sources/resources, and that I have explicitly indicated all material which has been quoted either literally or by content from the sources used. The text document uploaded to TUGRAZonline is identical to the present doctoral dissertation.*

Graz, im Juni 2014

## VORWORT

---

Besonderer Dank gilt dem Österreichischen Verein für Kraftfahrzeugtechnik, unter dem Vorsitz von Univ.-Prof. Dr. Hans Peter Lenz, der diese Arbeit gefördert und damit erst möglich gemacht hat.

Die vorliegende Arbeit entstand im Rahmen meiner Tätigkeit als wissenschaftlicher Mitarbeiter am Institut für Verbrennungskraftmaschinen und Thermodynamik der Technischen Universität Graz. Für die Möglichkeit zur Durchführung möchte ich mich bei Institutsvorstand Herrn Univ.-Prof. Dr. Helmut Eichseder herzlich bedanken.

Herrn A.o.Univ.-Prof. Dr. Peter Sturm, dem Leiter des Arbeitsschwerpunktes Verkehr und Umwelt, gebührt mein besonderer Dank, da er durch sein Vertrauen, sein Engagement und den zur Verfügung gestellten Freiraum zum Gelingen dieser Arbeit maßgeblich beigetragen hat.

Ebenso möchte ich mich bei Herrn Ing. Wolfgang Ortner vom Referat für Verkehrslichtsignalanlagen des Magistrats der Stadt Graz bedanken, der mir den Zugang zu den Verkehrszählwerten ermöglicht hat, und mir ganz nebenbei einen kurzen Einblick in die Steuerung der Lichtsignalanlagen im Grazer Stadtgebiet geben konnte.

Nicht zuletzt möchte ich mich bei meinen Kollegen des Fachbereiches Verkehr und Umwelt bedanken. Sie haben mir, auch aufgrund ihrer unterschiedlichen wissenschaftlichen Schwerpunkte, ein breites Spektrum von Herangehensweisen an Problemstellungen vorgelebt. Diese unterschiedlichen Gedanken haben mich bei zahlreichen Diskussionen auf interessante Ideen gebracht, auch wenn nicht alle Ideen immer verfolgt wurden.

Graz, im Juni 2014

Marlene Hinterhofer

## KURZFASSUNG

---

Aufgrund der anhaltend hohen Feinstaubbelastungen in Teilen von Österreich ist die Bestimmung des Einflusses einzelner Verursacher von immer größer werdender Bedeutung. Vor allem um Maßnahmen zu setzen und deren Effekte einschätzen zu können, müssen die Emissionsmengen einzelner Feinstaubverursacher vergleichbar und quantifizierbar sein. Bezogen auf den Verkehr sind die verbrennungsbedingten (exhaust) Emissionen bereits gut erfasst, wohingegen die nicht motorbedingten (non-exhaust) Emissionsmengen bis dato nur ansatzweise abgeschätzt werden können.

Ziel dieser Arbeit ist es, den Anteil der verkehrsbedingten PM<sub>10</sub> und PM<sub>2,5</sub> Emissionen aus Abrieb und Wiederaufwirbelung an der Feinstaubbelastung in Österreich zu erfassen. Hierfür werden im ersten Schritt mit Hilfe verfügbarer Messdaten Emissionsfaktoren für unterschiedliche Verkehrssituationen ermittelt und diese dann im zweiten Schritt auf abgegrenzte Systeme umgelegt, um sowohl die Emissionsmenge, als auch darauf aufbauend die Immissionsbelastung zu berechnen.

Die Bestimmung der Emissionsfaktoren erfolgt auf Basis von Direktmessverfahren, dabei wird die Feinstaub Gesamtemissionsmenge bestimmt und der bekannte motorbezogene Anteil in Abzug gebracht, um die nicht motorbezogenen Emissionen zu erhalten. Vorteil dieser Methode ist es, bestehende Untersuchungen für weiterführende Analysen verwenden zu können und nicht auf die Verfügbarkeit chemische Analysen einzelner Stoffe angewiesen zu sein.

Es werden zwei zweiwöchige Tunnelmessungen, Daten einer langjährigen Luftgütemessstelle der steiermärkischen Landesregierung und zwei „Luv-Lee“ Messungen herangezogen, um Emissionsfaktoren für Personenkraftwagen (PKW) und Lastkraftwagen (LKW) zu ermitteln. Nachstehend sind die im Rahmen dieser Arbeit erhobenen PM<sub>10</sub> non-exhaust Faktoren tabellarisch zusammengefasst. Sie sind als Ergänzung zu den bereits verfügbaren Auswertungen von Messungen zu sehen und stellen einen Beitrag zu Ermittlung umfassender Datensätze zur Berechnung von Immissionskonzentrationen dar.

### **PM<sub>10</sub> non-exhaust Emissionsfaktoren in [g/km] inklusive Standardfehler.**

Messmethode	Fahrsituation	Emissionsfaktor PM <sub>10</sub> non-exhaust [g/km]	
		PKW	LKW
Freilandmessung („Luv-Lee“) [Henn, 2011]	Autobahnzubringer (100 km/h)	0,051 ± 0,014	0,273 ± 0,070

Messmethode	Fahrsituation	Emissionsfaktor PM <sub>10</sub> non-exhaust [g/km]	
		PKW	LKW
Freilandmessung („Luv-Lee“) [Henn, 2011]	Landstraße (50 km/h)	0,082 ± 0,051	0,405 ± 0,593
Immissionsmessung (langjährig)	Kreuzungsbereich (< 30 km/h)	0,233 ± 0,035	0,357 ± 0,061
Tunnelmessung (Längslüftung)	Tunnel „Section Control“ (100 km/h)	0,007 ± 0,0009	0,044 ± 0,004

Auf Basis dieser Faktoren wird im Anschluss ein bestehendes Verkehrsnetz (Stadtgebiet von Wien) berechnet, um den Beitrag der nicht motorbedingten Feinstaubemissionen an der gesamten Feinstaub-Immissionskonzentration abzuschätzen. Gleichzeitig dient die Berechnung zur Abschätzung der Einsatzmöglichkeit der gemessenen Emissionsfaktoren und gibt einen Einblick in den Zusammenhang zwischen Emissionsmenge und Immissionskonzentration.

Im Rahmen der Tunnelmessung wurde auch Filteranalysen durchgeführt und die Schwermetallkonzentration erfasst. Auf Basis dieser Ergebnisse wurden flottenspezifische Emissionsfaktoren für Antimon, Kupfer, Chrom, Nickel und Blei abgeleitet. Da sich der Fahrzustand im Plabutschunnel durch eine sehr gleichmäßige Geschwindigkeit auszeichnet, mit wenigen Brems- und Beschleunigungsvorgängen, sind die berechneten Emissionsfaktoren vergleichsweise gering.

#### Mittlerer Kfz-Flotten Emissionsfaktoren für Schwermetalle in [g/km] inklusive 95 % Konfidenzintervall.

Schwermetall	Emissionsfaktor in [mg/km]
	Plabutschunnel*
Antimon (Sb)	0,0029 ± 0,0009
Kupfer (Cu)	0,0635 ± 0,0164
Chrom (Cr)	0,0056 ± 0,0015
Nickel (Ni)	0,0009 ± 0,0008
Blei (Pb)	0,0009 ± 0,0003

\* Der Schwerverkehrsanteil beläuft sich auf im Mittel 17,2 %

#### Schlagwörter:

PM<sub>10</sub> non-exhaust, PM<sub>2,5</sub> non-exhaust, Emissionsfaktoren, Verkehr, Immissionskonzentration, Schwermetalle

## ABSTRACT

---

Due to persisting high particulate matter concentrations in areas of Austria the determination of the influence of specific sources gains more and more importance. Especially in order to set actions for particulate matter reduction and to estimate their effects on air quality, source dependent emission amounts must be calculated and compared. With respect to traffic, the exhaust emission is well known, but for non-exhaust sources only approximate estimations are available.

This work aims at determining the percentage of traffic-induced  $PM_{10}$  and  $PM_{2,5}$  emissions caused by wear of friction and resuspension at fine dust concentration in Austria. Therefore, in a first step, emission factors were calculated based on available measurement data. Attention has been put on measurements in different traffic situation. Based on these emission factors, in a second step an air quality calculation is performed for a well defined area.

The estimation of the emission factors is based on direct measurement methods where the overall PM load is calculated and the exhaust parts are discounted to get the non-exhaust emissions. The benefit of this method is the possibility to rely on available measured data without the need of chemical analysis of fine dust components.

In the context of this work two tunnel measurement campaigns, a long term air quality measurement of the styrian government and two „luv-lee“ measurements were used to calculate emission factors for passenger cars (PC) and heavy good vehicles (HGV).

Given below are the measured and calculated  $PM_{10}$  non-exhaust emission factors. They are an addition to already available data.

### **$PM_{10}$ non-exhaust emission factors in [g/km] including standard error.**

measurement method	driving situation	emission factors $PM_{10}$ non-exhaust [g/km]	
		PC	HGV
„luv-lee“ measurement [Henn, 2011]	motorway feeder (100 km/h)	0,051 ± 0,014	0,273 ± 0,070
„luv-lee“ measurement [Henn, 2011]	rural road (50 km/h)	0,082 ± 0,051	0,405 ± 0,593
air quality measurement (long lasting)	crossroad area (< 30 km/h)	0,233 ± 0,035	0,357 ± 0,061

measurement method	driving situation	emission factors PM <sub>10</sub> non-exhaust [g/km]	
		PC	HGV
tunnel measurement (longitudinal ventilation)	tunnel with section control (100 km/h)	0,007 ± 0,0009	0,044 ± 0,004

Based on these emission factors, the emission amount of an existing road network was determined with the goal to estimate the influence of non-exhaust particulate matter on fine dust concentrations. At the same time, the projection confirms the quality of the gained emission factors and gives an insight in the relation between emission amount and air quality.

In the context of the tunnel measurement, filters were taken and analysed to determine heavy metal concentrations. These results were used to calculate fleet emission factors for antimony, copper, chrome, nickel and lead. Due to the constant driving condition in the tunnel the measured concentrations and calculated emission factors are low.

**Averaged vehicle emission factors for heavy metals in [g/km] including 95 % confidence interval.**

heavy metal	emission factors in [mg/km]
	Plabutschunnel*
antimony (Sb)	0,0029 ± 0,0009
copper (Cu)	0,0635 ± 0,0164
chrome (Cr)	0,0056 ± 0,0015
nickel (Ni)	0,0009 ± 0,0008
lead (Pb)	0,0009 ± 0,0003

\* The heavy traffic share is averaged 17,2 %

Keywords:

PM<sub>10</sub> non-exhaust, PM<sub>2,5</sub> non-exhaust, emission factors, traffic, air quality, heavy metals

## INDIZES UND ABKÜRZUNGEN

---

Cr	Chrom (chemisches Element, Ordnungszahl: 24)
Cu	Kupfer (chemisches Element, Ordnungszahl: 29)
DTV	Durchschnittlicher täglicher Verkehr
EFA	Emissionsfaktor
Fzg	Fahrzeug
IG-L	Immissionsschutzgesetz Luft
JDTV	Jahresdurchschnittlicher täglicher Verkehr
KFZ	Kraftfahrzeuge
LG	Längsströmungsmessgerät
LKW	Lastkraftwagen
LNF	Leichte Nutzfahrzeuge (zulässiges Gesamtgewicht zwischen 3,5 t und 7,5 t)
Ni	Nickel (chemisches Element, Ordnungszahl: 28)
NO <sub>x</sub>	Stickoxide
Pb	Blei (chemisches Element, Ordnungszahl: 82)
PB	Pannenburg
PKW	Personenkraftwagen (zulässiges Gesamtgewicht < 3,5 t)
PM <sub>1</sub>	Teilchen deren aerodynamischer Durchmesser weniger als 1 Mikrometer (1 µm) beträgt
PM <sub>10</sub>	Teilchen deren aerodynamischer Durchmesser weniger als 10 Mikrometer (10 µm) beträgt
PM <sub>2,5</sub>	Teilchen deren aerodynamischer Durchmesser weniger als 2,5 Mikrometer (2,5 µm) beträgt
Sb	Antimon (chemisches Element, Ordnungszahl: 51)
SNF	Schwere Nutzfahrzeuge (zulässiges Gesamtgewicht > 7,5 t)
SV-Anteil	Anteil des Schwerverkehr an der Verkehrsmenge in %
SZ	Sattelzug ist eine Sattelzugmaschine mit einem Sattelaufzieger
TNO	Niederländische Organisation für angewandte Naturwissenschaftliche Forschung
TSP	Gesamtstaub (total suspended particulates)
V <sub>eff</sub>	effektive Geschwindigkeit



# INHALTSVERZEICHNIS

---

<b>1.</b>	<b>Einleitung und Motivation .....</b>	<b>1</b>
<b>2.</b>	<b>Verkehrsbedingte Partikelemissionen .....</b>	<b>5</b>
2.1	Motorbedingte Partikelemissionen .....	5
2.2	Nicht motorbedingte Partikelemissionen .....	5
2.2.1	Reifenabrieb.....	7
2.2.2	Bremsabrieb.....	9
2.2.3	Kupplungsabrieb.....	10
2.2.4	Straßenabrieb .....	11
2.2.5	Korrosion.....	12
2.2.6	Straßenstaub Wiederaufwirbelung.....	12
2.2.7	Winterdienst .....	14
2.2.8	PM non-exhaust Emissionsfaktoren (Summenfaktoren).....	15
2.3	Schwermetallemissionen .....	18
2.3.1	Antimon (Sb).....	18
2.3.2	Kupfer (Cu) und Chrom (Cr).....	19
2.3.3	Nickel (Ni) und Blei (Pb).....	19
<b>3.</b>	<b>Methode zur Bestimmung der Partikelemissionen.....</b>	<b>20</b>
<b>4.</b>	<b>Bestimmung nicht motorbedingter Partikelemissionen .....</b>	<b>22</b>
4.1	Analyse österreichischer Immissionsmessdaten.....	22
4.1.1	Untersuchungsmethodik .....	23
4.1.2	Charakteristik des Datensatzes .....	30
4.1.3	Emissionsfaktoren für den Kreuzungsbereich Don-Bosco .....	31
4.1.3.1	PM <sub>10</sub> Emissionsfaktoren Kreuzungsbereich .....	31
4.1.3.2	PM <sub>2,5</sub> Emissionsfaktoren Kreuzungsbereich .....	36
4.1.3.3	Vergleich der Ergebnisse mit Literaturwerten (Kreuzungsbereich).....	38

4.2	Tunnelmessung .....	39
4.2.1	Untersuchungsmethodik .....	39
4.2.2	Charakteristik des Datensatzes .....	42
4.2.3	Verwendete Messsysteme .....	43
4.2.4	Ergebnisse .....	44
4.2.4.1	NO <sub>x</sub> Emissionsfaktoren Tunnel.....	44
4.2.4.2	PM <sub>10</sub> Emissionsfaktoren Tunnel.....	49
4.2.4.3	PM <sub>2,5</sub> Emissionsfaktoren Tunnel.....	63
4.2.4.4	Vergleich der Ergebnisse mit Literaturwerten (Tunnelmessung) .....	64
4.2.4.5	Schwermetall Emissionsfaktoren Tunnel .....	66
4.3	Messungen nach dem „Luv-Lee“ Prinzip .....	81
4.3.1	Vorrangstraße im Stadtgebiet.....	81
4.3.2	Autobahnzubringer .....	83
4.4	Zusammenfassung der PM Emissionsfaktoren .....	86
<b>5.</b>	<b>Anteil von Abrieb und Wiederaufwirbelung an der PM<sub>10</sub> Belastung .....</b>	<b>91</b>
5.1	Wiener Stadtgebiet .....	92
5.1.1	Vergleichsdaten.....	92
5.1.2	Basis der Berechnung „neu“ für Wien.....	94
5.1.3	Berechnete Immissionskonzentration „neu“ .....	98
5.2	Emissionsmenge in Österreich .....	103
5.2.1	Ausgangszustand „alt“ .....	103
5.2.2	Berechnung „neu“ .....	104
<b>6.</b>	<b>Zusammenfassung und Ausblick.....</b>	<b>106</b>
<b>7.</b>	<b>Literaturverzeichnis .....</b>	<b>111</b>
<b>8.</b>	<b>Abbildungsverzeichnis.....</b>	<b>118</b>
<b>9.</b>	<b>Tabellenverzeichnis .....</b>	<b>123</b>

# 1. Einleitung und Motivation

---

In regelmäßigen Abständen wird die Feinstaubproblematik von österreichischen Medien aufgegriffen und auch Ursachenforschung betrieben. Klar scheint, dass sich der Problembereich Feinstaub vor allem durch die Überschreitung von Grenzwerten in Ballungszentren auszeichnet und diverse Maßnahmen (zum Beispiel Umweltzone oder temporäre Geschwindigkeitsbeschränkungen wie Immissionsschutzgesetz Luft (IG-L) 100 km/h) zu breiten Diskussionen innerhalb der Bevölkerung führen.

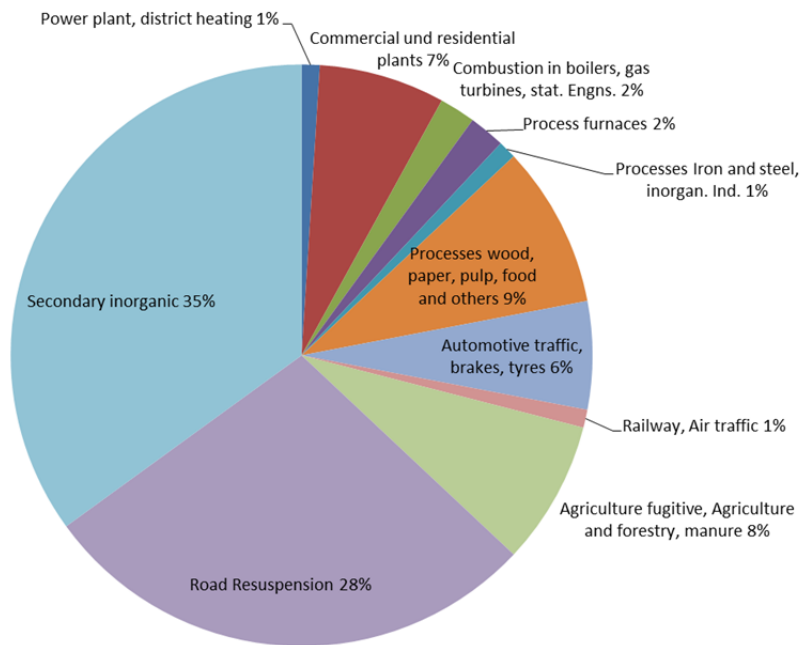
Grundlage der Bewertung der Luftgütesituation ist in erster Linie der Vergleich der bestehenden Belastung in Relation zu den Grenzwerten. In den vergangenen Jahren wurden vorrangig Überschreitungen bezogen auf den  $PM_{10}$  Tagesmittelwert registriert. Der entsprechende Grenzwert für  $PM_{10}$  gemäß IG-L wurde 2011 an 80 von insgesamt 140 gemäß IG-L betriebenen Messstellen überschritten [Umweltbundesamt, 2012]. Betroffen von den Überschreitungen waren Wien, das östliche und zentrale Niederösterreich, das Burgenland, das Alpenvorland in der Steiermark, Graz, große Teile des Mur- und Mürztals, das Klagenfurter Becken und das Lavanttal, der Ballungsraum Linz sowie einzelne Städte in Nieder- und Oberösterreich, Salzburg und Tirol. Die Belastungsschwerpunkte waren im Jahr 2011 die südliche Steiermark einschließlich Graz sowie Wien und das Lavanttal. Die meisten Überschreitungen wurden in Graz Don Bosco (78 Tage), gefolgt von Leibnitz (76 Tage) und Graz Ost (64 Tage) registriert [Umweltbundesamt, 2012].

Verursacht wird die gebietsweise sehr hohe Belastung durch das, regional sehr unterschiedliche, Zusammenspiel folgender Faktoren:

- hohe lokale bis regionale Dichte an  $PM_{10}$  Emittenten (primäre Partikel)
- hohe Emissionen der Vorläufersubstanzen sekundärer Partikel ( $SO_2$ ,  $NO_x$ ,  $NH_3$ ), aus denen sich innerhalb einiger Tage Ammoniumsulfat und Ammoniumnitrat bilden können
- Ferntransport zum Beispiel aus dem östlichen Mitteleuropa
- topographisch bedingte ungünstige Ausbreitungsbedingungen wie sie in alpinen Becken und Tälern bzw. Becken am Südostrand der Alpen vorherrschen

Unter der hohen lokalen bis regionalen  $PM_{10}$  Emissionsdichte sind die Quellen Hausbrand, Industrie und Verkehr zusammengefasst. Untersuchungen haben gezeigt, dass die hohen

Belastungen in Österreich durch zahlreiche Emissionsquellen bedingt sind. Abbildung 1-1 zeigt, dass die Emissionen des Verkehrs durchaus einen bedeutenden Beitrag zur Feinstaubsituation in Österreich aufweisen, was vor allem auch durch die geringe Freisetzungshöhe der Kfz-Emissionen bedingt ist.



**Abbildung 1-1** Aerosolquellenverteilung  $PM_{10}$  in Österreich unter Einbezug eines gemessenen Anteils von 35% sekundär anorganischen Komponenten [Bauer et al., 2007a].

Bezogen auf die Emissionen des Verkehrs führt der langfristige Trend der letzten Jahrzehnte, trotz stetig steigenden Verkehrszahlen, zu keinem vergleichbaren Anstieg der Emissionsmenge. Dies ist vor allem auf die deutliche technische Verbesserung bei den Fahrzeugen aufgrund der gesetzlichen Vorgaben zurückzuführen. Verkehrsprognosen zeigen, dass der Trend zu mehr Verkehr auch nach dem Einbruch der Verkehrszahlen, bedingt durch die Finanzkrise 2008, volle Gültigkeit besitzt, das heißt die ursprünglichen Prognosewerte sind als realistisch anzusehen [BMvit, 2012].

Generell werden die Partikelemissionen bedingt durch den Verkehr analog zu ihrer Entstehung in zwei Kategorien unterteilt:

- verbrennungsbedingte (exhaust) Partikel
- nicht verbrennungsbedingte (non-exhaust) Partikel

Jene Partikel, die verbrennungsbedingt im Motorraum entstehen sind bereits gut charakterisiert und können unter gut definierten Bedingungen (Laborbedingungen) erfasst werden. Dem gegenüber steht eine Anzahl von nicht-motorbedingten Prozessen, in denen auch Partikel entstehen. Angefangen von Reifenabrieb, Bremsabrieb und Straßenabrieb bis hin zu Kupplungsabrieb, Reifenabnutzung, Motorabrieb und Korrosion anderer Fahrzeugkomponenten. Zusätzlich zu diesen „direkten“ non-exhaust Emissionen wird auch Material, das sich auf der Straßenoberfläche abgesetzt hat, durch die Fahrbewegung sowie den Wind aufgewirbelt [Boulter, 2005]. Sosehr sich auch die motorbedingten Emissionen der Fahrzeuge verringern, in

Summe werden trotzdem die Partikelemissionen bedingt durch den Verkehr analog zur Fahrleistung zunehmen [Boulter, 2005].

In vielen Verkehrssituationen übersteigen die sogenannten PM non-exhaust Emissionen bereits jetzt jene Emissionsmenge die motorbedingt entsteht. Doch trotz dem bekanntermaßen hohen Anteil der nicht-motorbedingten Partikelemission an der Gesamtpartikelmasse, konnten die emissionsseitigen Quantifizierungen noch nicht in entsprechender Qualität erfasst werden. Motorbedingte Partikelemissionen sind durch das „Handbuch für Emissionsfaktoren des Straßenverkehrs“ (HBEFA) sehr gut beschrieben [Umweltbundesamt, 2010]. Diese Datenbank wurde erstmals 1995 veröffentlicht und liegt seit März 2010 in der 4. Version (HBEFA 3.1) vor. Verglichen mit der Vorgängerversion (HBEFA 2.1, 2004) wurde die Datenbasis der Emissionsfaktoren qualitativ verbessert und neue Emissionskonzepte berücksichtigt. Nicht-motorbedingte Partikelemissionen werden jedoch vom Handbuch nicht erfasst, das heißt, es werden keine Emissionsfaktoren dahingehend ausgewiesen.

Für den Anteil der nicht verbrennungsbedingten PM Emissionen liegen spezifische Untersuchungen, die konkrete Fahrsituationen wiedergeben, vor. Im Rahmen dieser Arbeit werden diese Daten durch weitere Messungen ergänzt, in der Hoffnung dass in naher Zukunft ein umfassendes Datenmaterial zur Verfügung steht.

Im Allgemeinen wird davon ausgegangen, dass der Großteil der vom Motor emittiert Partikel der Fraktion  $PM_{2,5}$  und jener Teil, der nicht-motorbedingt entsteht den größeren Fraktionen ( $PM_{2,5}$  bis  $PM_{10}$ ) zugeteilt werden kann. Dieser Zugang besitzt näherungsweise durchaus Gültigkeit, vereinfacht die Realität jedoch merklich, da auch der Bereich der non-exhaust Partikel Anteile an der  $PM_{2,5}$  Emissionsmenge aufweist.

Eine gesetzliche Regelung von non-exhaust Partikelemissionen erweist sich als nicht zielführend, da die Prozesse der Entstehung schwer zu erfassen und charakterisieren sind. Während der Abrieb bzw. die Abnutzung von Fahrzeugkomponenten noch verhältnismäßig gut erforscht sind, können die natürlichen Prozesse, wie zum Beispiel Aufwirbelung, nur schwer erfasst und kaum reguliert werden. Bis dato wird der Bereich der indirekten non-exhaust Emissionen über Umwege reglementiert. Zum einen existieren in zahlreichen Ländern Bestimmungen betreffend Spikereifen und zum anderen wird über Lärmgrenzwerte Einfluss auf den Straßenbelag und die Reifenbeschaffenheit genommen.

Trotz dem Bewusstsein, dass der Bereich der nicht-motorbedingten Partikelemissionen einen erheblichen Beitrag zu den Partikelmissionen im Straßenverkehr leistet, ist die quantitative Bestimmung bis dato nicht umfassend gelungen. Einzelne Teilbereiche, wie Reifenabrieb, Bremsabrieb und Kupplungsabrieb, konnten bis jetzt sehr gut erfasst werden, andere, wie Aufwirbelung, Winderdienst basieren auf Schätzungen. Beiden Teilbereichen ist die starke Abhängigkeit von äußeren Bedingungen (wie zum Beispiel Fahrverhalten, Straßenverhältnisse, Fahrzeugspezifikationen) und die damit verbundene hohe Streuung der Ergebnisse gemein. Bedingt zum einen durch die unterschiedlichen Erhebungsmethoden und zum anderen auch durch die zahlreichen schwer beeinflussbaren Umgebungsparameter.

Ziel der nachfolgenden Untersuchung ist es, die verkehrsbedingten Emissionen aus Abrieb und Wiederaufwirbelung zu bestimmen. Basierend auf Ergebnissen öffentlich zugänglicher kontinuierlicher Messungen und spezieller Messkampagnen sollen Emissionsfaktoren ( $PM_{10}$  und  $PM_{2,5}$ ) für nicht motorbedingte Emissionen im Straßenverkehr entwickelt werden. Darüber hinaus wird auf die Staubinhaltsstoffe eingegangen und deren Bezug zum Verkehr als Emissionsquelle dargestellt.

Die durchgeführten Betrachtungen beschränken sich auf befestigte Strecken im öffentlichen Straßennetz in Österreich. Ziel der Arbeit ist es, dass die erhobenen Emissionsfaktoren zur Berechnung von jahresdurchschnittlichen Belastungen verwendet werden können. Inwieweit diese Ergebnisse auf andere Staaten übertragbar sind ist von zahlreichen länderspezifischen Faktoren, wie Zusammensetzung des Straßenbelages, Winterdienst, Reifenzusammensetzung oder Anteil der Spikebereifung, abhängig.

## 2. Verkehrsbedingte Partikelemissionen

---

Nachstehend werden die verkehrsbedingten Partikelemissionen aufgeteilt in die einzelnen Quellen beschrieben. Hauptaugenmerk liegt auf den nicht motorbedingten Partikelemissionen. Motorbedingte Partikelemissionen werden der Vollständigkeit halber kurz erwähnt, jedoch wird darauf weiterführend nicht näher eingegangen.

### 2.1 Motorbedingte Partikelemissionen

Relevante motorbedingte Partikelemissionen (PM exhaust) entstehen vorrangig aufgrund von unvollständiger Verbrennung von Dieselmotorkraftstoff. Durch die Einspritzung von Dieselmotorkraftstoff in die komprimierte Ansaugluft des Brennraumes entsteht ein heterogenes Kraftstoff-Luft-Gemisch, das sich selbst entzündet. Trotz eines hohen Luftüberschusses kann es in einzelnen Zonen des Brennraumes unvollständige Verbrennung geben. Das heißt, es entstehen graphitähnliche Rußpartikel mit einem aerodynamischen Durchmesser zwischen 0,01 µm und 0,05 µm [Hainsch, 2004]. Aufgrund der geringen Partikelmasse einzelner Rußpartikel führen Verbesserungen im Bereich der motorbedingten PM<sub>10</sub> Emissionen zwar zu einer Reduktion der Partikelanzahl, nicht aber zu einer signifikanten Reduktion der Partikelmasse. Daher ist davon auszugehen, dass der hohe Anteil des Verkehrs bezogen auf die PM<sub>10</sub> Immissionskonzentration in den PM non-exhaust Emissionen begründet liegt. Diese werden, wie eingangs erwähnt, jedoch bis jetzt nur unzureichend erfasst.

### 2.2 Nicht motorbedingte Partikelemissionen

In der Literatur finden sich für die Berechnung von nicht motorbedingten Partikelemissionen (non-exhaust Anteil) sehr unterschiedliche Modelle. Diese reichen von sehr einfachen Ansätzen (Berechnung mittels Aufschlagfaktor) bis hin zu sehr differenzierten Modellen (Technische Grundlage des BMwfj, 2013 [Bundesministerium für Wirtschaft, Familie und Jugend, 2013]) in die zahlreiche Umgebungsparameter einfließen (zum Beispiel Staubbilddichte der Straßenoberfläche, Anzahl der Tage mit Niederschlag, Fahrzeuggewicht, ...) [Hübner, Böck, 2011].

Unter dem Oberbegriff nicht-motorbezogene Partikelemissionen werden mehrere unterschiedliche Emissionsquellen zusammengefasst:

- Quellgruppen für Emissionen durch Abrieb:
  - Reifenabrieb
  - Bremsabrieb
  - Kupplungsabrieb
  - Abrieb Straßenbelag
  - Korrosion
- Quellgruppen für Emissionen durch Aufwirbelung:
  - Wiederaufwirbelung von auf der Straßenoberfläche aufliegendem Staub
  - Zermahlen und Aufwirbelung von auf der Straßenoberfläche aufliegendem Staub
  - Winterdienst (Streumittel und Auftauhilfen)

Die aufgelisteten Quellen tragen in unterschiedlichem Maße zur Gesamtemissionen bei und sind auch von unterschiedlichen Einflussgrößen abhängig. Die Emissionen durch Abrieb sind vorrangig vom Betrieb des Fahrzeuges sowie von der Fahrzeugart abhängig. Wohingegen die Emissionen durch Aufwirbelung in starkem Maße von den Umgebungsbedingungen abhängen.

Da eine breite Datenbasis betreffend Nutzungsverhalten und Materialverschleiß vorliegt, kann davon ausgegangen werden, dass die Emissionen bedingt durch Abrieb deutlich besser definiert werden können als jene der Aufwirbelung. Darüber hinaus unterscheiden sich die Partikelemissionen des Kfz-Verkehrs abhängig von der Quelle sowohl in ihrer chemischen Zusammensetzung als auch in der unterschiedlichen Korngrößenverteilung, wie in Tabelle 2-1 dargestellt ist.

**Tabelle 2-1** Verkehrsbedingte non-exhaust Partikelemissionen und ihre Zuordnung zu Korngrößenfraktionen [Hübner, Böck, 2011] sowie eine grobe Aussage über die Signifikanz.

Quellgruppe	Korngrößenfraktionen		
	PM <sub>2,5</sub>	PM <sub>2,5</sub> bis PM <sub>10</sub>	Größer PM <sub>10</sub>
Reifenabrieb	+	+	+
Bremsabrieb	+	+	+
Kupplungsabrieb	+	+	+
Abrieb Straßenbelag	+	+	+
Wiederaufwirbelung Straßenstaub bzw. Zermahlen und Aufwirbelung von Staub	-	+	++
Wiederaufwirbelung Auftauhilfen, Winterdienst	-	+	++

Die Partikel dieser Quellgruppe finden sich nahezu ausschließlich (+++), vorwiegend (++), in relevantem Ausmaß (+) oder nur unwesentlich (-) in dieser Korngrößenfraktion.

In weiterer Folge werden, analog zur Aufgliederung der nicht-motorbezogenen Partikelemissionen in die einzelnen Quellgruppen, die Ergebnisse der Literaturrecherche dargestellt.



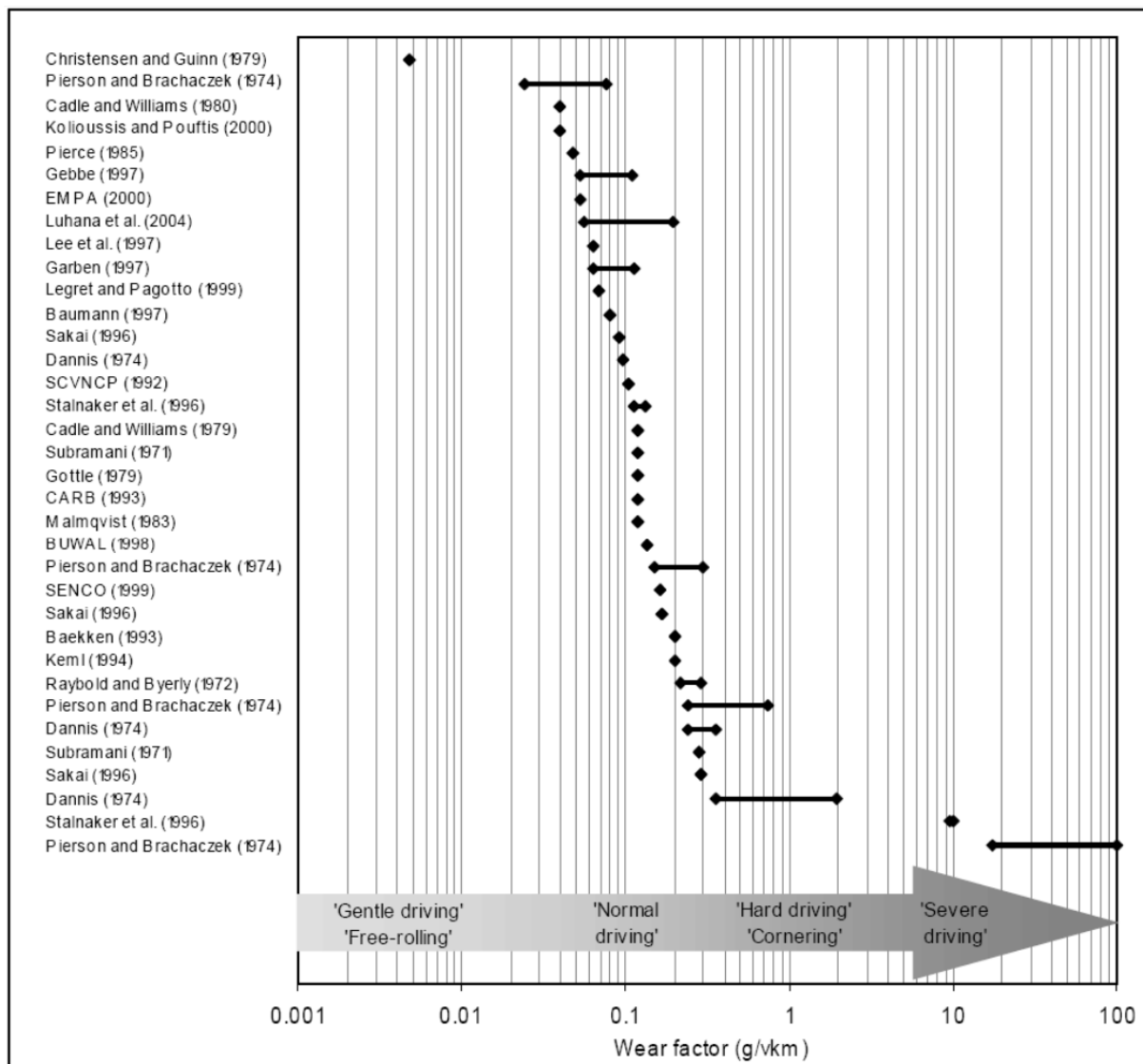
### 2.2.1 Reifenabrieb

Reifenabrieb entsteht aufgrund der Rollreibung des Reifens auf dem Straßenbelag. Das heißt, beim Fahren, Bremsen und Anfahren wird sowohl die Oberfläche der Reifen als auch des Straßenbelags „abgerieben“. Dabei entsteht ein mit vielen Schadstoffen belasteter Staub, denn mit dem Reifenabrieb gelangen Weichmacher, Aktivatoren, sowie Alterungs- und Lichtschutzmittel in die Umwelt. Die Menge des Reifenabriebes hängt von zahlreichen Faktoren wie Fahrstil, Reifenmaterial, Reifenalter, Straßenoberfläche, Antriebsystem des Fahrzeugs und auch den Witterungsverhältnissen ab. Die Mengen des Reifenabriebs kann auf zwei unterschiedliche Methoden bestimmt werden. Zum einen über spezifische chemische Elemente, die in der Gummimischung enthalten und danach im Feinstaub wiederzufinden sind und zum anderen über die Lebensdauer von Reifen. Klar scheint, dass Reifenabrieb einen deutlichen Beitrag zu den PM non-exhaust Emissionen leistet [Boulter, 2005], [Hübner, Böck, 2011].

In der Praxis erfolgt die quantitative Bestimmung des Reifenabriebes in der Regel mittels spezifischer Tracersubstanzen. Vorrangig wurde in der Vergangenheit Zink als Tracersubstanz verwendet, da bei der Reifenherstellung Zinkoxid als Katalysator beim Vulkanisationsprozess eingesetzt wird, und deshalb Zink mit zirka 1 %, bezogen auf die Masse, an der Reifenauflfläche zu finden ist [Blok, 2005], [Smolders, Degryse, 2002]. Diese Vorgehensweise ist jedoch nicht unumstritten, da die gemessene Zink-Konzentration in der Atmosphäre in großem Maße sowohl von natürlichen als auch anthropogenen Quellen beeinflusst wird [Schauer et al., 2006], [Luhana et al., 2002]. Auch die Wahl anderer Tracerkomponenten (zum Beispiel organische Verbindungen) bietet sich nur begrenzt an, da sich rasch ändernde Herstellungsrezepturen und Fertigungsprozeduren ein Problem darstellen [Kumata et al., 1997], [Kumata et al., 2002], [Pierson, Brachaczek, 1974].

Reifenabrieb lässt sich jedoch andererseits relativ gut über die Lebensdauer, den Verschleiß und die gefahrenen Kilometer bilanzieren. Laut [UK Environment Agency, 1998] bzw. [Kolioussis, Poufitts, 2000] verliert ein typischer PKW-Reifen nach zirka 50 000 km bis 60 .000 km etwa 10 % seines Gewichtes. LKW-Reifen haben eine Lebensdauer von etwa 100 000 km. Der Gewichtsverlust liegt bei PKW-Reifen über die gesamte Lebensdauer bei zirka 1 kg bis 1,5 kg, bezogen auf LKW-Reifen kann dieser bis zu 10 kg betragen. Bei Untersuchungen, die auf dieser Methode basieren, kann allerdings die Größenfraktion der Partikel nicht angegeben werden.

Trotz dieser eindeutigen und bekannten Zusammenhänge streuen die Angaben in der Literatur bezogen auf den PM Emissionsfaktor für Reifenabrieb deutlich (siehe Abbildung 2-1). Verantwortlich für die große Variabilität der Emissionsfaktoren ist neben den unterschiedlichen Testbedingungen (Fahrverhalten, Fahrstrecke, Testprüfstand,...) auch die Entwicklung des Reifenmaterials. In den 70er Jahren wurden vermehrt Diagonalreifen eingesetzt, wohingegen heute fast ausschließlich Radialreifen verwendet werden.



**Abbildung 2-1** Partikelemissionen (Total Suspended Particulate, TSP) bedingt durch Reifenabrieb für PKW [Boulter, 2005]

Wie in Abbildung 2-1 ersichtlich, gibt es nur wenige Untersuchungen, die nach dem Jahr 2000 durchgeführt wurden. Betreffend Gesamtstaub (TSP) kann bei PKW von einem mittleren Wert von 0,1 g/(km-Fzg) bei „normalem“ Fahrverhalten ausgegangen werden, wobei ein inverser Zusammenhang zwischen durchschnittlicher Fahrgeschwindigkeit und Emissionsmenge gefunden wurde [Hübner, Böck, 2011]. Bei einer mittleren Fahrgeschwindigkeit im Stadtverkehr von zirka 40 km/h wurde ein um 50 % höherer Abrieb festgestellt im Vergleich zu einer Durchschnitts-geschwindigkeit wie sie Außerorts bzw. auf der Autobahn üblich ist (zirka 90 km/h) [Luhana et al., 2002]. Das ist auf die Fahrdynamik zurückzuführen, da im Stadtgebiet viele Beschleunigungs- und Verzögerungsvorgänge anfallen.

Der Reifenabrieb von schweren Nutzfahrzeugen, ist verglichen mit PKW und leichten Nutzfahrzeugen, wesentlich höher, in Abhängigkeit von Fahrzeuggröße, Achsenzahle und Beladungsgrad. Laut [European Environment Agency EEA, 2009] liegt der Emissionsfaktor in einer Größenordnung vom Zwei- bis Fünffachen verglichen mit jenem für PKW. Nach [Umweltbundesamt, 2004] bewegt sich im Allgemeinen beim Reifenabrieb der Anteil von PM<sub>10</sub> am TSP in der Größenordnung von 10 %.

Das Material von Reifenabrieb besitzt die Tendenz zur elektrostatischen Aufladung, weshalb oftmals die abgeriebenen Gummiteile anschließend am Fahrzeug haften bleiben [Hildemann et al., 1991], [Rogge et al., 1993]. Aufgrund dieser Tatsache differieren die Angaben in der Literatur bezüglich Korngrößenverteilung innerhalb der Schwebestaubfraktion sehr stark [Hübner, Böck, 2011]. Die Angaben reichen von 90 %  $PM_1$  Anteil bezogen auf  $PM_{10}$  [Fauser, 1999] bis hin zu ausschließlich Partikel größer  $2,5 \mu m$  [Fauser, 1999], [Rautenberg-Wulff, 1998]. Die niederländische Organisation für angewandte naturwissenschaftliche Forschung (TNO) hingegen gibt für die Korngrößenverteilung innerhalb der  $PM_{10}$  Fraktion einen Anteil von 70 %  $PM_{2,5}$  und 18 %  $PM_1$  an [TNO, 1997]. Einige Untersuchungen gehen davon aus, dass sich der Reifenabrieb aus zwei Fraktionen zusammensetzt. Zum einen aus ultrafeinen Partikel, die aus der thermischen Zersetzung der Polymere bzw. der Weichmacher resultieren und zum anderen aus größeren Partikeln, die aus der mechanischen Abnutzung entstehen.

Die Zusammensetzung des entstehenden Staubes variiert analog zur Reifenzusammensetzung sehr stark. Allein schon die Gummizusammensetzung in Kombination mit den unterschiedlichen Vernetzungsmittel ermöglicht unzählige Kombinationen. Darüber hinaus werden noch Verzögerungsmittel, Pigmente, Füllstoffe, Weichmacher, Konservierungsmittel, Antioxidantien sowie Trocknungsmittel zugesetzt. Das Endergebnis umfasst zahlreiche Metalle und organische Verbindungen, die sich auch im Staub wiederfinden. Es muss jedoch herausgestrichen werden, dass sich der Großteil der Stoffe nicht auf Konzentrationen über der Nachweisgrenze beläuft [Boulter, 2005].

### **2.2.2 Bremsabrieb**

Derzeit sind zwei gängige Bremssysteme bei Fahrzeugen im Einsatz: Scheibenbremsen und Trommelbremsen. In beiden Fällen ist der Bremsbacken mit einem Bremsbelag überzogen, der während des Bremsens aufgrund der Reibungswärme stark erhitzt wird. Dadurch entstehen sehr feine Partikel, die freigesetzt werden.

Lange Zeit wurde in Bremssystemen asbesthaltige Materialien eingesetzt, welche jedoch aufgrund ihrer gesundheitlichen Risiken durch asbestfreie organische Materialien (Fasern aus Glas, Gummi bzw. Karbon), Reibmaterialen mit geringem Metallanteil (10 % bis 30 %) und höherem Metallanteil (30 % bis 65 %) kombiniert mit Graphitfüllstoffen und Bindemittel, ersetzt wurden [Boulter, 2005].

Das Material der Bremsbeläge in Kombination mit der Anzahl und Intensität der Bremsvorgänge ist entscheidend für die Höhe der zu erwartenden Emissionen. Da die Emissionen nicht kontant während der Fahrt freigesetzt werden, sondern mit dem Bremsvorgang einhergehen, ist zu erwarten, dass die höchsten Konzentrationen von Bremsabriebpartikel im Bereich von Kreuzungen, Ampelanlagen, Fußgängerübergängen und scharfen Kurven zu finden sind. Untersuchungen haben jedoch gezeigt, dass diese Emission auch zeitlich verzögert zum Bremsvorgang auftreten kann [Kennedy et al., 2002].

Um die Menge und die Korngrößenverteilung des zu erwartenden Bremsabriebes festzustellen, wurden zahlreiche Versuche im Labor an Bremsdynamos durchgeführt. In wie weit diese Ergebnisse auf reale Bremsvorgänge im Straßenverkehr übertragbar sind, ist umstritten [Blau, Jolly, 2005]. Versuchsreihen auf der Straße sind realitätsnaher, allerdings besitzen sie verglichen mit jenen im Labor eine deutlich geringere Wiederfindungsrate der emittierten Staubpartikel [Sanders et al., 2003], [Mosleh et al., 2004].

Ähnlich wie bei der Bestimmung der Emissionsmengen durch Reifenabrieb wurden auch zur Bestimmung der Emissionen aus Bremsabrieb Tracerversuche durchgeführt [Kennedy, Gadd, 2003], [Schauer et al., 2006], [Gietl, 2010]. Da jedoch die chemische Zusammensetzung von Bremsbelägen sehr unterschiedlich ist, sind Rückschlüsse schwierig [Hübner, Böck, 2011].

Tabelle 2-2 gibt einen Überblick über die in der Literatur angeführten Emissionsfaktoren für Bremsabrieb.

**Tabelle 2-2** Partikelemissionen bedingt durch Bremsabrieb in [mg/km·Fzg] [Boulter, 2005], [European Environment Agency EEA, 2009], [Boulter, 2005], [Bukowiecki et al., 2010].

Literaturquelle	Emissionsfaktor für Bremsabrieb in [mg/(km·Fzg)]			
	PKW	LNF	SNF	Anmerkung
<b>Gesamtstaub (TSP)</b>				
Legret & Pagotto (1999)	20	29	47	Abrieb Bremsbelag
Garg et al. (2000)	11 bis 18	29		LNF entspr. pick-up trucks
Westerlund (2001)	17		84 bis 110	Materialschwund
Kennedy et al. (2002)			54	SNF entspr. Traktor
Luhana et al. (2004)	8,8			Mittlerer Wert
<b>PM<sub>10</sub></b>				
Abu-Allaban et al. (2003)	12 ± 8		124 ± 71	Autobahn (USA)
Bukowiecki et al. (2010)	8 ± 4		81 ± 39	Innerstädtisch (CH)
Bukowiecki et al. (2010)	1.6 ± 1.1		9 ± 7	Autobahn (CH)

Die Emissionen aus Bremsabrieb werden vor allem durch die Fahrgeschwindigkeit, das Fahrzeuggewicht und die Bremsintensität beeinflusst. Untersuchungen mit unterschiedlichen Zusammensetzungen der Bremsbeläge haben gezeigt, dass das verwendete Material keine Änderungen der Größenverteilung bewirkt sondern vorrangig die Menge des abgeriebenen Materials variiert [Sanders et al., 2001]. Weiters konnte gezeigt werden, dass durch die Erhöhung der Bremskraft die abgeriebenen Partikel größer werden und zirka 50 % bis 70 % des Materials als Schwebestaub (TSP) wiederzufinden ist.

Untersuchungen zur Korngrößenverteilung haben gezeigt, dass ein Großteil der Partikel aus Bremsabrieb in der Fraktion PM<sub>2,5</sub> zu finden ist [Gietl et al., 2010], [Iijima et al., 2007]. In [Iijima et al., 2007] wird ein Anteil von PM<sub>2,5</sub> von 74 % bis 92 % bezogen auf die Anzahl und 13 % bis 36 % bezogen auf die Masse angegeben. Es ist möglich, dass ein Teil des Materials während des Bremsvorgangs verdampft, um anschließend wieder zu kondensieren und damit während der Messung den PM<sub>2,5</sub> Partikeln zugeordnet wird [Garg et al., 2000].

### 2.2.3 Kupplungsabrieb

Ähnlich wie beim Bremsabrieb besteht der Kupplungsabrieb aus den Bestandteilen des Kupplungsbelages. Da der Belag ähnlich dem Bremsbelag temperaturbeständig ist und eine hohe Reibleistung aufweisen muss, eignen sich, ähnlich den Bremsbelägen, organische Faserstoffe, Sinter- und Keramikwerkstoffe.

Im Gegensatz zum Bremsabrieb wird in der Literatur die Emission von Feinstaub bedingt durch Kupplungsabrieb jedoch als vernachlässigbar angegeben, da die Kupplung eingehaust ist und die Partikel daher vorrangig im Kupplungsgehäuse verbleiben [Boulter, 2005].

## 2.2.4 Straßenabrieb

Der Straßenabrieb ist sehr stark vom lokalen Straßenaufbau abhängig und variiert auch mit den Jahreszeiten, wenn Streumittel im Winterdienst eingesetzt werden. Vor allem wird die Straßenabriebsrate beeinflusst von der Art des Straßenbelags (Asphalt, Beton, Pflastersteine), dem Straßenzustand sowie den Nutzungsbedingungen (zum Beispiel Einsatz von Spikereifen). So wurde in neueren Untersuchungen festgestellt, dass der PM<sub>10</sub> Straßenabrieb von Asphalt auf Granitbasis deutlich höher ist, als bei Asphalt auf Quarz-Basis [Ketzel et al., 2007]. Darüber hinaus kann davon ausgegangen werden, dass Untersuchungen aus nordischen Ländern aufgrund des deutlich höheren Anteils an Spikereifen für österreichische Bedingungen nicht repräsentativ sind.

Dies alles sind Gründe dafür weshalb in der Literatur nur wenige Angaben betreffend Emissionen bedingt durch Straßenabrieb vorhanden sind. Darüber hinaus ist es bei den Messungen schwierig, bei ermittelten non-exhaust Emissionsraten eine Quellunterscheidung durchzuführen, da Reifen-, Bremsabrieb, resuspendierter Staub und Straßenabrieb immer als Summe bestimmt werden. Dementsprechend sind die Unsicherheiten beträchtlich.

Direkt lassen sich Emissionsfaktoren für den Straßenabrieb nur mittels Tracerverfahren ermitteln [Gustafsson et al., 2008], [Ketzel et al., 2007]. Allerdings sind die Tracerkomponenten, wie oben beschrieben, sehr stark vom Straßenbelag und den lokalen geologischen Verhältnissen abhängig [Hübner, Böck, 2011]. So variieren die Straßenbeläge von Land zu Land, aber auch innerhalb einzelner Länder, erheblich. Im Allgemeinen liegt der Anteil an Gesteinsmaterial im Bereich von 95 % und die restlichen 5 % sind bituminöse Bindemittel. Bitumen besteht hauptsächlich aus langkettigen aliphatischen und aromatischen Kohlenwasserstoffen und enthält in geringen Anteilen Schwefel, Sauerstoff, Stickstoff und einige Spuren von Metallen (Vanadium, Nickel, Eisen, Kupfer, Zink, Blei). Die Eigenschaften des Asphalts werden durch Zusatz von Haftmitteln, Polymeren und Füllmaterialien beeinflusst [Boulter, 2005]. Die Komplexität der Verbindung macht eine Charakterisierung schwierig.

In Tabelle 2-3 sind die in der Literatur angeführten Emissionsfaktoren für Straßenabrieb angeführt. Aufgrund der oben beschriebenen Unsicherheiten ist die breite Streuung der Ergebnisse nachvollziehbar.

**Tabelle 2-3** Partikelemissionen bedingt durch Straßenabrieb in [mg/(km·Fzg)].

Literaturquelle	Emissionsfaktor für Straßenabrieb in [mg/(km·Fzg)]			
	PKW	LNF	SNF	Anmerkung
<b>Gesamtstaub (TSP)</b>				
Muschack (1990)	3,8			Asphaltbelag
Kennedy et al. (2002)	90			Asphalt (NZL)
<b>PM<sub>10</sub></b>				
CBS (1998) [zit. in Klimont et al., 2002]	7-9		38	Inkl. Reifen- u. Bremsabrieb
Boulter (2005)	3,1		29	Tunnelmessungen (UK)
Gehrig et al. (2010)	< 3		7	Asphalt neu (CH)
Gehrig et al. (2010)			80	Belag schlecht (CH)
Bukowiecki et al. (2010)	28 ± 14		160 ± 82	Autobahn (CH)
Bukowiecki et al. (2010)	1 ± 11		262 ± 115	Innerstädtisch (CH)

Da der Anteil von mineralischen Komponenten an den gemessenen  $PM_{2,5}$  Konzentrationen gering ist, kann davon ausgegangen werden dass zirka 90 % der Partikelemissionen  $PM_{10}$  entsprechen [Bauer et al., 2007b).

### 2.2.5 Korrosion

Die Korrosion von Fahrzeugteilen, Leitplanken und Straßenausstattungen (Beleuchtung, Leitlinien, Verkehrsschilder,...) leistet einen Beitrag zum Material, das sich auf der Straßenoberfläche ablagert und durch den Verkehr aufgewirbelt wird. Aufgrund der wenigen bisher durchgeführten Untersuchungen kann über die Signifikanz dieser Quelle kaum Auskunft gegeben werden.

Erste Untersuchungen haben gezeigt, dass die Korrosion von Straßenausstattung mit der Freisetzung von Schwermetallen durchaus einen merklichen Einfluss auf die Staubzusammensetzung hat. In [Fry et al., 2005] werden folgende vier Quellen genannt, die vorrangig für die Schwermetallbelastung verantwortlich sind: Asphalt, galvanisierte Metalle, Eisen und Stahl. Die Zuordnung innerhalb dieser Quellgruppen ist jedoch schwierig.

Derzeit können noch keine quantitativen Aussagen betreffend der Gesamtheit aller Einflüsse gemacht werden. Für Leitplanken wurde abhängig vom betrachteten Schwermetall Werte zwischen 0,16 g/(km·Jahr) und 950 g/(km·Jahr) detektiert [Legret, Pagotto, 1999].

### 2.2.6 Straßenstaub Wiederaufwirbelung

Die Auf- bzw. Wiederaufwirbelung von Straßenstaub in die Atmosphäre resultiert sowohl aus der Turbulenz, die durch die Fahrbewegung erzeugt wird als auch der Windbewegung, sofern es sich um Trockenperioden handelt. Im Nahbereich von Straßen hat die Turbulenz, die durch die Fahrzeuge entsteht, den größten Einfluss auf die Wiederaufwirbelung. Die durch die Fahrbewegung induzierte Turbulenz ist durch schwere Nutzfahrzeuge entsprechend größer als durch Personenkraftwagen. Das heißt, der Schwerverkehrsanteil auf untersuchten Straßenzügen ist ein entscheidender Parameter [Boulter, 2005]. Fasst man die Untersuchungen zusammen, so ergeben sich folgende Parameter, die die Höhe der Wiederaufwirbelung maßgeblich beeinflussen:

- Parameter des Verkehrs:
  - Verkehrsdichte
  - Schwerverkehrsanteil
  - Fahrzeuggeschwindigkeit
- Umgebungsparameter:
  - Straßenbelag und Zustand der Straßenoberfläche
  - Staubbeladung und Feuchtigkeit
  - Meteorologische Bedingungen

Aufgrund der zahlreichen Einflussgrößen ist es nicht verwunderlich, dass die Ergebnisse der Messungen stark differieren, da nur selten gleiche Randbedingungen bei verschiedenen Untersuchungen vorliegen.

Daher liegt es auf der Hand, dass der Emissionsbeitrag und die Korngrößenverteilung von Straßenstaub infolge von Wiederaufwirbelung in der Literatur sehr unterschiedlich bewertet werden. In vielen Fällen (Emissionsabschätzungen) wird die Wiederaufwirbelung von

Straßenstaub nicht betrachtet, da es sich hierbei nicht um eine Quelle im herkömmlichen Sinn handelt sondern vielmehr um einen Effekt, bei dem keine zusätzlichen Partikel emittiert werden sondern nur bereits bestehende Partikel wieder aufgewirbelt werden (siehe zum Beispiel [Spangl et al., 2006]).

Einige Studien besagen jedoch, dass der Straßenabrieb, zusammen mit der Wiederaufwirbelung, insbesondere in Städten, eine der Hauptquellen von PM-Emissionen ist. Eine neuere Studie für Frankreich beziffert den Beitrag von Emissionen bedingt durch Straßenstaubaufwirbelung als drei- bis siebenmal so hoch wie jenen der Abgasemissionen des Straßenverkehrs [Klimont et al., 2002]. Alle diese Studien verwendeten einen Rechenansatz, der auf der US-EPA-Methode (EPA, 1995, 1997) basiert.

Die US-EPA AP42 [US-EPA Environmental Protection Agency, 1995] beschäftigt sich seit geraumer Zeit mit der Berechnung der Wiederaufwirbelung von Straßenstaub. Der wesentliche Faktor, der nach US-EPA AP42 die Wiederaufwirbelung bestimmt, ist die Staubbeladung der Straßenoberfläche. In der letzten Revision (2011) [US-EPA Environmental Protection Agency, 2011] wird folgende Rechenformel angegeben:

$$EF_{Res}^i = k^i \cdot sL^{0,91} \cdot W^{1,02}$$

$EF_{Res}^i$ .....Emissionsfaktor für Resuspension in [g/km]

$k^i$ .....Korngrößenfaktor für Partikelgröße

$sL$ .....Staubbeladung (< 75 µm) der Straßenoberfläche in [g/m<sup>2</sup>]

$W$ .....durchschnittliches Fahrzeuggewicht in [t]

Vor allem die Staubbeladung der Straßenoberfläche ist im Regelfall eine unbekannte Größe. Öffentliche Straßen mit hoher Verkehrsdichte (DTV > 10.000 Kfz/Tag) weisen in der Regel eine geringe Staubbeladung auf, da sich bei dichtem Verkehr deutlich weniger Staub auf der Fahrbahn absetzen kann. Für die Straßentypen Autobahn und Schnellstraße mit dichtem Verkehr werden in [US-EPA Environmental Protection Agency, 2011] Standardwerte für die Staubbeladung vorgeschlagen (0,03 g/m<sup>2</sup> bzw. 0,015 g/m<sup>2</sup>).

Unter Berücksichtigung des österreichischen durchschnittlichen Flottengewichts für das Jahr 2011 von 3,8 t [Rexeis, Hausberger, 2005], ergibt sich bei einer Staubbeladung von 0,015 g/m<sup>2</sup> ein PM<sub>10</sub> Emissionsfaktor von 0,053 g/(km·Fzg). Betrachtet man die Teilbereiche PKW und SNF getrennt, so ergeben sich folgende Emissionsfaktoren:

PKW 0,019 g/(km·Fzg)

SNF 0,200 g/(km·Fzg)

Untersuchungen haben jedoch gezeigt, dass dieser Rechenansatz für eine Reihe europäischer Länder nicht repräsentativ ist, da der Ansatz auf vorwiegend älteren Messungen entlang verschmutzter Straßen aus Regionen mit vergleichsweise wenig Niederschlag zurückgreift [Luhana et al., 2002]. Das heißt, es muss davon ausgegangen werden, dass die in diesem Ansatz berechneten Emissionsfaktoren europäische Verhältnisse stark überschätzen [Hübner, Böck, 2011].

Umstritten ist auch die Korngrößenverteilung von Straßenstaub. Während [Bretschneider et al., 2010] davon ausgeht, dass es sich bei resuspendiertem Staub vorwiegend um Grobfraktionen größer PM<sub>2,5</sub> handelt, gibt es auch Studien, die der Resuspension von Straßenstaub einen nicht zu vernachlässigbaren Beitrag zur PM<sub>2,5</sub> Emission beimessen [Luhana et al., 2002].

Die US-EPA AP42 (Revision 2011) gibt im aktualisierten Berechnungsansatz folgende Korngrößenfaktoren ( $k^i$  in [g/km]) an:

PM <sub>2,5</sub> :	$k^{2,5} = 0,15$
PM <sub>10</sub> :	$k^{10} = 0,62$
PM <sub>30</sub> :	$k^{30} = 3,28$

Aus dem Verhältnis des Korngrößenfaktors ( $k^i$ ) ergibt sich ein PM<sub>10</sub> Massenanteil von knapp 20 % bezogen auf TSP (PM<sub>30</sub>). Der Anteil (bezogen auf die Masse) von PM<sub>2,5</sub> bezogen auf PM<sub>10</sub> wird mit zirka 25 % ausgewiesen.

Da sich eine Abhängigkeit der Emissionsfaktoren von den länderspezifischen Eigenheiten wie Asphaltzusammensetzung, Art der Bereifung, Winterdienst, Witterungsbedingungen und Flottengewicht abzeichnet, scheint es von Vorteil Emissionsfaktoren aus Untersuchungen für Zentraleuropa heranzuziehen, um österreichischen Gegebenheiten abzubilden.

Gängige Datensätze für Berechnungen sind die Untersuchungen von [Gehrig et al., 2004a] beziehungsweise [Lohmeyer et al., 2004] die in den angrenzenden Ländern Schweiz und Deutschland durchgeführt wurden. Nachstehend werden die Ergebnisse dieser Untersuchungen dargestellt: zwar wurde weder in [Gehrig et al., 2004a] noch in [Lohmeyer et al., 2004] der non-exhaust Anteil detailliert den einzelnen Quellen zugeordnet, doch anhand der Größenordnung der Ergebnisse lässt sich erkennen, dass die Wiederaufwirbelung maßgeblichen Anteil an den PM<sub>10</sub> Emissionen des Verkehrs hat. Der Quotient von PM<sub>10</sub> gesamt und PM<sub>10</sub> exhaust variiert in den Studien zwischen 1,1 und 4,6, was den Einfluss von PM<sub>10</sub> non-exhaust deutlich unterstreicht.

**Tabelle 2-4** Partikelemissionen non-exhaust gesamt (inkl. Wiederaufwirbelung) in [mg/(km·Fzg)].

Literaturquelle	Emissionsfaktor für Straßenabrieb in [mg/(km·Fzg)]			
	PKW	LNF	SNF	Anmerkung
<b>PM<sub>10</sub></b>				
Gehrig et al. (2004a)	22 bis 47		74 bis 144	PM <sub>10</sub> non-exhaust gesamt
Lohmeyer et al. (2004)	4 bis 70		70 bis 1.270	PM <sub>10</sub> non-exhaust gesamt

Interessant ist die Tatsache, dass beim Verhältnis zwischen PM<sub>10</sub> und PM<sub>2,5</sub> eine Abhängigkeit von den Jahreszeiten beobachtet werden kann. So scheint es, dass im Frühjahr und Sommer der PM<sub>2,5</sub> Anteil im Verhältnis zu PM<sub>10</sub> geringer ist [Boulter, 2005]. Diese Tatsache wurde auf die bessere Durchlüftung und damit einhergehenden geringeren PM<sub>2,5</sub> Belastungen, sowie effektivere Aufwirbelung von größeren Partikeln während trockener Wetterperioden in den Sommermonaten zurückgeführt.

### 2.2.7 Winterdienst

Das Aufbringen von Streusalzen und Streusplitt erhöht die Staubbelastung der Straßenoberfläche. Somit leisten die entstehenden Aerosole einen Beitrag zu Feinstaubbelastung. Feinstaubanalysen zeigen jedenfalls in den Wintermonaten einen merkbaren Anteil an Natriumchlorid [Hübner, Böck, 2011] bzw. eine merkbare Erhöhung der Feinstaubimmissionskonzentration bedingt durch mineralischen Anteile, sofern mit Streusplitt gearbeitet wird [Rexeis et al., 2007].

Emissionsfaktoren zur Aufwirbelung von Auftausalzen konnten in der Literatur nicht gefunden werden, auch die Berechnung über den von der US EPA veröffentlichten Zusammenhang [US-EPA Environmental Protection Agency, 2011] mittels Erhöhung des Staubgehaltes erscheint wenig sinnvoll, da in dieser Untersuchung darauf verwiesen wird, dass Auftausalze kaum einen



Beitrag zur Staubbeladung der Straßenoberfläche leisten, weil diese vorrangig mit dem Schmelzwasser abfließen. Im Rahmen von Aquella Studien (zum Beispiel [Bauer et al., 2007a]) wurde der Einfluss von Auftauhilfen auf die PM<sub>10</sub> Immissionskonzentrationen als beachtlich eingestuft. Der Anteil von Natriumchlorid (NaCl) an der gemessenen PM<sub>10</sub> Immissionskonzentration beläuft sich bei verkehrsnahen Messstationen auf 3 % bis 5 % [Bauer et al., 2007a]. Unbestritten ist die Tatsache, dass die Staubentwicklung so lange Schnee liegt oder die Straße feucht ist, kaum merkbar ist. Befindet sich jedoch auch Streumaterial auf der Straße während winterlichem, kaltem Schönwetter, ist deren Beitrag zur PM<sub>10</sub> Immissionskonzentration erheblich.

## 2.2.8 PM non-exhaust Emissionsfaktoren (Summenfaktoren)

Verwendung in der Modellrechnung finden Summenfaktoren deren Aufgabe es ist, alle Quellgruppen (Reifenabrieb, Bremsabrieb, Kupplungsabrieb, Abrieb des Straßenbelages, Korrosion, Wiederaufwirbelung, Zermahlen und Aufwirbelung von Straßenstaub sowie den Winterdienst) zusammenzufassen und in Kombination mit den motorbedingten Emissionsfaktoren repräsentative Eingangsdaten für die Berechnung von Jahresmittelwerten zu liefern.

Generell kann gesagt werden, dass die aus Messungen berechneten non-exhaust Emissionsfaktoren immer spezifische Verkehrssituationen, Straßenbedingungen bzw. Witterungsbedingungen abbilden, unklar ist wie diese Ergebnisse auf ein großes Verkehrsnetz umgelegt werden können.

Nachstehend werden die Ergebnisse neuerer Untersuchungen im europäischen Raum überblicksartig dargestellt und zusammengefasst. Um eine Vergleichbarkeit mit den Ergebnissen aus den in dieser Arbeit durchgeführten Messungen (siehe Kapitel 4) zu erzielen, werden die Randbedingungen wie Verkehrssituation, Tempolimit und Straßentyp sofern verfügbar in der Spalte Anmerkung angeführt. Die Angaben beschränken sich auf PM<sub>10</sub> da für PM<sub>2,5</sub> kaum Literaturwerte vorliegen.

**Tabelle 2-5** PM<sub>10</sub> non-exhaust Emissionsfaktoren (Summenfaktor aus allen Quellen) in [mg/(km·Fzg)].

Literaturquelle	Emissionsfaktor PM <sub>10</sub> non-exhaust in [mg/(km·Fzg)]			
	PKW	LNF	SNF	Anmerkung
Rautenberg-Wulff (1998) zit. in [Boulter, 2005]	32		834	Tunnelmessung
Rautenberg-Wulff (1999) zit. in [Düring et al., 2005]	12		578	Tunnelmessung
Luhana et al. (2004) zit. in [Boulter, 2005]	10.8		93.1	Tunnelmessung
Laschober et al. (2004) zit. in [Düring et al., 2005]	0		0	Tunnelmessung
Palme, Rabl. (2004) zit. in [Düring et al., 2005]	4		75	Tunnelmessung
Henn et al. (2009)	35		135	Tunnelmessung
Gehrig et al. (2003) <sup>1</sup>	33		207	Außerorts, 50 km/h
	47		74	Autobahn, 120 km/h, flüssiger Verkehr
	53			Autobahn, 120 km/h,

Literaturquelle	Emissionsfaktor PM <sub>10</sub> non-exhaust in [mg/(km·Fzg)]			
	PKW	LNF	SNF	Anmerkung
				stockender Verkehr
	22		144	Autobahn, 100 km/h
	17		115	Innerorts, 50 km/h
	92		819	Innerorts, direkt bei Lichtsignal
	39 <sup>2</sup>		383 <sup>2</sup>	Innerorts, 30 m vor Lichtsignal
Bukowiecki et al. (2009)	9 <sup>2</sup>		343 <sup>2</sup>	Innerorts, 30 m vor Lichtsignal
	30		169	Autobahn, 120 km/h
Lohmeyer et al. (2011) <sup>3</sup>	45		1143	Innerorts (LSA2), Tags gesättigter, nachts dichter Verkehr
	77			Innerorts (HVS2), Tags dichter, nachts freier Verkehr
	50		843	Innerorts (HVS2 bis LSA1), immer dichter Verkehr

<sup>1</sup> Der PM<sub>10</sub> non-exhaust Anteils kann wie in [Gehrig et al., 2003] ausgeführt durch Differenzbildung zwischen PM<sub>10</sub> und PM<sub>1</sub> berechnet werden.

<sup>2</sup> Die Ergebnisse sind direkt miteinander vergleichbar, da es sich jeweils um den identen Straßenzug handelt (Zürich-Weststrasse)

<sup>3</sup> Die jährlich erhobenen Emissionsfaktoren aus den Messungen wurden arithmetisch gemittelt.

Die in Tabelle 2-5 angeführten Messergebnisse bilden sehr spezifische örtliche Gegebenheiten wie Verkehrsstärke, Verschmutzungsgrad der Fahrbahn, Witterungsbedingungen und Fahrsituation, ab. Diese Daten direkt in eine Modellrechnung zu übernehmen ist schwierig, denn umso spezieller eine Messung ist umso weniger kann sie auf Strecken mit anderen Parameter umgelegt werden. Bei der Modellrechnung muss in der Regel ein großes Verkehrsnetz das nicht stark streckenspezifisch differenziert werden kann abgebildet werden. Das heißt, die vorhandenen Messungen werden klassifiziert und zu vereinfachten Emissionsfaktoren zusammengefasst. In Tabelle 2-6 sind zwei im deutschsprachigen Raum weit verbreitete Datensätze dargestellt, die auf Basis der veröffentlichten Messungen abhängig von unterschiedlichen Verkehrssituationen eine eindeutige Zuweisung von non-exhaust Emissionsfaktoren ermöglichen. Die Klassifizierung der Verkehrssituationen orientiert sich an den Bedürfnissen der Emissionsmengenberechnung für motorbedingte Schadstoffe und entspricht der Einteilung nach HBEFA 3.1. [Umweltbundesamt, 2010]. Wobei besonderes Augenmerk auf die Faktoren von [Lohmeyer et al., 2011] zu legen ist, da dieser in der Praxis eine stark verbreitete Anwendung finden.

Auffällig ist vor allem, dass innerorts mit sinkender Geschwindigkeit die Emissionsfaktoren für PKW aber auch LKW deutlich zunehmen. Darüber hinaus wächst bei [Lohmeyer et. al., 2011] die Differenz zwischen PKW und LKW mit abnehmender Geschwindigkeit an. Auf Autobahnen beläuft sich der Faktor zwischen PKW und LKW auf einen Wert von 4,3. Dieser steigt bis auf einen Wert von 27 für die Verkehrssituation „innerorts, Stop and Go“.

Auch bei den Emissionsfaktoren von [Schneider et. al, 2006] ist die Tendenz der Emissionsfaktorenzunahme mit sinkender Fahrgeschwindigkeit zu beobachten, die Spreizung zwischen PKW und LKW ist jedoch über die Verkehrssituation mit einem Faktor von im Mittel 9,1, nahezu konstant.

**Tabelle 2-6** Datensatz der PM<sub>10</sub> non-exhaust Emissionsfaktoren für die Luftgütemodellierung in [mg/(km·Fzg)] nach [Lohmeyer et al., 2011] und [Schneider et al., 2006].

Literaturquelle	Emissionsfaktor PM <sub>10</sub> non-exhaust in [mg/(km·Fzg)]			
	PKW	LNF	SNF	Verkehrssituation
Lohmeyer et al. (2011) implementiert im HBEFA 3.1 [Umweltbundesamt, 2010]	30		130	Autobahn 130 km/h, flüssig
				Autobahn 100 km/h flüssig
				Autobahn 80 km/h flüssig
				Landstraße 80 km/h flüssig
				Landstraße 70 km/h flüssig
				Landstraße 80 km/h kurvig
	26		100	Innerorts 50 km/h flüssig
				Innerorts 60 km/h flüssig
	33		350	Innerorts, Hauptstraßen 50 km/h dicht
	40		700	Innerorts, Hauptstraßen 50 km/h gesättigt
	45		1200	Innerorts Erschließungsstraßen 40 km/h bzw. 30 km/h gesättigt
Innerorts Stop and Go				

Literaturquelle	Emissionsfaktor PM <sub>10</sub> non-exhaust in [mg/(km·Fzg)]				
	PKW	LNF	SNF	Störungsgrad* Verkehrssituation	
Schneider et al. (2006)	22		200	1	vorfahrtsberechtigte Hauptverkehrsstraße innerorts, Tempolimit > 50km/h
	27		250	2	
	35		330	3	
	22		200	1	vorfahrtsberechtigte Hauptverkehrsstraße innerorts
	31		290	2	
	45		420	3	
	29		260	1	lichtsignalgeregelte Hauptverkehrsstraße innerorst
	43		390	2	
	60		550	3	
	29		260	1	Nebenstraße innerorts
	43		390	2	
	70		630	3	
	31		280	1	Innerortsstraßen im Stadtkern
	43		390	2	
	70		630	3	
90		800		Stop and Go	

\* Der Störungsgrad beschreibt den Verkehrsfluss und erreicht Werte von 1 für gering, 2 für mittel und 3 für groß. Er setzt sich für jede Verkehrssituation aus einer unterschiedlichen Gewichtung von flüssigem, stockendem bzw. stockendem Kreuzungsverkehr zusammen.

## 2.3 Schwermetallemissionen

Die Belastung von Schwermetallen wird in Österreich durch die chemische Analyse von  $PM_{10}$  bzw. im Staubniederschlag bestimmt. Generell kann gesagt werden, dass erhöhte Belastungen vor allem im Bereich von Industriestandorten auftreten, aber auch der Verkehr trägt zur Schwermetallbelastung in der Luft bei [Umweltbundesamt, 2013a].

Schwermetalle sind sowohl im Treibstoff und im Motoröl als auch in diversen Bauteilen wie Bremsbelägen, Kupplungsbelägen, Reifen und Straßenbelag zu finden. Die Menge schwankt stark mit den unterschiedlichen Herstellern und verwendeten Materialien. Nachstehend werden für ausgewählte Schwermetalle die Emissionen des Verkehrs näher beleuchtet. Generell kann gesagt werden, dass die Zuordnung einzelner Schwermetalle zu spezifischen Fahrzeugteilen schwierig ist, da die einzelnen Stoffe in mehreren Bauteilen eingesetzt werden und in der Regel die Massenanteile variieren. Das heißt, die einzelnen Schwermetalle werden zwar Quellen zugeordnet da sie in Bauteilen vermehrt, verringert oder gar vernachlässigbaren Mengen auftreten. Die gemessene Gesamtemissionsmenge setzt sich jedoch immer aus vielen verschiedenen Quellen (Reifen, Bremsen, Kupplung,...) zusammen.

### 2.3.1 Antimon (Sb)

Chemische Untersuchungen des Straßenstaubes haben hohe Konzentrationen von Antimon ergeben. Aufgrund der Bestandteile einzelner KFZ Bauteile kann Antimon klar dem Bremsabrieb zugeordnet werden, denn Bremsbeläge bestehen aus vier Hauptkomponenten [Boulter, 2005]:

1. Faserstoffen, die für die Struktur und Festigkeit sorgen und entweder metallischen, mineralischen, keramischen oder organischen Ursprungs sind. Diese Stoffe beinhalten Kupfer, Stahl, Messing, Kaliumtitanat, Glas, organische Aramide und Kevlar.
2. Bindemittel, die alle Bestandteile verbinden und eine thermisch stabile Matrix bilden. Die Zusammensetzung der Bindemittel kann sehr unterschiedlich sein und variiert mit den unterschiedlichen Bremsspezifikationen. In der Regel handelt es sich um Phenyl-Formaldehyde.
3. Füllmittel, die sowohl die Abnutzung als auch die Kosten reduzieren, die Reibleistung verbessern und die Oberfläche rein halten. In der Regel handelt es sich hierbei um anorganische Komponenten, da diese sehr kostengünstig sind. Eingesetzt werden Barium- und Antimonsulfid, Magnesium- und Chromoxide, Silikate, Schlackenstoffe, Stein und Metallpulver.
4. Schleif- und Modifiziermittel, die zugesetzt werden, um die Charakteristik des Bremsbelags zu beeinflussen. Es eignen sich anorganische, metallische und organische Stoffe gleichermaßen, wobei hauptsächlich Graphit eingesetzt wird.

Die Zusammensetzung der einzelnen Komponenten variiert sehr stark mit dem Bremstypus. So kann zum Beispiel der Anteil an Füllstoffen, welche Antimon enthalten, zwischen 0 % und 52 % liegen [Howell, Ball, 1995]. Da der Bremsbelag altert, verändert sich auch seine Zusammensetzung, was sich jedoch nur wenig auf die anorganischen Komponenten auswirkt, da diese kaum aufgrund der Temperatur verändert werden [Kennedy et al., 2002].

Der Anteil von Antimon im Bremsabrieb beläuft sich auf Werte zwischen 4 mg/kg $_{PM_{10}}$  und 133 mg/kg $_{PM_{10}}$  [Kennedy et al., 2002], [Grag et al., 2000]. Bei einem wie in [Grag et al., 2000] angegebenen Emissionsfaktor von 16,9 mg/km beläuft sich damit der prozentuale Anteil von Antimon im Bremsabrieb auf Werte um 0,01 % bezogen auf die  $PM_{10}$  Masse. Bei

Untersuchungen im Kaisermühlentunnel [Urban et al., 2006] in Österreich wurde ein Emissionsfaktor von 2 µg/(km·Fzg) bis 18 µg/(km·Fzg) gemessen, was einem Anteil von 0,1 % bis 0,9 % am gemessenen Bremsabrieb (zirka 2 mg/(km·Fzg)) entspricht.

Ein Grund für die Bandbreite der Ergebnisse liegt vermutlich mitunter auch darin, dass sich das Fahrverhalten und damit die Häufigkeit und Intensität der Bremsvorgänge in einem Kreuzungsbereich [Kennedy et al., 2002], [Grag et al., 2000] deutlich von jenem in einem Tunnel [Urban et al., 2006] unterscheidet.

Darüber hinaus existieren Untersuchungen in den der Anteil von Antimon am Gesamtstaub an einer verkehrsnahen Immissionsmessstelle mit zirka 0,025 % beziffert wird. Geht man davon aus, dass der Verkehr bezogen auf die gemessenen PM<sub>10</sub> Immissionskonzentration zirka 20 % beiträgt (was den Ergebnissen verkehrsnaher Messstellen in durchgeführten Aquella Studien [Bauer et al., 2007a] entspricht), so beläuft sich der Anteil von Antimon an den verkehrsbedingten PM<sub>10</sub> Immissionen auf 0,13 %. Da der Bremsabrieb nur einen Teil der PM<sub>10</sub> Gesamtemissionen (nach [Urban et al., 2006] zirka 5 %) ausmacht, wäre der Anteil bezogen auf den Bremsabrieb mit zirka 2,6 % deutlich höher.

Unbestritten ist die Tatsache, dass Bremsabrieb eine relevante Quelle für Kupfer, Antimon und Barium darstellt [Sternbeck et al., 2002]. Darüber hinaus weist sowohl die Kupfer- als auch die Antimonkonzentration eine starke Korrelation zur Feinstaubbelastung auf [Gerwig, Bittner, 2006], was den Rückschluss auf eine gemeinsame Quelle zulässt.

### **2.3.2 Kupfer (Cu) und Chrom (Cr)**

Kupferemissionen entstehen vorrangig durch den Abrieb von Brems- und Kupplungsbelägen, da es als Ersatzstoff für Asbest eingesetzt wird [Hjortenkrans, 2008]. Wie bereits in Kap. 2.2.3 beschrieben spielt der Massenanteil von Kupplungsabrieb verglichen mit Bremsabrieb eine untergeordnete Rolle, da die Kupplung zur Gänze eingehaust ist und damit die Partikel nicht oder nur sehr eingeschränkt freigesetzt werden.

Auch die Freisetzung von Chrom wird unmittelbar den Bremsen und der Kupplung zugeschrieben. Beide Schwermetalle, Kupfer und Chrom, sind zwar auch als Bestandteil in Reifen zu finden, spielen jedoch bezogen auf den Reifenabrieb verglichen mit Zink (Zn), Nickel (Ni) und Blei (Pb) nur eine untergeordnete Rolle [Winther, Slentø, 2010].

### **2.3.3 Nickel (Ni) und Blei (Pb)**

Neben Zink (Zn) ist auch Nickel (Ni) und Blei (Pb) Bestandteil von Reifen [Winther, Slentø, 2010], die Zusammensetzung variiert jedoch sehr stark mit den einzelnen Herstellern [Bundesanstalt für Straßenwesen, 2010].

Nachdem seit 2003 der Einsatz von Blei als Klopfbremse in Treibstoffen reglementiert ist, sind die verbrennungsbedingten Bleiemissionen stark zurückgegangen. Trotzdem wird Blei durch den Einsatz in Motorölen und in geringen Dosen auch über den Kraftstoff an die Umwelt abgegeben [Hjortenkrans, 2008]. Hauptsächlich verantwortlich für die Bleiemissionen im Straßenverkehr ist nach Einführung von bleifreien Kraftstoffen jedoch mittlerweile der Abrieb von Bremsbelägen wie auch der Reifenabrieb [Hjortenkrans, 2008].

### 3. Methode zur Bestimmung der Partikelemissionen

---

im Rahmen dieser Arbeit erfolgt die Bestimmung der Schadstoffemissionen des Straßenverkehrs grundsätzlich über die Messung von Immissionskonzentrationen. Die freigesetzte Emissionsmenge wird im Anschluss mit Hilfe weiterer, im Rahmen der Messung aufgezeichneter Parameter, rückgerechnet.

Gegenständlich wurde, unabhängig vom angewandten Messkonzept, immer an zwei Punkten die Immissionskonzentration erfasst. Einer der beiden Messpunkt repräsentiert die verkehrsbelastete Immissionskonzentration, der andere die Höhe der Immissionskonzentration ohne Verkehrsbeeinflussung, in weiterer folge auch Hintergrund beziehungsweise Vorbelastung genannt. Erst durch die Subtraktion der Vorbelastung beziehungsweise der Hintergrundbelastung von der verkehrsnahen Konzentration, wird jener Anteil an der Konzentration bestimmt der aus dem Verkehr im Untersuchungsraum resultiert (siehe Gleichung (1)).

$$PM_{\text{Immission Verkehr}} \left[ \frac{\mu\text{g}}{\text{m}^3} \right] = PM_{\text{Messstelle verkehrsnah}} \left[ \frac{\mu\text{g}}{\text{m}^3} \right] - PM_{\text{Messstelle Hintergrund/Vorbelastung}} \left[ \frac{\mu\text{g}}{\text{m}^3} \right] \quad (1)$$

Die Umrechnung der gemessenen Immissionskonzentration auf die Emissionsmenge erfolgt über die Bestimmung der Verdünnung ( $V_F$ ). Abhängig vom Messaufbau und den zur Verfügung stehenden Daten kann diese über die gemessenen Strömungsgeschwindigkeiten (siehe Gleichung (2)) oder über andere Schadstoffkomponenten wie Kohlenstoffdioxid ( $\text{CO}_2$ ) oder Stickoxide ( $\text{NO}_x$ ) erfolgen (siehe Gleichung (3)).

Wird die Verdünnung über Strömungsgeschwindigkeiten bestimmt, spielt die Position der Strömungsmessung und die räumliche Abgrenzung des Untersuchungsraumes eine wesentliche Rolle für die Qualität des Verdünnungsfaktors, da dieser einem Volumenstrom entspricht (siehe Gleichung (2)).

Bei der Bestimmung der Verdünnung über andere Schadstoffkomponenten werden die gemessenen Konzentration und die mittels Modell berechneten Emissionsmenge miteinander ins Verhältnis gesetzt (siehe Gleichung (3)). Die Qualität der mit Hilfe von Modellen berechneten Emissionsmenge ist in diesem Fall für die Güte der Verdünnungsrechnung von entscheidender Bedeutung.

$$V_F \left[ \frac{m^3}{s} \right] =$$

$$\text{Strömungsgeschwindigkeit}_{\text{Messposition}} \left[ \frac{m}{s} \right] \cdot \text{Querschnitt}_{\text{Untersuchungsraum}} [m^2] \quad (2)$$

oder

$$V_F \left[ \frac{\mu g}{m^3 \cdot g} \right] = \frac{NOx \text{ oder } CO2_{\text{Immission Verkehr}} \left[ \frac{\mu g}{m^3} \right]}{NOx \text{ oder } CO2_{\text{Emission Berechnung}} [g]} \quad (3)$$

Ist die Umrechnung der gemessenen Immissionskonzentration auf Emissionsmengen [g/Zeiteinheit] erfolgt, kann unter Berücksichtigung der Fahrzeuganzahl innerhalb der Zeiteinheit sowie der Fahrweglänge die Emissionsmenge pro Kilometer berechnet werden [g/km]. Die Bestimmung des Emissionsfaktors [g/(km·Fzg)] erfolgt im Anschluss daran mittels linearer Regression.

Die zeitliche Auflösung der Auswertung und damit verbunden die Anzahl der verfügbaren Datensätze ist durch die vorhandenen Datenstruktur limitiert und orientiert sich an jenem Wert der die geringste zeitliche Auflösung aufweist. Bei den betrachteten Messungen hat sich teilweise bei der Berechnung trotz hoher Auflösung eine Mittelung über längere Zeitspannen von Vorteil erwiesen.

Generell ist anzumerken, dass die gemessene Partikelkonzentration sowohl die exhaust als auch non-exhaust Emissionen umfasst. Die Unterteilung erfolgt rechnerisch mit Hilfe von Modellen für abgasbedingte Schadstoffe. Um den non-exhaust Emissionsfaktor zu berechnen wird im Anschluss an die lineare Regression der exhaust Emissionsfaktor in Abzug gebracht. Die zusätzlich zum Emissionsfaktor angegebenen 95 % Konfidenzintervall und der Standardfehler beziehen sich auf den exhaust und non-exhaust Summenemissionsfaktor und werden im Sinne der Fortschreibung von Unsicherheiten eins zu eins auf den non-exhaust Emissionsfaktor übertragen.

Die Struktur des beschriebenen Ablaufschemas wird bei allen nachstehend angeführten Auswertungen zur Anwendung gebracht. Die konkreten Rechengänge bei den einzelnen Auswertungen der unterschiedlichen Messdatensätze werden zu Beginn der entsprechenden Kapitel detailliert dargestellt.

## 4. Bestimmung nicht motorbedingter Partikelemissionen

---

Da bei den im weiteren betrachteten Messungen keine umfassenden chemischen Analysen vorliegen, kann eine Aufteilung der non-exhaust Partikelemissionen in die einzelnen Emissionsbereiche (Reifenabrieb, Bremsabrieb, Straßenabrieb bzw. Straßenstaub Wiederaufwirbelung) in der Regel nicht durchgeführt werden. Diese detaillierte Zuordnung zu einzelnen Quellen wird erst Gegenstand von Untersuchungen werden, wenn die PM non-exhaust Anteil in Summe ausreichend gut erfasst werden kann.

Im Rahmen dieser Arbeit werden drei verschiedene Messkonzepte zur Erfassung von Emissionsfaktoren angewendet:

- Analyse von österreichischen Immissionsmessdaten
- Tunnelmessungen
- Messungen nach dem „Luv-Lee“ Prinzip

Jedes der drei Messkonzepte birgt Vor- und Nachteile in sich, die in den nachstehenden Kapiteln noch detailliert beschrieben werden. Die gleichzeitige Bestimmung der  $\text{NO}_x$  Emissionen dient in der Regel zur Verifikation der Ergebnisse und vor allem zur Überprüfung der Annahmen auf denen die Auswertungen basieren.

### 4.1 Analyse österreichischer Immissionsmessdaten

Indirekt können Emissionsfaktoren des Kfz-Verkehrs auch aus Immissionsmessdaten abgeleitet werden. Dabei wird auf die  $\text{NO}_x$ -Tracermethode zurückgegriffen [Düring, Lohmeyer, 2004]. Luftgütemessstationen, die sowohl  $\text{NO}_x$  als auch  $\text{PM}_{10}$  erfassen, bieten die Möglichkeit über dieses Verfahren Emissionsfaktoren zu berechnen.

Folgende Annahme liegt der Berechnungsmethode zugrunde: die  $\text{NO}_x$  Emissionen des Verkehrs sind sehr gut bekannt und werden von den Emissionsmodellen realitätsnah abgebildet. Wird von einer verkehrsnahen Immissionsmessung mit hoher Quellstärke der Hintergrund abgezogen, kann diese Immissionskonzentrationsdifferenz direkt den Verkehrsemissionen zugeordnet werden.



$$NOx_{\text{Immission Verkehr}} \left[ \frac{\mu g}{m^3} \right] = NOx_{\text{Messstelle verkehrsnah}} \left[ \frac{\mu g}{m^3} \right] - NOx_{\text{Messstelle Hintergrund}} \left[ \frac{\mu g}{m^3} \right] \quad (4)$$

Die gemessenen  $NO_x$  Immissionswerte ( $NOx_{\text{Immission Verkehr}}$ ) werden mit den berechneten  $NO_x$  Emissionen ( $NOx_{\text{Emission Berechnung}}$ ) verglichen und stellen ein Maß für die Verdünnung dar. Mit Hilfe dieses Verdünnungsfaktors ( $V_F$ ) kann von der  $PM_{10}$  Immissionskonzentration auf die Emissionsmenge rückgerechnet werden. Nachstehende Formel verdeutlicht die gewählte Vorgehensweise:

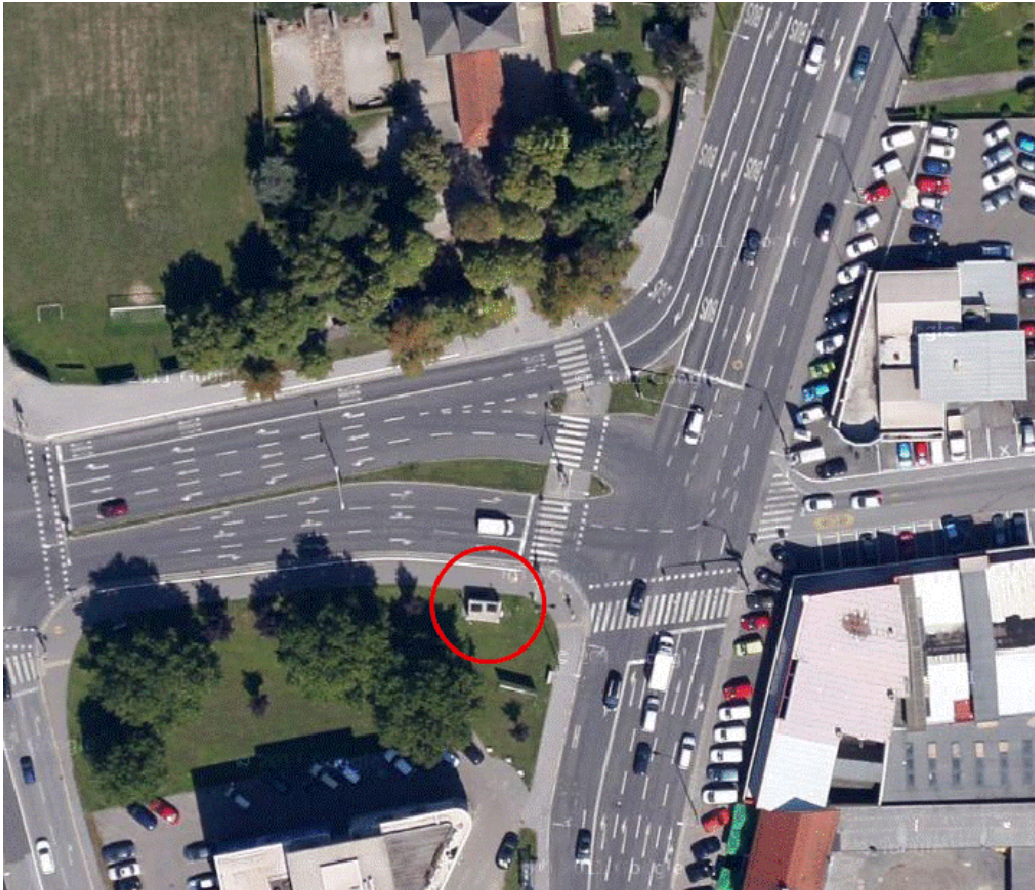
$$V_F \left[ \frac{\mu g \cdot km}{m^3 \cdot g} \right] = \frac{NOx_{\text{Immission Verkehr}} \left[ \frac{\mu g}{m^3} \right]}{NOx_{\text{Emission Berechnung}} \left[ \frac{g}{km} \right]} \quad (5)$$

$$PM10_{\text{Emission}} \left[ \frac{g}{km} \right] = \frac{PM10_{\text{Immission Verkehr}} \left[ \frac{\mu g}{m^3} \right]}{V_F \left[ \frac{\mu g \cdot km}{m^3 \cdot g} \right]} \quad (6)$$

Wesentlich bei dieser Bestimmungsmethode ist die „Bereinigung“ der gemessenen Immissionskonzentrationen um die örtliche Hintergrundkonzentration sowie die gleichzeitige Verfügbarkeit zeitlich hoch aufgelöster Verkehrsdaten. Besonders herauszustreichen ist jedoch im Gegenzug die hohe Qualität der vorhandenen Messdaten und deren langjährige Verfügbarkeit.

#### 4.1.1 Untersuchungsmethodik

Die Bestimmung der Emissionsfaktoren beruht in diesem Fall auf Messungen der steiermärkischen Landesregierung im Kreuzungsbereich Don-Bosco und Graz Nord während der Jahre 2010 bis 2012. Der Kreuzungsbereich Don-Bosco in der Kärntnerstraße stellt dabei eine stark frequentierte Ein- bzw. Ausfahrtstraße in Graz dar (siehe Abbildung 4-1) und weist laut GIS Steiermark in diesem Bereich einen JDTV von 31 000 Kfz/24h [GIS Steiermark, 2013] auf (siehe Abbildung 4-4). Die Station Graz Nord wurde als Hintergrundstation ausgewählt.



**Abbildung 4-1** Darstellung des Kreuzungsbereichs Don-Bosco inklusive Luftgütemessung der Steiermärkischen Landesregierung (roter Kreis) [Luftbild Google Maps, 2013].

Die Daten der Immissionsmessungen der Steiermärkischen Landesregierung liegen als Halbstundenmittelwerte vor. Daher ist eine zeitlich höher aufgelöste Auswertung nicht möglich, eine weitere Vergrößerung der Daten erscheint jedoch ebenfalls nicht zielführend, da bei der Mittelung auf längeren Zeiträumen aussagekräftige Spitzenbelastungen verloren gehen. Daher wird die Auswertung auf Basis von Halbstundenmittelwerten durchgeführt.

Die Messstelle Don-Bosco repräsentiert die kleinräumige, durch den Verkehr beeinflusste Situation, wohingegen die Messstation Nord die großräumige Hintergrundbelastung im Grazer Becken widerspiegelt. Um das unterschiedliche Konzentrationsniveau beider Messungen ohne starke Abhängigkeit von kurzzeitigen Schwankungen wiederzugeben, wurde das Verhältnis der Tagesmittelwerte der beiden Messstellen (Nord und Don-Bosco) auf die Halbstundenmittelwerte umgelegt und so der Hintergrund berücksichtigt.

$$HMW_{\text{Hintergrund}} = HMW_{\text{DonBosco}} \cdot \frac{TMW_{\text{Nord}}}{TMW_{\text{DonBosco}}} \quad (7)$$



**Abbildung 4-2** Lage der Messstation Don Bosco sowie der Hintergrundmessstelle Graz Nord im Grazer Becken [Luftbild Google Maps, 2013].

Nur jene Tage an denen für beide Messstellen Daten verfügbar sind, wurden in der Auswertung berücksichtigt. Jene Tage an denen das Konzentrationsniveau an der Messstelle Nord höher war als an der Messstelle Don-Bosco, wurden bei der Auswertung ausgeschlossen. In diesem Fall ist davon auszugehen, dass kleinräumige Emissionen im Bereich der Messstelle Graz Nord (zum Beispiel durch Bauarbeiten) zu einer Konzentrationserhöhung führen und damit die gemessene Konzentration nicht repräsentativ ist für die großräumige Hintergrundkonzentration.

Da für die Auswertung eine hohe Quellstärke von Vorteil ist, wurde bei der Berechnung der Emissionsfaktoren auf die tägliche maximale Halbstunde zurückgegriffen. Um die maximale Halbstunde definieren zu können, wurden nur jene Tage an welchen alle 48 Messwerte für  $PM_{10}$  verfügbar sind in der Berechnung betrachtet.

Auch das Fahrverhalten im Kreuzungsbereich ändert sich in Abhängigkeit vom Verkehrsaufkommen und der vorherrschenden Ampelschaltung (Nacht und Tag). Während in den Nachstunden davon auszugehen ist, dass der Verkehr nahezu ungehindert den Kreuzungsbereich passieren kann, ist in den Spitzenstunden von stockendem Verkehr auszugehen. Da in den berücksichtigten Zeitspannen (maximale tägliche Halbstunde) mit regem Verkehr zu rechnen ist, wird in der Berechnung davon ausgegangen, dass die Fahrsituation „Innerorts Kern“ gemäß HBEFA 3.1 [Umweltbundesamt, 2010] entspricht, was einer durchschnittlichen Geschwindigkeit von 21 km/h für PKW und zirka 16 km/h für LKW entspricht. Der Kreuzungsbereich kann als eben betrachtet werden.

Im Kreuzungsbereich Don-Bosco existieren zahlreiche Zählschleifen des Magistrates Graz zur Erfassung der Verkehrszahlen (siehe Abbildung 4-3). Diese Daten sind zeitlich hoch aufgelöst auf dem Verkehrsrechner des Magistrat Graz gespeichert (Summenwert pro Minute).

Wie aus der Abbildung ersichtlich, ist der Verkehr, der über die Kreuzung fließt, lückenlos erfassbar, da alle Fahrspuren und Fahrrichtungen mit Zählschleifen ausgestattet sind. Da die zeitliche Auflösung für die Immissionsmessung auf Halbstundenmittelwerte beschränkt ist, wurden die Verkehrsdaten auch in Halbstundensummenwerte umgerechnet. Für die Auswertung werden nur jene Zeitspannen herangezogen, in denen Zählwerte für alle Fahrspuren im Kreuzungsbereich vorliegen.



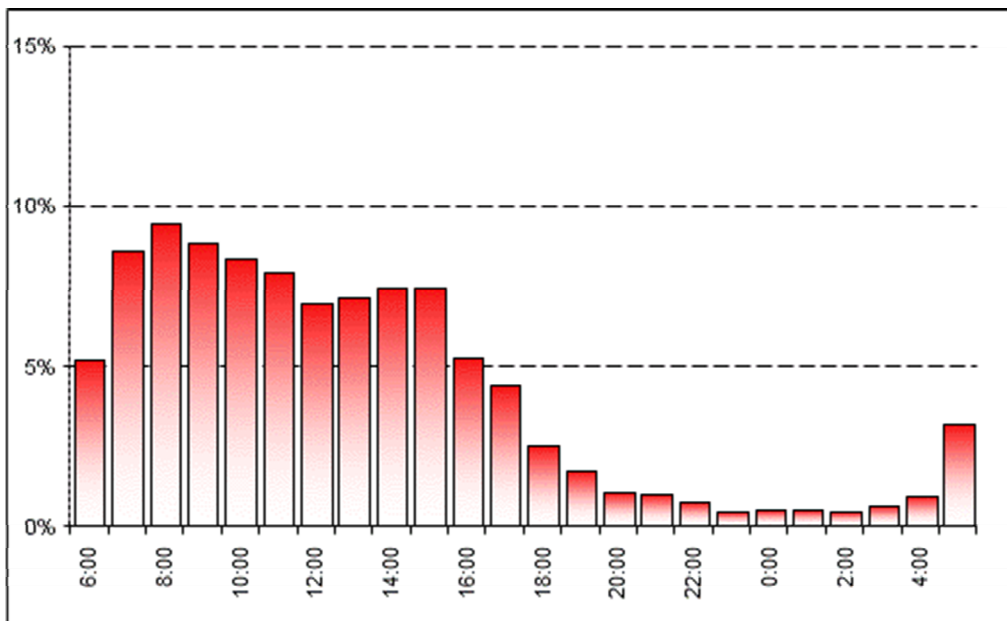
**Abbildung 4-3** Position der Zählerstreifen im Bereich Don-Bosco zur Erfassung der Verkehrszahlen, betrieben vom Magistrat Graz [Magistrat Graz, 2013].

Die Zählstreifen erfassen die Anzahl der Fahrzeuge, können jedoch nicht zwischen PKW und LKW unterscheiden. Daher wurde für die Bestimmung des Schwerververkehrsanteils auf Daten aus dem GIS Steiermark und dem Emissionskataster Graz (Standardganglinie) [Sturm, Henn, 2007] zurückgegriffen.



**Abbildung 4-4** Der Schwerverkehrsanteil auf der Kärntnerstraße beläuft sich lt. GIS Steiermark auf 10 % (rote Zahl) [GIS Steiermark, 2013].

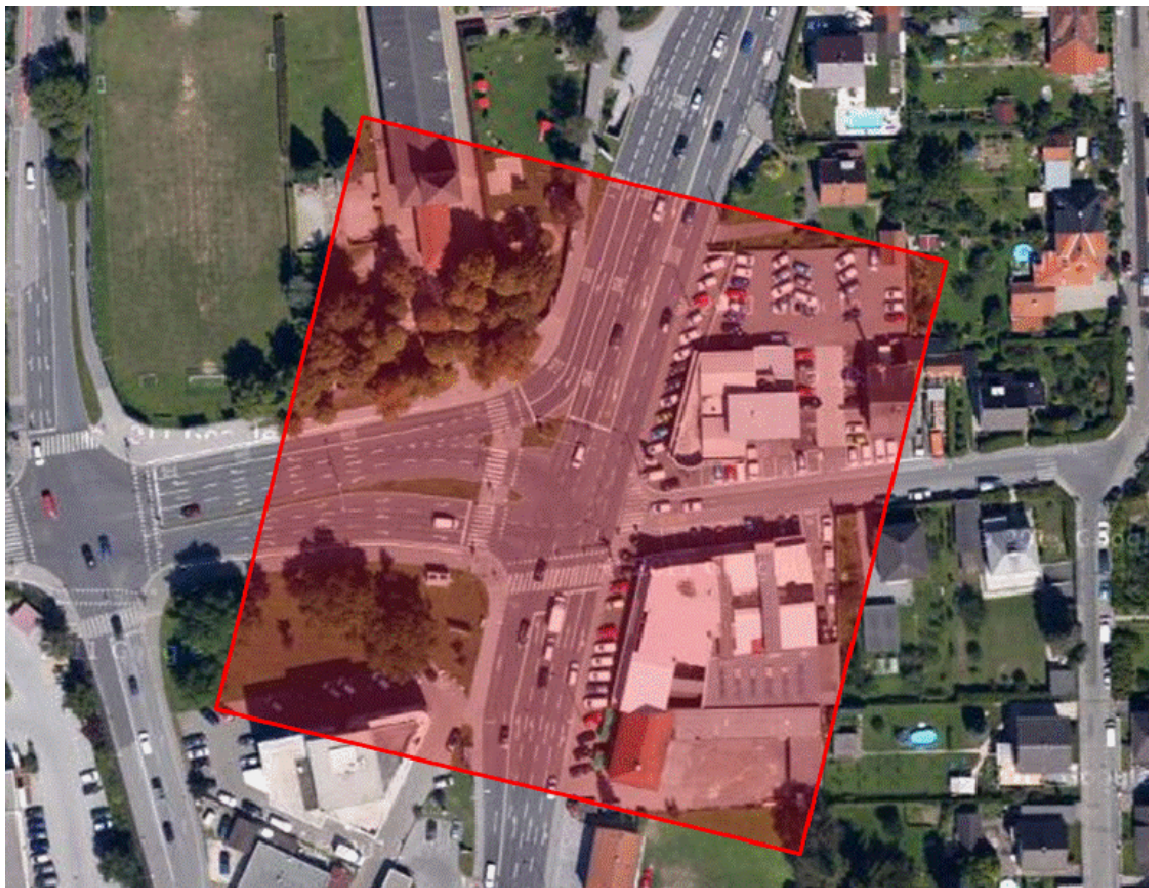
Die Tagesganglinie des stündlich angegebenen Schwerverkehrsanteils wurde auf beide Halbstunden einer Stunde analog übertragen (zum Beispiel 14:00 Uhr 7,4 % und 14:30 Uhr 7,4 %).



**Abbildung 4-5** Für die Bestimmung des Schwerverkehrsanteils angewandter Standardtagesgang [Sturm, Henn, 2007], Kreuzungsbereich Don-Bosco.

Für die Berechnung der Emissionsfaktoren wurde über der Kreuzung Don-Bosco ein Bereich definiert, in dem der Verkehr maßgeblich Einfluss auf das Konzentrationsniveau an der Messstelle besitzt. Diese Box hat die eine räumliche Ausdehnung von 120 m mal 120 m und eine Höhe von 5 m.

Der Mittelpunkt der Grundfläche des Quaders befindet sich in der Mitte des Kreuzungsbereiches, weshalb davon auszugehen ist, dass jedes Fahrzeug das die Kreuzung passiert, unabhängig von seiner Fahrtrichtung zirka 120 m im Einflussbereich zurücklegt. Das heißt, in weitere Folge wurde auf die Aufschlüsselung der Verkehrszahlen nach Fahrtrichtung verzichtet und nur die Summe der Fahrten betrachtet.



**Abbildung 4-6** Darstellung des Berechnungsbereiches (rote Box) an der Kreuzung Don-Bosco [Luftbild Google Maps, 2013].

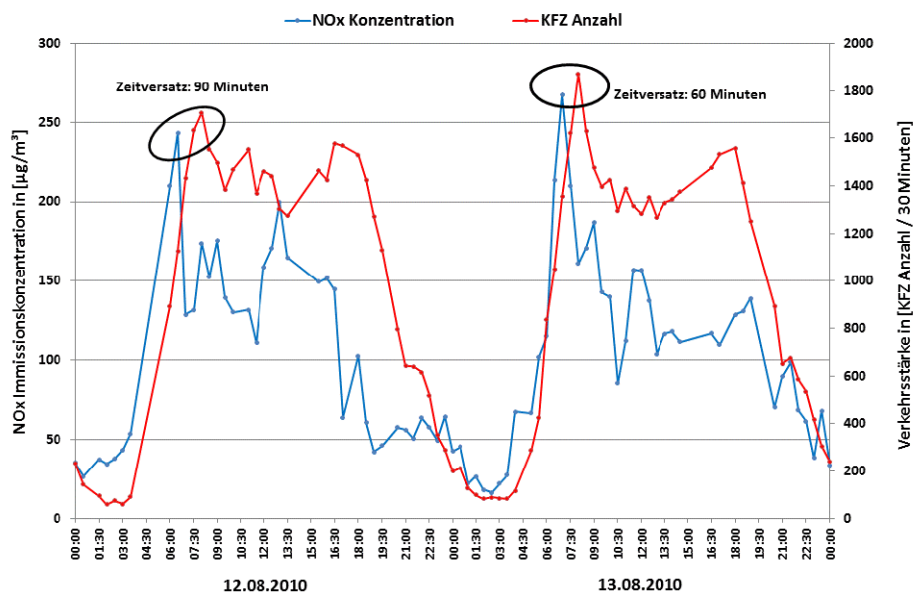
Die Rückrechnung der Immissionen auf Emissionen mit Hilfe einer Berechnung mit einem Boxmodell hat sich als nicht vorteilhaft erwiesen, da die Windgeschwindigkeiten in Graz gering sind und damit die Ausdehnung der Box den maßgeblichen Verdünnungsfaktor darstellt. Das, heißt, bei dieser Vorgehensweise wird von einem nahezu fixen Verdünnungsfaktor ausgegangen, was den Schwankungen in der Verdünnung nicht gerecht wird. Daher wird der Verdünnungsfaktor, wie eingangs beschrieben, mit Hilfe der gemessenen (Immission) und berechneten (Emission)  $NO_x$  Konzentration bestimmt.

Nachstehende Gleichung zeigt den zur Berechnung verwendeten Zusammenhang:

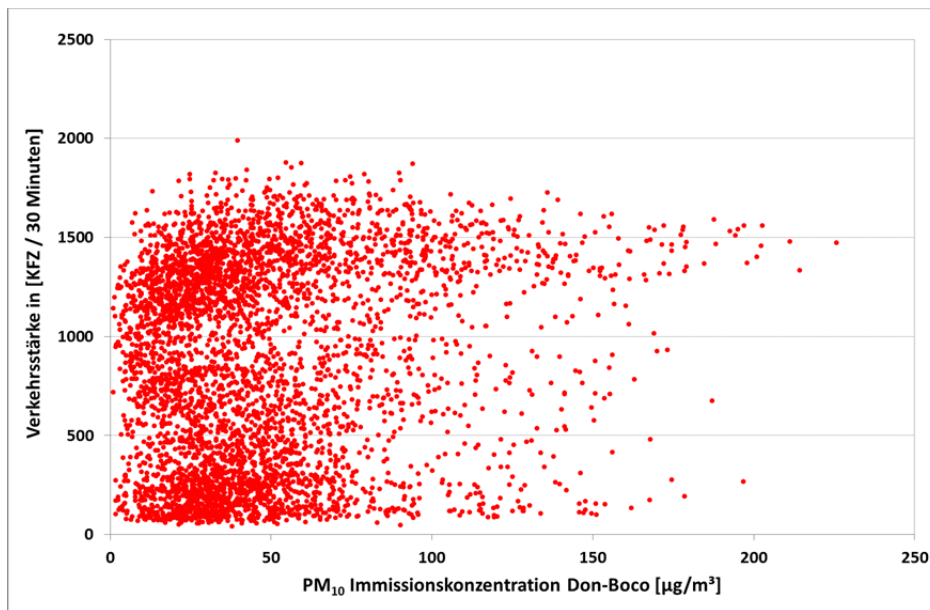
$$PM10_{\text{Emission Verkehr}} = \frac{NO_x_{\text{Emission Berechnung}}}{NO_x_{\text{Immission Verkehr}}} \cdot PM10_{\text{Immission Verkehr}} \quad (8)$$

Weicht die zum PM<sub>10</sub> Maximalwert korrespondierende NO<sub>x</sub> Immissionskonzentration stark (> 10 µg/m<sup>3</sup>) von jenem Wert der Halbstunde davor bzw. danach ab, wird ein Mittelwert der beiden angrenzenden Halbstunden zur Bestimmung der Verdünnung herangezogen.

Vergleicht man den zeitlichen Verlauf der Immissionskonzentration mit jener der KFZ Anzahl, so erkennt man, dass die Verläufe durchaus Parallelen aufweisen, jedoch auch ein zeitlich variabler Versatz beobachtet werden kann (siehe Abbildung 4-7). Vor allem, dass bezogen auf die Zeitachse die hohe Immissionskonzentration den Verkehrszahlen „voraus eilt“ ist physikalisch nicht nachvollziehbar, vielmehr scheint der zeitliche Bezug bei den Aufzeichnung Verkehr vom Magistrat Graz und Luftgüte vom Land Steiermark unterschiedlich zu sein. Dadurch nicht erklärbar, ist die stetige Änderungen der Größenordnung des Zeitversatzes von 30 Minuten bis hin zu 120 Minuten. Daraus folgt, dass der auftretende Zeitversatz nicht mittels einer Verschiebung ausgeglichen werden kann. Generell zeigt sich, dass eine Auswertung ganzer Zeitperioden nicht möglich ist, da die Verkehrswerte und die PM<sub>10</sub> Immissionskonzentrationen nicht korrelieren und auch die Einbeziehung der Verdünnung sowie des Hintergrundes diesen Zusammenhang nicht verbessert (siehe Abbildung 4-8).



**Abbildung 4-7** Darstellung des zeitlichen Verlaufes der NO<sub>x</sub> Immissionskonzentration (blau) und der Verkehrsstärke (rot) an der Kreuzung Don-Bosco an zwei zufällig herausgegriffenen Tagen.



**Abbildung 4-8** Zusammenhang der gemessenen  $PM_{10}$  Immissionskonzentration und der Verkehrsstärke an der Kreuzung Don-Bosco für die gesamte verfügbare Zeitreihe.

Aufgrund dieser Problematik wurde bei der Auswertung die Zeitachse aufgebrochen und auf die Maximalwerte jeden Tages, sowohl bezogen auf die  $PM_{10}$  Immissionskonzentration als auch auf die Verkehrsstärke, zurückgegriffen. Das bedeutet, dass pro vollständig erfassten Tag nur ein Wertepaar in die Auswertung einfließt.

Generell ist davon auszugehen, dass der Zusammenhang zwischen Immissionsmessung und Verkehrszahlen zwar deutlich zu erkennen, aber nicht so klar ausgeprägt ist, wie in einem abgeschlossenen System (zum Beispiel Tunnel). Der Grund hierfür liegt in den zahlreichen schwer bis nicht erfassbaren Einflussgrößen, die ebenfalls das Konzentrationsniveau im Kreuzungsbereich verändern. Das heißt, die Erfassung der kleinräumigen Hintergrundbelastung ist schwer möglich, da der Einfluss von Straßenzügen in der Umgebung oder Emissionen von Betrieben und Wohnhäusern im Nahbereich der Kreuzung, auf die Immissionskonzentration nicht quantifizierbar ist.

#### 4.1.2 Charakteristik des Datensatzes

Die Immissionskonzentrationen ( $NO_x$  und  $PM_{10}$ ) werden an der Kreuzung Don-Bosco sowie der Messposition Nord von der Steiermärkischen Landesregierung (Abteilung 15) erfasst. Bei diesen Daten sind im betrachteten Zeitraum (2010 bis 2012) nur geringe Messausfälle zu verzeichnen. Maßgeblich für die weitere Auswertung ist die zeitliche Auflösung der Messdaten. Diese beträgt maximal 30 Minuten. Das heißt, auch eine höhere zeitliche Auflösung anderer Variablen kann nicht berücksichtigt werden, sondern diese müssen zu 30 Minuten Summen- oder Mittelwerten zusammengefasst werden.

Da der gesamte Verkehr im Kreuzungsbereich nur korrekt wiedergegeben werden kann, wenn alle wesentlichen Zählschleifen im Kreuzungsbereich funktionstüchtig sind, ist die Verfügbarkeit der Verkehrsdaten ein maßgeblicher Faktor dafür, wie viele Datensätze für die Auswertung zur Verfügung stehen. Da es kein automatisches Monitoring der Datenerfassung über die Zählschleifen gibt, kann es durchaus vorkommen, dass eine defekte Erfassung erst verhältnismäßig spät erkannt wird (3 Wochen bis 6 Wochen nach Ausfall). Darüber hinaus sind



kurzzeitige Ausfälle, mit einer Dauer von 2 Stunden bis 3 Stunden, immer wieder zu beobachten. Diese Ausfälle sind jedoch leicht zu erkennen, da neben den Verkehrsdaten auch Qualitätsparameter zu den entsprechenden Mittelungszeiten direkt durch die Programme am Verkehrsserver ausgegeben werden. Das heißt, die in der Berechnung verwendeten Verkehrszahlen weisen eine hohe Qualität auf, da auch kurzzeitige Ausfälle der Zählstreifen nach der Summenbildung (30 Minuten) erkennbar sind und ausgeschlossen werden können.

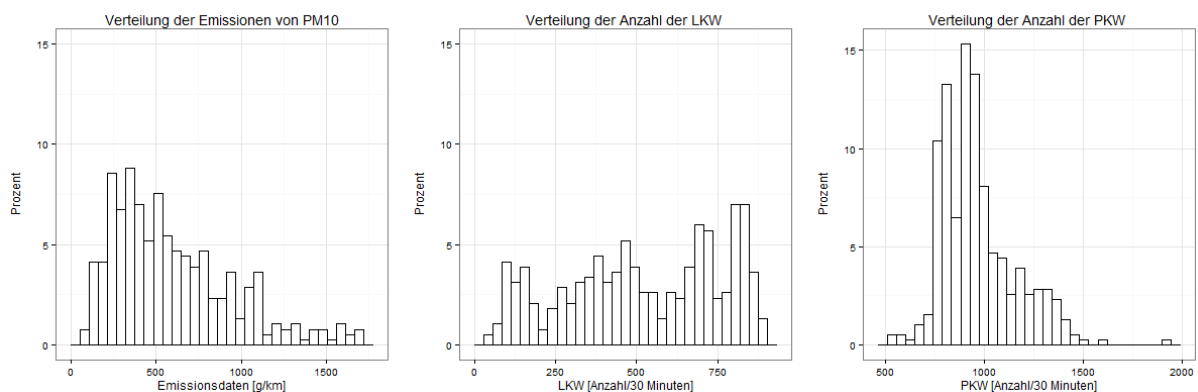
Aufgrund der gewählten Vorgehensweise, nämlich der Auswertung auf Basis von Tagesmaximalwerten, stehen für die Auswertung 1096 Datensätze zu Verfügung. Da alle unvollständig erfassten Tage sowie jene an denen die Belastung an der Hintergrundmessstelle (Graz Nord) höher war als an der Messstelle Don-Bosco nicht in die Auswertung miteinfließen, reduziert sich der Datensatz auf 387 verfügbare Datensätze. Vor allem im Jahr 2012 ist, aufgrund von Bautätigkeiten im Umfeld der Messstation Graz Nord, die Immissionskonzentration teilweise erhöht.

Generell ist anzumerken, dass eine räumlich näher gelegene Messstelle in einem umgebenden Siedlungsgebiet die Bestimmung der Hintergrundkonzentration verbessert hätte, da davon auszugehen ist, dass räumlich nahe Messstellen gleichermaßen von lokalen Veränderungen beeinflusst werden.

### 4.1.3 Emissionsfaktoren für den Kreuzungsbereich Don-Bosco

#### 4.1.3.1 PM<sub>10</sub> Emissionsfaktoren Kreuzungsbereich

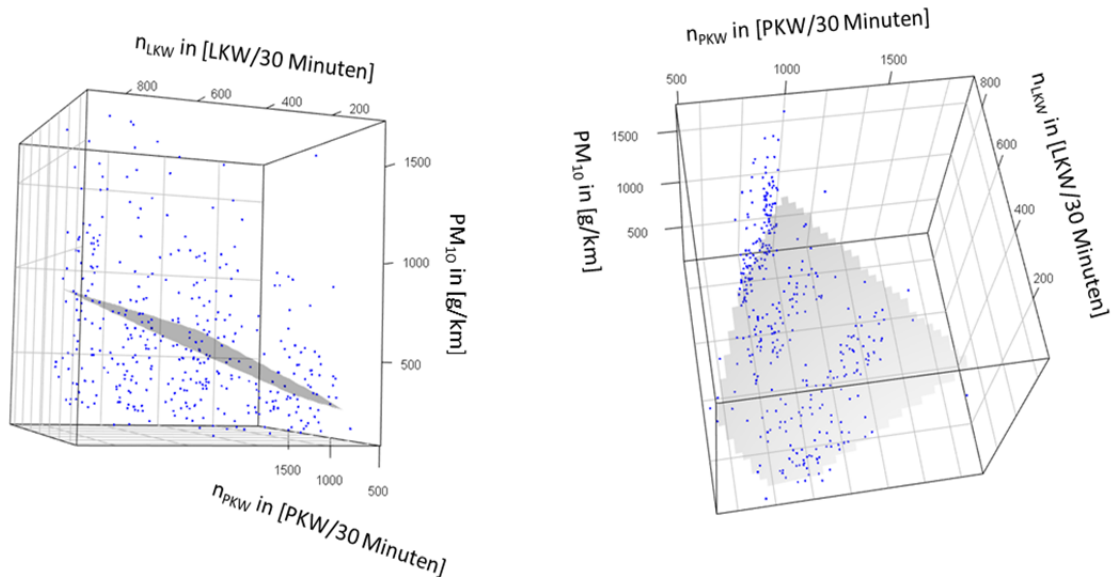
Nachdem die verfügbaren Messdaten nach der im Kapitel 4.1.1 beschriebenen Vorgehensweise in Zusammenhang gebracht wurden, werden die verwendeten Daten (PM<sub>10</sub> Emissionen, Anzahl der LKW und Anzahl der PKW) in Abbildung 4-9 als Histogramm dargestellt. Es zeigt sich, dass die Eingangsdaten für die Emissionsfaktorbestimmung (Verkehrszahlen, PM<sub>10</sub> Emissionen) trotz der Eingrenzung auf die Tagesmaximalwerte einen weiten Bereich einnehmen. Diese Tatsache deutet zum einen darauf hin, dass die tägliche Belastung im Kreuzungsbereich, sowohl bezogen auf PM<sub>10</sub> als auch den Verkehr, starken Schwankungen unterworfen ist. Andererseits ist sie ein Indiz dafür, dass der Verkehr einem stark ausgeprägten Wochen und Jahresgang unterliegt.



**Abbildung 4-9** Klassifizierte Verteilung der PM<sub>10</sub> Emissionswerte sowie der LKW bzw. PKW Anzahl über die gesamte Messdauer für alle verwendbaren Datensätze, Kreuzungsbereich Don-Bosco.

In der Berechnung wurde davon ausgegangen, dass der Kreuzungsbereich eben ist, die Verkehrssituation dem Fahrmuster „Innerorts Kern“ entspricht und die Fahrzeuge eine Strecke von 120 m innerhalb des Kreuzungsbereiches zurücklegen. Nachdem mit Hilfe der NO<sub>x</sub>

Konzentration die Verdünnung bestimmt wurde, kann von der gemessenen verkehrsbedingten  $PM_{10}$  Immissionskonzentration auf die Emissionen zurückgerechnet werden (siehe Gleichung (5)). In weiterer Folge wird die Emission in Abhängigkeit von der Fahrzeuganzahl, aufgeteilt nach PKW und LKW, dargestellt und eine Ausgleichsebene wird mittels multipler linearer Regression bestimmt (siehe Abbildung 4-10). Diese „strahlenförmige“ Verteilung der PKW und LKW Daten (Abbildung 4-10, rechts) kommt dadurch zustande, dass die Anzahl der LKW nicht direkt gezählt ist, sondern mittels Tagesgang bestimmt wurde.



**Abbildung 4-10** Darstellung der aus der Messung berechneten  $PM_{10}$  Emissionen in Abhängigkeit von den Verkehrszahlen, aufgeteilt in LKW und PKW, sowie der Ausgleichsebene, für alle verwendbaren  $PM_{10}$  Datenpunkte, Kreuzungsbereich Don-Bosco.

Die durch multiple lineare Regression (MLR) bestimmte Ausgleichsebene wird durch den Ursprung gelegt, da nach Abzug der Hintergrundkonzentration einzig die verkehrsinduzierte Emissionen die Immissionskonzentration verändern. Das heißt, tritt kein Verkehr auf, beläuft sich die Differenz zwischen der Immissionskonzentration des Hintergrundes und Don-Bosco auf Null. Basierend auf dieser Immissionskonzentrationsdifferenz wird, wie in Kapitel 4.1.1 beschrieben, die Emissionsmenge berechnet die wiederum gemeinsam mit den Verkehrszahlen das Datenkollektiv für die Regression darstellt. Diese entspricht nachstehender Form und weist folgende Koeffizienten auf:

$$PM10_{\text{Emission}} \left[ \frac{g}{km} \right] = 0,64 n_{LKW} + 0,26 n_{PKW} \quad (9)$$

Die Ausgleichsebene weist ein Bestimmtheitsmaß  $R^2$  von 0,765 auf. Daraus folgt, dass der Zusammenhang durch den Parameter „Verkehrsstärke“ nicht zur Gänze beschrieben ist.

In Tabelle 4-1 werden die berechneten  $PM_{10}$  Emissionsfaktoren (Koeffizienten der multiplen linearen Regression) gegliedert in PKW und LKW aufgelistet. Zusätzlich zum Emissionsfaktor wird auch das 95 % Konfidenzintervall und der Standardfehler angegeben. Beide statistischen Kenngrößen beziehen sich auf den  $PM_{10}$  Emissionsfaktor (Summe aus exhaust und non-exhaust). Diese werden im Sinne der Fortschreibung von Unsicherheiten eins zu eins auf den  $PM_{10}$  non-exhaust Emissionsfaktor übertragen.

**Tabelle 4-1** PM<sub>10</sub> Emissionsfaktoren in [g/km] für den Kreuzungsbereich Don-Bosco inklusiv 95 % Konfidenzintervall und Standardfehler.

Fahrzeug	PM <sub>10</sub> Emissionsfaktor [g/km]	
	Messung 2010 bis 2012	Standardfehler*
PKW	0,26 ± 0,07	0,04
LKW (SNF)	0,64 ± 0,12	0,06

\* Der Standardfehler entspricht der Standardabweichung (68,3%) der Schätzfunktion und damit der Wurzel aus der Varianz.

Um aus dem PM<sub>10</sub> Emissionsfaktor den PM<sub>10</sub> non-exhaust Emissionsfaktor zu berechnen wird der Anteil von PM<sub>10</sub> exhaust abgezogen. Bei diesem Ansatz wird davon ausgegangen, dass der PM<sub>10</sub> exhaust Anteil mit genügender Genauigkeit durch die Emissionsmodelle bestimmt ist. Nachstehend werden die aus der Messung berechneten PM<sub>10</sub> Emissionsfaktoren aufgelistet und jenen aus dem HBEFA 3.1 [Umweltbundesamt, 2010] sowie NEMO [Rexeis, Hausberger, 2005] gegenübergestellt.

**Tabelle 4-2** PM<sub>10</sub> Emissionsfaktoren in [g/km] für den Kreuzungsbereich Don-Bosco gemessen und mittels Emissionsmodelle berechnet.

Fahrzeug	PM <sub>10</sub> Emissionsfaktoren [g/km]						
	Messung 2010 bis 2012	HBEFA 3.1*			NEMO*		
		2010	2011	2012	2010	2011	2012
PKW	0,26	0,0132	0,0114	0,0098	0,0361	0,0311	0,0264
LKW (SNF)	0,64	0,1529	0,1315	0,1117	0,3053	0,2728	0,2436
Mittelwert PKW	0,26	0,0115			0,0312		
Mittelwert LKW (SNF)	0,64	0,13204			0,2739		

Fahrzyklus IO\_Kern, 0 % (eben)

\* die angegebenen Werte entsprechen den PM<sub>10</sub> exhaust Emissionsfaktoren für PKW und SNF

Bei der Berechnung der PM exhaust Emissionen zeigen sich deutliche Unterschiede zwischen den beiden Emissionsmodellen. Die Ergebnisse des HBEFA 3.1 [Umweltbundesamt, 2010] liegen deutlich unter jenen von NEMO [Rexeis, Hausberger, 2005]. Das Mittel der berechneten Emissionsmenge, über mehrere unterschiedliche Fahrzyklen, liegt bei beiden Datenbanken im gleichen Größenordnungsbereich. Einzelne spezifische Fahrzyklen können sich jedoch, wie in Tabelle 4-3 ersichtlich, stark unterscheiden, vor allem wenn die Fahrdynamik stärkeren Einfluss hat als die durchschnittliche gefahrene Geschwindigkeit. Die Auswahl der Fahrsituation basiert im Bereich der Kreuzung Don-Bosco vorrangig auf der zu erwartenden durchschnittlichen Geschwindigkeit, weshalb dieses Modell zur Berechnung der exhaust Emissionen verwendet wird. NEMO [Rexeis, Hausberger, 2005] ist zudem die aktuellere Datenbank und Verkehrssituationen mit geringen durchschnittlichen Geschwindigkeiten werden gut abbildet. Daraus ergeben sich folgende PM<sub>10</sub> Emissionsfaktoren, aufgliedert in PM<sub>10</sub> exhaust Anteil und den PM<sub>10</sub> non-exhaust Anteil:

**Tabelle 4-3** PM<sub>10</sub> Emissionsfaktoren getrennt in exhaust und non-exhaust in [g/km], Don-Bosco.

Fahrzeug	PM <sub>10</sub> Emissionsfaktoren [g/km]			Standardfehler
	PM <sub>10</sub> gesamt	PM <sub>10</sub> exhaust*	PM <sub>10</sub> non-exhaust	
PKW	0,26	0,03	0,23	0,04
LKW (SNF)	0,64	0,27	0,37	0,06

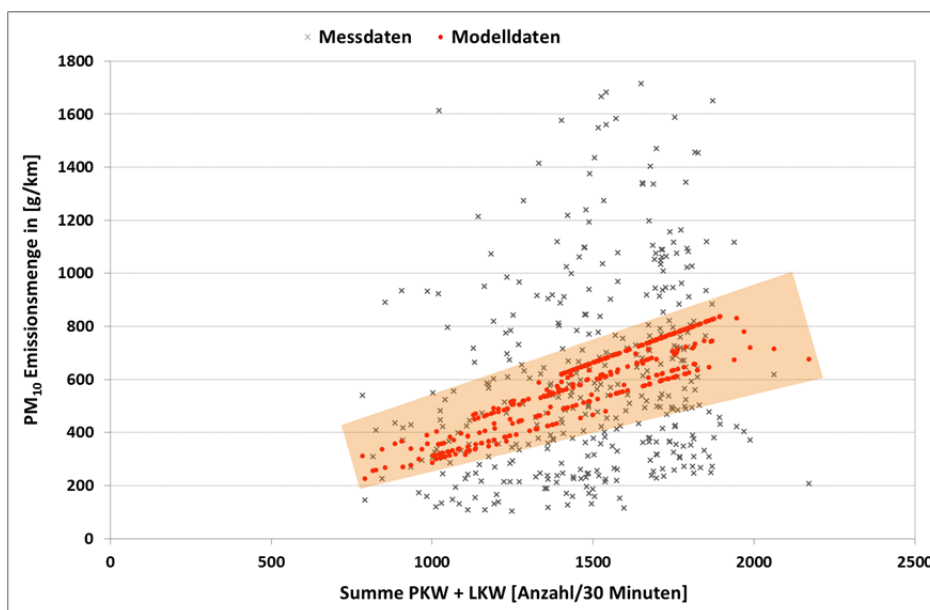
\* berechnet mit NEMO Fahrzyklus IO\_Kern, 0 % (eben), Mittelwert 2010 bis 2012.

Es zeigt sich, dass der Anteil der PM<sub>10</sub> non-exhaust Emissionen am Emissionsfaktor für PM<sub>10</sub> gesamt, vor allem bezogen auf PKW, sehr hoch ist. Für PKW beträgt der Anteil 88 %, für LKW gerade einmal 57 %. Wie die Tabelle zeigt, ist der Unterschied zwischen dem absoluten PM<sub>10</sub> non-exhaust Emissionsfaktor von PKW bzw. LKW bei den geringen Geschwindigkeiten im Kreuzungsbereich verhältnismäßig gering.

Ein Grund für die eher hohen PM<sub>10</sub> non-exhaust Emissionsfaktoren könnte in der relativ geringen Geschwindigkeit der Fahrzeuge im Kreuzungsbereich liegen, weshalb Fahrbahnverschmutzungen wesentlich länger und öfter aufgewirbelt werden. Das heißt, es besteht die Möglichkeit, dass sich die Partikel, auch aufgrund der geringen Windgeschwindigkeiten, wiederkehrend auf der Fahrbahn ablagern bevor sie durch den Wind abtransportiert werden.

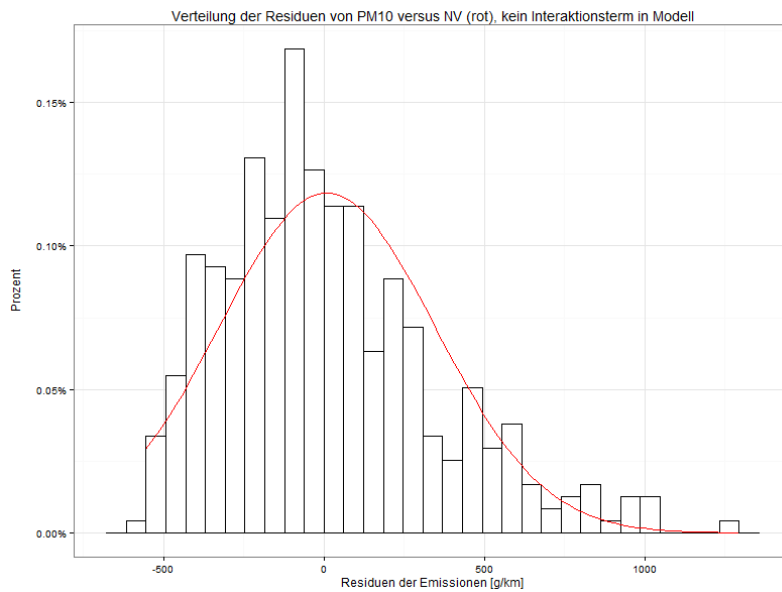
Nachfolgend wird die Qualität des Modellsystems aufgezeigt, indem zum einen die mit dem Modell berechneten Werte mit den Messwerten verglichen werden und zum anderen die Verteilung der Residuen dargestellt werden. Die Nachrechnung soll verdeutlichen welcher Ausschnitt der gemessenen Werte durch das Modellsystem abgedeckt werden kann. Zusätzlich wurde durch die orange Fläche die Standardabweichung der Schätzfunktion (entspricht dem Standardfehler der Koeffizienten) abgebildet.

Der Vergleich zeigt (siehe Abbildung 4-11), dass die Berechnung die gemessenen Emissionen oftmals unterschätzt. Der Grund hierfür liegt weniger in den tatsächlich gemessenen Immissionskonzentrationen als vielmehr im starken Einfluss der Berechnungsmethodik zur Bestimmung der Verdünnung. Das heißt, im Kreuzungsbereich werden in diesen Zeiträumen nicht extrem erhöhte PM<sub>10</sub> Konzentrationen gemessen sondern vielmehr ist die Korrelation der NO<sub>x</sub> Immissionskonzentration mit der PM<sub>10</sub> Immissionskonzentration gering.



**Abbildung 4-11** Vergleich der gemessenen Emissionswerte (schwarze Kreuze) mit der Modellberechnung (rote Punkte), die markierte Fläche zeigt jene Bereich der durch das Modell unter Berücksichtigung des Standardfehlers abgedeckt wird, Kreuzungsbereich Don-Bosco.

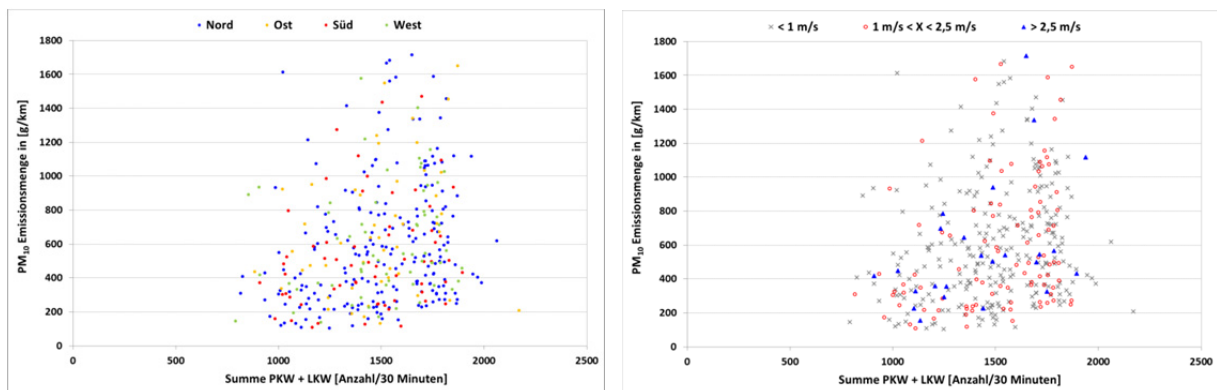
Die Verteilung der Residuen zeigt deutlich, dass diese nicht einer Normalverteilung entspricht, sondern deutlich nach links verschoben ist (siehe Abbildung 4-12).



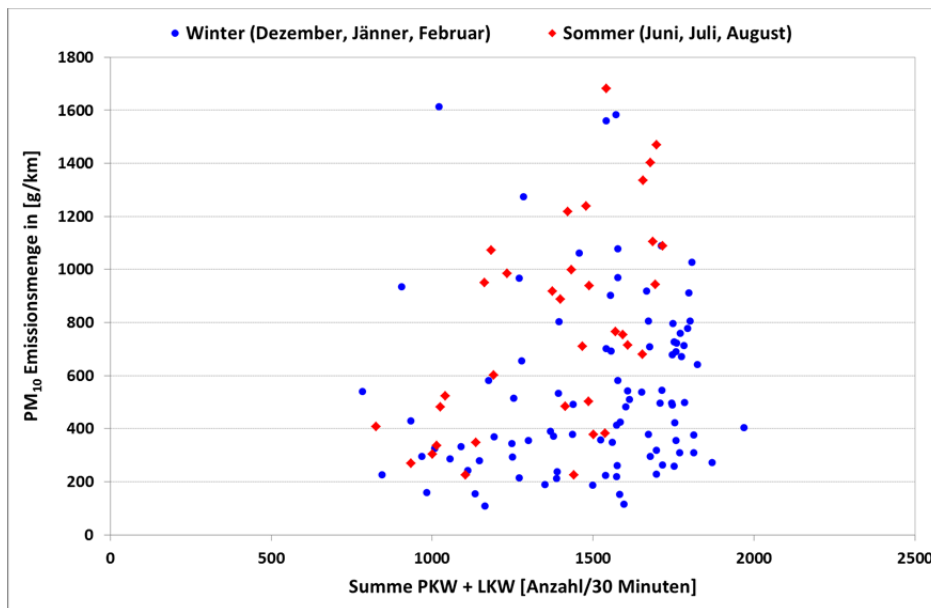
**Abbildung 4-12** Verteilung der Residuen für die PM<sub>10</sub> Emissionswerte, Kreuzung Don-Bosco. Die Fläche unter der Kurve ist einsnormiert.

Häufig verweisen nicht normalverteilte Residuen auf Spezifikationsfehler im Regressionsmodell. Im gegenständlichen Fall ist davon auszugehen, dass es von Vorteil wäre, zusätzliche Einflussgrößen ins Modell einzubinden. Meteorologische Variablen vor Ort, die lokale Hintergrundkonzentration aber auch die Abbildung der sich stetig verändernden Verkehrssituation könnten das Modellsystem nachhaltig verbessern.

Auf Basis dieser Überlegungen wurde die Windrichtung und Windgeschwindigkeit einer nahegelegenen Messstation (Kärntnerstraße) im Rahmen der Auswertung mitbetrachtet. Wie Abbildung 4-13 zeigt kann jedoch kein eindeutiger Zusammenhang zwischen den gemessenen Konzentrationen und der Windrichtung beobachtet werden. Auch scheinen die Jahreszeiten kaum Einfluss auf die gemessenen PM<sub>10</sub> Konzentrationen zu haben.



**Abbildung 4-13** Einfluss der Windrichtung bzw. Windgeschwindigkeit auf die PM<sub>10</sub> Emissionsmenge, Kreuzungsbereich Don-Bosco.



**Abbildung 4-14** Einfluss der Jahreszeit (Sommer: Juni, Juli, August; Winter: Dezember, Jänner, Februar) auf die  $PM_{10}$  Emissionsmenge, Kreuzungsbereich Don-Bosco.

Da die Bestimmung der Hintergrundkonzentration über eine räumlich weit entfernte Messstelle des Landes Steiermark erfolgt (siehe Abbildung 4-2), ergeben sich auch hier Unsicherheiten, die durch den Betrieb einer nahegelegenen Hintergrundmessstation minimiert werden könnten.

Unabhängig von dem oben beschriebenen Potential zur Verbesserung der Ergebnisse bleibt die eingangs beschriebene Methodik zur Bestimmung der Verdünnung der entscheidende Parameter. Ist die Korrelation zwischen der gemessenen  $NO_x$  und  $PM_{10}$  Konzentration gering, ist eine hohe Streuung der berechneten Emissionswerte unvermeidbar und damit auch das Bestimmtheitsmaß der Emissionsfaktoren gering.

#### 4.1.3.2 $PM_{2,5}$ Emissionsfaktoren Kreuzungsbereich

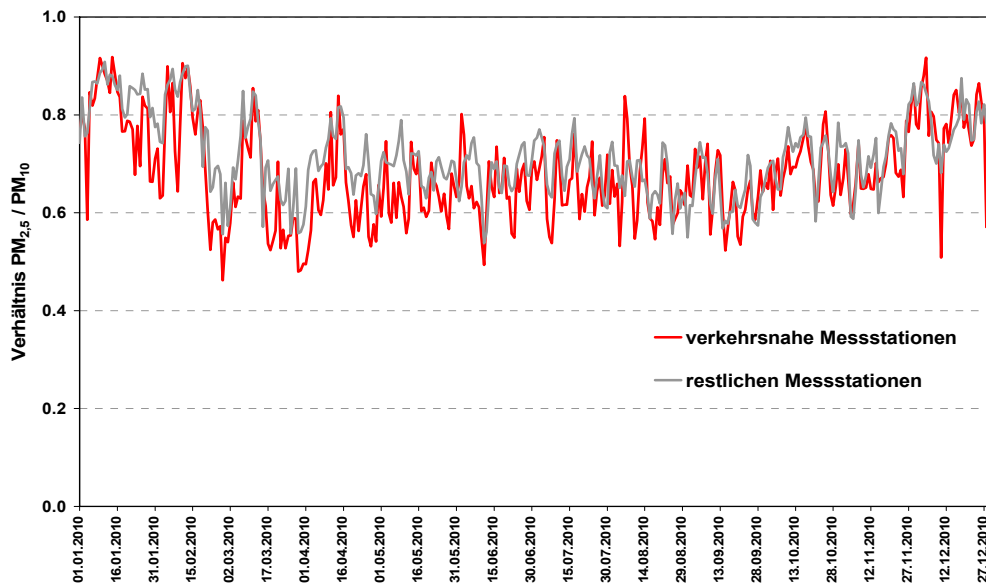
Die Berechnung der  $PM_{2,5}$  Emissionsfaktoren beruht auf dem Verhältnis zwischen  $PM_{10}$  und  $PM_{2,5}$  aller parallelen Langzeitmessungen zwischen den Jahren 2005 und 2010 in den Bundesländern. Betrachtet wurden 13 Stationen in Österreich, die sowohl  $PM_{10}$  als auch  $PM_{2,5}$  erfassen. Zwei der 13 Stationen (Wien: Taborstraße und Salzburg: Rudolfplatz) können als stark verkehrsbeeinflusst eingestuft werden, da sie sich in unmittelbarer Nähe zu einer stark befahrenen Straße befinden.

In Abbildung 4-15 wird der Verlauf der Verhältnisse von  $PM_{2,5}$  zu  $PM_{10}$  Masse dargestellt. Dabei wurde über die beiden verkehrsnahen Messstationen sowie die verbleibenden 11 Messstationen ein Tagesmittelwert gebildet und gegenüber gestellt. Aus der Datengrundlage wurden Verhältniswerte größer 1 entfernt, da per Definition die Masse von  $PM_{2,5}$  ein Teilbereich der  $PM_{10}$  Masse ist.

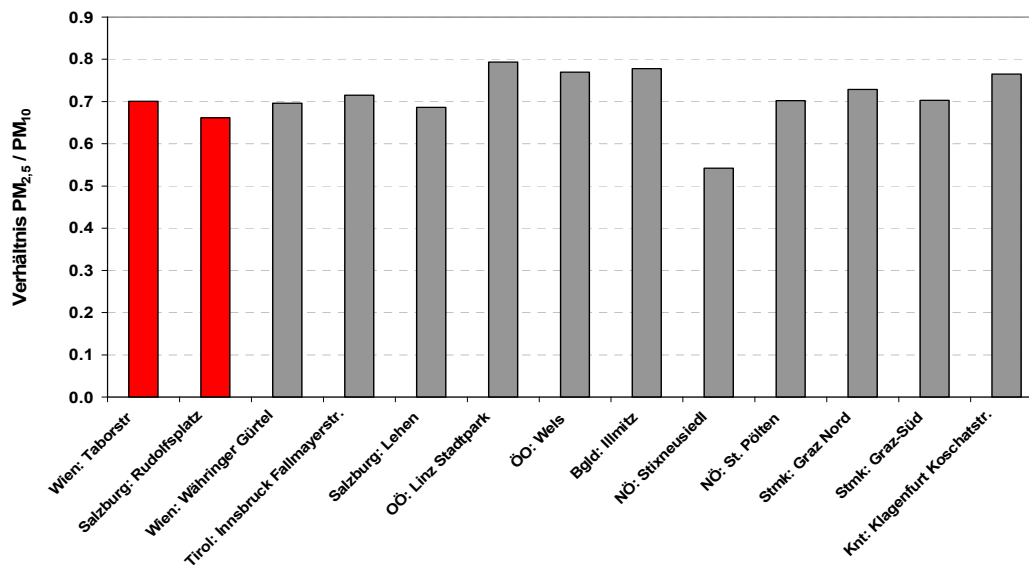
Abbildung 4-16 zeigt den Mittelwert der Verhältnisse von  $PM_{2,5}$  zu  $PM_{10}$  an allen österreichischen Messstellen für das Jahr 2010. Es zeigt sich, dass das Verhältnisse von  $PM_{2,5}$  zu  $PM_{10}$  nicht merklich durch das Vorhandensein einer Verkehrsquelle verändert wird, sondern vielmehr von den großräumigen lokalen Gegebenheiten beeinflusst wird.

Daraus folgt, dass auch über Analogieschlüsse eine Unterteilung der Emissionen von  $PM_{10}$  und  $PM_{2,5}$  durchgeführt werden kann. Mittelt man die Verhältnisse der  $PM_{2,5}$  zu  $PM_{10}$

Tagesmittelwert, ergibt sich ein Faktor von 0,7 der im Zuge der weiteren Auswertung gleichbleibend berücksichtigt wird.



**Abbildung 4-15** Verlauf des  $PM_{2,5}$  zu  $PM_{10}$  Verhältnis im Jahr 2010, gemittelt über die beiden verkehrsnahe Straßen sowie über die restlichen Messstellen in Österreich.



**Abbildung 4-16** Mittelwerte des  $PM_{2,5}$  zu  $PM_{10}$  Verhältnisses (bezogen auf den Tagesmittelwert in  $[\mu\text{g}/\text{m}^3]$ ) an allen Messstellen in Österreich für das Jahr 2010, verkehrsnahe Messstationen sind rot markiert.

Es kann davon ausgegangen werden, dass der Anteil von  $PM_{2,5}$  an der  $PM_{10}$  Gesamtkonzentration 70 % beträgt. Dieser Anteil kann direkt auf die  $PM_{10}$  Emissionsfaktoren gesamt (non-exhaust + exhaust) übertragen werden (siehe Tabelle 4-2 ). Weiters ist davon auszugehen, dass der gesamte Anteil der exhaust Emissionen  $PM_{2,5}$  entspricht. Dieser Zusammenhang ist in Gleichung (7) dargestellt. Daraus folgt, dass der Anteil am von  $PM_{2,5}$  non-exhaust an  $PM_{10}$  non-exhaust deutlich geringer als 70 % ist.

$$PM_{2,5_{\text{non-exhaust}}} = PM_{10_{\text{gesamt}}} \cdot 0,7 - PM_{10_{\text{exhaust}}} \quad (10)$$

In Tabelle 4-4 sind die berechneten Emissionsfaktoren für PM<sub>2,5</sub> dargestellt.

**Tabelle 4-4** PM<sub>2,5</sub> Emissionsfaktoren getrennt in exhaust und non-exhaust in [g/km], Don Bosco.

Fahrzeug	PM <sub>2,5</sub> Emissionsfaktoren [g/km]		
	PM <sub>2,5</sub> gesamt	PM <sub>2,5</sub> exhaust*	PM <sub>2,5</sub> non-exhaust
PKW	0,19	0,03	0,16
LKW (SNF)	0,45	0,27	0,18

\* berechnet mit NEMO Fahrzyklus IO\_Kern, 0 % (eben)

Der PM<sub>2,5</sub> non-exhaust Faktor entspricht, wie in Gleichung (10) dargestellt, der Differenz zwischen PM<sub>2,5</sub> gesamt (entspricht PM<sub>10</sub> gesamt mal 0,7) und PM exhaust. Das heißt, der prozentuale Anteil der PM<sub>2,5</sub> Emissionen am PM<sub>10</sub> non-exhaust ist unmittelbar von der Höhe der exhaust Emissionsfaktoren abhängig, da diese zur Gänze dem PM<sub>2,5</sub> Anteil zugeordnete werden. Das bedeutet weiters, dass unter Umständen die gesamten PM<sub>2,5</sub> Emissionen PM exhaust entsprechen und damit der Emissionsfaktor für PM<sub>2,5</sub> non-exhaust gegen Null geht.

Bezogen auf die gegenständliche Auswertung kann gesagt werden, dass sich der Anteil von PM<sub>2,5</sub> an PM<sub>10</sub> non-exhaust bezogen auf PKW auf zirka 67 % beläuft. Für LKW wurde ein deutlich geringerer Anteil von knapp 50 % berechnet. Es zeigt sich, dass sich der PM<sub>2,5</sub> non-exhaust Emissionsfaktor für PKW und LKW bei geringen Geschwindigkeiten kaum unterscheidet (siehe Tabelle 4-4, letzte Spalte).

#### 4.1.3.3 Vergleich der Ergebnisse mit Literaturwerten (Kreuzungsbereich)

Die Ergebnisse der Auswertung sind vergleichbar mit den Resultaten der Untersuchungen von [Gehrig et al., 2003], [Bukowiecki et al., 2010] und [Hueglin, 2000] in der Schimmelstraße und Weststraße in Zürich. Sowohl die Messung in der Weststraße (30 m vor Lichtsignal) als auch der Schimmelstraße (direkt bei Lichtsignal) sind im Einflussbereich eines Lichtsignales, weshalb die Fahrgeschwindigkeit abhängig vom Verkehrsaufkommen und der Ampelschaltung zwischen 0 km/h bis 50 km/h beträgt. Das Verkehrsaufkommen ist mit zirka 1 100 Fahrzeuge pro Stunde deutlich geringer als in den maximalen Halbstunden an der Kreuzung Don-Bosco, weshalb davon auszugehen ist, dass der Anteil der Standphasen in Zürich geringer und der Verkehr in diesem Bereich etwas flüssiger ist.

In Tabelle 4-5 sind die PM<sub>10</sub> non-exhaust Emissionsfaktoren zusammengefasst. Es zeigt sich, dass die Emissionsfaktoren für schwere Nutzfahrzeuge (LKW / SNF) vergleichbar sind mit jenen aus den Untersuchungen in der Weststraße. Die Emissionsfaktoren für PKW bzw. LNF liegen deutlich höher. Auch die geringe Differenz zwischen den PKW und LKW Emissionsfaktoren konnte in den anderen Untersuchungen nicht beobachtet werden. Diese Tatsache kann unter Umständen auch darauf zurückgeführt werden, dass in die Analyse der Messdaten Don-Bosco ausschließlich Tagesmaximalwerte (Halbstunden) eingeflossen sind. Diese weisen in der Regel Stop and Go Verkehr mit geringen Fahrgeschwindigkeiten und langen Standzeiten im Leerlaufbetrieb auf. Schließt man beim Datensatz Don-Bosco die Extremwerte (0.9-Quantil) bei der Berechnung der Emissionsfaktoren aus, so zeigt sich dass sich die Emissionsfaktoren für PKW und SNF weiter erhöhen (PKW 0,29 g/km; SNF 0,45 g/km).

Die gegenständlichen Emissionsfaktoren sind in jedem Fall mit großen Unsicherheiten behaftet, da vor allem in Hinblick auf die vorherrschende Hintergrundbelastung nur Abschätzungen gemacht werden konnten. Neben der vorherrschenden Varianz betreffend Fahrbahn-



verschmutzung haben auch andere nicht verkehrsbedingte Emissionsquellen einen Einfluss auf die gemessene Konzentration. Dieser Einfluss konnte jedoch quantitativ nicht erfasst werden.

**Tabelle 4-5** Vergleich der PM<sub>10</sub> non-exhaust Emissionsfaktoren Don-Boco mit Literaturwerten in [mg/km].

Literaturquelle	Messort	PM <sub>10</sub> non-exhaust Emissionsfaktoren [mg/km]	
		PKW / LNF	LKW / SNF
Hueglin (2000)	Schimmelstraße	45	913
Gehrig et al. (2003)	Schimmelstraße	92	819
	Weststraße	39	383
Bukowiecki et al. (2010)	Weststraße	9	343
Lohmeyer et al (2011) <sup>1</sup>	Cottbus, Bahnhofstraße	45	1143
	Frankfurt, Leipziger Straße	77	
	Potsdam, Zeppelinstraße	50	843
<b>diese Studie</b>	<b>Don-Bosco</b>	<b>233</b>	<b>367</b>

<sup>1</sup> Die jährlich erhobenen Emissionsfaktoren aus den Messungen wurden arithmetisch gemittelt.

## 4.2 Tunnelmessung

Tunnelmessungen haben für die Bestimmung von Emissionsfaktoren neben der zumeist hohen Quellstärke zusätzlich den Vorteil, dass es in längsgelüfteten Tunnelanlagen in Fahrtrichtung (Strömungsrichtung) zu einer Erhöhung der Schadstoffkonzentration kommt. Die im Tunnel emittierten Schadstoffe werden aufgrund des Schubes der Fahrzeuge oder mit Hilfe einer mechanischen Längslüftung zum Ausfahrtsportal transportiert, sodass die Emissionen über eine längere Strecke bis zum Messpunkt transportiert werden. Allerdings herrscht im Tunnel im Vergleich zu Stadtverkehr bzw. Freilandstrecken ein anderes Fahrverhalten. In der Regel ist dieses geprägt durch ein gleichmäßiges Geschwindigkeitsprofil mit seltenen Brems- und Beschleunigungsvorgängen. Diese Verkehrssituation unterscheidet sich deutlich von jenen, die auf Freilandstraßen vor allem im städtischen Bereich beobachtet werden. Darüber hinaus kann davon ausgegangen werden, dass die Fahrbahn im Tunnel weniger stark verschmutzt ist als im Freiland. Daraus folgt, dass die im Tunnel ermittelten Emissionsfaktoren in der Regel kleiner sind als jene auf anderen Straßenbereichen und daher die Ergebnisse nur bedingt auf das gesamte Straßennetz übertragbar sind.

### 4.2.1 Untersuchungsmethodik

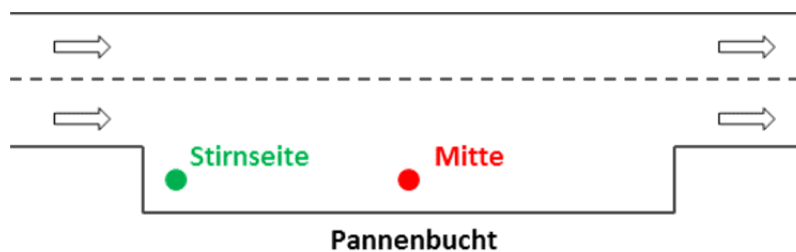
Für die Bestimmung von Emissionsfaktoren wurde eine zweiwöchige Messkampagne vom 24.08.2012 bis 07.09.2012 im Plabutschunnel in Graz durchgeführt. Der Tunnel wird in Richtungsverkehr geführt und ist ungefähr 10 km lang. Prinzipiell ist der Tunnel mit einer Vollquerlüftung ausgestattet. Da die beiden Tunnelröhren mit Richtungsverkehr betrieben werden stellt sich eine durch den Schub der Fahrzeuge initiierte Längslüftung ein. Da der Schub der Fahrzeuge bereits ausreicht, um eine Längsgeschwindigkeit von 3 m/s bis zirka 7 m/s aufzubauen, wird der Tunnel in der Regel kaum mechanisch belüftet. Es werden ausschließlich jene Zeiträume betrachtet, in denen die Querlüftung im Untersuchungsabschnitt nicht aktiviert war.

Aufgrund der Länge der Tunnelanlage in Kombination mit dem starken Verkehrsaufkommen werden höhere Konzentrationen detektiert, was eine Auswertung erleichtert. Die im Tunnel

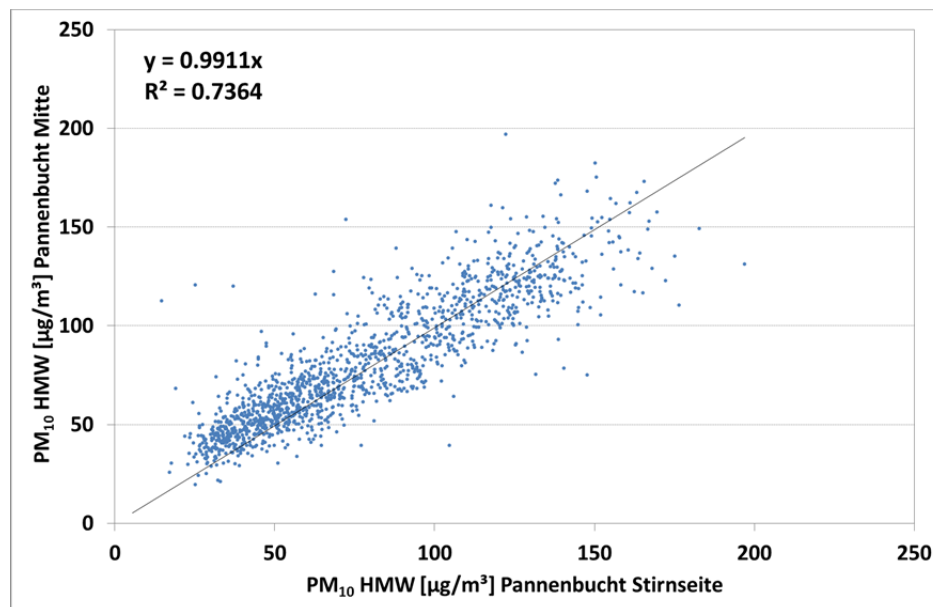
integrierten Längsströmungsmessgeräte liefern die Daten zur Ermittlung der Verdünnung und über die gemessenen  $\text{NO}_x$  Konzentrationen wird die Qualität der Messergebnisse bewertet.

Die Messung wurde in der Oströhre (Fahrtrichtung Linz) in der zweiten Tunnelhälfte des Plabutsch durchgeföhrt (siehe Abbildung 4-20). Der Tunnel besitzt in diesem Bereich seinen Scheitelpunkt, weshalb ein Teil der Messstrecke 1 % Steigung aufweist und der zweite, etwas längere Teil, 1 % Gefälle besitzt. Die gewichtete mittlere Steigung beläuft sich auf ein Gefälle von 0,58 %. Die Geschwindigkeitsbeschränkung im Tunnel beläuft sich auf 100 km/h für PKW bzw. 80 km/h für SNF und wird mittels Section Control überprüft.

Die eingesetzten Messcontainer mussten aufgrund verkehrssicherheitstechnischer Überlegungen an der, in Fahrtrichtung liegenden ersten Stirnseite der Pannenbucht (PB) abgestellt werden (siehe Abbildung 4-17). Vergleichsmessungen im Jahr 2011 haben jedoch gezeigt, dass der Aufstellungsort innerhalb der Pannenbucht kaum Auswirkung auf die Messergebnisse hat, wie Abbildung 4-18 zeigt.



**Abbildung 4-17** Schematische Darstellung der Position des Messcontainers innerhalb der Pannenbucht, Plabutschtunnel 2011.



**Abbildung 4-18** Korrelation der  $\text{PM}_{10}$  Messwerte Pannenbucht Stirnseite mit Pannenbucht Mitte auf Basis von Halbstundenmittelwerten, Plabutschtunnel 2011.

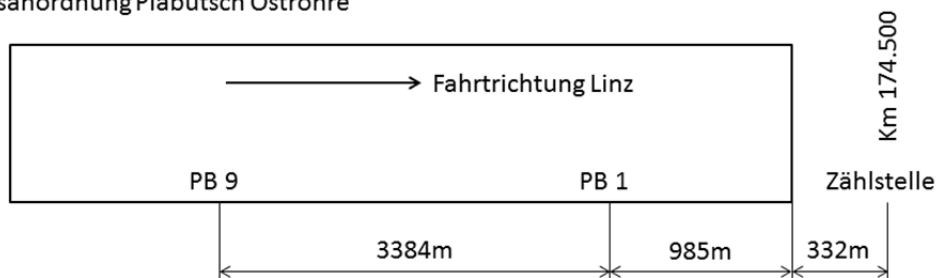
Bezogen auf die Vergleichbarkeit der Messergebnisse, spielt die Position innerhalb der Pannenbucht nur eine untergeordnete Rolle. Daher konnten beide eingesetzten Messcontainer an der Stirnseite der Pannenbucht positioniert werden (siehe Abbildung 4-19).



**Abbildung 4-19** Position der Messcontainer in der Pannenbucht während der Messung, Plabutschtunnel 2012.

Abbildung 4-20 zeigt die schematische Abbildung der Messanordnung. In den Pannenbuchten eins und neun (PB1, PB9) wurde je ein Messcontainer mit Geräten zur Erfassung von  $\text{NO}_x$  und  $\text{PM}_{10}$  aufgestellt. Die Strecke zwischen den Pannenbuchten beläuft sich auf zirka 3 400 m an deren Anschluss es noch zirka 1000 m bis zum Nordportal des Tunnels sind. Ungefähr 330 m nach dem Nordportal befindet sich eine Zählstelle der Asfinag, deren Messung für die Erfassung der Verkehrsdaten herangezogen wurde. Die Fahrzeuge benötigen zirka 2 Minuten, um die Messtrecke zu durchfahren. Bei einer Längsgeschwindigkeit von 2 m/s (entspricht dem gemessenen Minimum) benötigt die Luftsäule etwas mehr als 28 Minuten, um die Wegstrecke zurückzulegen. Der Verkehr passiert die Verkehrszählstelle in weniger als einer Minute nachdem die Messstrecke verlassen wurde. Dieser Zeitversatz muss im Rahmen der Auswertung berücksichtigt werden. Der in der Auswertung verwendete Zeitstempel basiert auf der ersten Messstation (PB9), die Messwerte der zweiten Messstelle (PB1) wurden für die Differenzbildung um 5 Minuten verschoben und die Werte der Verkehrszählung um 6 Minuten nach vorne versetzt.

#### Messanordnung Plabutsch Oströhre



**Abbildung 4-20** Schematische Darstellung der Messanordnung im Plabutschtunnel 2012.

Alle Messdaten liegen als Minutenwerte vor und werden erst im Zuge der Auswertung weiter zusammengefasst. Im Rahmen der ersten Auswertungen hat sich ein gleitender 10 Minuten Mittelwert als optimal herausgestellt. Dadurch werden kurzfristige Spitzenwerte herausgemittelt die Dynamik der Werte bleibt aber grundsätzlich erhalten. Im Gegenzug müssen die Werte jedoch zeitlich geschiftet werden, um die korrekten Werte miteinander zu vergleichen.

Im Bereich beider Pannenbuchten wird die Längsgeschwindigkeit erfasst. Diese Messgeräte sind fix im Tunnel installiert und in die Tunnelleittechnik eingebunden. Für die Berechnung des Luftvolumenstromes wurde das Längsströmungsmessgerät LG 121 im Bereich der Pannenbucht 7 (PB7) herangezogen, da dieses eine höhere Datenverfügbarkeit aufweist. Die Verdünnung der Emissionen wurden mit Hilfe der aufgezeichneten Längsgeschwindigkeiten berücksichtigt. Da der

Tunnelquerschnitt mit 47 m<sup>2</sup> bekannt ist, konnte der vorherrschende Volumenstrom berechnet werden und direkt in die Auswertung miteinfließen (siehe Gleichung (11)).

$$\text{Volumenstrom}_{\text{Verdünnung}} \left[ \frac{\text{m}^3}{\text{s}} \right] = \text{Längsgeschwindigkeit}_{\text{LG121}} \left[ \frac{\text{m}}{\text{s}} \right] \cdot \text{Querschnitt}_{\text{Plabutschunnel}} [\text{m}^2] \quad (11)$$

Die Berechnung der Emissionsmenge zur Bestimmung der Emissionsfaktoren erfolgt nach folgendem Zusammenhang:

$$\text{Emissionsmenge} \left[ \frac{\text{g}}{\text{km}} \right] = \frac{\text{Immissionskonzentration} \left[ \frac{\mu\text{g}}{\text{m}^3 \cdot \text{Minute}} \right] \cdot 10^6 \cdot \text{Volumenstrom} \left[ \frac{\text{m}^3}{\text{s}} \right] \cdot 60 [\text{s}]}{\text{Fahrstrecke} [\text{km}]} \quad (12)$$

Die Emissionsfaktoren (EFA) werden mit Hilfe multipler linearer Regression basierend auf den Verkehrsdaten und der Emissionsmenge berechnet. Die Regressionsgerade entspricht folgender Form:

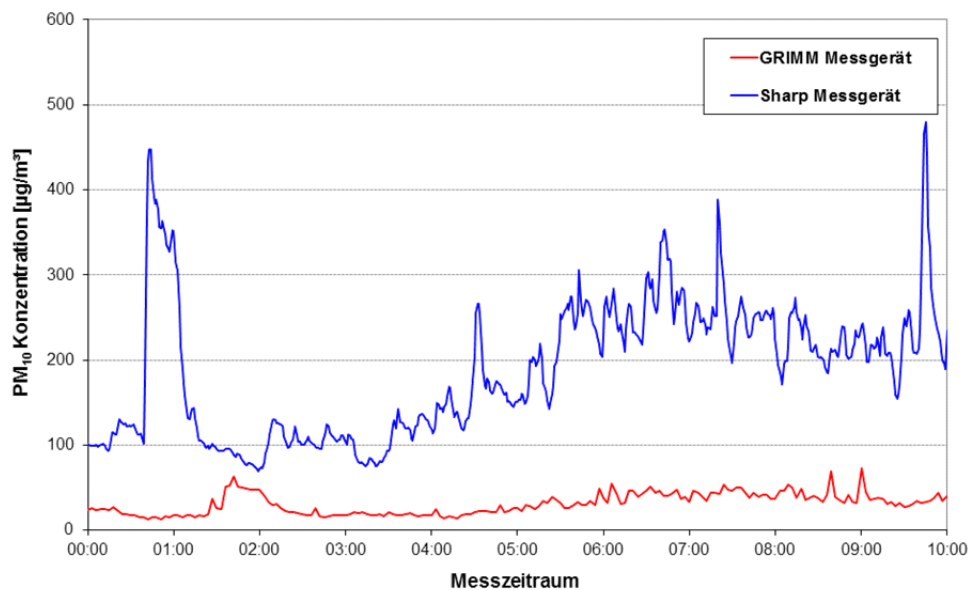
$$\text{Emissionsmenge} \left[ \frac{\text{g}}{\text{km}} \right] = \text{EFA}_{\text{PKW}} \left[ \frac{\text{g}}{\text{km}} \right] \cdot \text{Anzahl}_{\text{PKW}} + \text{EFA}_{\text{LKW}} \left[ \frac{\text{g}}{\text{km}} \right] \cdot \text{Anzahl}_{\text{LKW}} \quad (2)$$

Um die Qualität der Berechnungsergebnisse beurteilen zu können werden auch ausgewählte statistische Kenngrößen, wie Standardfehler und Konfidenzintervall angegeben. Diese statistischen Kenngrößen beziehen sich immer auf den aus der Messung berechneten PM<sub>10</sub> gesamt Emissionsfaktor. Die Bestimmung des PM non-exhaust Faktors basiert auf der Subtraktion der modellberechneten PM exhaust Emissionsmenge, was keine Auswirkungen auf die Höhe des Standardfehlers und das Konfidenzintervall hat.

#### 4.2.2 Charakteristik des Datensatzes

Aufgrund der hohen PM<sub>10</sub> Immissionsbelastung im Tunnel musste über die gesamte Messdauer das PM<sub>10</sub> Immissionsmessgerät täglich gewartet werden, da vor allem die Messköpfe zur Partikelabscheidung sehr stark verunreinigen und gereinigt werden müssen. Vor Beginn der Messperiode wurde eine Parallelmessung aller eingesetzter Messgeräte durchgeführt um sicherzustellen, dass keine messprinzip- bzw. bauartbedingten Abweichungen auftreten.

Diese Parallelmessung hat gezeigt, dass nicht alle Messgeräte für den Tunneleinsatz geeignet sind. Die zu Beginn verwendeten GRIMM Messgeräte unterschätzen die PM<sub>10</sub> Konzentration deutlich. Der Grund dafür liegt beim zugrundeliegenden Messverfahren bzw. dem im Messgerät hinterlegten Zusammenhang zwischen Lichtstreuung und Massenkonzentration. Rußpartikel werden von diesen Messgeräten in den vorhandenen Konzentrationsbereichen nicht richtig erfasst, da der hinterlegte Algorithmus, um von der Partikelanzahl auf die Partikelmasse umzurechnen, auf andere Aerosolzusammensetzungen abgestimmt ist. In Abbildung 4-21 ist der Konzentrationsverlauf zweier Messgeräte (GRIMM verglichen mit Sharp) dargestellt. Auf Basis dieser Vergleichsmessung wurden die zuerst eingesetzten GRIMM Messgeräte durch Messgeräte basierend auf anderen Messverfahren ersetzt.



**Abbildung 4-21** Verlauf der gemessenen PM<sub>10</sub> Konzentration einmal mit einem Sharp Messgerät und einmal mit einem GRIMM Messgerät, bezogen auf Minutenmittelwerte, Plabutschtunnel 2012.

Trotz aller Sorgfalt bei der Auswahl und Wartung der eingesetzten Messgeräte mussten vor allem für PM<sub>10</sub> Datenausfälle verzeichnet werden. Es scheint als wäre der Einsatz eines PM<sub>10</sub> Immissionsmessgerätes im Tunnelbereich aufgrund der sehr hohen Konzentrationen gepaart mit der hohen zeitlichen Auflösung der Werte eine Extrembelastung für das eingesetzte Equipment.

Als problematischer Einflussgröße für die Auswertung hat sich vor allem die Längsgeschwindigkeit herausgestellt. Hier konnte vom Tunnelbetreiber nur eine geringe Datendichte zur Verfügung gestellt werden, da Probleme bei der Sicherung und Extraktion der Daten aus dem Tunnelleittechniksystem aufgetreten sind. Da die Längsgeschwindigkeit als Maß für die Verdünnung eine entscheidende Einflussgröße ist, konnten jene Datensätze, für die keine Geschwindigkeitsdaten vorlagen in der Auswertung nicht berücksichtigt werden.

Bei einer Messdauer von 2 Wochen und einer möglichen Datensatzanzahl von 20 880 Datensätzen sind für 7 172 Datenpunkte (Minutenwerte) alle relevanten Messdaten verfügbar (PM<sub>10</sub>, NO<sub>x</sub> jeweils aus beiden Pannenbuchten, Längsgeschwindigkeit, Verkehrszahlen inklusive Schwerverkehrsanteil). Somit sind zirka 35 % der maximal möglichen Datensätze vollständig verfügbar und können für die Auswertung herangezogen werden.

### 4.2.3 Verwendete Messsysteme

Bei den eingesetzten Messgeräten handelt es sich um konventionelle Messgeräte zur dynamischen Erfassung von Luftschadstoffkonzentrationen.

Pannenbucht 9 (PB9):

- PM<sub>10</sub> Messung: Sharp 5030
- NO<sub>x</sub> Messung: API 200 A

Pannenbucht 1 (PB1):

- PM<sub>10</sub> Messung: TEOM FDMS
- NO<sub>x</sub> Messung: API 200 A

## 4.2.4 Ergebnisse

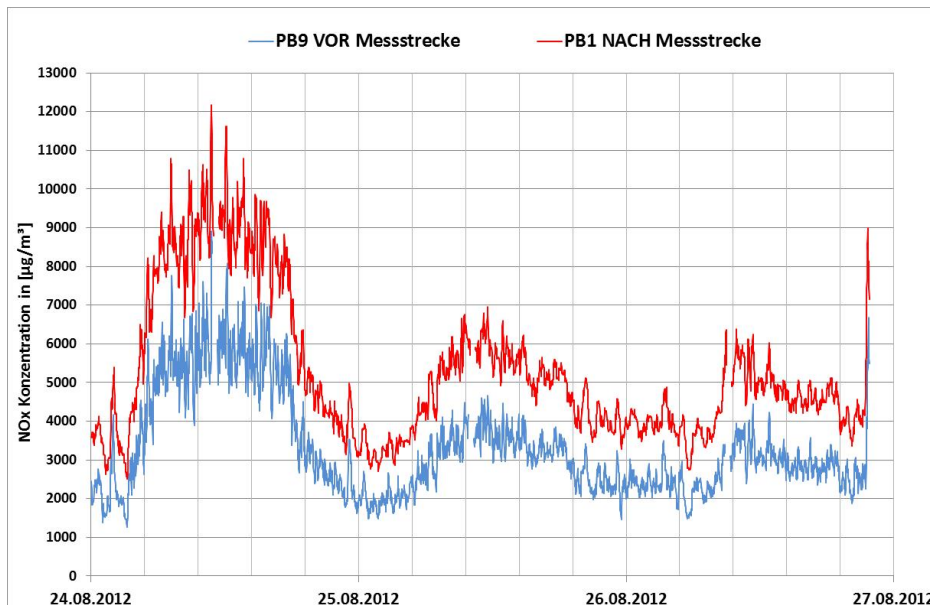
Wie bereits eingangs erwähnt, dienen die  $\text{NO}_x$  Daten dazu die Qualität der Messung wie auch der Auswertemethodik zu überprüfen. Da die  $\text{NO}_x$  Konzentration im Tunnel einzig von der Fahrzeuganzahl sowie des Fahrzeugtyps abhängig ist, ist dieser Schadstoff sehr gut dazu geeignet, um das Modellsystem zu validieren. Daher werden zuerst die Ergebnisse für  $\text{NO}_x$  und im Anschluss daran jene für  $\text{PM}_{10}$  dargestellt.

### 4.2.4.1 $\text{NO}_x$ Emissionsfaktoren Tunnel

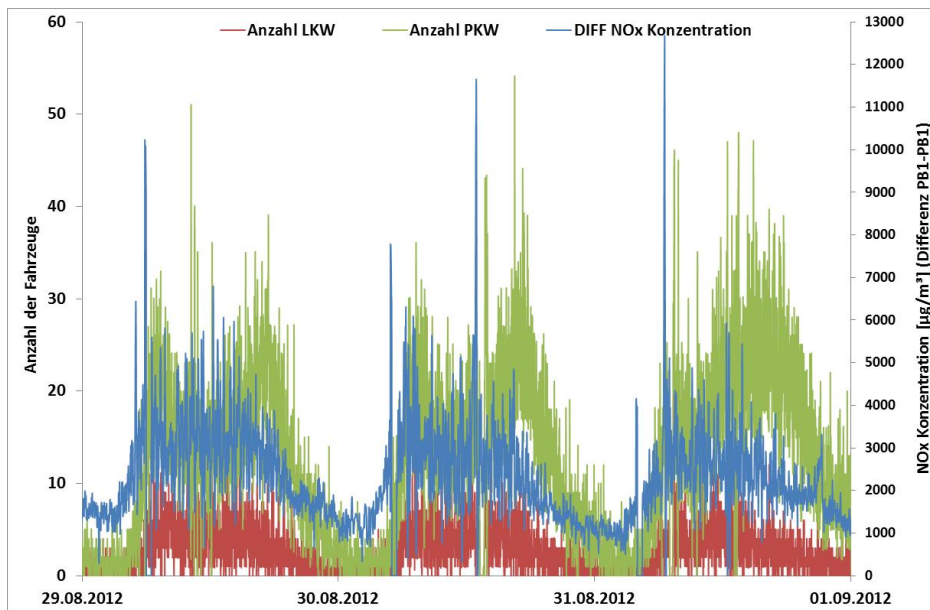
Wie Abbildung 4-22 zeigt, ist die  $\text{NO}_x$  Konzentration, wie erwartet, beim ersten Messpunkt zu Beginn der Messstrecke (PB9) deutlich geringer als bei dem 2. Messpunkt am Ende der Messstrecke (PB1). Es kann daher davon ausgegangen werden, dass die Überlegungen durch die Messung untermauert werden und die vorher definierten Randbedingungen während der Messung eingehalten werden.

Gleiches geht aus Abbildung 4-23 hervor, denn wie erwartet zeigt sich ein eindeutiger Zusammenhang zwischen der Anzahl der Fahrzeuge und der Differenz der  $\text{NO}_x$  Konzentration.

Wie gut Messdaten und Modell im Detail harmonisieren, wird sich im Rahmen der weiteren Auswertungen zeigen. Vorab kann jedoch gesagt werden, dass der Messaufbau der Aufgabenstellung gerecht wird.

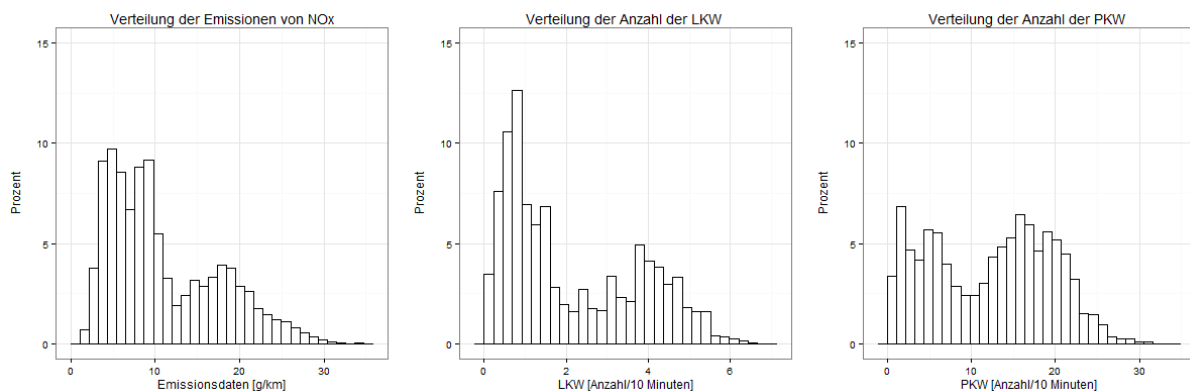


**Abbildung 4-22** Verlauf der gemessenen  $\text{NO}_x$  Konzentration an beiden Messpositionen (PB9, PB1), exemplarisch herausgegriffen für den Zeitraum zwischen 24.08.2012 und 27.08.2012, Plabutschunnel.



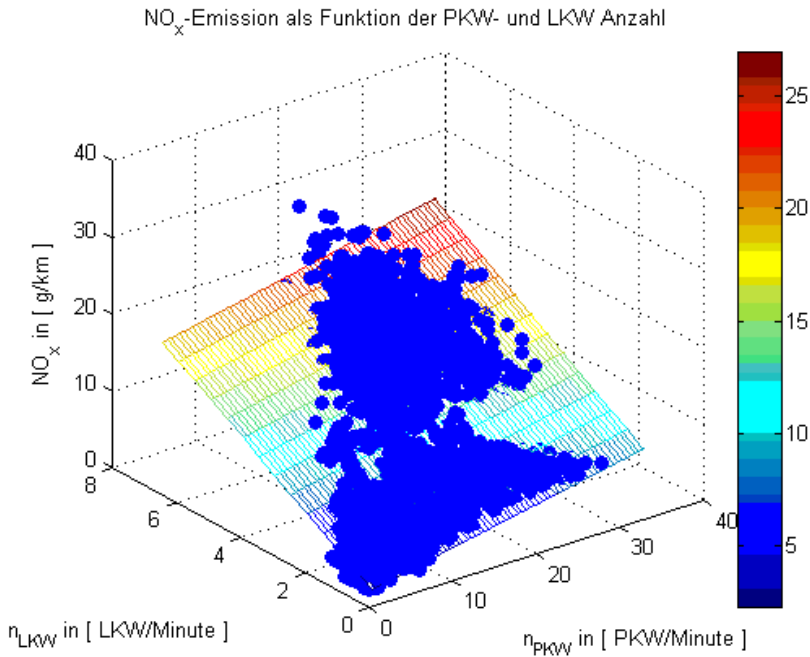
**Abbildung 4-23** Verlauf der gemessene NO<sub>x</sub> Konzentrationsdifferenz (PB1 abzüglich PB9) sowie der Verkehrszahlen, aufgliedert in LKW und PKW, exemplarisch herausgegriffen für den Zeitraum zwischen 29.08.2012 und 01.09.2012, Plabutschtunnel.

Um einen Überblick über die Daten zu bekommen, sind die NO<sub>x</sub> Emissionswerte, Anzahl der LKW und Anzahl der PKW in Abbildung 4-24 als Histogramm dargestellt. Es zeigt sich, dass sowohl die Fahrzeuganzahl als auch die Emissionen ähnliche Verteilungen aufweisen.



**Abbildung 4-24** Klassifizierte Verteilung der NO<sub>x</sub> Emissionswerte sowie der LKW bzw. PKW Anzahl über die gesamte Messdauer, für alle verwendbaren Datensätze, Plabutschtunnel 2012.

Die Differenz zwischen beiden NO<sub>x</sub> Messungen entspricht den Emissionen der Fahrzeuge, die auf einer Strecke von 3 384 m mit einem durchschnittlichen Gefälle von 0,58 % freigesetzt werden. Berücksichtigt man die Verdünnung, berechnet über die Längsgeschwindigkeit der Luftsäule, sowie die zurückgelegte Strecke, können die gemessenen Immissionskonzentrationen auf Emissionen (g/km) zurückgerechnet werden (siehe Gleichung (12)). In weiterer Folge werden die einzelnen Datenpunkte in Abhängigkeit von der Fahrzeuganzahl (gesplittet nach PKW und LKW) dargestellt und eine Ausgleichsebene mittels multipler linearer Regression bestimmt (siehe Abbildung 4-25).



**Abbildung 4-25** Darstellung der aus der Messung ermittelten NO<sub>x</sub> Emissionen in Abhängigkeit von den Verkehrszahlen, aufgliedert in LKW und PKW, sowie der Ausgleichsebene, für alle verwendbaren NO<sub>x</sub> Datenpunkte, wobei die Farbskala die NO<sub>x</sub> Konzentration in [g/km] widerspiegelt, Plabutschtunnel 2012.

Die durch multiple lineare Regression (MLR) bestimmte Ausgleichsebene durch den Ursprung entspricht nachstehender Form und weist folgende Konstanten auf:

$$NOx_{\text{Emission}} \left[ \frac{g}{km} \right] = 3,149 n_{LKW} + 0,299 n_{PKW} \quad (3)$$

Die Ausgleichsebene weist ein Bestimmtheitsmaß R<sup>2</sup> von 0,925 auf. In Tabelle 4-6 werden die berechneten NO<sub>x</sub> Emissionsfaktoren gegliedert in PKW und LKW aufgelistet. Zusätzlich zum Emissionsfaktor werden auch der Standardfehler sowie die Werte des 95 % Konfidenzintervalls angegeben. Diese sind ein Maß für die Qualität der ermittelten Emissionsfaktoren.

**Tabelle 4-6** NO<sub>x</sub> Emissionsfaktoren in [g/km] für den Plabutschtunnel inklusive 95 % Konfidenzintervall und Standardfehler, Messung 2012.

Fahrzeug	NO <sub>x</sub> Emissionsfaktor [g/km]	
	Messung 2012	Standardfehler*
PKW	0,299 ± 0,011	0,006
LKW (SNF)	3,149 ± 0,061	0,031

\* Der Standardfehler entspricht der Standardabweichung (68,3%) der Schätzfunktion und damit der Wurzel aus der Varianz.

Vergleicht man den berechneten Emissionsfaktor mit den Werten aus dem Handbuch für Emissionsfaktoren HBEFA 3.1 [Umweltbundesamt, 2010] sowie NEMO [Rexeis, Hausberger, 2005] (siehe Tabelle 4-7) so zeigt sich, dass die aus der Messung berechneten Werte zwischen jenen der angeführten Emissionsmodelle liegen.



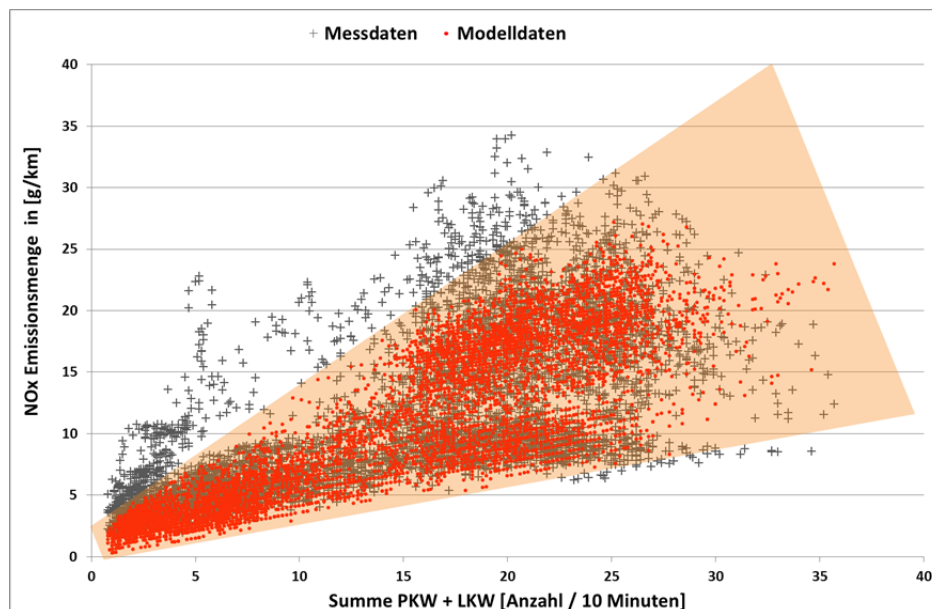
**Tabelle 4-7** NO<sub>x</sub> Emissionsfaktoren in [g/km] für den Plabutschtunnel aus der Messung berechnet und mittels Emissionsmodellen berechnet, Messung und Berechnung 2012.

Fahrzeug	NO <sub>x</sub> Emissionsfaktor [g/km]		
	Messung 2012	HBEFA 3.1*	NEMO
PKW	0,30	0,27	0,35
LKW (SNF)	3,15	2,24	4,53

Fahrzyklus AB\_100, längengewichtetes mittleres Gefälle 0,58 %

\* im HBEFA 3.1 wurde die Längsneigung der Strecke auf 0 % gesetzt

Wie in Abbildung 4-26 ersichtlich bilden die berechneten Emissionsmengen die tatsächlich gemessene NO<sub>x</sub> Emissionsmenge gut ab. Wie bereits in Kapitel 4.1.3.1 erwähnt, soll die Nachrechnung verdeutlichen welcher Ausschnitt der gemessenen Werte durch das Modellsystem abgedeckt werden kann. Zusätzlich zeigt die abgebildete orange Fläche die Standardabweichung der Schätzfunktion (entspricht dem Standardfehler der Koeffizienten).

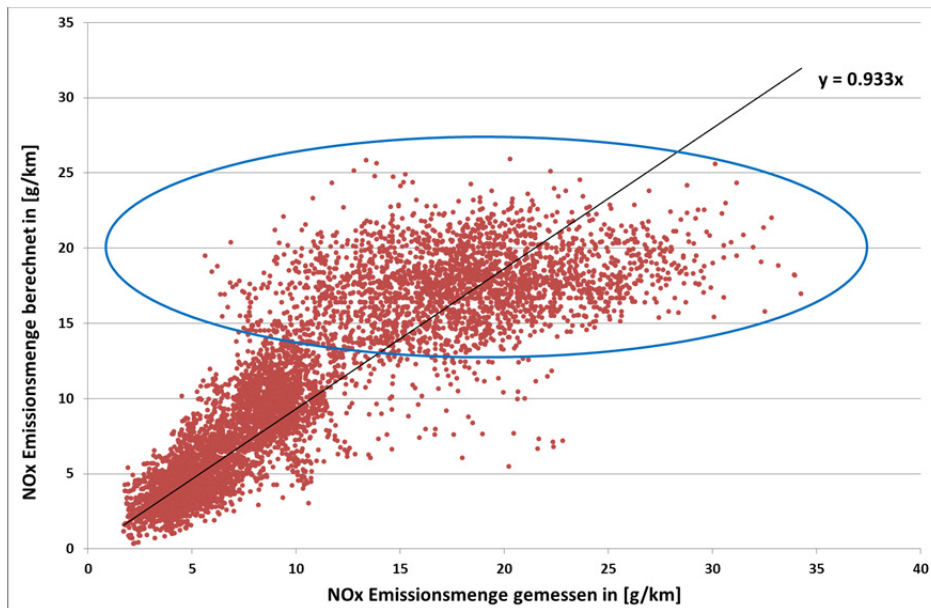


**Abbildung 4-26** Vergleich der gemessenen Emissionswerte (schwarze Kreuze) mit der Modellberechnung (rote Punkte), die markierte Fläche zeigt jene Bereich der durch das Modell unter Berücksichtigung des Standardfehlers abgedeckt wird, Plabutschtunnel 2012.

Zur Verdeutlichung wird in Abbildung 4-27 der Zusammenhang zwischen den berechneten Werten und gemessenen Werten dargestellt. Auch hier zeigt sich eine sehr gute Übereinstimmung, wobei die Rückrechnung mit den aus der Messung abgeleiteten Emissionsfaktoren die gemessene Emissionsmenge leicht unterschätzt.

Die Datensätze im blau markierten Bereich zeichnen sich dadurch aus, dass zum einen die Fahrzeuganzahl pro 10 Minuten mit 21 Fahrzeugen deutlich über dem Durchschnitt von 14 Fahrzeugen pro 10 Minuten liegt und es sich hierbei um durchgehende Zeiträume handelt. In diesen Zeitspannen herrschen hohe Verkehrsbelastungen die mit hohen Längsgeschwindigkeiten im Tunnel einhergehen, welche auch bei schwankenden Verkehrszahlen aufrechterhalten bleiben. Das heißt, dass das, verglichen mit den Verkehrszahlen, „träge“ System „Längsgeschwindigkeit“ der sich rasch ändernden Größe (Verkehrszahl) nicht folgen kann und damit die berechneten Emissionsmengen durch die gleichbleibende Verdünnung stärker streuen

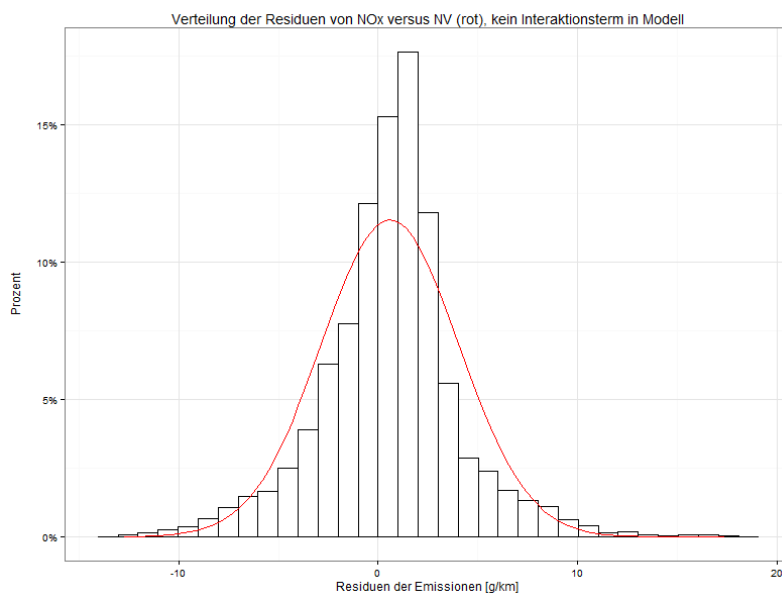
(siehe Gleichung (9)). Der Zusammenhang zwischen Fahrzeuganzahl, Längsgeschwindigkeit, Verdünnung und Emissionsmenge wird auf Seite 49 detaillierter beschrieben.



**Abbildung 4-27** Zusammenhang zwischen den rückgerechneten  $\text{NO}_x$  Emissionen und den im Plabutschtunnel gemessenen  $\text{NO}_x$  Emissionskonzentrationen, Messung 2012.

Wie die Vergleiche gezeigt haben scheint der Datensatz für eine weiterführende Auswertung geeignet zu sein.

Um die Qualität des Modells beurteilen zu können, wurde die Verteilung der Residuen herangezogen (siehe Abbildung 4-28). Die Fehler (Residuen) sollten für jede unabhängige Variable normalverteilt sein. Erst bei sehr großen Fallzahlen hat die Abweichung von der Normalverteilung in der Regel nur einen sehr geringen oder gar keinen Effekt auf die Modellaussagen. Bei kleinen Fallzahlen dagegen ist die Prüfung der Normalverteilung der Fehler zwingend notwendig [Stahel, 2006]. Es zeigt sich, dass im gegenständlichen Fall die Residuen nahezu normalverteilt sind.

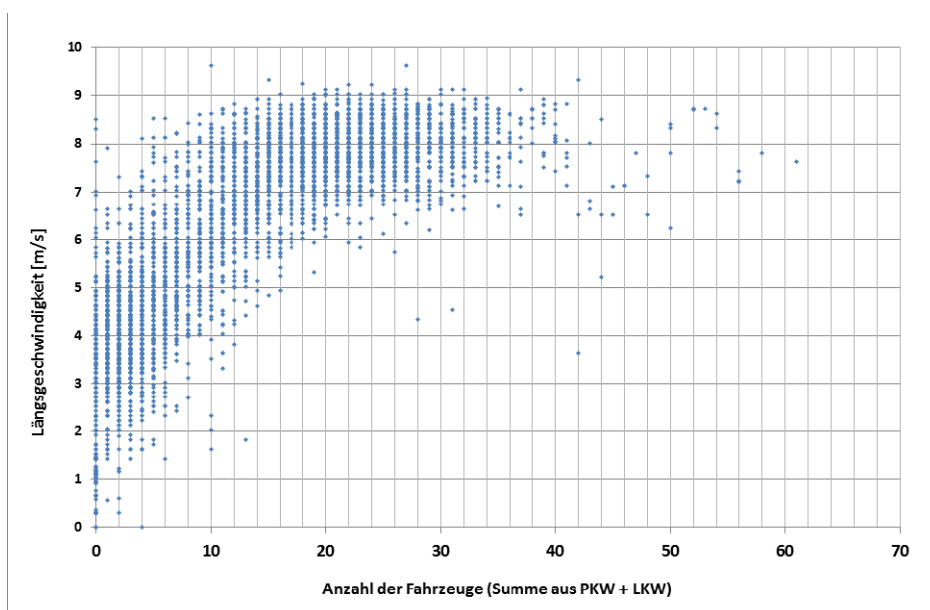


**Abbildung 4-28** Verteilung der Residuen für die  $\text{NO}_x$  Emissionswerte Plabutschtunnel 2012, die Fläche unter der Kurve ist einsnormiert.

Als problematisch erweisen sich Datensätze mit sehr hohen bzw. sehr niedrigen Verkehrszahlen, da die Luftsäule im Tunnel im Vergleich zum Verkehr ein träges System darstellt (siehe Abbildung 4-29). Da die Längsgeschwindigkeit als Maß für die Verdünnung in der Auswertung berücksichtigt wird, tragen vor allem kurzzeitige Verkehrsmaxima und -minima, die nicht mit einer Veränderung der Längsgeschwindigkeit einhergehen, zu einer größeren Streuung der Werte bei.

Darüber hinaus ist anzumerken, dass die Längsgeschwindigkeit im Tunnel über die gesamte Messdauer, aufgrund der Reibung, maximal einen Wert von 9,6 m/s erreicht hat. Das heißt, treten im Messverlauf kurzzeitig sehr hohe oder sehr niedrige Verkehrsbelastungen auf, ändert sich weder die gemessene Immissionsbelastung noch die Längsgeschwindigkeit im entsprechenden Maß. In weiterer Folge wirkt sich diese Problematik auch auf die Bestimmung der  $\text{PM}_{10}$  Emissionsfaktoren aus.

Versuchsweise wurden nur die  $\text{NO}_x$  Emissionswerte zwischen Quantil 0,1 ( $Q_{0.1}$ ) und Quantil 0,9 ( $Q_{0.9}$ ) ausgewertet, dieses Vorgehen brachte jedoch keine entscheidende Verbesserung in der Modellgenauigkeit, weshalb in weiterer Folge darauf verzichtet wurde.



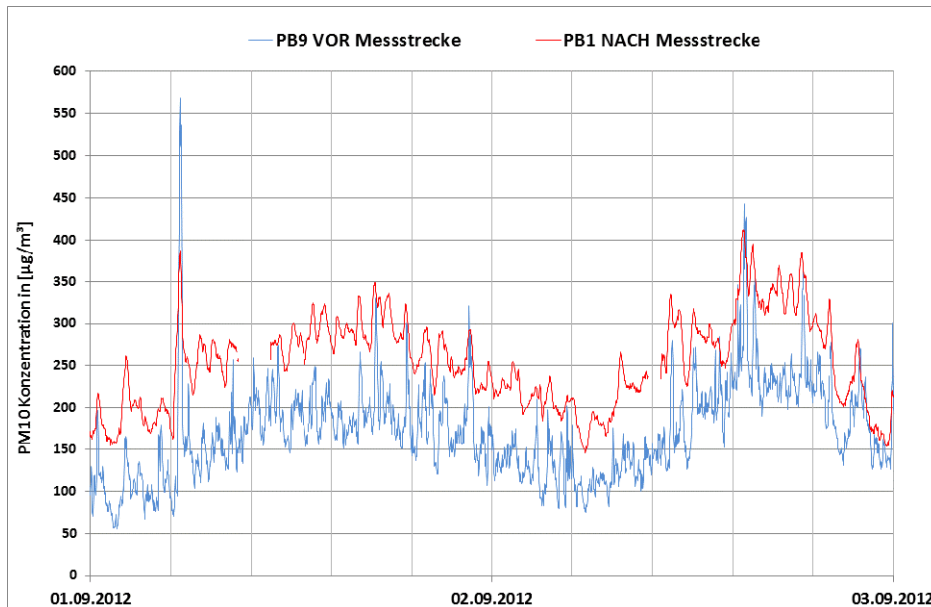
**Abbildung 4-29** Gegenüberstellung der Fahrzeuganzahl [Anzahl/10 Minuten] und der Längsgeschwindigkeit in [m/s], Plabutschtunnel 2012.

#### 4.2.4.2 $\text{PM}_{10}$ Emissionsfaktoren Tunnel

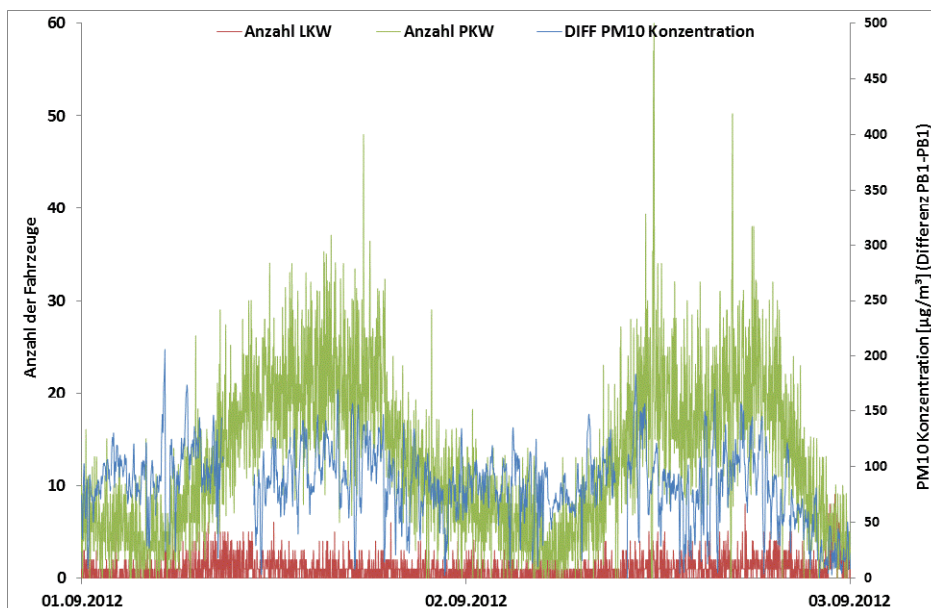
Für die Auswertung der  $\text{PM}_{10}$  Emissionsfaktoren wurden nur jene Datensätze herangezogen mit denen die  $\text{NO}_x$  Emissionsfaktoren bestimmt wurden und für die auch  $\text{PM}_{10}$  Messungen an beiden Messstellen vorliegen. Dadurch verringert sich die verfügbare Datensatzanzahl weiter, diese wurden jedoch bereits im Rahmen der  $\text{NO}_x$  Emissionsberechnung detailliert evaluiert.

Wie der zeitliche Verlauf der  $\text{PM}_{10}$  Messdaten in Kombination mit den Verkehrswerten zeigt, ist der Unterschied der Messwerte am Anfang der Messstrecke und am Ende der Messstrecke (siehe Abbildung 4-30) geringer als bei der  $\text{NO}_x$  Konzentration. Gleiches gilt für den Verlauf der Differenz in Kombination mit dem Verkehrsgang. Bei dem exemplarisch herausgegriffenen

Zeitfenster erkennt man anhand der nahezu konstanten Schwerverkehrszahlen, dass es sich beim dargestellten Zeitraum um ein Wochenende handeln muss. Einzig der Verlauf PKW Verkehrszahlen zeigen einen typischen Tagesgang (siehe Abbildung 4-31).



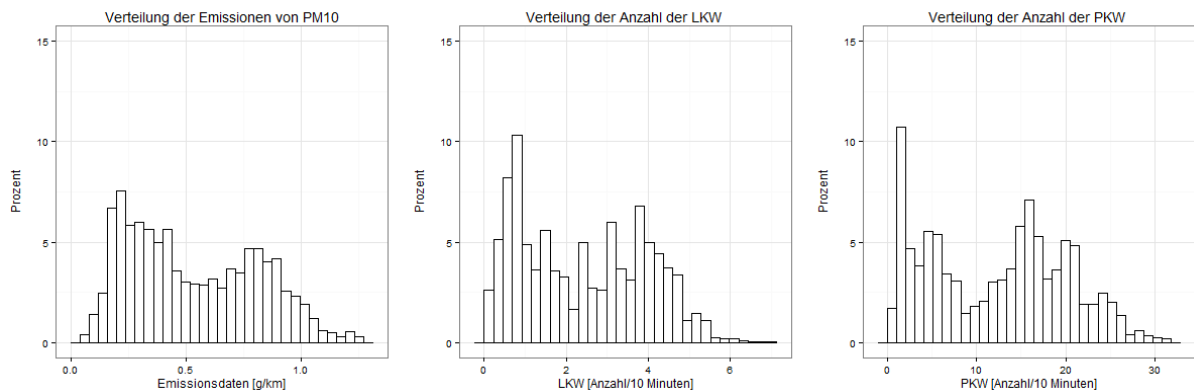
**Abbildung 4-30** Verlauf der gemessene  $PM_{10}$  Konzentration an beiden Messpositionen, exemplarisch herausgegriffen für den Zeitraum zwischen 01.09.2012 und 03.09.2012, Plabutschunnel.



**Abbildung 4-31** Verlauf der gemessene  $PM_{10}$  Konzentrationsdifferenz (PB1 abzüglich PB9) sowie den Verkehrszahlen, aufgedgliedert in LKW und PKW, exemplarisch herausgegriffen für den Zeitraum zwischen 01.09.2012 und 03.09.2012, Plabutschunnel.

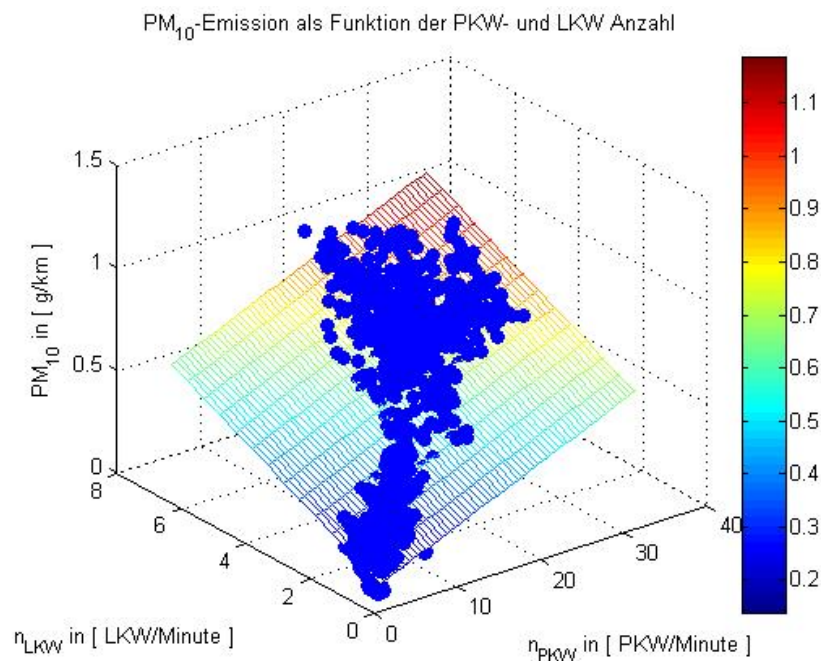
Anhand der nachstehenden Histogramme für die  $PM_{10}$  Emissionswerte, den PKW und den LKW Zahlen kann man sich ein Bild von den Messwerten machen. Die Veränderung der Verteilung bezogen auf die Verkehrszahlen (PKW und LKW) ergibt sich dadurch, dass nicht alle  $NO_x$

Datenpunkte auch für PM<sub>10</sub> herangezogen werden können, da teilweise Ausfälle bei der PM<sub>10</sub> Messung zu verzeichnen sind.



**Abbildung 4-32** Klassifizierte Verteilung der PM<sub>10</sub> Emissionswerte sowie der LKW bzw. PKW Anzahl über die gesamte Messdauer, für alle verwendbaren Datensätze, Plautschunnel 2012.

Die Auswertung der restlichen Datensätze erfolgt für PM<sub>10</sub> analog zur NO<sub>x</sub> Auswertung. Die Datenpunkte inklusive der Ausgleichseben sind in Abbildung 4-33 dargestellt.



**Abbildung 4-33** Darstellung der aus der Messung berechneten PM<sub>10</sub> Emissionen in Abhängigkeit von den Verkehrszahlen, aufgedgliedert in LKW und PKW, sowie der Ausgleichsebene, für alle verwendbaren PM<sub>10</sub> Datenpunkte, die auch in die NO<sub>x</sub> Auswertung eingeflossen sind, Plabutschunnel.

Die durch multiple lineare Regression (MLR) bestimmte Ausgleichsebene entspricht nachstehender Form und weist folgende Konstanten auf (Schadstoff PM<sub>10</sub> gesamt):

$$PM10_{\text{Emission}} \left[ \frac{g}{km} \right] = 0,095 n_{LKW} + 0,022 n_{PKW} \quad (4)$$

Sie weist ein Bestimmtheitsmaß R<sup>2</sup> von 0,937 auf. In der nachstehenden Tabelle werden die berechneten PM<sub>10</sub> Emissionsfaktoren gegliedert in PKW und LKW aufgelistet und statistische Kennwerte angeben. Es zeigt sich, dass sowohl der Standardfehler als auch die Werte des

Konfidenzintervalls (95 %) einen engen Wertebereich eingrenzen. Daraus folgt, dass die ausgewertete Datenmenge nur geringe Streuung aufweist, wie auch das hohe Bestimmtheitsmaß erkennen lässt. Beide statistischen Kenngrößen beziehen sich auf den PM<sub>10</sub> Emissionsfaktor (Summe aus exhaust und non-exhaust). Diese werden im Sinne der Fortschreibung von Unsicherheiten eins zu eins auf den PM<sub>10</sub> non-exhaust Emissionsfaktor übertragen.

**Tabelle 4-8** PM<sub>10</sub> Emissionsfaktoren in [g/km] für den Plabutschtunnel inklusive 95 % Konfidenzintervall und Standardfehler, Messung 2012

Fahrzeug	PM <sub>10</sub> Emissionsfaktor [g/km]	
	Messung 2012	Standardfehler*
PKW	0,0219 ± 0,0016	0,0009
LKW (SNF)	0,0954 ± 0,0086	0,0044

\* Der Standardfehler entspricht der Standardabweichung (68,3%) der Schätzfunktion und damit der Wurzel aus der Varianz.

Im Anschluss daran werden die Emissionsfaktoren mit jenen des Handbuchs für Emissionsfaktoren HBEFA 3.1 [Umweltbundesamt, 2010] sowie NEMO [Rexeis, Hausberger, 2005] verglichen. Wesentlich ist die Tatsache, dass es sich bei den Emissionsfaktoren aus der Messung um PM<sub>10</sub> gesamt handelt, bei jenen aus den Emissionsmodellen ausschließlich um die PM<sub>10</sub> exhaust Faktoren. Das heißt, es ist davon auszugehen, dass die Emissionsfaktoren aus den Emissionsmodellen deutlich geringer sind als die aus der Messung bestimmten Faktoren.

**Tabelle 4-9** PM<sub>10</sub> Emissionsfaktoren in [g/km] für den Plabutschtunnel gemessen und mittels Emissionsmodellen berechnet, Messung 2012

Fahrzeug	PM <sub>10</sub> Emissionsfaktoren [g/km]		
	Messung 2012	HBEFA 3.1*	NEMO
PKW	0,022	0,007**	0,015**
LKW (SNF)	0,095	0,032**	0,051**

Fahrzyklus AB\_100, längengewichtetes mittleres Gefälle 0,58 %

\* im HBEFA 3.1 wurde die Längsneigung der Strecke auf 0 % gesetzt

\*\* die angegebenen Werte entsprechen den PM<sub>10</sub> exhaust Emissionsfaktoren für PKW und SNF

Der PM<sub>10</sub> non-exhaust Anteil wird ermittelt indem man die berechneten PM<sub>10</sub> exhaust Emissionsfaktor vom PM<sub>10</sub> gesamt Emissionsfaktor abzieht. Bei diesem Ansatz wird davon ausgegangen, dass der PM<sub>10</sub> exhaust Anteil mit genügender Genauigkeit durch die Emissionsmodelle bestimmt ist. Da NEMO [Rexeis, Hausberger, 2005] die aktuelle Datenbank darstellt und zudem die Längsneigung genügend genau berücksichtigen kann, wird dieses Modell zur Berechnung der exhaust Emissionen verwendet. Es ergeben sich folgende PM<sub>10</sub> Emissionsfaktoren aufgegliedert in PM<sub>10</sub> exhaust Anteil und PM<sub>10</sub> non-exhaust Anteil:

**Tabelle 4-10** PM<sub>10</sub> Emissionsfaktoren aufgetrennt in exhaust und non-exhaust in [g/km] im Plabutschtunnel, Messung 2012

Fahrzeug	PM <sub>10</sub> Emissionsfaktoren [g/km]			Standardfehler**
	PM <sub>10</sub> gesamt	PM <sub>10</sub> exhaust*	PM <sub>10</sub> non-exhaust	
PKW	0,022	0,015	0,007	0,0009
LKW (SNF)	0,095	0,051	0,044	0,0044

\* berechnet mit NEMO Fahrzyklus AB\_100, längengewichtetes mittleres Gefälle 0,58 %

\*\* Der Standardfehler entspricht der Standardabweichung (68,3%) der Schätzfunktion und damit der Wurzel aus der Varianz.

Es zeigt sich, dass der Anteil der PM<sub>10</sub> non-exhaust Emissionen am Emissionsfaktor für PM<sub>10</sub> gesamt eher gering ist. Bezogen auf PKW beträgt der Anteil 32 % bei LKW knapp 54 %.

Ein Grund für die geringen PM<sub>10</sub> non-exhaust Emissionsfaktoren könnte in der hohen Längsgeschwindigkeit innerhalb des Tunnel sowie des hohen Verkehrsaufkommens liegen. Dadurch haben die Partikel nicht die Zeit sich auf der Fahrbahn wieder abzusetzen, bevor das nächste Fahrzeug sie erneut aufwirbelt. Um dieser Überlegung Rechnung zu tragen, wird die Formel für die Ausgleichseben um einen Interaktionsterm erweitert.

Die im Anschluss daran durch multiple lineare Regression bestimmte Ausgleichsebene entspricht nachstehender Form und weist folgende Konstanten auf (Schadstoff PM<sub>10</sub> gesamt mit Interaktionsterm):

$$PM_{10} \text{ Emission} \left[ \frac{g}{km} \right] = 0,145 n_{LKW} + 0,029 n_{PKW} - 0,005(n_{LKW} \cdot n_{PKW}) \quad (5)$$

Diese sind in der nachstehenden Tabelle noch einmal angeführt und analog zu oben mit den entsprechenden statistischen Kennwerten in Verbindung gebracht.

**Tabelle 4-11** PM<sub>10</sub> Emissionsfaktoren in [g/km] für den Plabutschtunnel inklusive 95 % Konfidenzintervall und Standardfehler, Messung 2012.

Fahrzeug	PM <sub>10</sub> Emissionsfaktor [g/km]	
	Messung 2012	Standardfehler*
PKW	0,0287 ± 0,0017	0,0009
LKW (SNF)	0,1449 ± 0,0100	0,0051
PKW · LKW (SNF)	-0,0046 ± 0,0006	0,0003

\* Der Standardfehler entspricht der Standardabweichung (68,3%) der Schätzfunktion und damit der Wurzel aus der Varianz.

Bei den angegebenen Emissionsfaktoren handelt es sich um PM<sub>10</sub> gesamt, wobei davon auszugehen ist, dass der Emissionsfaktor für den Interaktionsterm vorrangig PM<sub>10</sub> non-exhaust entspricht. Reduktionseffekte auf den PM<sub>10</sub> exhaust Ausstoß können bei sehr dichtem Verkehr und Kolonnenverkehr zwar auftreten, sind jedoch im Plabutschtunnel aufgrund der vorherrschenden Verkehrszahlen vernachlässigbar. Es ist kann in weiterer Folge davon ausgegangen werden, dass der Interaktionsterm vorrangig den Effekt der verringerten Deposition und Wiederaufwirbelung abbildet.

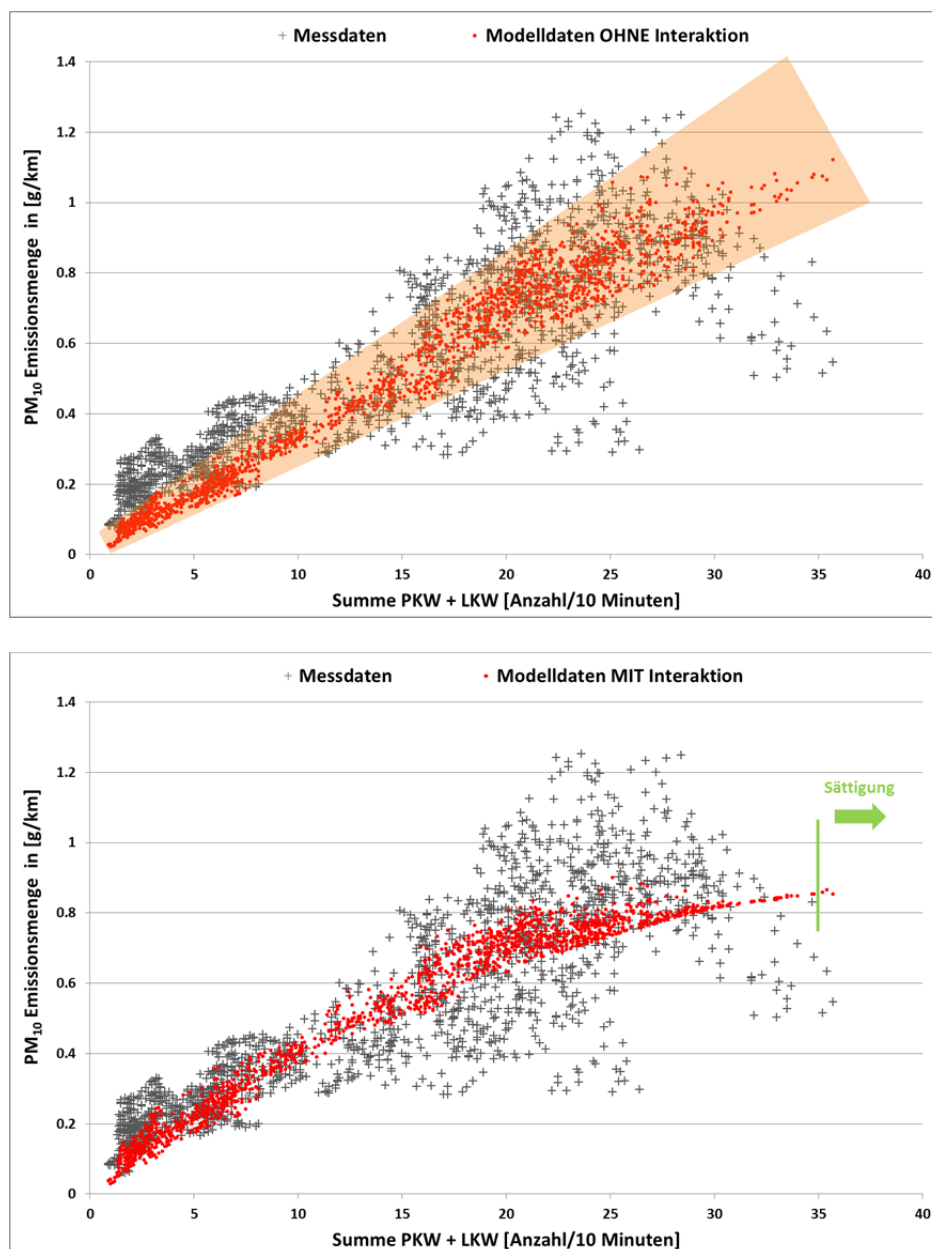
Der Sättigungspunkt der Kurve liegt bei 35 Fahrzeugen in der Minute. Das bedeutet, dass ab 35 Fahrzeugen in der Minute die mit Hilfe des Modells berechnete Emissionsmenge mit steigendem Verkehr sinkt. Unter der Voraussetzung dass sich der mittlere Schwerverkehrsanteil auf 17,5 % beläuft, wie während der Messkampagne. Die mittlere Fahrzeuganzahl pro Minuten lag während der zweiwöchigen Messung bei 15. Dreimal wurden Minutenwerte über 35 Fahrzeuge registriert. Ab 69 Fahrzeugen in der Minute belief sich die freigesetzte Emissionsmenge auf Null, da der Interaktionsterm den PKW- und LKW-Berechnungsterm aufhebt, wieder unter der Voraussetzung eines Schwerverkehrsanteils von 17,5 %. Diese Fahrzeuganzahl würde jedoch innerhalb der zweispurigen Tunnelanlage einem Kolonnenverkehr mit einem zeitlichen Abstand zwischen den Fahrzeugen von nur 1,7 Sekunden entsprechen. Dieser läge damit unter dem empfohlenen Mindestsicherheitsabstand von 2 Sekunden.

Nachfolgend wird die Qualität des Modellsystems aufgezeigt, indem zum einen die mit dem Modell berechneten Werte mit den Messwerten verglichen werden und zum anderen die Verteilung der Residuen dargestellt werden. Wie bereits in Kapitel 4.1.3.1 erwähnt, soll die Nachrechnung verdeutlichen welcher Ausschnitt der gemessenen Werte durch das

Modellsystem abgedeckt werden kann. Zusätzlich zeigt die abgebildete orange Fläche die Standardabweichung der Schätzfunktion (entspricht dem Standardfehler der Koeffizienten).

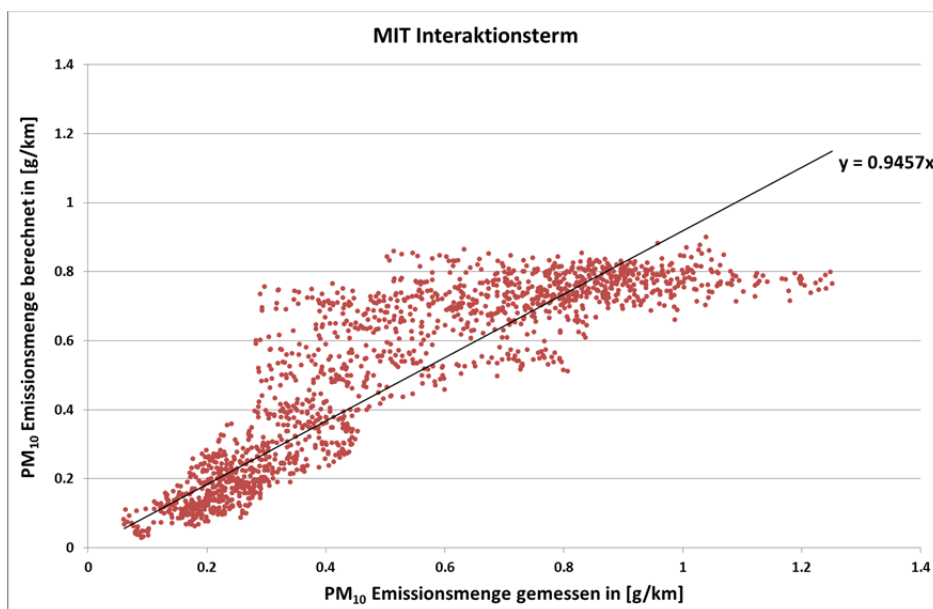
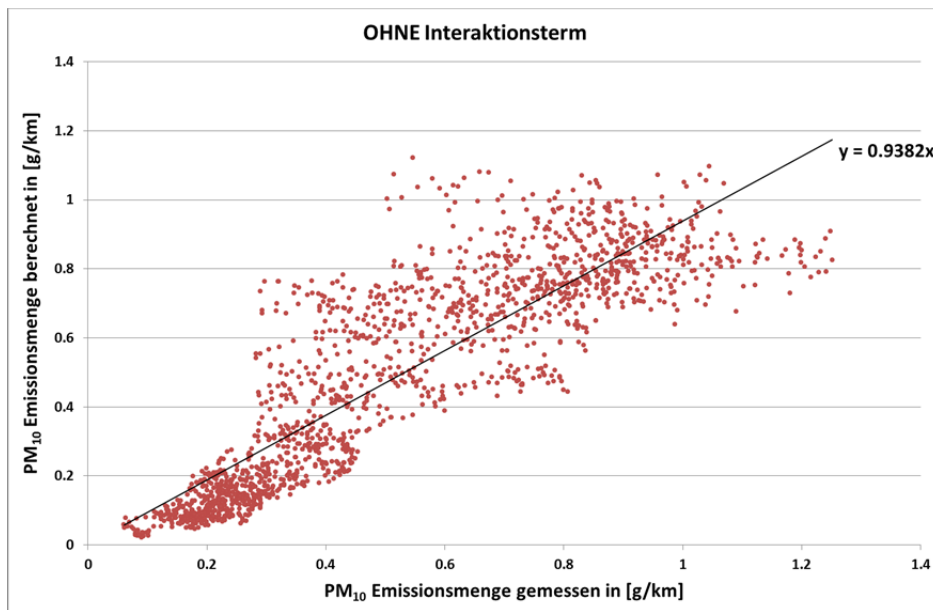
Beim Scatterplot zeigt sich, dass die Berechnung mit Interaktionsterm einen geringfügig besseren Zusammenhang aufweist (Steigung der Ausgleichsgerade = 0,9457) als jene ohne Interaktionsterm (Steigung der Ausgleichsgerade = 0,9382). Nichts desto trotz werden die Emissionen in Summe leicht unterschätzt.

Auch hier kann man ähnlich der  $\text{NO}_x$  Auswertung eine größere Streuung der Datenpunkte bei hoher Verkehrsdichte und Längsgeschwindigkeit erkennen. Auf Seite 49 ist dieser Effekt detailliert anhand der  $\text{NO}_x$  Emissionsmenge beschrieben. Diese Ausführungen sind auch gleichermaßen auf  $\text{PM}_{10}$  übertragbar.



**Abbildung 4-34** Vergleich der gemessenen Emissionswerte (schwarze Kreuze) mit der Modellberechnung (rote Punkte) für beide Modelle ohne und mit Interaktionsterm, Plabutschtunnel 2012.

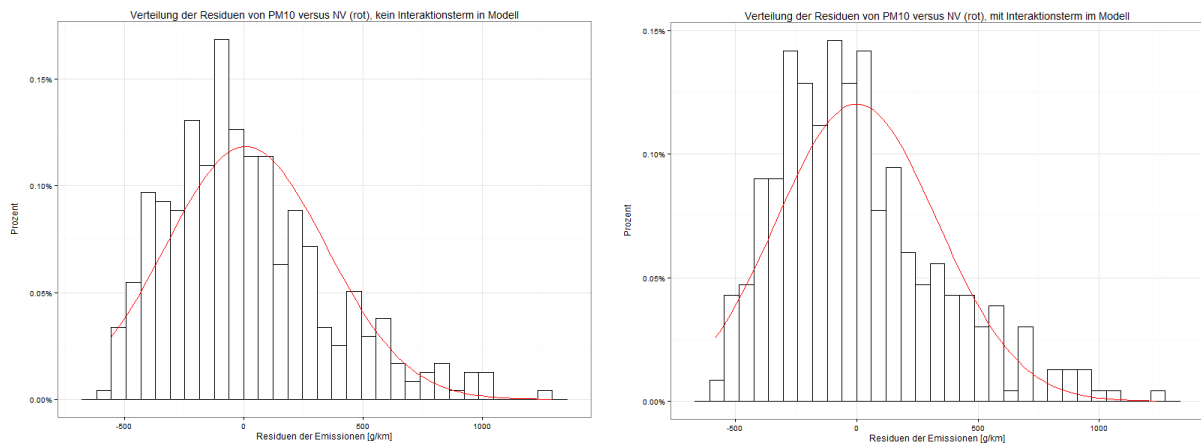




**Abbildung 4-35** Korrelation zwischen den rückgerechneten PM<sub>10</sub> Emissionen und den im Plabutschtunnel gemessenen PM<sub>10</sub> Emissionskonzentrationen, Messung 2012.

Die Verteilung der Residuen zeigt deutlich, dass diese bei beiden Modellen nicht der Normalverteilung entspricht sondern etwas nach links verschoben ist.

Häufig verweisen nicht normalverteilte Residuen auf Spezifikationsfehler im Regressionsmodell. Da es sich im gegenständlichen Fall weder aufdrängt zusätzliche Einflussparameter ins Modell einzubinden noch Werte zu transformieren, kann davon ausgegangen werden, dass die Messdaten „fehlerbehaftet“ sind. Aufgrund der deutlich geringeren Differenz zwischen beiden Messpunkten (siehe Abbildung 4-30) und daraus resultierenden niedrigen Emissionsfaktoren liegt die Annahme nahe, dass die Messgenauigkeit eine deutlich größere Rolle spielt als bei der durchgeführten NO<sub>x</sub> Messung. Darüber hinaus ist davon auszugehen, dass auch hier die Problematik der „trägen“ Längsgeschwindigkeit im Tunnel zum Tragen kommt.



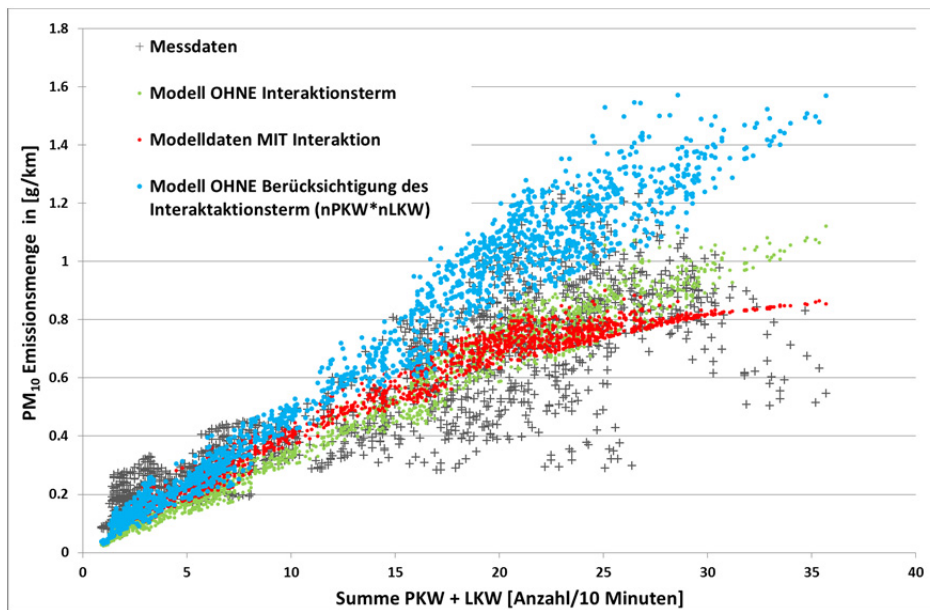
**Abbildung 4-36** Verteilung der Residuen für die  $PM_{10}$  Emissionswerte ohne (links) und mit (rechts) Interaktionsterm, Plabutschtunnel 2012, die Fläche unter der Kurve ist einsnormiert.

Vergleicht man die Ergebnisse der Modelle (mit und ohne Interaktionsterm), so bildet das Modell mit Interaktionsterm die gemessenen Konzentrationen geringfügig besser ab. Vor allem Emissionswerte bei niedrigen Verkehrszahlen (bis 10 Fahrzeuge pro Minute) und hohen Verkehrszahlen (ab 32 Fahrzeugen pro Minute) werden besser wiedergegeben (siehe Abbildung 4-34).

Es muss jedoch davon ausgegangen werden, dass ein Modell mit Interaktionswert besser geeignet für die Beschreibung der bei der Messung vorherrschenden Bedingungen ist. Da der Interaktionsterm die herabgesetzte Depositionsmöglichkeit und damit verbundene Wiederaufwirbelung abbildet, ist davon auszugehen dass dieser Term in hohem Maße von den Verkehrszahlen und der Längsgeschwindigkeit abhängig ist. Das heißt, der im Rahmen dieser Messung bestimmte Wert kann nicht auf kürzere und wenig befahrene Tunnelanlagen geschweige denn auf Freistrecken übertragen werden.

Zur Diskussion steht, ob die Emissionsfaktoren für PKW und LKW aus dem Modell mit Interaktionsterm (0,029 g/km bzw. 0,145 g/km) ohne Berücksichtigung des Summenterms (- 0,005 g/km) nicht genau auf diese Fälle (kurze Tunnelanlagen mit wenig Verkehr) übertragbar sind (siehe Abbildung 4-37). Diese Modellkurve (blau) hätte ab zirka 10 Fahrzeuge pro Minute einen einhüllenden Charakter, überschätzt jedoch ab einem Verkehrsaufkommen von ungefähr 30 Fahrzeuge pro Minute deutlich.

In Abbildung 4-37 sind alle drei Modelle dargestellt. Die grünen Punkte repräsentieren die Ergebnisse aus Tabelle 4-8, die roten jene aus Tabelle 4-11 und die blauen sind die Emissionsfaktoren für PKW und LKW aus Tabelle 4-11 jedoch ohne Berücksichtigung des Gleichungsterms  $n_{PKW} \cdot n_{LKW}$  (SNF).



**Abbildung 4-37** Vergleich der gemessenen Emissionswerte (schwarze Kreuze) mit der Modellberechnung mit Interaktionsterm (rote Punkte) und ohne Interaktionsterms (grüne Punkte) bzw. ohne Berücksichtigung des Interaktionsterms ( $n_{\text{PKW}} \cdot n_{\text{LKW}}$ ) (blaue Punkte), Plabutschtunnel 2012.

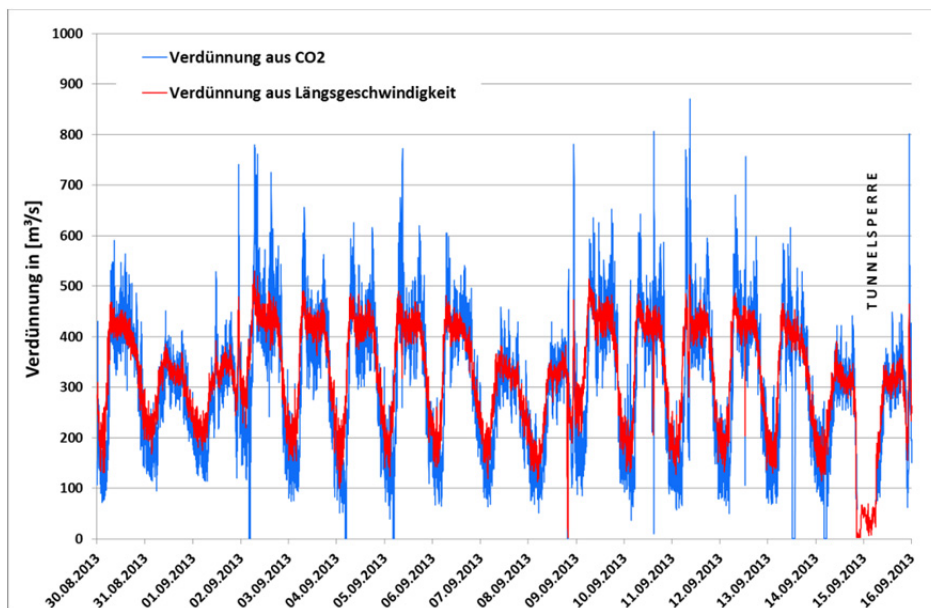
Im Jahr 2013 wurde im Plabutschtunnel erneut eine zweiwöchige Messung durchgeführt, mit dem Ziel Emissionsfaktoren für Schwermetalle zu bestimmen (siehe Kapitel 0). Im Zuge dieser Messung wurden nochmals  $\text{PM}_{10}$  Emissionsfaktoren bestimmt, da die Schwermetalle Bestandteil der gemessenen Partikelmasse sind.

Bei der Messung vom 30.08.2013 bis 16.09.2013 wurde die Messstrecke, um auch Schwermetalle bestimmen zu können, auf nahezu die gesamte Tunnellänge ausgeweitet. Das heißt, die Messgeräte wurden in der Pannenbuch 17 (PB17, Tunneleinfahrt) und der Pannenbuch 1 (PB1, Tunnelausgang) installiert. Dazwischen liegt eine Strecke von 7.180 m, die zu Beginn auf einer Länge von 3 548 m eine Steigung von 1 % und nach dem Scheitelpunkt im Tunnel ein Gefälle von 1 % (3 632 m) aufweist. Die längengewichtete Steigung beläuft sich auf zirka 0 %. Um die Emissionen in der Modellrechnung nicht zu unterschätzen, werden die mit Hilfe der Emissionsmodelle berechneten steigungsabhängigen Emissionsfaktoren zur Ermittlung der Emissionsmenge längenbasierend gewichtet.

Um nicht ausschließlich auf die Werte der im Tunnel fix installierten Längsströmungsmessgeräte zur Berechnung der Verdünnung angewiesen zu sein, wurde im Rahmen dieser Messung auch Kohlendioxid ( $\text{CO}_2$ ) erfasst. Dieser Parameter eignet sich auch sehr gut um Verdünnungsraten zu bestimmen, da der Treibstoffverbrauch und damit das  $\text{CO}_2$  sehr gut mit Simulationsprogrammen berechnet werden kann. Das Verhältnis zwischen der berechneten  $\text{CO}_2$  Emission und der gemessenen  $\text{CO}_2$  Immission gibt Aufschluss über der Verdünnung im Tunnel.

Vergleicht man diese beiden Vorgehensweisen so zeigt sich bereits bei der Gegenüberstellung der Verläufe der berechneten Verdünnung, dass die Berechnung mittels  $\text{CO}_2$  deutlich höhere bzw. niedrigere Werte aufweist (im Maximum zirka  $870 \text{ m}^3/\text{s}$ , im Minimum zirka  $40 \text{ m}^3/\text{s}$ ). Die Berechnung der Verdünnung mittels Längsgeschwindigkeit weist jedoch kaum Werte größer  $500 \text{ m}^3/\text{s}$  bzw. kleiner  $100 \text{ m}^3/\text{s}$  auf. Die Berechnung der Verdünnung mit Hilfe von  $\text{CO}_2$  Messdaten ist dann von Vorteil wenn die Änderung der Längsgeschwindigkeit ein zu träges Verhalten verglichen mit der Änderung der gemessenen Immissionsbelastung oder der Änderung der Verkehrszahlen aufweist (siehe dazu auch Seite 49). Sobald sich die Mittelungszeit der

Auswertung oder aber der Verlauf der Verkehrszahlen ändert, kann dieser Effekt mehr oder weniger stark ausgeprägt sein.



**Abbildung 4-38** Verlauf der als 10 Minuten gleitender Mittelwert berechneten Verdünnung in  $[\mu^3/s]$  nach  $CO_2$  (blau) und den im Tunnel eingebauten Längsströmungsmessgeräten (rot), Plabutschtunnel 2013.

Die Berechnung der Emissionsfaktoren aus den Messdaten 2013 erfolgt über die Bestimmung der  $CO_2$  Verdünnung, da diese Methode zu einem höheren Bestimmtheitsmaß bei den  $NO_x$  Emissionsfaktoren führt. Es ist anzumerken, dass die Qualität dieser Vorgehensweise stark von der Genauigkeit des  $CO_2$  Emissionsmodelles abhängig ist.

In Tabelle 4-12 sind die  $PM_{10}$  Emissionsfaktoren berechnet aus der Messung 2013 sowie die statistischen Kenngrößen angeführt. Die durch multiple lineare Regression bestimmte Ausgleichsebene weist ein Bestimmtheitsmaß ( $R^2$ ) von 0,88 auf. Darauf folgend ist der Vergleich der Ergebnisse mit den Emissionsmodellen in Tabelle 4-13 dargestellt. Wiederum ist darauf hinzuweisen, dass die Werte in Tabelle 4-12  $PM_{10}$  gesamt entsprechen. Die angeführten Emissionsfaktoren berechnet mit Hilfe der Emissionsmodelle (Tabelle 4-13 3. und 4. Spalte) umfassen ausschließlich  $PM_{10}$  exhaust.

**Tabelle 4-12**  $PM_{10}$  Emissionsfaktoren in  $[g/km]$  für den Plabutschtunnel inkl. Standardfehler und Konfidenzintervall, Messung 2013.

Fahrzeug	$PM_{10}$ Emissionsfaktor $[g/km]$	
	Messung 2013	Standardfehler*
PKW	$0,0157 \pm 0,0002$	0,00007
LKW (SNF)	$0,0741 \pm 0,0007$	0,00038

\* Der Standardfehler entspricht der Standardabweichung (68,3%) der Schätzfunktion und damit der Wurzel aus der Varianz.

**Tabelle 4-13** PM<sub>10</sub> Emissionsfaktoren in [g/km] für den Plabutschtunnel gemessen und mittels Emissionsmodell berechnet, Messung 2013.

Fahrzeug	PM <sub>10</sub> Emissionsfaktoren [g/km]		
	Messung 2013	HBEFA 3.1	NEMO
PKW	0,016	0,0060*	0,014*
LKW (SNF)	0,074	0,024*	0,055*

Fahrzyklus AB\_100, längengewichtete Emissionsfaktoren unter Berücksichtigung der Steigung (+1 %, -1 %)

\* die angegebenen Werte entsprechen den PM<sub>10</sub> exhaust Emissionsfaktoren für PKW und SNF

Bezogen auf die mit Modellen berechneten PM<sub>10</sub> exhaust Emissionen zeigt sich ein deutlicher Unterschied zwischen den Ergebnissen der beiden Emissionsmodelle HBEFA 3.1 [Umweltbundesamt, 2010] und NEMO [Rexeis, Hausberger, 2005]. Auffallend dabei ist die Tatsache, dass diese Unterschiede größer werden sobald Längsneigungen bei der Berechnung berücksichtigt werden.

Anzumerken ist, dass im HBEFA 3.1 [Umweltbundesamt, 2010] die Steigung nur in 2 % Schritten berücksichtigt werden kann. Das heißt, für die Berechnung der 1 % Längsneigung wurde ein Mittelwert aus 0 % und 2 % gebildet.

Vergleicht man die Ergebnisse der Messung 2013 (siehe Tabelle 4-13) mit jenen aus dem Jahr 2012 (siehe Tabelle 4-9) so erkennt man, dass die aus der Messung berechneten Emissionsfaktoren (entspricht PM<sub>10</sub> gesamt) sowohl für PKW als auch LKW um zirka ein Viertel niedriger sind als die aus der Messung 2012 bestimmten Emissionsfaktoren. Im Gegenzug sind die mittels Emissionsmodellen berechneten PM<sub>10</sub> exhaust Emissionsfaktoren höher. Daraus folgt, dass sich die Emissionsfaktoren für PM<sub>10</sub> non-exhaust auf deutlich geringere Werte belaufen werden verglichen mit jene die aus der Messung im Jahr 2012 ermittelt wurden.

Da bereits bei der Auswertung der Messung 2012 auf die Modellberechnung mittels NEMO zurückgegriffen wurde und die Berechnungsergebnisse 2012 und 2013 ähnlich sind, basiert die Berechnung der PM<sub>10</sub> non-exhaust Emissionsfaktoren für 2013 auch auf dem Emissionsmodell NEMO [Rexeis, Hausberger, 2005].

Die aus der Messung 2013 bestimmten PM<sub>10</sub> Emissionsfaktoren sind die Summe aus PM<sub>10</sub> exhaust und PM<sub>10</sub> non-exhaust. Das heißt, zieht man vom Emissionsfaktor Messung 2013 den PM<sub>10</sub> exhaust Emissionsfaktor ab, erhält man die PM<sub>10</sub> non-exhaust Emissionsfaktoren. In Tabelle 4-14 sind die Ergebnisse PM<sub>10</sub> Emissionsfaktoren nach Quellen gegliedert dargestellt. Es zeigt sich, dass vor allem bezogen auf PKW, der non-exhaust Anteil verschwindend gering ist, für LKW beträgt er in etwa ein Drittel bezogen auf PM<sub>10</sub> Emissionsfaktors gesamt.

**Tabelle 4-14** PM<sub>10</sub> Emissionsfaktoren aufgetrennt in exhaust und non-exhaust in [g/km] im Plabutschtunnel, Messung 2013

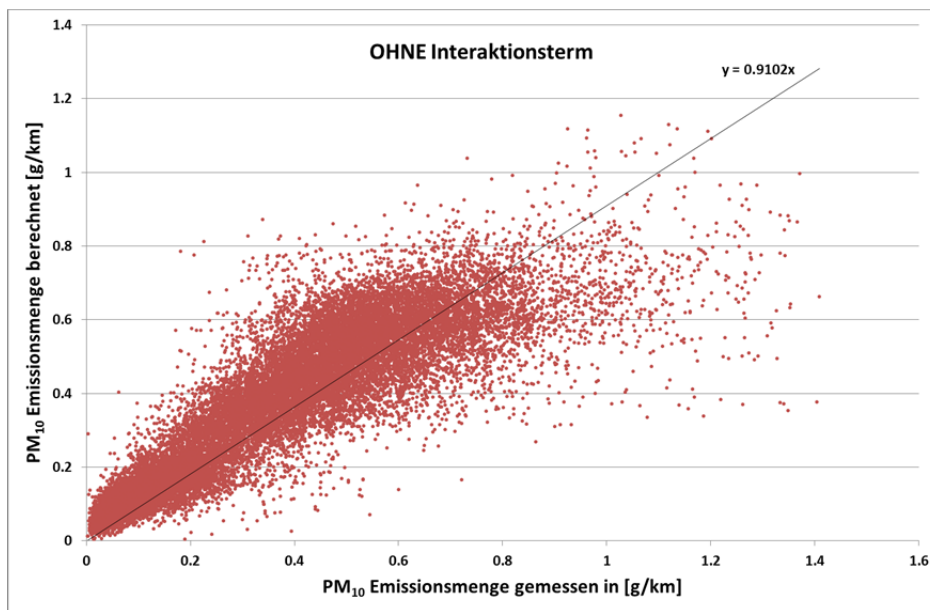
Fahrzeug	PM <sub>10</sub> Emissionsfaktoren [g/km]			Standardfehler
	PM <sub>10</sub> gesamt	PM <sub>10</sub> exhaust*	PM <sub>10</sub> non-exhaust	
PKW	0,016	0,014	0,002	0,00007
LKW (SNF)	0,074	0,055	0,019	0,00038

\* berechnet mit NEMO Fahrzyklus AB\_100, längengewichtete Emissionsfaktoren unter Berücksichtigung der Steigung (+1 %, -1 %)

Der PM<sub>10</sub> non-exhaust Emissionsfaktor Messung 2013 ist deutlich niedriger als jener der aus den Daten der Messung 2012 bestimmt wurde. Der Unterschied kommt vor allem dadurch zu

Stunde, dass der aus der Messung bestimmte  $PM_{10}$  gesamt Emissionsfaktor 2013 merklich niedriger liegt als bei der Messung 2012. Da der mittels Emissionsmodellen berechnete  $PM_{10}$  exhaust Faktor in beiden Messungen eine ähnlich Größenordnung aufweist, verringert sich die Differenz aus  $PM_{10}$  gesamt und  $PM_{10}$  exhaust deutlich und damit entsprechend der  $PM_{10}$  non-exhaust Emissionsfaktor.

Wie nachstehende Abbildung zeigt sind die berechneten Emissionsfaktoren leicht unterschätzend. Der Zusammenhang zwischen gemessenen und berechneten Emissionen erreicht ein Bestimmtheitsmaß  $R^2$  von 0,72.



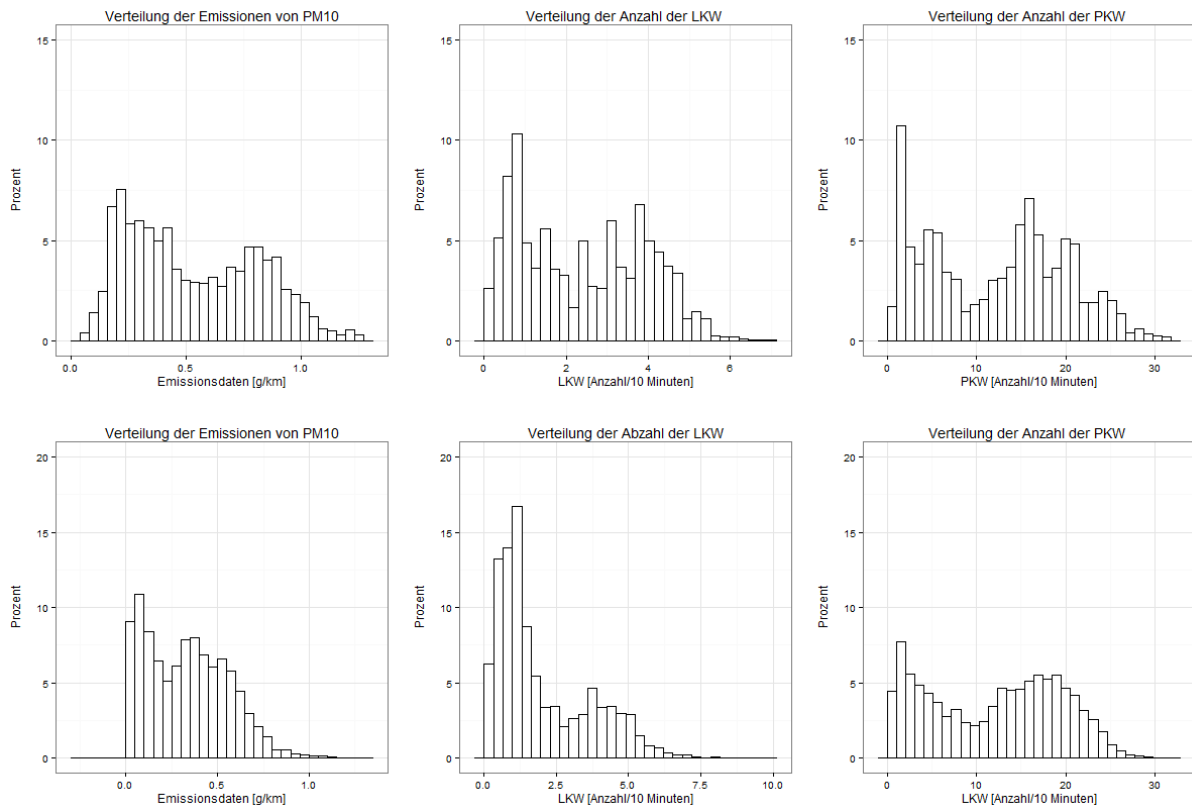
**Abbildung 4-39** Zusammenhang zwischen den rückgerechneten  $PM_{10}$  Emissionen und den im Plabutschtunnel gemessenen  $PM_{10}$  Emissionskonzentrationen, Messung 2013.

Auch die Einbeziehung eines Interaktionsterms verändert die berechneten Emissionsfaktoren nicht. Da die berechneten Emissionsfaktoren leicht unterschätzend sind (siehe Abbildung 4-39) nimmt der Interaktionsterm einen sehr kleinen aber positiven Wert an.

$$PM10_{\text{Emission}} \left[ \frac{g}{km} \right] = 0,074 n_{\text{LKW}} + 0,016 n_{\text{PKW}} + 0,000027(n_{\text{LKW}} \cdot n_{\text{PKW}}) \quad (6)$$

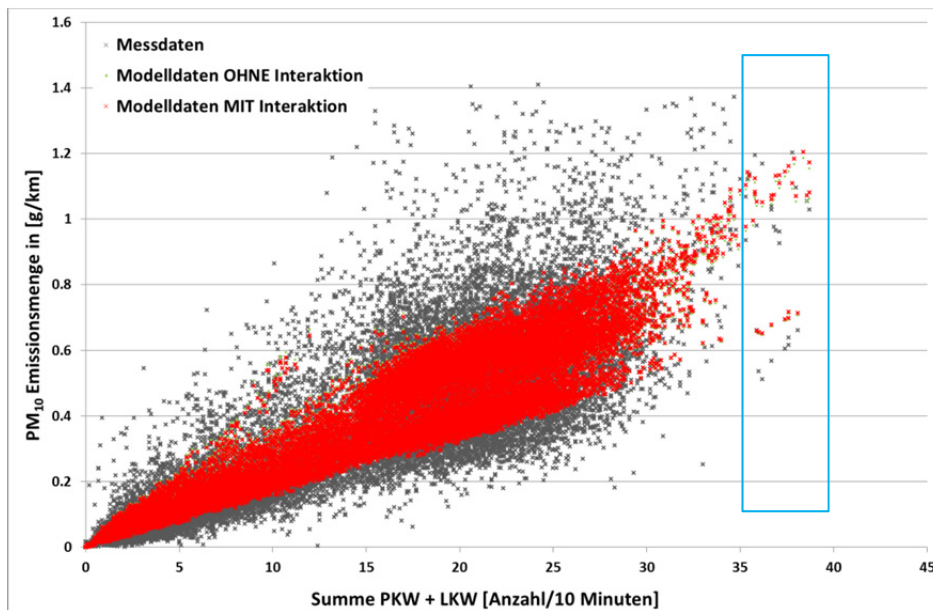
Vergleicht man das Datenkollektiv das für die Auswertung 2013 herangezogen wurde mit jenem aus dem Jahr 2012 so zeigt sich, dass vor allem bezogen auf  $PM_{10}$  gesamt die Datenpunkte mit Emissionsmengen bis 0,5 g/km vorherrschend sind. Im Gegensatz dazu sind im Datenkollektiv aus der Messung 2012 zwei Verteilungsschwerpunkte zu erkennen. Das erste bei Emissionsdaten < 0,5 g/km und das zweite bei Emissionsdaten mit zirka 0,8 g/km. Die Ausprägung des Verteilungsschwerpunktes kommt vor allem durch die Verteilung der Anzahl der LKW zustande (siehe Abbildung 4-40).

Es kann davon ausgegangen werden, dass der Interaktionsterm nur dann zu einer entscheidenden Veränderung der Ergebnisse führt, wenn bei den ausgewerteten Datensätzen ein maßgeblicher Anteil auf hohe Emissionsmengen mit hohen Verkehrszahlen entfällt. Sind Datensätze dominiert von Datenpunkten mit geringeren bzw. mittleren Verkehrsaufkommen und daraus resultierend mittleren bis geringen Emissionsmengen, kann der Effekt von reduzierter Aufwirbelung bei hohem Verkehrsaufkommen nicht beobachtet werden.

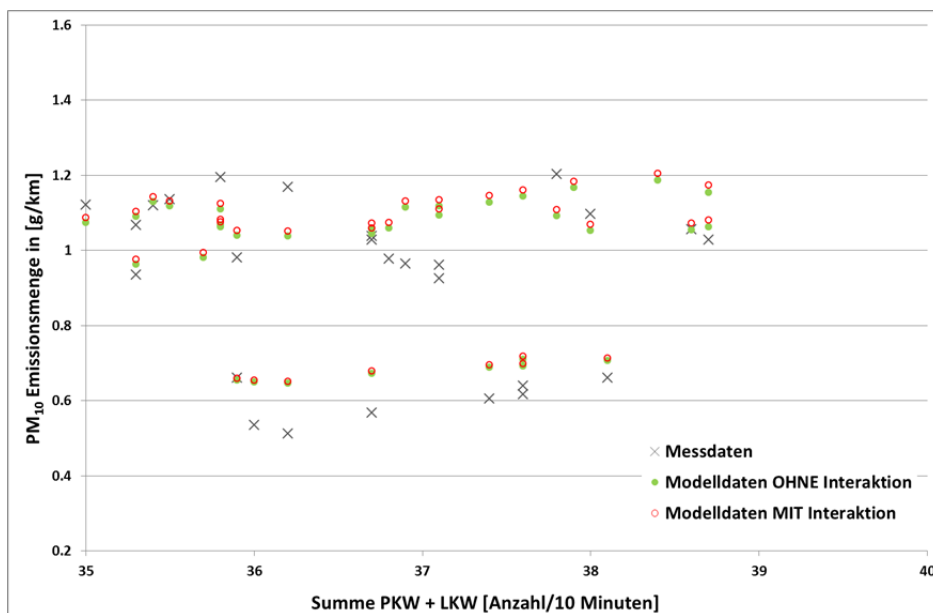


**Abbildung 4-40** Klassifizierte Verteilung der PM<sub>10</sub> Emissionswerte sowie der LKW bzw. PKW Anzahl über die gesamte Messdauer, für alle verwendbaren Datensätze, Messung 2012 oben und Messung 2013 unten, Plabutschunnel.

Wie in Abbildung 4-41 dargestellt unterscheidet sich die Modellrechnung mit und ohne Interaktionsterm kaum. Erst bei sehr großen Verkehrszahlen und detaillierter Betrachtung lassen sich kleine Unterschiede feststellen (siehe Abbildung 4-42), da bei sehr hohem Verkehrsaufkommen der Interaktionsterm eine geringer Erhöhung der Emissionsmenge bedingt, verglichen mit der Modellberechnung ohne Interaktionsterm.



**Abbildung 4-41** Vergleich der gemessenen Emissionswerte (schwarze Kreuze) mit der Modellberechnung mit Interaktionsterm (rote Kreuze) und ohne Interaktionsterm (grüne Punkte), blau umrandet der Bereich der Detaildarstellung (siehe unten), Plabutschtunnel, Messung 2013.

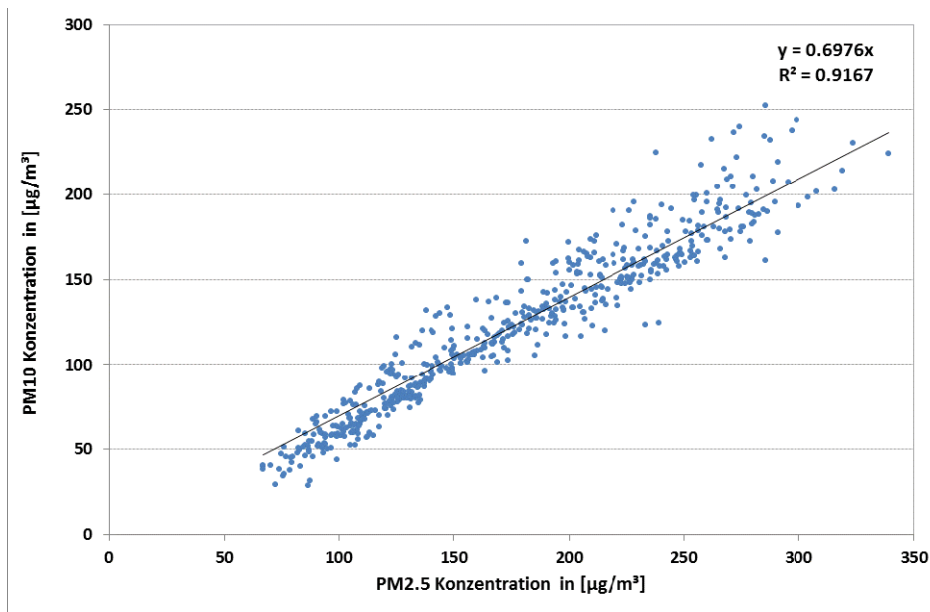


**Abbildung 4-42** Detaildarstellung für hohe Fahrzeuganzahl - Vergleich der gemessenen Emissionswerte (schwarze Kreuze) mit der Modellberechnung mit Interaktionsterm (rote Punkte) und ohne Interaktionsterms (grüne Punkte), Plabutschtunnel, Messung 2013.



#### 4.2.4.3 PM<sub>2,5</sub> Emissionsfaktoren Tunnel

Bei Messungen im Jahr 2011 im Plabutschtunnel wurde für drei Wochen (10.05.2011 bis 04.06.2011) in der Pannenbucht neun (PB9, Tunnelmitte) parallel die PM<sub>10</sub> und PM<sub>2,5</sub> Konzentration gemessen. Mit Hilfe dieser Parallelmessung, die auf Basis von Halbstundenmittelwerte vorliegt, kann der PM<sub>2,5</sub> Anteil an der PM<sub>10</sub> Konzentration bestimmt werden. Wie in Abbildung 4-43 dargestellt, zeigt sich ein ausgeprägter funktioneller Zusammenhang zwischen den beiden Variablen PM<sub>2,5</sub> und PM<sub>10</sub>.



**Abbildung 4-43** Korrelation zwischen der gemessenen PM<sub>10</sub> und PM<sub>2,5</sub> Immissionskonzentration im Plabutschtunnel, 2011 auf Basis von Halbstundenmittelwerten, Plabutschtunnel.

Das heißt, basierend auf den Messungen zeigt sich, dass der Anteil von PM<sub>2,5</sub> an der PM<sub>10</sub> Gesamtkonzentration zirka 70 % beträgt. Dieser Anteil kann direkt auf die PM<sub>10</sub> Emissionsfaktoren (non-exhaust + exhaust) übertragen werden (siehe Tabelle 4-9).

Es ist davon auszugehen, dass der gesamte Anteil der exhaust Emissionen PM<sub>2,5</sub> zuzuordnen ist, das heißt der Anteil am PM<sub>10</sub> non-exhaust ist deutlich geringer als 70 %. In Tabelle 4-15 sind die Emissionsfaktoren für PM<sub>2,5</sub> dargestellt.

**Tabelle 4-15** PM<sub>2,5</sub> Emissionsfaktoren getrennt in exhaust und non-exhaust in [g/km], Plabutschtunnel.

Fahrzeug	PM <sub>2,5</sub> Emissionsfaktoren [g/km]		
	PM <sub>2,5</sub> gesamt	PM <sub>2,5</sub> exhaust*	PM <sub>2,5</sub> non-exhaust
PKW	0,015	0,015	**
LKW (SNF)	0,067	0,051	0,016

\* berechnet mit NEMO Fahrzyklus AB\_100, mittleres Gefälle 0,58 %

\*\* vernachlässigbar

Da der PM<sub>2,5</sub> non-exhaust Faktor der Differenz zwischen PM<sub>2,5</sub> gesamt und PM<sub>10</sub> exhaust entspricht (siehe dazu auch Gleichung (7)), wurden bei den Tunnelmessungen sehr niedrige PM<sub>2,5</sub> non-exhaust Emissionsfaktoren bestimmt. Aufgrund der Tatsache, dass PM<sub>10</sub> exhaust Emissionsfaktoren tendenziell eher überschätzend sind, das gesamte PM<sub>10</sub> exhaust auch PM<sub>2,5</sub>

entspricht, sinkt der non-exhaust  $PM_{2,5}$  Emissionsfaktor zum Beispiel bei PKW bis auf 0 g/km ab (siehe PKW in Tabelle 4-15).

#### 4.2.4.4 Vergleich der Ergebnisse mit Literaturwerten (Tunnelmessung)

Vergleicht man die Ergebnisse der Untersuchung im Plabutschtunnel mit Literaturwerten so zeigt sich, dass bis auf wenige Ausnahmen ([Rauterberg-Wulff, 1998], [Rauterberg-Wulff, 1999] und [Henn et al., 2009]) die  $PM_{10}$  non-exhaust Emissionsfaktoren deutlich geringer sind als auf Freilandstrecken. Teilweise sind die  $PM_{10}$  non-exhaust Emissionen kaum mehr nachweisbar (siehe [Laschober et al., 2004] und Plabutschtunnel (2013)).

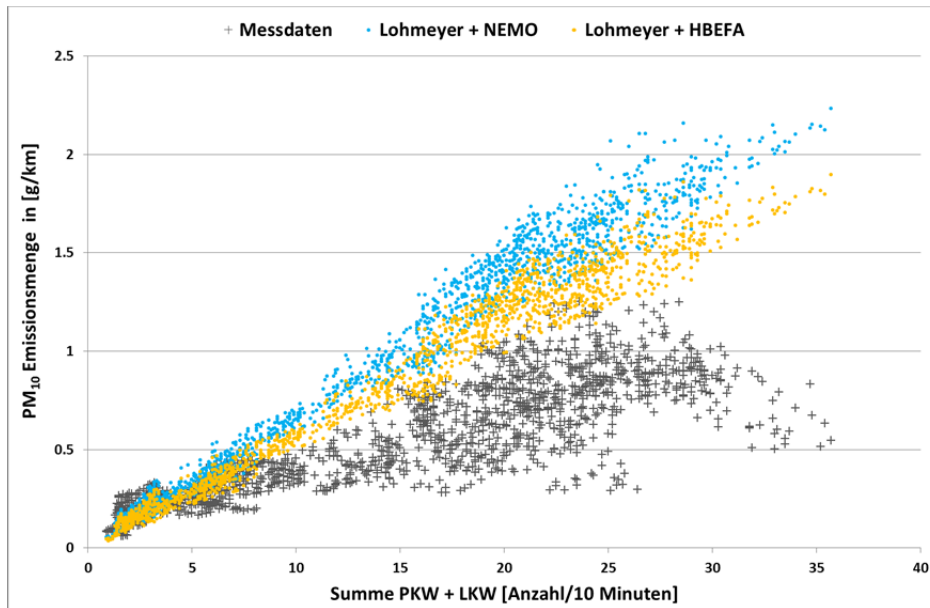
Da im Tunnel im Gegensatz zu Freilandstrecken kein Eintrag von der Umgebung möglich ist, sondern nur der Eintrag über das Portal bzw. die Verschleppung von Staub durch den Verkehr auftritt sind die Emissionsmengen in Tunneln die im Richtungsverkehr geführt werden, gering. Da die gemessenen Immissionskonzentration wesentlich höher sind wenn Tunnel im Gegenverkehr geführt werden, kann davon ausgegangen werden, dass durch die hohe Längsgeschwindigkeit viel Material ausgetragen wird bevor es sich erneut ablagern und wieder aufgewirbelt werden kann. Eventuell setzt sich ein Teil des Materials auch an den Tunnelwänden ab.

**Tabelle 4-16** Vergleich der  $PM_{10}$  non-exhaust Emissionsfaktoren Plabutschtunnel mit Literaturwerten in [mg/km].

Literaturquelle	Messort	$PM_{10}$ non-exhaust Emissionsfaktoren [mg/km]	
		PKW / LNF	LKW / SNF
Rauterberg-Wulff (1998)	Tunnel Tegel / Berlin	32	834
Rauterberg-Wulff (1999)	Tunnel Tegel / Berlin	12	578
Luhana et al. (2002)	Hatfield Tunnel	10.8	93.1
Laschober et al. (2004)	Kaisermühlentunnel	0	0
Palme, Rabl. (2004)	Brudermühlentunnel	4	75
Henn et al. (2009)	Plabutschtunnel	35	135
<b>diese Studie (2012)</b>	<b>Plabutschtunnel</b>	<b>7</b>	<b>44</b>
<b>diese Studie (2013)</b>	<b>Plabutschtunnel</b>	<b>2</b>	<b>19</b>

Berechnete man die im Tunnel freigesetzte Emissionsmenge mit den Faktoren von [Lohmeyer et al., 2011] und vergleicht diese mit den gemessenen Werten so zeigt sich, dass es ab fünf Fahrzeugen zu einer deutlichen Überschätzung kommt, unabhängig davon ob der PM exhaust Anteil mit NEMO [Rexeis, Hausberger, 2005] oder mit Hilfe des HBEFA 3.1 [Umweltbundesamt, 2010] bestimmt wird (siehe Abbildung 4-44). Verantwortlich für diese Tatsache ist, dass die von [Lohmeyer et al., 2011] veröffentlichten Emissionsfaktoren auf Freilandmessungen basieren. Diese sind angesichts der durchgeführten Messungen für Tunnelstrecken nicht repräsentativ.

Die Übertragbarkeit der Ergebnisse andere Streckentypen ist jedoch schwierig, denn der Plabutschtunnel selbst nimmt eine Sonderstellung ein, auf Grund seiner Länge, Verkehrsstärke sowie dem Fahrmuster.



**Abbildung 4-44** Vergleich der gemessenen Emissionswerte (schwarze Kreuze, Plabutsch 2012) mit der Emissionsberechnung basierend auf den Literaturwerten (siehe Tabelle 6-2, AB\_100) von [Lohmeyer et al., 2011] für PM non-exhaust in Kombination mit den Werten für PM exhaust aus NEMO [Rexeis, Hausberger, 2005] bzw. HBEFA 3.1 [Umweltbundesamt, 2010].

#### 4.2.4.5 Schwermetall Emissionsfaktoren Tunnel

Schwermetalle werden in Österreich, aufgrund der gesetzlichen Vorgaben, im Staubniederschlag und im Feinstaub bestimmt. Wie bereits in Kapitel 0 beschrieben sind vor allem die Schwermetalle im Feinstaub von gesundheitlicher Relevanz.

Der Plabutschtunnel bietet aufgrund seiner Länge von zirka 10 km und den vergleichsweise hohen Verkehrszahlen (zirka 10 000 Kfz pro Tag und Röhre) guten Voraussetzungen um die Nachweisgrenzen mehrere Schwermetalle zu überschreiten. Zwar werden aufgrund der gleichbleibenden Fahrsituation nur geringe Schwermetallmengen pro gefahrenen Kilometer freigesetzt, aber aufgrund der langen Messstrecke erhöht sich die Konzentration nachweisbar. Die Quellen von Schwermetallemissionen sind wie in Kapitel 0 beschrieben sind vorrangig Kupplungs-, Brems- und Reifenabrieb.

Wesentlich für die Beurteilung der Qualität der ermittelten Emissionsfaktoren für Schwermetalle ist die Untersuchungsmethodik. Schwermetallimmissionen können nicht zeitlich hochaufgelöst erfasst werden, da keine entsprechenden Messgeräte zur Verfügung stehen. Das heißt, um einen entsprechenden Emissionsfaktor ableiten zu können, wird  $PM_{10}$  auf einem Filter gesammelt und anschließend chemisch analysiert.

Für die Bestimmung der Schwermetallemissionen im Plabutschtunnel wurde sowohl am Tunnelanfang (PB17) als auch am Tunnelende (PB1) ein Digital Messgerät für die Filterbelegung eingesetzt. Die Beaufschlagung der Filter erfolgt 2 Mal am Tag zu je drei Stunden (zwischen 5:00 und 8:00 bzw. 17:00 und 20:00). Diese Vorgehensweise impliziert, dass bei einer reibungslosen Messkampagne mit 14-tägiger Dauer maximal 28 Datenpunkte für die Auswertung zur Verfügung stehen. Aufgrund der kleinen Stichprobe ist die Aussagekraft statistischer Analysen begrenzt.

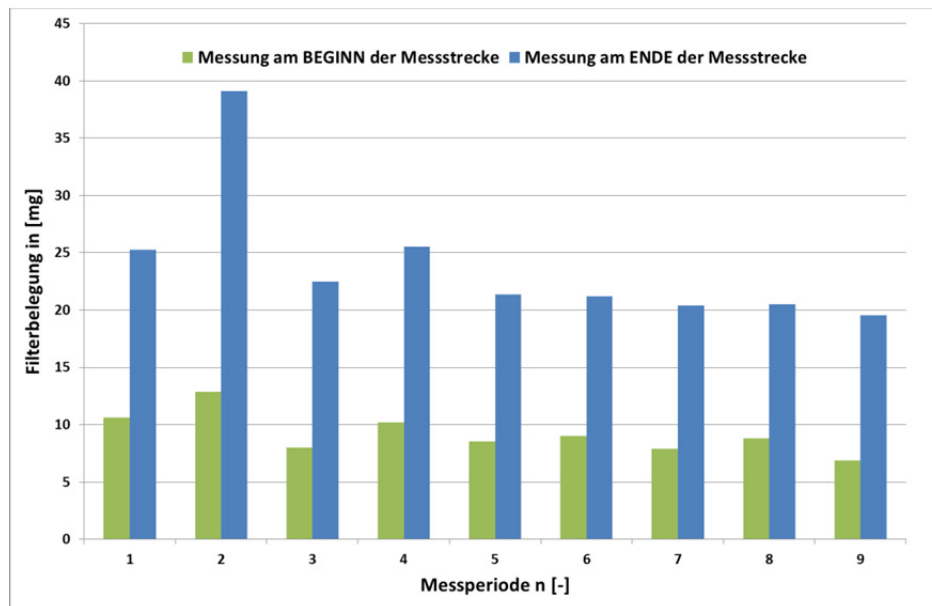
Als Ergebnis der durchgeführten Filteranalyse liegt die Masse des jeweiligen Schadstoffes pro Gramm Staub auf dem Filter vor. Was wiederum gleichbedeutend ist mit der Tatsache, dass je geringer die Gesamtbeladung der Filter ist, desto geringer ist die Wahrscheinlichkeit, dass ein Schadstoff über der Nachweisgrenze liegt. Ist der Konzentrationszuwachs eines Schwermetalls zwischen den beiden Messstellen in der Größenordnung der Nachweisgrenze, ist es nicht möglich dieses Filterpaar zur Emissionsfaktorenbestimmung heranzuziehen (wie für Arsen und Cadmium in der gegenständlichen Messung). Die Berechnung der Verdünnung und damit die Umrechnung von Immissionsmenge auf Emissionsmenge erfolgt mit Hilfe der im Tunnel vorhandenen Längsströmungsmessgeräte. Aufgrund der oben beschriebenen Problematik bezüglich Nachweisgrenzen und Problemen mit den Messgeräten stehen in Summe nur 9 Datensätze (Filterpaare) für die Bestimmung von Emissionsfaktoren zur Verfügung.

Aufgrund der geringen Anzahl von Datensätzen können in einer ersten Näherung nur Emissionsfaktor pro Fahrzeug ermittelt werden. Eine detaillierte Berechnung mit der Untergliederung in PKW und LKW ist bei einer derartig geringen Datensatzanzahl nicht zielführend. Orientiert man sich an der Fünferregel von Tukey [Sachs, 2004] so sollten Auswertungen die über den Mittelwert hinausgehen erst durchgeführt werden, wenn zumindest 25 Datenpunkte vorliegen. Daraus folgt, dass die angegebenen Emissionsfaktoren pro Fahrzeug implizit auf einem Schwerverkehrsanteil von 17,2 % basieren. Das heißt, für Strecken mit weniger Schwerverkehrsanteil werden die Emissionsmengen überschätzt für jene mit mehr Schwerverkehrsanteil kommt es zu einer Unterschätzung der Emissionsmenge.

Die Ergebnisse der Filteranalysen für nachstehende angeführte Zeitspannen konnten für die Bestimmung der Emissionsfaktoren herangezogen werden.

**Tabelle 4-17** Auflistung der Zeitintervalle inkl. Schwerverkehrsanteil (SV-Anteil) für die Filterbelegung, Plabutschunnel, Messung 2013.

Messperiode	Zeitangaben			SV- Anteil [%]
	Datum	Wochentag	Zeit	
1	06.09.2013	Freitag	17:00 – 20:00	10,1
2	09.09.2013	Montag	05:00 – 08:00	21,2
3	09.09.2013	Montag	17:00 – 20:00	18,2
4	10.09.2013	Dienstag	05:00 – 08:00	21,0
5	10.09.2013	Dienstag	17:00 – 20:00	16,2
6	11.09.2013	Mittwoch	05:00 – 08:00	21,3
7	12.09.2013	Donnerstag	17:00 – 20:00	14,4
8	13.09.2013	Freitag	05:00 – 08:00	21,6
9	13.09.2013	Freitag	17:00 – 20:00	11,6
Mittelwert SV-Anteil				17,2

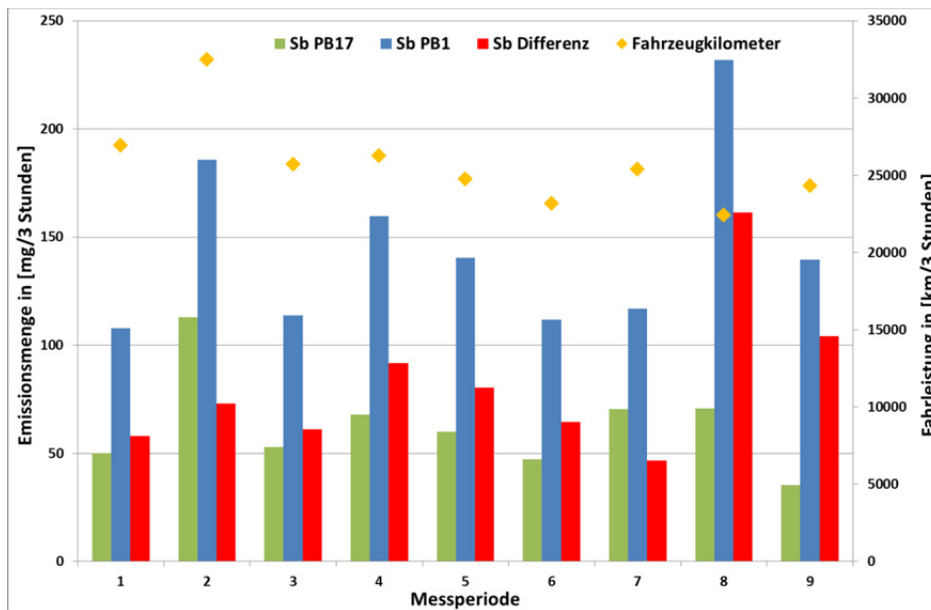


**Abbildung 4-45** Gesamtmasse  $PM_{10}$  auf den Filtern für beide Messstellen über alle auswertbare Messperioden, Plabutschunnel, Messung 2013.

#### 4.2.4.5.1 Antimon Emissionsfaktoren Tunnel

In Abbildung 4-46 sind die gemessene Antimonmenge beim Tunneleingang (PB17) sowie beim Tunnelausgang (PB1), die Differenz der beiden und auch das gesamte Verkehrsaufkommen in den jeweiligen Messperioden dargestellt.

Auffällig ist die hohe Hintergrundkonzentration in Messperiode 2 (Montagsmorgen von 5 Uhr bis 8 Uhr), und die überdurchschnittlich hohe Antimonmenge am Tunnelausgang (PB1) in Messperiode 8 (Freitagfrüh von 5 Uhr bis 8 Uhr) obwohl die Fahrleistung in dieser Zeitspanne nicht überdurchschnittlich war.



**Abbildung 4-46** Darstellung der Antimon (Sb) Emissionsmengen und der gefahrenen Kilometer innerhalb der einzelnen Messperioden 2013.

Stellt man die emittierte Emissionsmenge (Sb Differenz) der Fahrleistung gegenüber so zeigt sich, dass die Daten sehr stark streuen (siehe Abbildung 4-47). Die Streuung der Ergebnisse, wie in Abbildung 4-47 dargestellt, kann nicht auf einzelne Einflussgrößen auf die Daten (zum Beispiel Schwerverkehrsanteil) zurückgeführt werden, sondern liegt in den Randbedingungen der Messung begründet. Ist die Differenz der Filterbelegung klein, gewinnt die Genauigkeit der chemischen Analyse an Bedeutung und aussagekräftige Ergebnisse sind nur durch die Erhöhung der Datenpunkte zu erzielen.

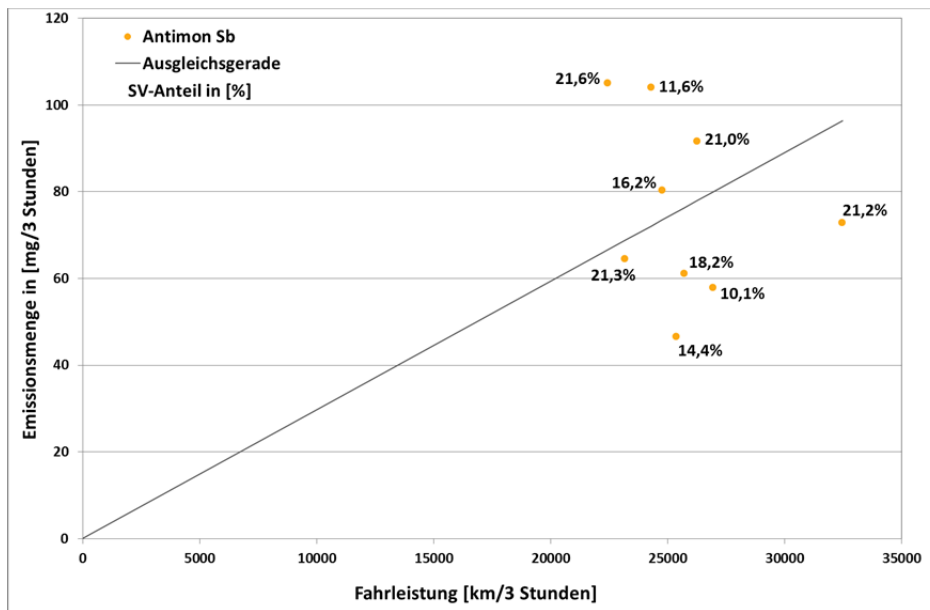
Die Lage der Ausgleichsgerade ist vorrangig durch den Nullpunkt und die Punktwolke der Daten definiert. Wertepaare wischen dem Nullpunkt und der minimalen Fahrleistung der Messwerte von zirka 22 400 km fehlen zur Gänze. Das heißt, der Verlauf der Gerade ist durch keinen Datenpunkt mit geringerer Fahrleistung als 22 400 km bestätigt. Aus diesem Grund kann auch das Bestimmtheitsmaß nicht als Parameter zur Überprüfung der Qualität der Regression herangezogen werden. Die Qualität des berechneten Emissionsfaktors kann nur sinnvoll anhand statistischer Kenngrößen abgeschätzt werden (siehe Tabelle 4-18).

$$Sb_{\text{Emission}} \left[ \frac{\text{mg}}{\text{km}} \right] = 0,0029 n_{\text{Fahrzeuge}} \quad (7)$$

**Tabelle 4-18** Antimon (Sb) Emissionsfaktor basierend auf linearer Regression (durch den Ursprung) in [mg/km] für den Plabutschtunnel inkl. Standardfehler und Konfidenzintervall, Messung 2013.

Fahrzeug	Antimon (Sb) Emissionsfaktor [mg/km]	
	Messung 2013	Standardfehler*
PKW / LKW	0,0029 ± 0,0009	0,0004

\* Der Standardfehler entspricht der Standardabweichung (68,3%) der Schätzfunktion und damit der Wurzel aus der Varianz.



**Abbildung 4-47** Zusammenhang zwischen der Antimon (Sb) Emissionsmenge in [mg/3 Stunden] und der Fahrleistung in [km/3 Stunden].

Angesichts der geringen Datenmenge erscheint eine Reduktion der Auswertung auf Mittelwert, Maximal- bzw. Minimalwert und Median sinnvoll (siehe Tabelle 4-19).

**Tabelle 4-19** Antimon (Sb) Emissionsfaktor basierend auf ausgewählten statistischen Kenngrößen in [mg/km] für den Plabutschtunnel, Messung 2013.

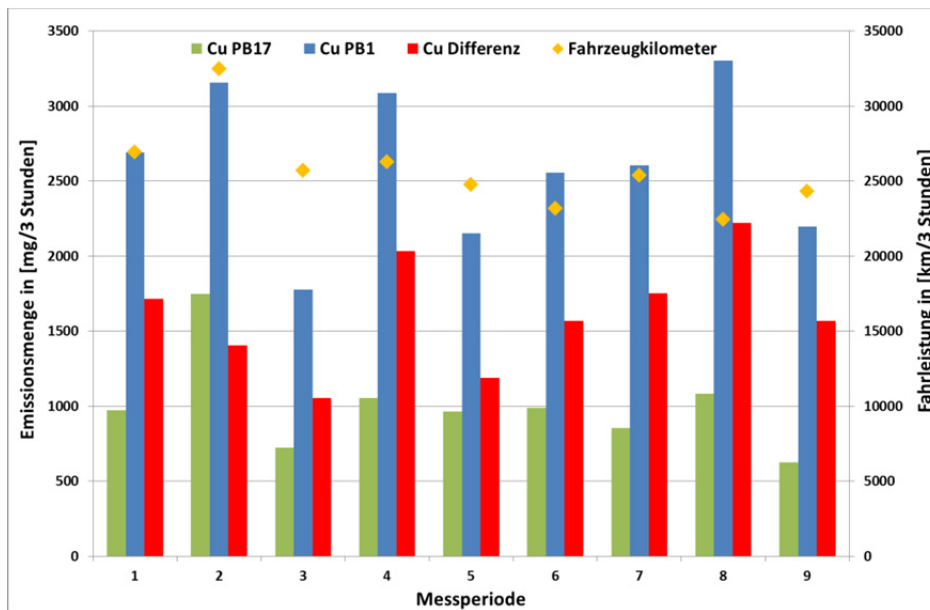
Fahrzeug	Antimon (Sb) Emissionsfaktor [mg/km]			
	Mittelwert	Minimalwert	Maximalwert	Median
PKW und LKW	0,0030	0,0018	0,0047	0,0027

Wie bereits in Kapitel 2.3.1 beschrieben ist die Hauptemissionsquelle von Antimon der Bremsbelag, darüber hinaus ist Antimon in geringen Mengen in den Reifen vorhanden. Die Bremsvorgänge im Plabutschtunnel sind auf Grund der vorherrschenden Fahrsituation jedoch gering. Es ist davon auszugehen, dass die Emissionsmengen bei anderen Fahrsituationen deutlich höher liegen. Vergleicht man die Ergebnisse mit den Ergebnissen ähnlicher Messungen in Österreich, liegt der im Plabutschtunnel bestimmte Wert deutlich unter dem im Kaisermühlentunnel bestimmten Emissionsfaktor von 0,01 mg/km [Urban et al., 2006].

#### 4.2.4.5.2 Kupfer Emissionsfaktoren Tunnel

In Abbildung 4-48 sind die gemessene Kupfermenge beim Tunneleingang (PB17) sowie beim Tunnelausgang (PB1), die Differenz der beiden und auch das gesamte Verkehrsaufkommen in den jeweiligen Messperioden dargestellt.

Auffällig ist wieder die hohe Hintergrundkonzentration in Messperiode 2 (Montagsmorgen von 5 Uhr bis 8 Uhr), und die überdurchschnittlich hohe Kupfermenge am Tunnelausgang (PB1) in Messperiode 4 bzw. 8 (Dienstagmorgen bzw. Freitagfrüh von 5 Uhr bis 8 Uhr) obwohl die Fahrleistung in dieser Zeitspanne nicht überdurchschnittlich war.



**Abbildung 4-48** Darstellung der Kupfer (Cu) Emissionsmengen und der gefahrenen Kilometer innerhalb der einzelnen Messperioden 2013.

Stellt man die emittierte Emissionsmenge (Cu Differenz) der Fahrleistung gegenüber so zeigt sich, dass die Daten sehr stark streuen (siehe Abbildung 4-49). Die Streuung der Ergebnisse, wie in Abbildung 4-49 dargestellt, kann nicht auf einzelne Einflussgrößen auf die Daten (zum Beispiel Schwerverkehrsanteil) zurückgeführt werden, sondern liegt in den Randbedingungen der Messung begründet. Ist die Differenz der Filterbelegung klein gewinnt die Genauigkeit der chemischen Analyse an Bedeutung und aussagekräftige Ergebnisse sind nur durch die Erhöhung der Datenpunkte zu erzielen.

Die Lage der Ausgleichsgerade ist vorrangig durch den Nullpunkt und Punktwolke der Daten definiert. Wertepaare wischen dem Nullpunkt und der minimalen Fahrleistung der Messwerte von zirka 22 400 km fehlen zur Gänze. Das heißt, der Verlauf der Gerade ist durch keinen Datenpunkt mit geringerer Fahrleistung als 22 400 km bestätigt. Aus diesem Grund kann auch das Bestimmtheitsmaß nicht als Parameter zur Überprüfung der Qualität der Regression herangezogen werden. Die Qualität des berechneten Emissionsfaktors kann nur sinnvoll anhand statistischer Kenngrößen abgeschätzt werden (siehe Tabelle 4-20).

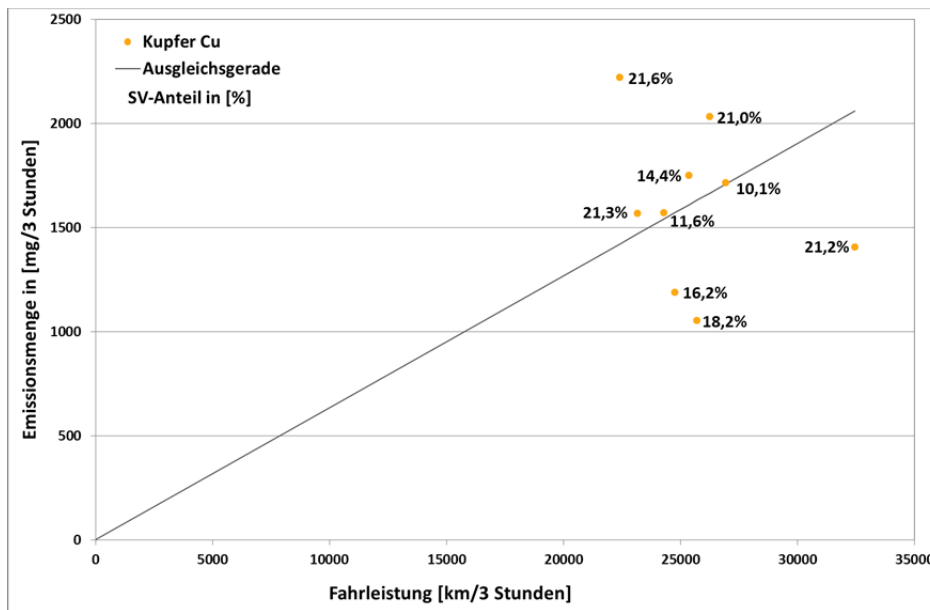
$$Cu_{\text{Emission}} \left[ \frac{mg}{km} \right] = 0,0635 n_{\text{Fahrzeuge}} \quad (8)$$

**Tabelle 4-20** Kupfer (Cu) Emissionsfaktor basierend auf linearer Regression (durch den Ursprung) in [mg/km] für den Plabutschtunnel inkl. Standardfehler und Konfidenzintervall, Messung 2013.

Fahrzeug	Kupfer (Cu) Emissionsfaktor [mg/km]	
	Messung 2013	Standardfehler*
PKW und LKW	0,0635 ± 0,0164	0,0067

\* Der Standardfehler entspricht der Standardabweichung (68,3%) der Schätzfunktion und damit der Wurzel aus der Varianz.





**Abbildung 4-49** Zusammenhang zwischen der Kupfer (Cu) Emissionsmenge in [mg/3 Stunden] und der Fahrleistung in [km/3 Stunden], Messung 2013.

Angesichts der geringen Datenmenge erscheint eine Reduktion der Auswertung auf Mittelwert, Maximal- bzw. Minimalwert und Median sinnvoll (siehe Tabelle 4-21).

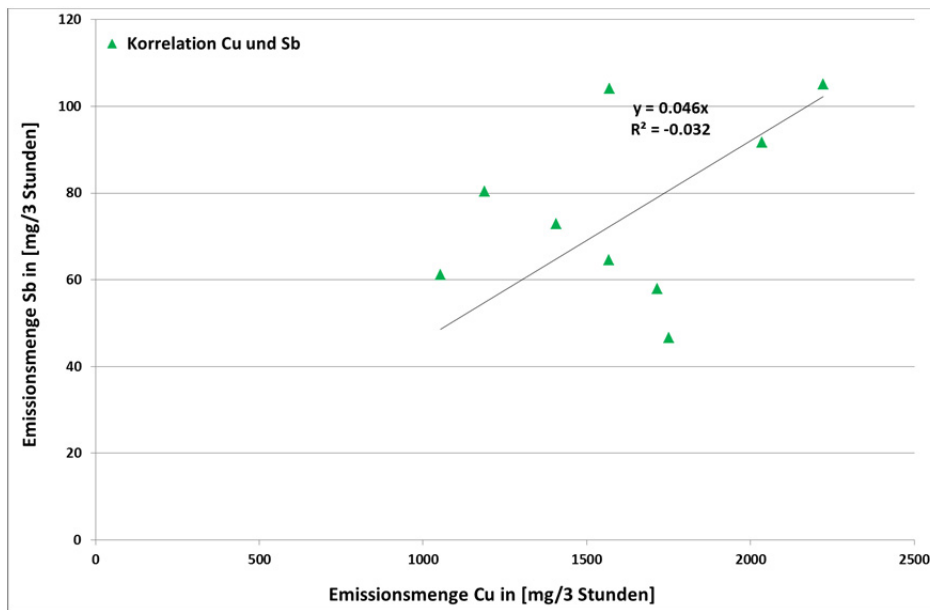
**Tabelle 4-21** Kupfer (Cu) Emissionsfaktor basierend auf ausgewählten statistischen Kenngrößen in [mg/km] für den Plabutschtunnel, Messung 2013.

Fahrzeug	Kupfer (Cu) Emissionsfaktor [mg/km]			
	Mittelwert	Minimalwert	Maximalwert	Median
PKW / LKW	0,0646	0,0410	0,0991	0,0637

Wie bereits in Kapitel 2.3.2 beschrieben ist die Hauptemissionsquelle von Kupfer der Bremsbelag, weshalb dieses Element bei Untersuchungen gerne als Tracerkomponente für Bremsabrieb herangezogen wird [Urban et al., 2006], obwohl die elementarische Zusammensetzung von Bremsbelägen mitunter stark variiert [Bukowiecki et al., 2009].

Die Bremsvorgänge im Plabutschtunnel sind auf Grund der vorherrschenden Fahrsituation jedoch gering. Es ist davon auszugehen, dass die Emissionsmengen bei anderen Fahrsituationen deutlich höher liegen. Vergleicht man die Ergebnisse mit den Ergebnissen ähnlicher Messungen in Österreich, liegt der im Plabutschtunnel bestimmte Wert zirka ein Viertel unter dem im Kaisermühlentunnel bestimmten Emissionsfaktor von 0,088 mg/km [Urban et al., 2006].

Obwohl die Quelle für Kupfer und Antimon nachweislich der Bremsbelag ist, variiert das Verhältnis Cu zu Sb zwischen einem Faktor von 15 und 38. Die im Plabutschtunnel gemessenen Emissionsmengen von Kupfer und Antimon korrelieren im Gegensatz zur Literatur [Johansson et al., 2009] nicht (siehe auch Abbildung 4-50).



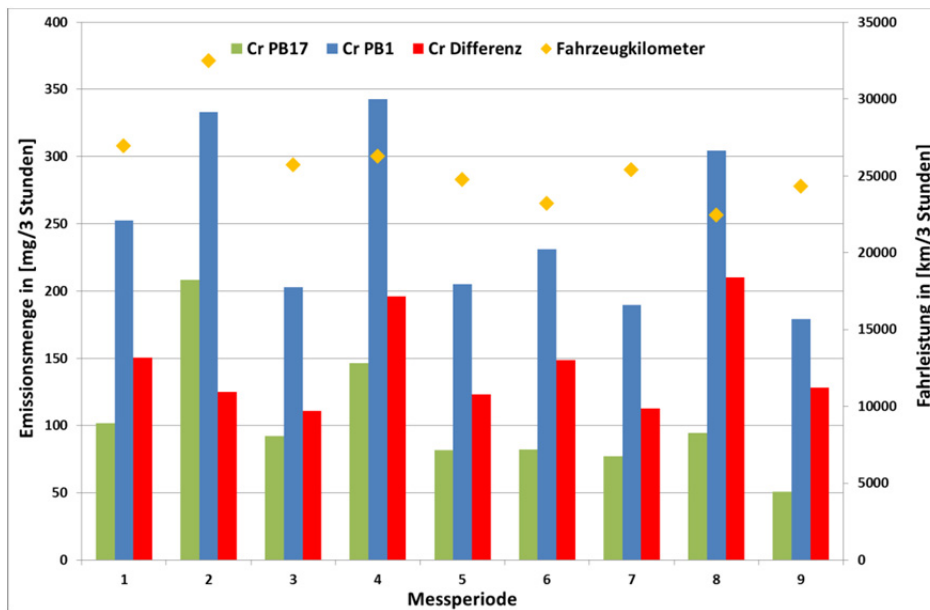
**Abbildung 4-50** Korrelation zwischen der gemessenen Kupfer (Cu) Emissionsmenge in [mg/3 Stunden] und der gemessenen Antimon (Sb) Emissionsmenge in [mg/3 Stunden], Messung 2013.

Aufgrund der geringen Datenanzahl und den Randbedingungen der Messung (Streckenlänge, Verkehrsaufkommen, Nachweisverfahren etc.) ist davon auszugehen, dass die Bestimmung von Emissionsfaktoren erschwert ist und die verfügbaren Messdaten eine detaillierte Auswertung nicht zulassen.

#### 4.2.4.5.3 Chrom Emissionsfaktoren Tunnel

In Abbildung 4-51 ist die gemessene Chrommenge beim Tunneleingang (PB17) sowie beim Tunnelausgang (PB1), die Differenz der beiden und auch das gesamte Verkehrsaufkommen in den jeweiligen Messperioden dargestellt.

Auffällig ist die hohe Zunahme der Belastungen (Cr Differenz) in Messperiode 4 und 8 (Dienstagmorgen bzw. Freitagfrüh von 5 Uhr bis 8 Uhr) obwohl die Fahrleistung in dieser Zeitspanne nicht überdurchschnittlich war. Der Schwerverkehrsanteil in diesen Zeitspannen beläuft jedoch mit 21 % auf sehr hohe Werte (wie auch in Abbildung 4-52 ersichtlich)



**Abbildung 4-51** Darstellung der Chrom (Cr) Emissionsmengen und der gefahrenen Kilometer innerhalb der einzelnen Messperioden 2013.

Stellt man die emittierte Emissionsmenge (Cr Differenz) der Fahrleistung gegenüber so zeigt sich, dass die Daten sehr stark streuen (siehe Abbildung 4-52). Die Streuung der Ergebnisse, wie in Abbildung 4-49 dargestellt, ist teilweise auch auf den unterschiedlichen Schwerverkehrsanteil zurückzuführen. Liegt der Schwerverkehrsanteil über 20 % sind deutlich höhere Emissionskonzentrationen zu erwarten. Eine Ausnahme dazu stellt die Filteranalyse der Messperiode 2 dar (mit 21,2 % Schwerverkehrsanteil, rot markiert in der Abbildung 4-52). Diese Messperiode zeichnet sich jedoch durch eine ungewöhnlich hohe Hintergrundkonzentration aus (Cr PB17, Abbildung 4-51).

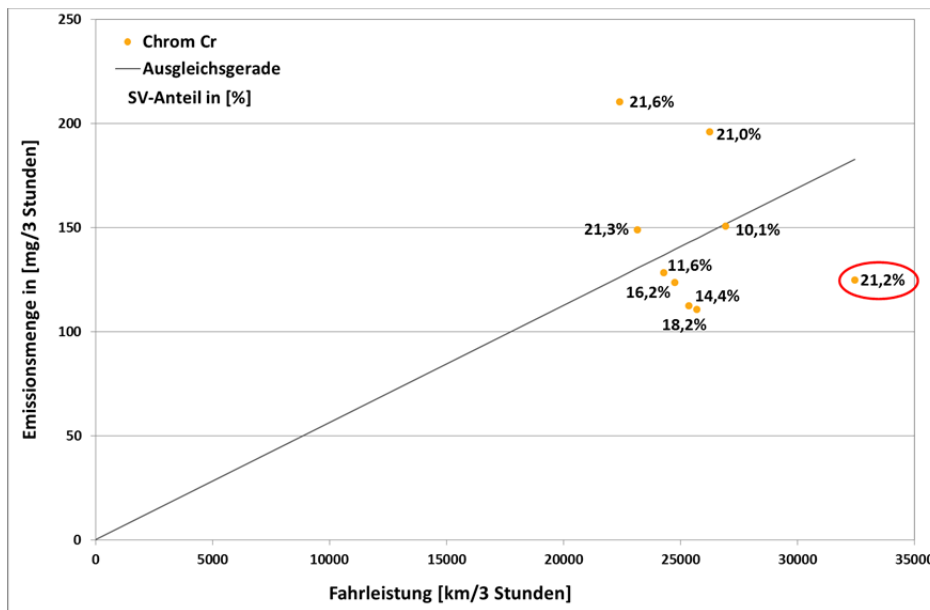
Die Lage der Ausgleichsgerade ist vorrangig durch den Nullpunkt und die Punktwolke der Daten definiert. Wertepaare wischen dem Nullpunkt und der minimalen Fahrleistung der Messwerte von zirka 22 400 km fehlen zur Gänze. Das heißt, der Verlauf der Gerade ist durch keinen Datenpunkt mit geringerer Fahrleistung als 22 400 km bestätigt. Aus diesem Grund kann auch das Bestimmtheitsmaß nicht als Parameter zur Überprüfung der Qualität der Regression herangezogen werden. Die Qualität des berechneten Emissionsfaktors kann nur sinnvoll anhand statistischer Kenngrößen abgeschätzt werden (siehe Tabelle 4-22).

$$Cr_{\text{Emission}} \left[ \frac{\text{mg}}{\text{km}} \right] = 0,0056 n_{\text{Fahrzeuge}} \quad (20)$$

**Tabelle 4-22** Chrom (Cr) Emissionsfaktor basierend auf linearer Regression (durch den Ursprung) in [mg/km] für den Plabutschtunnel inkl. Standardfehler und Konfidenzintervall, Messung 2013.

Fahrzeug	Chrom (Cr) Emissionsfaktor [mg/km]	
	Messung 2013	Standardfehler*
PKW und LKW	0,0056 ± 0,0015	0,0006

\* Der Standardfehler entspricht der Standardabweichung (68,3%) der Schätzfunktion und damit der Wurzel aus der Varianz.



**Abbildung 4-52** Zusammenhang zwischen der Chrom (Cr) Emissionsmenge in [mg/3 Stunden] und der Fahrleistung in [km/3 Stunden], Messung 2013.

Angesichts der geringen Datenmenge erscheint eine Reduktion der Auswertung auf Mittelwert, Maximal- bzw. Minimalwert und Median sinnvoll (siehe Tabelle 4-23).

**Tabelle 4-23** Chrom (Cr) Emissionsfaktor basierend auf ausgewählten statistischen Kenngrößen in [mg/km] für den Plabutschtunnel, Messung 2013.

Fahrzeug	Chrom (Cr) Emissionsfaktor [mg/km]			
	Mittelwert	Minimalwert	Maximalwert	Median
PKW und LKW	0,0057	0,0038	0,0093	0,0053

Bildet man aus den Werten über und unter der Ausgleichsgerade (ausgenommen Messperiode 2, rot markiert in Abbildung 4-52) einen Mittelwert so ergeben sich folgende Emissionsfaktoren für die Datensätze mit mehr als 20 % Schwerverkehrsanteil bzw. jene darunter (siehe Tabelle 4-24).

**Tabelle 4-24** Gemittelter Chrom (Cr) Emissionsfaktor für Schwerverkehrsanteile größer bzw. kleiner 20 % in [mg/km] für den Plabutschtunnel, Messung 2013.

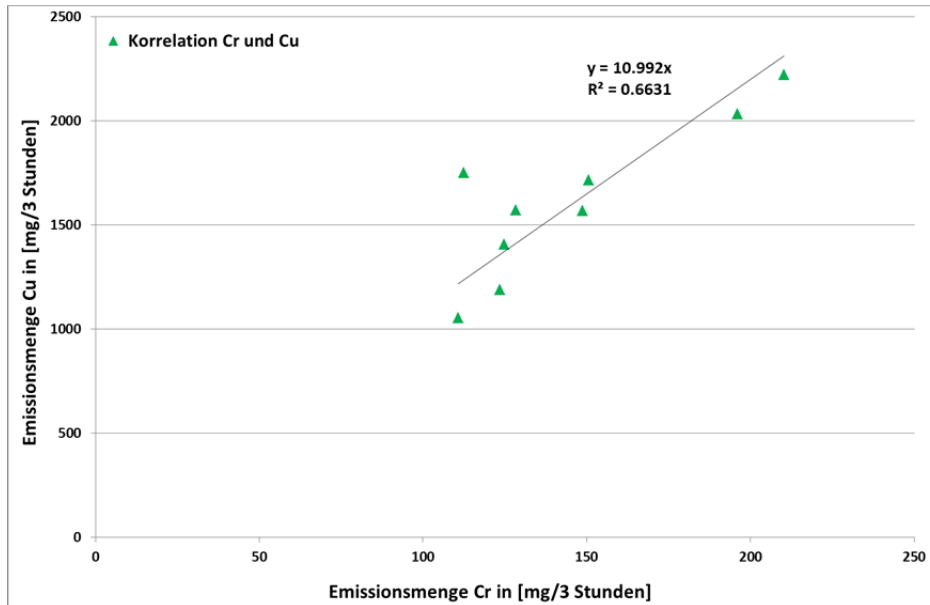
Fahrzeug	Chrom (Cr) Emissionsfaktor abh. vom SV-Anteil [mg/km]		
	Messperiode*	Mittelwert SV-Anteil [%]*	Mittelwert Pb Emissionsfaktor
PKW und LKW	4 / 6 / 8	21,3	0,0078
PKW und LKW	1 / 3 / 5 / 7 / 9	14,1	0,0049

\* Unberücksichtigt ist die Messperiode 2 (Montag Morgen).

Wie bereits in Kapitel 2.3.2 beschrieben ist Chrom vor allem Bestandteil der Bremsbeläge. Da im Plabutschtunnel ein gleichmäßiger Fahrzustand (Autobahn PKW 100 km/h bzw. LKW 80 km/h) herrscht, ist der Einfluss von Bremsvorgänge auf die Schwermetallbelastung gering. Trotzdem kann ein eindeutiger Zusammenhang zwischen Verkehrsstärke und Chrommenge festgestellt werden (siehe Abbildung 4-52).

Vergleicht man die Ergebnisse mit den Ergebnissen ähnlicher Messungen in Österreich, so liegt der im Plabutschunnel bestimmte Wert zirka eine Zehnerpotenz unter dem im Kaisermühlentunnel bestimmten Emissionsfaktor (0,070 mg/km [Urban et al., 2006]).

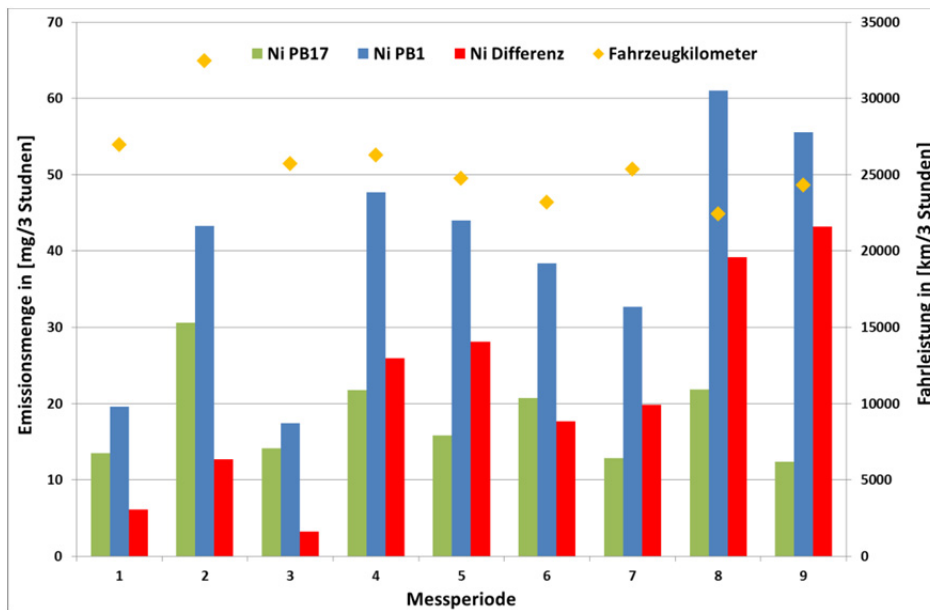
Korreliert man die Emissionsmengen von Chrom mit den Emissionsmengen von Kupfer, so zeigt sich, dass die Messdaten einen ähnlichen Zusammenhang aufweisen wie in [Swietlik et al., 2013]. Das lässt den Rückschluss zu, dass bei beiden Schwermetallen die gleiche Emissionsquelle hauptverantwortlich für das Emissionsniveau ist.



**Abbildung 4-53** Korrelation zwischen der gemessenen Chrom (Cr) Emissionsmenge in [mg/3 Stunden] und der gemessenen Kupfer (Cu) Emissionsmenge in [mg/3 Stunden].

#### 4.2.4.5.4 Nickel Emissionsfaktoren Tunnel

In Abbildung 4-54 ist die gemessene Nickelmenge beim Tunneleingang (PB17), beim Tunnelausgang (PB1), die Differenz der beiden und das gesamte Verkehrsaufkommen in den jeweiligen Messperioden dargestellt. Bereits ein erster Vergleich der gemessenen Nickelmenge am Tunnelanfang (Ni PB17, roter Balken) und am Tunnelende (Ni PB1, blauer Balken) zeigt große Unterschiede. Betrachtet man den Parameter Ni Differenz (grüner Balken) und die Fahrleistungen (gelbe Linie) so zeigt sich, dass ein direkter Zusammenhang zwischen diesen beiden Parametern nicht sehr ausgeprägt ist. Während der ersten Messperioden (1, 2, 3) ist die Beladung der Filter eher gering, obwohl die Fahrleistung hoch ist, gegenteilig verhält es sich gegen Ende der Messdauer (Messperiode 8 bzw. 9).



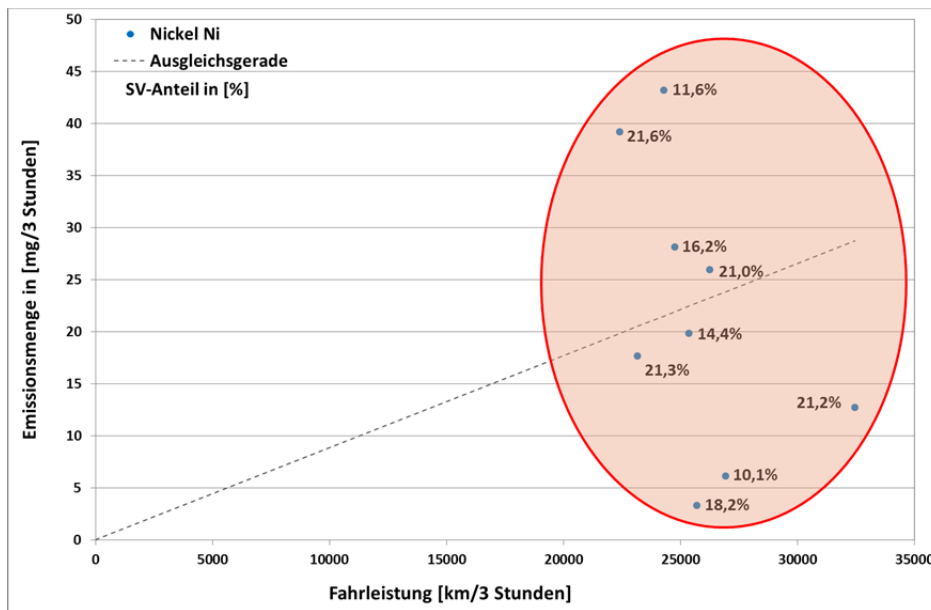
**Abbildung 4-54** Darstellung der Nickel (Ni) Emissionsmengen und der gefahrenen Kilometer innerhalb der einzelnen Messperioden 2013.

Stellt man die emittierte Emissionsmenge (Ni Differenz) der Fahrleistung gegenüber erkennt man die starke Streuung der Daten noch besser (siehe Abbildung 4-55). Auch der Schwerverkehrsanteil scheint kaum einen Einfluss auf die gemessenen Emissionsmengen zu nehmen. Dieser Umstand kann auch davon herrühren, dass die detektieren Nickemissionen um zumindest den Faktor 10 geringer sind als zum Beispiel Chrom oder Antimon (siehe Kap.4.2.4.5.3 bzw. 4.2.4.5.1), die Nachweisgrenzen lt. [Urban et al., 2006] jedoch in einem ähnlichen Bereich liegen.

Angesichts des verfügbaren Datenkollektives ist die Einschränkung der Auswertung auf Mittelwert, Maximal- bzw. Minimalwert und Median sinnvoll (siehe Tabelle 4-25). Die Bestimmung einer Ausgleichgerade macht aufgrund der hohen Streuung und damit verbundenen nicht vorhandenen Ausprägung eines Schwerpunktes keinen Sinn.

**Tabelle 4-25** Nickel (Ni) Emissionsfaktor basierend auf ausgewählten statistischen Kenngrößen in [mg/km] für den Plabutschtunnel, Messung 2013.

Fahrzeug	Nickel (Ni) Emissionsfaktor [mg/km]			
	Mittelwert	Minimalwert	Maximalwert	Median
PKW und LKW	0,0009	0,0001	0,0018	0,0008



**Abbildung 4-55** Zusammenhang zwischen der Nickel (Ni) Emissionsmenge in [mg/3 Stunden] und der Fahrleistung in [km/3 Stunden], Messung 2013.

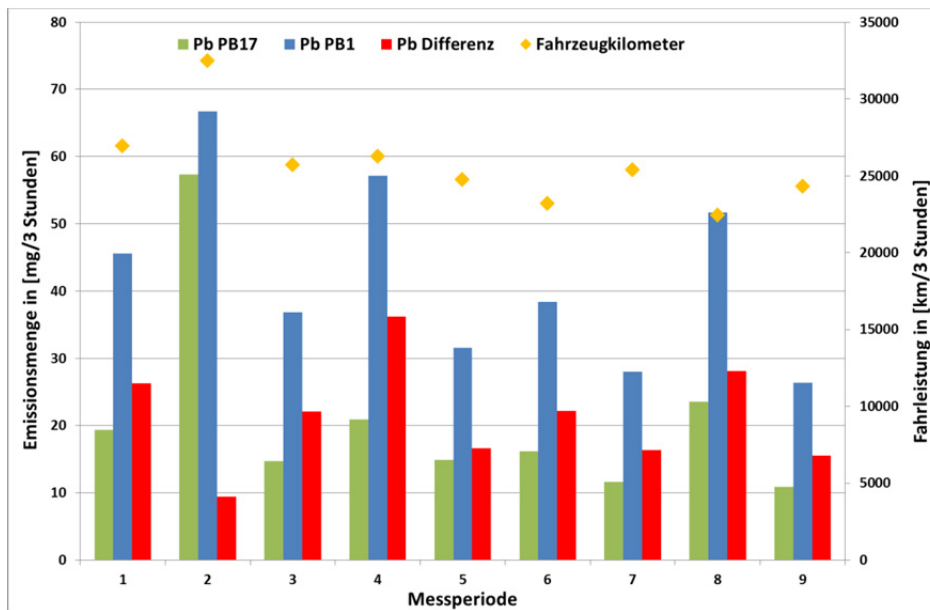
Hauptsächlich wird Nickel durch Abrieb der Bremsbeläge freigesetzt, wie in Kap. 2.3.3 beschrieben. Da Bremsvorgänge im Plabutschtunnel aufgrund der homogenen Fahrgeschwindigkeit nur eine untergeordnete Rolle spielen, sind die Konzentrationen sehr gering und die Analyse der Komponente ist schwierig. Dies ist unter anderem auch mitverantwortlich für die große Streuung der Ergebnisse. Da Nickel auch im Treibstoff (Diesel, Öl/Benzingemischen) vorkommt sind die gemessenen Nickelkonzentrationen nicht ausschließlich auf nicht motorbedingte Prozesse zurückzuführen.

Vergleicht man die Ergebnisse mit den Ergebnissen ähnlicher Messungen in Österreich, so liegt der im Plabutschtunnel bestimmte Wert zirka zwei Drittel niedriger als der im Kaisermühlentunnel bestimmten Emissionsfaktor (0,026 mg/km [Urban et al., 2006]).

#### 4.2.4.5.5 Blei Emissionsfaktoren Tunnel

Abbildung 4-56 zeigt die gemessene Bleimenge beim Tunneleingang (PB17) sowie beim Tunnelausgang (PB1), die Differenz der beiden und auch das gesamte Verkehrsaufkommen in den jeweiligen Messperioden.

Auffällig sind die sehr hohen Konzentrationen in der Messperiode 2 (Montagsmorgen von 5 Uhr bis 8 Uhr) sowohl am Tunnelanfang als auch am Tunnelende. Die Differenz der beiden Messstellen ist trotz der höchsten Fahrleistung (32 465 km) am geringsten verglichen mit den anderen Messperioden. Relativ hohe Bleibelastungen weisen auch die Messperioden 4 und 8 auf (Dienstag bzw. Freitag von 5 Uhr bis 8 Uhr) obwohl die Fahrleistung in dieser Zeitspanne nicht überdurchschnittlich war.



**Abbildung 4-56** Darstellung der Blei (Pb) Emissionsmengen und der gefahrenen Kilometer innerhalb der einzelnen Messperioden 2013.

Die Lage der Ausgleichsgerade ist, analog zum Schwermetall Antimon, vorrangig durch den Nullpunkt und die Punktwolke der Daten definiert. Da die gleichen Filter analysiert wurden fehlen auch hier Wertepaare zwischen dem Nullpunkt und der minimalen Fahrleistung der Messwerte von zirka 22 400 km zur Gänze. Das heißt, der Verlauf der Gerade ist durch keinen Datenpunkt mit geringerer Fahrleistung als 22 400 km bestätigt. Aus diesem Grund kann auch das Bestimmtheitsmaß nicht als Parameter zur Überprüfung der Qualität der Regression herangezogen werden. Die Qualität des berechneten Emissionsfaktors kann nur sinnvoll anhand statistischer Kenngrößen abgeschätzt werden (siehe Tabelle 4-26).

$$Pb_{\text{Emission}} \left[ \frac{mg}{km} \right] = 0,0009 n_{\text{Fahrzeuge}} \quad (21)$$

**Tabelle 4-26** Blei (Pb) Emissionsfaktor basierend auf linearer Regression (durch den Ursprung) in [mg/km] für den Plabutschtunnel inkl. Standardfehler und Konfidenzintervall, Messung 2013.

Fahrzeug	Blei (Pb) Emissionsfaktor [mg/km]	
	Messung 2013	Standardfehler*
PKW und LKW	0,0009 ± 0,0003	0,0001

\* Der Standardfehler entspricht der Standardabweichung (68,3%) der Schätzfunktion und damit der Wurzel aus der Varianz.

Angesichts der geringen Datenmenge erscheint eine Reduktion der Auswertung auf Mittelwert, Maximal- bzw. Minimalwert und Median sinnvoll (siehe Tabelle 4-27).

**Tabelle 4-27** Blei (Pb) Emissionsfaktor basierend auf ausgewählten statistischen Kenngrößen in [mg/km] für den Plabutschtunnel, Messung 2013.

Fahrzeug	Blei (Pb) Emissionsfaktor [mg/km]			
	Mittelwert	Minimalwert	Maximalwert	Median
PKW und LKW	0,0009	0,0003	0,0014	0,0009

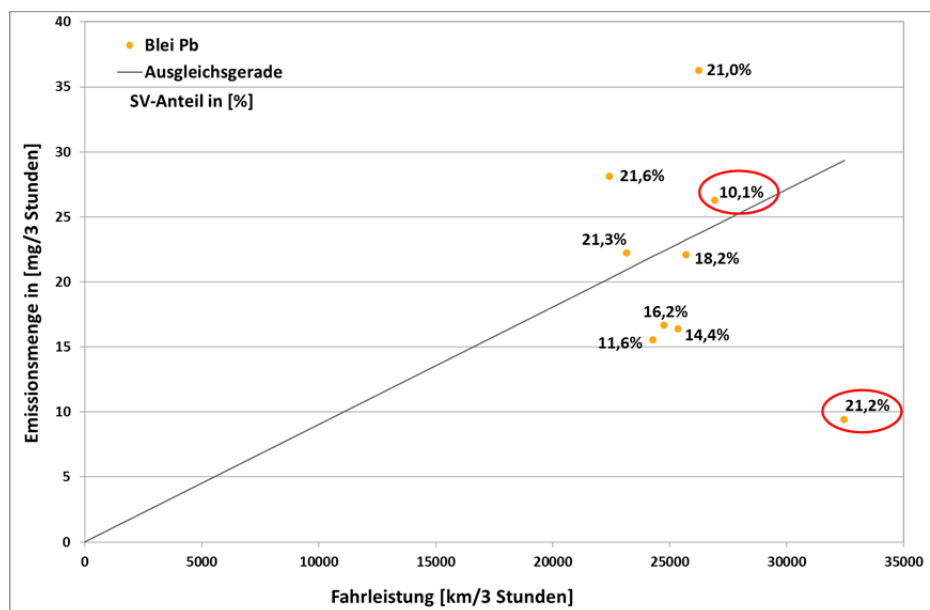


Stellt man die emittierte Emissionsmenge (Pb Differenz) der Fahrleistung gegenüber so zeigt sich, dass die Daten sehr stark streuen (siehe Abbildung 4-57). Mitverantwortlich für die Streuung der Ergebnisse scheint der Schwerverkehrsanteil zu sein. Mit Ausnahme der Messperiode 2 (21,2 % Schwerverkehrsanteil) liegen alle Datenpunkte mit mehr als 20 % Schwerverkehrsanteil über der Ausgleichsgerade, jene mit weniger als 20 % unter der Ausgleichsgerade (ausgenommen Messperiode 1 mit 10,1 % Schwerverkehrsanteil). Bildet man aus den verbleibenden Werten über und unter der Ausgleichsgerade einen Mittelwert, so ergeben sich folgende Emissionsfaktoren für die Datensätze mit mehr als 20 % Schwerverkehrsanteil bzw. jene darunter (siehe Tabelle 4-28).

**Tabelle 4-28** Gemittelter Blei (Pb) Emissionsfaktor für Schwerverkehrsanteile größer bzw. kleiner 20 % in [mg/km] für den Plabutschtunnel, Messung 2013.

Fahrzeug	Blei (Pb) Emissionsfaktor abh. vom SV-Anteil [mg/km]		
	Messperiode*	Mittelwert SV-Anteil [%]*	Mittelwert Pb Emissionsfaktor
PKW und LKW	4 / 6 / 8	21,3	0,0010
PKW und LKW	3 / 5 / 7 / 9	15,1	0,0007

\* Unberücksichtigt ist die Messperiode 1 (Freitag Abend) und 2 (Montag Morgen).



**Abbildung 4-57** Zusammenhang zwischen der Blei (Pb) Emissionsmenge in [mg/3 Stunden] und der Fahrleistung in [km/3 Stunden], Messung 2013.

Wie bereits in Kapitel 2.3.3 beschrieben sind die Hauptemissionsquellen von Blei, seit der Einführung von bleifreiem Kraftstoff, nicht verbrennungsbedingte Emissionen, sondern vielmehr Reifenabrieb und Abrieb von Kupplungs- und Bremsbelägen. Da im Plabutschtunnel Kupplungs- und Bremsvorgänge eine untergeordnete Rolle spielen, scheint der Reifenabrieb maßgeblich für die Bleiemissionen verantwortlich zu sein. Auch die kaum vorhandene Abhängigkeit der Ergebnisse vom Schwerverkehrsanteil unterstreicht diese Überlegung.

Vergleicht man die Ergebnisse mit den Ergebnissen ähnlicher Messungen in Österreich, so liegt der im Plabutschtunnel bestimmte Wert mit zirka einem Drittel vom dem im Kaisermühlentunnel bestimmten Emissionsfaktor (0,027 mg/km [Urban et al., 2006]) deutlich niedriger.

#### 4.2.4.5.6 Zusammenfassung der Schwermetall Emissionsfaktoren Tunnel

In Tabelle 4-29 werden die im Tunnel erhobenen Schwermetallemissionsfaktoren zusammengefasst und mit den Untersuchungen aus dem Jahr 2006 im Tunnel Kaisermühlen [Urban et al., 2006] verglichen.

**Tabelle 4-29** Mittlerer Kfz-Flotten Emissionsfaktor inkl. 95 % Konfidenzintervall pro Fahrzeug für die Messung im Plabutschtunnel (Messung 2013) verglichen mit den Messungen im Tunnel Kaisermühlen [Urban et al., 2006].

Schwermetall	Emissionsfaktor in [mg/km]	
	Plabutschtunnel*	Kaisermühlentunnel**
Antimon (Sb)	0,0029 ± 0,0009	0,010 ± 0,008
Kupfer (Cu)	0,0635 ± 0,0164	0,088 ± 0,040
Chrom (Cr)	0,0056 ± 0,0015	0,0070 ± 0,0023
Nickel (Ni)	0,0009 ± 0,0008	0,0026 ± 0,0009
Blei (Pb)	0,0009 ± 0,0003	0,0027 ± 0,0029

\* Der Schwerverkehrsanteil beläuft sich während der Messung im Plabutschtunnel auf im Mittel 17,2 %

\*\* Der Schwerverkehrsanteil beläuft sich auf 10 % [Urban et al.,2006].

Es zeigt sich, dass die aus den Messungen im Plabutschtunnel berechneten Emissionsfaktoren durchwegs deutlich niedriger sind als jene im Kaisermühlentunnel [Urban et al., 2006]. Das ist vorrangig auf den unterschiedlichen Fahrzustand zurückzuführen. Der Tunnel Kaisermühlen ist ein zirka 2 km langer Tunnel auf der A22 Donauufer Autobahn und weist eine tägliche Fahrzeugfrequenz von bis zu 100 000 Fahrzeugen auf. Aufgrund dieser hohen Verkehrsbelastung ist in den Stoßzeiten mit stockendem Verkehr zu rechnen, wohingegen im Plabutschtunnel durchgängig flüssiger Verkehr vorherrscht.

### 4.3 Messungen nach dem „Luv-Lee“ Prinzip

Freilandmessungen bieten die Möglichkeit unter nahezu realen Bedingungen Emissionsfaktoren zu ermitteln. Die bis dato durchgeführten Messung basieren auf „Luv-Lee“ Messungen, wobei die Differenz („Lee“ minus „Luv“) dem durch den Straßenverkehr bedingten Konzentrationsanteil entspricht. Voraussetzung hierfür sind stabile „Luv-Lee“-Bedingungen.

Da die Windbedingungen einer ausgeprägten „Luv-Lee“ Situation selten gerecht werden, ist die Auswertung von Freilandmessungen schwierig. Nichts desto trotz können aus diesen Untersuchungen wichtige Rückschlüsse auf die PM Emissionsfaktoren gezogen werden.

Umfangreiche Vorarbeiten zur Ermittlung von aufwirbelungsbedingten PM<sub>10</sub> und PM<sub>2,5</sub> Stäuben wurden bereits im Rahmen der EU Projekte KAPA-GS [EU Life Umwelt, 2004], SPAS [EU Life Umwelt, 2007] und CMA+ [EU Life Umwelt, 2009] durchgeführt, jedoch wurde der Focus auf anderen Teilbereiche gerichtet. Die teilweise bereits veröffentlichten Ergebnisse ([Henn, 2011], [Henn et al., 2009], [Henn, Sturm, 2008]) geben einen guten Einblick in die Größenordnung der PM non-exhaust Emissionen auf Freilandstrecken.

#### 4.3.1 Vorrangstraße im Stadtgebiet

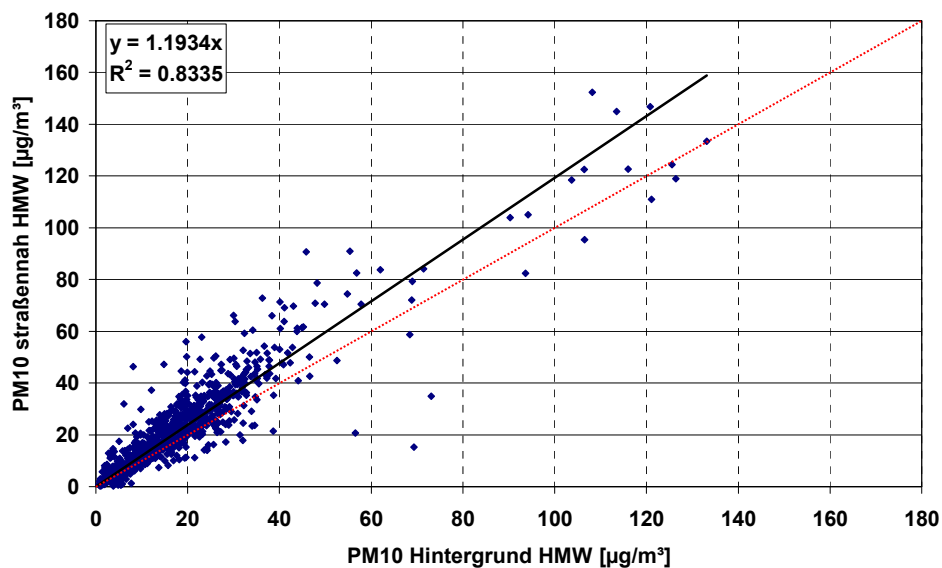
Im Rahmen des EU Projektes SPAS [EU Life Umwelt, 2007] wurden im Jahr 2008 an einer Vorrangstraße im Stadtgebiet (Geschwindigkeitsbeschränkung 50 km/h) eine „Luv-Lee“ Messung durchgeführt. Der Messzeitraum erstreckt sich über 3 Wochen (14.03.2008 bis 03.04.2008) und es wurden zwei Messstationen (Hintergrund und straßennah) installiert (siehe Abbildung 4-58). Die Messdaten liegen als Halbstundenmittelwerte vor. Neben der NO<sub>x</sub> und PM<sub>10</sub> Konzentration wurden auch meteorologische Größen wie Windrichtung und Windgeschwindigkeit erfasst, da diese mikroskopischen Größen wesentlich für die Bewertung der Messdaten sind.

Die Auswertung von Messdaten auf Halbstundenbasis ist dahingehend problematisch, dass vor allem durch Mittelung der meteorologischen Variablen „konstante“ Windrichtungen und Windgeschwindigkeiten vorgetäuscht werden. Vor allem in Beckenlagen im Süden von Österreich sind selten ausgeprägte „Luv-Lee“ Bedingungen zu beobachten. Diese Problematik wirkt sich unmittelbar auf die Anzahl der verwertbaren Messdaten aus. Alle Messwerte, in denen die Windrichtung keine deutliche Klassifizierung zwischen „Luv“ und „Lee“ zulässt, wurden nicht in der Berechnung berücksichtigt. Gleiches gilt für sehr geringe Windgeschwindigkeiten (< 0,5 m/s). Das heißt, es werden nur jene Messdaten berücksichtigt, bei denen Nordwind mit einer Windgeschwindigkeit größer als 0,5 m/s herrscht, was gleichbedeutend ist mit der Tatsache, dass trotz knapp 3 wöchiger Messung und möglichen 960 Datenpaare nur 62 verwertbare Datenpunkte in die Auswertung eingeflossen sind.



**Abbildung 4-58** Messaufbau in Klagenfurt Viktring für den Messzeitraum 14.03.2008 bis 03.04.2008 (rot: straßennahe Messstation, gelb: Hintergrund Messstation) [EU Life Umwelt, 2007].

Es zeigt sich, dass für die  $PM_{10}$  Messdaten ein sehr guter Zusammenhang zwischen der Hintergrundmessung und der straßennahen Messung besteht (siehe Abbildung 4-59). Das heißt, der Einfluss der Verkehrsquelle auf die  $PM_{10}$  Konzentration spiegelt sich gut in den Messergebnissen wider. Die Ausgleichsgerade weist eine deutliche Steigung auf, was gleichbedeutend ist mit der Tatsache, dass die  $PM_{10}$  Konzentration straßennah um zirka 20 % erhöht ist verglichen mit der Hintergrundmessung.



**Abbildung 4-59** Zusammenhang zwischen der straßennahen Messung und Hintergrundmessung von  $PM_{10}$  in Viktring [EU Life Umwelt, 2007].

Stellt man anhand der gemessenen Daten mittels multipler linearer Regression einen Zusammenhang zwischen PM<sub>10</sub> Konzentration und Anzahl der PKW bzw. LKW her, so erhält man folgende Emissionsfaktoren für PM<sub>10</sub> non-exhaust, bezogen auf PKW und LKW:

**Tabelle 4-30** PM<sub>10</sub> Emissionsfaktoren non-exhaust in [g/km] in Klagenfurt Viktring ([Henn et al., 2009], [Henn, 2011]) inkl. Standardfehler und Konfidenzintervall (95 %).

Fahrzeug	PM <sub>10</sub> Emissionsfaktoren non exhaust	Standardfehler*
PKW	0,082 ± 0,103	0,051
LKW (SNF)	0,405 ± 1,189	0,593

\* Der Standardfehler entspricht der Standardabweichung (68,3%) der Schätzfunktion und damit der Wurzel aus der Varianz.

Vergleichbar sind die Ergebnisse in Viktring mit den Resultaten von [Gehrig et al., 2003] für Aathal und der Rosengartenstraße. Beide Straßen weisen ein Tempolimit von 50 km/h auf. Es zeigt sich, dass die Ergebnisse von [Henn, 2011] deutlich höher sind als jene von [Gehrig et al., 2003]. Da die Messung in Viktring in einem eher ländlichen Gebiet mit zahlreichen landwirtschaftlich bewirtschafteten Flächen stattfand, ist davon auszugehen, dass die Straße einen deutlich höheren Verschmutzungsgrad aufweist. Es kann darüber hinaus davon ausgegangen werden dass Material von der Umgebung auf die Straße eingebracht wird, das im Anschluss durch die Fahrzeuge aufgewirbelt wird.

Bis dato wurden nur wenige Untersuchungen auf Straßen mit einem Tempolimit von 50 km/h und flüssigen Verkehr durchgeführt, da oftmals die Randbedingungen (Platz für die Messgeräte, ausgeprägte „Luv-Lee“ Bedingungen durch geringe Verbauung, kaum Beeinflussung von benachbarten Straßenzügen,...) für einen Messaufbau auf höherrangigen Straßen besser sind. Gerade auf diesen Straßen ist jedoch davon auszugehen, dass aufgrund der großen Diversität der Randbedingungen (Fahrzustand, Oberflächenbeschaffenheit, Verkehrsdichte, Materialeintrag, Winterdienst,...) stark unterschiedliche Ergebnisse erzielt werden.

**Tabelle 4-31** Vergleich der PM<sub>10</sub> non-exhaust Emissionsfaktoren Viktring mit Literaturwerten in [mg/km].

Literaturquelle	Messort	PM <sub>10</sub> non-exhaust Emissionsfaktoren [mg/km]	
		PKW / LNF	LKW / SNF
Gehrig et al. (2003)	Aathal	33	207
	Rosengartenstraße	17	115
<b>Henn (2011)</b>	<b>Viktring</b>	<b>82</b>	<b>405</b>

### 4.3.2 Autobahnzubringer

Bereits im Dezember 2007 wurde am Autobahnzubringer Mooskirchen im Auftrag der Steiermärkischen Landesregierung eine Messung zur Bestimmung von PM<sub>10</sub> non-exhaust Emissionsfaktoren durchgeführt [Henn, Sturm, 2008]. Die durchgeführten Messungen basieren gleich den vorher beschriebenen Messungen auf dem „Luv-Lee“ Prinzip.

Der Autobahnzubringer Mooskirchen an der A2 Südautobahn ist einspurig im Gegenverkehr geführt und es besteht eine Geschwindigkeitsbeschränkung von 100 km/h. Die Straße verläuft in diesem Bereich ohne Kurven und Steigungen was einen homogenen Verkehrsfluss begünstigt (siehe Abbildung 4-60).

Bei der Messung wurde zusätzlich zu den Komponenten NO<sub>x</sub> und PM<sub>10</sub> die Windgeschwindigkeit und Windrichtung sowie der Verkehr (Verkehrsstärken, Fahrzeugklassen) messtechnisch erfasst. Die meteorologischen Komponenten wurden mittels eines

Ultraschallanemometers (USA), der Verkehr mit einem Seitenradar (SDR) gemessen. Auch hier basiert die Auswertung der Messung auf Halbstundemittelwerten und auch hier spiegelt sich in der Menge der verwertbaren Datensätze die vorher beschriebene Problematik bei der Mittelung meteorologischer Variablen.

Die meteorologischen Daten haben gezeigt, dass in Mooskirchen immer wieder Schwachwindsituationen mit drehenden Winden auftreten, die eine „Luv-Lee“ Messung erschweren. Während dieser Situationen sind nur sehr geringe bis keine Differenzen an den beiden Stationen zu messen, was eine „Luv-Lee“ Auswertung unmöglich macht.

Eine weitere Schwierigkeit stellen die teilweise nur sehr geringen  $PM_{10}$  Differenzen der beiden Messpunkte dar. Aufgrund der Genauigkeit der eingesetzten Messtechnik, wurden Datensätze mit  $PM_{10}$  Differenzen von unter  $1 \mu\text{g}/\text{m}^3$  bei der Auswertung nicht berücksichtigt. Der bereinigten Datensatz umfasst 845 Werte.

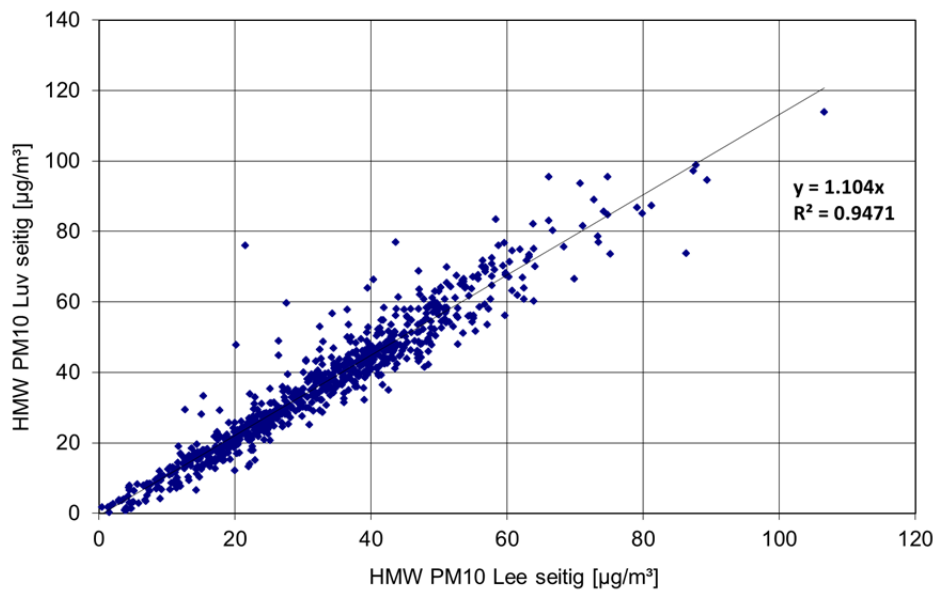


**Abbildung 4-60** Luftbild und Lageplan inkl. der Position der Messcontainer mit einem Abstand von 3 Meter bis 5 Meter zum Fahrbahnrand (rot) [Henn, Sturm, 2008].

Im Gegensatz zu den Stickoxiden, die bei geringer Bebauung straßennah fast ausschließlich dem Verkehr zugeordnet werden können, sind die Einflussfaktoren auf  $PM_{10}$  auch in unmittelbarer Straßennähe durchaus vielfältiger.

Da die Messung im Winter stattgefunden hat, darf der Einfluss von Hausbrand und brachliegenden Feldern auf die  $PM_{10}$  Konzentration nicht unterschätzt werden. Diese Problematik erschwerte die Auswertung. Im Bereich der westlichen Messstation scheint es eine nicht näher bekannte  $PM_{10}$  Beeinflussungen gegeben zu haben, da zeitweise trotz Westwind die gemessenen  $PM_{10}$  Immissionen an der Station im Westen höher als östlich der Straße waren.

Wie Abbildung 4-61 zeigt stimmen die beiden Messungen für die restlichen Zeiträume sehr gut überein. Die Berechnung der Emissionsfaktoren basiert auf diesen Werten.



**Abbildung 4-61** Korrelation der PM<sub>10</sub> Messung in Mooskirchen („Luv-Lee“) [Henn, Sturm, 2008].

Stellt man anhand der gemessenen Daten mittels multipler linearer Regression einen Zusammenhang zwischen PM<sub>10</sub> Konzentration und Anzahl der PKW bzw. LKW her, so erhält man folgende Emissionsfaktoren für PM<sub>10</sub> non-exhaust bezogen auf PKW und LKW:

**Tabelle 4-32** PM<sub>10</sub> Emissionsfaktoren non-exhaust in [g/km] in Mooskirchen [Henn et al., 2009], [Henn, 2011] inkl. Standardfehler und 95 % Konfidenzintervall.

Fahrzeug	PM <sub>10</sub> Emissionsfaktoren non exhaust	Standardfehler*
PKW	0,051 ± 0,027	0,014
LKW (SNF)	0,273 ± 0,138	0,070

\* Der Standardfehler entspricht der Standardabweichung (68,3%) der Schätzfunktion und damit der Wurzel aus der Varianz.

Die Ergebnisse der Messung in Mooskirchen sind vergleichbar mit Untersuchungen auf anderen Autobahnen (siehe Tabelle 4-33) obwohl herauszustreichen ist, dass es sich um einen Autobahnzubringer handelt, der unter Umständen einen höheren Verschmutzungsgrad aufweist. Generell ist zu sagen, dass das Fahrverhalten auf dem Autobahnzubringer nicht zur Gänze jenem auf der Autobahn entspricht, da die Fahrzeuge vom untergeordneten Netz auf ein übergeordnetes Netz wechseln. Die Fahrzeuge beschleunigen teilweise und die Fahrbahnverhältnisse können sich auch sehr stark von jenen auf der Autobahn unterscheiden.

**Tabelle 4-33** Vergleich der PM<sub>10</sub> non-exhaust Emissionsfaktoren Mooskirchen mit Literaturwerten in [mg/km].

Literaturquelle	Messort	PM <sub>10</sub> non-exhaust Emissionsfaktoren [mg/km]	
		PKW / LNF	LKW / SNF
Gehrig et al. (2003)	Birrhard (120 km/h)	47	74
	Humlikon (100 km/h)	22	144
Bukowiecki et al. (2009)	Reiden (120 km/h)	30	169
<b>Henn (2011)</b>	<b>Mooskirchen</b>	<b>51</b>	<b>273</b>

## 4.4 Zusammenfassung der PM Emissionsfaktoren

Im Rahmen dieser Arbeit wurden anhand vier verschiedener Messungen PM<sub>10</sub> non-exhaust Emissionsfaktoren bestimmt. Diese Emissionsfaktoren sind als Ergänzung zu sehen und stellen einen Beitrag für den europäischen Datensatz betreffend PM<sub>10</sub> non-exhaust dar. Für Modellierungen werden die verfügbaren Messdaten nach Straßentyp und Geschwindigkeit klassifiziert und zu einem aggregierten Datensatz zusammengefasst.

Da für die Bestimmung der Emissionsfaktoren unterschiedliche messtechnische Ansätze gewählt wurden ist vorab zu sagen, dass Freilandmessungen, verglichen mit jenen in Tunnelanlagen, aufgrund zahlreicher Einflussgrößen (wie sich ändernde meteorologische Größen, schwankende Fahrzustände,...) eine deutliche höhere Streuung aufweisen. Ein Zusammenhang zwischen Verkehr und gemessener Immissionskonzentration ist jedenfalls gegeben aber die Unsicherheiten steigen je mehr unberücksichtigte Einflussgrößen auf das System wirken. Diese Problematik spiegelt sich im angeführten Standardfehler wider. Durch eine große Datensatzanzahl können die Unsicherheiten minimiert werden. Tunnelmessungen im Gegenzug weisen zwar ein klar abgegrenztes System auf, in dem durch die Erfassung weniger zusätzlicher Messgrößen, neben der Immissionskonzentration, alle wesentlichen Einflussparameter abgedeckt sind, haben jedoch den Nachteil, dass die ermittelten Emissionsfaktoren kaum bzw. gar nicht auf andere Streckentypen übertragbar sind.

Die Ergebnisse der Messungen sind in Tabelle 4-34 zusammengefasst und werden im Anschluss daran kurz diskutiert. Generell ist anzumerken, dass sich der angegebene Standardfehler auf den aus der Messung berechneten PM<sub>10</sub> gesamt Emissionsfaktor bezieht. Im Sinne der Fortschreibung von Unsicherheiten wird dieser Wert direkt eins zu eins auf den PM<sub>10</sub> non-exhaust Faktor übertragen. Da die Bestimmung des PM non-exhaust Faktors auf der Subtraktion der modellberechneten PM exhaust Emissionsmenge basiert, sind keine Auswirkungen auf die Höhe des Standardfehlers und das Konfidenzintervall zu erwarten.

**Tabelle 4-34** PM<sub>10</sub> non-exhaust Emissionsfaktoren in [g/km] inklusive Standardfehler\*.

Messmethode	Fahrsituation	Emissionsfaktor PM <sub>10</sub> non-exhaust [g/km]	
		PKW	LKW
Freilandmessung („Luv-Lee“) [Henn, 2011]	Autobahnzubringer (100 km/h)	0,051 ± 0,014	0,273 ± 0,070
Freilandmessung („Luv-Lee“) [Henn, 2011]	Landstraße (50 km/h)	0,082 ± 0,051	0,405 ± 0,593
Immissionsmessung (langjährig)	Kreuzungsbereich (< 30 km/h)	0,233 ± 0,035	0,357 ± 0,061
Tunnelmessung (Längslüftung)	Tunnel „Section Control“ (100 km/h)	0,007 ± 0,0009	0,044 ± 0,004
		0,002 ± 0,0001	0,019 ± 0,0004

\* Der Standardfehler entspricht der Standardabweichung (68,3%) der Schätzfunktion und damit der Wurzel aus der Varianz.

Es zeigt sich, dass die ermittelten Emissionsfaktoren relativ stark streuen, was in erster Linie auf unterschiedliche Straßenbedingungen zurückzuführen ist. Tunnelmessungen nehmen wie bereits erwähnt in jedem Fall einen Sonderstatus ein, da zum Beispiel die Fahrbahn in Tunneln mit Richtungsverkehr einen sehr geringen Verschmutzungsgrad aufweist, und darüber hinaus die vorherrschende relativ hohe Längsgeschwindigkeit die Deposition reduziert. Trotzdem zeigen Tunnelmessungen sehr gut, dass vor allem hochrangige Straßen, wie Autobahnen und



Schnellstraßen, mit deutlich geringeren  $PM_{10}$  non-exhaust Emissionsmengen einhergehen als Straßen im untergeordneten Netz.

Die anhand von Freilandmessungen („Luv-Lee“) berechneten Emissionsfaktoren repräsentieren aufgrund der kurzen Messzeiträume auch spezifische Fahrbahnzustände. Vergleicht man die beiden Messungen miteinander kann man erkennen, dass die Verschmutzung der Fahrbahn auf höherrangigen Strecken geringer ist. Unter anderem resultiert dieses Ergebnis aus der Tatsache, dass die Verkehrsstärke und Fahrgeschwindigkeit auf Autobahnen und Schnellstraßen deutlich höher ist, weshalb sich weniger Staub auf der Fahrbahn absetzen kann.

Die Berechnung von Emissionsfaktoren anhand von Immissionsmessungen im Kreuzungsbereich umfasst zwar lange Messzeiträume ist jedoch mit größeren Unsicherheiten behaftet, da vor allem in Hinblick auf die vorherrschende Hintergrundbelastung nur Abschätzungen gemacht werden können. Neben der vorherrschenden Varianz betreffend Fahrbahnverschmutzung haben auch andere nicht verkehrsbedingte Emissionsquellen einen Einfluss auf die gemessene Konzentration. Dieser Einfluss kann jedoch quantitativ nicht erfasst werden.

Vergleicht man die im Rahmen dieser Arbeit erhobenen Emissionsfaktoren so zeigt sich vor allem bei den Ergebnissen für den Kreuzungsbereich Don-Bosco, dass innerstädtisch Fahrsituationen auftreten können die durch die derzeit veröffentlichten Emissionsfaktoren nicht abgedeckt werden. Die Messung Don-Bosco hat gezeigt, dass es Verkehrssituation gibt in denen eine Angleichung der Emissionsfaktoren zwischen PKW und LKW beobachtet werden kann. Teilweise ist diese Eigenart auf die veränderte Berechnungsmethodik (Auswertung der maximalen Halbstundenmittelwerte) zurückzuführen. Dabei wird ein spezifischer Fahrzustand (dichter Verkehr, Stop and Go mit langen Haltezeiten und vielen Anfahrtssituationen) herausgegriffen, der jedoch bei keiner Straße dauerhaft über 24 Stunden auftritt. Die Untersuchung Don-Bosco zeigt deutlich, dass die Höhe der  $PM$  non-exhaust Emissionen mit abnehmender Fahrgeschwindigkeit steigt. Darüber hinaus ist mit sinkender Fahrgeschwindigkeit eine Tendenz zu geringeren Differenzen zwischen PKW und LKW zu beobachten. Ob diese Tendenz auch an anderen Streckenabschnitten im Verkehrsnetz zu beobachten ist, muss noch untersucht werden. Auffällig ist vor allem, dass bei [Lohmeyer et al., 2011] mit sinkender Geschwindigkeit die Emissionsfaktoren für LKW deutlich zunehmen, das heißt, die Differenz zwischen PKW und LKW wächst von Faktor 4,3 (AB\_80) auf Faktor 27 (IO\_Kern) an. Dieser Zusammenhang konnte bei den Messungen im Kreuzungsbereich nicht beobachtet werden, vielmehr wurde die Differenz zwischen PKW und LKW bei sehr niedrigen Geschwindigkeiten deutlich geringer.

Berücksichtigt man die Ergebnisse Don-Bosco im aggregierten Datensatz von [Lohmeyer et. al, 2011] (siehe Tabelle 4-36) muss die Anwendung des Emissionsfaktors bei der Berechnung ganzer Straßennetze sowohl räumlich und eventuell auch zeitlich stark eingeschränkt erfolgen. Anhand welcher verfügbaren Eigenschaften die Auswahl erfolgt ist derzeit schwer abzuschätzen. In den Berechnungen, dargestellt in Kapitel 5.1, wird dieser Emissionsfaktor nur sehr kleinräumig und bei sehr geringen Geschwindigkeiten berücksichtigt. Herauszustreichen ist, dass ab einem Schwerverkehrsanteil von 19 % die Emissionsmenge berechnet mit [Lohmeyer et. al., 2011] innerorts Stop and Go (PKW 45 mg/km; LKW 1200 mg/km) höher ist als jene mit den Emissionsfaktoren Don-Bosco. Bei jener für Hauptstraße innerorts gesättigt (PKW 40 mg/km; LKW 700 mg/km) ist dieser Punkt erst ab einem Schwerverkehrsanteil von 37 % erreicht.

Betrachtet man die Ergebnisse der Untersuchungen (2012 und 2013) im Plabutschtunnel so zeigt sich, dass die  $PM_{10}$  non-exhaust Emissionsfaktoren deutlich geringer sind als auf Freilandstrecken. Teilweise sind die  $PM_{10}$  non-exhaust Emissionen kaum mehr nachweisbar wie bei der Messung im Jahr 2013. Da im Tunnel im Gegensatz zu Freilandstrecken kein Eintrag von der Umgebung

möglich ist, sondern nur der Eintrag über das Portal bzw. die Verschleppung von Staub durch den Verkehr auftritt sind die Emissionsmengen in Tunneln die im Richtungsverkehr geführt werden, gering. Da die gemessenen Immissionskonzentration wesentlich höher sind wenn Tunnel im Gegenverkehr geführt werden, kann davon ausgegangen werden, dass durch die hohe Längsgeschwindigkeit viel Material ausgetragen wird bevor es sich erneut ablagern und wieder aufgewirbelt werden kann. Eventuell setzt sich ein Teil des Materials auch an den Tunnelwänden ab. Vergleicht man die Ergebnisse mit dem Datensatz für Modellierungen so zeigt sich, dass der Bereich Tunnel bei [Lohmeyer et. al, 2011] unberücksichtigt ist und dem besonderen Streckabschnitt Tunnel nicht Rechnung getragen wird. Generell scheinen Autobahnstrecken mit etwas zu hohen Emissionsfaktoren belegt zu werden, weshalb es sinnvoll erscheint die Emissionsfaktoren für Tunnelanlagen die in Richtungsverkehr geführt werden deutlich herabzusetzen. Eine Anwendung auf das gesamte übergeordnete Straßennetz (Autobahnen und Schnellstraßen) führt in jedem Fall zu einer Unterschätzung der Emissionsmenge. Versuchsweise wird bei den Berechnung in Kapitel 5.1 auf dem gesamten übergeordneten Netz der Emissionsfaktor aus der Messung im Plabutschunnel aus dem Jahr 2012 mit Interaktionsterm aber ohne Berücksichtigung desselben eingesetzt. Ob diese Vorgehensweise generell für alle übergeordneten Streckenabschnitte übernommen werden kann muss noch überprüft werden.

Vergleicht man die Ergebnisse der „Luv-Lee“ Messungen mit den Literaturwerten so zeigt sich, dass die berechneten Emissionsfaktoren einen ähnlichen Größenordnungsbereich aufweisen (siehe Tabelle 4-35). Zwar sind die Emissionsfaktoren etwas höher als die in der Literatur angeführten. Die Unterschiede sind durchwegs auf veränderten Bedingungen bei der Messung (Fahrzustand, Verkehrsaufkommen, Fahrbahnoberfläche, Fahrmuster,...) zurückzuführen. Vorrangig verantwortlich für die Streuung der Ergebnisse sind unterschiedliche Verschmutzungsniveaus unterschiedlicher Streckenabschnitte. Da beide Messungen in ländlichen Strukturen durchgeführt wurden ist davon auszugehen, dass die Straße aufgrund eines geringeren Verkehrsaufkommen und landwirtschaftlicher Bewirtschaftung von angrenzenden Flächen stärker verschmutzt ist. Es gilt noch zu überlegen, ob diese Fahrbahnbedingungen österreichweite Verhältnisse widerspiegeln und daher der Emissionsfaktor für PKW angehoben werden sollte, oder nicht. Aus derzeitiger Sicht ähneln die im Rahmen dieser Untersuchung den berechneten Emissionsfaktoren sehr stark, weshalb für eine Aufnahme beziehungsweise Anpassung des erweiterten Datensatzes für Modellrechnung nach [Lohmeyer et. al, 2011] (siehe Tabelle 4-36) keine Notwendigkeit erscheint.

**Tabelle 4-35** Vergleich der berechneten PM<sub>10</sub> non-exhaust Emissionsfaktoren mit Literaturwerten in [mg/km].

Literaturquelle	Messort	PM <sub>10</sub> non-exhaust Emissionsfaktoren [mg/km]	
		PKW / LNF	LKW / SNF
Hueglin (2000)	Schimmelstraße	45	913
Gehrig et al. (2003)	Schimmelstraße	92	819
	Weststraße	39	383
Bukowiecki et al. (2010)	Weststraße	9	343
Lohmeyer et al (2011) <sup>1</sup>	Cottbus, Bahnhofstraße	45	1143
	Frankfurt, Leipziger Straße	77	
	Potsdam, Zeppelinstraße	50	843
<b>diese Studie</b>	<b>Don-Bosco</b>	<b>233</b>	<b>367</b>
Rauterberg-Wulff (1998)	Tunnel Tegel / Berlin	32	834

Literaturquelle	Messort	PM <sub>10</sub> non-exhaust Emissionsfaktoren [mg/km]	
		PKW / LNF	LKW / SNF
Rauterberg-Wulff (1999)	Tunnel Tegel / Berlin	12	578
Luhana et al. (2002)	Hatfield Tunnel	10.8	93.1
Laschober et al. (2004)	Kaisermühlentunnel	0	0
Palme, Rabl. (2004)	Brudermühlentunnel	4	75
Henn et al. (2009)	Plabutschunnel	35	135
<b>diese Studie (2012 ol)</b>	<b>Plabutschunnel</b>	<b>7</b>	<b>44</b>
<b>diese Studie (2012 ml)</b>	<b>Plabutschunnel</b>	<b>14</b>	<b>94</b>
<b>diese Studie (2013)</b>	<b>Plabutschunnel</b>	<b>2</b>	<b>19</b>
Gehrig et al. (2003)	Birrhard (120 km/h)	47	74
	Humlikon (100 km/h)	22	144
Bukowiecki et al. (2009)	Reiden (120 km/h)	30	169
<b>Henn (2011)</b>	<b>Mooskirchen</b>	<b>51</b>	<b>273</b>
Gehrig et al. (2003)	Aathal	33	207
	Rosengartenstraße	17	115
<b>Henn (2011)</b>	<b>Viktring</b>	<b>82</b>	<b>405</b>

<sup>1</sup> Die jährlich erhobenen Emissionsfaktoren aus den Messungen wurden arithmetisch gemittelt.

ol.....ohne Interaktionsterm (siehe Gleichung (4), Seite 51).

ml.....mit Interaktionsterm (siehe Gleichung (5), Seite 53) jedoch ohne Berücksichtigung des Interaktionsterms.

Basierend auf den oben ausgeführten Überlegungen ergibt sich, basierend auf den oben beschriebenen Überlegungen, für den Datensatz der PM<sub>10</sub> non-exhaust Emissionsfaktoren für Luftgütemodellierungen nachstehende Erweiterung beziehungsweise Anpassung.

**Tabelle 4-36** Erweiterter Datensatz der PM<sub>10</sub> non-exhaust Emissionsfaktoren für die Luftgütemodellierung in [mg/(km·Fzg)] nach [Lohmeyer et al., 2011].

Literaturquelle	Emissionsfaktor PM <sub>10</sub> non-exhaust in [mg/(km·Fzg)]			
	PKW	LNF	SNF	Verkehrssituation
<b>diese Studie</b>	7		<b>44</b>	<b>Tunnelanlagen Autobahn in Richtungsverkehr geführt</b>
	14		<b>94</b>	<b>Autobahn ≥ 100 km/h,</b>
Lohmeyer et al. (2011) implementiert im HBEFA 3.1 [Umweltbundesamt, 2010]	30	130	Autobahn 130 km/h, flüssig	
			Autobahn 100 km/h flüssig	
			Autobahn 80 km/h flüssig	
			Landstraße 80 km/h flüssig	
			Landstraße 70 km/h flüssig	
			Landstraße 80 km/h kurvig	
	26	100	Innerorts 50 km/h flüssig	
			Innerorts 60 km/h flüssig	
33	350	Innerorts, Hauptstraßen 50 km/h dicht		

Literaturquelle	Emissionsfaktor PM <sub>10</sub> non-exhaust in [mg/(km·Fzg)]			
	PKW	LNF	SNF	Verkehrssituation
Lohmeyer et al. (2011) implementiert im HBEFA 3.1 [Umweltbundesamt, 2010]	40		700	Innerorts, Hauptstraßen 50 km/h gesättigt
	45		1200	Innerorts Erschließungsstraßen 40 km/h bzw. 30 km/h gesättigt Innerorts Stop and Go
<b>diese Studie</b>	<b>233</b>		<b>367</b>	<b>Kreuzungsbereiche, geringe Geschwindigkeit</b>

Bezogen auf PM<sub>2,5</sub> ist zu sagen, dass bei den beiden Freilandmessungen dieser Schadstoff nicht erfasst wurde und es daher nur Werte für die beiden „Extremsituationen“ (Tunnel und Kreuzungsbereich) zur Verfügung stehen. Bei der Tunnelmessung ist der PM<sub>10</sub> Emissionsfaktor bereits so gering, dass die PM<sub>2,5</sub> non-exhaust Emissionen nicht mehr ableitbar sind, das heißt, im Bereich der Detektionsgenauigkeit liegen (siehe Tabelle 6-3).

**Tabelle 4-37** PM<sub>2,5</sub> non-exhaust Emissionsfaktoren in [g/km]

Messmethode	Fahrsituation	EFA PM <sub>2,5</sub> non-exhaust [g/km]	
		PKW	LKW
Immissionsmessung langjährig	Kreuzungsbereich (< 30 km/h)	0,154	0,175
Tunnelmessung Längslüftung	Tunnel „Section Control“ (100 km/h)	-	0,016

## 5. Anteil von Abrieb und Wiederaufwirbelung an der PM<sub>10</sub> Belastung

---

Um den Einfluss der Emissionen durch Abrieb und Wiederaufwirbelung auf die PM<sub>10</sub> Belastung innerhalb Österreichs abschätzen zu können, wurden die in den Messungen bestimmten Emissionsfaktoren auf ein bestehendes Verkehrsnetz übertragen und anschließend eine Immissionsberechnung durchgeführt. Anhand von Luftgütemessungen und chemischen Analysen werden die Berechnungsergebnisse im Anschluss verifiziert.

Ziel der Berechnung ist es zu überprüfen, ob die bei sehr spezifischen Fahr- und Umgebungssituationen erhobenen Emissionsfaktoren, sinnvoll auf größere Straßennetzwerke angewendet werden können. Die Gefahr bei sehr spezifischen Messungen besteht darin, zwar Emissionsfaktoren mit geringen Unsicherheiten berechnen zu können, aber keine realitätsnahen Werte für eher allgemein charakterisierte Straßennetze zu erhalten. Generell ist davon auszugehen, dass bei sehr großen Straßennetzen neben den Verkehrszahlen, dem Straßentyp und der durchschnittlichen Fahrgeschwindigkeit kaum Informationen zu den einzelnen Straßenzügen vorhanden sind. Das heißt anhand dieser Attribute erfolgt die Zuteilung der Emissionsfaktoren und erst die Ergebnisse der Immissionsrechnung geben Aufschluss darüber ob die berechneten Werte tatsächlich den gemessenen Werten entsprechen.

Als Berechnungsgebiet wurde das Stadtgebiet von Wien gewählt da zahlreiche Luftgütemessstellen für einen Vergleich zur Verfügung stehen, ein Immissionskataster [Kurz, Sturm, 2011] vorhanden ist und zeitnah chemische Analysen der Feinstaubbelastung [Bauer et al., 2007c] durchgeführt wurden.

Nachstehend werden die Ergebnisse der Berechnungen dargestellt und mit den verfügbaren Messdaten verglichen. Erweisen sich die eingesetzten Emissionsfaktoren als sinnvoll für das Wiener Stadtgebiet wird im Anschluss auf Basis der jährlichen Fahrleistungen auf die Emissionsmenge für das österreichische Straßennetz hochgerechnet und die Änderungen basierend auf den veränderten Emissionsfaktoren diskutiert (siehe Kapitel 5.2).

## 5.1 Wiener Stadtgebiet

Aufgrund der anhaltenden Feinstaubproblematik wird in Ballungszentren seit geraumer Zeit die Immissionskonzentration mit Hilfe zahlreicher Messstationen überwacht. Zusätzlich dazu wird mit Hilfe von chemischen Analysen und Emissions- bzw. Immissionskatastern Ursachenforschung betrieben. Das Wiener Stadtgebiet zeichnet sich dadurch aus, dass für das Jahr 2004/2005 neben den kontinuierlichen PM<sub>10</sub> Messungen auch Aquella Studien [Bauer et al., 2007c] sowie eine Emissions- und darauf aufbauende Immissionsberechnung [Kurz, Sturm, 2011] vorliegt. Aufgrund dieser hohen Datendichte wurde zur Überprüfung der Emissionsfaktoren das Stadtgebiet von Wien und das Jahr 2005 gewählt. Nachstehend werden die verfügbaren Daten und die gewählte Vorgehensweise für Beurteilung detailliert beschrieben.

### 5.1.1 Vergleichsdaten

Für den Bereich des Wiener Stadtgebietes liegen Immissionsberechnungen für das Jahr 2005 vor [Kurz, Sturm, 2011]. Das Magistrat Wien (MA22) hat im Jahr 2005 ein kontinuierliches Luftgütemessnetz welches 12 Messstellen umfasste. Die Luftgütemessstellen sind über das gesamte Stadtgebiet von Wien verteilt, mit dem Ziel unterschiedliche Immissionssituationen zu erfassen. An vier der zwölf betriebenen Messpunkte wurden zusätzlich bereits im Jahr 2004 chemische Analysen im Rahmen des Aquella Projektes durchgeführt. Da sich die Positionen der Luftgütemessungen zwischen 2004 und 2005 nicht verändert haben, können trotz unterschiedlicher Betrachtungsjahre aus den chemischen Analysen wichtige Rückschlüsse auf die Quellen des Feinstaubes gezogen werden.

Nachstehend werden die 2005 verfügbaren Messstellen inkl. Beschreibung des Messpunktes [Magistrat Wien, 2013] angeführt (siehe auch Abbildung 5-1):

Währinger Gürtel: Die Messstation befindet sich auf dem Gelände des Allgemeinen Krankenhauses (AKH), nahe dem stark befahrenen Währinger Gürtel. Die Seehöhe des Standortes beträgt 199 Meter.

Belgradplatz: Die Messstation am Belgradplatz im 10. Bezirk erfasst die Luftqualität im Südosten Wiens. Die Station befindet sich am Wienerberg in einer Hanglage in 218 Metern Seehöhe.

Laaer Berg: Die Messstation am Laaer Berg befindet sich im 10. Bezirk in der Theodor-Sickel-Gasse 1. Neben dem Forsthaus steht sie in leichter Hanglage in 251 Metern Seehöhe.

Kaiser Ebersdorf: Die Messstation in Kaiserebersdorf in der Alberner Straße 8 im 11. Bezirk liegt in der Nähe des Umspannwerkes. Sie befindet sich in 158 Metern Seehöhe. Die Messstelle ist in westlicher Richtung 125 Meter von der Flughafenautobahn entfernt.

Rinnböckstraße: Die Messstation Rinnböckstraße 15 befindet sich am Amtsgebäude der Prüf-Überwachungs- und Zertifizierungsstelle der Stadt Wien (MA39). Das Gelände ist eben, die Seehöhe beträgt 171 Meter. Hier wird die Luftsituation in unmittelbarer Nähe der sehr stark befahrenen Südosttangente erfasst.

Gaudenzdorf: Die Messstation in der Dunklergasse 1-7 im 12. Bezirk liegt in der Nähe des Umspannwerkes in 179 Metern Seehöhe, einen Häuserblock vom Gaudenzdorfer Gürtel entfernt. Sie erfasst die Luftsituation zwischen Ring, Wiedner Hauptstraße, Wienerbergstraße und Schönbrunn bis zur Gablenzgasse und Burggasse.

Kendlerstraße: Die Messstation in der Kendlerstraße 40 im 16. Bezirk liegt in der Nähe des Umspannwerkes. Sie befindet sich in leichter Hanglage in 236 Metern Seehöhe.

Schafbergbad: Die Messstation liegt 40 Meter vom südlichen Eingang des Schafbergbades in der Josef-Redl-Gasse 2 im 18. Bezirk. Sie befindet sich in Hanglage in 319 Metern Seehöhe.

Gerichtsgasse: Die Messstation in Floridsdorf befindet sich vor dem Haus Gerichtsgasse 1a im 21. Bezirk. Sie liegt in 164 Metern Seehöhe. Die Station erfasst die Luftqualität 100 Meter östlich der Schnellstraße über die Nordbrücke und 100 Meter nördlich der Prager Straße.

Lobau: Die Messstation Lobau im Grundwasserwerk "Untere Lobau" befindet sich im 22. Bezirk im Laborgebäude neben der Einfahrt. Sie liegt in 155 Metern Seehöhe.

Stadlau: Die Messstation in Stadlau befindet sich am Hausgrundweg 23 im 22. Bezirk. Sie liegt in 159 Metern Seehöhe.

Liesing: Die Messstation „An den Steinfeldern“ (gegenüber Nr. 2) im 23. Bezirk, liegt in einer Ebene in 217 Metern Seehöhe.

Prinzipiell entsprechen die angegebenen Messstellen folgender Charakterisierung:

- Messstellen im dicht bebauten Stadtgebiet (verkehrsnahe): Währinger Gürtel, Belgradplatz, Rinnböckstraße, Gaudenzdorf
- Messstellen im höher belasteten Stadtgebiet: Kandlerstraße, Gerichtsgasse, Liesing
- Messstellen im städtischen Wohngebiet: Laaer Berg, Kaiser-Ebersdorf, Schafbergbad, Stadlau
- Messstellen im Grüngürtel von Wien (Hintergrund): Lobau



**Abbildung 5-1** Lageplan der Messstellen im Wiener Stadtgebiet [Magistrat Wien, 2014].

Die Probenahme für die Messstation in der Rinnböckstraße befand sich 2005 an der Fassade des Amtsgebäudes, weshalb davon auszugehen ist, dass die Immissionsbelastungen bei einer Berechnungsmethode ohne Häusereinfluss zu Unterschätzungen führt, da die Stauungseffekte an einer Häuserfront in der Berechnung unberücksichtigt bleibt.

Die chemischen Analysen wurden, wie eingangs beschrieben, im Jahr 2004 im Rahmen des Aquella Projektes [Bauer et al., 2007c] durchgeführt. Filterproben von den Messstationen Kandlerstraße, Rinnböckstraße, Schafbergbad und Lobau wurden analysiert und eine Zuteilung zu den Verursachern getroffen. Hauptaugenmerk bei der Analyse wurde auf jene Tage an denen der  $PM_{10}$  Tagesmittelwert von  $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$  überschritten ist, gelegt.

Die Messstationen Kaiser Ebersdorf, Schafbergbad und Lobau sind Messstellen im äußeren Stadtgebiet bzw. im Grüngürtel von Wien, die kaum vom Verkehrsaufkommen im Stadtbereich beeinflusst werden. Das heißt, für eine Beurteilung der Emissionsfaktoren ausschließlich anhand der berechneten und gemessenen Gesamtbelastung scheinen sie daher ungeeignet. Da die Messstellen Schafbergbad und Lobau jedoch Teil des Aquella Projektes sind, werden beide Messstellen beim Abgleich der chemischen Analysen mit den Berechnungsergebnissen berücksichtigt.

Nachstehend werden die Grundlagen der Berechnung für das Wiener Stadtgebiet sowie die gewählte Vorgehensweise zur Bestimmung der Immissionsbelastung ( $PM_{10}$ ) detailliert beschrieben.

### **5.1.2 Basis der Berechnung „neu“ für Wien**

Die durchgeführten Berechnungen und Vergleiche mit den Messwerten des Immissionsmessnetzes der MA22 basieren auf dem Jahr 2005. Dieses Jahr ist das Basisjahr für den am Institut für Verbrennungskraftmaschinen und Thermodynamik erstellten Immissionskataster Wien [Kurz, Sturm, 2011]. Für die Berechnungen wurden die  $PM_{10}$  non-exhaust Emissionen anhand der dem Immissionskataster zu Grunde gelegten Verkehrszahlen (Pkw, Lkw) neu berechnet und im Anschluss daran analog zu den in [Kurz, Sturm, 2011] durchgeführten Berechnungen die zu erwartende Immissionsbelastung modelliert. Nachstehend wird die gewählte Vorgehensweise für die Überprüfung der Emissionsfaktoren noch einmal kurz zusammengefasst:

- Die Berechnungsmethodik des Immissionskataster Wien wurde zur Gänze aus [Kurz, Sturm, 2011] übernommen (Windfeld, Quellparametrisierung, Streckennetz,...), Bezugsjahr 2005.
- Die Ergebnisse des Immissionskatasters Wien wurden zur Bestimmung der berechneten Gesamtbelastung, für alle Quellgruppen ausgenommen  $PM_{10}$  non-exhaust Verkehr, direkt aus [Kurz, Sturm, 2011] entnommen, Berechnungsjahr 2005.
- Die  $PM_{10}$  non-exhaust Emissionsberechnung „neu“ basiert auf den Verkehrszahlen, sowie der Streckencharakterisierung (Straßentyp, effektive Geschwindigkeit) vom AIT [Austrian Institute of Technology AIT, 2011], Bezugsjahr 2005 und den in Kapitel 4 erhobenen Emissionsfaktoren.
- Darstellung der flächenhaften  $PM_{10}$  non-exhaust Immissionskonzentration „neu“ im Wiener Stadtgebiet. Auswertung der Konzentrationsbeiträge an den Luftgütemessstationen.



- Vergleich der Berechnung „neu“ mit den 2005 erhobenen Werten der Luftgütemessung der MA22 und den Ergebnissen von Aquella [Bauer et al., 2007c].

Basis des Immissionskatasters Wien „alt“ ist die Emissionsberechnung vom AIT [Austrian Institute of Technology AIT, 2011]. Im Rahmen dieser Emissionsberechnung werden die PM<sub>10</sub> non-exhaust Emissionen Straßenverkehr mit einem über das gesamte Straßennetz einheitlichen Emissionsfaktor berechnet. Dabei handelt es sich um einen aggregierten Emissionsfaktor nach Lohmeyer, der sowohl den Brems-, Reifen-, und Straßenabrieb als auch die Aufwirbelung beinhalten. In Tabelle 5-1 sind die in [Austrian Institute of Technology AIT, 2011] verwendeten Emissionsfaktoren angeführt.

**Tabelle 5-1** PM<sub>10</sub> non-exhaust Emissionsfaktoren in [g/km] [Austrian Institute of Technology AIT, 2011] wie für die Berechnung des Basisjahres 2005 Immissionskataster Wien [Kurz, Sturm, 2011] verwendet.

Fahrzeug	PM <sub>10</sub> non-exhaust
PKW und LNF	0,057
SNF, LKW, SZ und BUS	0,470
2 Rad Fahrzeuge	unberücksichtigt

Vergleicht man die verwendeten PM<sub>10</sub> non-exhaust Emissionsfaktoren mit dem Datensatz von [Lohmeyer et al, 2011] (siehe Tabelle 2-6 auf Seite 17) so zeigt sich, dass der Emissionsfaktor für PKW und LNF zirka ein Viertel höher liegt als der höchste Wert bei [Lohmeyer et al, 2011], jener für SNF, LKW, SZ und BUS im Bereich der Werte für Hauptstraßen innerorts 50 km/h.

Die Neuberechnung erfolgt mit den „neuen“ Emissionsfaktoren der vier Messreihen aus der gegenständlichen Arbeit. Folgende Ansätze wurden bei der Berechnung der PM<sub>10</sub> non-exhaust Emissionsmenge gewählt. Unberücksichtigt bleiben Zweirad Kraftfahrzeuge.

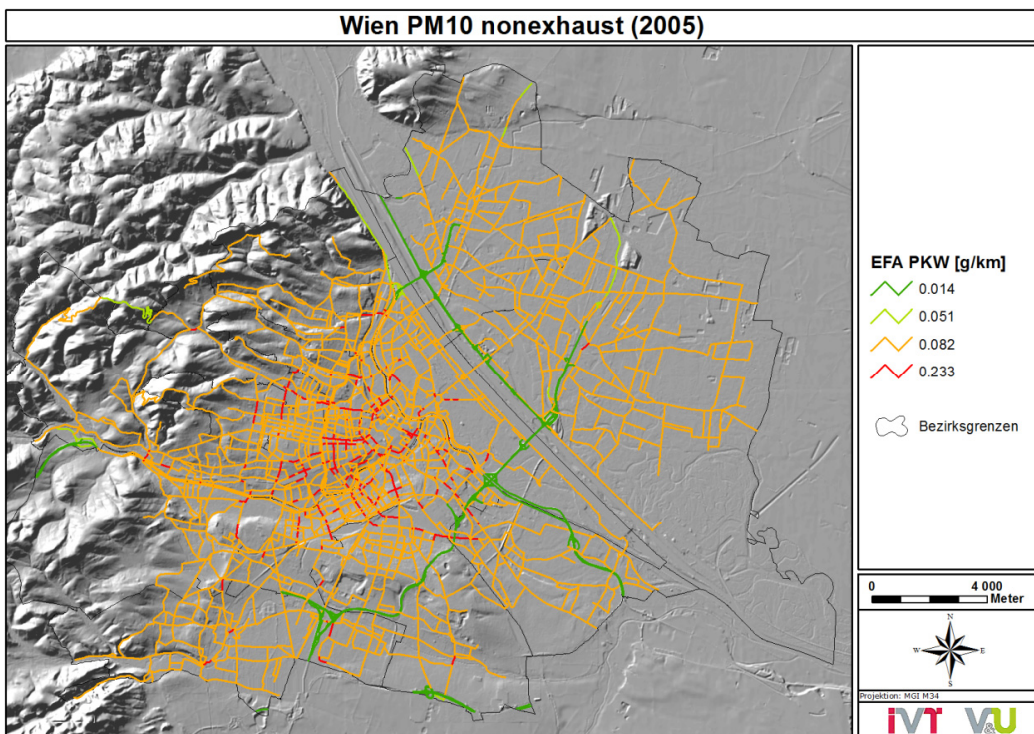
**Tabelle 5-2** PM<sub>10</sub> non-exhaust Emissionsfaktoren in [g/km] Neuberechnung Wiener Stadtgebiet.

Anwendungsgebiet	Fahrzeug	PM <sub>10</sub> non-exhaust	Bemerkung
alle Straßen Typ Autobahn	PKW, LNF	0,014	Messung Plabutschunnel mit Interaktion ohne Berücksichtigung Interaktionsterm ( $n_{PKW} \cdot n_{LKW}$ ) siehe Kapitel 4.2.4.2
	SNF, LKW, SZ, BUS	0,094	
Bundes- und Landesstraßen mit $V_{eff} > 50$ km/h	PKW, LNF	0,051	Messung Mooskirchen siehe Kapitel 4.3.2
	SNF, LKW, SZ, BUS	0,273	
Abschnitte von Hauptstraßen mit $V_{eff} < 20$ km/h	PKW, LNF	0,233	Messung Don-Bosco siehe Kapitel 4.1.3.1
	SNF, LKW, SZ, BUS	0,358	
Restliche Straßen	PKW, LNF	0,082	Messung Viktring siehe Kapitel 4.3.1
	SNF, LKW, SZ, BUS	0,405	

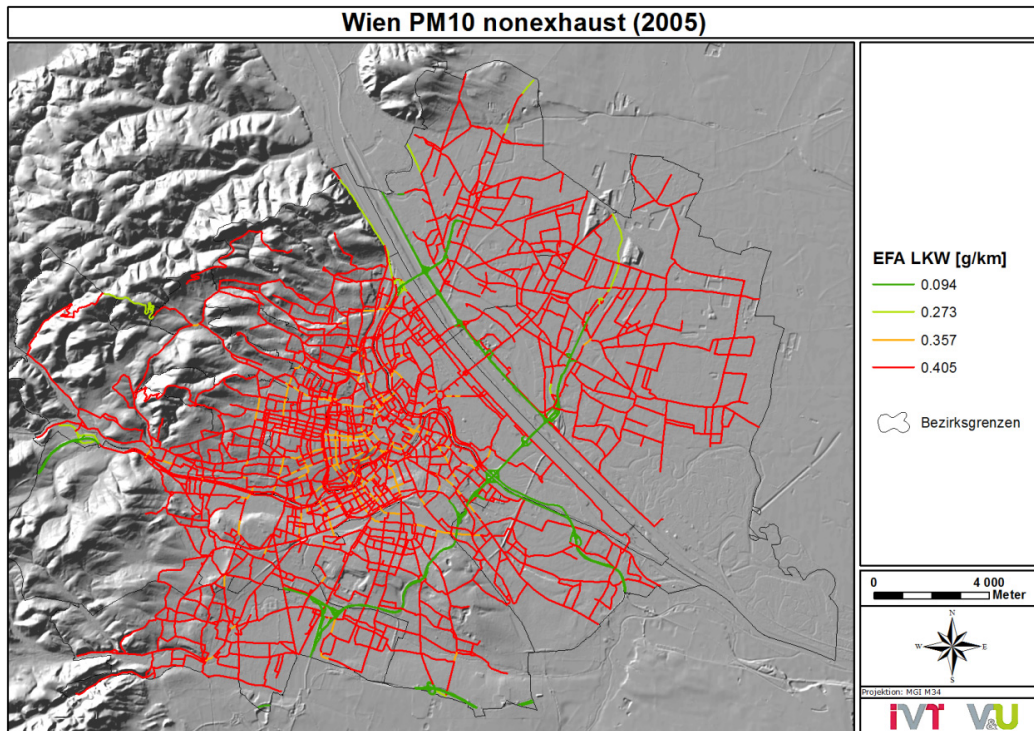
Wie in der Tabelle angeführt, sind die verwendeten Emissionsfaktoren jeweils als PKW und LKW Set einer der Verkehrssituation angepasst in Kapitel 4 beschriebenen Messung entnommen.

Da die Messungen jedoch kaum stark schwankende innerstädtische Verkehrssituationen zur Grundlage haben, ist die Abstufung innerhalb des Straßennetzes schwierig. Das heißt, es wird Bereiche geben, in denen die gewählten Einflussgrößen, die bestimmend für den Emissionsfaktor sind, nicht repräsentativ für den tatsächlichen Verkehrsfluss auf der Straße sind. Mehrere verschiedene Emissionsfaktoren für geringe Geschwindigkeiten würden die starke Abhängigkeit von einzelnen wenigen Streckeneigenschaften entschärfen. In der Berechnung „neu“ werden jedoch im Gegensatz zur Berechnung „alt“ überhaupt unterschiedliche Verkehrssituationen und Straßentypen berücksichtigt.

In Abbildung 5-2 ist das Straßennetz von Wien inkl. der für PKW angesetzten Emissionsfaktoren dargestellt. Korrespondierend dazu findet sich in Abbildung 5-3 das Straßennetz mit den gewählten Emissionsfaktoren für LKW.



**Abbildung 5-2** Straßennetz von Wien mit den in der Berechnung berücksichtigten PKW Emissionsfaktoren (EFA) bezogen auf PM<sub>10</sub> non-exhaust.



**Abbildung 5-3** Straßennetz von Wien mit den in der Berechnung berücksichtigten LKW Emissionsfaktoren (EFA) bezogen auf PM<sub>10</sub> non-exhaust.

Wie die Abbildungen zeigen, entspricht, bei einer Gesamtlänge des Wiener Straßennetzes von 1 917 km, ein Großteil der Strecken (87 %) der Kategorie „Rest“ (Straßen mit einer effektive Geschwindigkeit kleiner 50 km/h, ausgenommen Autobahnen und Hauptstraße mit einer Geschwindigkeit von weniger als 20 km/h). In Tabelle 5-3 sind die Streckenlängen inkl. Fahrleistung mit den verwendeten Emissionsfaktoren angeführt:

**Tabelle 5-3** PM<sub>10</sub> non-exhaust Emissionsfaktoren in [g/km] für Wien inkl. der Streckenlänge in [km], sowie der jahresdurchschnittlichen täglichen Fahrleistung.

Straßenkategorie	PM <sub>10</sub> Emissionsfaktoren (non-exhaust) in [g/km]		Streckenlänge [km]	Fahrleistung in [km*10 <sup>3</sup> /JDTV]
	Pkw	Lkw		
Autobahn	0,014	0,094	127,75 (7 %)	4 986,53 (29 %)
Bundes- und Landstraßen (v <sub>eff</sub> > 50 km/h)	0,051	0,273	33,56 (2 %)	172,99 (1 %)
Hauptstraßen (v <sub>eff</sub> < 20 km/h)	0,233	0,358	83,24 (4 %)	1 232,20 (7 %)
Rest	0,082	0,405	1 672,16 (87 %)	10 571,97 (63 %)
<b>Summe</b>			<b>1 916,71 (100 %)</b>	<b>16 963,69 (100 %)</b>

Da die einzelnen Emissionsfaktoren sehr unterschiedliche Anteile am Streckennetz und der Fahrleistung aufweisen, ist davon auszugehen, dass für das innerstädtische Immissionsniveau vorrangig die Emissionsfaktoren „Rest“ maßgeblich sind. Diese sind verglichen mit den Emissionsfaktoren in der Literatur eher hoch bemessen.

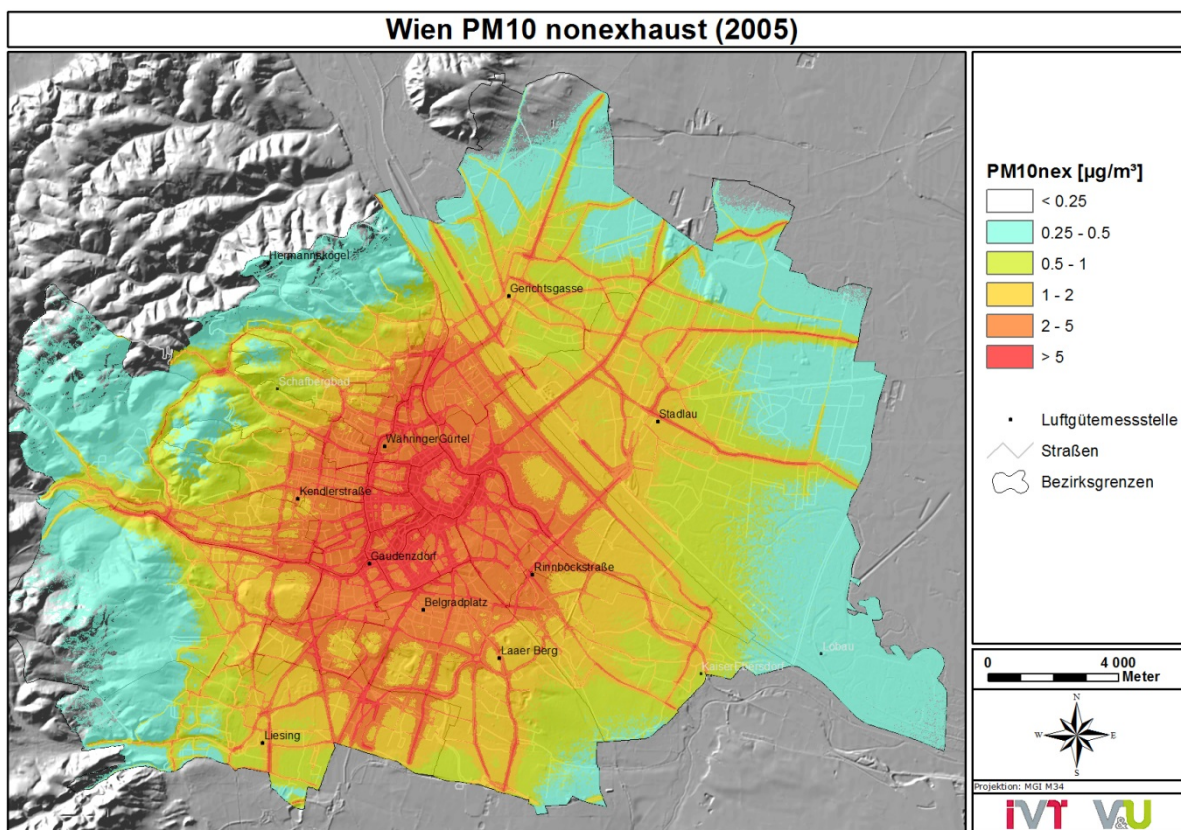
### 5.1.3 Berechnete Immissionskonzentration „neu“

Wie bereits eingangs erwähnt, wurden die Modelleingangsgrößen, wie auch die Vorgehensweise für die Immissionsberechnung zur Gänze vom bestehenden Immissionskataster Wien [Kurz, Sturm, 2011] übernommen. Abweichend davon sind einzig die Emissionsfaktoren zur Berechnung der  $PM_{10}$  non-exhaust Emissionsmenge. Um die  $PM$  Gesamtbelastung berechnen zu können, werden auch die Ergebnisse aus den anderen Sektoren (Verkehr exhaust, Industrie, Gewerbe, Hausbrand...) sowie der Vorbelastung analog zum Immissionskataster veranschlagt. Auch die Hintergrundbelastung von im Jahresmittel  $24 \mu\text{g}/\text{m}^3$  wurde beibehalten.

Kurz zusammengefasst, für die Beurteilung der  $PM_{10}$  Emissionsfaktoren wurde die Linienquelle Verkehr Straße non-exhaust emissionsseitig neu berechnet und in den bestehenden Immissionskataster eingearbeitet.

Nachstehend wird die berechnete Konzentration dieser Quellgruppe detailliert diskutiert und mit den verfügbaren Messdaten verglichen. Die restlichen Emissionsquellen, die zur  $PM_{10}$  Immissionsgesamtbelastung beitragen, werden hier nicht näher beleuchtet (vgl. [Kurz, Sturm, 2011]).

Wie Abbildung 5-4 zeigt, erreicht die durch  $PM_{10}$  non-exhaust Emissionen bedingten jahresdurchschnittliche Immissionskonzentration, in der Wiener Innenstadt flächendeckend Werte zwischen  $2 \mu\text{g}/\text{m}^3$  und  $5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ .



**Abbildung 5-4**  $PM_{10}$  non-exhaust Immissionskonzentration bezogen auf den Jahresmittelwert (Berechnungsjahr 2005) im Wiener Stadtgebiet [ $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ], Neuberechnung.

Es zeigt sich, dass vor allem im Bereich in der inneren Stadt (Ring) die Belastungen hoch sind. Da in der Berechnung Gebäude unberücksichtigt bleiben, ist davon auszugehen, dass die

Immissionsbelastung in Bereichen in denen die Emissionen des Straßenverkehrs durch Gebäude bzw. Häuserfronten abgeschirmt werden, überschätzt werden.

Generell ist zu sagen, dass die Hintergrundbelastung, das heißt, jene PM<sub>10</sub> Konzentration die nicht auf die in der Berechnung berücksichtigten Quellen zurückzuführen ist, mit 24 µg/m<sup>3</sup> abhängig von der Messstelle zwischen 70 % (Rinnböckstraße) und 86 % (Stadtlau) der gemessenen Konzentration beträgt. Daraus folgt, dass der Einfluss der regionalen Emissionen auf das Immissionsniveau gering ist, oder die Emissionsquellen nicht vollständig erfasst werden konnten.

In der nachstehenden Tabelle sind die neu berechneten Immissionsbelastungen an den Messstellen inkl. der Konzentration bedingt durch PM<sub>10</sub> non-exhaust und die Gesamtbelastung aus [Kurz, Sturm, 2011] angeführt. Demgegenüber steht die gemessenen PM<sub>10</sub> Immissionskonzentration im Jahr 2005.

**Tabelle 5-4** PM<sub>10</sub> Konzentrationen an den Messstellen in Wien in [µg/m<sup>3</sup>].

Messstellen	PM <sub>10</sub> Konzentration [µg/m <sup>3</sup> ]					Luftgütemessung 2005
	non-exhaust ALT	non-exhaust* NEU	exhaust*** ALT = NEU	Gesamtbelastung ALT	Gesamtbelastung** NEU	
<b>Belgradplatz</b>	<b>2,42</b>	<b>3,29</b>	<b>2,72</b>	<b>31,09</b>	<b>31,95</b>	<b>32</b>
<b>Kendlerstraße</b>	<b>1,91</b>	<b>2,56</b>	<b>1,71</b>	<b>29,30</b>	<b>29,95</b>	<b>30</b>
<b>Gerichtsgasse</b>	<b>1,18</b>	<b>1,46</b>	<b>2,12</b>	<b>28,64</b>	<b>28,92</b>	<b>29</b>
<i>Rinnböckstraße</i>	<u>3,06</u>	<u>4,02</u>	<u>5,20</u>	<u>34,05</u>	<u>35,01</u>	<u>40</u>
<i>Währinger Gürtel</i>	2,69	3,65	2,86	31,83	32,79	30
<i>Laaer Berg</i>	1,89	2,19	2,54	29,77	30,07	28
<i>Gaudenzdorf</i>	3,69	5,48	4,16	34,03	35,82	28
<u>Stadtlau</u>	<u>1,00</u>	<u>1,46</u>	<u>1,26</u>	<u>27,86</u>	<u>28,32</u>	<u>32</u>
<u>Liesing</u>	<u>1,38</u>	<u>1,83</u>	<u>1,26</u>	<u>28,29</u>	<u>28,73</u>	<u>34</u>

\* Neu berechnete Immissionskonzentrationen für den PM<sub>10</sub> non-exhaust Anteil auf Basis der gemessenen Emissionsfaktoren

\*\* Berechnete Immissionsbelastung nach [Kurz, Sturm, 2011] unter Berücksichtigung der neu berechneten Konzentrationen für PM<sub>10</sub> non-exhaust

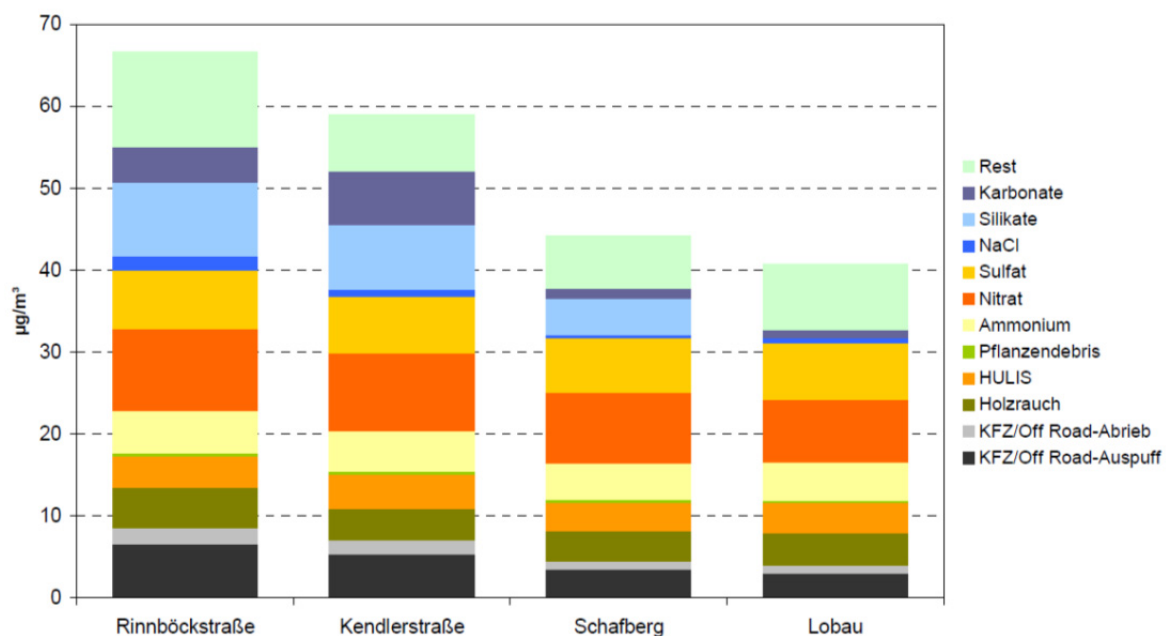
\*\*\* Die PM<sub>10</sub> exhaust Emissions- als auch Immissionsberechnung ist unverändert und entspricht [Kurz, Sturm, 2011].

Es zeigt sich, dass die Gesamtbelastung an den Messstellen Belgradplatz, Kendlerstraße und Gerichtsgasse (in Tabelle 5-4 fett markiert) sehr gut im Rahmen der Neuberechnung wiedergegeben werden können. Diese Messpunkte befinden sich im Bereich von stärker befahrenen Verkehrswegen, nicht jedoch in der Innenstadt von Wien und nicht unmittelbar an einer Straße. Die Immissionsgesamtbelastung am Währinger Gürtel, Laaer Berg und der Messstelle Gaudenzdorf (in Tabelle 5-4 kursiv) werden in der durchgeführten Berechnung überschätzt, im Gegenzug jedoch jene an der Rinnböckstraße, Stadtlau und Liesing unterschätzt (in Tabelle 5-4 unterstrichen). Sowohl der Währinger Gürtel als auch die Rinnböckstraße sind verkehrsnahen Messstellen zeigen jedoch einen gegenläufigen Trend.

Verglichen mit den Ergebnissen der Berechnung aus [Kurz, Sturm, 2011] zeigt sich, dass das Gesamtniveau etwas angehoben wird, weshalb Messstellen die bei beiden Berechnungen unterschätzt werden in der Neuberechnung geringfügig besser abgebildet werden. Dafür werden für alle bereits in [Kurz, Sturm, 2011] überschätzten Messpunkte im Rahmen der Neuberechnung noch höheren Ergebnisse bezogen auf die PM<sub>10</sub> Gesamtbelastung erzielt.

Generell ist herauszustreichen, dass die Immissionskonzentration an den angeführten Messstellen nicht ausschließlich abhängig vom Verkehr ist, dieser jedoch bezogen auf die Berechnung den größten Einfluss besitzt. Die restlichen Quellen die im Immissionskataster abgebildet wurden, haben rechnerisch nur geringen Einfluss auf die berechnete Gesamtbelastung. Im gegenständlichen Immissionskataster entsprechen die berechneten Beiträge des Verkehrs, bezogen auf die berechnete PM<sub>10</sub> Gesamtbelastung ohne Hintergrund, zwischen 72 % (Liesing) und 86 % (Rinnböckstraße). Das heißt den größten Einfluss auf das Ergebnis der berechneten Zusatzbelastung im Wiener Stadtgebiet hat der Verkehr. Inwieweit diese rechnerische Dominanz des Verkehrs den tatsächlichen Gegebenheiten entspricht ist fraglich.

Um die Qualität der verwendeten Emissionsfaktoren beurteilen zu können, muss zusätzlich auf die chemischen Analysen zurückgegriffen werden. Diese wurden im Rahmen des Aquella Projektes [Bauer et al., 2007c] neben den beiden Hintergrundstationen Schafberg und Lobau auch für die beiden verkehrsnahen Messstandorte Kendlerstraße und Rinnböckstraße durchgeführt. In Abbildung 5-5 sind die Analysenergebnisse aller Messstandorte dargestellt.



**Abbildung 5-5** Mittelwert der Ergebnisse der chemischen Analyse für die Überschreitungstage im Jahr 2004 an den AQUELLA Messstellen in Wien (Lobau ohne Silikate) [Bauer et al., 2007c].

Wie in [Bauer et al., 2007c] beschrieben, werden bezogen auf PM non-exhaust 55 % der Nitratkonzentration, 34 % des Mineralstaubes dem Kfz Verkehr zugeordnet. Der Anteil von Kfz bedingten PM Emissionen an den Kfz und Offroad spezifischen Quellen (Abrieb bzw. Auspuff) wird in der Studie mit 75 % beziffert. Der Winterdienst schlägt mit einem Anteil von 33 % bezogen auf Mineralstaub und mit 100 % bezogen auf Natriumchlorid (NaCl) zu Buche. Die entsprechenden Anteile sind auch in Tabelle 5-5 zusammengefasst und in der letzten Spalte angeführt.

Überträgt man diese Zuteilung auf die in Abbildung 5-5 angeführte Konzentration, so ergibt sich die in Tabelle 5-5, Spalten zwei bis fünf, dargestellte Immissionsmengen des Verkehrs an der PM<sub>10</sub> Immissionskonzentration gesamt:

**Tabelle 5-5** Emissionen der Quellgruppe Verkehr an der PM<sub>10</sub> Konzentrationen in [µg/m<sup>3</sup>] an Überschreitungstagen (PM<sub>10</sub> > 50 µg/m<sup>3</sup>).

Messstellen	PM <sub>10</sub> Konzentration [µg/m <sup>3</sup> ]				Anteil Kfz an Quellengesamtbelastung [%]*
	Rinnböckstraße	Kendlerstraße	Schafbergbad	Lobau	
Auspuff (Kfz)	4,8	3,7	2,6	2,3	75 %
Abrieb (Kfz)	1,5	1,5	0,8	0,8	75 %
Nitrat (Kfz)	5,5	5,2	4,8	4,4	55 %
Silikate (Kfz)	3,0	2,7	1,5	0,0	34 %
Karbonate (Kfz)	1,3	2,4	0,3	0,2	34 %
NaCl (Winterdienst)	1,5	1,0	0,2	0,2	100 %
Silikate (Winterdienst)	3,0	2,6	1,5	0,0	33 %
Karbonate (Winterdienst)	1,3	2,3	0,3	0,3	33 %
<b>Summe**</b>	<b>21,9</b>	<b>21,4</b>	<b>12,0</b>	<b>8,2</b>	
<b>Summe (ohne Auspuff, Winterdienst und Nitrate)**</b>	<b>5,8</b>	<b>6,6</b>	<b>2,6</b>	<b>1,0</b>	
<b>PM<sub>10</sub> Gesamtkonzentration Filteranalyse**</b>	<b>67</b>	<b>59</b>	<b>45</b>	<b>42</b>	
<b>Jahresmittelwert 2004***</b>	<b>33</b>	<b>28</b>	<b>21</b>	<b>22</b>	

\* Der angegebenen Prozentsatz zeigt den Anteil der Quelle Kfz Verkehr an der Quellengesamtbelastung wieder [Bauer et al., 2007c]. Bei den angegebenen Immissionskonzentrationen an den vier Messstellen ist dieser Anteil und die entsprechende Reduktion bereits berücksichtigt.

\*\* Die angegebenen Konzentrationen beziehen sich auf Belastungen an PM<sub>10</sub> Überschreitungstagen. Diese Werte können nicht direkt auf jahresdurchschnittliche Konzentrationen umgelegt werden.

\*\*\* Der im Bericht angegebene Jahresmittelwert entspricht dem Mittelwert aus den Monate Jänner, April, Juli und Oktober.

In der Immissionsberechnung (Abbildung 5-4) unberücksichtigt sind die Emissionen des Winterdienstes und die chemischen Umwandlungen in der Luft zu Nitrat. Das heißt, die gemessenen Konzentrationen ohne Auspuff, Winterdienst und Nitrat entsprechen formal den berechneten Konzentrationen non-exhaust aus Tabelle 5-4.

Für die Rinnböckstraße wird im Projekt AQUILLA [Bauer et al., 2007c] im „jahresmittel“ ein „regionaler“ Immissionsbeitrag von 12 µg/m<sup>3</sup> ausgewiesen, für die Messstelle Kendlerstraße werden knapp 7 µg/m<sup>3</sup> den ortsnahen Quellen zugewiesen (Konzentration Rinnböckstraße / Kendlerstraße abzüglich Konzentration Schafbergbad). Vergleicht man diese Konzentrationen mit den Ergebnissen der Modellrechnung so erkennt man dass unter Berücksichtigung der Hintergrundkonzentration von 24 µg/m<sup>3</sup> die „regionalen“ Beiträge gut wiedergegeben werden können (Rinnböckstraße 11 µg/m<sup>3</sup>, Kendlerstraße 6 µg/m<sup>3</sup>).

Wichtig im Rahmen der Beurteilung ist, dass sich die in Tabelle 5-5 angegebenen Mengen der chemischen Analyse auf Überschreitungstage beziehen, das heißt, für einen direkten Vergleich ist in der Auswertung die höhere Gesamtbelastung von PM<sub>10</sub> an Überschreitungstagen zu berücksichtigen und mit Hilfe des gemessenen Jahresmittelwertes zu korrigieren. Die Konzentrationen wurden linear über das Verhältnis „PM<sub>10</sub> Gesamtkonzentration Filteranalyse“ zu „PM<sub>10</sub> Jahresmittelwert 2004“ korrigiert. Die entsprechend bereinigten Werte sind für alle vier verfügbaren Messstellen in Tabelle 5-6 zusammengefasst und können direkt miteinander verglichen werden. Die Ergebnisse für die Quellgruppe PM<sub>10</sub> Auspuff (exhaust) wird mitgeführt, um zu Überprüfen ob sich die Abweichungen ähnlich zu den PM<sub>10</sub> non-exhaust Immissionskonzentrationen verhalten oder nicht.

**Tabelle 5-6** Vergleich der berechneten exhaust bzw. non-exhaust PM<sub>10</sub> Konzentrationen mit den gemessenen und korrigierten Konzentrationen im Projekt AQUELLA [Bauer et al., 2007c] in [µg/m<sup>3</sup>].

Messstellen	PM <sub>10</sub> Konzentration [µg/m <sup>3</sup> ]				Abweichung*	
	berechnet		aus AQUELLA		[%]	
	non-exhaust	exhaust	non-exhaust	exhaust	non-exhaust	exhaust
Rinnböckstraße	4,02	5,20	2,86	2,36	+ 40 %	+ 120 %
Kendlerstraße	2,56	1,71	3,13	1,76	- 19 %	- 3 %
Schafberg	0,93	0,56	1,21	1,21	- 25 %	- 54 %
Lobau	0,47	0,42	0,52	1,20	- 10 %	- 65 %

\* Die Konzentration aus dem Projekt AQUELLA entspricht 100 %

Es zeigt sich, dass der Einfluss der PM<sub>10</sub> non-exhaust Emission auf die PM<sub>10</sub> Immissionskonzentration bei der Messstelle Rinnböckstraße deutlich überschätzt wird, obwohl die berechnete Gesamtbelastung deutlich unterschätzend ist (siehe Tabelle 5-4). Da sich die Probenahme der Messstelle Rinnböckstraße an einer Hauswand befindet, der Immissionskataster Wien jedoch ohne Gebäudeeinfluss berechnet wurde ist davon auszugehen, dass die Berechnung in jedem Fall unterschätzend ist. Diese Randbedingung wirkt sich jedoch auf alle Emissionsquellen gleichermaßen aus.

Im Gegensatz dazu wird in der Kendlerstraße die PM<sub>10</sub> Gesamtbelastung bezogen auf den Jahresmittelwert mit der Modellrechnung sehr gut wiedergegeben aber gleichzeitig unter Einbeziehung der Ergebnisse von AQUELLA [Bauer et al., 2007c] der Beitrag der PM<sub>10</sub> non-exhaust Emissionen geringfügig unterschätzt.

Gleiches zeigt sich bei der Hintergrundmessstelle Schafbergbad, hier wird bezogen auf die Ergebnisse von AQUELLA [Bauer et al., 2007c] der Einfluss der PM<sub>10</sub> non-exhaust Emissionen des Verkehrs in der Modellrechnung unterschätzt, obwohl der PM<sub>10</sub> Jahresmittelwert sehr gut wiedergegeben wird.

Eine Sonderposition nimmt die Messstelle Lobau ein, zwar wird der Einfluss der PM<sub>10</sub> non-exhaust Emissionen in der Berechnung sehr gut abgebildet, doch aufgrund der Tatsache, dass die flächendeckend veranschlagte Hintergrundkonzentration bereits dem Jahresmittelwert entspricht, kann die Berechnung bezogen auf die Gesamtbelastung nur überschätzend sein.

Auch die PM<sub>10</sub> exhaust Immissionskonzentrationen zeigen einen ähnlichen Trend, allerdings werden die AQUELLA Analyseergebnisse deutlicher über- bzw. unterschätzt (ausgenommen Messstelle Kendlerstraße).

Wie der Vergleich der berechneten und gemessenen Werte zeigt, liefern im Großen und Ganzen die verwendeten Emissionsfaktoren auch für ein Gebiet wie Wien repräsentative Werte. Trotz eines situativen Einsatzes, abhängig von der effektiven Geschwindigkeit und des Straßentyps, von vier verschiedenen Emissionsfaktorensätzen konnte jedoch keine deutliche Verbesserung bezogen auf die berechnete PM<sub>10</sub> Gesamtbelastung erzielt werden.

Das heißt, die generellen Schwächen eines Immissionskatasters, wie unvollständige Emissionsdaten, hohe Hintergrundbelastungen (nur ein geringer Anteil der Immissionen wird modelliert) keine Berücksichtigung des Gebäudeeinflusses sowie die allgemeinen Unsicherheiten einer Modellrechnung können auch durch veränderte PM<sub>10</sub> non-exhaust Emissionen nicht verändert werden.



Es ist anzunehmen, dass eine detailliertere Abstufung der Emissionsfaktoren in Abhängigkeit von der Fahrzeuggeschwindigkeit, der Straßenauslastung sowie der Flüssigkeit des Verkehrsstroms durchaus von Vorteil wäre. Das heißt ist die Fahrzeuganzahl nahe der Straßenkapazität, bei jedoch unverminderter Geschwindigkeit so ist es naheliegend, dass die gewählten Emissionsfaktoren überschätzend sind. Abhängig von der Häufigkeit dieser Fahrzustände über das gesamte Jahr wirkt sich diese Überschätzung auf unterschiedlichen Strecken unterschiedlich stark aus.

Abschließend ist zu sagen, dass für die Berechnung von ganzen Stadtgebieten eine differenziertere Emissionsberechnung abhängig von mehreren Straßen- und Fahrzustandsparametern nur dann sinnvoll ist, wenn die entsprechenden Emissionsfaktoren repräsentativ sind und geringe Unsicherheiten besitzen.

## 5.2 Emissionsmenge in Österreich

Nachdem die Überprüfung der Emissionsfaktoren für das Wiener Stadtgebietes nachvollziehbare Werte geliefert hat, werden die im Rahmen dieser Arbeit erhobenen Emissionsfaktoren auf Österreich umgelegt. Ziel ist es den Einfluss der  $PM_{10}$  non-exhaust Emissionen auf die verkehrsbedingten österreichischen  $PM_{10}$  Gesamtemissionen abzuschätzen und ein Gefühl dafür zu bekommen welche Änderungen bei einer konsequenten Umsetzung der erhobenen Emissionsfaktoren zu erwarten sind. Dafür wurde über die Fahrleistungen unterteilt in Autobahn, Außerorts und Innerorts auf die Emissionsmenge in Österreich hochgerechnet und die Ergebnisse der Berechnung „neu“ mit der Emissionsprognose „alt“ für das Jahr 2011 verglichen [Hausberger, Schwingshackl, 2011].

Die Vorgehensweise lässt sich wie folgt zusammenfassen:

- Die Berechnungsmethodik der Emissionsprognose Verkehr wurde gänzlich von [Hausberger, Schwingshackl, 2011] übernommen (jährliche Fahrleistungen bezogen auf PKW und LKW, Streckenklassifizierung,...), Berechnungsjahr 2011.
- Die Ergebnisse für  $PM_{10}$  exhaust wurden unverändert beibehalten [Hausberger, Schwingshackl, 2011], die Emissionsmenge  $PM_{10}$  non-exhaust Verkehr wurde neu berechnet.
- Die Neuberechnung basiert auf den jährlichen Fahrleistung von [Hausberger, Schwingshackl, 2011] und den in Kapitel 4 erhobenen Emissionsfaktoren für  $PM_{10}$  non-exhaust, Berechnungsjahr 2011.
- Darstellung der freigesetzten  $PM_{10}$  non-exhaust Emissionsmengen in Österreich im Jahr 2011.
- Vergleich der Ergebnisse der Berechnung „neu“ mit der Berechnung „alt“ [Hausberger, Schwingshackl, 2011].

### 5.2.1 Ausgangszustand „alt“

2011 wurden in Österreich laut Umweltbundesamt [Umweltbundesamt, 2013b] 34 533 t Feinstaub ( $PM_{10}$ ) emittiert. Diese Emissionsmenge umfasst neben Verkehr auch die Emissionen von Industrie und Gewerbe, Hausbrand, Landwirtschaft und vieles mehr. Laut [Hausberger, Schwingshackl, 2011] wurden in diesem Jahr in Österreich durch den Verkehr 4 490 t Feinstaub durch Aufwirbelung ( $PM_{10}$  non-exhaust) freigesetzt, was einem Anteil von 13 % entspricht. In

Summe wurden 2011 zirka 75 750 Mio km zurückgelegt, wovon 27 % Innerorts, 35 % Außerorts und der Rest (38 %) auf Autobahnen bzw. Schnellstraßen entfallen.

In Tabelle 5-7 sind die PM<sub>10</sub> non-exhaust Emissionsmengen für Österreich nach Straßenkategorie und unterteilt in PKW und LKW angeführt. Es zeigt sich, dass auf allen drei Straßenkategorien in etwa gleich viel PM<sub>10</sub> non-exhaust freigesetzt wird.

**Tabelle 5-7** PM<sub>10</sub> non-exhaust Emissionsmenge ALT in [t/a] für Österreich im Jahr 2011 [Hausberger, Schwingshackl, 2011].

Straßenkategorie	PM <sub>10</sub> Emissionsmenge (non-exhaust) [t/a]; ALT		
	PKW	LKW	Summe
Autobahn (AB)	1 215	237	1 452
Außerorts (AO)	1 272	326	1 598
Innerorts (IO)	1 078	360	1 438
<b>Summe</b>	<b>3 565</b>	<b>923</b>	<b>4 488</b>

### 5.2.2 Berechnung „neu“

Bei der Neuberechnung wurden analog zur Vorgangsweise für das Wiener Stadtgebiet die Emissionsmenge auf Basis der Emissionsfaktoren aus den Messungen (siehe Kapitel 4.3.1, Kapitel 4.3.2 bzw. Kapitel 4.2.4.2) bestimmt. Die grundlegenden Eingangsdaten sind in Tabelle 5-8 zusammengefasst. Die Ergebnisse der Neuberechnung sind, unterteilt in die einzelnen Straßenkategorien, in Tabelle 5-9 zusammengefasst.

**Tabelle 5-8** PM<sub>10</sub> non-exhaust Emissionsfaktoren in [g/km] für Österreich inkl. der Fahrleistung im Jahr 2011 aus [Hausberger, Schwingshackl, 2011] in [Mio Kfz km].

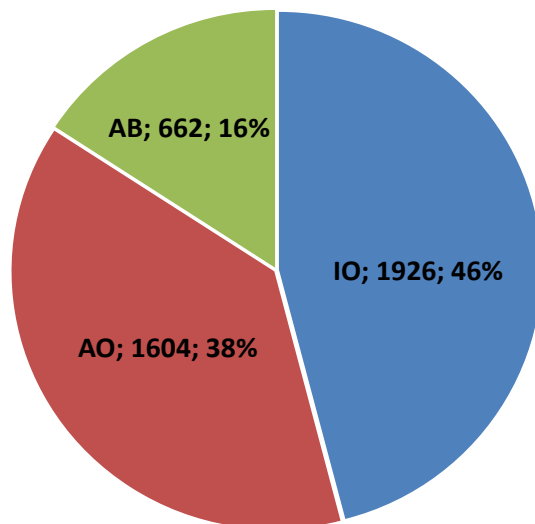
Straßenkategorie	PM <sub>10</sub> Emissionsfaktoren (non-exhaust) [g/km]		Fahrleistung [Mio Kfz km] PKW bzw. LKW
	PKW	LKW	
Autobahn (AB) siehe Kap. 4.2.4.2	0,014	0,094	25 843 bzw. 3 198
Außerorts (AO) siehe Kap. 4.3.2	0,051	0,273	25 044 bzw. 1 198
Innerorts (IO) siehe Kap. 4.3.1	0,082	0,405	19 700 bzw. 767

**Tabelle 5-9** PM<sub>10</sub> non-exhaust Emissionsmenge NEU in [t/a] für Österreich im Jahr 2011.

Straßenkategorie	PM <sub>10</sub> Emissionsmenge (non-exhaust) [t/a]; NEU			Änderung in [%] im Vgl. mit [Hausberger, Schwingshackl, 2011]*
	Pkw	Lkw	Summe	
Autobahn (AB)	362	301	663	- 54 %
Außerorts (AO)	1 277	327	1 604	± 0 %
Innerorts (IO)	1 615	311	1 926	+ 34 %
<b>Summe</b>	<b>3 254</b>	<b>939</b>	<b>4 193</b>	<b>- 7 %</b>

Durch die Neuberechnung der Emissionsmenge für Österreich ergibt sich in Summe eine Reduktion um 7 % auf zirka 4 200 t/a. In Tabelle 5-9 sowie in Abbildung 5-6 werden die Ergebnisse inklusive der Änderungen, bezogen auf die Emissionsmengen in [Hausberger, Schwingshackl, 2011], detaillierter dargestellt.

Betrachtet man die Änderung der Emissionsmenge bezogen auf die Summe der einzelnen Streckentypen (Innerorts, Außerorts bzw. Autobahn), so erkennt man, dass es vor allem zu einer Verschiebung der Emissionsmenge kommt. Die Emissionsmenge für die Fahrten Innerorts ist deutlich gestiegen, im Gegensatz dazu sind die Emissionen auf den Autobahnen durch den deutlich reduzierten Emissionsfaktor stark verringert.



**Abbildung 5-6** Anteil der Streckentypen Autobahn (AB), Außerorts (AO) bzw. Innerorts (IO) an der PM<sub>10</sub> non-exhaust Menge in Österreich für das Jahr 2011 [Typ; Emissionsmenge in t/a, Prozent].

Korrigiert man die Gesamtemissionsmenge um die Neuberechnung wurden in Österreich 2011 34 238 t Feinstaub (PM<sub>10</sub>) emittiert. Unter Berücksichtigung der neuen Emissionsfaktoren entfallen 4 193 t auf die Quelle Verkehr PM<sub>10</sub> non-exhaust, was einem Anteil von 12 % entspricht (vorher 4 488 t entspricht zirka 13 %).

Die Ergebnisse der Emissionsrechnung können nicht direkt auf die Immissionsbelastung übertragen werden, da der Einfluss der Verkehrsemissionen auf die Immissionskonzentration räumlich stark variiert. Überschlägig kann davon ausgegangen werden, dass der Einfluss von PM<sub>10</sub> non-exhaust bedingt durch den Verkehr auf die Immissionsbelastung auch bei verkehrsnahen Messung 30 % nicht übersteigt (zum Beispiel [Bauer et al., 2007a]).

## 6. Zusammenfassung und Ausblick

---

Zusammenfassend kann gesagt werden, dass der PM non exhaust Anteil bei den verkehrsbedingten PM<sub>10</sub> Emissionen in vielen Verkehrssituationen eine entscheidende Rolle für das Emissionsniveau spielt. Nicht ganz so ausgeprägt ist der Einfluss auf die PM<sub>2,5</sub> Emissionen, da diese sich zu einem kleineren Teil aus den non-exhaust Emissionen und den gesamten motorbedingten Emissionen zusammensetzen.

Für den Anteil der nicht verbrennungsbedingten PM Emissionen liegen spezifische Untersuchungen, die konkrete Fahrsituationen wiedergeben, vor. Im Rahmen dieser Arbeit werden die vorhandenen Daten durch weitere Messungen ergänzt, in der Hoffnung dass in naher Zukunft ein umfassendes Datenmaterial zur Verfügung steht.

Die Bestimmung der PM<sub>10</sub> non-exhaust Emissionsfaktoren wurde anhand vier verschiedener Messungen durchgeführt, wobei die grundlegende Bestimmungsmethode darauf basiert eine Differenz zwischen Hintergrund und straßennaher PM<sub>10</sub> Immissionskonzentration zu bilden. Dieser Emissionsmenge wird im Anschluss eine erhobene Verkehrsstärke zugeordnet. Die Bestimmung der PM<sub>2,5</sub> Emissionen erfolgt über das Verhältnis von PM<sub>10</sub> zu PM<sub>2,5</sub>.

Vorab ist zu sagen, dass Freilandmessungen, verglichen mit jenen in Tunnelanlagen, aufgrund zahlreicher Einflussgrößen (wie sich ändernde meteorologische Größen, schwankende Fahrzustände,...) eine deutliche höhere Streuung aufweisen. Da die gemessenen Konzentrationen neben der Verkehrsstärke noch vielen anderen Einflussfaktoren unterliegen ist ein Zusammenhang zwischen Verkehr und gemessener Immissionskonzentration jedenfalls gegeben aber die Unsicherheiten steigen je mehr unberücksichtigte Einflussgrößen auf das System wirken.

Tunnelmessungen haben jedoch den Nachteil, dass die ermittelten Emissionsfaktoren kaum bzw. gar nicht auf andere Streckentypen übertragbar sind. Nimmt die Tunnelanlage selbst eine Sonderstellung ein, zum Beispiel auf Grund ihrer Länge, Verkehrsstärke oder Fahrmuster, kann nicht davon ausgegangen werden, dass die Emissionsfaktoren problemlos auf alle andere Tunnel übertragen werden können.

Nachstehende werden die im Rahmen dieser Arbeit aus den Messungen abgeleiteten PM<sub>10</sub> non-exhaust Emissionsfaktoren tabellarisch dargestellt:

**Tabelle 6-1** PM<sub>10</sub> non-exhaust Emissionsfaktoren in [g/km] inklusive Standardfehler.

Messmethode	Fahrsituation	Emissionsfaktor PM <sub>10</sub> non-exhaust [g/km]	
		PKW	LKW
Freilandmessung („Luv-Lee“) [Henn, 2011]	Autobahnzubringer (100 km/h)	0,051 ± 0,014	0,273 ± 0,070
Freilandmessung („Luv-Lee“) [Henn, 2011]	Landstraße (50 km/h)	0,082 ± 0,051	0,405 ± 0,593
Immissionsmessung (langjährig)	Kreuzungsbereich (< 30 km/h)	0,233 ± 0,035	0,357 ± 0,061
Tunnelmessung (Längslüftung)	Tunnel „Section Control“ (100 km/h)	0,007 ± 0,0009	0,044 ± 0,004

Die Ergebnisse der einzelnen Untersuchungen streuen relativ stark, was in erster Linie auf die unterschiedlichen Straßenbedingungen zurückzuführen ist. Tunnelmessungen nehmen in jedem Fall einen Sonderstatus ein, da zum Beispiel die Fahrbahn in Tunneln mit Richtungsverkehr einen sehr geringen Verschmutzungsgrad aufweist, und darüber hinaus die vorherrschende relativ hohe Längsgeschwindigkeit die Deposition reduziert.

Die beiden Freilandmessungen umfassen einen kurzen Messzeitraum und repräsentieren damit auch spezifische Fahrbahnzustände. Sie haben gezeigt, dass die Verschmutzung der Fahrbahn auf höherrangigen Strecken geringer ist. Das ist unter anderem auch auf folgende Tatsache zurückzuführen, die Verkehrsstärke und Fahrgeschwindigkeit auf Autobahnen und Schnellstraßen ist deutlich höher, weshalb sich weniger Staub auf der Fahrbahn absetzen kann.

Die Berechnung von Emissionsfaktoren anhand von Immissionsmessungen im Kreuzungsbereich ist in jedem Fall mit größeren Unsicherheiten behaftet, da vor allem in Hinblick auf die vorherrschende Hintergrundbelastung nur Abschätzungen gemacht werden können. Neben der vorherrschenden Varianz betreffend Fahrbahnverschmutzung haben auch andere nicht verkehrsbedingte Emissionsquellen einen Einfluss auf die gemessene Konzentration. Dieser Einfluss kann jedoch quantitativ nicht erfasst werden.

Vergleicht man die gemessenen Emissionsfaktoren mit anderen veröffentlichten Messergebnissen, so zeigt sich, dass bei ähnlichen Fahrmustern und Streckenverhältnissen vergleichbare Werte gemessen wurden (siehe Kapitel 4.2.4.4, Kapitel 4.3.1 bzw. Kapitel 4.3.2). Einzige Ausnahme bildet die Messung im Kreuzungsbereich (siehe Kapitel 4.1.3.3) bei der deutlich höhere Emissionsfaktoren für PKW bzw. LNF berechnet wurden. Auch die geringe Differenz zwischen den PKW und LKW Emissionsfaktoren konnte in den anderen Untersuchungen nicht beobachtet werden. Diese Tatsache kann unter Umständen auch darauf zurückgeführt werden, dass in die Analyse der Messdaten Don-Bosco ausschließlich Tagesmaximalwerte (Halbstunden) eingeflossen sind. Diese weisen in der Regel Stop and Go Verkehr mit geringen Fahrgeschwindigkeiten und langen Standzeiten im Leerlaufbetrieb auf.

In Tabelle 6-2 ist der von [Lohmeyer et al., 2011] veröffentlichten PM<sub>10</sub> non-exhaust Emissionsfaktoren Datensatz angeführt. Vergleicht man die Werte mit jenen aus den Messungen, so zeigt sich, dass vor allem die Emissionsfaktoren für PKW bei [Lohmeyer et al., 2011] deutlich geringer sind. Da beide im Rahmen dieser Arbeit angeführten „Luv-Lee“ Messungen in eher ländlichem Gebiet mit verhältnismäßig geringem Verkehrsaufkommen durchgeführt wurden, ist diese Tatsache unter Umständen auf einen höheren Verschmutzungsgrad der Fahrbahn

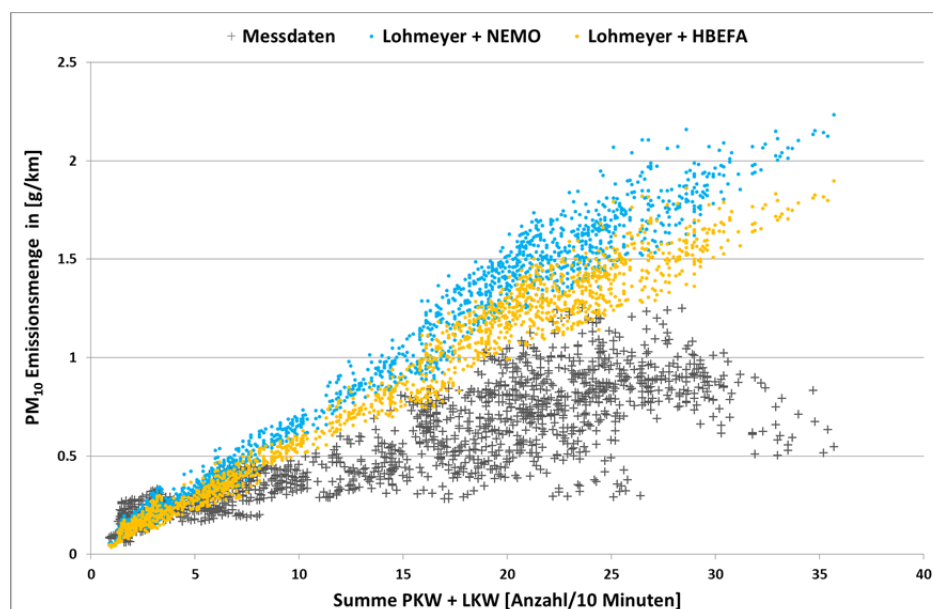
zurückzuführen. Es gilt jedoch zu überlegen, ob diese Tatsache österreichweite Verhältnisse widerspiegelt und daher der Emissionsfaktor für PKW angehoben werden sollte.

Von dieser Betrachtung ausgenommen sind die gemessenen Emissionsfaktoren im Tunnel, die sowohl bezogen auf PKW als auch LKW deutlich unter jenen von [Lohmeyer et al., 2011] veröffentlichten Faktoren liegen (siehe auch Abbildung 6-1).

**Tabelle 6-2** PM<sub>10</sub> non-exhaust Emissionsfaktoren in [g/km] nach Lohmeyer 2011 [Lohmeyer et al., 2011].

Fahrsituation	Durchschnittliche Geschwindigkeit [km/h]	EFA PM <sub>10</sub> non-exhaust [g/km]	
		PKW	LKW
AB>120	130 (Pkw) / 86 (Lkw)	0,030	0,130
AB_100	110 (Pkw) / 86 (Lkw)	0,030	0,130
AB_60	80 (Pkw) / 75 (Lkw)	0,030	0,130
IO_HVS1	53 (Pkw) / 47 (Lkw)	0,026	0,100
IO_HVS2	42 (Pkw) / 33 (Lkw)	0,026	0,100
IO_LSA2	34 (Pkw) / 27 (Lkw)	0,040	0,700
IO_Kern	21 (Pkw) / 15 (Lkw)	0,045	1,200

Berechnet man die Emissionsmenge mit den Faktoren von [Lohmeyer et al., 2011] und vergleicht diese mit den gemessenen Werten so zeigt sich, dass es ab fünf Fahrzeugen zu einer deutlichen Überschätzung kommt, unabhängig davon ob der PM exhaust Anteil mit NEMO [Rexeis, Hausberger, 2005] oder mit Hilfe des HBEFA 3.1 [Umweltbundesamt, 2010] bestimmt wird. Verantwortlich für diese Tatsache ist, dass die von [Lohmeyer et al., 2011] für Autobahnen und Schnellstraßen veröffentlichten Emissionsfaktoren auf Freilandmessungen basieren. Aufgrund der im Rahmen dieser Arbeit durchgeführten Messungen ist jedoch davon auszugehen, dass die PM<sub>10</sub> non-exhaust Emissionen im Tunnel deutlich geringer sind als auf Freilandstrecken (siehe Abbildung 6-1).



**Abbildung 6-1** Vergleich der gemessenen Emissionswerte (schwarze Kreuze, Plabutsch 2012) mit der Emissionsberechnung basierend auf den Literaturwerten (siehe Tabelle 6-2, AB\_100) von [Lohmeyer et al., 2011] für PM non-exhaust in Kombination mit den Werten für PM exhaust aus NEMO [Rexeis, Hausberger, 2005] bzw. HBEFA 3.1 [Umweltbundesamt, 2010].

Angesichts der dargestellten Untersuchungsergebnisse scheint bei der Berechnung von Immissionsbelastungen eine Erweiterung des Datensatzes von [Lohmeyer et. al., 2011] um Tunnelstrecken mit verringerten Emissionsfaktoren sinnvoll.

Auffällig ist vor allem, dass bei [Lohmeyer et al., 2011] mit sinkender Geschwindigkeit die Emissionsfaktoren für LKW deutlich zunehmen, das heißt, die Differenz zwischen PKW und LKW wächst von Faktor 4,3 (AB\_80) auf Faktor 27 (IO\_Kern) an. Dieser Zusammenhang konnte bei den Messungen im Kreuzungsbereich nicht beobachtet werden, vielmehr wurde die Differenz zwischen PKW und LKW bei sehr niedrigen Geschwindigkeiten deutlich geringer.

Bezogen auf PM<sub>2,5</sub> ist zu sagen, dass bei den Freilandmessungen dieser Schadstoff nicht erfasst wurde und es daher nur Werte für die beiden „Extremsituationen“ (Tunnel und Kreuzungsbereich) zur Verfügung stehen. Bei der Tunnelmessung ist der PM<sub>10</sub> Emissionsfaktor bereits so gering, dass die PM<sub>2,5</sub> non-exhaust Emissionen nicht mehr ableitbar sind, das heißt, im Bereich der Detektionsgenauigkeit liegen (siehe Tabelle 6-3).

**Tabelle 6-3** PM<sub>2,5</sub> non-exhaust Emissionsfaktoren in [g/km]

Messmethode	Fahrsituation	EFA PM <sub>2,5</sub> non-exhaust [g/km]	
		PKW	LKW
Immissionsmessung langjährig	Kreuzungsbereich (< 30 km/h)	0,154	0,175
Tunnelmessung Längslüftung	Tunnel „Section Control“ (100 km/h)	-	0,016

Die durchgeführten Messungen haben gezeigt, dass die Höhe der PM non-exhaust Emissionen mit abnehmender Fahrgeschwindigkeit steigt. Darüber hinaus ist mit sinkender Fahrgeschwindigkeit eine Tendenz zu geringeren Differenzen zwischen PKW und LKW zu beobachten.

Verwendet man die in den Messungen erhobenen Emissionsfaktoren um Immissionsberechnungen durchzuführen, so ist vor allem die Wahl der Auswahlkriterien wie zum Beispiel durchschnittliche Fahrgeschwindigkeit, Verhältnis Fahrzeuganzahl zu Straßenkapazität, Stauhäufigkeit, et cetera entscheidend für die Wahl des Emissionsfaktors.

In der gegenständlichen Arbeit wurden im Rahmen der überarbeiteten Hochrechnung für Wien und im Anschluss für Österreich die vier erhobenen Emissionsfaktorensets (bestehend aus PKW und LKW) konsequent eingesetzt um ein Gefühl für die Sinnhaftigkeit der Emissionsfaktoren zu bekommen. Die Immissionskonzentration für das Wiener Stadtgebiet wurde auf Basis der Grundlagendaten des Immissionskatasters Wien [Kurz, Sturm, 2011] neu berechnet und mit den Analysen von Aquella [Bauer et al., 2007c] verglichen. Es zeigt sich, dass der Immissionsbeitrag durch Verwendung der neuen Emissionsfaktoren an den Analysenstellen sehr gut wiedergegeben wird, jedoch, verglichen mit der bestehenden Berechnung [Kurz, Sturm, 2011], ähnliche Schwächen bezogen auf die PM<sub>10</sub> Gesamtbelastung zu erkennen sind.

Bei der Hochrechnung der PM<sub>10</sub> Emissionsmenge für Österreich ergibt sich verglichen mit [Hausberger, Schwingskackl, 2011] eine Reduktion der PM<sub>10</sub> non-exhaust Menge von 7 % in Kombination mit einer Umverteilung der Emissionen auf den einzelnen Straßentypen von Autobahn hin zu Innerort. Für das Jahr 2011 wurde ein Anteil des vom Verkehr freigesetzten PM<sub>10</sub> non-exhaust an den österreichischen Feinstaubemissionen von 12 % ermittelt [Umweltbundesamt, 2013b].

Dieser Anteil kann nicht direkt auf die Immissionsbelastung übertragen werden, da der Einfluss der Verkehrsemissionen auf die Immissionskonzentration räumlich stark variiert. Analysen von Immissionsmessungen haben gezeigt, dass der Einfluss von PM<sub>10</sub> non-exhaust bedingt durch den

Verkehr auf die Immissionsbelastung auch bei verkehrsnahen Messung 30 % nicht übersteigt (zum Beispiel [Bauer et al., 2007a], [Hainsch, 2004]).

Im Rahmen der Tunnelmessung 2013 wurden auch Emissionsfaktoren für Schwermetalle bestimmt (siehe Kapitel 4.2.4.5). Schwermetalle, insbesondere Antimon, sind vor allem für die Beurteilung der gesundheitlichen Auswirkungen von Feinstaub von Relevanz. Bei den Messungen im Plabutschunnel wurden sehr geringe Konzentrationen bezogen auf alle analysierten Schwermetallen festgestellt. Aufgrund des gleichförmigen Fahrverhaltens im Tunnel, bei dem kaum Brems- und Kupplungsvorgänge auftreten, ist einzig der Reifen- und Straßenabrieb für die Höhe der Emissionen maßgeblich. Daraus folgt, dass die erhobenen Emissionsfaktoren für Schwermetalle kaum auf andere Fahrsituationen und Streckenprofile umgelegt werden können.

Die im Kapitel 4 dargestellten Untersuchungen mit den daraus abgeleiteten Emissionsfaktoren ermöglichen eine erste Abschätzung des PM non-exhaust Beitrages des Verkehrs an der Feinstaubbelastung in Österreich. Klar scheint, dass die derzeit verwendeten Emissionsfaktoren auf Schnellstraßen und Autobahnen und vor allem in Tunnelanlagen zu hoch gegriffen sind und in diesen Bereichen niedrigere Emissionsfaktoren gewählt werden sollten um repräsentativere Ergebnisse zu liefern. Auch die mit sinkender Geschwindigkeit größer werdende Differenz zwischen dem PKW und LKW Emissionsfaktor gilt es bei sehr geringen Fahrgeschwindigkeiten und stockendem Verkehr zu überdenken.

Generell kann aber gesagt werden, dass trotz verstärkter Bemühungen die Emissionsfaktoren immer noch sehr unsicher sind. Es sind weitere Untersuchungen und Analysen notwendig, vor allem mit Fokus auf Emissionsfaktoren für Straßen im städtischen Bereich, um flächendeckende Berechnungen durchführen zu können. Nur dann kann der Einfluss von PM<sub>10</sub> non-exhaust bedingt durch Verkehr auf die Luftgüte in Ballungsräumen abgeschätzt werden. Vor allem in Ballungszentren besteht aufgrund der erhöhten Feinstaubbelastung die Notwendigkeit einer detaillierten Quellenanalyse. Da die Randbedingungen bei Messungen in offenen Systemen, wie sie innerstädtisch möglich sind, stark schwanken, sind Messungen von langer Dauer notwendig.



## 7. Literaturverzeichnis

---

- ABU-ALLABAN, M.; GILLIES, J.A.; GERTLER, A.W.; CLAYTON, R.; PROFFIT, D. (2003); Tailpipe, resuspended road dust, and brake wear emission factors from road vehicles. *Atmospheric Environment*, 37(1)/2003, 5283-5293
- AUSTRIAN INSTITUTE OF TECHNOLOGY AIT (2011): Emissionskataster Wien
- BAUER, H.; MARR, I.; KASPER-GIEBL, A.; LIMBECK, A.; CASEIRO, A.; HANDLER, M.; JANKOWSKI, N.; KLATZER, B.; KOTIANOVA, P.; POURESMAEIL, P.; SCHMIDL, CH.; SAGEDER, M.; PUXBAUM, H. (2007a): "AQUELLA" Steiermark Bestimmung von Immissionsbeiträgen in Feinstaubproben, Lu-08/07 Land Steiermark, Graz, 2007
- BAUER, H.; MARR, I.; KASPER-GIEBL, A.; LIMBECK, A.; CASEIRO, A.; HANDLER, M.; JANKOWSKI, N.; KLATZER, B.; KOTIANOVA, P.; POURESMAEIL, P.; SCHMIDL, C.; SAGEDER, M.; PUXBAUM, H. (2007b): „AQUELLA“ Steiermark, Bestimmung von Immissionsbeiträgen in Feinstaubproben. Im Auftrag des Amtes der Steiermärkischen Landesregierung, Bericht-Nr. Lu-08/07, Wien
- BAUER, H.; MARR, I.; KASPER-GIEBL, A.; LIMBECK, A.; CASEIRO, A.; HANDLER, M.; JANKOWSKI, N.; KLATZER, B.; KOTIANOVA, P.; POURESMAEIL, P.; SCHMIDL, CH.; SAGEDER, M.; PUXBAUM, H. (2007c): AQUELLA Wien, Bestimmung von Immissionsbeiträgen in Feinstaubproben, Kurzbericht zum Endbericht, MA22 – 3869/03, Wien 2007
- BLAU, P.J.; JOLLY, B.C. (2005): Wear of truck brake lining materials using three different test methods. *Wear*, 259/2005, 1261-1269
- BLOK, J. (2005): Environmental exposure of road borders to zinc. *Science of the total environment*, 348/2005, 173-190
- BMvit (2012): Verkehrsprognose Österreich 2025+,  
[http://www.bmvit.gv.at/bmvit/verkehr/gesamtverkehr/verkehrsprognose\\_2025/index.html](http://www.bmvit.gv.at/bmvit/verkehr/gesamtverkehr/verkehrsprognose_2025/index.html)  
vom 31.01.2013
- BOULTER, P.G. (2005): A review of emission factors and models for road vehicle non-exhaust particulate matter. TRL Report PPR065. TRL Limited, Wokingham, UK
- BRETSCHNEIDER, D.; SCHMIDT, W.; DÜRING, I. (2010): Verursacher, flächenhafte Belastung und Tendenzen für PM<sub>2,5</sub> in Sachsen: Aktualisierung 2009. 2 Zwischenbericht, Radebeul, Deutschland

- BUKOWIECKI, N.; GEHRIG, R.; LIENEMANN, P.; HILL, M.; FIGI, R.; BUCHMANN, B.; FURGER, M.; RICHARD, A.; MOHR, C.; WEIMER, S.; PRÉVÔT, A.; BALTENSPERGER, U. (2009): PM<sub>10</sub>-Emissionsfaktoren von Abriebspartikeln des Straßenverkehrs (APART), Forschungsauftrag ASTRA 2005/007, August 2009
- BUKOWIECKI, N.; LIENEMANN, P.; HILL, M.; FURGER, M.; RICHARD, A.; AMATO, F.; PRÉVÔT, A.S.H.; BALTENSPERGER, U.; BUCHMANN, B.; GEHRIG, R. (2010): PM<sub>10</sub> emission factors for non-exhaust particles generated by road traffic in an urban street canyon and along a freeway in Switzerland. *Atmospheric Environment*, 44(19)/2010, 2330-2340
- BUNDESANSTALT FÜR STRAßENWESEN (2010): Stoffeinträge in den Straßenseitenraum – Reifenabrieb, Verkehrstechnik Heft V 188, IBN 978-3-86509-976-1, Bergisch Gladbach
- BUNDESMINISTERIUM FÜR WIRTSCHAFT, FAMILIE UND JUGEND (2013): Technische Grundlage zur Beurteilung diffuser Staubemissionen
- CBS CENTRAL BUREAU FOR STATISTICS (1998): Methodiekbescrijving van de berekening van de emissies door mobiele bronnen in Nederland. In het kader van het Emissiejaarrapport. Zitiert in [Klimont et al., 2002]
- DÜRING, I.; LOHMEYER, A. (2004): Modellierung nicht motorbedingter PM<sub>10</sub>-Emissionen von Straßen. KRdL-Expertenforum Staub und Staubinhaltsstoffe, Düsseldorf, Deutschland, November 2004
- DÜRING, I.; BÖSINGER, R.; LOHMEYER, A. (2005): PM<sub>10</sub>-Emissionen an Außerortsstraßen, Berichte der Bundesanstalt für Straßenwesen, Verkehrstechnik Heft V125
- EU LIFE UMWELT (2004): Klagenfurts Anti PM<sub>10</sub> Aktionsprogramm mit Graz und Südtirol (KAPA-GS), EU Life Umwelt Projekt - Projektdauer 2004-2007, LIFE Projektnummer. LIFE04 ENV/AT/000006
- EU LIFE UMWELT (2007): Sound and Particle Absorbing Systems (SPAS), EU Life Umwelt Projekt - Projektdauer 2007-2009, LIFE Projektnummer. LIFE06 ENV\_A\_000345
- EU LIFE UMWELT (2009): PM<sub>10</sub> reduction by the application of liquid Calcium-Magnesium-Acetate (CMA) in the Austrian and Italian cities Klagenfurt, Bruneck and Lienz (CMA+), EU Life Projekt - Projektdauer 2009-2012, LIFE Projektnummer. LIFE07 ENV\_A\_000003
- EUROPEAN ENVIRONMENT AGENCY EEA (2009): EMEP/EEA air pollutant emission inventory guidebook: Technical guidance to prepare national emission inventories. Technical report 9/2009, <http://www.eea.europa.eu/publications/emep-eea-emission-inventory-guidebook-2009>
- FAUSER, P. (1999): Particulate air pollution with emphasis on traffic generated aerosols. Risø National Laboratory, Roskilde, Denmark
- FRY, D.R.; JARVIS, K.E.; PARRY, S.J. (2005): Diagnostic tool for source apportionment of heavy metals around roads. TRL Limited and Kingston University, Environment Agency, Bristol, zitiert in [Boulter, 2005]
- GARG, B.D.; CADLE, S.H.; MULAWA, P.A.; GROBLICKI, P.J.; LAROO, C.; PARR, G.A. (2000): Brake wear particulate matter emissions. *Environmental Science & Technology*, 34(21)/2000, 4463-4469
- GEHRIG, R.; HILL, M.; BUCHMANN, B.; IMHOF, D.; WEINGARTNER, E.; BALTENSPERGER, U. (2003): Verifikation von PM<sub>10</sub>-Emissionsfaktoren des Strassenverkehrs, Forschungsprojekt ASTRA 2000/415, Paul Scherrer Institut, EMPA, Juli 2003

- GEHRIG, R.; HILL, M.; BUCHMANN, B.; IMHOF, D.; WEINGARTNER, E.; BALTEBERGER, U. (2004a): PM<sub>10</sub> emission of road traffic from abrasion and resuspension processes, Paper PM Emission Inventories scientific Workshop, Milan, Italy, 18. October 2004
- GEHRIG, R.; HILL, M.; BUCHMANN, B.; IMHOF, D.; WEINGARTNER, E.; BALTEBERGER, U. (2004b): Separate determination of PM<sub>10</sub> emission factors of road traffic for tailpipe emissions and emissions from abrasion and resuspension processes, Int. J. Environment and Pollution, Vol. 22, No. 3, 312-324
- GEHRIG, R.; ZEYER, K.; BUKOWIECKI, N.; LIENEMANN, P.; POULIAKOS, L. (2010): Mobile load simulators: a tool to distinguish between abrasion and resuspension of PM<sub>10</sub> from road surfaces. Atmospheric Environment, 44(38)/December 2010, 4937-4943
- GERWIG, H.; BITTNER, H. (2006): Erhöhte Antimon- und Kupferkonzentration am Straßenrand, Posterbeitrag "Quo vadis Umweltforschung", 4-6.10.2006 in Halle, [http://www.umwelt.sachsen.de/umwelt/download/luft/gerwig\\_gdch2006\\_antimon\\_060928.pdf](http://www.umwelt.sachsen.de/umwelt/download/luft/gerwig_gdch2006_antimon_060928.pdf) vom 23.09.2013
- GIETL, J.K.; LAWRENCE, R.; THORPE, A.J., HARRISON, R.M. (2010): Identification of break wear particles and derivation of a quantitative tracer for brake dust at a major road. Atmospheric Environment, 44/2010, 141-146
- GIS STEIERMARK (2013): [http://gis2.stmk.gv.at/atlas/\(S\(2w55drju5b5roc45jtf4wm55\)\)/init.aspx?karte=verkehrstransport&ks=das&cms=da&massstab=800000](http://gis2.stmk.gv.at/atlas/(S(2w55drju5b5roc45jtf4wm55))/init.aspx?karte=verkehrstransport&ks=das&cms=da&massstab=800000) vom 05.03.2013
- GUSTAFSSON, M.; BLOMQUIST, G.; GUMUNDSSON, A.; DAHL, A.; SWIETLICKI, E.; BOHGARD, M.; et al. (2008): Properties and toxicological effects of particles from the interaction between tires, road pavement und winter traction material. Science of the total Environment, 42/2008, 2173-2186
- HAINSCH, A. (2004): Ursachenanalyse der PM<sub>10</sub>-Immissionen in urbanen Gebieten am Beispiel der Stadt Berlin, Dissertation an der Technischen Universität Berlin, D 83, Berlin
- HAUSBERGER, S., SCHWINGSHACKL, M. (2011): Update der Emissionsprognose Verkehr Österreich bis 2030; Erstellt im Auftrag des Klima- und Energiefonds; TU-Graz-IVT; Bericht Nr. Inst-03/11/ Haus Em 09/10-679 vom 28.03.2011
- HENN, M.; STURM, P. (2008): Untersuchung zu den Emissionen an PM<sub>10</sub> aus Aufwirbelung und Abrieb am Autobahnzubringer Mooskirchen, Bericht Nr. I-05/2008 He V&U 07-08/07/I-620 vom 02.06.2008
- HENN, M.; RODLER, J.; STURM, P. (2009): PM<sub>10</sub> non exhaust particle emissions – determination and quantification, ETTAP 2009 Transport and Air Pollution Symposium, Toulouse 02.06.2009
- HENN, M. (2011): Emissionsfaktoren für Straßentunnel – Ermittlung und Validierung, Dissertation an der Technischen Universität Graz, Jänner 2011
- HILDEMANN, L.M.; MARKOWSKI, G.R.; CASS, G.R. (1991): Chemical-composition of emission from urban sources of fine organic aerosols. Environmental Science & Technology, 25/1991, 744-751
- HJORTENKRANS, D. (2008): Road traffic metals – source and emissions, University of Kalmar, Dissertations series no 54, ISBN 978-91-85993-07-9, Kalmar

- HOWELL, G.J.; BALL, A. (1995): Dry sliding wear of particulate – reinforced aluminium alloys against automobile friction materials, *Wear*, 181-183, pp. 379-390, zitiert in [Kennedy et al., 2002]
- HÜBNER, C.; BÖCK, K. (2011): Anteil  $PM_{2,5}$  an den  $PM_{10}$  Emissionen des KFZ-Verkehrs. Endbericht Auftragsnummer 235, Laboratorium für Umweltanalytik GesmbH, Wien
- HÜGLIN, C. (2000): Anteil des Straßenverkehrs an den  $PM_{10}$ - und  $PM_{2,5}$  – Immissionen: Chemische Zusammensetzung des Feinstaubes und Quellenzuordnung mit einem Rezeptormodell, Report NFP41, BUWAL, Bern, zitiert in [Bukuwiecki et al, 2010]
- IJJIMA, A.; SATO, K.; YANO, K.; TAGO, H.; KATO, M.; KIMURA, H.; FURUTA, N. (2007): Particle size and composition distribution analysis of automotive brake abrasion dusts for the evaluation of antimony sources of airborne particulate matter. *Atmospheric Environment*, 41/2007, 4908-4919
- JOHANSSON, C.; NORMAN, M.; BURMAN, L. (2009): Road traffic emission factors for heavy metals, *Atmospheric Environment* 43, p 4681-4688
- KENNEDY, K.; GADD, J.; MONCRIEFF, I. (2002): Emissions factors for contaminants released by motor vehicles in New Zealand, New Zealand Ministry of Transport and Infrastructure, Auckland
- KENNEDY, P.; GADD, J. (2003): Preliminary examination of trace elements in tyres, brake pads, and road bitumen in New Zealand. Prepared for Ministry of Transport, New Zealand, Infrastructure Auckland
- KETZEL, M.; OMSTEDT, G.; JOHANSSON, C.; DÜRING, I.; POHJOLA, M.; OETTL, D.; GIDHAGEN, L.; WÄHLIN, P.; LOHMEYER, A.; HAAKANA, M.; BERKOWICZ, D. (2007): Estimation and validation of  $PM_{2,5}$  /  $PM_{10}$  exhaust and non-exhaust emission factors for practical street pollution modelling. *Atmospheric Environment*, 41(40)/2007, 9370-9485
- KLIMONT, Z.; COFALA, J.; BERTOK, J.; AMANN, M.; HEYES, C.; GYARFAS, F. (2002): Modellierung von Feinstaubemissionen in Europa: Entwicklung eines Technologie- und Kosten-Moduls für Staubemissionen im Rahmen des Integrated Assessment Modelling zur Unterstützung europäischer Luftreinhaltestrategien. Laxenburg, Austria
- KOLIOUSSIS, M.; POUFITS, C. (2000): Calculation of tyre mass loss and total waste material from road transport. Diploma Thesis, Laboratory of Applied Thermodynamics, Report No. 0010, Thessaloniki, Greece
- KUMATA, H.; TAKADA, H.; OGURA, N. (1997): 2-(4-morpholinyl)benzothiazole as an indicator of tire-wear particles and road dust in the urban environment. *Molecular Markers and Environment Geochemistry*, 671/1997, 291-305
- KUMATA, H.; YAMADA, J.; MASUDA, K.; TAKADA, H.; SATO, Y.; SAKURAI, T.; et al. (2002): Benzothiazolamines as tire-derived molecular markers: sorptive behavior in street runoff and application to source apportioning. *Environmental Science & Technology*, 36/2002, 702-708
- KURZ, C.; STURM, P. (2011): Immissionskataster Wien, Entwicklung und Umsetzung eines Immissionsprognosemodells, Technische Universität Graz, Institut für Verbrennungskraftmaschinen und Thermodynamik, Bericht Nr. I-20-Rev1/2011/Ku/V&U /05/2009 vom 28.11.2011, Graz
- LASCHNER, C.; LIMBECK, A.; RENDL, J.; PUXBAUM, H. (2004) Particulate emissions from on-road vehicles in the Kaisermühlentunnel (Vienna, Austria), *Atmospheric Environment* No. 38, 2187-2195, zitiert in [Düring et al., 2005]

- LEGRET, M.; PAGOTTO, C. (1999): Evaluation of pollutant loadings in the runoff water from a major rural highway. *The Science of the total Environment*, 235/1999, 143-150
- LOHMEYER, A.; BACHLIN, W.; DÜRING, I. (2004): Modelling of vehicle-induced non-exhaust PM<sub>10</sub> emission, Paper PM Emission Inventories scientific Workshop, Milan, Italy, 18. October 2004, zitiert in [Boulter, 2005]
- LOHMEYER, A.; SCHMIDT, W.; DÜRING, I. (2011): Einbindung des HBEFA 3.1 in das FIS Umwelt und Verkehr sowie Neufassung der Emissionsfaktoren für Aufwirbelung und Abrieb des Strassenverkehrs. Projekt 70675-09-10, Juni 2011
- LUHANA, L.; SOKHI, R.; WARNER, L.; MAO, H.; BOULTER, P.; MCCRAE, I.S.; et al. (2002): Measurement of non-exhaust particulate matter. Characterization of exhaust particulate emissions from road vehicles (PARTICULATES). Deliverable 8 of the European Commission DG TrEn 5th Framework PARTICULATES project.
- MAGISTRAT WIEN (2013): <http://www.wien.gv.at/umweltschutz/luft/messnetz.html> am 21.10.2013
- MAGISTRAT WIEN (2014): <http://www.wien.gv.at/umweltgut/public/grafik.aspx?bookmark=hXyYQ9Ovu0QMN-c1GvrGQRIC5CTBgt6dGJ5KJJAQ-b-b&lang=de&bmadr=> am 16.01.2014
- MOSLEH, M.; BLAU, P.J.; DUMITRESCU, D. (2004): Characteristics and morphology of wear particles from laboratory testing disk brake materials. *Wear*, 256/2004, 1128-1134
- MUSCHAK, W. (1990): Pollution of Street Run-Off by Traffic and Local Conditions. *The Science of the Total Environment*, 93/1990, 419-431
- PALME, F.; RABL, P. (2004): Korngrößen und Inhaltsstoffe von urbanen Stäuben – Einflüsse von Kfz Emissionen, Workshop PMx-Quellenidentifizierung Mühlheim/Ruhr, 22.-23. Jänner 2004, zitiert in [Düring et al., 2005]
- PIERSON, W.R.; BRACHACZEK, W.W. (1974): Airborne particulate matter from rubber tires. *Rubber chemistry and Technology*, 47/1974, 1275-1299
- RAUTERBERG-WULFF, A. (1998): Beitrag des Reifen- und Bremsabriebs zur Rußemission an den Straßen. *Fortschrittsbericht des VDI, Reihe 15, Umwelttechnik Nr. 202*
- RAUTERBERG-WULFF, A. (1999): Determination of Emission Factors for Tire Wear Particles up to 10 µm by Tunnel Measurement, 8th International Symposium Transport and Air Pollution, Graz, Austria, 31. Mai – 2. Juni 1999
- ROGGE, W.F.; HILDEMAN, L.M.; MAZUREK, M.A.; CASS, G.R. (1993): Source of fine organic aerosol. 3. Road dust, tire debris, and organometallic brake lining dust: roads as sources and sinks. *Environmental Science & Technology*, 27/1993
- REXEIS, M.; HAUSBERGER, S. (2005): Calculation of Vehicle Emissions in Road Networks with the model "NEMO"; *Transport and Airpollution Conference*; ISBN: 3-902465-16-6, Graz
- REXEIS, M.; HAUSBERGER, S.; HINTERHOFER, M.; STURM, P. (2007): Evaluierung von Feinstaub-Maßnahmen in steirischen Sanierungsgebieten im Winter 2006/07. Erstellt im Auftrag des Amtes der Steiermärkischen Landesregierung, Report Nr. I-18/2007 Rex-Em 32/06/679
- SACHS, L. (2004): *Angewandte Statistik, Anwendung statistischer Methoden*, Elfte überarbeitete und aktualisierte Auflage, Springer Verlag, Berlin Heidelberg
- SANDERS, P.G.; DALKA, T.M.; BASCH, R.H. (2001): A reduced-scale brake dynamometer for friction characterization. *Tribology International*, 34/2001, 609-615

- SANDERS, P.G.; XU, N.; DALKA, T.M.; MARIQ, M.M. (2003): Airborne brake wear debris: size distributions, composition, and a comparison of dynamometer and vehicle test. *Environmental Science & technology*, 37/2003, 4060-4069
- SCHAUER, J.J.; LOUGH, G.C.; SHAFER, M.M.; CHRISTENSEN, W.; ARNDT, M.F.; DEMINTER, J.T., et al. (2006): Characterization of metals emitted from motor vehicles. *Health Effects Institute*, 2006/88
- SCHNEIDER, C.; NIEDERAU, A.; SCHULZ, T.; BRANDT, A. (2006): Ermittlung der durch Aufwirbelung und Abrieb im Straßenverkehr verursachten PM<sub>10</sub>-Emissionen – Ein modifizierter Ansatz, *Gefahrstoffe Reinhaltung der Luft*, Oktober 2006
- SMOLDERS, E.; DEGRYSE F. (2002): Fate and effect of zinc from the tire debris in soil. *Environmental Science & Technology*, 36/2002, 3706-3710
- SPANGL, W.; NAGL, C.; SCHNEIDER, J.; KAISER, A. (2006): Herkunftsanalyse der PM<sub>10</sub> Belastung in Österreich, Ferntransport und regionale Beiträge. Erstellt im Auftrag des Umweltbundesamt, REP-0034, Wien
- STAHEL, W. (2006): Residuen-Analyse, Version WL Jan 2006, Statistik Kurs ETH Zürich
- STERNBECK, J.; SJÖDIN, A.; ANDREASSON, K. (2002): Metal emissions from road traffic and the influence of resuspension – results from two tunnel studies, *Atmospheric environment*, Vol. 36, pp. 4735-4744
- STURM, P.; HENN, M. (2007): Emissionskataster Graz 2001, Teilbericht Verkehr – Bezugsjahr 2003, Forschungsgesellschaft für Verbrennungskraftmaschinen und Thermodynamik mbH, FVT 03/07/He V&U 03/16/6100-2 vom 07.02.2007
- SWIETLIK, R.; STRZELECKA, M.; TROJANOWSKA, M. (2013): Evaluation of Traffic-Related Heavy Metals Emissions Using Noise Barrier Road Dust Analysis, *Pol. J. Environ. Stud.* Vol. 22, No. 2, p 561-567
- TNO (1997): Particulate matter emissions (PM<sub>10</sub>, PM<sub>2,5</sub>, PM<sub>1</sub>) in Europe in 1990 and 1993. TNO Institute of Environmental Science, Energy research and Process Innovation, Apeldoorn, Netherlands
- UK ENVIRONMENT AGENCY (1998): Tyres in the environment. Environment Agency, Rio House, Waterside Drive Aztec West, Almondsbury, Bristol, BS32 4UD, November 1998
- UMWELTBUNDESAMT (2004): Luftschadstoff-Trends in Österreich 1980–2002. Umweltbundesamt, Wien, Juni 2004
- UMWELTBUNDESAMT (2010): Handbuch Emissionsfaktoren des Straßenverkehrs (HBEFA 3.1), Wien
- UMWELTBUNDESAMT (2012): Jahresbericht der Luftgütemessungen in Österreich 2011, REP-0383, Wien 2012
- UMWELTBUNDESAMT (2013a): Emissionstrends 1990 – 2011, ein Überblick über die Verursacher von Luftschadstoffen in Österreich (Datenstand 2013), Report REP-0436, Wien
- UMWELTBUNDESAMT (2013b): Austria's informative Inventory Report (IIR) 2013, REP-0414, Wien
- URBAN, H.; ELLINGER, R.; HÜBNER, C. (2006): Ermittlung von aktuellen österreichischen Kfz-Flotten-Emissionsfaktoren für limitierte und nicht limitierte Schadstoffkomponenten im Tunnel Kaisermühlen, Projekt Nr.: 927a05 Tunnel Laboratorium für Umweltanalytik GesmbH, Wien

- US-EPA ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (1995): Compilation of air pollutant emission factors. Vol I: Stationary point and area sources, 5th edition, AP-42, Chapter 13.2.1 Paved Roads, Washington
- US-EPA ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (2011): Compilation of air pollutant emission factors. Vol I: Stationary point and area sources, 5th edition, AP-42, Chapter 13.2.1 Paved Roads, Washington
- WESTERLUND, K.G. (2001): Metal emissions from Stockholm traffic – wear of brake linings. The Stockholm Environment and Health Administration, Stockholm, Sweden, 2001
- WINTHER, M.; SLENTØ, E. (2010): Heavy Metal Emissions for Danish Road Transport, NERI Technical Report no. 780, Aarhus

## 8. Abbildungsverzeichnis

---

Abbildung 1-1 Aerosolquellenverteilung $PM_{10}$ in Österreich unter Einbezug eines gemessenen Anteils von 35% sekundär anorganischen Komponenten [Bauer et al., 2007a].....	2
Abbildung 2-1 Partikelemissionen (Total Suspended Particulate, TSP) bedingt durch Reifenabrieb für PKW [Boulter, 2005] .....	8
Abbildung 4-1 Darstellung des Kreuzungsbereichs Don-Bosco inklusive Luftgütemessung der Steiermärkischen Landesregierung (roter Kreis) [Luftbild Google Maps, 2013].....	24
Abbildung 4-2 Lage der Messstation Don Bosco sowie der Hintergrundmessstelle Graz Nord im Grazer Becken [Luftbild Google Maps, 2013]. .....	25
Abbildung 4-3 Position der Zählschleifen im Bereich Don-Bosco zur Erfassung der Verkehrszahlen, betrieben vom Magistrat Graz [Magistrat Graz, 2013]......	26
Abbildung 4-4 Der Schwerverkehrsanteil auf der Kärntnerstraße beläuft sich lt. GIS Steiermark auf 10 % (rote Zahl) [GIS Steiermark, 2013]......	27
Abbildung 4-5 Für die Bestimmung des Schwerverkehrsanteils angewandter Standardtagesgang [Sturm, Henn, 2007], Kreuzungsbereich Don-Bosco.....	27
Abbildung 4-6 Darstellung des Berechnungsbereiches (rote Box) an der Kreuzung Don-Bosco [Luftbild Google Maps, 2013]......	28
Abbildung 4-7 Darstellung des zeitlichen Verlaufes der $NO_x$ Immissionskonzentration (blau) und der Verkehrsstärke (rot) an der Kreuzung Don-Bosco an zwei zufällig herausgegriffenen Tagen. ....	29
Abbildung 4-8 Zusammenhang der gemessenen $PM_{10}$ Immissionskonzentration und der Verkehrsstärke an der Kreuzung Don-Bosco für die gesamte verfügbare Zeitreihe.....	30
Abbildung 4-9 Klassifizierte Verteilung der $PM_{10}$ Emissionswerte sowie der LKW bzw. PKW Anzahl über die gesamte Messdauer für alle verwendbaren Datensätze, Kreuzungsbereich Don-Bosco. ....	31
Abbildung 4-10 Darstellung der aus der Messung berechneten $PM_{10}$ Emissionen in Abhängigkeit von den Verkehrszahlen, aufgegliedert in LKW und PKW, sowie der Ausgleichsebene, für alle verwendbaren $PM_{10}$ Datenpunkte, Kreuzungsbereich Don-Bosco.....	32



Abbildung 4-11 Vergleich der gemessenen Emissionswerte (schwarze Kreuze) mit der Modellberechnung (rote Punkte), die markierte Fläche zeigt jene Bereich der durch das Modell unter Berücksichtigung des Standardfehlers abgedeckt wird, Kreuzungsbereich Don-Bosco. ....	34
Abbildung 4-12 Verteilung der Residuen für die PM <sub>10</sub> Emissionswerte, Kreuzung Don-Bosco. Die Fläche unter der Kurve ist einsnormiert. ....	35
Abbildung 4-13 Einfluss der Windrichtung bzw. Windgeschwindigkeit auf die PM <sub>10</sub> Emissionsmenge, Kreuzungsbereich Don-Bosco. ....	35
Abbildung 4-14 Einfluss der Jahreszeit (Sommer: Juni, Juli, August; Winter: Dezember, Jänner, Februar) auf die PM <sub>10</sub> Emissionsmenge, Kreuzungsbereich Don-Bosco. ....	36
Abbildung 4-15 Verlauf des PM <sub>2,5</sub> zu PM <sub>10</sub> Verhältnis im Jahr 2010, gemittelt über die beiden verkehrsnahen Straßen sowie über die restlichen Messstellen in Österreich. ....	37
Abbildung 4-16 Mittelwerte des PM <sub>2,5</sub> zu PM <sub>10</sub> Verhältnisses (bezogen auf den Tagesmittelwert in [µg/m <sup>3</sup> ]) an allen Messstellen in Österreich für das Jahr 2010, verkehrsnahen Messstationen sind rot markiert. ....	37
Abbildung 4-17 Schematische Darstellung der Position des Messcontainers innerhalb der Pannenbucht, Plabutschtunnel 2011. ....	40
Abbildung 4-18 Korrelation der PM <sub>10</sub> Messwerte Pannenbucht Stirnseite mit Pannenbucht Mitte auf Basis von Halbstundenmittelwerten, Plabutschtunnel 2011. ....	40
Abbildung 4-19 Position der Messcontainer in der Pannenbucht während der Messung, Plabutschtunnel 2012. ....	41
Abbildung 4-20 Schematische Darstellung der Messanordnung im Plabutschtunnel 2012. ....	41
Abbildung 4-21 Verlauf der gemessenen PM <sub>10</sub> Konzentration einmal mit einem Sharp Messgerät und einmal mit einem GRIMM Messgerät, bezogen auf Minutenmittelwerte, Plabutschtunnel 2012. ....	43
Abbildung 4-22 Verlauf der gemessenen NO <sub>x</sub> Konzentration an beiden Messpositionen (PB9, PB1), exemplarisch herausgegriffen für den Zeitraum zwischen 24.08.2012 und 27.08.2012, Plabutschtunnel. ....	44
Abbildung 4-23 Verlauf der gemessene NO <sub>x</sub> Konzentrationsdifferenz (PB1 abzüglich PB9) sowie der Verkehrszahlen, aufgegliedert in LKW und PKW, exemplarisch herausgegriffen für den Zeitraum zwischen 29.08.2012 und 01.09.2012, Plabutschtunnel. ....	45
Abbildung 4-24 Klassifizierte Verteilung der NO <sub>x</sub> Emissionswerte sowie der LKW bzw. PKW Anzahl über die gesamte Messdauer, für alle verwendbaren Datensätze, Plabutschtunnel 2012. ....	45
Abbildung 4-25 Darstellung der aus der Messung ermittelten NO <sub>x</sub> Emissionen in Abhängigkeit von den Verkehrszahlen, aufgegliedert in LKW und PKW, sowie der Ausgleichsebene, für alle verwendbaren NO <sub>x</sub> Datenpunkte, wobei die Farbskala die NO <sub>x</sub> Konzentration in [g/km] widerspiegelt, Plabutschtunnel 2012. ....	46
Abbildung 4-26 Vergleich der gemessenen Emissionswerte (schwarze Kreuze) mit der Modellberechnung (rote Punkte), die markierte Fläche zeigt jene Bereich der durch das Modell unter Berücksichtigung des Standardfehlers abgedeckt wird, Plabutschtunnel 2012. ....	47

Abbildung 4-27 Zusammenhang zwischen den rückgerechneten NO <sub>x</sub> Emissionen und den im Plabutschtunnel gemessenen NO <sub>x</sub> Emissionskonzentrationen, Messung 2012.....	48
Abbildung 4-28 Verteilung der Residuen für die NO <sub>x</sub> Emissionswerte Plabutschtunnel 2012, die Fläche unter der Kurve ist einsnormiert.....	49
Abbildung 4-29 Gegenüberstellung der Fahrzeuganzahl [Anzahl/10 Minuten] und der Längsgeschwindigkeit in [m/s], Plabutschtunnel 2012.....	49
Abbildung 4-30 Verlauf der gemessene PM <sub>10</sub> Konzentration an beiden Messpositionen, exemplarisch herausgegriffen für den Zeitraum zwischen 01.09.2012 und 03.09.2012, Plabutschtunnel. ....	50
Abbildung 4-31 Verlauf der gemessene PM <sub>10</sub> Konzentrationsdifferenz (PB1 abzüglich PB9) sowie den Verkehrszahlen, aufgegliedert in LKW und PKW, exemplarisch herausgegriffen für den Zeitraum zwischen 01.09.2012 und 03.09.2012, Plabutschtunnel. ....	50
Abbildung 4-32 Klassifizierte Verteilung der PM <sub>10</sub> Emissionswerte sowie der LKW bzw. PKW Anzahl über die gesamte Messdauer, für alle verwendbaren Datensätze, Plabutschtunnel 2012. ....	51
Abbildung 4-33 Darstellung der aus der Messung berechneten PM <sub>10</sub> Emissionen in Abhängigkeit von den Verkehrszahlen, aufgegliedert in LKW und PKW, sowie der Ausgleichsebene, für alle verwendbaren PM <sub>10</sub> Datenpunkte, die auch in die NO <sub>x</sub> Auswertung eingeflossen sind, Plabutschtunnel. ....	51
Abbildung 4-34 Vergleich der gemessenen Emissionswerte (schwarze Kreuze) mit der Modellberechnung (rote Punkte) für beide Modelle ohne und mit Interaktionsterm, Plabutschtunnel 2012. ....	54
Abbildung 4-35 Korrelation zwischen den rückgerechneten PM <sub>10</sub> Emissionen und den im Plabutschtunnel gemessenen PM <sub>10</sub> Emissionskonzentrationen, Messung 2012.....	55
Abbildung 4-36 Verteilung der Residuen für die PM <sub>10</sub> Emissionswerte ohne (links) und mit (rechts) Interaktionsterm, Plabutschtunnel 2012, die Fläche unter der Kurve ist einsnormiert. ....	56
Abbildung 4-37 Vergleich der gemessenen Emissionswerte (schwarze Kreuze) mit der Modellberechnung mit Interaktionsterm (rote Punkte) und ohne Interaktionsterms (grüne Punkte) bzw. ohne Berücksichtigung des Interaktionsterms ( $n_{PKW} \cdot n_{LKW}$ ) (blaue Punkte), Plabutschtunnel 2012. ....	57
Abbildung 4-38 Verlauf der als 10 Minuten gleitender Mittelwert berechneten Verdünnung in [ $\mu^3/s$ ] nach CO <sub>2</sub> (blau) und den im Tunnel eingebauten Längsströmungsmessgeräten (rot), Plabutschtunnel 2013. ....	58
Abbildung 4-39 Zusammenhang zwischen den rückgerechneten PM <sub>10</sub> Emissionen und den im Plabutschtunnel gemessenen PM <sub>10</sub> Emissionskonzentrationen, Messung 2013.....	60
Abbildung 4-40 Klassifizierte Verteilung der PM <sub>10</sub> Emissionswerte sowie der LKW bzw. PKW Anzahl über die gesamte Messdauer, für alle verwendbaren Datensätze, Messung 2012 oben und Messung 2013 unten, Plabutschtunnel. ....	61
Abbildung 4-41 Vergleich der gemessenen Emissionswerte (schwarze Kreuze) mit der Modellberechnung mit Interaktionsterm (rote Kreuze) und ohne Interaktionsterm (grüne	

Punkte), blau umrandet der Bereich der Detaildarstellung (siehe unten), Plabutschtunnel, Messung 2013. ....	62
Abbildung 4-42 Detaildarstellung für hohe Fahrzeuganzahl - Vergleich der gemessenen Emissionswerte (schwarze Kreuze) mit der Modellberechnung mit Interaktionsterm (rote Punkte) und ohne Interaktionsterms (grüne Punkte), Plabutschtunnel, Messung 2013.....	62
Abbildung 4-43 Korrelation zwischen der gemessenen PM <sub>10</sub> und PM <sub>2,5</sub> Immissionskonzentration im Plabutschtunnel, 2011 auf Basis von Halbstundenmittelwerten, Plabutschtunnel. ....	63
Abbildung 4-44 Vergleich der gemessenen Emissionswerte (schwarze Kreuze, Plabutsch 2012) mit der Emissionsberechnung basierend auf den Literaturwerten (siehe Tabelle 6-2, AB_100) von [Lohmeyer et al., 2011] für PM non-exhaust in Kombination mit den Werten für PM exhaust aus NEMO [Rexeis, Hausberger, 2005] bzw. HBEFA 3.1 [Umweltbundesamt, 2010]. ....	65
Abbildung 4-45 Gesamtmasse PM <sub>10</sub> auf den Filtern für beide Messstellen über alle auswertbare Messperioden, Plabutschtunnel, Messung 2013. ....	67
Abbildung 4-46 Darstellung der Antimon (Sb) Emissionsmengen und der gefahrenen Kilometer innerhalb der einzelnen Messperioden 2013.....	68
Abbildung 4-47 Zusammenhang zwischen der Antimon (Sb) Emissionsmenge in [mg/3 Stunden] und der Fahrleistung in [km/3 Stunden]. ....	69
Abbildung 4-48 Darstellung der Kupfer (Cu) Emissionsmengen und der gefahrenen Kilometer innerhalb der einzelnen Messperioden 2013.....	70
Abbildung 4-49 Zusammenhang zwischen der Kupfer (Cu) Emissionsmenge in [mg/3 Stunden] und der Fahrleistung in [km/3 Stunden], Messung 2013.....	71
Abbildung 4-50 Korrelation zwischen der gemessenen Kupfer (Cu) Emissionsmenge in [mg/3 Stunden] und der gemessenen Antimon (Sb) Emissionsmenge in [mg/3 Stunden], Messung 2013. ....	72
Abbildung 4-51 Darstellung der Chrom (Cr) Emissionsmengen und der gefahrenen Kilometer innerhalb der einzelnen Messperioden 2013.....	73
Abbildung 4-52 Zusammenhang zwischen der Chrom (Cr) Emissionsmenge in [mg/3 Stunden] und der Fahrleistung in [km/3 Stunden], Messung 2013.....	74
Abbildung 4-53 Korrelation zwischen der gemessenen Chrom (Cr) Emissionsmenge in [mg/3 Stunden] und der gemessenen Kupfer (Cu) Emissionsmenge in [mg/3 Stunden].....	75
Abbildung 4-54 Darstellung der Nickel (Ni) Emissionsmengen und der gefahrenen Kilometer innerhalb der einzelnen Messperioden 2013.....	76
Abbildung 4-55 Zusammenhang zwischen der Nickel (Ni) Emissionsmenge in [mg/3 Stunden] und der Fahrleistung in [km/3 Stunden], Messung 2013.....	77
Abbildung 4-56 Darstellung der Blei (Pb) Emissionsmengen und der gefahrenen Kilometer innerhalb der einzelnen Messperioden 2013.....	78
Abbildung 4-57 Zusammenhang zwischen der Blei (Pb) Emissionsmenge in [mg/3 Stunden] und der Fahrleistung in [km/3 Stunden], Messung 2013.....	79

Abbildung 4-58 Messaufbau in Klagenfurt Viktring für den Messzeitraum 14.03.2008 bis 03.04.2008 (rot: straßennahe Messstation, gelb: Hintergrund Messstation) [EU Life Umwelt, 2007].....	82
Abbildung 4-59 Zusammenhang zwischen der straßennahen Messung und Hintergrundmessung von PM <sub>10</sub> in Viktring [EU Life Umwelt, 2007].....	82
Abbildung 4-60 Luftbild und Lageplan inkl. der Position der Messcontainer mit einem Abstand von 3 Meter bis 5 Meter zum Fahrbahnrand (rot) [Henn, Sturm, 2008]......	84
Abbildung 4-61 Korrelation der PM <sub>10</sub> Messung in Mooskirchen („Luv-Lee“) [Henn, Sturm, 2008]. .....	85
Abbildung 5-1 Lageplan der Messstellen im Wiener Stadtgebiet [Magistrat Wien, 2014].....	93
Abbildung 5-2 Straßennetz von Wien mit den in der Berechnung berücksichtigten PKW Emissionsfaktoren (EFA) bezogen auf PM <sub>10</sub> non-exhaust. ....	96
Abbildung 5-3 Straßennetz von Wien mit den in der Berechnung berücksichtigten LKW Emissionsfaktoren (EFA) bezogen auf PM <sub>10</sub> non-exhaust. ....	97
Abbildung 5-4 PM <sub>10</sub> non-exhaust Immissionskonzentration bezogen auf den Jahresmittelwert (Berechnungsjahr 2005) im Wiener Stadtgebiet in [µg/m <sup>3</sup> ], Neuberechnung.....	98
Abbildung 5-5 Mittelwert der Ergebnisse der chemischen Analyse für die Überschreitungstage im Jahr 2004 an den AQUELLA Messstellen in Wien (Lobau ohne Silikate) [Bauer et al., 2007c]. .....	100
Abbildung 5-6 Anteil der Streckentypen Autobahn (AB), Außerorts (AO) bzw. Innerorts (IO) an der PM <sub>10</sub> non-exhaust Menge in Österreich für das Jahr 2011 [Typ; Emissionsmenge in t/a, Prozent].....	105
Abbildung 6-1 Vergleich der gemessenen Emissionswerte (schwarze Kreuze, Plabutsch 2012) mit der Emissionsberechnung basierend auf den Literaturwerten (siehe Tabelle 6-2, AB_100) von [Lohmeyer et al., 2011] für PM non-exhaust in Kombination mit den Werten für PM exhaust aus NEMO [Rexeis, Hausberger, 2005] bzw. HBEFA 3.1 [Umweltbundesamt, 2010].....	108

## 9. Tabellenverzeichnis

---

Tabelle 2-1 Verkehrsbedingte non-exhaust Partikelemissionen und ihre Zuordnung zu Korngrößenfraktionen [Hübner, Böck, 2011] sowie eine grobe Aussage über die Signifikanz.	6
Tabelle 2-2 Partikelemissionen bedingt durch Bremsabrieb in [mg/km·Fzg] [Boulter, 2005], [European Environment Agency EEA, 2009], [Boulter, 2005], [Bukowiecki et al., 2010].	10
Tabelle 2-3 Partikelemissionen bedingt durch Straßenabrieb in [mg/(km·Fzg)].	11
Tabelle 2-4 Partikelemissionen non-exhaust gesamt (inkl. Wiederaufwirbelung) in [mg/(km·Fzg)].	14
Tabelle 2-5 PM <sub>10</sub> non-exhaust Emissionsfaktoren (Summenfaktor aus allen Quellen) in [mg/(km·Fzg)].	15
Tabelle 2-6 Datensatz der PM <sub>10</sub> non-exhaust Emissionsfaktoren für die Luftgütemodellierung in [mg/(km·Fzg)] nach [Lohmeyer et al., 2011] und [Schneider et al., 2006].	17
Tabelle 4-1 PM <sub>10</sub> Emissionsfaktoren in [g/km] für den Kreuzungsbereich Don-Bosco inklusiv 95 % Konfidenzintervall und Standardfehler.	33
Tabelle 4-2 PM <sub>10</sub> Emissionsfaktoren in [g/km] für den Kreuzungsbereich Don-Bosco gemessen und mittels Emissionsmodelle berechnet.	33
Tabelle 4-3 PM <sub>10</sub> Emissionsfaktoren getrennt in exhaust und non-exhaust in [g/km], Don-Bosco.	33
Tabelle 4-4 PM <sub>2,5</sub> Emissionsfaktoren getrennt in exhaust und non-exhaust in [g/km], Don Bosco.	38
Tabelle 4-5 Vergleich der PM <sub>10</sub> non-exhaust Emissionsfaktoren Don-Boco mit Literaturwerten in [mg/km].	39
Tabelle 4-6 NO <sub>x</sub> Emissionsfaktoren in [g/km] für den Plabutschtunnel inklusive 95 % Konfidenzintervall und Standardfehler, Messung 2012.	46
Tabelle 4-7 NO <sub>x</sub> Emissionsfaktoren in [g/km] für den Plabutschtunnel aus der Messung berechnet und mittels Emissionsmodellen berechnet, Messung und Berechnung 2012.	47

Tabelle 4-8 PM <sub>10</sub> Emissionsfaktoren in [g/km] für den Plabutschtunnel inklusive 95 % Konfidenzintervall und Standardfehler, Messung 2012 .....	52
Tabelle 4-9 PM <sub>10</sub> Emissionsfaktoren in [g/km] für den Plabutschtunnel gemessen und mittels Emissionsmodellen berechnet, Messung 2012 .....	52
Tabelle 4-10 PM <sub>10</sub> Emissionsfaktoren aufgetrennt in exhaust und non-exhaust in [g/km] im Plabutschtunnel, Messung 2012.....	52
Tabelle 4-11 PM <sub>10</sub> Emissionsfaktoren in [g/km] für den Plabutschtunnel inklusive 95 % Konfidenzintervall und Standardfehler, Messung 2012. ....	53
Tabelle 4-12 PM <sub>10</sub> Emissionsfaktoren in [g/km] für den Plabutschtunnel inkl. Standardfehler und Konfidenzintervall, Messung 2013.....	58
Tabelle 4-13 PM <sub>10</sub> Emissionsfaktoren in [g/km] für den Plabutschtunnel gemessen und mittels Emissionsmodell berechnet, Messung 2013.....	59
Tabelle 4-14 PM <sub>10</sub> Emissionsfaktoren aufgetrennt in exhaust und non-exhaust in [g/km] im Plabutschtunnel, Messung 2013.....	59
Tabelle 4-15 PM <sub>2,5</sub> Emissionsfaktoren getrennt in exhaust und non-exhaust in [g/km], Plabutschtunnel. ....	63
Tabelle 4-16 Vergleich der PM <sub>10</sub> non-exhaust Emissionsfaktoren Plabutschtunnel mit Literaturwerten in [mg/km]. ....	64
Tabelle 4-17 Auflistung der Zeitintervalle inkl. Schwerverkehrsanteil (SV-Anteil) für die Filterbelegung, Plabutschtunnel, Messung 2013. ....	67
Tabelle 4-18 Antimon (Sb) Emissionsfaktor basierend auf linearer Regression (durch den Ursprung) in [mg/km] für den Plabutschtunnel inkl. Standardfehler und Konfidenzintervall, Messung 2013. ....	68
Tabelle 4-19 Antimon (Sb) Emissionsfaktor basierend auf ausgewählten statistischen Kenngrößen in [mg/km] für den Plabutschtunnel, Messung 2013.....	69
Tabelle 4-20 Kupfer (Cu) Emissionsfaktor basierend auf linearer Regression (durch den Ursprung) in [mg/km] für den Plabutschtunnel inkl. Standardfehler und Konfidenzintervall, Messung 2013.....	70
Tabelle 4-21 Kupfer (Cu) Emissionsfaktor basierend auf ausgewählten statistischen Kenngrößen in [mg/km] für den Plabutschtunnel, Messung 2013. ....	71
Tabelle 4-22 Chrom (Cr) Emissionsfaktor basierend auf linearer Regression (durch den Ursprung) in [mg/km] für den Plabutschtunnel inkl. Standardfehler und Konfidenzintervall, Messung 2013. ....	73
Tabelle 4-23 Chrom (Cr) Emissionsfaktor basierend auf ausgewählten statistischen Kenngrößen in [mg/km] für den Plabutschtunnel, Messung 2013. ....	74
Tabelle 4-24 Gemittelter Chrom (Cr) Emissionsfaktor für Schwerverkehrsanteile größer bzw. kleiner 20 % in [mg/km] für den Plabutschtunnel, Messung 2013. ....	74
Tabelle 4-25 Nickel (Ni) Emissionsfaktor basierend auf ausgewählten statistischen Kenngrößen in [mg/km] für den Plabutschtunnel, Messung 2013. ....	76

Tabelle 4-26 Blei (Pb) Emissionsfaktor basierend auf linearer Regression (durch den Ursprung) in [mg/km] für den Plabutschtunnel inkl. Standardfehler und Konfidenzintervall, Messung 2013. ....	78
Tabelle 4-27 Blei (Pb) Emissionsfaktor basierend auf ausgewählten statistischen Kenngrößen in [mg/km] für den Plabutschtunnel, Messung 2013. ....	78
Tabelle 4-28 Gemittelter Blei (Pb) Emissionsfaktor für Schwerverkehrsanteile größer bzw. kleiner 20 % in [mg/km] für den Plabutschtunnel, Messung 2013. ....	79
Tabelle 4-29 Mittlerer Kfz-Flotten Emissionsfaktor inkl. 95 % Konfidenzintervall pro Fahrzeug für die Messung im Plabutschtunnel (Messung 2013) verglichen mit den Messungen im Tunnel Kaisermühlen [Urban et al., 2006]. ....	80
Tabelle 4-30 PM <sub>10</sub> Emissionsfaktoren non-exhaust in [g/km] in Klagenfurt Viktring ([Henn et al., 2009], [Henn, 2011]) inkl. Standardfehler und Konfidenzintervall (95 %). ....	83
Tabelle 4-31 Vergleich der PM <sub>10</sub> non-exhaust Emissionsfaktoren Viktring mit Literaturwerten in [mg/km]. ....	83
Tabelle 4-32 PM <sub>10</sub> Emissionsfaktoren non-exhaust in [g/km] in Mooskirchen [Henn et al., 2009], [Henn, 2011] inkl. Standardfehler und 95 % Konfidenzintervall. ....	85
Tabelle 4-33 Vergleich der PM <sub>10</sub> non-exhaust Emissionsfaktoren Mooskirchen mit Literaturwerten in [mg/km]. ....	85
Tabelle 4-34 PM <sub>10</sub> non-exhaust Emissionsfaktoren in [g/km] inklusive Standardfehler* ....	86
Tabelle 4-35 Vergleich der berechneten PM <sub>10</sub> non-exhaust Emissionsfaktoren mit Literaturwerten in [mg/km]. ....	88
Tabelle 4-36 Erweiterter Datensatz der PM <sub>10</sub> non-exhaust Emissionsfaktoren für die Luftgütemodellierung in [mg/(km·Fzg)] nach [Lohmeyer et al., 2011]. ....	89
Tabelle 4-37 PM <sub>2,5</sub> non-exhaust Emissionsfaktoren in [g/km] ....	90
Tabelle 5-1 PM <sub>10</sub> non-exhaust Emissionsfaktoren in [g/km] [Austrian Institute of Technology AIT, 2011] wie für die Berechnung des Basisjahres 2005 Immissionskataster Wien [Kurz, Sturm, 2011] verwendet. ....	95
Tabelle 5-2 PM <sub>10</sub> non-exhaust Emissionsfaktoren in [g/km] Neuberechnung Wiener Stadtgebiet. ....	95
Tabelle 5-3 PM <sub>10</sub> non-exhaust Emissionsfaktoren in [g/km] für Wien inkl. der Streckenlänge in [km], sowie der jahresdurchschnittlichen täglichen Fahrleistung. ....	97
Tabelle 5-4 PM <sub>10</sub> Konzentrationen an den Messstellen in Wien in [µg/m <sup>3</sup> ]. ....	99
Tabelle 5-5 Emissionen der Quellgruppe Verkehr an der PM <sub>10</sub> Konzentrationen in [µg/m <sup>3</sup> ] an Überschreitungstagen (PM <sub>10</sub> > 50 µg/m <sup>3</sup> ). ....	101
Tabelle 5-6 Vergleich der berechneten exhaust bzw. non-exhaust PM <sub>10</sub> Konzentrationen mit den gemessenen und korrigierten Konzentrationen im Projekt AQUELLA [Bauer et al., 2007c] in [µg/m <sup>3</sup> ]. ....	102
Tabelle 5-7 PM <sub>10</sub> non-exhaust Emissionsmenge ALT in [t/a] für Österreich im Jahr 2011 [Hausberger, Schwingshackl, 2011] ....	104

Tabelle 5-8 PM <sub>10</sub> non-exhaust Emissionsfaktoren in [g/km] für Österreich inkl. der Fahrleistung im Jahr 2011 aus [Hausberger, Schwingshackl, 2011] in [Mio Kfz km].....	104
Tabelle 5-9 PM <sub>10</sub> non-exhaust Emissionsmenge NEU in [t/a] für Österreich im Jahr 2011.....	104
Tabelle 6-1 PM <sub>10</sub> non-exhaust Emissionsfaktoren in [g/km] inklusive Standardfehler.....	107
Tabelle 6-2 PM <sub>10</sub> non-exhaust Emissionsfaktoren in [g/km] nach Lohmeyer 2011 [Lohmeyer et al., 2011].....	108
Tabelle 6-3 PM <sub>2,5</sub> non-exhaust Emissionsfaktoren in [g/km] .....	109