

Masterarbeit

PM₁₀ / PM_{2,5} UND SCHWERMETALL- EMISSIONEN DES VERKEHRS

Verfasser/Verfasserin

BSc Klaus Niederl

**Eingereicht am Institut für Verbrennungskraftmaschinen
und Thermodynamik der Technischen Universität Graz**

Vorstand: Univ.-Prof. DI Dr. Helmut Eichlseder

Betreuer:

Ao.Univ.-Prof. Dipl.-Ing. Dr.techn. Peter-Johann Sturm

Mag.rer.nat. Marlene Hinterhofer

Graz, März 2014



Vorwort

Die Feinstaubproblematik ist ein äußerst wichtiges aktuelles Thema. Das war auch der Beweggrund für mich diese Arbeit durchzuführen. Nach Erhalt eines Arbeitsplatzes im Büro des Fachteams für diese Thematik konnte ich mich in das Thema einarbeiten und die Literaturrecherche beginnen. Die anschließende Messung im Plabutschtunnel erwies sich als sehr gut organisiert und unproblematisch. Die darauffolgende Auswertung der Messdaten und Dokumentation derselben führte mich zum Abschluss meiner Arbeit.

Zur Durchführung meiner Masterarbeit bedurfte es vielseitiger Unterstützung, ob es nun um Fachwissen, die Durchführung der Messung oder die Datenauswertung ging. Aus diesem Grund möchte ich mich bei allen Mitarbeitern des Instituts für Verbrennungskraftmaschinen und Thermodynamik der Technischen Universität Graz für jegliche Hilfe bedanken.

Besonderer Dank gilt meinen Betreuern Mag. Marlene Hinterhofer und Prof. Dr. Peter Sturm, die während der Durchführung meiner Masterarbeit ständig mit kompetenten Antworten zur Verfügung standen und sehr viel Zeit investiert haben mich zu unterstützen.

Abschließend möchte ich mich bei meinen Eltern und Freunden bedanken, die mir im Laufe meines Studiums den notwendigen Rückhalt gegeben haben und dadurch den erfolgreichen Abschluss erst ermöglichten.

INHALT

VORWORT	3
FORMELZEICHEN UND ABKÜRZUNGEN	6
EIDESSTATTLICHE ERKLÄRUNG	7
STATUTORY DECLARATION	7
ZUSAMMENFASSUNG	8
ABSTRACT	9
1 EINLEITUNG	10
2 THEORETISCHE GRUNDLAGEN	12
2.1 STAUB	12
2.1.1 Definitionen.....	12
2.1.2 Gesundheitliche Betrachtung	13
2.1.3 Gesetzliche Grenzwerte.....	14
2.1.4 Aktuelle Belastung in Österreich.....	16
2.1.5 Verursacher.....	17
2.1.6 Chemische Zusammensetzung	20
2.2 SCHWERMETALLE.....	20
2.2.1 Definition und Auswahl.....	20
2.2.2 Gesundheitliche Relevanz der Schwermetalle	22
2.2.3 Quellen der Schwermetallemissionen	23
2.2.4 Gesetzliche Grenzwerte für Schwermetalle.....	25
2.2.5 Aktuelle Schwermetallbelastung in Österreich.....	26
2.3 LITERATURSTUDIE – EMISSIONSFAKTOREN FÜR SCHWERMETALLE.....	27
2.4 EMISSIONSMODELLE.....	29
2.4.1 Network Emission Model	29
2.4.2 Handbuch für Emissionsfaktoren	31
3 EXPERIMENTELLE UNTERSUCHUNGEN	32
3.1 TUNNELAUSWAHL	32
3.2 MESSAUFBAU	33
3.3 MESSGERÄTE – MESSPRINZIPIEN.....	35
3.3.1 Partikelmessung mittels SHARP 5030.....	35
3.3.2 Partikelmessung mittels TEOM FDMS	36
3.3.3 Ruß Messung mittels MAAP - Multi- Winkel Absorptionsphotometer	37
3.3.4 CO ₂ Messung mittels NDIR - Nichtdispersive Infrarottechnologie.....	38
3.3.5 NO _x Messung mittels Chemilumineszenz.....	39
3.3.6 Schwermetallmessung mittels High Volume Aerosol Sampler	39
3.4 EMISSIONSFAKTOREN - BERECHNUNGSMETHODIK	41
3.4.1 Emissionsfaktoren für PM ₁₀ und NO _x	42
3.4.2 Bestimmung der Verdünnung	45
3.4.3 Emissionsfaktoren aus der Schwermetallmessung	48
4 ERGEBNISSE	50
4.1 DATENVERFÜGBARKEIT	50
4.2 NO _x	50
4.2.1 Datenanalyse.....	50
4.2.2 Emissionsfaktoren	52
4.2.3 NO ₂ Primäranteil an den NO _x Emissionen.....	55
4.3 PARTIKELEMISSIONEN	56
4.3.1 Datenanalyse.....	56
4.3.2 Emissionsfaktoren für PM ₁₀	58
4.3.3 PM _{2,5} Anteil an den PM ₁₀ Emissionen.....	62
4.3.4 Rußanteil an den PM ₁₀ bzw. PM _{2,5} Emissionen.....	65
4.4 SCHWERMETALLE.....	66
4.4.1 Messperioden und Probleme	66
4.4.2 Arsen und Cadmium.....	68
4.4.3 Chrom.....	69
4.4.4 Kupfer.....	71

4.4.5	<i>Nickel</i>	73
4.4.6	<i>Blei</i>	75
4.4.7	<i>Antimon</i>	77
4.5	ANALYSE DER ERGEBNISSE UND VERGLEICH MIT DER LITERATUR	79
5	SCHLUSSFOLGERUNGEN UND AUSBLICK	81
	Literaturverzeichnis	82

Formelzeichen und Abkürzungen

Formelzeichen

e	g/km	Emission
e_{PKW}	g/km*#	Emissionsfaktor für PKW
e_{LKW}	g/km*#	Emissionsfaktor für LKW
n_{PKW}	#	Fahrzeuganzahl PKW
n_{LKW}	#	Fahrzeuganzahl LKW
e_i	g/km	Residuen
y_i	-	abhängige Variable der Regression
x_1	-	unabhängige Variable 1 der Regression
x_2	-	unabhängige Variable 2 der Regression
b_0	-	Konstante der Regression
b_1	-	Koeffizient 1 der Regression
b_2	-	Koeffizient 2 der Regression
LG	m/s	Längsströmungsgeschwindigkeit
Vol	m ³ /s	Volumenstrom
A	m ²	Querschnittsfläche
SE	-	Standardfehler
$Var(e)$	-	Varianz der Residuen
$Var(x)$	-	Varianz der unabhängigen Variablen
n	-	Datenanzahl

Abkürzungen

bzw.	beziehungsweise
d.h.	das heißt
PKW	Personenkraftwagen
LKW	Lastkraftwagen
PB1	Pannenbucht 1
PB17	Pannenbucht 17
NEMO	Network Emission Model
HBEFA	Handbuch für Emissionsfaktoren

Eidesstattliche Erklärung

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.

.....

Graz, Datum

.....

(Unterschrift)

Statutory Declaration

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 marked all material which has been quoted either literally or by content from used sources.

.....

date

.....

(signature)

Zusammenfassung

Partikelemissionen aus dem Verkehr stellen ein Gesundheitsproblem dar. Besondere Betrachtung erfordern Schwermetalle als Bestandteile der Partikel, da es in der neueren Literatur kaum Untersuchungen gibt. Ziel dieser Arbeit war es Partikel und Schwermetallemissionen im Verkehr zu beurteilen.

Aus der Analyse gesundheitlicher Auswirkungen von Schwermetallen und der Betrachtung von gesetzlichen Bestimmungen für Partikel und Schwermetalle wurde eine Palette an verkehrsbezogenen Schwermetallen zur Beurteilung ausgewählt. Dazu gehören Antimon, Arsen, Blei, Chrom, Kadmium, Kupfer und Nickel.

Um die Partikel- und Schwermetallemissionen im Straßenverkehr beurteilen zu können, war es das Ziel Emissionsfaktoren für die ausgewählte Schwermetallpalette zu bestimmen. Dazu wurden Feldversuche durchgeführt und im Anschluss daran das Datenmaterial statistisch ausgewertet. Dies geschah in einem ersten Schritt für die gesamte Fahrzeugflotte und in weiterer Folge auch für PKW und LKW getrennt. Im Anschluss wurden die Ergebnisse außerdem mit Literaturwerten und Emissionsmodellen verglichen.

Dazu wurde im Plabutschtunnel in Graz eine Messkampagne durchgeführt. Durch Messungen am Tunneleingang und Tunnelausgang wurde die Konzentrationserhöhung für die jeweiligen Schadstoffe innerhalb des Tunnels bestimmt. Gemessen wurden PM₁₀, NO_x und Schwermetalle in PM₁₀ an beiden Messstellen und PM_{2,5} und Ruß am Tunnelende. Die zur Datenanalyse notwendigen Angaben über Verkehr und Längsströmungsgeschwindigkeiten im Tunnel wurden aus der automatischen Datenerfassung der Tunnelleitstelle bezogen.

Die Messung der Schwermetalle erfolgte mittels Filterbelegung in der Staubmenge PM₁₀ und nachfolgender chemischer Analyse. Die Partikelemissionen wurden mittels optischen beziehungsweise gravimetrischen Verfahren kontinuierlich gemessen.

Die Emissionsfaktorenbestimmung erfolgte mittels linearer Regression. Dazu wurde das Verkehrsaufkommen den jeweiligen Schadstoffemissionen gegenübergestellt. Mit der Regressionsanalyse konnten nicht nur Emissionsfaktoren bestimmt werden, sondern auch der statistische Zusammenhang zwischen Verkehr und Emissionen beurteilt werden. Mit dem Bestimmtheitsgrad und dem Standardfehler der Emissionsfaktoren wurde die Auswertung qualitativ beurteilt.

Um aus den gemessenen Konzentrationen auf die Emissionen der Fahrzeuge schließen zu können, wurde in einem ersten Schritt das Luftvolumen bestimmt, das die Schadstoffe verdünnt. Es wurden auch für NO_x Emissionsfaktoren bestimmt sowie der Rußanteil in PM_{2,5} und PM₁₀ beurteilt.

Abschließend wurden die Emissionsfaktoren aus der Tunnelmessung mit Werten aus Emissionsmodellen und der Literatur verglichen.

Abstract

Particulate matter has a significant health effect on the human organism. Especially for heavy metals, which are attached to particles, a more detailed view is required, because in the latest literature there is hardly something to find about it. The aim of this work was to analyze particulate matter and heavy metal emissions from road traffic.

After discussing health effects of heavy metals and particulate matter on the human organism, a review of the legal limits for particles and heavy metals is made, as well as a selection of traffic related heavy metals. Antimony, Arsenic, Cadmium, Copper, Chromium, Lead and Nickel are the selected metals.

To analyze the traffic related emissions, emission factors are calculated for PM₁₀ and the selected heavy metals. Therefore measurements were executed and the data was statistically analyzed afterwards. In a first step emission factors for the vehicle fleet are calculated and after that emission factors for high duty vehicles and low duty vehicles are calculated. Furthermore the results are compared to literature and results of emission models.

The measurement was executed in the Plabutschunnel in Graz. To assign the exposed emissions to the traffic in the tunnel differential measurements at the inlet and the outlet of the tunnel are done. NO_x, PM₁₀ and heavy metals in PM₁₀ are measured at both locations. In addition to that PM_{2,5} and soot are measured at the outlet. Furthermore the traffic volume and data from the measurement of the longitudinal flow velocity in the tunnel are required.

To measure the heavy metals in PM₁₀, particulate matter is collected on filters. These filters are chemically analyzed afterwards. The PM₁₀ measurement was done by using optical and gravimetric methods.

To calculate emission factors with the data from the measurement linear regression is used. With this method the correlation between emissions and traffic are determined. With the standard error of the calculated emission factors and the coefficients of determination the quality of the results are analyzed.

To calculate the vehicle related emissions out of the measurement data the air volume which dilutes the pollutants is calculated. Emission factors are determined for NO_x too. Furthermore the fraction of soot in PM_{2,5} and PM₁₀ is analyzed.

In conclusion the results are compared to literature and emission models.

1 Einleitung

Hauptverursacher der Feinstaubemissionen sind Industrie, Hausbrand und vor allem auch der Verkehr. Der Anteil der vom Verkehr verursachten Feinstaubemissionen an den gesamten Feinstaubemissionen liegt bei etwa 20 Prozent und ist in den vergangenen Jahren steigend. Außerdem enthalten die Partikel, welche vom Straßenverkehr emittiert werden zahlreiche Schwermetalle, welche in entsprechenden Mengen besonders gesundheitsschädigend für den menschlichen Körper sind. Diese Schwermetalle kommen vor allem in Abriebspartikeln auf Grund von Reibung beim Bremsvorgang sowie zwischen Fahrbahn und Reifen zustande. Aber auch im Abgas des Verbrennungsmotors können Schwermetalle auftreten (Greenpeace, 2005).

Die Schädlichkeit von Staub für den menschlichen und tierischen Organismus, sowie für die Natur, ist seit Jahren bekannt und wurde in zahlreichen Studien untersucht. Entscheidend für die gesundheitlichen Auswirkungen ist vor allem die Größe der Partikel, da sie mit abnehmender Größe immer weiter in das menschliche Atmungssystem vordringen können. Aus diesem Grund werden in dieser Arbeit die Staubfraktionen PM₁₀ und PM_{2,5} ins Auge gefasst. Besondere Bedeutung bezüglich Gesundheitsschädigung kommt den an Staubpartikel angehafteten Schwermetallen zu. Außerdem hat auch der Ruß, welcher auch ein Bestandteil der Partikel ist, stark schädigende Wirkung auf die menschliche Gesundheit. Zahlreiche Schwermetalle und auch Ruß weisen karzinogene (krebserregende) Eigenschaften auf. Existierende Untersuchungen zu Schwermetallemissionen im Verkehr beziehen sich auf Abgasemissionen von Fahrzeugen mit alter Technologie (vor 1990). Bei neuen Fahrzeugen sind im Gegensatz zur alten Technologie kaum Schwermetalle im Abgas auffindbar, sehr wohl aber in den verkehrsbezogenen Immissionen. Aus diesem Grund bedarf es einer genaueren Untersuchung der Schwermetalle im Verkehr.

Auf Grund der dargestellten Problematik der Gesundheitsgefährdung von Feinstaub, insbesondere von Schwermetallen, war das Ziel dieser Arbeit die Feinstaub- und Schwermetallemissionen im Straßenverkehr zu untersuchen. Als Basis dazu wurden Messungen herangezogen und aus den gewonnenen Messdaten Emissionsfaktoren bestimmt. Das wird einerseits für die Feinstaubemissionen PM₁₀ und andererseits auch für eine ausgewählte Palette an Schwermetallen im PM₁₀ durchgeführt. Es werden Flottenemissionsfaktoren sowie auch Emissionsfaktoren für LKW und PKW getrennt bestimmt, sofern es das Datenkollektiv erlaubt.

Zusätzlich zur Messung wird auch eine Literaturstudie durchgeführt, in der bereits durchgeführte Arbeiten sowie auch die Grundlagen zu den zuvor beschriebenen Thematiken betrachtet werden. In einem weiteren Schritt werden dann die berechneten Emissionsfaktoren mit den Emissionsfaktoren aus der Literatur verglichen und analysiert. Ein weiterer Vergleich der bestimmten Emissionsfaktoren erfolgt mit einem Emissionsmodell (NEMO, 2012) und dem Handbuch für Emissionsfaktoren (HBEFA) (HBEFA3.1, 2010).

Die Gliederung der Arbeit erfolgt in die Kapitel „Theoretische Grundlagen“, „Experimentelle Untersuchungen“, „Ergebnisse“ sowie abschließend „Schlussfolgerung und Ausblick“.

Im Kapitel der „Theoretischen Grundlagen“ werden Begriffe, welche im Zusammenhang mit der Feinstaubproblematik in Zusammenhang stehen, erklärt, gesetzliche Begrenzungen für Feinstaub und auch Schwermetalle beschrieben, Verursacher für Staub und Schwermetalle analysiert sowie auch gesundheitliche Folgen besprochen. Außerdem wird die Literaturstudie über bestehende Arbeiten zur Thematik der Schwermetalle präsentiert und das Emissionsmodell (NEMO, 2012) sowie das HBEFA (HBEFA3.1, 2010) beschrieben.

Im darauf folgenden Kapitel „Experimentelle Untersuchungen“ werden die Tunnelauswahl sowie auch der Messaufbau beschrieben, die eingesetzten Messgeräte inklusive deren Arbeitsprinzipien erklärt und die Berechnungsmethodiken, welche zur Ermittlung der

Emissionsfaktoren verwendet wurden, dargestellt.

Das Kapitel „Ergebnisse“ wird von der Präsentation der ermittelten Emissionsfaktoren für PM₁₀, NO_x sowie auch für die ausgewählte Palette an Schwermetallen gebildet. Zusätzlich werden auch noch der PM_{2,5} Anteil in PM₁₀ sowie der Rußanteil in PM₁₀ und PM_{2,5} in der durchgeführten Messung analysiert. Außerdem werden die ermittelten Ergebnisse mit den Werten aus der Literaturstudie verglichen.

Im abschließenden Kapitel „Schlussfolgerung und Ausblick“ werden ein Überblick über die gewonnenen Ergebnisse gegeben und Schlüsse und mögliche Handlungsempfehlungen werden abgeleitet. Außerdem werden Verbesserungsvorschläge für zukünftige Untersuchungen im Bereich der Schwermetallmessung beschrieben.

2 Theoretische Grundlagen

Schwermetalle haften in der Regel an Staubpartikeln (siehe Kapitel 2.1.6). Aus diesem Grund werden zunächst die Grundlagen zur Staubproblematik dargestellt und beschrieben.

2.1 Staub

Rund um das Thema Staub gibt es eine Vielzahl von Begriffen mit denen man konfrontiert wird. Um sicherzustellen, dass diese richtig verstanden werden, wird im folgenden Kapitel eine Begriffsdefinition durchgeführt.

2.1.1 Definitionen

Unter **Grobstaub** versteht man Staub allgemein, welcher aus Teilchen (**Partikel**) besteht, welche mit freiem Auge ersichtlich sind und sich in naher Umgebung der Entstehungsquelle absetzen. Gesundheitlich betrachtet ist Grobstaub weniger schädigend, da er von Schleimhäuten aufgenommen wird und nicht tiefer in die Atemwege vordringen kann (BMLFUW, 2013).

Staub wurde nach der Größe in Kategorien eingeteilt. Der gesamte **Schwebestaub** wird als **Total Suspended Particulate**, abgekürzt **TSP**, bezeichnet (UBA, 2013).

Die weiteren Kategorien sind unter dem Begriff **Feinstaub** bekannt. Der **Feinstaub** stellt einen bestimmten Teil (PM₁₀, PM_{2,5} oder PM₁) des Gesamtschwebstaubs dar. Die Definition ist auf den im Jahre 1987 eingeführten National Air Quality Standard for Particulate Matter von der US- Umwelt Behörde EPA zurückzuführen (BMLFUW, 2013).

Die Feinstaubfraktionen sind Teilmengen des Gesamtschwebstaubs, dies ist in Abbildung 1 dargestellt. So ist PM₁₀ eine Teilmenge von TSP, PM_{2,5} eine Teilmenge von PM₁₀ und PM₁ eine Teilmenge von PM_{2,5}.

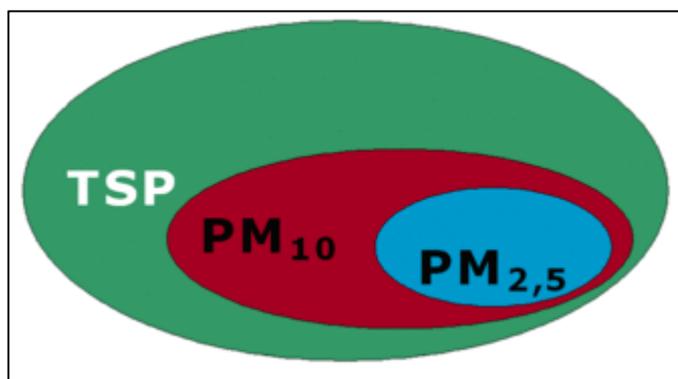


Abbildung 1: Mengenverteilung von Staub (UBA, 2013)

Im deutschsprachigen Raum wird unter Feinstaub die Menge **PM₁₀** (Particulate Matter) verstanden. Diese Menge entspricht nach der Richtlinie 2008/50/EG der Europäischen Union der Menge an Partikeln die einen genormten größenselektiven Lufteinlass passieren, welcher für einen aerodynamischen Durchmesser von 10 µm eine Abscheidewirksamkeit von 50 % aufweist. Das heißt es müssen 50 % der in der gesamten Partikelmasse enthaltenen Teilchen einen aerodynamischen Durchmesser von 10 µm oder kleiner aufweisen. Der Rest kann größer sein. Analog zur Definition der Staubfraktion PM₁₀ erfolgt die Definition von **PM_{2,5}**. Partikel, nach EU- Richtlinie, die einen genormten größenselektiven Lufteinlass passieren, welcher für einen aerodynamischen Durchmesser von 2,5 µm eine Abscheidewirksamkeit von 50 % aufweist, werden in der Staubmenge PM_{2,5} zusammengefasst. Wiederum bedeutet das, dass 50 % der Partikel einen Durchmesser kleiner oder gleich 2,5 µm aufweisen muss, der Rest kann größer sein. Die Definition der Staubmenge PM₁ erfolgt analog zu PM₁₀ und PM_{2,5} mit einem aerodynamischen Durchmesser von 1 µm.

Zusätzlich zur Einteilung nach der Größe werden Partikel auch in **primäre Partikel** und **sekundäre Partikel** eingeteilt. Primäre Partikel werden direkt von einer Emissionsquelle abgegeben und verweilen in der Luft. Die Entstehung der sekundären Partikel erfolgt über chemische Reaktionen in der Luft. Die Herkunft dieser Reaktionspartner können unterschiedliche Quellen sein.

Der Zusammenhang zwischen **Emission** und **Immission** ist in Abbildung 2 dargestellt. Unter Emission versteht man den Ausstoß von Stoffen, Energien oder auch Strahlung an die Umgebung. Der Transportvorgang in der Umgebung, welcher mit einer Konzentrationsabnahme einhergeht, da die Schadstoffe mit Frischluft verdünnt werden, wird Transmission bezeichnet. Von Immission spricht man dann, wenn sich die Schadstoffe wieder auf Oberflächen absetzen, welche der menschliche Körper oder auch Pflanzen sein können (UBZ-Stmk, 2013).

Zusammenhang zwischen Emission, Transmission und Immission

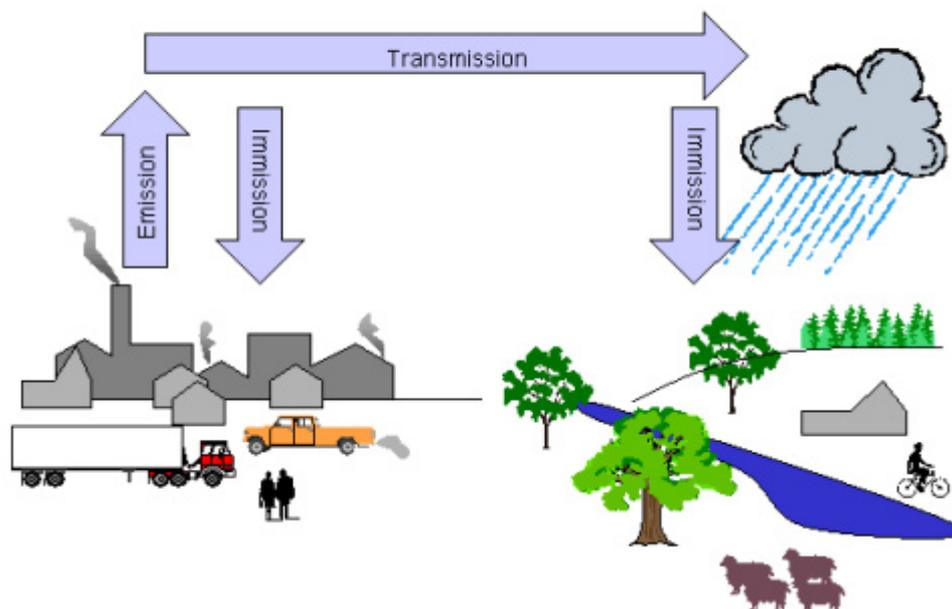


Abbildung 2: Zusammenhang Emission - Immission (AUE, 2013)

2.1.2 Gesundheitliche Betrachtung

Die Auswirkungen von Partikel auf die menschliche Gesundheit betreffen vor allem die Atemwege und die Lunge. Sie reichen angefangen von asthmatischen Erkrankungen bis hin zu Lungenkrebs (WHO, 2013).

In Abbildung 3 ist abhängig von der Partikelgröße dargestellt wie weit die Partikel in das Atmungssystem des Menschen eindringen können. Grobpartikel bis hin zu einer Partikelgröße von 10 µm werden von den Schleimhäuten aufgenommen und können nicht tiefer eindringen. Ab einer Größe von 10 µm können Partikel bis in den Rachen vordringen. Mit abnehmender Partikelgröße steigt die gesundheitliche Schädigung, da die Partikel zunehmend tiefer in das menschliche Atmungssystem vordringen können. Mit einer Partikelgröße von 4,7 µm bis 5,8 µm wird der Kehlkopf von den Partikel erreicht, sinkt die Größe weiter, so sind auch Luftröhre und Bronchien betroffen und ab einer Partikelgröße von ungefähr 1,1 µm erreichen Partikel sogar die Alveolen (Lungenbläschen) und sind somit für das menschliche Gesundheitssystem am gefährlichsten.

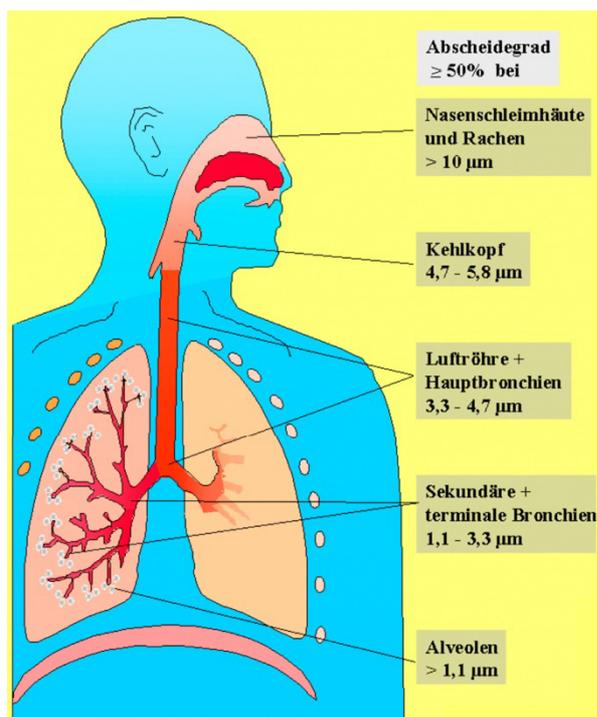


Abbildung 3: Lungengängigkeit von Partikeln (UBZ-Stmk, 2013)

2.1.3 Gesetzliche Grenzwerte

Nachdem erkannt wurde, dass Staub eine schädigende Wirkung auf den menschlichen Organismus hat, wurden Gesetze erlassen, welche Grenzwerte für die Staubbelastungen beinhalten. Es gibt einerseits Gesetze mit Grenzwerten für die Immissionen, in Österreich das Immissionsschutzgesetz – Luft (IG-L), andererseits aber auch Gesetzgebungen, welche die Emissionen direkt an den verursachenden Quellen begrenzen und regeln, im Fall von Kraftfahrzeugen gibt es die EURO Klassifizierungen, welche abhängig vom Baujahr des Fahrzeugs Grenzwerte für die Emissionen festlegen.

Im Jahre 1980 wurde von der Europäischen Wirtschaftsgemeinschaft die erste Richtlinie (80/779/EWG) in Europa erlassen, die eine Begrenzung der Immissionen vorsah. Eine Begrenzung gab es für den Median, der während eines Jahres gemessenen Tagesmittelwerten von Gesamtschwebstaub – der vorhin definierten Menge TSP, mit dem Grenzwert von $80 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Zusätzlich dazu gab es eine Sonderregelung für den Winter. Außerdem wurden auch Richtlinien für Mess- und Informationspflichten in einer weiteren Richtlinie (96/62/EG) vorgeschrieben.

Der nächste Schritt in Europa wurde dann 1999 mit der EU- Richtlinie 99/30/EG getan. Es wurden Tages- und Jahresmittelwerte von PM₁₀ begrenzt. Dies geschah auf Grund der Erkenntnis, dass Partikel, die kleiner als $10 \mu\text{m}$ sind, besonders gesundheitsschädlich für den Menschen sind. So wurde der Grenzwert für den Tagesmittelwert von PM₁₀ mit $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ festgelegt. Dieser darf an maximal 35 Tagen im Jahr überschritten werden. Der Jahresmittelwert für PM₁₀ wurde mit $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$ begrenzt. Gültigkeit hatten diese Grenzwerte ab dem 1.1.2005. Für den 1.1.2010 wurde in derselben Richtlinie die Überschreitungszahl der Tagesmittelwerte auf sieben reduziert und der Jahresmittelwert auf $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

Die darauffolgende Richtlinie der EU 2008/50/EG, die im Jahr 2008 festgelegt wurde, passt die Grenzwerte entsprechend an und zusätzlich wird eine Begrenzung für die Menge PM_{2,5} eingeführt. Die Verschärfung der Grenzwerte von PM₁₀, die in vorhergehender Richtlinie für das Jahr 2010 vorgesehen waren, dass nur an sieben Tagen der Tagesmittelwert überschritten werden darf und die Herabsetzung des Grenzwertes für den Jahresmittelwert, wurde zurückgenommen. Allerdings wurden erstmals Grenzwerte für PM_{2,5} eingeführt und zwar in

der Form von Grenzwerten und Zielwerten für den Jahresmittelwert. Der Unterschied zwischen Grenzwert und Zielwert liegt darin, dass der Grenzwert eingehalten werden muss, der Zielwert jedoch anzustreben ist. So gibt es in dieser Richtlinie einen Zielwert von 25 µg/m³ für das Jahr 2010, welcher dann ab dem 1.1.2015 als Grenzwert gilt. In einer weiteren Stufe ist für das Jahr 2020 ein Grenzwert von 20 µg/m³ für den Jahresmittelwert von PM_{2,5} vorgesehen.

Die Umsetzung dieser Richtlinie der EU erfolgt in Österreich im Immissionsschutzgesetz-Luft, IG- L (Bgl.I Nr.115/1997 i.d.F. Bgl.I Nr.77/2010). Eine Verschärfung zur 2008/50/EG besteht in der erlaubten Anzahl an Tagen an denen der Tagesmittelwert von PM₁₀ überschritten werden darf. So waren in Österreich bis 2004 an 35 Tagen Überschreitungen erlaubt, von 2005 bis 2009 waren 30 Überschreitungstage erlaubt und ab 2010 durfte es nur mehr an 25 Tagen zu Überschreitungen des Grenzwerts kommen. Der Grenzwert von 25 µg/m³ für PM_{2,5} ab dem Jahr 2015 wurde ebenfalls von der EU- Richtlinie übernommen.

Aus den Immissionsmessungen der vergangenen Jahre lässt sich ein statistisch signifikanter Zusammenhang zwischen dem Jahresmittelwert der PM₁₀ Konzentration und der Anzahl an Überschreitungstagen des Tagesmittelwerts der PM₁₀ Konzentrationen feststellen (siehe Abbildung 4). Nach diesem Zusammenhang ist die aktuell maximal erlaubte Anzahl an Tagen an denen der Tagesmittelwert der PM₁₀ Konzentrationen überschritten werden darf (25) im Mittel bei einem Jahresmittelwert der PM₁₀ Konzentration von 25,4 µg/m³ zu erwarten. Eine Wahrscheinlichkeit von 97,5 Prozent, dass die Anzahl der Überschreitungstage des Tagesmittelwerts der PM₁₀ Konzentration 25 nicht übersteigt, hat man bei Einhaltung eines Jahresmittelwerts der PM₁₀ Konzentrationen von 21,2 µg/m³ (Spangl & Nagl, 2013).

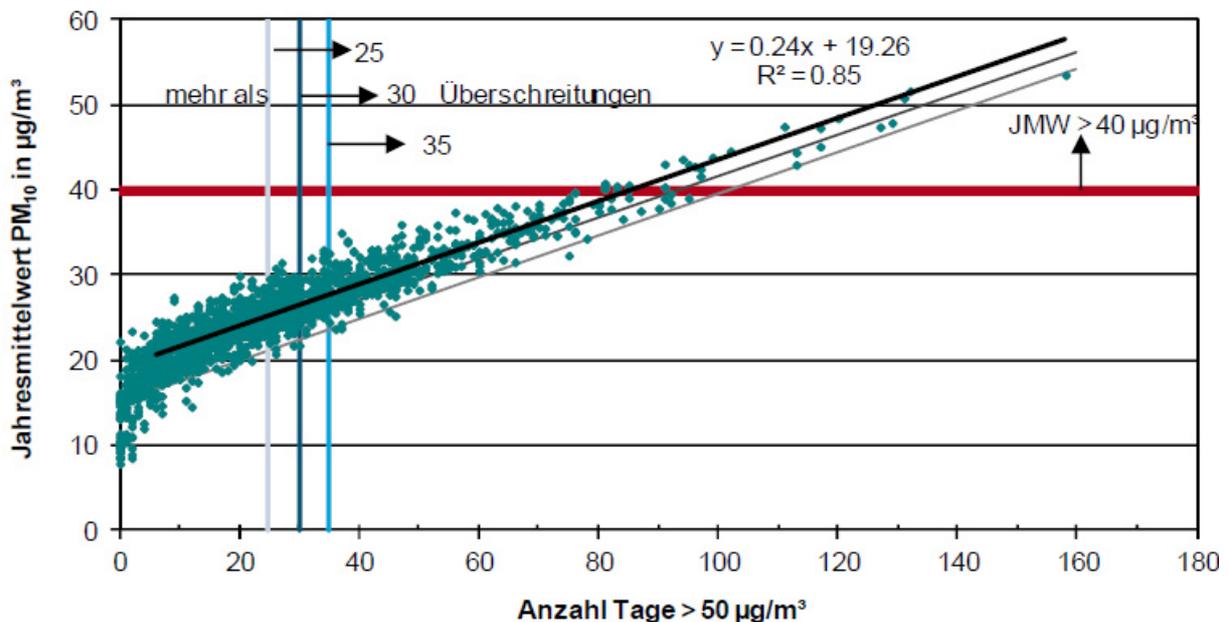


Abbildung 4: Zusammenhang des Jahresmittelwerts der PM₁₀ Konzentration mit der Anzahl der Überschreitungen des Tagesmittelwerts (Spangl & Nagl, 2013)

Für die Emissionen im Straßenverkehr gibt es Grenzwerte in Form der Abgasnormen (ab EURO V: Verordnung 715/2007/EG). Dabei wird nach Fahrzeugklassen unterschieden. Es gibt eigenständige Regelungen für Diesel PKW und Benzin PKW sowie für LKW und Busse. Zusätzlich gibt es eine Differenzierung der Grenzwerte durch die Stufen der Abgasnorm (EURO I bis EURO VI). Welche Abgasnorm zur Anwendung kommt hängt vom Jahr der Erstzulassung des Fahrzeugs ab. Für Benzin PKW ist für erstzugelassene Fahrzeuge ab 01.01.2009 die EURO V Regelung gültig. Die EURO VI Regelung kommt für diese Fahrzeugklasse ab 01.09.2015 zur Geltung, verschärft die Grenzwerte für Partikelemissionen aber nicht weiter. Betroffen sind im Fall der Partikelemissionen nur für Fahrzeuge mit

direkteinspritzenden Benzinmotoren. Der Grenzwert liegt bei 4,5 mg/km für PM₁₀. Für sämtliche Diesel PKW gilt für erstzugelassene Fahrzeuge ab 01.01.2013 die Abgasnorm EURO V und für Neuzulassungen ab dem 01.09.2015 die EURO VI Regelung. In beiden liegt der Grenzwert für die PM₁₀ Emissionen bei 4,5 mg/km. Für LKW und Busse gilt für neu zugelassene Fahrzeuge ab dem 01.01.2013 die EURO VI Abgasnorm, in welcher die PM₁₀ Emissionen mit 10 mg/kWh begrenzt sind. PM_{2,5} Emissionen sind in diesen Abgasnormen nicht berücksichtigt.

2.1.4 Aktuelle Belastung in Österreich

Die Einhaltung der IG- L Vorschriften, beziehungsweise der EU Richtlinie, bezüglich Staubimmissionen ist allerdings in einigen Teilen Österreichs aktuell nicht möglich.

Gemäß Jahresbericht des Umweltbundesamts (Spangl & Nagl, 2013) kann zur aktuellen Staubbelastung in Österreich folgendes gesagt werden:

In Österreich werden 127 Messstellen zur Messung der PM₁₀ Immissionen betrieben. Der aktuelle Grenzwert für den Tagesmittelwert von 50 µg/m³ darf laut IG- L seit 2010 nur mehr 25-mal überschritten werden. Diese Vorgabe wurde 2012 an 20 der 127 Messstellen überschritten. Im Jahr davor waren es noch 80 Messstellen von 140, die mehr als 25 Überschreitungstage des Tagesmittelwerts aufzuweisen hatten. Auch die 35-mal, die laut EU-Richtlinie als Maximum an Überschreitungstagen festgelegt sind, wurde an 3 Messstellen überschritten. Hier waren es im Jahr 2011 noch 43. Der Grenzwert für den Jahresmittelwert von 40 µg/m³ wurde allerdings an jeder Messstelle eingehalten. Besonders stark belastete Gebiete sind Graz und die südliche Steiermark sowie Wien und das Lavanttal. Der Ort mit den meisten Überschreitungen war Graz, Don- Bosco, mit einem Tagesmittelwert größer als 50 µg/m³ an 50 beziehungsweise 49 Tagen des Jahres 2012. Ein Jahresmittelwert von 33,1 µg/m³ (38,5 µg/m³ im Jahr 2011) wurde in Graz Don- Bosco gemessen, welcher gleichzeitig auch das Maximum in Österreich darstellt.

Für die Messung von PM_{2,5} hingegen gibt es in Österreich 25 Messstellen. Der aktuell gültige Zielwert des Jahresmittelwertes von 25 µg/m³, welcher ab 2015 als Grenzwert gilt wurde 2012 und auch 2011 an keiner Messstelle überschritten. Das Maximum des Jahresmittelwertes für PM_{2,5} wurde wiederum in Graz gemessen. Der Wert lag bei 21,4 µg/m³ bei der Messstation Graz- Süd. Der Anteil an PM_{2,5} in der PM₁₀ Fraktion lag zwischen 46% und 77% im Jahr 2012 (Spangl & Nagl, 2013).

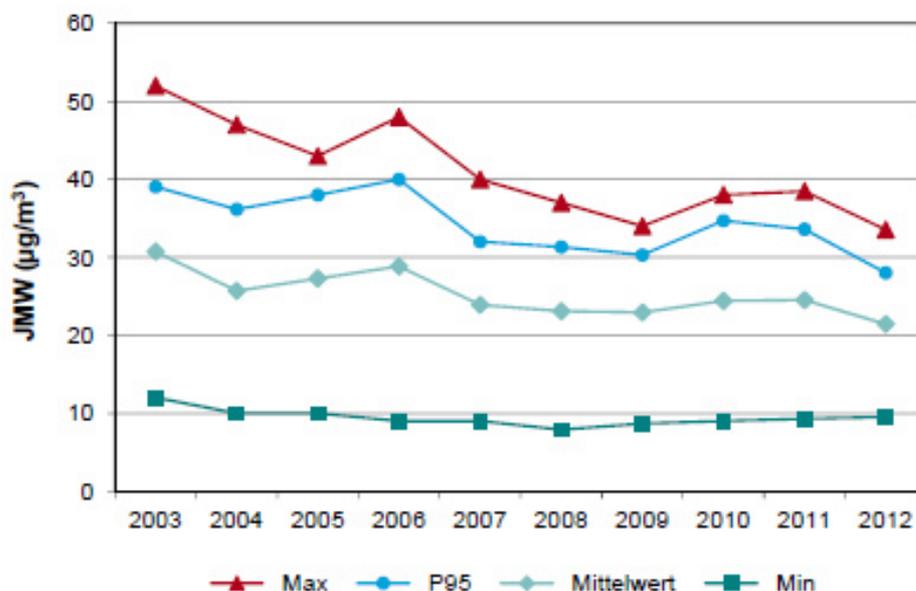


Abbildung 5: Trend des Jahresmittelwerts von PM₁₀ in Österreich (Spangl & Nagl, 2013)

In Abbildung 5 ist der Trend des Jahresmittelwerts der PM₁₀ Emissionen in Österreich seit dem Jahr 2003 ersichtlich. Es zeigt sich ein leicht rückläufiger Verlauf über die letzten 10 Jahre.

2.1.5 Verursacher

Die gesamten Staubemissionen werden von unterschiedlichen Verursachern produziert. Abbildung 6 zeigt die verantwortlichen Sektoren mit ihrem Anteil an den Staubemissionen in Österreich für die jeweiligen Kategorien (Pazdernik, 2012). Die Daten sind aus dem Jahr 2010. Die wesentlichen Verursacher sind nach der Industrie der Verkehr und Kleinverbraucher. Je nach betrachteter Kategorie spielen unterschiedliche Sektoren die Hauptrolle. So ist es bei den TSP- und PM₁₀ Emissionen die Industrie, die den größten Anteil verursacht. Bei den PM_{2,5} Emissionen jedoch kommt der Hauptanteil von den Kleinverbrauchern. Der Verkehr ist in jeder dieser Größenkategorien ein relevanter Verursacher. Zu bemerken ist, dass der Anteil vom Verkehr an den PM_{2,5} Emissionen höher ist als der Anteil an den PM₁₀ Emissionen. Diese Tatsache in Kombination mit der steigenden gesundheitlichen Schädigung je kleiner die Partikel sind (siehe Kapitel 2.1.2) verdeutlicht die Notwendigkeit den Sektor Verkehr gesondert zu betrachten. Im Verkehr kommt es auf Grund von unterschiedlichen Vorgängen zu Partikelemissionen. Dazu gehören im Wesentlichen Partikel auf Grund der motorischen Verbrennung sowie Partikel von Reifenabrieb, Straßenabrieb und Bremsabrieb.

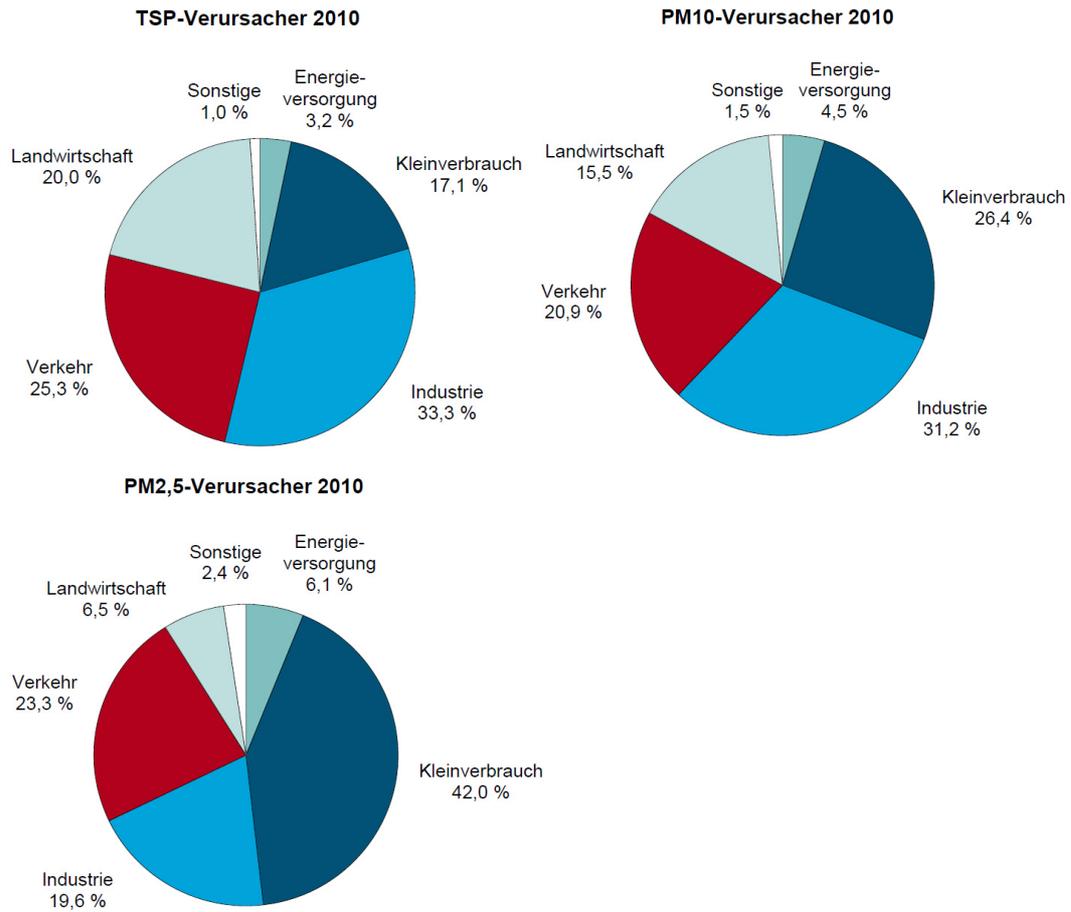


Abbildung 6: TSP, PM₁₀ und PM_{2,5} Emissionen nach Sektoren in Österreich 2010 (Pazdernik, 2012)

Wie die Abbildung 7 zeigt, sind die PM₁₀ Emissionen auf Grund des Verkehrs 2010 wieder auf dem Niveau wie sie es 1990 waren. Der Grund dafür liegt in der Reduktion der Partikel im Abgas mit der gleichzeitig gestiegenen Fahrleistung.

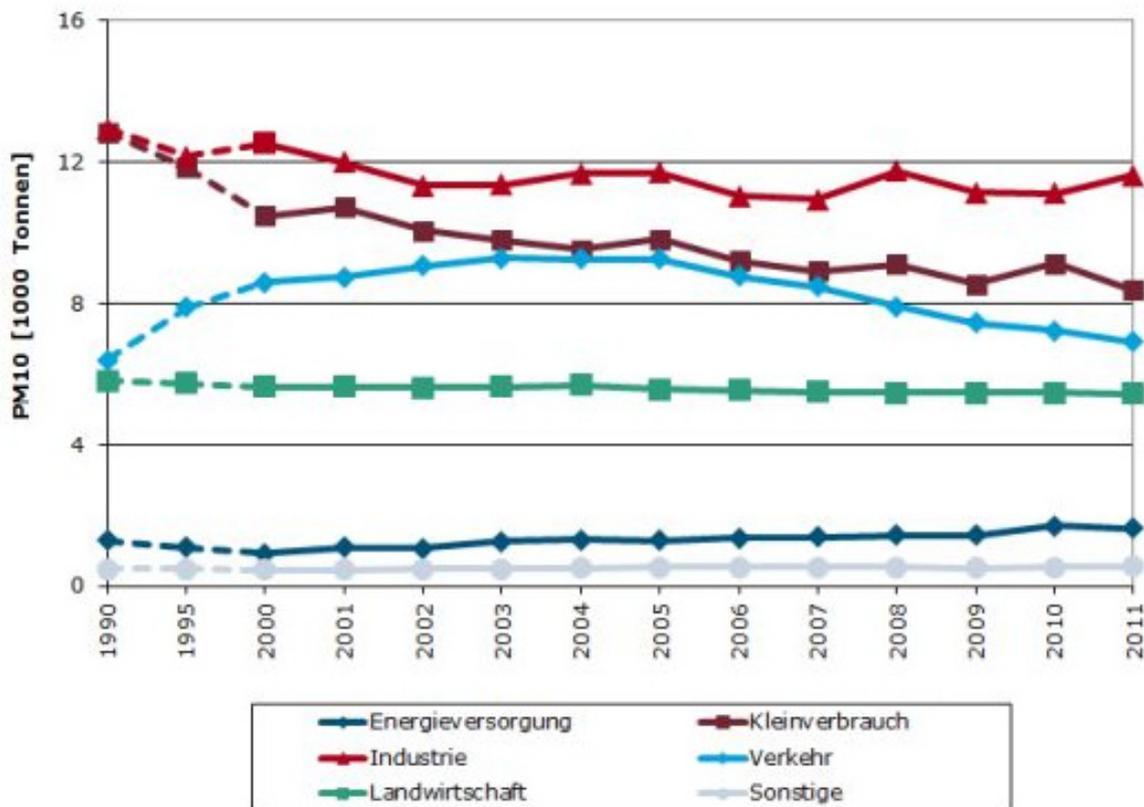


Abbildung 7: PM₁₀ Emissionen von 1999 bis 2011 (UBA, 2013)

Der Trend der Staubemissionen auf Grund des Verkehrs ist in Abbildung 8 dargestellt. Es zeigt sich für PM₁₀ und auch für PM_{2,5} ein rückläufiger Verlauf seit dem Jahr 2008. (Pazdernik, 2012)

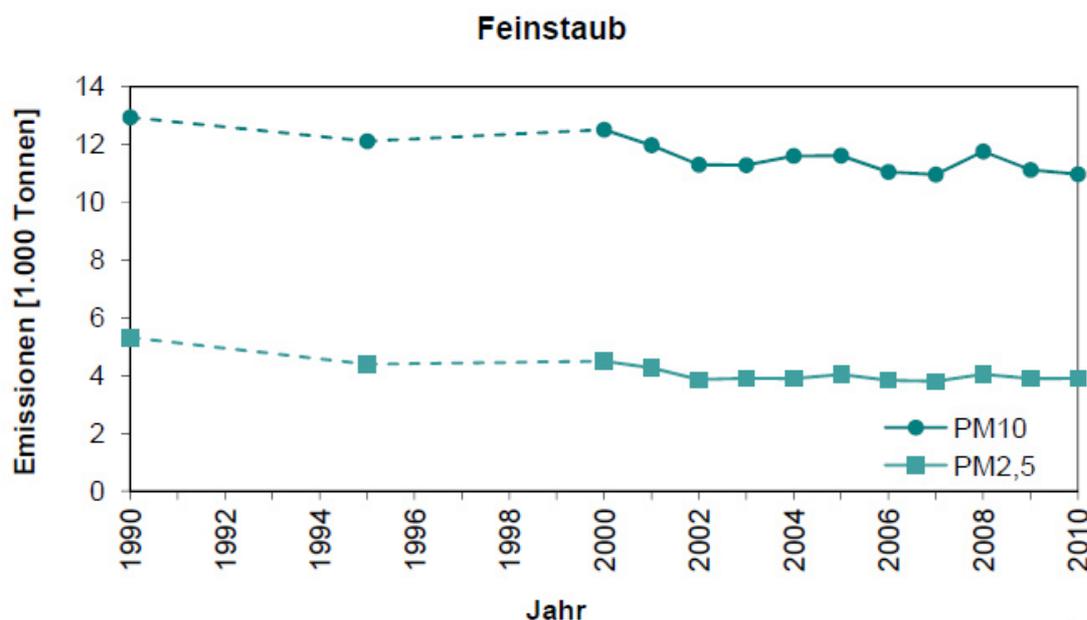


Abbildung 8: Trend der verkehrsbedingten Feinstaubemissionen (Pazdernik, 2012)

2.1.6 Chemische Zusammensetzung

Stäube oder auch Partikel sind ein heterogenes Gemisch aus festen und flüssigen Komponenten, wie es in Tabelle 1 ersichtlich ist. Die wesentlichen Bestandteile sind organische Verbindungen und Kohlenstoff, mineralische Stoffe, Ammoniumsulfat, Ammoniumnitrat und **Schwermetalle**. Partikel werden von verschiedenen Quellen emittiert, und weisen, davon abhängig, auch unterschiedliche chemische Zusammensetzungen auf. (Schneider, 2006)

Tabelle 1: Bestandteile von Partikeln (UBZ-Stmk, 2013)

	Komponente	Vorläufer/Ursache
Primäre Teilchen	Russ	Verbrennungsprozesse
	geologisches Material	Bau- und Landwirtschaft, Verkehr, Wind
	Schwermetalle	Verbrennung, Produktion
	Abriebspartikel	mechanische Beanspruchung
	biologisches Material, Pilzsporen, Pflanzenfragmente	Vegetation
Sekundäre Teilchen	Sulfat	Schwefeldioxid
	Nitrat	Stickoxide
	Ammonium	Ammoniak
	organischer Kohlenstoff	flüchtige organische Substanzen

Die besondere Bedeutung der Schwermetalle für die menschliche Gesundheit und die aktuelle Situation in Österreich sowie auch Prozesse und Quellen im Straßenverkehr welche Partikel die Schwermetalle enthalten emittieren werden im nachfolgenden Kapitel detailliert besprochen.

2.2 Schwermetalle

Es wird zunächst der Begriff Schwermetalle definiert und eine Auswahl an betrachteten Elementen für die vorliegende Arbeit getroffen.

2.2.1 Definition und Auswahl

Der Begriff Schwermetalle umfasst eine willkürliche Gruppe von Metallen, für die es keine eindeutige, allgemein gültige Definition gibt. In der Literatur findet sich eine Vielzahl von unterschiedlichen Abgrenzungen.

So sind Schwermetalle laut (Lewandowski, et al., 1997) Metalle mit einer Dichte größer 5 kg/dm³. Diese Definition beinhaltet Zinn, Bismut, Kadmium, Blei, Zink, Antimon, Germanium, Kupfer, Mangan, Nickel, Kobalt, Eisen, Vanadium, Zirkon, Chrom, Niob, Molybdän, Tantal, Wolfram und die Edelmetalle Silber, Gold, Platin, Rhodium, Iridium und Osmium. Nach (Roos & Maile, 2002 und 2005) werden zusätzlich zur Dichte, welche auch in dieser Definition größer als 5 kg/dm³ ist, die Schwermetalle nach der Schmelztemperatur eingeteilt. Es ergeben sich die Gruppen der niedrigschmelzenden Schwermetalle mit einer Schmelztemperatur unter 1000 Grad Celsius gefolgt von hochschmelzenden Schwermetallen mit einer Schmelztemperatur von 1000 bis 2000 Grad Celsius und abschließend den höchstschmelzenden Schwermetallen mit einer Schmelztemperatur über 2000 Grad Celsius. Für (Falbe & Regitz, 1994) liegt die Grenze für die Dichte der Schwermetalle im Bereich von 3,5 bis 5 kg/dm³. Manchmal erfolgt die Definition auch nach Atomgewicht, Atomnummer oder anderen chemischen Eigenschaften (Duffus, 2002). Man findet auch Literatur (Porteous, 2008) in der Schwermetalle nach hoher atomarer Masse definiert sind, dazu gehören

Quecksilber, Blei, Kadmium, Zink, Chrom und Plutonium. Nach (Hale & Margham, 1988) sind Schwermetalle alle Elemente des Periodensystems mit einer Atomnummer größer als 20.

Ziel dieser Arbeit ist es die Emissionen der relevanten Schwermetalle bedingt durch den Verkehr zu erfassen. In Tabelle 2 ist die getroffene Auswahl dargestellt. Die Basis dieser Auswahl stellen Metalle mit einer Dichte größer als 5 kg/dm³ dar. Aus dieser Menge werden die im Verkehr relevanten und die nachweislich besonders gesundheitsschädlichen Metalle ausgewählt. Außerdem wird noch berücksichtigt welche Schwermetalle auf Grund von gesetzlichen Bestimmungen begrenzt sind. In den folgenden Absätzen werden Vorkommen und die wichtigsten Eigenschaften der ausgewählten Schwermetalle betrachtet.

Tabelle 2: Schwermetalle und Dichte

Name	Symbol	Dichte [kg/dm ³]
Arsen	As	5,7
Kadmium	Cd	8,64
Chrom	Cr	7,2
Kupfer	Cu	8,9
Nickel	Ni	8,9
Blei	Pb	11,34
Antimon	Sb	6,68

Arsen ist ein weit verbreitetes Halbmetall, das in Böden, Gesteinen, Wasser und Luft vorkommt. Es wird vor allem bei der Erzeugung von fossilen Treibstoffen sowie beim Schmelzen von Nichteisenmetallen ausgestoßen (Järup, 2003).

Kadmium kommt in der Natur in Erzen zusammen mit Kupfer, Zink und Blei vor. Es wird als Stabilisator in PVC Produkten, Batterien sowie auch als Legierungselement eingesetzt. Dabei wird meist die Anti- Korrosionswirkung von Kadmium ausgenutzt. Der gesamte Einsatz an Kadmium ist weltweit in den letzten Jahrzehnten stark gestiegen (Järup, 2003).

Chrom kommt zu etwa 0,02 Prozent in der Erdkruste vor. Es kommt in der Natur nur in dreiwertiger Form Cr (III) vor. Das sechswertige Chromat Cr (VI) stammt hauptsächlich aus anthropogenen (vom Menschen verursachten) Quellen. Auf Grund der Luft- und Wasserbeständigkeit wird es vor allem zum Überzug (Verchromung) verwendet. Außerdem ist Chrom Legierungsbestandteil von Edelstahl. Während das dreiwertige Chrom ein essentielles Spurenelement für den menschlichen Körper ist, ist das sechswertige Chromat stark gesundheitsschädlich. Das bedeutet, dass die Konstellation in der das Chrom vorkommt von entscheidender Bedeutung ist (Hering, 2013).

Kupfer ist als ältestes Gebrauchsmetall bekannt. Es kommt in Kiesen, Sandsteinen und Schiefen eingelagert vor. Ausgezeichnet ist Kupfer durch die sehr gute elektrische Leitfähigkeit, die gut Wärmeleitfähigkeit, die gut plastische Verformbarkeit und die chemische Beständigkeit. Diese Eigenschaften ermöglichen einen vielseitigen Einsatz von Kupfer unter anderem auch als Legierungsbestandteil (Seidel & Hahn, 2012).

Nickel kommt vor allem als Bestandteil in Eisenerzen und Kupfererzen in der Natur vor. Es ist ein silberweißes, glänzendes, zähes und mechanisch relativ gut verformbares Metall. Außerdem weist es eine gut elektrische und thermische Leitfähigkeit auf. Eingesetzt wird Nickel vor allem als Legierungsbestandteil, um die Härte oder auch die Korrosionsbeständigkeit von Stählen zu erhöhen (Briehl, 2008).

Blei ist ebenfalls Bestandteil der Erdkruste (in etwa 0,002 Prozent). Eingesetzt wird es heutzutage hauptsächlich in Akkumulatoren und als Stabilisator in PVC. Früher wurde es auch als Antiklopfmittel im Treibstoff von Ottomotoren eingesetzt. Außerdem kommt Blei in zahlreichen Legierungen vor (Hering, 2013).

Antimon ist ein silbrig-weißes Metall mittlerer Härte, das sehr leicht bricht. Es kommt in geringen Mengen in der Erdkruste vor. Aus dem Antimonerz wird entweder das Metall selbst gewonnen oder in Verbindung mit Sauerstoff also Antimonoxid. Verwendet wird es hauptsächlich als Legierungsbestandteil, da es alleine kaum verwendbar ist (DHHS, 1992).

Diese besonderen Eigenschaften dieser Schwermetalle werden in Fahrzeugen in Bremsbelägen- und scheiben, Reifen eingesetzt und ausgenutzt (siehe Kapitel 2.2.3).

2.2.2 Gesundheitliche Relevanz der Schwermetalle

Die von Partikeln getragenen Schwermetalle verunreinigen nicht nur die Luft sondern auch Böden und das Grundwasser. Aus diesem Grund werden Schwermetalle einerseits über die Lunge aber auch durch den Verzehr von kontaminierten Lebensmitteln oder auch Wasser in den Körper aufgenommen. Zudem können sie auch ökologischen Schaden verursachen.

Die Auswirkungen (Tabelle 3) von Schwermetallen auf die menschliche Gesundheit führen von Atemwegserkrankungen über Herz- Kreislauf Krankheiten bis hin zur krebserregenden Wirkung. Entscheidend dabei ist die Konzentration und Dauer der man einem Schwermetall ausgesetzt ist. Da es für die meisten Schwermetalle nicht möglich ist eine Grenzkonzentration anzugeben, ab der das Schwermetall keinerlei Auswirkungen auf den menschlichen Organismus hat, muss es das Ziel sein Schwermetallemissionen zu unterbinden beziehungsweise sie in so geringem Ausmaß wie nur möglich zu halten. Genau das wird auch in den Regelungen der Europäischen Richtlinie (siehe Kapitel 2.2.4) versucht zu erreichen. In Ausnahmefällen wie zum Beispiel bei Kupfer benötigt der menschliche Körper geringe Mengen des Schwermetalls, hohe Dosen von Kupfer führen jedoch auch zu Schäden der Gesundheit.

Das Risiko, dass eine bestimmte Konzentration eines bestimmten Schwermetalls zu einer Krebserkrankung führt wird in einer Studie der World Health Organization (WHO) durch lineare Extrapolation ermittelt und als Einheits- Risiko angegeben. Dieses inkrementelle Einheits- Risiko ist definiert als das zusätzliche Risiko das durch einen Luftschadstoff verursacht wird wenn ein Mensch von Geburt an einer Konzentration von 1 µg/m³ des jeweiligen Schadstoffes ausgesetzt ist (WHO, 2000).

Tabelle 3: Auswirkungen der Schwermetalle (WHO, 2000) (Järup, 2003)

Schadstoff	Auswirkungen	karzinogen?	Einheits- Risiko
Arsen	Erkrankungen Herz Kreislauf Systems, Nervensystems, Lunge	JA	1,5 x 10 ⁻³
Kadmium	Nierenschäden bis hin zu Nierenkrebs, Lungenschäden	JA	-
Chrom VI	Magen- Darm Erkrankungen, Schädigung der Atemwege	JA	-
Kupfer	Atemwegserkrankungen, Hauterkrankungen	nicht nachgewiesen	-
Nickel	Hauterkrankungen, Atemwegserkrankungen	JA	3,8 x 10 ⁻⁴
Blei	Unterleibserkrankungen bis hin zu Schäden des Gehirns	nicht eindeutig	-
Antimon	Erkrankungen von Haut, Augen und Lungen	nicht eindeutig	-

2.2.3 Quellen der Schwermetallemissionen

In der Natur kommen Schwermetalle nur in Spuren und in sehr geringen Konzentrationen vor. Sie können in Böden, Grundwasser und Umgebungsluft auftreten. Die verkehrsbedingten Quellen für Schwermetallemissionen lassen sich unterscheiden in exhaust Emissionen (Schwermetallemissionen im Abgas des Verbrennungsmotors) und non- exhaust Emissionen (Schwermetallemissionen welche vom Verkehr erzeugt werden, aber nicht auf das Abgas zurückzuführen sind).

Die Zuordnung der Schadstoffe, in diesem Fall der einzelnen Schwermetalle, zu den Quellen von denen sie emittiert wurden, erweist sich als äußerst schwierig. Dazu wird versucht für die einzelnen Quellen ein charakteristisches Element zu finden oder auch ein charakteristisches Verhältnis der Konzentrationen zweier oder mehrerer Schwermetalle (sogenannte Fingerprints). Diese, für eine bestimmte Emissionsquelle, charakteristischen Elemente werden als **Tracer** bezeichnet.

In den folgenden beiden Unterkapiteln werden die Schwermetall- emittierenden Prozesse im Straßenverkehr analysiert und es wird versucht Tracer Elemente anzugeben.

2.2.3.1 Verbrennungsbedingte Emissionen

Das Schwermetall das früher im Abgas der motorischen Verbrennung hauptsächlich vorkam ist Blei. Hauptgrund dafür war der Einsatz von Blei als Klopfreduktionsmittel in den Verbrennungsmotoren. Mittlerweile wurde bleifreies Benzin eingeführt und hat sich größtenteils global durchgesetzt.

Die Einführung des unverbleiten Benzins startete in den Siebzigern des vergangenen Jahrhunderts, auf Grund der Erfindung des Katalysators, welcher von Blei zerstört wird, sowie der Erkenntnis das Blei enorm gesundheitsschädlich für den Menschen ist. Ab diesem Zeitpunkt begannen viele Länder nach und nach den Bleigehalt in Treibstoffen auf ein Minimum zu begrenzen. Österreich hat bleifreies Benzin im Jahr 1995 eingeführt. In der

gesamten Europäischen Union wurde verbleiteter Kraftstoff im Jahre 2000 verboten. Laut einer Studie die 2009 (UNEP, 2009) durchgeführt wurde, verwenden mittlerweile nur mehr vereinzelte Länder verbleites Benzin in Verbrennungsmotoren. Das unterstreicht, dass unverbleites Benzin sich mittlerweile global durchgesetzt hat. Welche Länder noch verbleites Benzin im Einsatz haben, ist in Abbildung 9 dargestellt.

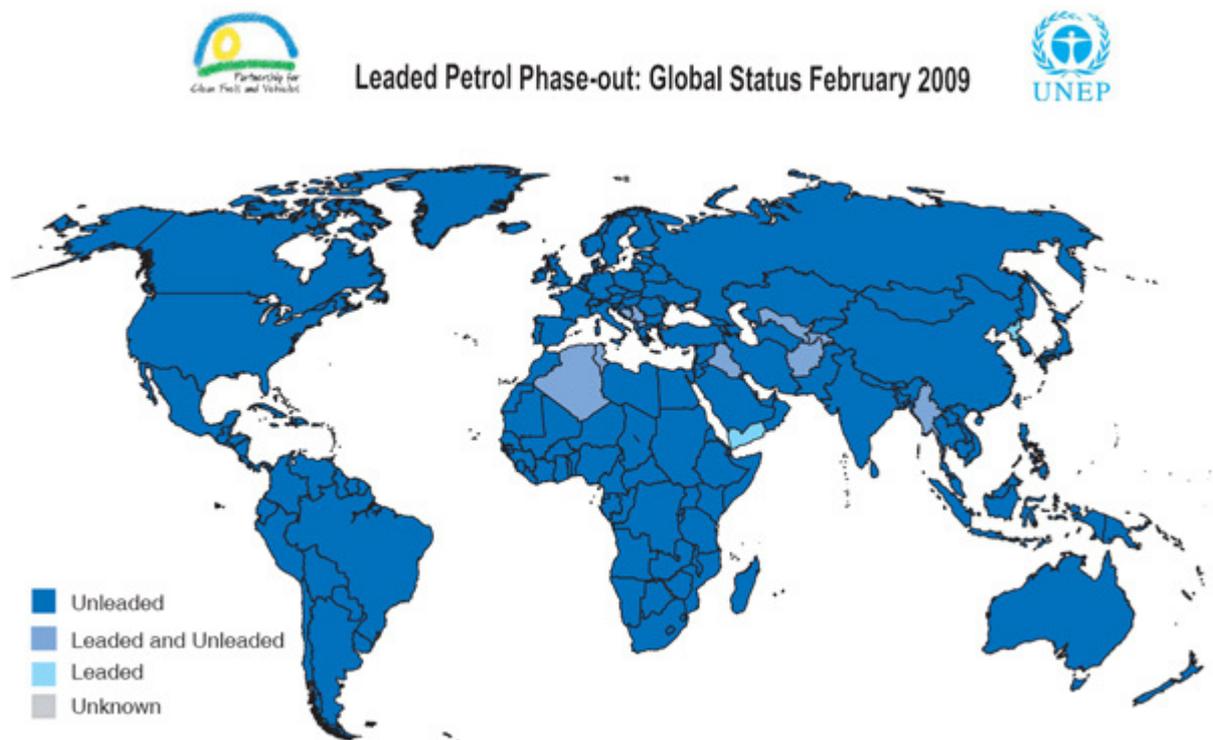


Abbildung 9: Verwendung von Blei im Kraftstoff (UNEP, 2009)

2.2.3.2 Non- Exhaust Partikelemissionen

Die Quellen der Partikelemissionen, in weiterer Folge auch jene der Schwermetallemissionen, die nicht auf die motorische Verbrennung zurückzuführen sind, setzen sich aus Reifenabrieb, Bremsabrieb, Straßenbelagsabrieb, Kupplungsabrieb und Wiederaufwirbelung von Straßenstaub zusammen. Für jede dieser Quellen gibt es typische Schwermetalle die emittiert werden, sogenannte Tracer Elemente. Da ein paar Schwermetalle aber von mehreren der angeführten Quellen emittiert werden, ist es nicht eindeutig möglich alle Schwermetalle eindeutig einer einzigen Quelle zuzuordnen.

Reifenabrieb

Einen wesentlichen Anteil an den non exhaust Partikelemissionen, hat im Verkehr der Reifenabrieb. Dieser Abrieb kommt auf Grund der Reibung zwischen Straßenbelag und Reifen zustande, wovon sich ein Teil in der Luft verbreitet und der Rest sich vorerst auf der Straße absetzt. Die Eigenschaften dieser so erzeugten Partikel hängen von mehreren Einflussfaktoren ab. Die Beschaffenheit der Straße, die Zusammensetzung der Reifen aber auch das Fahrverhalten sind die Wichtigsten davon. Die Straßenbeschaffenheit beeinflusst vor allem Menge und Größe der emittierten Partikel, das Fahrverhalten hat ebenfalls großen Einfluss auf die emittierte Partikelmenge auf Grund von Reifenabrieb. Die Zusammensetzung der Reifen ist maßgebend für die chemische Zusammensetzung der Reifenabrieb- Partikel. Der Hauptanteil an den Reifenbestandteilen sind organische Stoffe, aber einen nicht unwesentlichen Anteil, in etwa 10 Prozent, bilden anorganische Stoffe. Unter anderem sind einige Schwermetalle enthalten. Dazu gehört vor allem Kupfer, aber auch Kadmium und Blei,

diese jedoch in sehr geringen Mengen (Thorpe & Harrison, 2008).

Bremsabrieb

Da der Bremsvorgang über Reibung zwischen den Bremsbelägen und der Bremsscheibe realisiert wird, kommt es dabei auf Grund von Abrieb zur Emission von Partikeln welche zu einem großen Teil aus Metallen bestehen. Die Bestandteile des Bremsabriebs sind vor allem von der Zusammensetzung der Bremsbeläge abhängig. Außerdem hat auch der Fahrmodus wesentlichen Einfluss auf das Ausmaß der Partikelemissionen. So hat der Bremsabrieb bei Konstantfahrten, wie etwa auf Autobahnen, einen geringeren Anteil an den non-exhaust Partikelemissionen im Straßenverkehr als etwa im Stadtverkehr, wo durch das ständige Anfahren und Bremsen deutlich mehr Bremsvorgänge anfallen.

Insgesamt hat der Bremsabrieb wesentlichen Anteil an den non- exhaust Emissionen im Straßenverkehr. Die bedeutendsten Schwermetalle die im Bremsstaub vorkommen sind Kupfer und auch Antimon. Zu geringeren Anteilen kommen auch Blei, Nickel und Kadmium vor. Die Tatsache, dass die Zusammensetzung der Bremsbeläge stark abhängig vom Hersteller ist macht die Zuordnung der non- exhaust Emissionen zur Quelle deutlich schwieriger (Thorpe & Harrison, 2008).

Straßenabrieb

Wie schon beim Reifenabrieb beschrieben, kommt es in der Kontaktfläche zwischen den Rädern und dem Straßenbelag zu einer Reibung. Durch diese Reibung entsteht einerseits Abrieb bei den Reifen aber auch ein Abrieb des Straßenbelags. Die Eigenschaften dieser Partikel, welche vom Abrieb des Straßenbelags stammen, hängen von der chemischen Zusammensetzung der Straße ab.

Die wesentlichen Bestandteile des Straßenbelags sind Gesteine unterschiedlicher Korngrößen, Bitumen, das klebende und abdichtende Eigenschaften aufweist, sowie auch Modifikatoren wie Füller und weitere Klebstoffe. Teilweise sind auch geringe Anteile an Schwermetallen enthalten. So kommen in geringen Dosen Vanadium, Nickel, Eisen, Mangan und Kalzium vor (Thorpe & Harrison, 2008).

Kupplungsabrieb

Auch beim Betätigen der Kupplung kommt es auf Grund von Reibung zu einem Abrieb. Da die Kupplungen sich aber in einem geschlossenen Gehäuse befinden, spielt der Anteil der Partikel welche auf Grund des Kupplungsvorgangs entstehen kaum eine Rolle.

Straßenstaub

Zusätzlich zu den bereits beschriebenen Quellen für Staubemissionen im Straßenverkehr spielt auch die Wiederaufwirbelung eine Rolle. Es wird der Staub, der sich auf der Straße abgelagert hat, auf Grund des Verkehrs wieder in die Luft aufgewirbelt. Dieser Straßenstaub besteht im Winter aus Teilen des Enteisungssalzes oder auch der Splitstreuung sowie aus Partikeln auf Grund der motorischen Verbrennung und Partikel der non- exhaust Quellen im Straßenverkehr.

2.2.4 Gesetzliche Grenzwerte für Schwermetalle

Für Schwermetalle gibt es EU- Richtlinien die die Vorgangsweise der Mitgliedsstaaten im Umgang mit Schwermetallgrenzwerten vorschreiben. Die aktuell gültige Richtlinie ist die Richtlinie 2004/107/EG, in der jedoch keine Grenzwerte festgelegt sind, sondern lediglich vorgegeben wird auf welche Stoffe in welcher Art und Weise zu achten ist. Im, schon erwähnten IG- L, welches die österreichische Umsetzung der EU- Richtlinie ist, sind einige Schwermetallimmissionen mit Zielwerten versehen. Es gibt Grenzwerte für Blei in der PM₁₀ Fraktion, sowie für die Konzentrationen im Staubbiederschlag für Blei und Kadmium. Unter Staubbiederschlag wird der zu Boden sinkende Anteil des Staubs verstanden. Dieser ist

deswegen von Bedeutung, weil die Inhaltsstoffe vom Boden und in weiterer Folge Pflanzen sowie vom Grundwasser aufgenommen werden, und somit auch in weiterer Folge den Menschen beeinflussen. Zielwerte gibt es für den Gesamtgehalt in der PM₁₀ Fraktion für Arsen, Kadmium und Nickel, Alle diese angesprochenen Werte beziehen sich auf den Jahresmittelwert. Die Einheit der Zielwerte für den Staubbiederschlag ist Milligramm pro Quadratmeter und Tag (mg/m²*d), die Einheit für die Schwermetalle in der PM₁₀ Fraktion ist Nanogramm je Kubikmeter. Dargestellt sind diese Werte in Tabelle 4.

Tabelle 4: Bestimmungen für Schwermetalle im IG- L in Österreich

Schadstoff	Wert	Einheit
Blei im Staubbiederschlag	0,1 ¹⁾	[mg/m ² *d]
Kadmium im Staubbiederschlag	0,002 ¹⁾	[mg/m ² *d]
Arsen – PM ₁₀ Fraktion	6 ²⁾	[ng/m ³]
Kadmium – PM ₁₀ Fraktion	5 ²⁾	[ng/m ³]
Nickel – PM ₁₀ Fraktion	20 ²⁾	[ng/m ³]
Blei – PM ₁₀ Fraktion	500 ¹⁾	[ng/m ³]

1) Grenzwert

2) Zielwert

Im Gegensatz zu den Partikelemissionen gibt es für Schwermetalle keine Grenzwerte für die Konzentrationen im Abgas des Verbrennungsmotors.

2.2.5 Aktuelle Schwermetallbelastung in Österreich

Aktuell werden in Österreich Messungen für Blei, Kadmium, Arsen und Nickel durchgeführt, was genau den Schwermetallen entspricht die im IG- L mit Grenzwerten beziehungsweise Zielwerten versehen sind.

Zur Kontrolle der Bleiimmissionen gibt es in Österreich 14 Messstellen. Der laut gesetzlicher Regelung geltende Grenzwert für den Jahresmittelwert von 500 ng/m³ wurde 2012 an allen Messstellen eingehalten. Das Maximum betrug in diesem Jahr 170 ng/m³. Die Spitzenwerte wurden ausnahmslos in Industriegebieten gefunden. Seit der Einführung des verbleiten Benzins spielt der Verkehr nur noch eine untergeordnete Rolle bezüglich Bleiimmissionen (Spangl & Nagl, 2013).

Kadmium, wird an 15 Messstellen in Österreich überwacht. Es wird als Konzentration der PM₁₀ Fraktion gemessen. Der gültige Grenzwert von 5 ng/m³ wurde im Jahr 2012 an allen Messstellen eingehalten, wobei das Maximum 1,6 ng/m³ betrug (Spangl & Nagl, 2013).

Für Arsen gibt es in Österreich 14 Messstellen zur Überwachung der Konzentrationen. Die besondere Brisanz bei Arsen kommt dadurch zustande, dass für die nachgewiesene krebserregende Wirkung kein Schwellenwert angegeben werden kann, unter dem es diese Wirkung nicht hat. Somit ist es erstrebenswert Arsenemissionen bestmöglich zu unterbinden. Der vom IG- L angegebene Zielwert des Jahresmittelwerts von 6 ng/m³ wurde 2012 an allen Messstellen eingehalten. Der Maximalwert lag bei 2,7 ng/m³ (Spangl & Nagl, 2013).

Auch für Nickel gilt dasselbe wie für Arsen. Es kann kein Schwellenwert definiert werden unter dem die krebserregende Wirkung nicht zur Geltung kommt. In Österreich wird zur

Überwachung der Immissionskonzentrationen an 14 Stellen die Nickel Konzentration gemessen. Der aktuelle Grenzwert liegt bei 20 ng/m³. Dieser wurde im Jahr 2012 an keiner dieser Messstellen überschritten. Der maximal erreichte Jahresmittelwert für Nickel lag bei 10 ng/m³, was 50% des Grenzwerts darstellt (Spangl & Nagl, 2013).

Für die zusätzlich in dieser Arbeit in Betracht gezogenen Schwermetalle, wie Kupfer, Antimon und Chrom, gibt es keine regelmäßigen Überwachungen in Österreich.

2.3 Literaturstudie – Emissionsfaktoren für Schwermetalle

Es wurden bereits in der Vergangenheit Studien durchgeführt, um Emissionsfaktoren zu ermitteln. Dabei wurden unterschiedliche Messstrecken und Messmethoden eingesetzt. Anzumerken ist, dass für Schwermetalle im Verkehr in den letzten Jahren nicht sehr viel Forschungsarbeit betrieben wurde und es aus diesem Grund nur begrenzt möglich ist Vergleichswerte in der Literatur zu finden.

Um die aus der Messung erhaltenen Ergebnisse vergleichen zu können, werden in diesem Kapitel Emissionsfaktoren für Schwermetalle aus der Literatur dargestellt und analysiert. Entscheidende Faktoren für eine gute Vergleichbarkeit sind möglichst ähnliche Rahmenbedingungen bei der Messung. Dazu gehören die Messstrecke, die im vorliegenden Fall ein Tunnel darstellt, das Jahr in dem es durchgeführt wurde, da die Fahrzeuge laufend verbessert werden hinsichtlich Emissionen, und auch das Land in dem es durchgeführt (Klimaeinflüsse) wurde.

In Tabelle 5 sind Emissionsfaktoren aus verschiedenen Studien dargestellt. Sämtliche Werte in dieser Tabelle sind in Mikrogramm je Fahrzeug und Kilometer angegeben. Es sind teilweise sehr große Unterschiede zwischen den Ergebnissen der einzelnen Studien ersichtlich. Aus diesem Grund werden die Rahmenbedingungen und Vorgehensweisen der verschiedenen Studien genauer betrachtet um die Differenzen in den Ergebnissen begründen zu können.

Tabelle 5: Emissionsfaktoren aus anderen Studien

[µg/km]	As	Cd	Cr	Cu	Ni	Pb	Sb
1) Road traffic emission factors for heavy metals	-	-	41	542	6,5	41	144
2) Metal emissions from road traffic and the influence of resuspension - results from 2 tunnel studies – Lundby	-	0,244±0,045	-	147±32	-	35,1±13,6	50,8±14,2
2) Metal emissions from road traffic and the influence of resuspension - results from 2 tunnel studies - Tingstad	-	0,289±0,147	-	172±37	-	36,9±7,7	31,8±11,6
3) Particulate Emission Rates from In-Use High-Emitting Vehicles Recruited in Orange County, California	-	1,55	12,3	19,32	10,32	99,92	2,92
4) On- Road Particulate Matter (PM _{2,5} and PM ₁₀) Emissions in the Sepulveda Tunnel, Los Angeles, California	10±50	20±220	20±60	530±60	10±20	80±40	220±300
5) Particulate emissions from on road vehicles in the Kaisermühlentunnel	-	-	-	30±20,2	1,8±2,1	9,5±6,7	-
6) Estimation of atmospheric trace metal emissions in Vilnius City, Lithuania	-	-	-	98±12	-	19±3	-

1) (Johansson, et al., 2009)

2) (Sternbeck, et al., 2002)

3) (Cadle, et al., 1997)

4) (Gillies, et al., 2001)

5) (Laschober, et al., 2004)

6) (Valiulis, et al., 2002)

In der Studie „Road traffic emission factors for heavy metals“ (Johansson, et al., 2009) wurde die Schwermetallmessung in einer Straßenschlucht und am Stadtrand in Stockholm durchgeführt. Die Messungen fanden den Jahren 2003 und 2004 statt. Die Besonderheit, welche bei der Verwendung dieser Ergebnisse zu beachten ist, liegt in den besonders tiefen Temperaturen in Schweden, wodurch der Asphalt eine andere Zusammensetzung als in Zentraleuropa hat. Weiters ist auch die Verwendung von Spikes in den Reifen stark verbreitet.

Die unter der Studie „Metal emissions from road traffic and the influence of resuspension - results from 2 tunnel studies“ angeführten Ergebnisse wurden aus Messungen in zwei Tunnel in Göteborg, Schweden gewonnen (Sternbeck, et al., 2002). Die Ermittlung der Schwermetalle erfolgte in dieser Arbeit aus der Menge TSP. Der Schwerverkehrsanteil in dieser Studie lag im Durchschnitt bei 10 Prozent im Lundby Tunnel beziehungsweise 14 Prozent im Tingstad Tunnel. Wiederum sind die besonderen Gegebenheiten in Nordeuropa zu beachten.

Eine im Jahr 1995 durchgeführte Messung an den Rändern zwei stark befahrener Straßen in

Kalifornien führte zu den Ergebnissen der Studie „Particulate Emission Rates from In-Use High-Emitting Vehicles Recruited in Orange County, California“ (Cadle, et al., 1997). Die Vergleichbarkeit der Ergebnisse dieser Studie mit den Ergebnissen der vorliegenden Arbeit ist aus mehreren Gründen stark eingeschränkt. Einerseits sind die Bestimmungen hinsichtlich Emissionen von Fahrzeugen in den USA und in Europa deutlich unterschiedlich, weiters gibt es zu diesem Zeitpunkt auch noch Benzinmotoren im Schwerverkehr in den USA und Dieselmotoren in PKW waren kaum noch im Einsatz. Auch generelle Entwicklungen im Verkehr seit 1995 lassen einen Vergleich mit Emissionen im Jahr 2013 kaum zu.

Die Studie „On- Road Particulate Matter (PM_{2,5} and PM₁₀) Emissions in the Sepulveda Tunnel, Los Angeles, California“ (Gillies, et al., 2001) präsentiert die Ergebnisse einer Messung in einem Tunnel in Los Angeles, Kalifornien. Durchgeführt wurde diese im Jahr 1996. Der Schwerverkehrsanteil lag im Durchschnitt bei etwa drei Prozent. Die Schwermetalle wurden in der Menge PM₁₀ bestimmt. Wiederum sind, die zuvor beschriebenen, besonderen Gegebenheiten im Straßenverkehr der USA bei der Betrachtung dieser Ergebnisse zu beachten.

Eine im Jahr 2002 durchgeführte Tunnelmessung in Österreich „Particulate emissions from on road vehicles in the Kaisermühlentunnel“ (Laschober, et al., 2004) wurde in einem stark befahrenen Autobahntunnel in Wien durchgeführt. Die Schwermetalle wurden in der PM₁₀ Fraktion bestimmt. Diese Messung erfolgte im Jahr 2002 und ist auf Grund der ähnlichen Rahmenbedingung mit der vorliegenden Arbeit gut zum Vergleich geeignet. Eine Einschränkung der Vergleichbarkeit der Ergebnisse stellt lediglich das Durchführungsjahr dar.

Auch in Litauen, in Vilnius wurde eine Studie bezüglich straßenverkehrsbezogener Schwermetallemissionen durchgeführt. Der Titel der Arbeit lautet „Estimation of atmospheric trace metal emissions in Vilnius City, Lithuania (Valiulis, et al., 2002). Es erfolgten im Jahr 1999 beziehungsweise 2000 Messungen in einem Straßenverkehrstunnel, aus den erhaltenen Messdaten wurden auf Emissionsfaktoren abgeleitet.

Wie die oben dargestellte Liste an durchgeführten Studien bezüglich Schwermetallemissionen im Straßenverkehr zeigt, wurde noch nicht sehr viel Forschungsarbeit zu dieser Thematik betrieben. Auf Grund der deutlichen Unterschiede in den Rahmenbedingungen der Messungen der einzelnen Studien ist ein Vergleich kaum möglich. Das wird auch an den großen Unterschieden zwischen den Emissionsfaktoren der verschiedenen Arbeiten deutlich. Außerdem ist keine Studie zu finden, in der Emissionsfaktoren für PKW und LKW getrennt vorliegen.

2.4 Emissionsmodelle

Um einen weiteren Vergleich mit den abgeleiteten Emissionsfaktoren der Tunnelmessung durchführen zu können wurde mit dem Emissionsmodell NEMO (NEMO, 2012) und dem Handbuch für Emissionsfaktoren (HBEFA3.1, 2010) die vorliegende Fahrsituation simuliert.

2.4.1 Network Emission Model

Das Network Emission Model (NEMO, 2012) kombiniert eine detaillierte flexible Simulation der Fahrzeugflottenzusammensetzung mit einer Simulation der Fahrzeugemissionen und wird zur Abschätzung der Emissionen in Straßenverkehrsnetzwerken angewendet. Unter Anwendung dieses Modells kann auch der Einfluss des Fahrverhaltens auf die Fahrzeugemissionen berücksichtigt werden.

Input für die Berechnung sind eine Beschreibung der Fahrsituation, wie im vorliegenden Fall eine Autobahn mit einer Geschwindigkeitsbeschränkung von 100 km/h, das Verkehrsaufkommen und der Anteil des Schwerlastverkehrs am Gesamtverkehr, sowie auch die Neigung der Straße im untersuchten Bereich. Die Neigung im Plabutschunnel beträgt bis

zur Mitte des Tunnels +1 % und ab der Mitte des Tunnels -1%. Aus diesem Grund wurde jeweils eine Berechnung für die jeweilige Steigung durchgeführt und aliquot nach Streckenanteil wurden die Ergebnisse zusammengefasst. Außerdem muss das Jahr, für das die Berechnung durchgeführt wird, angegeben werden, da abhängig davon die Flottenzusammensetzung modelliert wird.

In Tabelle 6 ist ein Teil der Input Datei für die NEMO Berechnung der Emissionen im Plabutschtunnel dargestellt. Das Kürzel *AB_100* definiert die vorliegende Geschwindigkeitsbeschränkung im Tunnel und das es eine Autobahn ist. Außerdem werden das Bezugsjahr, die Länge des Straßenabschnitts, die Steigung, das Verkehrsaufkommen (*Fahrzeuge*, mit 1000 multipliziert) und der zugehörige Schwerverkehrsanteil (*Ant. SNF*) angegeben. Auf diese Art und Weise wurden für sämtliche Datensätze, die für das Verkehrsaufkommen vorlagen (Minutenwerte), Inputdatensätze generiert welche mit der *Datensatznummer* identifiziert werden können.

Tabelle 6: Ausschnitt einer NEMO Input Datei mit den wesentlichsten Parametern

		Straßennetzdaten Modell NEMO				
		Version 2_0				
		Bezugsjahr				
		2013				
Kürzel VS	Datensatznummer	Straßenname	L [km]	Stg [%]	Fahrzeuge	Ant. SNF
AB_100	1	Plabutschtunnel	7,18	1	8000	0,25
AB_100	2	Plabutschtunnel	7,18	1	9000	0,00
AB_100	3	Plabutschtunnel	7,18	1	13000	0,08
AB_100	4	Plabutschtunnel	7,18	1	7000	0,00
AB_100	5	Plabutschtunnel	7,18	1	13000	0,23
AB_100	6	Plabutschtunnel	7,18	1	7000	0,14
AB_100	7	Plabutschtunnel	7,18	1	8000	0,25
AB_100	8	Plabutschtunnel	7,18	1	1000	0,00
AB_100	9	Plabutschtunnel	7,18	1	4000	0,00
AB_100	10	Plabutschtunnel	7,18	1	16000	0,19

Als Ergebnis der NEMO- Berechnung erhält man für eine festgelegte Schadstoffpalette die Emissionen der angegebenen Fahrzeugflotte für die angegebene Fahrsituation in Gramm je Kilometer und Stunde. Da die Berechnung auf Basis eines Tages durchgeführt wird, ist das Ergebnis mit 24 zu multiplizieren, um die Emissionen in Gramm (anstatt Kilogramm auf Grund der Multiplikation der Fahrzeuganzahl mit 1000 in der Inputdatei) pro Kilometer zu erhalten. Dargestellt ist der für den vorliegenden Fall benötigte Teil einer NEMO Berechnung in Tabelle 7. Es ist ersichtlich, dass für die PM10 Emissionen er exhaust Anteil und der non-exhaust Anteil getrennt ausgewiesen werden. Über die *Datensatznummer* können die Ergebnisse dem entsprechendem Input Datensatz zugewiesen werden.

Tabelle 7: Ausschnitt aus einer Ergebnisdatei einer NEMO Berechnung

Datensatznummer	NO _x	PM ₁₀ Exhaust	PM ₁₀ NonExhaust	CO ₂
[-]	[g/(km*h)]	[g/(km*h)]	[g/(km*h)]	[g/(km*h)]
1	0,377	0,008	0,022	88,120
2	0,175	0,005	0,008	50,724
3	0,363	0,010	0,019	94,784
4	0,136	0,004	0,006	39,452
5	0,585	0,013	0,034	137,816
6	0,247	0,006	0,014	60,968
7	0,377	0,008	0,022	88,120
8	0,019	0,001	0,001	5,636
9	0,078	0,002	0,004	22,544
10	0,643	0,015	0,037	154,724

2.4.2 Handbuch für Emissionsfaktoren

Um einen Vergleich mit dem Handbuch für Emissionsfaktoren machen zu können, mussten zuerst die Emissionsfaktoren für den bestehenden Fall berechnet werden. Da es nur möglich ist die Steigung im Handbuch für Emissionsfaktoren (HBEFA3.1, 2010) in 2 Prozent Schritten anzugeben, wurden zuerst die Emissionsfaktoren für -2, 0 und +2 Prozent berechnet. Danach wurden mittels linearer Interpolation die Werte für +1 Prozent und -1 Prozent berechnet und in weiterer Folge über die Länge der 1 prozentigen Steigung beziehungsweise der Länge des 1 prozentigen Gefälles die gewichteten Emissionsfaktoren bestimmt. Die daraus erhaltenen Ergebnisse sind in Tabelle 8 ersichtlich.

Tabelle 8: Emissionsfaktoren aus dem Handbuch für Emissionsfaktoren (HBEFA 3.1)

Länge +1%	3548	[m]					
Länge -1%	3632	[m]					
Gesamtlänge	7180	[m]					
Steigung		-2%	0	2%	HBEFA 3.1		
					linear interpoliert		
					-1%	1%	gewichtet
NO_x	PKW	0.14000	0.26000	0.43000	0.20000	0.34500	0.27165
	LKW	0.59000	2.02000	3.73000	1.30500	2.87500	2.08082
PM₁₀	PKW	0.00380	0.00570	0.00880	0.00475	0.00725	0.00599
	LKW	0.00290	0.02800	0.03900	0.01545	0.03350	0.02437

3 Experimentelle Untersuchungen

Als Basis für die Untersuchungen in der vorliegenden Arbeit wurde eine Tunnelmessung verwendet, welche im Zuge eines, vom Bundesministerium für Verkehr, Innovation und Technologie (BMVIT), beauftragten Projekts über das Institut für Verkehr und Umwelt der Technischen Universität Graz durchgeführt wurde. Ausgehend vom Datenkollektiv dieser Messung wurden in weiterer Folge Emissionsfaktoren für durch den Verkehr emittierte Schadstoffe abgeleitet. Zusätzlich zur Schwermetallmessung wurden auch Messungen für PM₁₀, CO₂, NO_x sowie auch PM_{2,5} und Ruß durchgeführt. Außerdem wurde die aktuell durchgeführte Messung von NO_x und PM₁₀ mit einer aus dem Jahr 2012 (Hinterhofer, 2014) verglichen.

In den nachfolgenden Kapiteln werden die Tunnelauswahl der Messaufbau und die Vorgehensweise zur Bestimmung der Emissionsfaktoren beschrieben.

3.1 Tunnelauswahl

Um für die Schwermetalle sinnvolle Ergebnisse zu erhalten war es wichtig eine Messstrecke zu wählen, entlang der der Konzentrationsunterschied des jeweiligen Schadstoffes ausreichend hoch ist, um über der Nachweisgrenze zu liegen. Es wurde eine Tunnelmessung gewählt. Messungen in Verkehrstunnel haben den Vorteil, dass man die Schadstoffhöhung innerhalb der Tunnelanlage eindeutig dem Verkehr zuweisen kann, sofern eine Differenzmessung durchgeführt wird.

Ausgewählt wurde der Plabutschunnel, welcher sich in Graz (siehe Abbildung 10) befindet. Es gibt getrennte Röhren für beide Fahrtrichtungen und die Schadstoffe werden entweder vom Schub durch die Fahrzeuge oder durch ein Querlüftungssystem aus dem Tunnel abtransportiert. Im Fall des Plabutschunnels wird die Querlüftung nur in Notfällen aktiviert, da im Normalfall auf Grund des hohen Verkehrsaufkommens die Längsströmung zur Lüftung ausreicht. Als besonders günstig erweist dieser Tunnel sich, weil es durch die enorme Länge von rund 10 Kilometern zu einer hohen Schadstoffanreicherung zwischen Tunneleingang und Tunnelausgang kommt, was einen entscheidenden Faktor für die Schwermetallmessung darstellt. Ein weiterer wichtiger Faktor für ausreichende Schadstoffhöhung im Tunnel ist ein hohes Verkehrsaufkommen. Im Fall des Plabutschunnels ist es mit einer durchschnittlichen täglichen Fahrzeuganzahl von rund 30000 gegeben.

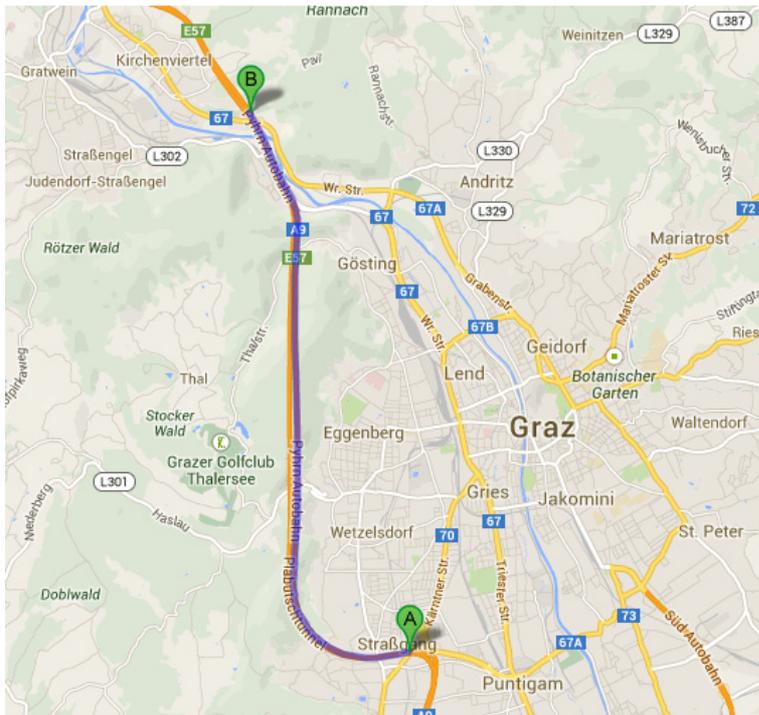


Abbildung 10: Karte mit Markierung der Oströhre des Plabutschtunnels (Google)

Die Fahrsituation im Plabutschtunnel ist geprägt von einem sehr gleichmäßigen Geschwindigkeitsprofil. Es ist eine Geschwindigkeit von 100 km/h erlaubt, welche auch mittels „Section Control“ überwacht wird. Dadurch kann man davon ausgehen, dass es nur sehr wenige Geschwindigkeitsüberschreitungen gibt. In Kombination mit der Streckenführung erzwingt die Fahrsituation nur sehr wenige Beschleunigungs- und Bremsvorgänge.

3.2 Messaufbau

Die Messungen fanden in der Oströhre des Plabutschtunnels statt, welche eine Gesamtlänge von 9919 Metern aufweist. Sie leitet den Verkehr von Graz in Richtung Norden (siehe Abbildung 10). Die notwendigen Messgeräte wurden in zwei Pannenbuchten positioniert.

Um die Emissionen dem Verkehr zuweisen zu können wurde eine Differenzmessung durchgeführt. Dazu wurde die Konzentration am Tunneleingang von der Konzentration am Ausgang des Tunnels abgezogen. Es wurde einerseits in der Pannenbucht 17 (PB17), welche sich gleich nach Tunneleinfahrt befindet, gemessen und eine weitere Messung erfolgte in Pannenbucht 1 (PB1), welche kurz vor der Tunnelausfahrt ist (siehe Abbildung 11). Zusätzlich zu den durchgeführten Messungen in den Pannenbuchten wurden auch die Verkehrsdaten von einer offiziellen ASFINAG Verkehrszählstelle verwendet. Die Position dieser Messstelle ist ebenfalls in Abbildung 11 ersichtlich.

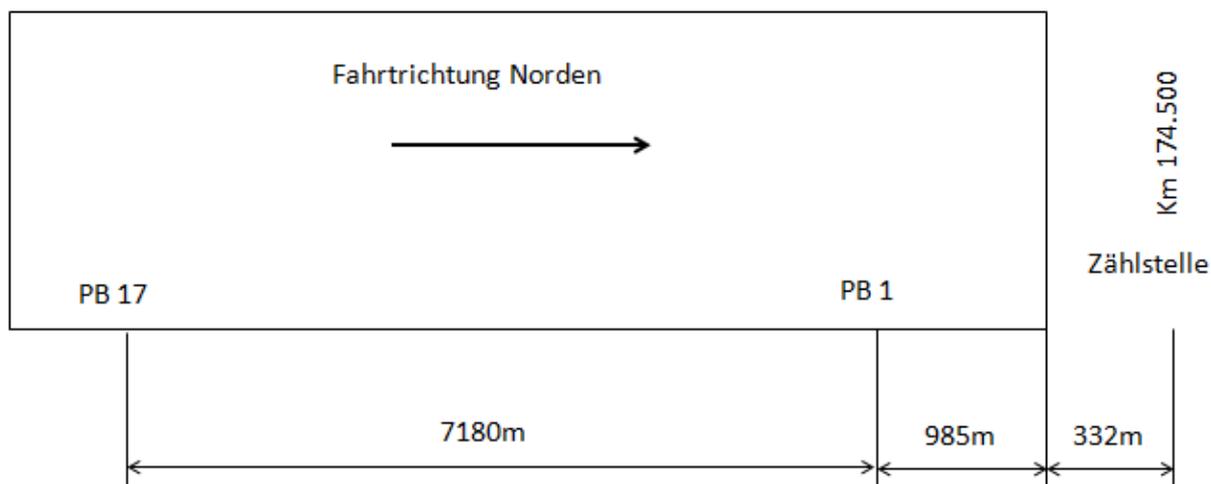


Abbildung 11: Schematische Darstellung der Anordnung der Messgeräte während der Messungen im Jahr 2013

Die verwendeten Messgeräte für die Messung der einzelnen Schadstoffe, welche für die Auswertung notwendig waren, sind in Tabelle 9 angeführt. Zusätzlich wird dargestellt in welcher Pannenbucht die Messgeräte zur Verwendung kamen und wo die Erklärung des zugehörigen Messprinzipes zu finden ist.

Tabelle 9: Verwendete Messgeräte

Pannenbucht	Schadstoff	Messgerät	Messprinzip
1 + 17	PM10	Sharp 5030	Kapitel 3.3.1
1	NOx	API 200 A	Kapitel 3.3.5
1	CO2	Horiba	Kapitel 3.3.4
1	Ruß	5012 MAAP	Kapitel 3.3.3
1	PM2,5	TEOM FDMS	Kapitel 3.3.2
1 + 17	Schwermetalle	DIGITEL	Kapitel 3.3.6
17	NOx	Thermo 42i	Kapitel 3.3.5
17	CO2	Maihak	Kapitel 3.3.4

In den Bildern der Abbildung 12 ist der Aufbau im Tunnel abgebildet. Es wurden Messcontainer, in denen ein Teil der Messgeräte verbaut war, verwendet. Zusätzlich wurden die DIGITEL Geräte, welche zur Schwermetallmessung verwendet wurden, daneben positioniert.



Abbildung 12: Verwendete Messcontainer und DIGITEL der Messung 2013

3.3 Messgeräte – Messprinzipien

3.3.1 Partikelmessung mittels SHARP 5030

Das zur PM₁₀ Messung eingesetzte Messgerät SHARP 5030 verwendet die Messprinzipien der Aerosol Lichtstreuung und der Betaabschwächung parallel. Die Ergebnisse der Aerosol Lichtstreuung werden mit jener der Betaabschwächung abgestimmt und korrigiert.

Aerosol- Lichtstreuung (Nephelometrie)

Das Nephelometer ist ein optisches Messgerät, das die Streuung von Licht an Aerosolen (Partikeln) zur Bestimmung der Aerosolkonzentration bestimmt. Es besteht ein linearer Zusammenhang zwischen dem gestreuten Licht und der Partikelkonzentration, welcher bei der Messung ausgenutzt wird. Im Falle des Messgeräts Sharp 5030 wird ein Minutenmittelwert der Aerosol- Lichtstreuungsmessung gebildet.

Mit Hilfe einer Lichtquelle wird beim Nephelometer das Aerosol bestrahlt und das von den Partikeln gestreute Licht von einem Detektor gemessen (siehe Abbildung 13). Die Ermittlung von Konzentrationen einer bestimmten Substanz in den Aerosolen, wie etwa Ruß, ist mit diesem Verfahren nicht möglich. Wie gut die Konzentrationsbestimmung der Partikel möglich ist hängt von der Partikelgröße ab (Nalpantidis, 2009).

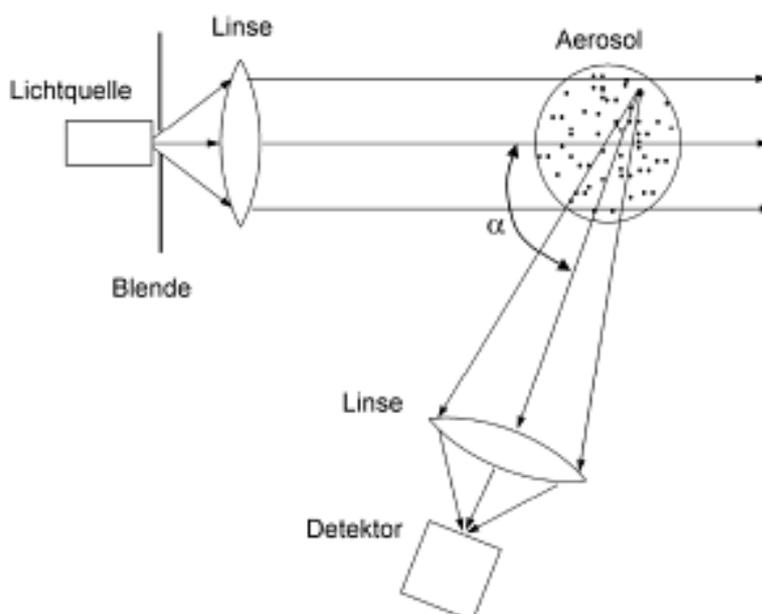


Abbildung 13: Funktionsweise des Nephelometers (Nalpantidis, 2009)

Beta Abschwächung

Nach dem Nephelometer werden die Partikel auf einem Glasfaserfilter gesammelt. Bevor dieses Filterband gesättigt ist, wird es automatisch gewechselt. Während der Zeit der Filterbelegung wird das Prinzip der Betastrahlenabschwächung genutzt. Ein Kohlenstoffisotop C-14 emittiert dabei energiereiche Elektronen, welche durch das Filterband hindurch auf einen Rezeptor treffen. Ist das Filterband mit Partikeln belegt, so wird diese Strahlung in Abhängigkeit von der Höhe der Filterbelegung abgeschwächt. Die Differenz zwischen der Strahlung die durch einen unbelegten Filter auf den Rezeptor trifft und der Strahlung durch den aktuell belegten Filter ist ein Maß für die Partikelmasse auf dem Filterband (TFS, 2010).

3.3.2 Partikelmessung mittels TEOM FDMS

Dieses Messgerät vereint zur Messung der Partikelmasse das TEOM Prinzip (Tapered-Element Oscillating Microbalance) mit dem FDMS System (Filter Dynamics Measurement System).

Bei einem TEOM- Gerät strömt die Umgebungsluft durch einen Filter in ein kegelförmiges Rohr, welches ein schwingungsfähiges System darstellt. Der Aufbau eines solchen TEOM-Elements ist in Abbildung 14 dargestellt. Durch die zunehmende Filterbeladung ändert sich die Frequenz des Rohres. Diese Frequenzänderung des Schwingstabes ist ein Maß für die Partikelmasse auf dem Filter. Misst man also diese Frequenzänderung, kann auf die Partikelmasse auf dem Filter geschlossen werden (Kulkarni, et al., 2011).

Die Anwendung in Kombination mit einem FDMS System wird in weiterer Folge beschrieben

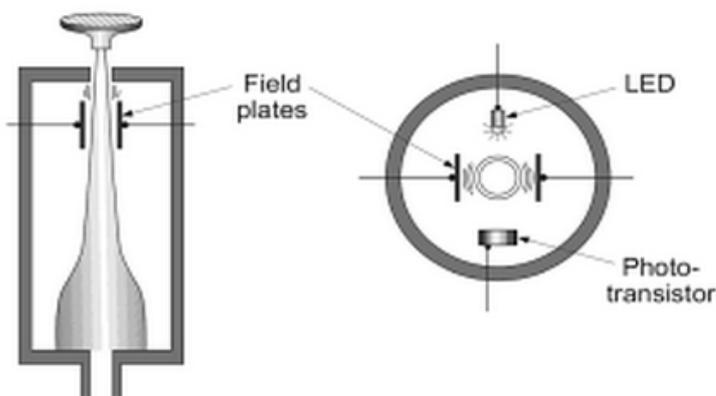


Abbildung 14: Prinzipieller Aufbau eines TEOM- Elements (Kulkarni, et al., 2011)

In einem TEOM FMDS System wird zunächst die zu messende Umgebungsluft durch einen grö ßenselektiven Messkopf gesaugt, um die gewünschte Partikelmenge zu erhalten. Um von dieser die Konzentration zu bestimmen, strömt die Probe zunächst durch einen Trockner, welcher die Feuchtigkeit aus der Luft entfernt. Ein Messzyklus besteht aus 12 Minuten. In den ersten 6 Minuten kommt die Luft nach dem Trockner durch eine Sensor Einheit, wo die Partikel auf einem Filter gesammelt und die Masse mittels TEOM- Prinzip bestimmt wird. Die durchschnittliche Konzentration in diesen 6 Minuten ist die „Basis“- Messung des 12 Minuten Zyklus. Nach diesen 6 Minuten wird die Luft in eine gekühlte Kammer umgeleitet, um durch einen weiteren Filter zu strömen, welcher die Luft komplett von Partikeln reinigt. Diese gereinigte Luft wird dann wiederum der Sensoreinheit zugeführt. Die Durchschnittskonzentration in diesen 6 Minuten wird als „Referenz“ Messung des 12 Minuten Zyklus bezeichnet. In der Zeit der „Referenz“ Messung können flüchtige Bestandteile, die im Zeitraum der „Basis“ Messung auf dem Filter landeten, entweichen, wodurch die „Referenz“ Messung meist einen kleinen negativen Wert ergibt. Die Massenkonzentration des 12 Minuten Zyklus ergibt sich dann aus der Summe aus „Basis“

Messung und dem Betrag der „Referenz“ Messung (Kulkarni, et al., 2011).

In Abbildung 15 ist der schematische Aufbau eines TEOM FDMS Systems dargestellt.

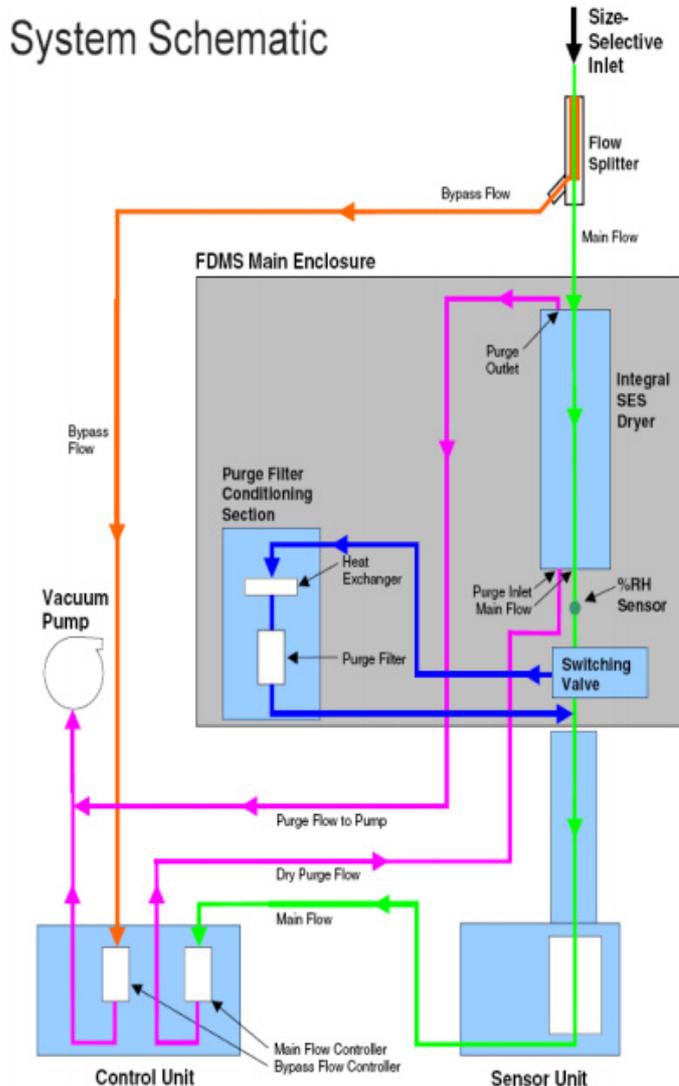


Abbildung 15: Schematischer Aufbau des FDMS (DEFRA, 2008)

3.3.3 Ruß Messung mittels MAAP - Multi- Winkel Absorptionsphotometer

Das Prinzip des Multi- Winkel Absorptionsphotometers basiert auf der Reflexion, der Streuung und der Transmission von Licht. Es wird für die Bestimmung der Rußkonzentration verwendet. Dabei werden Aerosole auf einem Faserfilter gesammelt und von einer Lichtquelle angestrahlt. Die Intensitäten des transmittierten Lichts sowie des reflektierten Lichts in bestimmten Winkeln werden mittels Photodioden gemessen und sind maßgebend für die Rußkonzentration. Die Anordnung der Elemente eines Multi- Winkel Absorptionsphotometers ist in Abbildung 16 dargestellt.

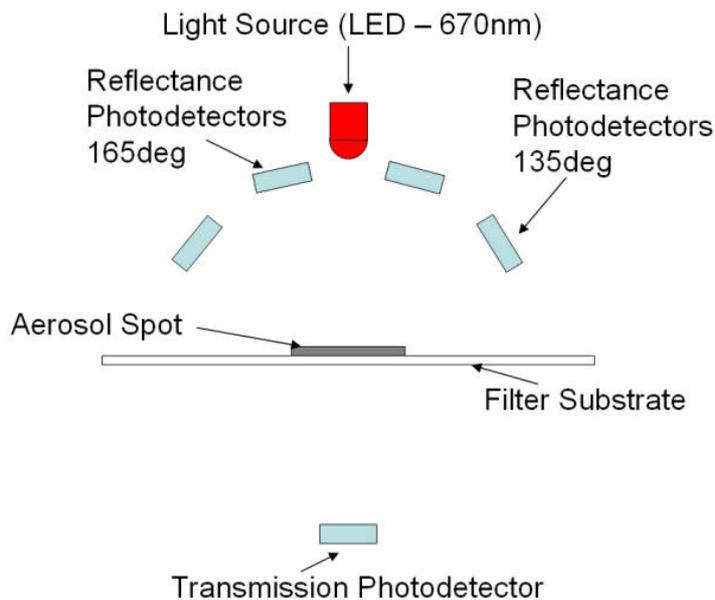


Abbildung 16: Prinzipieller Aufbau eines Multiwinkel Absorptionsphotometers (UoM, 2012)

3.3.4 CO₂ Messung mittels NDIR - Nichtdispersive Infrarottechnologie

Die nichtdispersive Infrarot Messung ist das Standard Messverfahren zum Nachweis von CO und CO₂. Das zu messende Gas durchströmt eine Messkammer welche mit Infrarot Licht bestrahlt wird. Eine Referenzmesskammer enthält das zu messende Gas in bekannter Konzentration und wird ebenfalls mit Infrarotlicht bestrahlt. Durch Absorption von CO beziehungsweise CO₂, je nachdem was gemessen wird, wird die Infrarotstrahlung in den beiden Messkammern unterschiedlich geschwächt. Diese Differenz in der Abschwächung wird dann vom Infrarotlichtdetektor bestimmt und ist ein Maß für die Konzentration des jeweiligen Schadstoffes in der Messkammer (Feßmann & Orth , 2002).

In Abbildung 17 ist der prinzipielle Aufbau einer Messeinheit für CO₂ dargestellt.

Zur Anwendung kommt diese Messprinzip in den in Tabelle 9 angeführten Messgeräten der Firmen Maihak und Horiba.

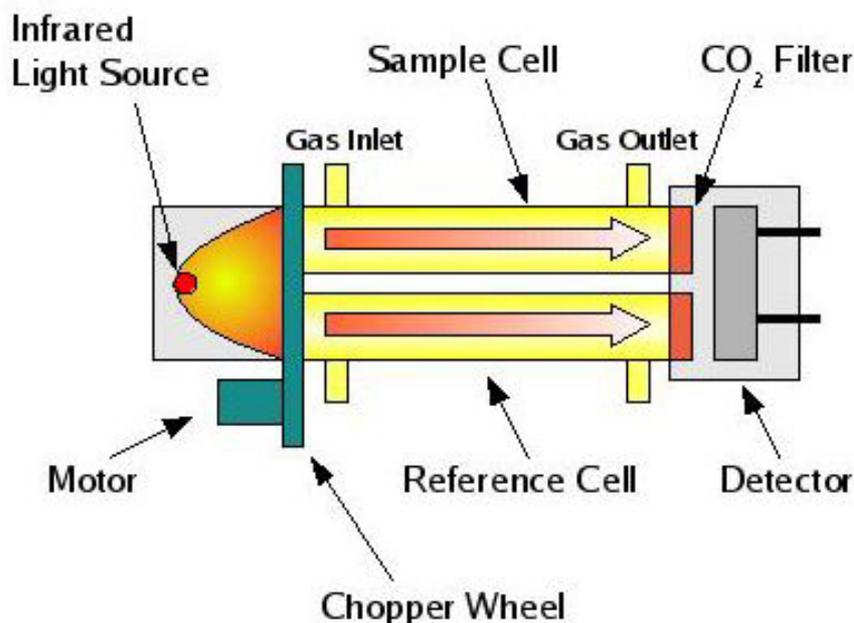
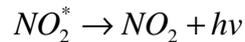
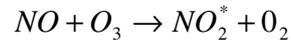


Abbildung 17: NDIR Prinzip für CO₂ Messung (ESRL, 2013)

3.3.5 NO_x Messung mittels Chemilumineszenz

Unter Chemilumineszenz versteht man die Emission von Licht bei bestimmten chemischen Reaktionen.(Bayreuth, 2011)

Dieser Effekt der Lichtemission kann zur Analyse von Gaskonzentrationen bestimmter Stoffe genutzt werden. So kann man damit zum Beispiel die Stickstoffmonoxidkonzentration messen. Die geltenden Reaktionen sind(Skoog & Leary, 1996):



Es wird mit einem Elektrogenerator Ozon erzeugt und zusammen mit der Probe kontinuierlich in ein Reaktionsgefäß gesaugt. Die gebildete Lichtemission wird dann mittels Detektor erfasst und ist maßgebend für die Konzentration an Stickstoffmonoxid im zu messenden Gas (Skoog & Leary, 1996).

Es kann mit dieser Methode die NO Konzentration direkt gemessen werden, jedoch nicht die NO₂ Konzentration. Aus diesem Grund muss zur Bestimmung der NO_x Konzentration das NO₂ zunächst zu NO reduziert werden und danach die NO Konzentration bestimmt werden. Um nun die NO₂ Konzentration zu erhalten wird die NO Konzentration welche ohne Reduktion von NO₂ gemessen wurde von der NO_x Konzentration abgezogen.

Auf diesem Prinzip basiert die Messung der verwendeten Geräte API 200 A und Thermo42i (siehe Tabelle 9) zur NO_x Messung.

3.3.6 Schwermetallmessung mittels High Volume Aerosol Sampler

High Volume Aerosol Sampler (HVS) sind Geräte, die vollautomatisch Staub und Aerosolteilchen auf Filtern sammeln, welche anschließend gravimetrisch oder auch analytisch ausgewertet werden können. Dazu wird ein konstanter Volumenstrom an zu messender Luft über einen Filter gesaugt. Dies geschieht in festgelegten vorprogrammierten Zeiträumen. Der Filterwechsel erfolgt dabei vollautomatisch. Der schematische Aufbau eines HVS ist in Abbildung 18 dargestellt.

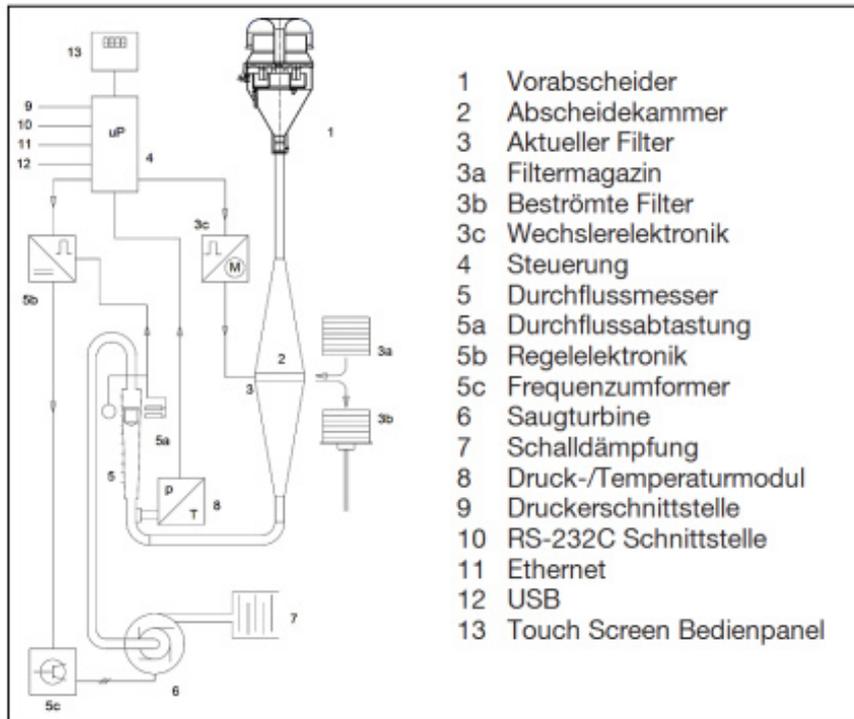


Abbildung 18: Schematischer Aufbau eines High Volume Aerosol Samplers des Herstellers DIGITEL (enviro-sense, 2013)

Diese mittels High Volume Sampler belegten Filter wurden anschließend ans Laboratorium für Umweltanalytik in Wien gesendet, wo die Filter mit einem chemischen Verfahren, welches hier nicht genauer betrachtet wird, auf Schwermetalle untersucht wurden.

3.4 Emissionsfaktoren - Berechnungsmethodik

Bei der Bestimmung der Emissionsfaktoren ist die Vorgehensweise für NO_x und PM₁₀ unterschiedlich zu jener der Schwermetalle. Der Grund dafür liegt darin, dass für NO_x und PM₁₀ eine kontinuierliche Messung durchgeführt wurde und Minutenwerte vorliegen, für die Schwermetalle hingegen eine diskontinuierliche Messung, in der über einen längeren Zeitraum, im vorliegenden Fall drei Stunden, Partikel gesammelt und auf Schwermetalle analysiert wurden. Für alle Schadstoffe wurde die Konzentration welche am Tunneleingang (PB17) gemessen wurde von der am Tunnelende gemessenen Konzentration subtrahiert (Differenzmessung), um die emittierte Schadstoffmenge entlang der Messstrecke zu erhalten. Außerdem werden Verkehrszahlen, die Länge der Messstrecke und das den Tunnel durchströmende Luftvolumen (Verdünnung) benötigt um Emissionsfaktoren bestimmen zu können.

Die Daten der Verkehrszählung im Tunnel, der Messung der Längsströmungsgeschwindigkeit sowie die Daten der Lüftungsanlage wurden von der zugehörigen Tunnelwarte bereitgestellt. Die Längsströmungsmessung in der Tunnelanlage speichert neue Geschwindigkeitswerte mit der zugehörigen Zeit, nur dann, wenn der Messwert sich ändert. Das bedeutete, dass die Daten in keinem regelmäßigen Zeitschritt vorlagen (siehe Tabelle 10) und somit händisch auf einen für alle Messdaten gleichen Zeitstempel gebracht werden mussten.

Tabelle 10: Ursprüngliches Datenformat der Längsströmungsmessung

Bezeichnung	Quellzeit	Wert
PT.A113 LÜ.LG121..... LG-Messung.M/S..	2013.09.03 00:00:08 940	2.39
PT.A113 LÜ.LG121..... LG-Messung.M/S..	2013.09.03 00:00:58 930	2.34
PT.A113 LÜ.LG121..... LG-Messung.M/S..	2013.09.03 00:01:14 930	2.39
PT.A113 LÜ.LG121..... LG-Messung.M/S..	2013.09.03 00:01:33 430	2.34
PT.A113 LÜ.LG121..... LG-Messung.M/S..	2013.09.03 00:01:48 430	2.12
PT.A113 LÜ.LG121..... LG-Messung.M/S..	2013.09.03 00:01:55 420	2.04
PT.A113 LÜ.LG121..... LG-Messung.M/S..	2013.09.03 00:02:08 420	2.14
PT.A113 LÜ.LG121..... LG-Messung.M/S..	2013.09.03 00:02:17 920	2.34
PT.A113 LÜ.LG121..... LG-Messung.M/S..	2013.09.03 00:02:28 420	2.41
PT.A113 LÜ.LG121..... LG-Messung.M/S..	2013.09.03 00:02:47 420	2.34
PT.A113 LÜ.LG121..... LG-Messung.M/S..	2013.09.03 00:02:58 420	2.67

Aus diesem Grund wurde eine JAVA Applikation erstellt, um die benötigten Minutenmittelwerte zu berechnen. Das Ergebnis dieser Berechnung für die in Tabelle 10 dargestellten Daten ist in Tabelle 11 dargestellt. Die Messposition *LG121* gibt an, dass die Daten der Messung der Längsströmungsmessung bei der Pannenbucht 1 am Tunnelausgang zuzuordnen sind.

Tabelle 11: Längsströmungsgeschwindigkeit in Minutenmittelwerten

Messposition	Zeit	Wert [m/s]
LG121	03.09.2013 00:00	2.40
LG121	03.09.2013 00:01	2.38
LG121	03.09.2013 00:02	2.31
LG121	03.09.2013 00:03	2.30

Zusätzlich wurden auch noch Verkehrsdaten von der Zählstelle nördlich des Tunnels erhalten, welche zeitlich höher aufgelöst waren als die Verkehrsdaten aus der Messung im Tunnel, nämlich in Minutenwerten anstelle der 6 Minutenwerte der Verkehrszählung im Tunnel. Somit konnten diese Daten auch direkt für die Berechnung verwendet werden.

Zu Beginn der Auswertung wurden Emissionsfaktoren für PM₁₀ und NO_x bestimmt.

3.4.1 Emissionsfaktoren für PM₁₀ und NO_x

In einem ersten Schritt wurde für sämtliche Messdaten eine Validierung vorgenommen, in der ungültige Datenbereiche ausgeschieden wurden. Solche Bereiche sind unter anderem Zeiträume, in denen Filterwechsel am Messgerät durchgeführt wurden, Phasen, in denen die Messgeräte automatische Konfigurationen und Anpassungen durchgeführt haben oder auch Phasen, in denen am Messgerät ein Fehler aufgetreten ist.

Um die angestrebte Differenzbildung zwischen der Immissionsmessung am Tunnelende und am Tunnelanfang durchführen zu können, musste vorerst der zeitliche Versatz der auf Grund des Transports der Schadstoffe in der Luft über die gesamte Messstrecke zustande kommt bestimmt werden. Umgesetzt wurde das in dem der Verlauf der Immissionsmessung von NO_x am Tunneleingang mit dem Verlauf der NO_x Immissionsmessung am Tunnelausgang abgeglichen wurde. Dazu wurden markante Punkte (Spitzen) der Verläufe herangezogen. In weiterer Folge wurde mit einem konstanten zeitlichen Versatz gerechnet. Da sich dieser aber mit der Längsströmungsgeschwindigkeit, also mit dem Verkehrsaufkommen, ändert, wird ein Fehler gemacht. Um diesen so geringfügig wie möglich zu halten werden Spitzen in Phase hohen Verkehrsaufkommens zur Bestimmung des Zeitversatzes herangezogen. In Abbildung 19 ist ein Ausschnitt dargestellt, der zur Bestimmung des zeitlichen Versatzes herangezogen wurde.

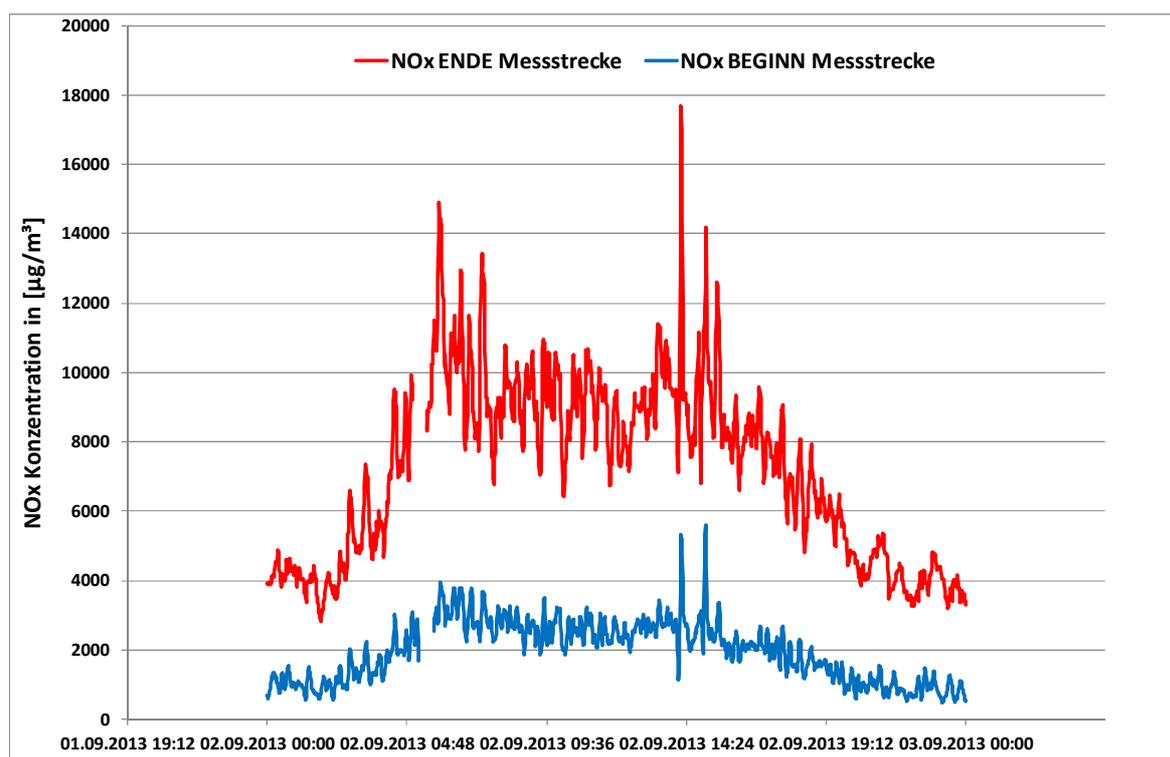


Abbildung 19: Ausschnitt der NO_x Immissionsmessung zur Bestimmung des zeitlichen Versatzes zwischen den Messstellen

Mit dem zuvor bestimmten zeitlichen Versatz, welcher für sämtliche weitere Schadstoffe und Berechnungen verwendet wurde, konnte nun die Differenzbildung der Schadstoffkonzentrationen zwischen den beiden Messstellen durchgeführt werden.

Für jeden vollständigen Datensatz wurden aus der Immissionsdifferenz unter Verwendung des verdünnenden Volumenstroms und der Messstrecke die Emissionen je Kilometer berechnet (Gleichung 1).

$$Emissionen \left[\frac{g}{km} \right] = \frac{\text{Konzentrationsdifferenz} \left[\frac{\mu g}{m^3} \right] * \text{Volumen} \left[\frac{m^3}{s} \right] * 60 [s]}{\text{Messstrecke} [km] * 10^6} \quad (1)$$

Die so ermittelten Emissionen [g/km], welche für sämtliche Minutenwerte berechnet wurden, konnten nun Verkehrsdaten zugeordnet werden. Das heißt es kann jedem Datensatz eine Anzahl an PKW und LKW zugewiesen werden. Die Daten von der nördlich des Tunnels liegenden Zählstelle lagen ebenfalls in Minutenwerten vor, wodurch sie sich besonders gut zur Berechnung eignen. Die zeitliche Zuordnung erfolgte über die NO_x Emissionen aus dem Berechnungsmodell (siehe Abbildung 20). Die Verläufe der Ergebnisse aus der Modellrechnung und der Konzentrationsmessung wurden eingepasst und in weiterer Folge wurde das Verkehrsaufkommen den entsprechenden Zeitpunkten der Immissionsmessung zugeordnet.

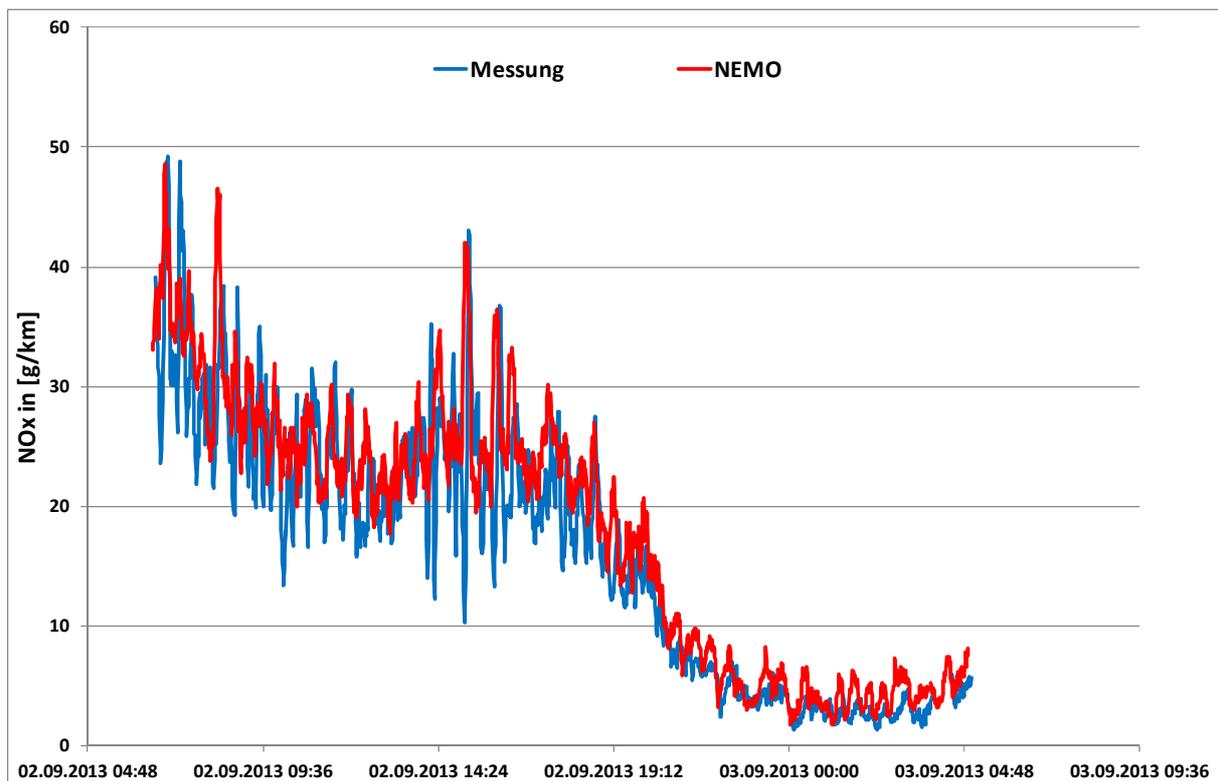


Abbildung 20: NO_x Emissionen aus der Messung und dem Emissionsmodell NEMO exemplarisch für einen Ausschnitt des Messzeitraums

Das heißt es lagen nun Datensätze vor welche Minutenwerte der Emissionen je Kilometer, der Anzahl an PKW und der Anzahl an LKW enthielten. Mit diesen Datensätzen wurde dann in weiterer Folge eine multiple Regression durchgeführt. Das heißt es wurde versucht die Emissionen in Abhängigkeit der LKW und PKW Anzahl darzustellen. Dazu wurde eine Ausgleichsebene bestimmt, sodass die Summe der Quadrate der Residuen (siehe Gleichung 2) minimiert ist. Dabei sind im vorliegenden Fall y_i die Emissionen in [g/km] aus der Messung, b_0 (hat für diese Anwendung den Wert 0), b_1 und b_2 die Faktoren, die zu ermitteln sind und x_1 und x_2 die Anzahl an PKW und LKW des jeweiligen Datensatzes.

$$\min \sum e_i^2 = \sum (y_i - b_0 - b_1 x_1 - b_2 x_2)^2 \quad (2)$$

Zusätzlich wurde die Bedingung verwendet, dass die Ausgleichsebene durch den Ursprung verläuft. Dies entspricht der Tatsache, dass bei keinem Verkehrsaufkommen auch keine Emissionen entstehen. Aus diesem Grund hat auch b_0 den Wert 0.

Das Ergebnis dieser multiplen Regression ergab folgende Form:

$$e \left[\frac{g}{km} \right] = e_{PKW} \left[\frac{g}{km * PKW} \right] * n_{PKW} + e_{LKW} \left[\frac{g}{km * LKW} \right] * n_{LKW} \quad (3)$$

Mit dieser Berechnung wurden Emissionsfaktoren für PKW und LKW getrennt ermittelt die in Emissionen je Kilometer und LKW bzw. PKW angegeben werden können. Zur Validierung der Ergebnisse wurde das Bestimmtheitsmaß (R^2) der multiplen Regression herangezogen. Das Bestimmtheitsmaß ist ein Maß dafür wie gut der statistische Zusammenhang zwischen Fahrzeuganzahl und Emissionen ist. Es nimmt einen Wert von 0 bis 1 an, wobei der statistisch signifikante Zusammenhang besser ist, je näher das R^2 an 1 ist. In weiterer Folge wurden die berechneten Ergebnisse mit den Emissionsfaktoren aus dem Emissionsmodell NEMO sowie aus dem Handbuch für Emissionsfaktoren verglichen. Diese Vorgehensweise wurde für die Auswertung der Daten der PM₁₀ und NO_x Messung angewandt.

Abschließend werden die **Berechnungsschritte** der **Emissionsfaktorenbestimmung** zusammengefasst:

- i. Datenvalidierung (siehe oben)
- ii. Bestimmung des zeitlichen Versatzes (siehe oben)
- iii. Bestimmung des Verdünnungsvolumens (siehe Kapitel 3.4.2)
- iv. Ein verwendbarer validierter Datensatz enthält folgende Information:

Zeitpunkt [min]	Konzentration PB17 [$\mu\text{g}/\text{m}^3$]	Konzentration PB1 [$\mu\text{g}/\text{m}^3$]	LKW Anzahl [#]	PKW Anzahl [#]	Volumenstrom [m^3/s]
--------------------	--	---	-------------------	-------------------	---

- v. Bildung eines gleitenden 10 Minutenmittelwerts für sämtliche Daten
- vi. Bildung der Konzentrationsdifferenz zwischen den Messstellen (PB1 – PB17)
- vii. Berechnung der Emission in [g/km] aus der Konzentrationsdifferenz, dem Volumenstrom und der Länge der Messstrecke von 7,18 km (siehe Gleichung 1)
- viii. Lineare Regression (siehe Gleichung 2) ausgehend von folgenden Daten:

Emission [g/km]	LKW Anzahl [#]	PKW Anzahl [#]
--------------------	-------------------	-------------------

- ix. Ergebnisse für die Emissionsfaktoren in der Form von Gleichung 3

Wie die Ermittlung des zuvor verwendeten Volumenstroms, der die Emissionen verdünnt, erfolgte wird in den nachfolgenden Kapiteln beschrieben.

3.4.2 Bestimmung der Verdünnung

Um Emissionsfaktoren aus der Immissionsmessung bestimmen zu können, ist es notwendig das Luftvolumen durch das die Schadstoffe verdünnt werden zu bestimmen. Dazu gibt es im vorliegenden Fall zwei Varianten. Die erste Variante besteht darin, die Daten der Längsströmungsmessung heranzuziehen. Unter zusätzlicher Kenntnis des Tunnelquerschnitts kann der Volumenstrom berechnet werden welcher die Emissionen verdünnt.

Der zweiten Variante der Bestimmung der Verdünnung liegen die CO₂ Immissionsmessung und die aus dem Emissionsmodell NEMO berechneten CO₂ Emissionen auf Grund des vorherrschenden Verkehrs zugrunde. Das Verhältnis dieser berechneten Emissionen zu den gemessenen Immissionen stellt die Verdünnung der Schadstoffe durch das Luftvolumen dar. Die Qualität der so ermittelten Verdünnung ist vor allem von der Qualität der Ergebnisse des Emissionsmodells und der Konzentrationsmessung abhängig.

Im Zuge der Datenauswertung wurden beide Vorgehensweisen zur Berechnung der Verdünnung untersucht und miteinander verglichen. Nachstehend werden die Ergebnisse dargestellt und die Qualität der Ergebnisse anhand der Berechnung der NO_x Emissionsfaktoren bewertet.

3.4.2.1 Emissionsfaktoren basierend auf der Längsströmungsmessung

Um die Verdünnung über die Längsströmung im Tunnel zu ermitteln wurden die Werte der Längsgeschwindigkeitsmessung im Tunnel herangezogen. Der Plabutschtunnel verfügt über zahlreiche Längsströmungsmessungen. Im gegenständlichen Fall wurden die Daten der Messung nahe der Pannenbucht 1, am Tunnelausgang, und die Daten der Messung nahe der Pannenbucht 17, am Tunneleingang, verwendet. Ein Vergleich der beiden Messungen ist in Abbildung 21 dargestellt. Die Messdaten waren über den gesamten Messzeitraum verfügbar.

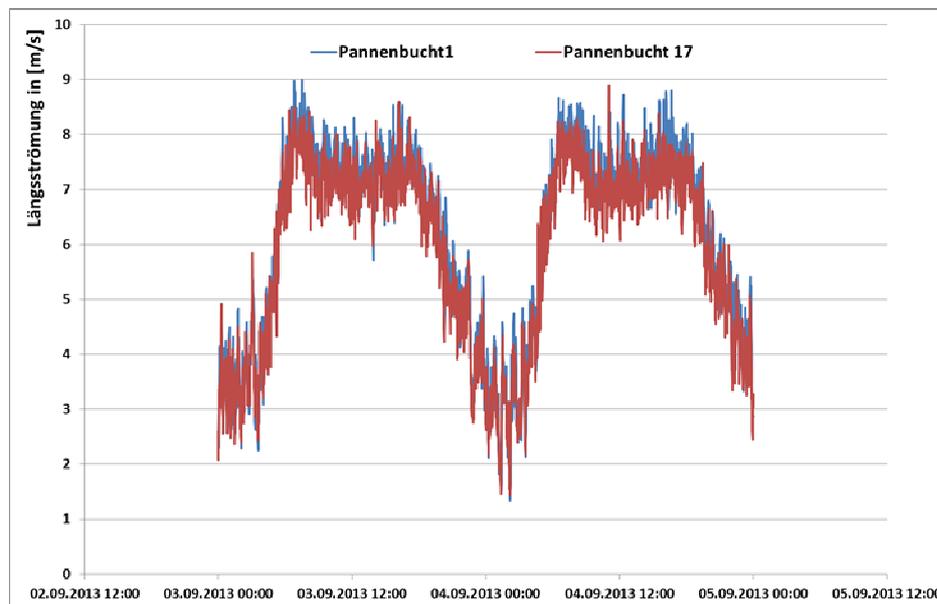


Abbildung 21: Exemplarischer Vergleich der Längsströmung bei den beiden Messstellen in Pannenbucht 1 und Pannenbucht 17 über 2 Tage der Messperiode

Wie sich bei der Validierung der Ergebnisse mit der Emissionsberechnung (siehe Kapitel 2.4.1) zeigte, wurden die besten Ergebnisse mit dem Mittelwert aus beiden Längsströmungsmessungen erzielt. Zusätzlich benötigt man die Größe des Tunnelquerschnitts welche aus einem Konstruktionsplan ermittelt wurde. Die Korrelation der Längsströmungsgeschwindigkeiten an beiden Messpositionen (Abbildung 22) zeigt, dass der zu erwartende deutliche Zusammenhang zwischen den beiden besteht und dass die Messung am Tunnelanfang (PB17) geringfügig niedrigere Werte feststellt als am Tunnelende.

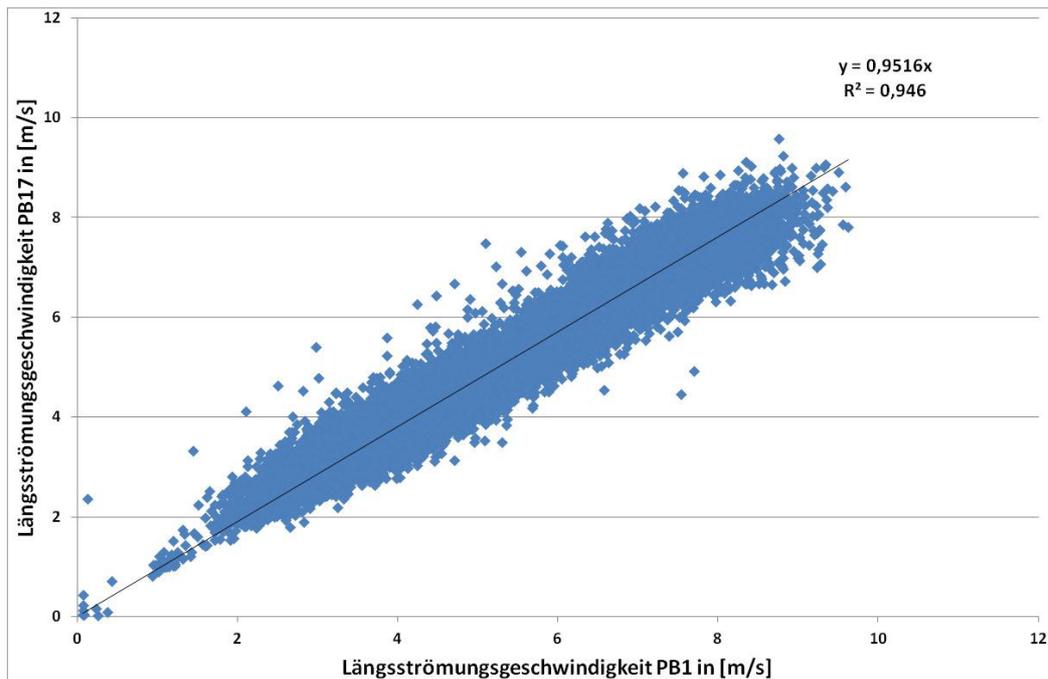


Abbildung 22: Korrelation der Längsströmungsgeschwindigkeiten über den gesamten Messzeitraum

Die Berechnung des Volumenstroms Vol zu gelangen basiert auf Gleichung(4):

$$Vol \left[\frac{m^3}{s} \right] = LG \left[\frac{m}{s} \right] * A [m^2] \quad (4)$$

LG in der Formel stellt die gemittelte Längsströmungsgeschwindigkeit der beiden Messstellen für die Strömungsgeschwindigkeit und A den freien Tunnelquerschnitt dar. Mit dem so errechneten Volumenstrom werden dann die gemessenen Immissionskonzentrationen für den jeweiligen Schadstoff in $[\mu g/m^3]$ auf Emissionen in $[g/km]$ umgerechnet.

Die Berechnung der Emissionen, in diesem Fall für NO_x , sieht wie in Gleichung (5) dargestellt aus:

$$NO_x \text{ Emission} \left[\frac{g}{km} \right] = \frac{Diff \left[\frac{\mu g}{m^3} \right] * Vol \left[\frac{m^3}{s} \right] * 60 [s]}{Messstrecke [km] * 10^6} \quad (5)$$

Der Term $Diff$ stellt die Konzentrationsdifferenz zwischen den beiden Messstellen dar. Die Multiplikation mit dem Faktor 60 ergibt sich auf Grund des notwendigen Abgleichs der Minutenwerte mit dem auf eine Sekunde bezogenen Volumenstrom. Die Messstrecke für die Messung ist in Abbildung 11 dargestellt.

Unter Berücksichtigung der Verdünnung werden Emissionsfaktoren aufgeteilt in PKW- und LKW- Emissionsfaktoren in $[g/km]$ berechnet. Dies geschieht mittels multipler Regression.

3.4.2.2 Emissionsfaktoren basierend auf der CO₂ Immissionskonzentration

Hier wird die Verdünnung der Schadstoffe in der Luft aus dem Verhältnis der CO₂ Emissionen aus dem Emissionsmodell NEMO und der CO₂ Immissionsmessung bestimmt.

Die für diese Berechnung notwendigen Emissionen in Abhängigkeit des Verkehrsaufkommens werden mittels NEMO berechnet. Die Berechnungsmethodik mit NEMO ist in Kapitel 2.4.1 näher beschrieben. Als Ergebnis dieser Emissionsrechnung erhält man für jeden Datensatz abhängig von dem jeweiligen Verkehrsaufkommen die Emissionen

je Kilometer.

Wie beschrieben wird der Volumenstrom über die Ergebnisse aus dem Emissionsmodell NEMO [g/km] und die CO₂ Immissionskonzentrationsdifferenz [mg/m³], welche aus den Messungen am Tunnelausgang, sprich in Pannenbucht 1 und am Tunneleingang in Pannenbucht 17, gebildet wird, bestimmt. Zur Bestimmung des Volumenstroms *Vol* wird folgender Zusammenhang genutzt:

$$Vol \left[\frac{m^3}{s} \right] = \frac{CO_2 \left[\frac{g}{km} \right] * Messstrecke [km] * 1000}{60[s] * CO_2 \left[\frac{mg}{m^3} \right]} \quad (6)$$

Die weitere Vorgangsweise, um zu den Emissionsfaktoren zu gelangen, ist analog zu der in der Verdünnung über Längsströmung angewandten Methode.

3.4.2.3 Auswahl einer Methode

Um eine Auswahl aus den beiden zuvor beschriebenen Methoden der Verdünnungsbestimmung zu treffen werden die Ergebnisse für die NO_x Emissionsfaktorenberechnung herangezogen und analysiert.

Das Ergebnis der Emissionsfaktoren für NO_x aus der Bestimmung des Verdünnungsvolumens über die Längsströmungsgeschwindigkeit (Gleichung 4) sieht folgendermaßen aus:

$$NOx \text{ Emission} \left[\frac{g}{km} \right] = 3,04 \text{ nLKW} \left[\frac{g}{km} \right] + 0,305 \text{ nPKW} \left[\frac{g}{km} \right] \quad (7)$$

Das Bestimmtheitsmaß, R², liegt in diesem Fall bei 0,853.

Im Vergleich dazu nehmen die Emissionsfaktoren für NO_x, unter Verwendung der Verdünnung mittels CO₂ Konzentrationen bestimmt, folgende Werte an:

$$NOx \text{ Emission} \left[\frac{g}{km} \right] = 3,31 \text{ nLKW} \left[\frac{g}{km} \right] + 0,284 \text{ nPKW} \left[\frac{g}{km} \right] \quad (8)$$

Bei dieser Variante liegt das Bestimmtheitsmaß (R²) bei 0,94.

Stellt man die Ergebnisse aus der Emissionsrechnung (NEMO, 2012) in der Form von Gleichung 3, dar so erhält man für e_{LKW} e_{PKW} folgendes Resultat:

$$NOx \text{ Emission} \left[\frac{g}{km} \right] = 3,54 \text{ nLKW} \left[\frac{g}{km} \right] + 0,46 \text{ nPKW} \left[\frac{g}{km} \right] \quad (9)$$

Vergleicht man die Emissionsfaktoren aus den beiden Varianten mit jenen der NEMO Berechnung so liegen die Werte für beide Varianten unter den Werten aus dem Emissionsmodell. Das Verhältnis zwischen den Emissionsfaktoren für LKW beziehungsweise PKW ist jedoch leicht verschoben.

Verwendet man das Bestimmtheitsmaß (R²) der beiden Varianten als Entscheidungskriterium so ist die Variante der Verdünnung über die CO₂ Messung zu wählen da es in diesem Fall wesentlich höher ist. Das heißt der Zusammenhang zwischen Verkehrsaufkommen und Emissionen ist deutlich signifikanter. Dabei ist allerdings zu beachten, dass davon ausgegangen wird, dass die CO₂ Emissionen von NEMO richtig bestimmt werden. Das heißt Fehler in der Fahrzeugflotte der NEMO Berechnung schlagen sich auch auf die Verdünnungsbestimmung und in weiterer Folge auf die Emissionsfaktoren nieder. Ein Vorteil besteht allerdings darin, dass durch die Wahl der Variante der Bestimmung der Verdünnung mittels CO₂ eine Methodengleichheit besteht zwischen der Verdünnungsbestimmung und der Betrachtung der abgasbedingten Partikelemissionen aus der NEMO Berechnung mit der Messung (siehe Kapitel 4.3.2).

3.4.3 Emissionsfaktoren aus der Schwermetallmessung

Da die Schwermetalle, wie zuvor beschrieben über eine diskontinuierliche Messung bestimmt wurden, ist eine andere Vorgehensweise als bei der Berechnung der Emissionsfaktoren für NO_x und PM₁₀ notwendig. Es wurden die Schwermetalle an beiden zuvor beschriebenen Messstellen bestimmt, also am Tunneleingang und am Tunnelausgang. Dazu wurden High Volume Sampler verwendet, welche auf einem Filter Staub über einen zuvor festgelegten Zeitraum sammelten. Die Schwermetallbestimmung erfolgte in der Staubfraktion PM₁₀.

Aus der extern durchgeführten chemischen Analyse der mit Staub belegten Filter, lagen für die ausgewählten Schwermetalle die Konzentrationen des jeweiligen Schwermetalls in Masse des Schermetalls je Masse Staub auf dem Filter vor. Zusätzlich war die gesamte Staubmenge auf dem jeweiligen Filter bekannt. Ein Auszug aus den Ergebnissen ist in Tabelle 12 dargestellt. Verwendet werden konnten die Ergebnisse einer Messperiode nur dann, wenn für den jeweiligen Messzeitraum die Filter am Tunneleingang und am Tunnelausgang ausgewertet werden konnten. Das „<“ in der Spalte für Arsen und Kadmium bedeutet, dass die Werte unter der Nachweisgrenze lagen.

Tabelle 12: Ergebnisse der Filteranalyse für 4 Messperioden

Datum Messung	Uhrzeit Messung	Kennung	As	Cd	Cr	Cu	Ni	Pb	Sb	Staubmasse auf Filter
			[ng/mgStaub]							[g]
Montag, 09. September 2013	16:00 - 19:00	PB1	<	<	228	1994	19,6	41	128	0,02247
Dienstag, 10. September 2013	04:00 - 07:00	PB1	<	<	227	2050	31,7	38	106	0,02552
Montag, 02. September 2013	15:00 - 20:00	PB17	<	<	422	3345	57,7	48	245	0,01483
Dienstag, 03. September 2013	15:00 - 20:00	PB17	<	<	442	4266	56,4	77	226	0,01277

Um in weiterer Folge Emissionsfaktoren berechnen zu können, wurde die Schwermetallmenge auf dem Filter anteilmäßig auf die gesamte Staubmenge welche in der jeweiligen Messperiode an der jeweiligen Messstelle angefallen ist, hochgerechnet. Dazu wurde die PM₁₀ Messung herangezogen und aus diesen Daten und des zuvor schon verwendeten Luftvolumens, in dem die Schadstoffe verdünnt werden, die gesamte Staubmenge, welche in der Messperiode an der Messstelle aufgetreten ist, berechnet. Ausgehend von der Annahme, dass die Schwermetallkonzentration gleichmäßig über das gesamte Volumen verteilt ist, wird aus dem Verhältnis der insgesamt emittierten Staubmenge in einer Messperiode (aus der Konzentrationsmessung) und der Staubmenge auf dem Filter der Faktor bestimmt mit dem die Schwermetallmasse auf dem Filter hochgerechnet wird, um auf die Gesamtemission des jeweiligen Schwermetalls an der jeweiligen Messposition zu kommen (siehe Gleichung 10).

$$\text{Schwermetallmasse} = \frac{\text{Gesamtstaubmasse}}{\text{StaubmasseFilter}} * \text{SchwermetallkonzentrationFilter} \quad (10)$$

Nachdem die Gesamtmassen der einzelnen Schwermetalle an den jeweiligen Messstellen bestimmt waren, konnte wiederum die Differenz aus der Masse am Tunnelausgang minus der Masse am Tunneleingang gebildet werden.

Zur Bestimmung der Emissionsfaktoren musste nun nur noch der Verkehr in den Messperioden zusammengefasst werden. Dazu wurden die gesamten gefahrenen Kilometer von LKW und PKW summiert. Die berechneten gefahrenen Kilometer von LKW und PKW je Messperiode sowie die ermittelten Schwermetallmassen (Differenz der Messstellen) sind in Tabelle 13 dargestellt. Es ist ersichtlich, dass für sämtliche Messperioden die Menge an Arsen und Kadmium unter der Nachweisgrenze gelegen hat. Außerdem wird die äußerst geringe

Anzahl an verwendbaren Messperioden deutlich. Auf Grund der geringen Anzahl (neun) an verwendbaren Messperioden für die Emissionsfaktorenbestimmung werden die Qualität und die Aussagekraft der Ergebnisse der linearen und multiplen Regression, welche im Anschluss durchgeführt wurden, deutlich eingeschränkt. Tendenzen sind hingegen sehr wohl erkennbar.

Tabelle 13: Differenzen der Schwermetallmassen und Fahrzeugkilometer für die jeweilige Messperiode

Per.	As	Cd	Cr	Cu	Ni	Pb	Sb	LKW	PKW	Gesamt
[-]	[mg]	[mg]	[mg]	[mg]	[mg]	[mg]	[mg]	[km]	[km]	[km]
1	<	<	150,61	1715,96	6,13	26,28	57,92	2715,19	24232,75	26947,94
2	<	<	124,83	1406,66	12,72	9,39	72,87	6866,01	25599,15	32465,15
3	<	<	110,70	1053,63	3,27	22,06	61,16	4679,18	21039,17	25718,35
4	<	<	196,10	2034,57	25,93	36,24	91,70	5509,11	20760,74	26269,85
5	<	<	123,43	1188,74	28,13	16,65	80,29	4018,23	20740,58	24758,81
6	<	<	148,77	1566,84	17,66	22,22	64,56	4939,20	18241,83	23181,03
7	<	<	112,52	1750,32	19,81	16,38	46,57	3658,59	21715,13	25373,73
8	<	<	210,28	2221,50	39,20	28,10	105,08	4840,86	17584,47	22425,33
9	<	<	128,29	1569,76	43,22	15,51	104,14	2814,43	21493,71	24308,13

Mit den vorliegenden Daten wurde dann mittels einfacher linearer Regression ein Emissionsfaktor für die jeweilige Fahrzeugflotte bestimmt. Anschließend daran wurde zusätzlich versucht eine multiple Regression durchzuführen und für LKW und PKW getrennte Emissionsfaktoren zu bestimmen. Um die Unsicherheiten in den Ergebnissen zu quantifizieren, wurden für sämtliche Ergebnisse der Emissionsfaktoren die zugehörigen Standardfehler (SE) angegeben. Diese werden folgendermaßen bestimmt (Brosius, 1998):

$$SE(b) = \sqrt{Var(b)} \quad (11)$$

$$Var(b) = \frac{Var(e)}{Var(x) \cdot n} \quad (12)$$

In den oben dargestellten Gleichungen stellt b den jeweiligen Emissionsfaktor dar, $Var(e)$ ist die Varianz der Residuen, die $Var(x)$ ist die Varianz der unabhängigen Variablen, im vorliegenden Fall die Verkehrszahlen, und n ist die Anzahl der Stichproben.

Eine genauere Analyse der Messergebnisse sowie eine Darstellung der berechneten Emissionsfaktoren sind im nachfolgenden Kapitel zu finden.

4 Ergebnisse

Mit der berechneten Verdünnung und den verfügbaren Messdaten wurden schlussendlich Emissionsfaktoren bestimmt. Nach der Diskussion der Datenverfügbarkeit werden zuerst die Ergebnisse für NO_x und PM₁₀ dargestellt. Die berechneten Ergebnisse werden anschließend mit den Emissionsfaktoren aus dem Handbuch für Emissionsfaktoren sowie den Emissionsfaktoren aus der NEMO Berechnung verglichen. Danach wird der Anteil an PM_{2,5} beziehungsweise Ruß an PM₁₀ präsentiert. Abschließend werden die Ergebnisse der Schwermetallmessung beschrieben und mit der Literatur verglichen.

4.1 Datenverfügbarkeit

Für die durchgeführte Messung beträgt die gesamte Messdauer 17 Tage. Es sind von 24480 möglichen Datensätzen (Minutenwerte) rund 98% vorhanden. Dies gilt gleichermaßen für NO_x, PM₁₀ und für PM_{2,5} in der in der Pannenbucht 17 am Tunneleingang und in der Pannenbucht 1 am Tunnelende. Lediglich bei der Rußmessung gab es einen längeren Messgeräteausfall. Hier sind nur für einen Zeitraum von ungefähr 7 Tagen Daten vorhanden. Zusätzlich wurden die Daten der Längsströmungsgeschwindigkeitsmessungen und Verkehrsmessungen im Tunnel vom Tunnelbetreiber für den gesamten Messzeitraum zur Verfügung gestellt. Durch Anpassung des Prozederes vom Datendownload wurde auch für diese Daten eine sehr hohe Datenverfügbarkeit (annähernd 100 Prozent) erreicht. Außerdem wurden die Daten der Verkehrszählung nördlich des Tunnels vollständig für den gesamten Messzeitraum übermittelt.

4.2 NO_x

Wie schon im Kapitel Berechnungsmethodik beschrieben, erfolgte die Emissionsfaktorenbestimmung mittels multipler linearer Regression, nachdem die gemessenen Werte am Tunneleingang von denen am Tunnelausgang abgezogen, die Verdünnung der Schadstoffe berücksichtigt wurde, und somit aus den gemessenen Konzentrationen die Emissionen bestimmt waren. Zusätzlich dazu wurden dann noch die Verkehrszahlen verwendet.

Die NO_x Emissionsfaktoren und deren Qualität geben Rückschlüsse auf die Streuung des Datenkollektivs. Die NO_x Messung wird daher auch wie beschrieben zur Bestimmung der zeitlichen Zuordnung der Messungen am Tunneleingang und Tunnelausgang sowie der Verkehrszählung verwendet.

Auch die Validierung der Daten im Zuge der Berechnung der NO_x Emissionsfaktoren und der davon abhängige Ausschluss von nicht brauchbaren Datenbereichen wird für sämtliche nachfolgende Berechnungen beibehalten und nach Bedarf erweitert.

Im Anschluss werden die Ergebnisse der Messung dargestellt und mit den Ergebnissen einer Messung 2012 im Plabutschunnel (Hinterhofer, 2014), Ergebnissen aus der Emissionsrechnung mit NEMO sowie mit den Emissionsfaktoren aus dem Handbuch für Emissionsfaktoren (HBEFA) verglichen.

4.2.1 Datenanalyse

Abbildung 23 stellt die NO_x Konzentrationen an der Messstelle nahe dem Tunneleingang, in der Pannenbucht 17, und an der Messstelle in der Nähe des Tunnelausgangs, in der Pannenbucht 1, dar. Es zeigt sich eine signifikante Erhöhung der NO_x Konzentration über die Messstrecke, was für eine geeignete Auswertung von entscheidender Bedeutung ist.

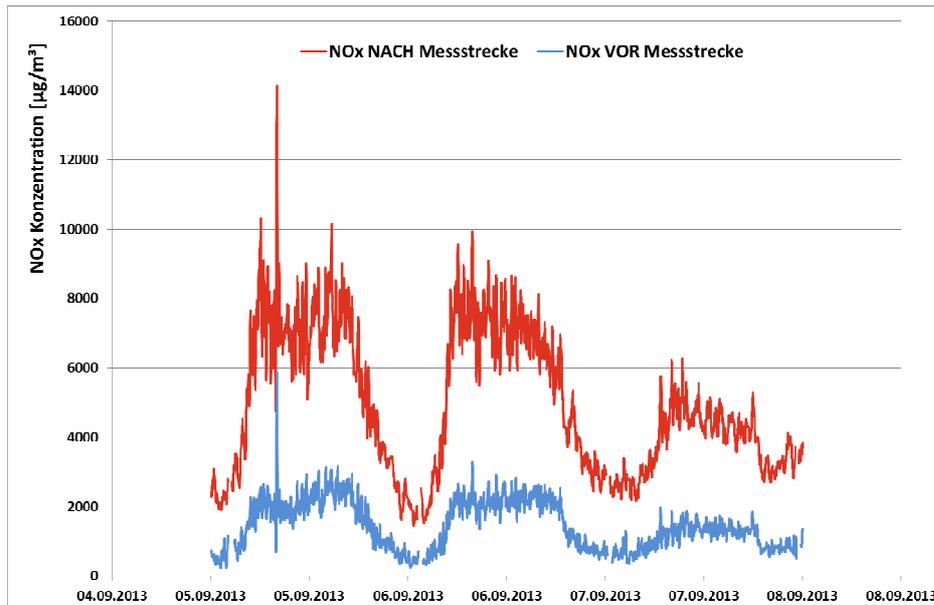


Abbildung 23: Verlauf der gemessenen NO_x Konzentration an beiden Messpositionen, für einen Ausschnitt der Messperiode

Der Zusammenhang zwischen der Konzentrationssteigerung im Tunnel und dem Verkehrsaufkommen ist in Abbildung 24 deutlich zu erkennen.

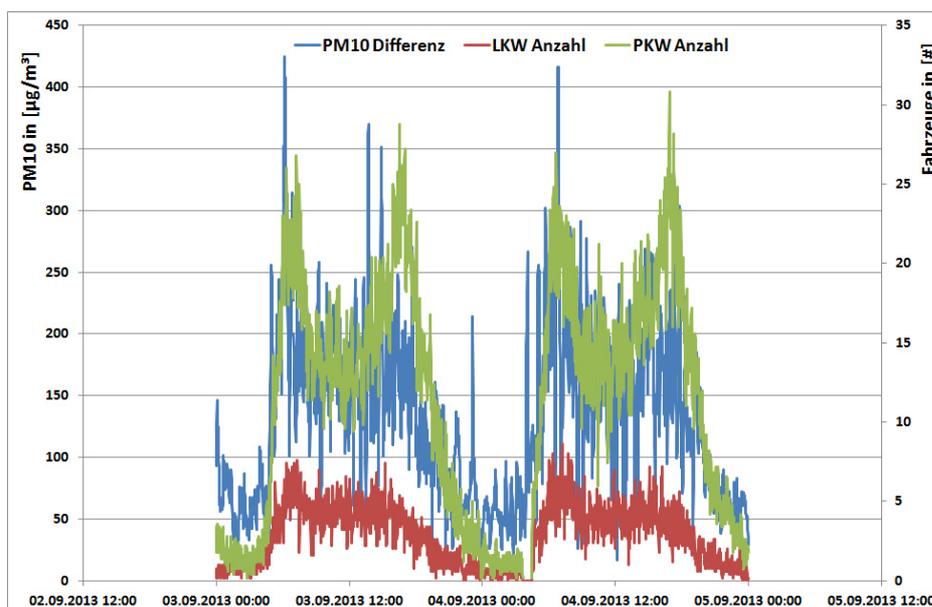


Abbildung 24: Verlauf der gemessenen NO_x Konzentrationsdifferenz sowie der Verkehrszahlen, aufgedieert in LKW und PKW, beispielhaft für 2 Tage der Messperiode

Zur weiteren Beurteilung der Daten sind die NO_x Emissionen, Anzahl der LKW und Anzahl der PKW in Abbildung 25 als Histogramm dargestellt. Ein Histogramm ist eine grafische Darstellung der Häufigkeitsverteilung. Es zeigt sich, dass sowohl die Fahrzeuganzahl als auch die Emissionen ähnliche Verläufe der Verteilungen aufweisen und, was wiederum den Zusammenhang zwischen Verkehrsaufkommen und Emissionen bestätigt.

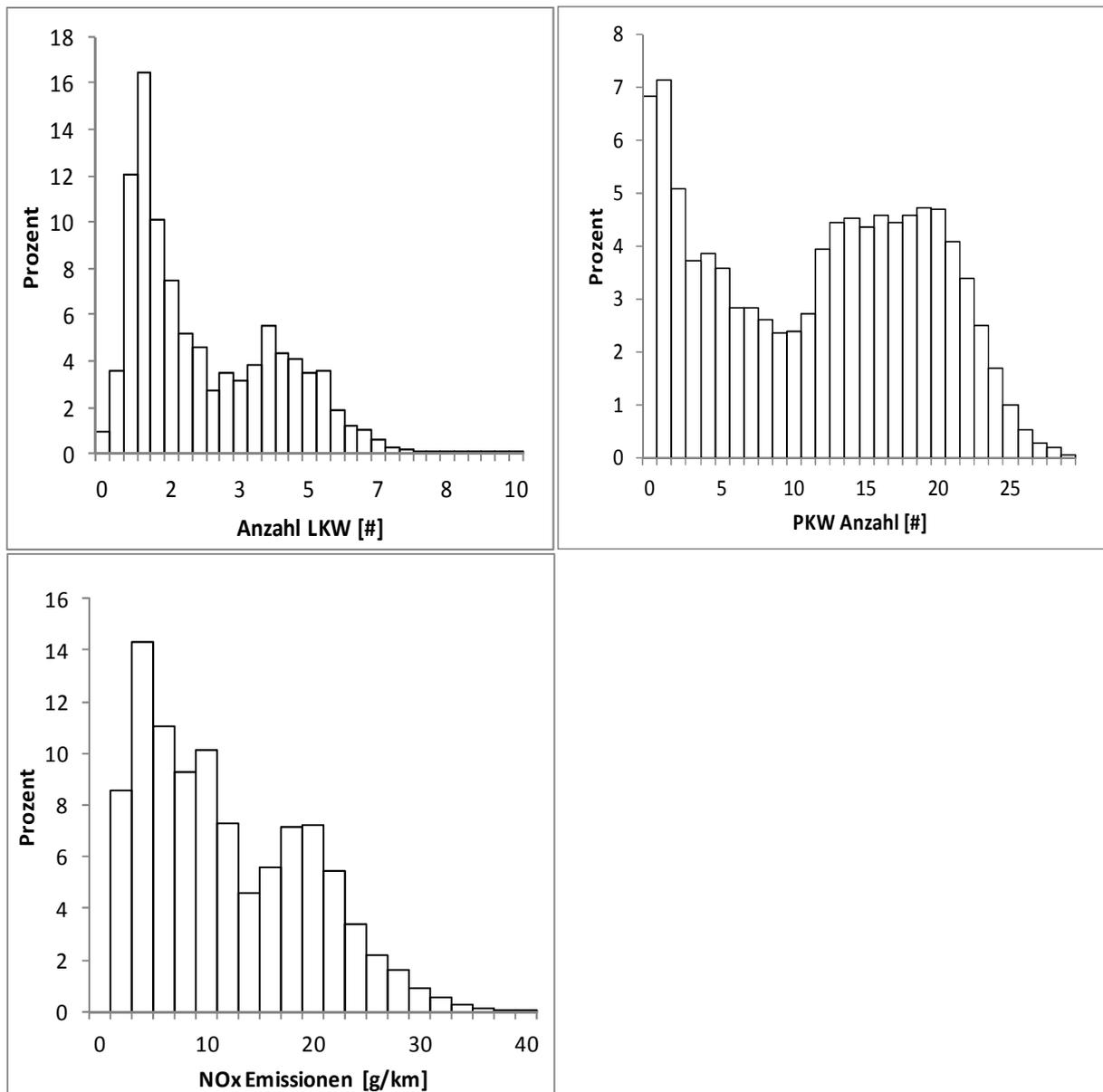


Abbildung 25: Histogramme der NO_x Emissionen sowie der LKW und PKW Anzahl

4.2.2 Emissionsfaktoren

Die für die Emissionsfaktorenberechnung entscheidende Strecke zwischen den beiden Messstellen beträgt 7180 m, wobei für die erste Hälfte der Messstrecke eine Steigung von einem Prozent und für den zweiten Abschnitt ein Gefälle von einem Prozent auftritt. Um von der Messung auf die Emissionen (in g/km) rückrechnen zu können, muss zusätzlich die Verdünnung, in diesem Fall über die CO₂- Konzentrationen bestimmt, berücksichtigt werden (siehe Kapitel 3.4.2).

Die Bestimmung der Emissionsfaktoren basiert auf den Differenzen der Schadstoffe zwischen den Messstellen und der PKW- bzw. LKW-Anzahl. Durch multiple Regression wird eine Ausgleichsebene für die Datenpunkte erzeugt, die den Zusammenhang der Parameter darstellt. Das Ergebnis ist in Abbildung 26 dargestellt.

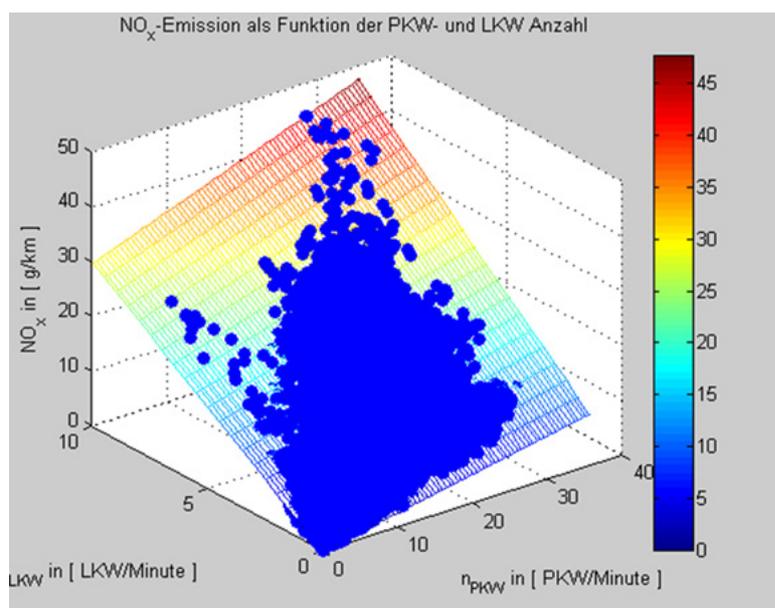


Abbildung 26: Darstellung der mittels MATLAB ermittelten Ausgleichsebene, welche den Zusammenhang zwischen Emissionen und LKW beziehungsweise PKW Anzahl darstellt

Durch diese Ausgleichsebene, welche mittels multipler Regression bestimmt wurde, erhält man die NO_x Emissionen in Gramm pro Kilometer in Abhängigkeit der LKW und PKW Anzahl. Im gegenständlichen Fall erhält man folgenden Zusammenhang:

$$NOx \text{ Emission} \left[\frac{g}{km} \right] = 3,31 nLKW \left[\frac{g}{km} \right] + 0,284 nPKW \left[\frac{g}{km} \right] \quad (13)$$

Das Bestimmtheitsmaß, R² dieser Berechnung beträgt 0,94, womit bestätigt wird, dass ein signifikanter Zusammenhang zwischen dem Verkehrsaufkommen und den NO_x- Emissionen besteht.

Einen Vergleich der ermittelten Faktoren mit den Faktoren aus dem Emissionsmodell (NEMO, 2012) sowie den Faktoren aus dem Handbuch für Emissionsfaktoren HBEFA 3.1 (HBEFA3.1, 2010) findet sich in Tabelle 14.

Tabelle 14: NO_x Emissionsfaktoren in [g/km] für den Plabutschtunnel

Fahrzeug	Quelle			
	Messung 2013	Messung 2012 (Hinterhofer, 2014)	HBEFA 3.1*	NEMO
PKW	0,28	0,30	0,27	0,46
LKW (SNF)	3,31	3,15	2,08	3,54

Fahrzyklus AB_100, Gefälle gewichtet (3548m +1% Steigung und 3632m -1% Steigung)

* im HBEFA 3.1 wurden die Emissionsfaktoren interpoliert und gewichtet.

Die ermittelten Emissionsfaktoren liegen in einer vergleichbaren Größenordnung mit den Faktoren aus den Emissionsmodellen. Auffällig niedriger sind die Werte aus dem Handbuch für Emissionsfaktoren. Da es in diesem Modell aber nicht möglich ist mit einer Steigung von plus oder minus einem Prozent zu rechnen (lediglich in 2 Prozent Schritten) wurden die Emissionsfaktoren zuerst interpoliert und dann nach der jeweiligen Länge im Tunnel gewichtet (siehe oben). Der deutliche Unterschied der Ergebnisse aus dem HBEFA zum Emissionsmodell NEMO und auch zu den Ergebnissen aus der Messung zeigen, dass das Handbuch für Emissionsfaktoren die Emissionen für LKW deutlich unterschätzt. Der geringe Unterschied zwischen der Messung 2012 (Hinterhofer, 2014) und der gegenständlichen

Messung lässt sich unter anderem damit begründen, dass im Jahr 2012 eine etwas andere Messstrecke verwendet wurde. Die Emissionsfaktoren aus dem Emissionsmodell NEMO sind deutlich höher als die der Immissionsmessungen und auch des Handbuchs für Emissionsfaktoren. Das führt zur Annahme, dass dieses Emissionsmodell die NO_x Emissionen überschätzt.

Um die Güte der Ergebnisse bewerten zu können, werden die gemessenen NO_x Konzentrationen den aus den ermittelten Emissionsfaktoren und den Verkehrszahlen berechneten NO_x Konzentrationen (Tabelle 14 Messung 2013) gegenüber gestellt. Wie in Abbildung 27 und Abbildung 28 ersichtlich, ist die Modellierung zwar leicht unterschätzend, stellt die Messung allerdings sehr gut dar. Es stellt deutlich heraus, dass die Spitzenwerte der Messung nicht erreicht werden (ist auf Grund der Mittelung der Emissionsfaktoren durch die lineare Regression zu erwarten) der Hauptanteil jedoch gut abgedeckt wird.

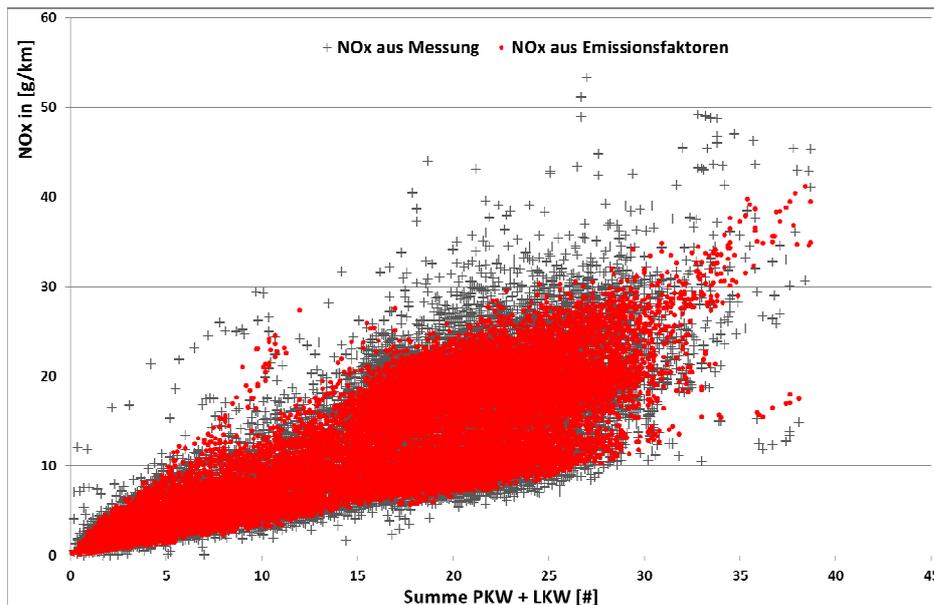


Abbildung 27: Vergleich der gemessenen Emissionswerte (graue Kreuze) mit der Modellberechnung (rote Punkte)

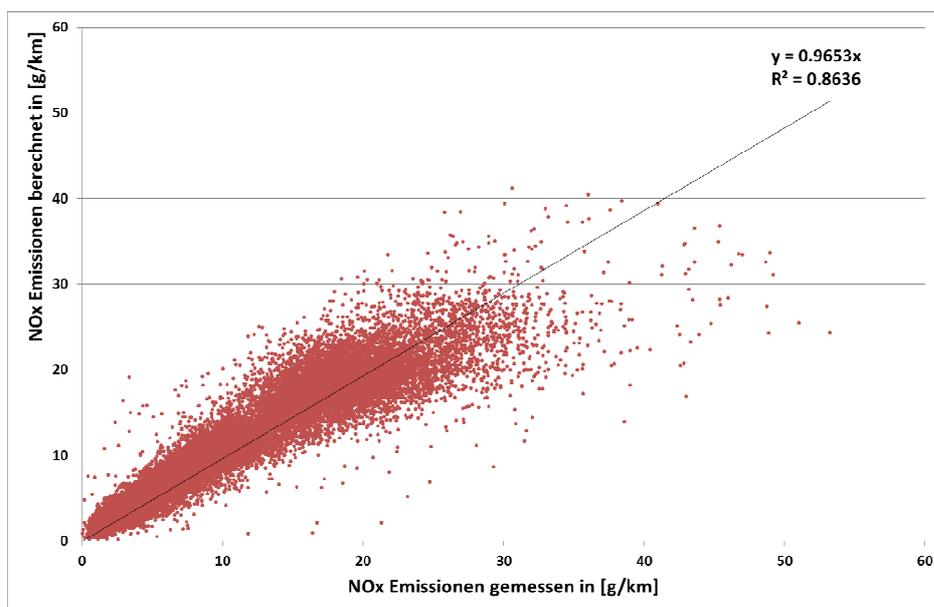


Abbildung 28: Korrelation zwischen den rückgerechneten NO_x Emissionen und den im Plabutschunnel gemessenen NO_x Emissionskonzentrationen

4.2.3 NO₂ Primäranteil an den NO_x Emissionen

Der für die Gesetzgebung entscheidende Wert ist die NO₂ Konzentration, da im IG- L Grenzwerte nur für NO₂ gegeben sind nicht für NO_x. Für Umweltuntersuchungen erfolgt derzeit die Bestimmung der Umwandlung von NO_x zu NO₂ auf Basis eines empirischen Zusammenhangs. Von entscheidender Bedeutung für die Bestimmung der Auswirkungen des Verkehrs ist dabei den NO₂ Primäranteil zu kennen. (Hinterhofer, 2014)

Wie in Abbildung 29 ersichtlich ist, weist in dieser Messung die NO₂ Konzentration einen annähernd konstanten periodischen Verlauf über die gesamte Messperiode auf. Im Gegensatz dazu sinkt die NO_x Konzentration an den Wochenenden deutlich (31.08 – 01.09 & 07.09 – 08.09 & 14.09 – 15.09). Betrachtet man das Verhältnis von NO₂ zu NO_x so steigt dieses an den Wochenenden signifikant gegenüber den anderen Tagen der Woche. Auch an Freitagen ist dieser Effekt erkennbar, jedoch nicht so ausgeprägt wie an Samstagen und Sonntagen. Da an den Wochenenden, hauptsächlich auf Grund des Fahrverbotes für LKW, ein wesentlich geringerer Schwerverkehrsanteil auftritt (in Abbildung 29 dargestellt) kann man davon ausgehen, dass das Verhältnis von NO₂ zu NO_x für PKW deutlich höher ist als für LKW.

Bestätigt wird dieses Ergebnis in der im Jahr 2012 (Hinterhofer, 2014) durchgeführten Messung. Auch dort ist an Tagen mit geringem Schwerverkehrsanteil ein deutlich höheres NO₂ zu NO_x Verhältnis vorzufinden.

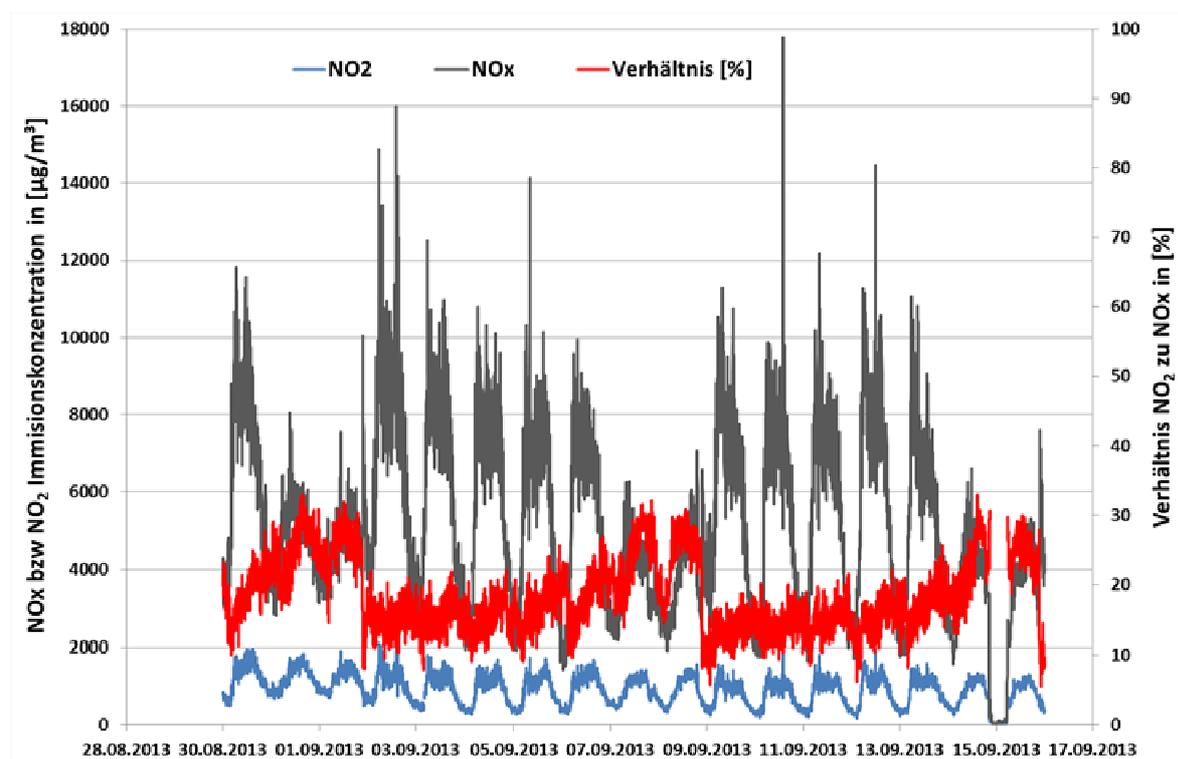


Abbildung 29: Verlauf der gemessenen NO₂ und NO_x Immissionskonzentration in [µg/m³] sowie Verhältnis. Gemessen in der Pannenbucht 1 (PB1, Tunnelausgang) im Jahr 2013

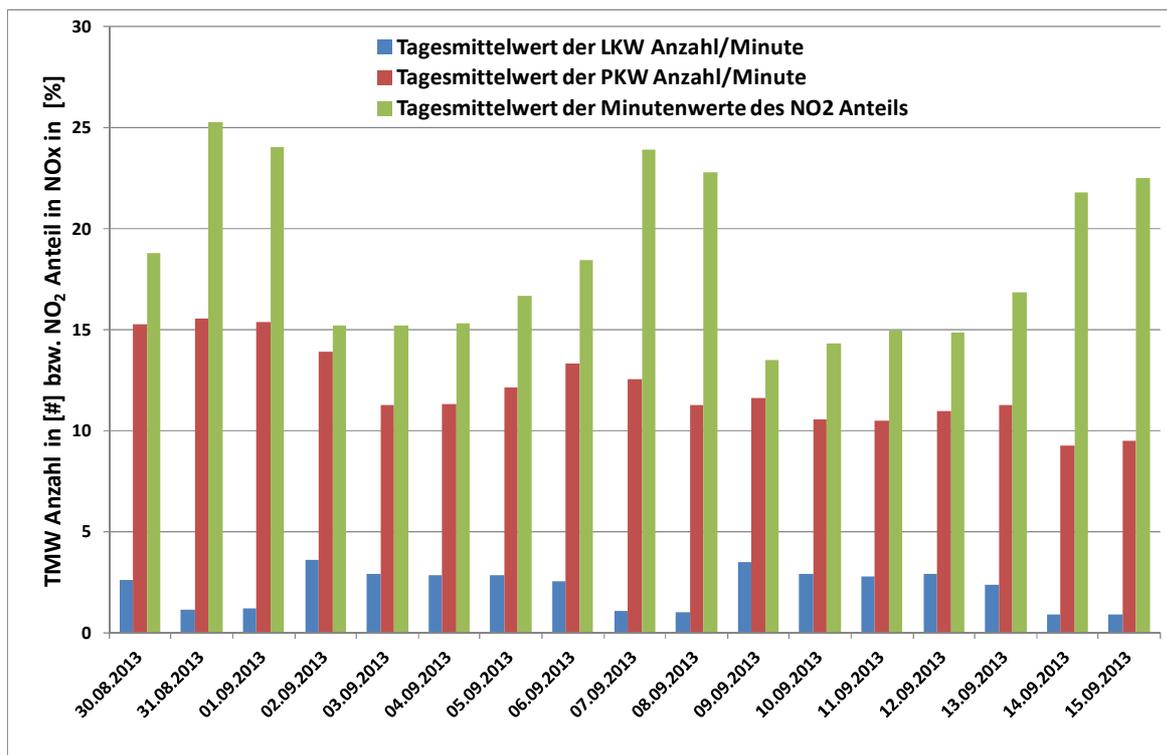


Abbildung 30: Tagesmittelwerte der Minutenwerte der LKW und PKW Anzahl sowie des NO₂ Anteils in NO_x über die gesamte Messdauer

4.3 Partikelemissionen

Für die Berechnung der PM₁₀ Emissionsfaktoren wurde das zuvor bestimmte Luftvolumen (siehe Kapitel 3.4.2) welches die Schadstoffe verdünnt wieder verwendet. Wiederum wurde eine Validierung der Daten der Partikelmessungen vorgenommen um danach Emissionsfaktoren zu ermitteln.

4.3.1 Datenanalyse

In Abbildung 31 ist der PM₁₀ Konzentrationsverlauf an beiden Messpositionen für 2 Tage der Messperiode dargestellt. Die Konzentration am Ende der Messstrecke ist deutlich höher als diese am Beginn somit ist die Messung verwendbar für die Emissionsfaktorenberechnung. Dass ein Zusammenhang besteht zwischen der Konzentrationserhöhung entlang der Messstrecke und dem Verkehrsaufkommen ist in Abbildung 32 ersichtlich. Sowohl die LKW Anzahl als auch die PKW Anzahl weisen ähnliche Verläufe wie die Konzentrationsdifferenz zwischen den Messstellen auf.

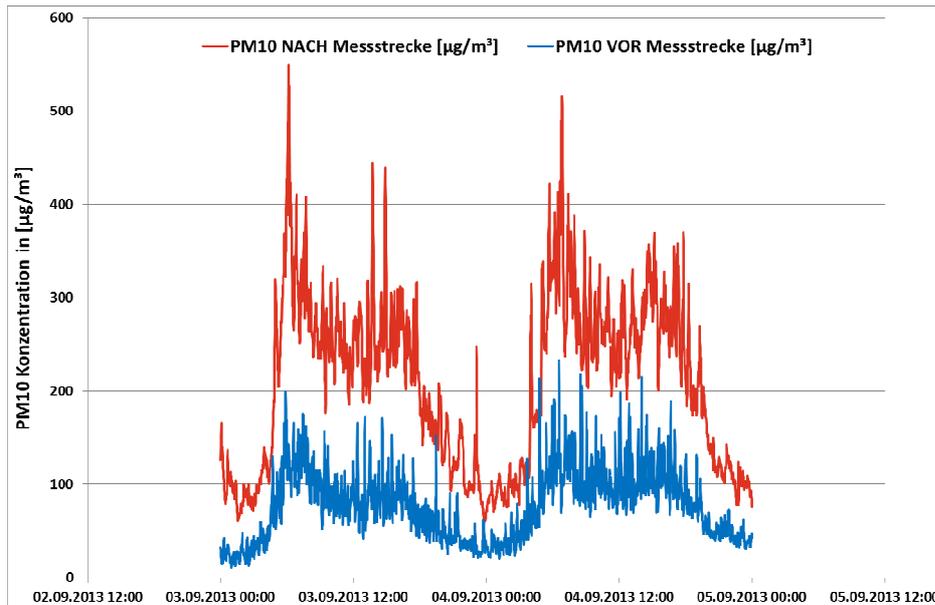


Abbildung 31: PM₁₀ Konzentrationsverlauf an beiden Messstellen für einen Ausschnitt von 2 Tagen der Messperiode

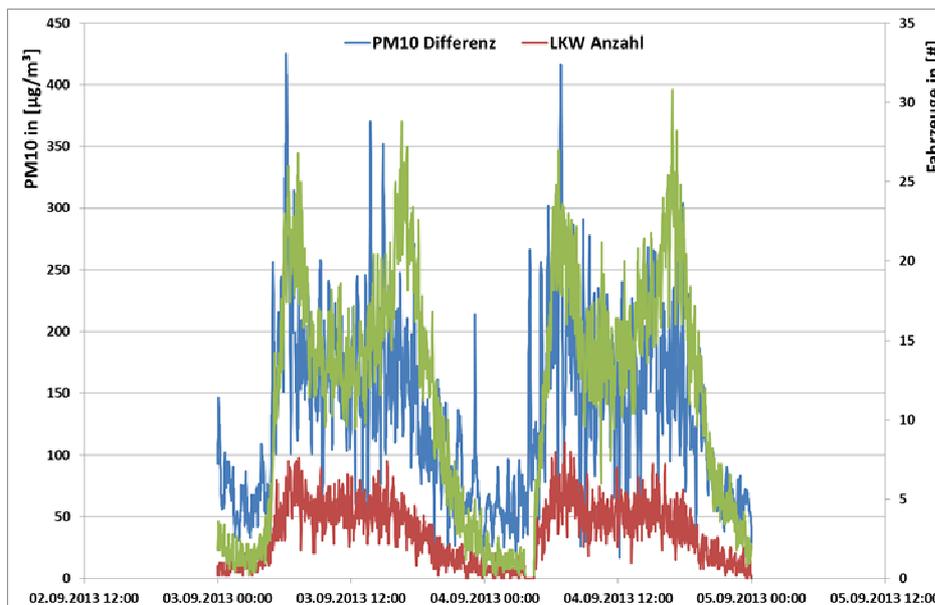


Abbildung 32: PM₁₀ Konzentrationsdifferenz sowie Verkehrszahlen für PKW und LKW, für einen Ausschnitt von 2 Tagen der Messperiode

Zur weiteren Beurteilung der gesamten Daten der PM₁₀ Konzentrationsmessung im Vergleich mit den Verkehrszahlen werden die Histogramme betrachtet. Diese sind in Abbildung 33 dargestellt. Für alle Histogramme sind im unteren und im mittleren Bereich erhöhte Verteilungshäufigkeiten zu finden. Diese Tatsache bestätigt den Zusammenhang zwischen Verkehrsaufkommen und PM₁₀ Konzentrationsdifferenz.

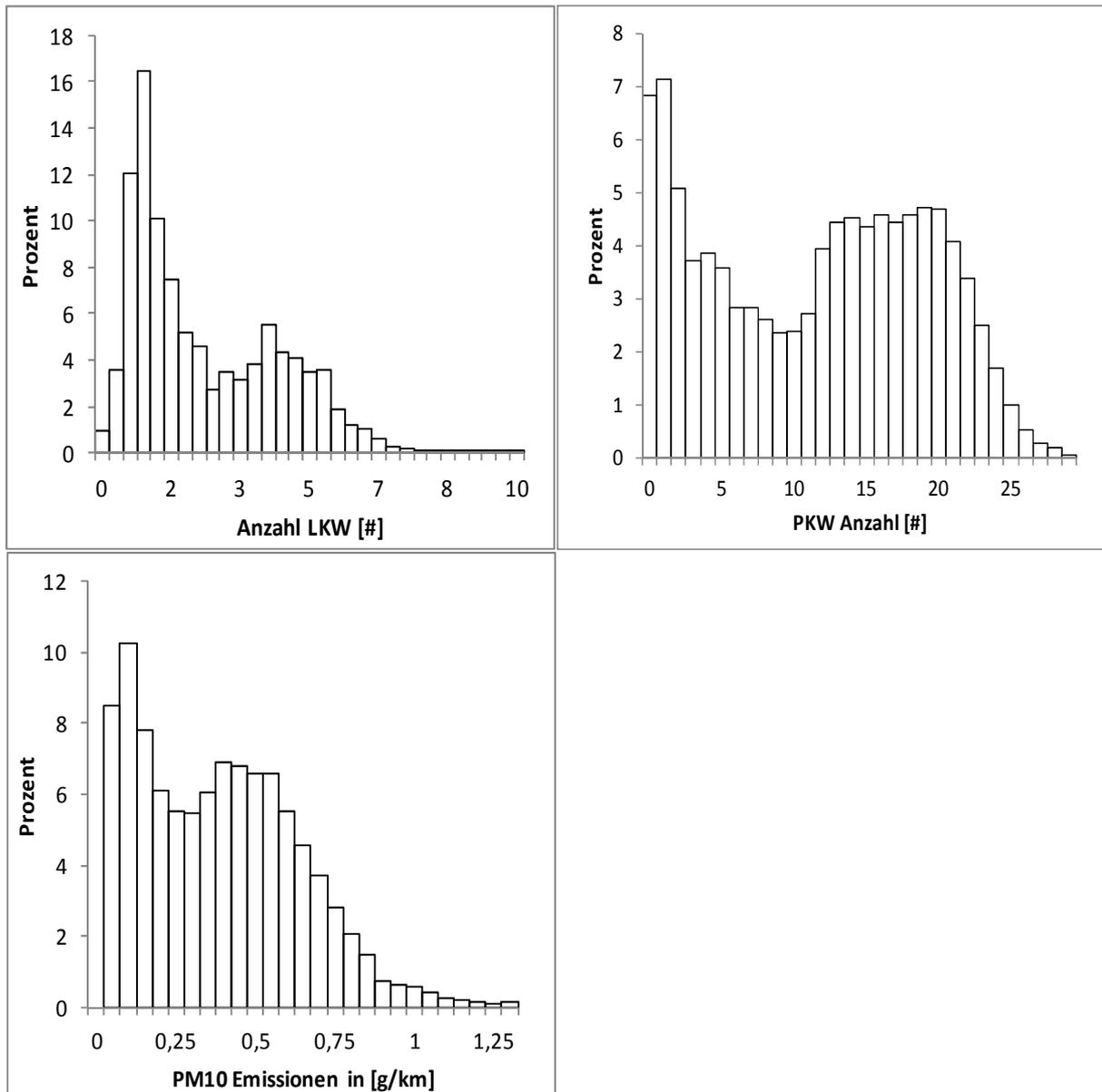


Abbildung 33: Histogramme der PKW und LKW Anzahl (Minutenwerte) und der PM10 Emissionen in [g/km] aus der Messung

4.3.2 Emissionsfaktoren für PM₁₀

Wie bei der Auswertung der NO_x Messung erfolgte die Emissionsfaktorenbestimmung mittels multipler linearer Regression. Die so erhaltene Ausgleichsebene ist in Abbildung 34 dargestellt.

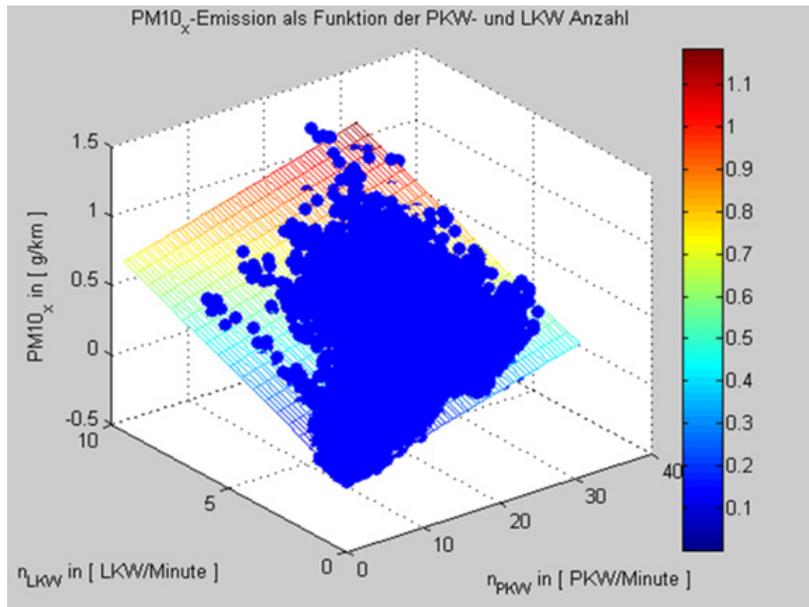


Abbildung 34: Die Ausgleichsebene als Ergebnis der multiplen linearen Regression mit den Daten der PM₁₀ Immissionsmessung

Die mathematische Darstellung der Ausgleichsebene aus der multiplen linearen Regression weist folgende Form auf:

$$PM10 \text{ Emission} \left[\frac{g}{km} \right] = 0,076 nLKW \left[\frac{g}{km} \right] + 0,015 nPKW \left[\frac{g}{km} \right] \tag{14}$$

Das Bestimmtheitsmaß, R², der Ausgleichsebene von 0,88 bedeutet, dass ein signifikanter Zusammenhang zwischen der Fahrzeuganzahl und der gemessenen PM₁₀ Konzentration besteht.

Die berechneten PM₁₀ Emissionsfaktoren für PKW und LKW werden in Tabelle 5 mit Emissionsfaktoren aus dem Handbuch für Emissionsfaktoren HBEFA 3.1 (HBEFA3.1, 2010) sowie mit den Emissionsfaktoren aus dem Emissionsmodell (NEMO, 2012) und den Emissionsfaktoren abgeleitet aus der Messung im Plabutschtunnel welche im Jahr 2012 (Hinterhofer, 2014) durchgeführt wurden verglichen. Besonders zu beachten ist hier, dass die Emissionsfaktoren aus den Konzentrationsmessungen sowohl exhaust als auch non- exhaust Anteile beinhalten. Die beiden Modelle inkludieren jedoch nur den exhaust Anteil.

Tabelle 15: PM₁₀ Emissionsfaktoren in [g/km] für den Plabutschtunnel

Fahrzeug	PM ₁₀ Emissionsfaktoren			
	Messung 2013	Messung 2012 (Hinterhofer, 2014)	HBEFA 3.1*	NEMO
PKW	0,015	0,022	0,006**	0,014**
LKW (SNF)	0,076	0,095	0,024**	0,055**

Fahrzyklus AB_100, gewichtetes Gefälle (3548m +1% Steigung und 3632 -1% Steigung)

* im HBEFA 3.1 wurden die Emissionsfaktoren interpoliert und gewichtet

** die angegebenen Werte entsprechen den PM₁₀ exhaust Emissionsfaktoren für PKW und SNF

Im Vergleich zur gegenständlichen Messung waren die Emissionsfaktoren im Jahr davor (Hinterhofer, 2014) für LKW und PKW etwas höher. Der Emissionsfaktor für PKW ist aus der NEMO Berechnung und aus der Immissionsmessung 2013 annähernd gleich, wobei im Falle des Emissionsmodells NEMO aber keine non- exhaust Emissionen berücksichtigt sind. Wesentlich geringer sind die Emissionsfaktoren aus dem HBEFA, welche wie oben durch

Interpolation und Gewichtung berechnet werden, wodurch wiederum vermutet werden kann, dass dieses Modell die Emissionen unterschätzt.

Geht man davon aus, dass der exhaust Anteil mit dem Emissionsmodell NEMO genügend genau bestimmt ist, kann man den aus der Messung ermittelten Emissionsfaktor in exhaust und non exhaust aufteilen. Die daraus resultierenden Ergebnisse sind in Tabelle 16 dargestellt.

Tabelle 16: PM₁₀ Emissionsfaktoren, aufgeteilt in exhaust und non- exhaust Anteil

Fahrzeug	PM ₁₀ Emissionsfaktoren		
	PM ₁₀ gesamt	PM ₁₀ exhaust*	PM ₁₀ non-exhaust
PKW	0,015	0,014	0,001
LKW (SNF)	0,076	0,055	0,025

* berechnet mit NEMO Fahrzyklus AB_100, gewichtetes Gefälle (3548m +1% Steigung und 3632 -1% Steigung)

Es zeigt sich, dass vor allem bezogen auf PKW, der non- exhaust Anteil verschwindend gering ist, für LKW beträgt er in etwa 33% des gesamten Emissionsfaktors. In der Messung 2012 (Hinterhofer, 2014) beträgt der non- exhaust Anteil für PKW bei 34 Prozent und für LKW 54%. Das heißt in dieser Messung war der exhaust Anteil geringer als in der vorliegenden Arbeit.

Grund für den sehr geringen non exhaust Anteil könnte das hohe Verkehrsaufkommen mit den damit verbundenen hohen Längsströmungsgeschwindigkeiten sein. Dadurch werden vor allem kleine Partikel weite Strecken, in diesem Fall aus dem Tunnel, transportiert und setzen sich nicht auf der Fahrbahn ab, um in weiterer Folge von nachfolgenden Fahrzeugen wieder aufgewirbelt zu werden.

Um dieser Überlegung Rechnung zu tragen, wurde in der Auswertung der Messung 2012 (Hinterhofer, 2014) die Formel für die Ausgleichsebene um einen Interaktionsterm erweitert.

Wiederum wurde eine multiple lineare Regression durchgeführt, lediglich mit einer unabhängigen Variablen mehr, dem angesprochenen Interaktionsterm, welcher aus der Multiplikation der Fahrzeuganzahlen von PKW und LKW besteht. Das Ergebnis dieser Berechnung nimmt für die Messung 2013 dann folgende Form an:

$$PM_{10} \text{ Emission} \left[\frac{g}{km} \right] = 0,073 n_{LKW} \left[\frac{g}{km} \right] + 0,015 n_{PKW} \left[\frac{g}{km} \right] + 0,00017 n_{LKW} \times n_{PKW} \quad (15)$$

Die Konstante des Interaktionsterms hat, im Gegensatz zur Messung 2012, in dieser Messung einen derart geringen Wert, dass es verschwindend geringe Auswirkungen gibt. Der Emissionsfaktor für PKW ändert sich durch die Einführung des Interaktionsterms nicht und der LKW Emissionsfaktor sinkt nur sehr gering. Damit kann mit der Messung 2013 der in der vorhergehenden Messung 2012 bestimmte Einfluss dieses Interaktionsterms nicht bestätigt werden.

In der nachfolgenden Abbildung 35 und der Abbildung 36 werden beide Modellierungsarten, die mit Interaktionsterm und die ohne Interaktionsterm, miteinander verglichen. Auch hier sind beinahe keine Unterschiede zu erkennen.

Die Steigungen der Ausgleichsgeraden in Abbildung 36 sind für beide Fälle fast identisch.

Aus diesem Grund wird für weitere Berechnungen der Interaktionsterm nicht weiter betrachtet.

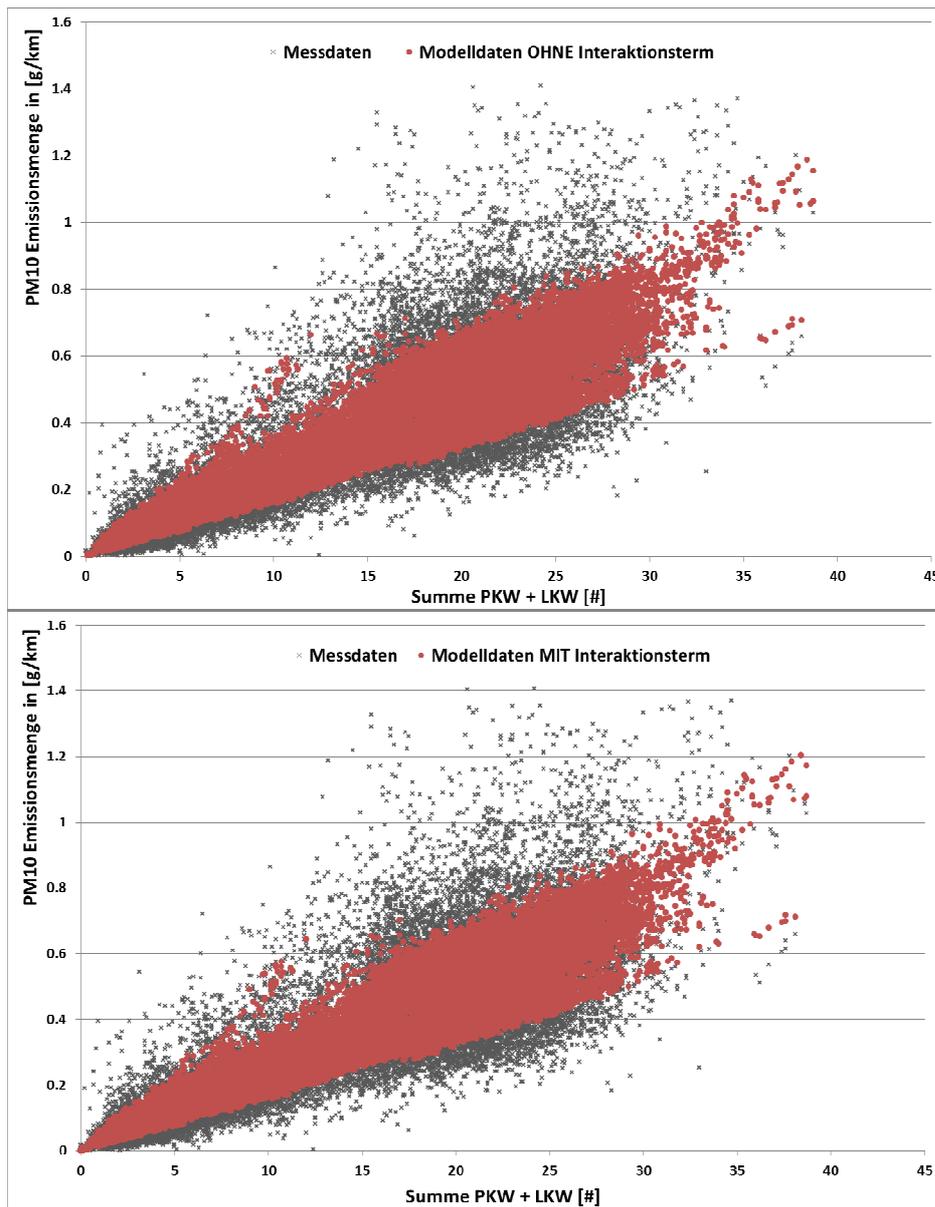


Abbildung 35: Vergleich der gemessenen Emissionswerte (schwarze Kreuze) mit der Modellberechnung (rote Punkte) für beide Modelle ohne und mit Interaktionsterm

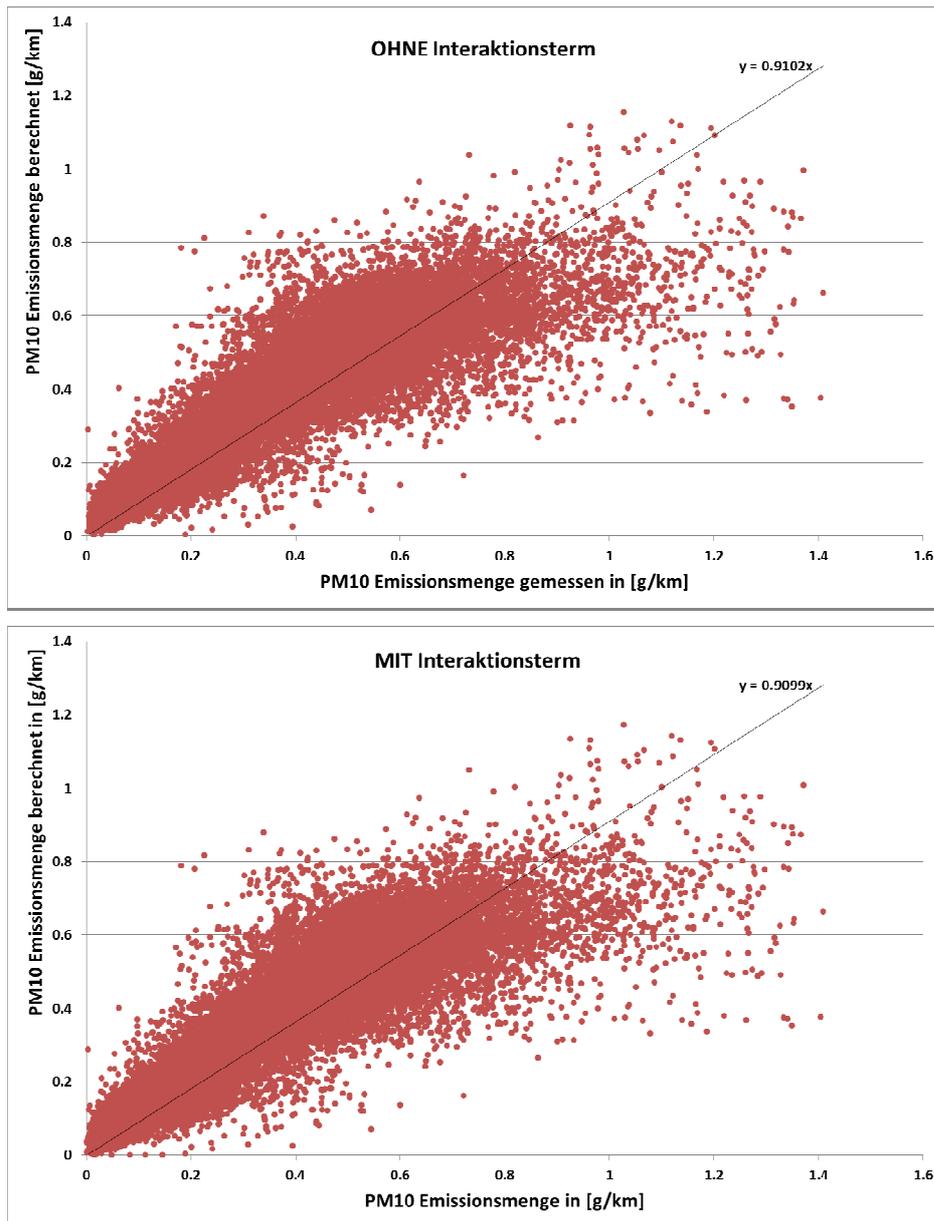


Abbildung 36: Korrelation zwischen den rückgerechneten PM₁₀ Emissionen und den im Plabutschtunnel gemessenen PM₁₀ Emissionskonzentrationen

4.3.3 PM_{2,5} Anteil an den PM₁₀ Emissionen

Für die Bestimmung des PM_{2,5} Anteils an PM₁₀ wird neben den Daten aus der Messung im Jahr 2013 auch auf eine Parallelmessung im Plabutschtunnel aus dem Jahr 2011 zurückgegriffen welche in (Hinterhofer, 2014) ausgewertet wurde. Es wurden in beiden Messkampagnen parallel die PM₁₀ und PM_{2,5} Konzentration gemessen. Die Messung 2011 erfolgte in der Pannenbucht 9 des Plabutschunnels (Tunnelmitte) und erbrachte die in Abbildung 37 dargestellten Ergebnisse. Ungefähr 70 % des PM₁₀ lagen bereits als PM_{2,5} vor.

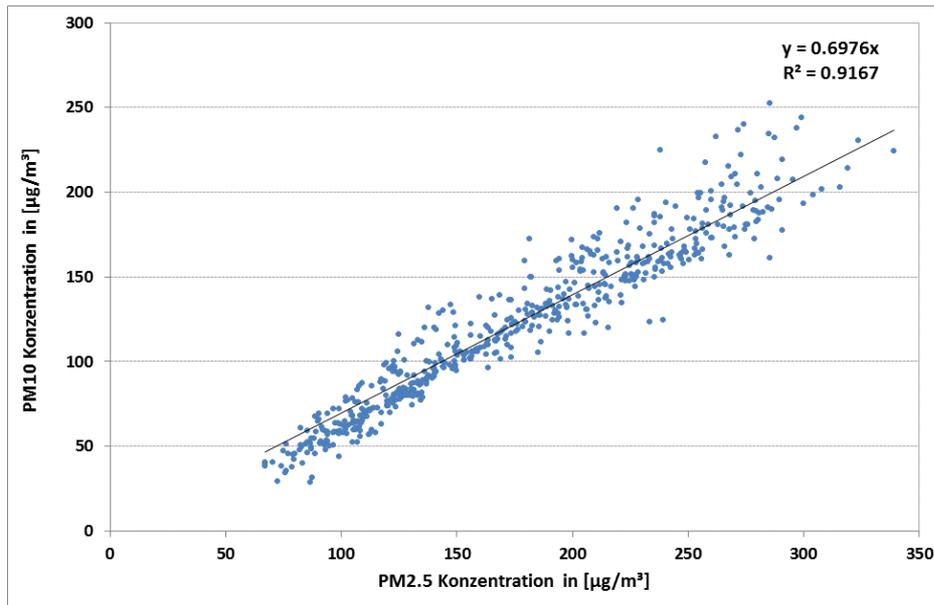


Abbildung 37: Korrelation zwischen der gemessenen PM₁₀ und PM_{2,5} Immissionskonzentration im Plabutschunnel, 2011 auf Basis von Halbstundenmittelwerten (Hinterhofer, 2014)

In der Messkampagne 2013 lagen sowohl für die PM₁₀ Konzentration als auch für die PM_{2,5} Konzentration Minutenwerte vor. Die Korrelation dieser beiden zeigt Abbildung 38. Es ist eine deutlich breitere Streuung als in der Messung 2011 vorzufinden. Außerdem ist es auffällig, dass die PM_{2,5} Konzentration 300 µg/m³ nicht überschreitet. Der Grund dafür könnte im schon davor beschriebenen Abtransport kleiner Partikel durch die hohen Längsströmungsgeschwindigkeiten liegen. Um die beiden Messungen besser vergleichbar zu machen werden in weiterer Folge Halbstundenmittelwerte aus den Daten der Messung 2013 gebildet und danach wird die Korrelation derer betrachtet.

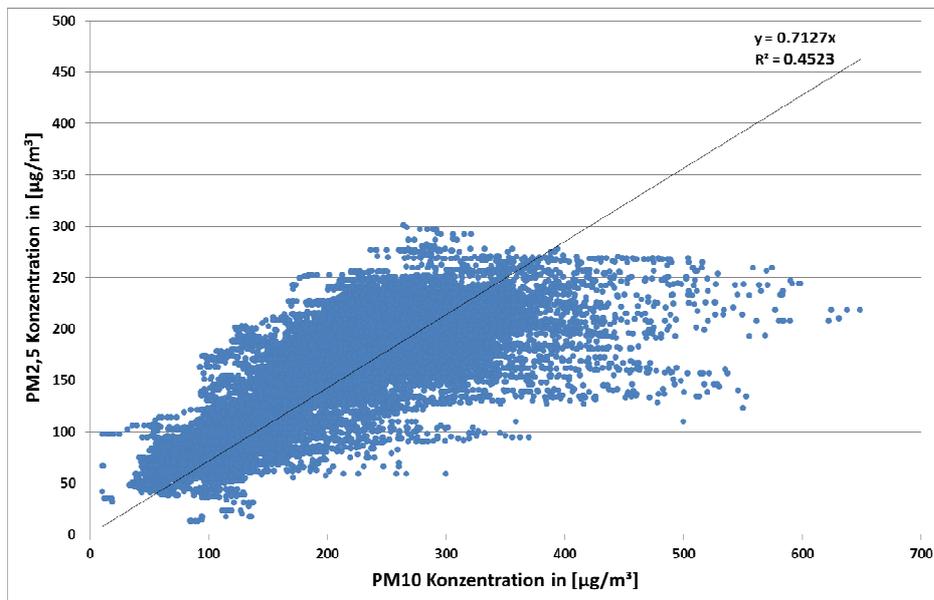


Abbildung 38: Korrelation zwischen der gemessenen PM₁₀ und PM_{2,5} Immissionskonzentration im Plabutschunnel der Messung 2013, Basis Minutenwerte

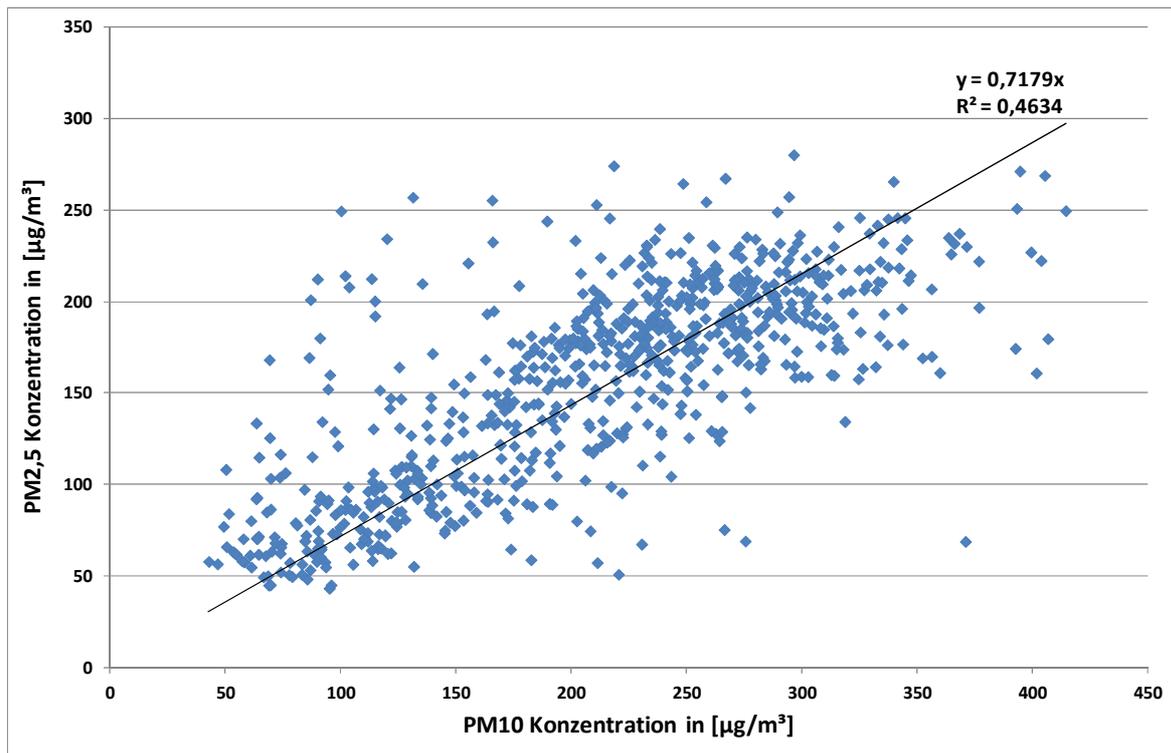


Abbildung 39: Korrelation der PM₁₀ und PM_{2,5} Konzentrationen der Messung 2013, Basis Halbstundenmittelwerte

Die Korrelation der Halbstundenmittelwerte (siehe Abbildung 39) ergibt annähernd die gleichen Ergebnisse wie die Korrelation der Minutenwerte (siehe Abbildung 38) der PM_{2,5} und PM₁₀ Konzentrationen.

Aus den Ergebnissen der beiden betrachteten Messungen kann man schließen, dass der Anteil von PM_{2,5} an der PM₁₀ Gesamtkonzentration 70 % beträgt. Die in Abbildung 38 ersichtliche Streuung und der daraus folgende niedrige Bestimmtheitsgrad liegen darin begründet, dass Minutenwerte betrachtet werden.

Es ist davon auszugehen, dass die gesamten exhaust Emissionen in der Menge der PM_{2,5} Fraktion enthalten sind. In Tabelle 17 sind die Emissionsfaktoren für PM_{2,5} aus der Messung 2011 und 2013 dargestellt.

Tabelle 17: PM_{2,5} Emissionsfaktoren, exhaust und non-exhaust in [g/km] im Plabutschtunnel für beide Messungen (2011 und 2013)

Fahrzeug	PM _{2,5} Emissionsfaktoren		
	PM _{2,5} gesamt	PM _{2,5} exhaust	PM _{2,5} non-exhaust
2011 - PKW	0,015	0,015*	**
2011 - LKW (SNF)	0,067	0,051*	0,016
2013 - PKW	0,011	0,014***	**
2013 - LKW (SNF)	0,053	0,055***	**

* berechnet mit NEMO Fahrzyklus AB_100, mittleres Gefälle 0,58 %

** vernachlässigbar

*** berechnet mit NEMO Fahrzyklus AB_100, gewichtetes Gefälle (3548m +1% Steigung und 3632 -1% Steigung)

Für die Messung 2013 sind die Werte für die non- exhaust Emissionsfaktoren null, da der

exhaust Emissionsfaktor aus der Emissionsmodellberechnung (NEMO, 2012) sogar etwas größer als der Gesamtemissionsfaktor der Messung 2013 ist. Der Großteil der non- exhaust Partikelemissionen ist daher der Partikelfraktion mit einem aerodynamischen Durchmesser größer 2,5 µm zuzuordnen.

4.3.4 Rußanteil an den PM₁₀ bzw. PM_{2,5} Emissionen

Bei den Messungen im Jahr 2013 wurde neben den Feinstaubemissionen (PM₁₀ und PM_{2,5}) auch Ruß gemessen. Die Rußmessung erfolgte in der Pannenbucht 1 beim Tunnelausgang. In Abbildung 40 ist der Verlauf von Ruß, PM₁₀ und PM_{2,5} über einen Zeitausschnitt ersichtlich. Diese Darstellung zeigt einen deutlichen Zusammenhang zwischen diesen drei Messgrößen.

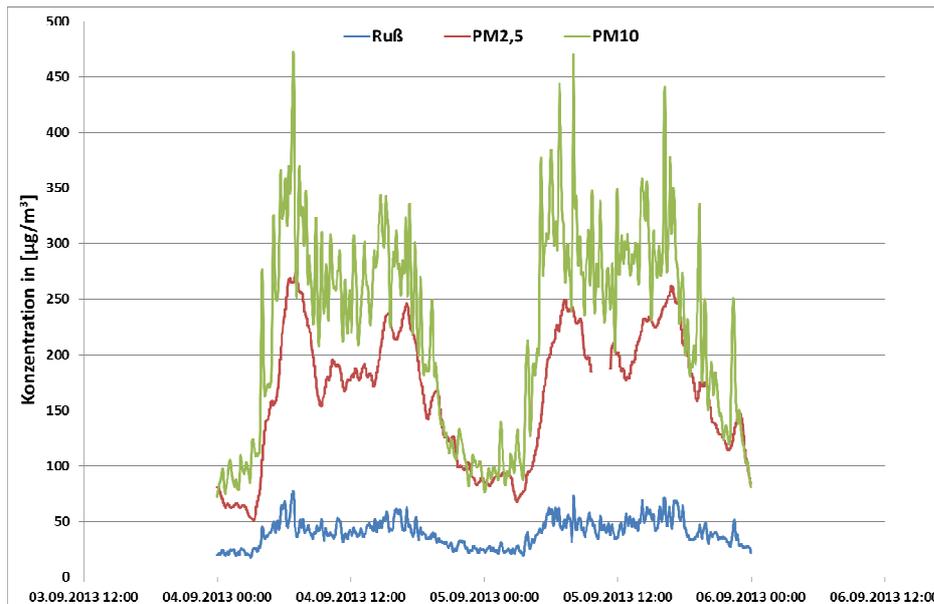


Abbildung 40: Verlauf der Konzentrationen von PM_{2,5}, PM₁₀ und Ruß für einen Ausschnitt von 2 Tagen der Messperiode 2013

Die Korrelation zwischen PM₁₀ und Ruß (siehe Abbildung 41) ergibt einen Rußanteil in PM₁₀ von rund 18 Prozent. Die Werte streuen jedoch sehr stark, was auch durch das eher niedrige Bestimmtheitsmaß (R^2) ersichtlich ist. Gleiches kann beim Verhältnis zwischen Ruß und PM_{2,5} beobachtet werden. Der Anteil an Ruß in PM_{2,5} beträgt in dieser Messung durchschnittlich 24 Prozent. Dieser Anteil von Ruß an PM_{2,5} deckt sich mit der Literatur (Cyrus, et al., 2003) in der Rußanteile von 12 % bis 25 % aufgetreten sind.

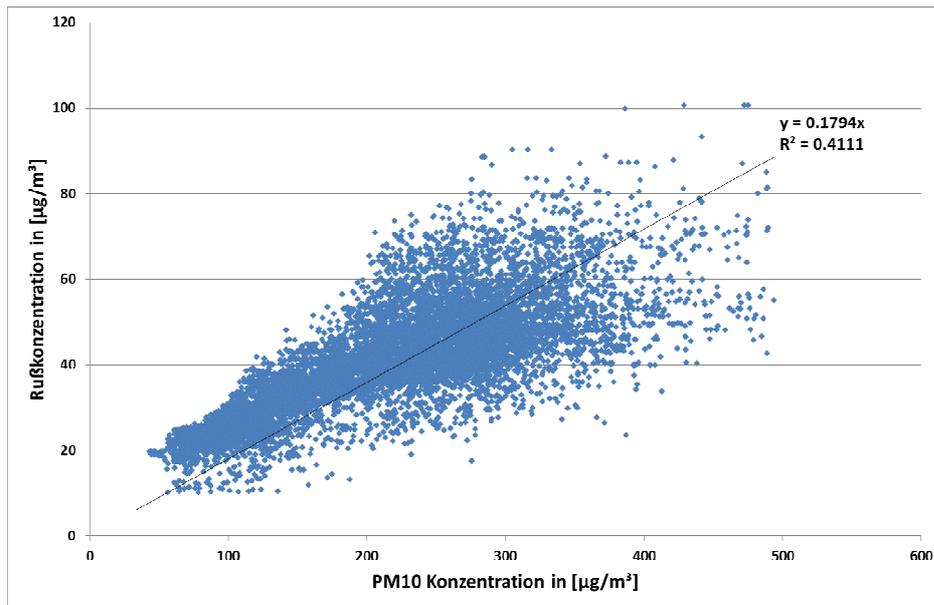


Abbildung 41: Korrelation zwischen den Rußkonzentrationen und den PM₁₀ Konzentrationen

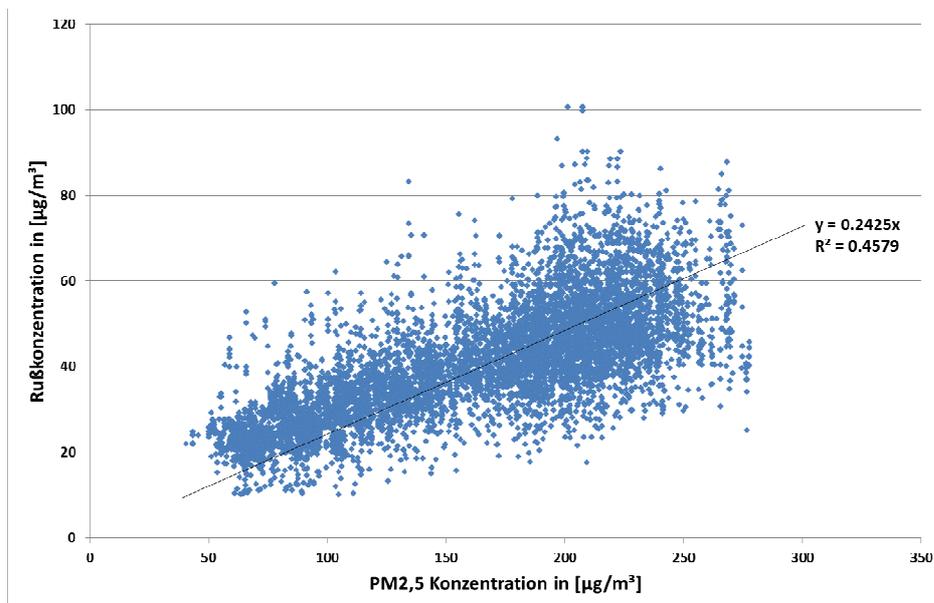


Abbildung 42: Korrelation zwischen den Rußkonzentrationen und den PM_{2,5} Konzentrationen

4.4 Schwermetalle

4.4.1 Messperioden und Probleme

Die Schwermetallbestimmungen basieren auf der chemischen Analyse von Filtermaterial. Die Belegung des Filtermaterials erfolgt mit der Staubfraktion PM₁₀. D.h. das Filtermaterial wird über eine vorher definierte Zeitspanne mit Staub belegt und anschließend werden die Bestandteile des Staubes in Hinblick auf die Schwermetalle analysiert. In der gegenständlichen Untersuchung wurden die Filter über eine Zeitdauer von drei Stunden belegt. Diese Zeitspanne ergab sich daraus, dass am Tunnelausgang die maximale Filterbelegung nach etwas mehr als drei Stunden erreicht wurde. Obwohl über die gesamte Messdauer von 17 Tagen Filter belegt wurden, sind nur 9 Filterpaare für die Auswertung verwendbar. Die Beschreibung der verwendbaren Messperioden ist in Tabelle 18 ersichtlich. Der durchschnittliche Schwerverkehrsanteil beträgt 17,2 Prozent. Auffällig sind die niedrigen LKW Anteile an den Freitagen zwischen 17 Uhr und 20 Uhr. Dieser reduzierte LKW Anteil an Freitagen ist wirtschaftsbedingt.

Tabelle 18: Messperioden mit Tag, Zeit und LKW- Anteil

Messperiode	Wochentag	Datum	Zeit	LKW- Anteil [%]
1	Freitag	06.09.2013	17:00 - 20:00	10.08
2	Montag	09.09.2013	05:00 - 08:00	21.15
3	Montag	09.09.2013	17:00 - 20:00	18.19
4	Dienstag	10.09.2013	05:00 - 08:00	20.97
5	Dienstag	10.09.2013	17:00 - 20:00	16.23
6	Mittwoch	11.09.2013	05:00 - 08:00	21.31
7	Donnerstag	12.09.2013	17:00 - 20:00	14.42
8	Freitag	13.09.2013	05:00 - 08:00	21.59
9	Freitag	13.09.2013	17:00 - 20:00	11.58

Die Ergebnisse der Filteranalyse liegen in Masse des jeweiligen Schadstoffes pro Gramm Staub auf dem Filter vor. Die Gesamtbeladung der Filter ist in Abbildung 43 ersichtlich. Je geringer die Gesamtbeladung der Filter ist, desto größer wird die Wahrscheinlichkeit, dass ein Schadstoff unter 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.

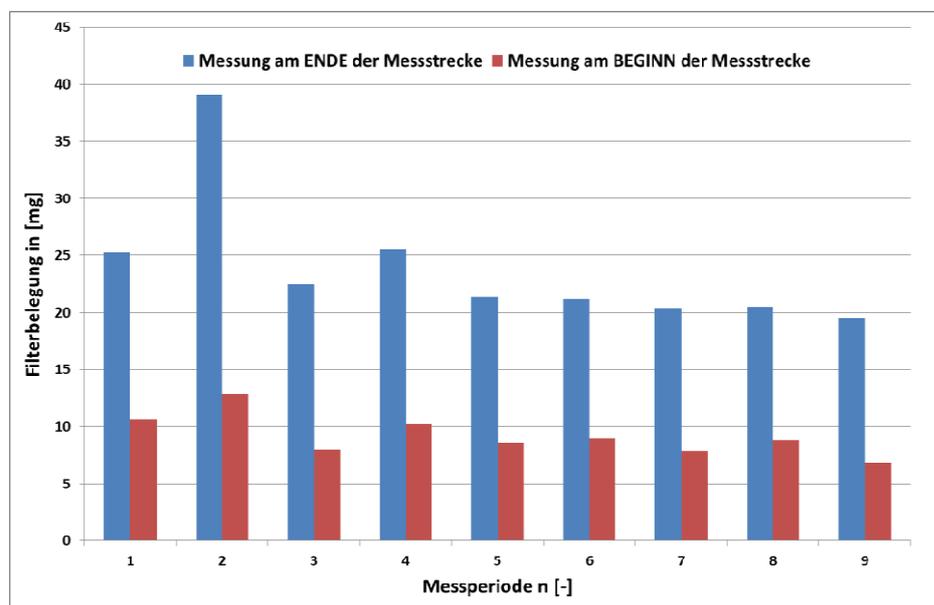


Abbildung 43: Gesamtbelegung der Filter für beide Messstellen über alle Messperioden

In einer ersten Betrachtung werden die Konzentrationen der Schwermetalle am Tunneleingang und Tunnelausgang dargestellt und mit den bestehenden Grenzwerten im IG-L verglichen. Die Höchstwerte für jedes Schwermetall sind in Tabelle 19 fett hervorgehoben. Die angegebenen Grenzwerte gelten für die Jahresmittelwerte der Konzentrationen in der Außenluft. Die Werte aus der Messung stellen jedoch 3 Stunden Mittelwerte dar. Für Arsen und Kadmium lagen die Messwerte für sämtliche Messperioden unter der Nachweisgrenze und sind deshalb nicht angeführt. Wie in nachfolgender Tabelle ersichtlich liegen die Konzentrationen im Tunnel merklich unter den für die Außenluft geltenden IG- L

Grenzwerten.

Tabelle 19: Konzentrationen der Schwermetalle an Tunnelleingang und Tunnelausgang für sämtliche Messperioden

Periode	Messstelle	Cr	Cu	Ni	Pb	Sb
		[ng/m ³]				
Grenzwert IG-L		-	-	20	500	-
1	PB1	77.3	823.4	6.0	14.0	33.0
2	PB1	83.0	786.5	10.8	16.6	46.3
3	PB1	56.6	495.3	4.9	10.3	31.8
4	PB1	64.2	578.8	8.9	10.7	29.9
5	PB1	56.7	594.7	12.2	8.7	38.7
6	PB1	42.4	469.6	7.1	7.1	20.5
7	PB1	53.3	731.5	9.2	7.9	32.9
8	PB1	48.7	528.7	9.8	8.3	37.1
9	PB1	57.0	698.1	17.7	8.4	44.3
1	PB17	34.0	325.1	4.5	6.4	16.7
2	PB17	38.5	323.8	5.7	10.6	20.9
3	PB17	28.8	225.5	4.4	4.6	16.5
4	PB17	29.8	214.2	4.4	4.2	13.8
5	PB17	22.7	267.7	4.4	4.1	16.6
6	PB17	17.5	210.3	4.4	3.4	10.1
7	PB17	26.4	292.4	4.4	4.0	24.1
8	PB17	19.0	218.2	4.4	4.8	14.3
9	PB17	18.2	223.9	4.4	3.9	12.6

Um aus den vorliegenden Ergebnissen Emissionsfaktoren bestimmen zu können, benötigt man das Luftvolumen, welches für die Verdünnung der Schadstoffe verantwortlich ist. Die Berechnung dieser Verdünnung basiert hier auf den Messwerten der Längsströmungsgeschwindigkeit, da diese direkt an den Messstellen erfasst wurden. Im ersten Schritt wurde bei der Auswertung ein flottengemittelter Emissionsfaktor ermittelt. Im Anschluss daran wurden, sofern möglich, Emissionsfaktoren für PKW und LKW getrennt berechnet. Eine detaillierte Beschreibung der Berechnungsmethodik ist in Kapitel 3.4 zu finden.

Die Ergebnisse aus diesen Berechnungen werden in nachfolgenden Kapiteln für die jeweiligen Schwermetalle dargestellt und diskutiert. Anschließend werden die errechneten Ergebnisse mit der Literatur verglichen.

4.4.2 Arsen und Cadmium

Für Arsen und Cadmium konnte keine Emissionsfaktorenbestimmung durchgeführt werden, da für beide Schadstoffe die Konzentrationen auf den Filtern unter der Nachweisgrenze lagen und somit auch keine Konzentrationsänderung über der Messstrecke nachgewiesen werden konnte. Das heißt, trotz des hohen Verkehrsaufkommens sind Arsen und Cadmium Emissionen vernachlässigbar.

4.4.3 Chrom

In Abbildung 44 sind die Chrommenge am Tunneleingang (Pannenbucht 17), am Tunnelausgang (Pannenbucht 1) sowie die Differenz daraus und die gesamte gefahrene Kilometeranzahl in den jeweiligen Messperioden dargestellt. Die überdurchschnittlich hohe Chromkonzentration am Tunneleingang in Messperiode 2, welche die Messung am Montagmorgen darstellt (siehe Tabelle 18), und die verhältnismäßig hohen Schadstoffmengen am Tunnelausgang in Messperiode 4 und 8, sprich Dienstag und Freitag von 5 Uhr bis 8 Uhr, sind auffällig.

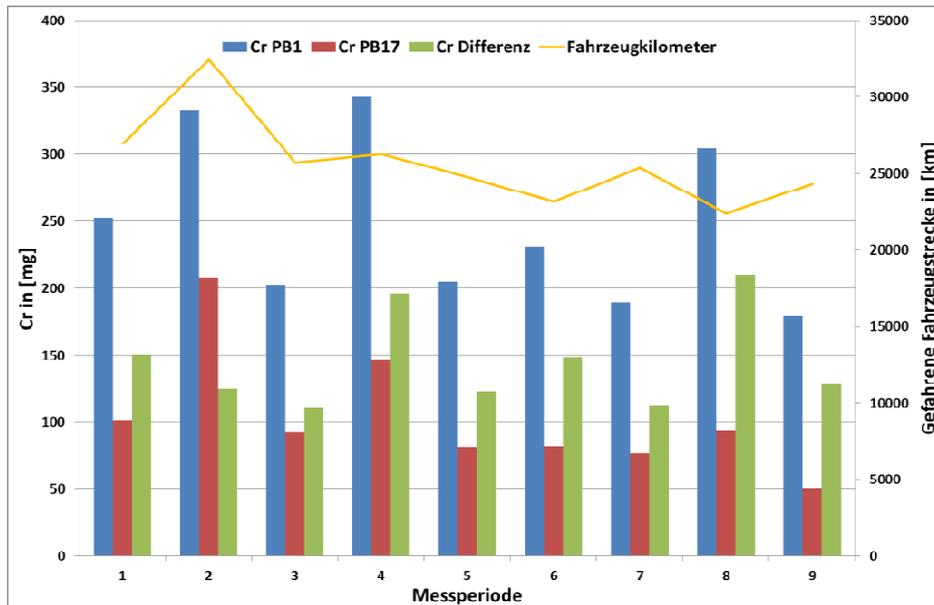


Abbildung 44: Darstellung der Chrom Emissionsmengen und der gefahrenen Kilometer über die Messperioden

Der Emissionsfaktor für die Fahrzeugflotte wird mittels linearer Regression berechnet. Die Ausgleichsgerade ist in Gleichung 16 dargestellt. Dieser Emissionsfaktor entspricht einem durchschnittlichen Schwerverkehrsanteil von 17,2 Prozent.

$$Cr \text{ Emission} \left[\frac{\mu g}{km} \right] = 5,5 * nFahrzeuge \quad (16)$$

Das Bestimmtheitsmaß (R^2) dieser Berechnung liegt bei 0,92, das bedeutet, dass ein signifikanter Zusammenhang zwischen dem Verkehrsaufkommen und den Chromemissionen besteht. In Gleichung 17 ist auch der Standardfehler des Emissionsfaktors angeführt. Dieser liegt in der Größenordnung von 10 Prozent des Emissionsfaktors, was, besonders hinsichtlich der geringen Datenanzahl und Konzentrationsdifferenzen, auf eine homogene Datenmenge hindeutet.

Der Standardfehler ist ein Maß für die Streuung einer Stichprobenstatistik, welcher generell kleiner wird mit zunehmender Datenmenge da größere Stichproben präzisere Schätzungen erlauben. Die detaillierte Berechnungsmethode des Standardfehlers ist in Kapitel 3.4 beschrieben.

$$Cr \text{ Emission} \left[\frac{\mu g}{km} \right] = (5,5 \pm 0,57) * nFahrzeuge \quad (17)$$

In einem weiteren Schritt wurde versucht für PKW und LKW getrennt Emissionsfaktoren zu bestimmen. Der Verlauf der Konzentrationsdifferenz sowie der LKW beziehungsweise PKW Kilometeranzahl über die verwendeten Messperioden ist in Abbildung 45 dargestellt. Der Verlauf der LKW Kilometer im Vergleich zum Emissionsverlauf, lässt einen stärkeren Einfluss der LKW Emissionen vermuten.

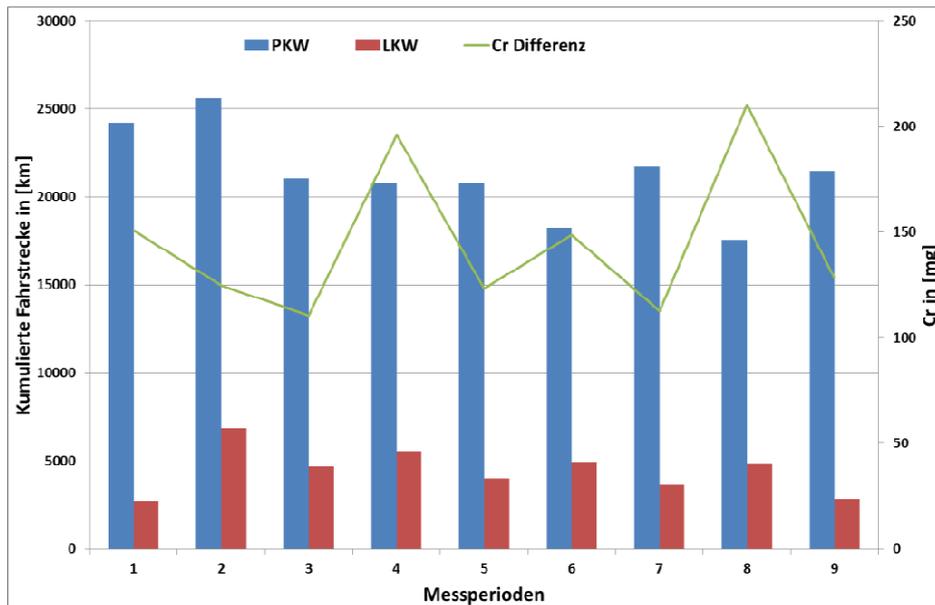


Abbildung 45: Chromemissionen über der kumulierten Fahrstrecke für PKW und LKW.

Die Bestimmung der Emissionsfaktoren für PKW und LKW erfolgt über multiple Regression, mit der die Ausgleichsebene bestimmt werden konnte. Das Ergebnis dieser Berechnung ist in Tabelle 20 ersichtlich.

Tabelle 20: Emissionsfaktoren für LKW und PKW getrennt

[µg/km]	Emissionsfaktor LKW	Emissionsfaktor PKW
Chrom	21± 12	2,8± 2,3

Hier weist der Standardfehler auf Grund der geringen Datenmenge eine wesentlich größere Unsicherheit aus als für den Flottenemissionsfaktor. Zudem war die Konzentrationsdifferenz auf den Filtern sehr gering und da auch die chemische Analyse Unsicherheiten mit sich bringt, sind bei sehr kleinen Emissionsfaktoren größere prozentuale Standardfehler zu erwarten. Es zeigt sich, dass der LKW Einfluss, wie zu erwarten war, deutlich höher ist.

Quellen für Chromemissionen im Straßenverkehr sind Bremsen und Straßenbelag. Der deutlich höhere Emissionsfaktor für LKW kommt dadurch zustande, dass der Abrieb bei LKW wesentlich höher ist. Der Bremsabrieb dürfte auf Grund der Fahrsituation im Plabutschunnel eher eine untergeordnete Rolle spielen.

4.4.4 Kupfer

Der Verlauf der Kupferemissionen sowie die summierten gefahrenen Kilometer in der jeweiligen Messperiode sind in Abbildung 46 dargestellt. Auffällig sind die überdurchschnittliche Hintergrundkonzentration in der Messperiode 2, welche am Montag in der Früh durchgeführt wurde und die hohe Konzentration am Tunnelausgang im Verhältnis zu den gefahrenen Kilometern in der Messperiode 4 und 8, welche den Messzeitraum von Dienstag beziehungsweise Freitag von 5 bis 8 Uhr darstellen (siehe Tabelle 18).

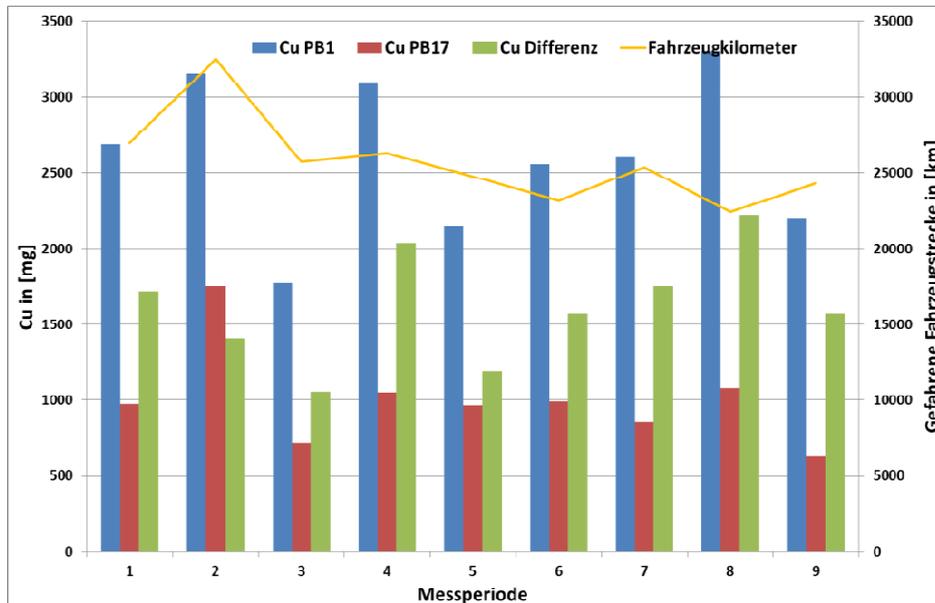


Abbildung 46: Darstellung der Kupfer Emissionsmengen und der gefahrenen Kilometer über die Messperioden

Im ersten Schritt wurde ein flottengemittelter Emissionsfaktor bei einem durchschnittlichen Schwerverkehrsanteil von 17,2 Prozent ermittelt. Das wurde mit Hilfe einfacher linearer Regression durchgeführt. Bei der Auswertung wurde eine Ausgleichsgerade erstellt welche folgende Form (Gleichung 18) aufweist:

$$\text{Cu Emission} \left[\frac{\mu\text{g}}{\text{km}} \right] = 62 * n\text{Fahrzeuge} \quad (18)$$

Zusätzlich kann der Standardfehler der Berechnung angegeben werden (Gleichung 19):

$$\text{Cu Emission} \left[\frac{\mu\text{g}}{\text{km}} \right] = (62 \pm 6) * n\text{Fahrzeuge} \quad (19)$$

Der Standardfehler beträgt im vorliegenden Fall etwa 10 Prozent, angesichts der niedrigen Anzahl an Datenpunkten ist dieser verhältnismäßig niedrig. Ein signifikanter Zusammenhang zwischen Kupferemissionen und Verkehrsaufkommen wird durch das Bestimmtheitsmaß (R^2) der Berechnung mit einem Wert von 0,93 bestätigt.

Im zweiten Schritt wurde versucht Emissionsfaktoren für LKW und PKW getrennt zu ermitteln. Die Konzentrationsdifferenz sowie auch die gefahrenen LKW Kilometer beziehungsweise PKW Kilometer sind in Abbildung 47 dargestellt. Ein eindeutiger Zusammenhang zwischen den Kupferemissionen und dem PKW Aufkommen beziehungsweise LKW Aufkommen ist anhand dieser Abbildung nicht zu erkennen.

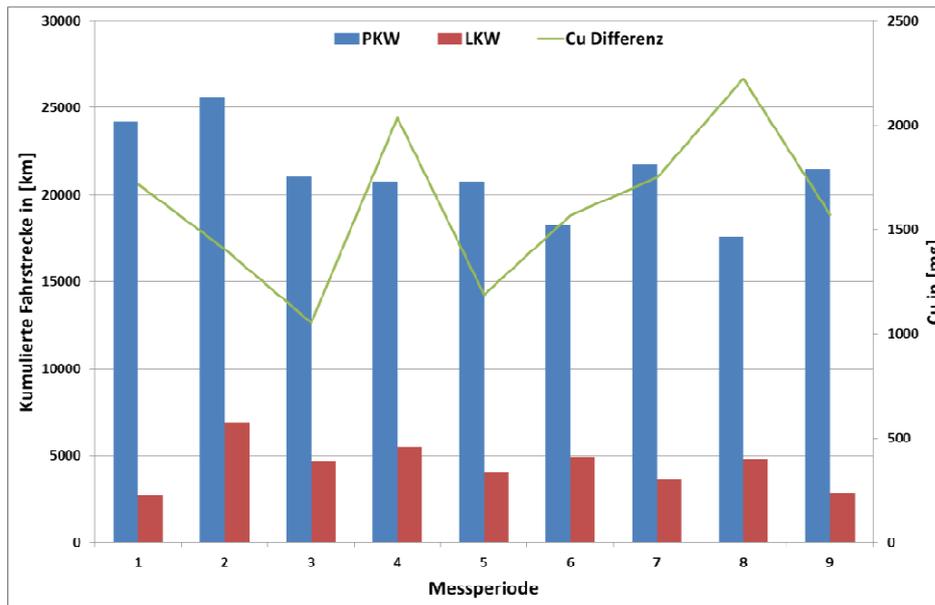


Abbildung 47: Kupferemissionen über der kumulierten Fahrstrecke für PKW und LKW.

Mittels multipler Regression wurde die Ausgleichsebene erstellt. Das Ergebnis ist in Tabelle 21 dargestellt. Der Standardfehler liegt im Fall des LKW Emissionsfaktors in der Größenordnung des Emissionsfaktors selbst. Dies bedeutet, dass der Emissionsfaktor in einem Bereich von $0 \mu\text{g}/\text{km}$ bis $300 \mu\text{g}/\text{km}$ liegt. Geringer ist die Bandbreite im Fall des Emissionsfaktors für PKW, welcher sich in einem Bereich von $30 \mu\text{g}/\text{km}$ bis $70 \mu\text{g}/\text{km}$ befindet. Gründe für die großen Bandbreiten sind einerseits die geringe Anzahl an Datenpunkten und auch die Tatsache, dass die Unsicherheit in der chemischen Analyse bei diesen geringen Konzentrationen einen sehr großen Einfluss hat.

Tabelle 21: Emissionsfaktoren für LKW und PKW getrennt

[$\mu\text{g}/\text{km}$]	Emissionsfaktor LKW	Emissionsfaktor PKW
Kupfer	140 ± 140	50 ± 20

Quellen der Kupferemissionen im Verkehr sind vor allem Bremsen aber auch Kupplungen und Reifen. Der Anteil auf Grund von Kupplungen dürfte sehr gering sein, da einerseits die Fahrsituation im Plabutschtunnel wenige Kupplungsvorgänge verlangt und andererseits Kupplungsgehäuse geschlossen ist. Der Hauptanteil der Kupferemissionen dürfte vom Reifenabrieb und Bremsabrieb stammen. Da aber auf Grund der Fahrsituation wenige Bremsvorgänge notwendig sind, sollte der Bremsabrieb eine untergeordnete Rolle spielen.

4.4.5 Nickel

Die gemessenen Nickelmengen bei den Messstellen an Tunneleingang und Tunnelausgang sowie die Differenz derer und das Gesamtverkehrsaufkommen sind in Abbildung 48 dargestellt. Es ist anhand dieser Abbildung kein deutlicher Zusammenhang zwischen den Nিকেmissionen und der Verkehrsmenge ersichtlich.

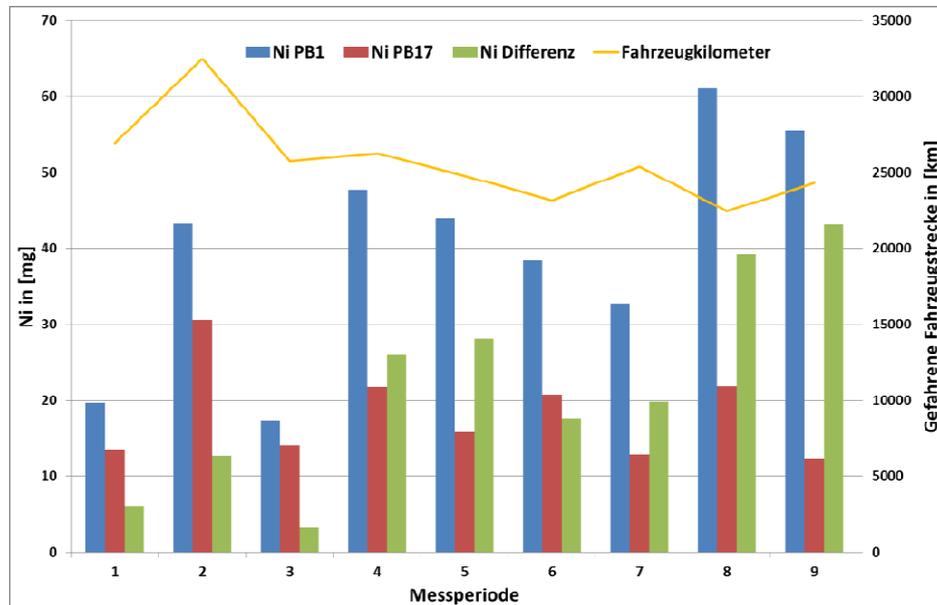


Abbildung 48: Darstellung der Nickel Emissionsmengen und der gefahrenen Kilometer über die Messperioden

Berechnet man mit den gemessenen Werten analog zu Chrom und Kupfer den Gesamtemissionsfaktor, so hat die Ausgleichsgerade die in Gleichung 20 ersichtliche Form.

$$\text{Ni Emission} \left[\frac{\mu\text{g}}{\text{km}} \right] = 0,81 * n\text{Fahrzeuge} \quad (20)$$

Zieht man zusätzlich den Standardfehler der Berechnung in Betracht sieht das Ergebnis folgendermaßen aus:

$$\text{Ni Emission} \left[\frac{\mu\text{g}}{\text{km}} \right] = (0,81 \pm 0,19) * n\text{Fahrzeuge} \quad (21)$$

Wie schon auf Grund von Abbildung 48 zu vermuten ist, ist der Zusammenhang zwischen Verkehrsaufkommen und den Nিকেmissionen nicht eindeutig. Dies spiegelt sich nicht unbedingt im Standardfehler, sehr wohl aber im Bestimmtheitsmaß ($R^2 = 0,68$) der Berechnung wieder.

Abbildung 49 zeigt PKW und LKW Aufkommen getrennt sowie die Nickel Emissionsdifferenz. Ein Zusammenhang ist auch in diesem Fall nicht erkennbar.

Das spiegelt sich auch bei der Bestimmung der PKW und LKW Emissionsfaktoren wieder. Die berechneten Standardfehler sind doppelt so hoch wie die Emissionsfaktoren. Aus diesem Grund ist für Nickel die Emissionsfaktorenbestimmung für PKW und LKW getrennt bei dieser Messung nicht durchführbar.

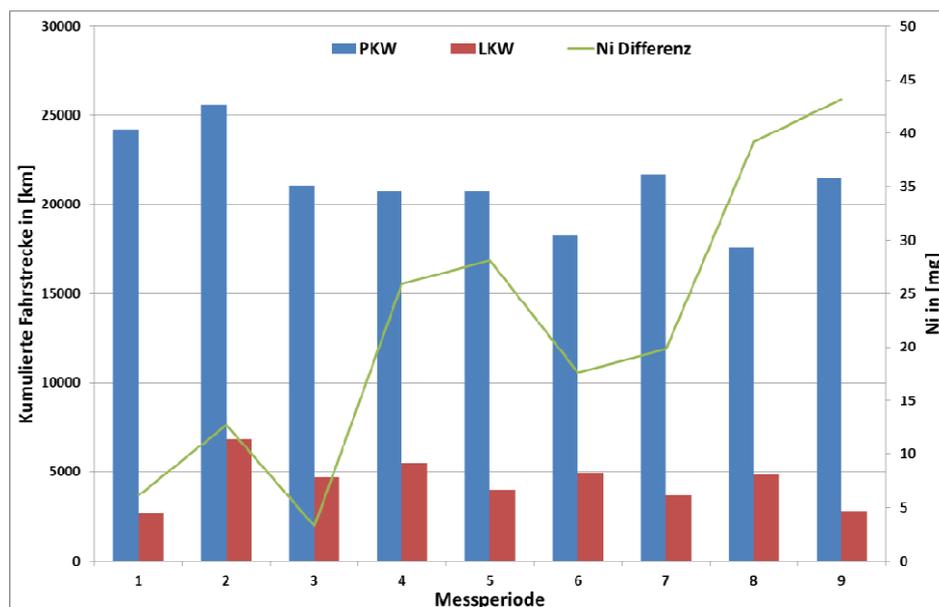


Abbildung 49: Nিকেলেmissionen über der kumulierten Fahrstrecke für PKW und LKW

Nickel kommt in Bremsbelägen und in sehr geringen Mengen im Straßenbelag vor. Da auf Grund der Verkehrssituation wenige Bremsvorgänge im Plabutschtunnel erforderlich sind und wie erwähnt der Nickelgehalt im Straßenbelag sehr gering ist, ist der Wert für die Emissionsfaktoren sehr gering. Die hohen Standardfehler können einerseits wiederum durch die geringe Datenanzahl begründet werden, aber auch dadurch dass die Unsicherheiten bei der chemischen Analyse zunehmen, je kleiner die Konzentration auf den Filtern ist.

4.4.6 Blei

Die summierten gefahrenen Kilometer von LKW und PKW sowie die Bleiemissionen an beiden Messstellen und auch die Differenz der beiden für die jeweiligen Messperioden sind in Abbildung 50 dargestellt. Die überdurchschnittlich hohe Hintergrundkonzentration und daraus resultierende sehr geringe Konzentrationsdifferenz für Blei in der Messperiode 2, welche an einem Montag von 5.00 bis 8.00 Uhr war (siehe Tabelle 18), ist auffällig und wurde bei der Auswertung nicht berücksichtigt.

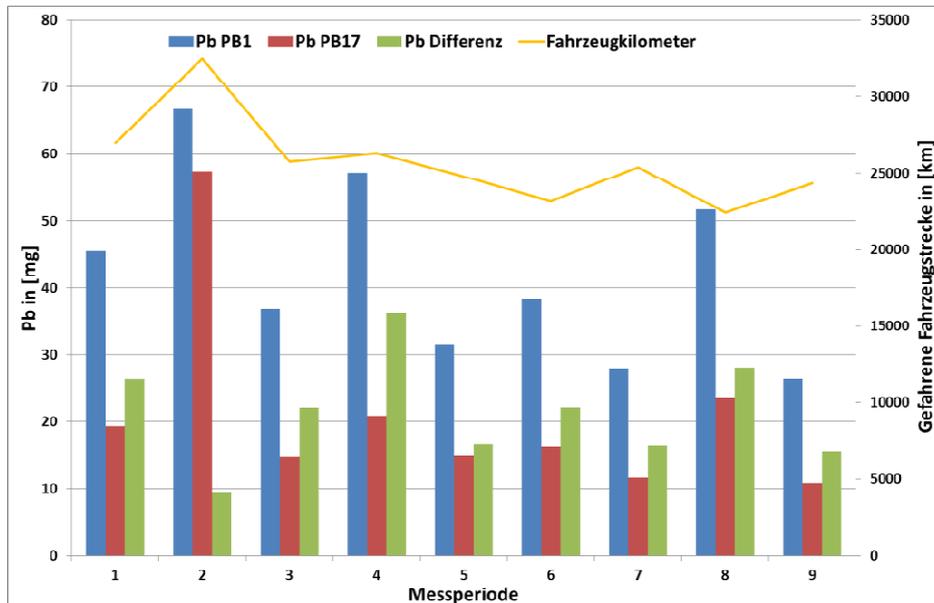


Abbildung 50: Darstellung der Blei Emissionsmengen und der gefahrenen Kilometer über die Messperioden

Im ersten Schritt wurde der flottengemittelte Emissionsfaktor berechnet, das heißt es wurde ein Emissionsfaktor ermittelt, welcher die gesamten Emissionen von PKW und LKW inkludiert. Im vorliegenden Fall lag der Schwerverkehrsanteil bei 17,2 Prozent. Die Berechnung erfolgte mittels linearer Regression. Die resultierende Ausgleichsgerade nimmt folgende Form an:

$$\text{Pb Emission} \left[\frac{\mu\text{g}}{\text{km}} \right] = 0,8 * n\text{Fahrzeuge} \quad (22)$$

Außerdem kann der Standardfehler der Berechnung angegeben werden:

$$\text{Pb Emission} \left[\frac{\mu\text{g}}{\text{km}} \right] = (0,80 \pm 0,12) * n\text{Fahrzeuge} \quad (23)$$

Der Standardfehler beträgt 15 % des Emissionsfaktors. Dies ist auf Grund der niedrigen Datenmenge und den Unsicherheiten aus der chemischen Analyse ein zu brauchbarer Wert. Das Bestimmtheitsmaß (R^2) dieser Berechnung liegt bei 0,85, wodurch ein signifikanter Zusammenhang zwischen den Bleiemissionen und dem Verkehr bestätigt wird.

In einem weiteren Schritt wurde versucht die Emissionsfaktorenberechnung getrennt für PKW und LKW durchzuführen. Die Bleidifferenz zwischen den Messstellen sowie die angefallenen LKW beziehungsweise PKW Kilometer sind in Abbildung 51 dargestellt. Es ist auf Grund dieser Abbildung kein eindeutiger Zusammenhang zwischen den Emissionen und dem Verkehrsaufkommen ersichtlich.

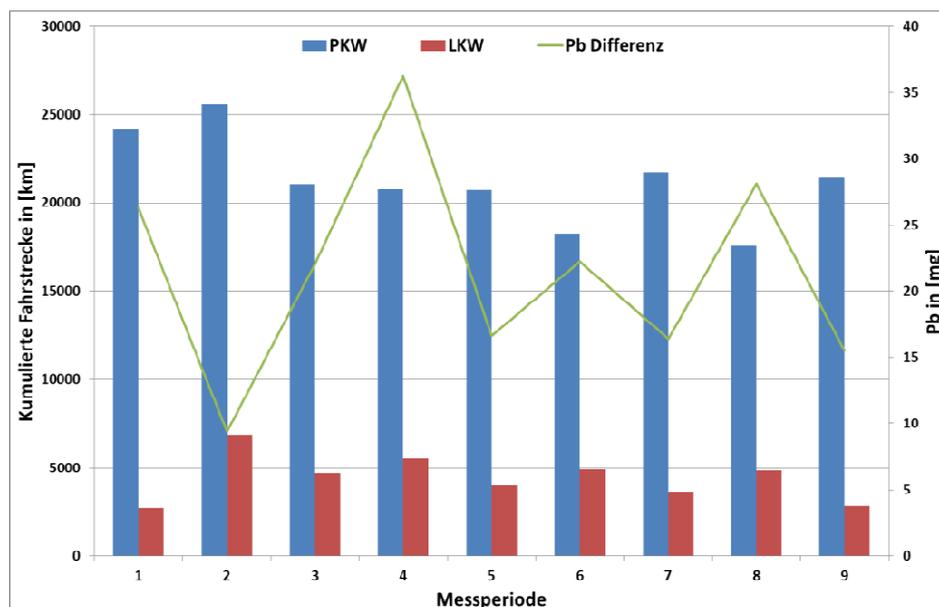


Abbildung 51: Bleimissionen über der kumulierten Fahrstrecke für PKW und LKW

Zur Ermittlung der Emissionsfaktoren wurde eine multiple Regression verwendet. Die daraus erhaltene Ausgleichsebene hat die in Tabelle 22 dargestellten Konstanten.

Tabelle 22: Emissionsfaktoren für LKW und PKW getrennt

[$\mu\text{g}/\text{km}$]	Emissionsfaktor LKW	Emissionsfaktor PKW
Blei	$3,5 \pm 1,9$	$0,38 \pm 0,38$

Unter Berücksichtigung des Standardfehlers ergibt sich für den PKW Emissionsfaktor ein Bereich von $0 \mu\text{g}/\text{km}$ bis $0,76 \mu\text{g}/\text{km}$. Diese Unsicherheit lässt sich mit der geringen Anzahl an Datenpunkten aber auch der Unsicherheit in der chemischen Analyse bei niedrigen Filterkonzentrationen, wie in diesem Fall, erklären. So spielt die Unsicherheit in der chemischen Auswertung bei Emissionsfaktoren mit einem sehr kleinen Wert, wie im vorliegenden Fall, eine wesentliche Rolle.

Auf Grund der Limitierung des Bleianteils im Kraftstoff ist der exhaust Anteil an den Bleimissionen vernachlässigbar. Wesentliche Verursacher sind der Bremsabrieb, welcher auf Grund der Fahrsituation auch gering sein dürfte, und der Straßenabrieb. Da der Straßenabrieb von LKW als deutlich höher anzunehmen ist als durch PKW, lässt sich damit auch der Unterschied in den Emissionsfaktoren für PKW und LKW begründen.

4.4.7 Antimon

In Abbildung 52 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 sind die hohe Hintergrundkonzentration in Messperiode 2 (Montag von 5 Uhr bis 8 Uhr) und die überdurchschnittlich hohe Antimonmenge am Tunnelausgang in Messperiode 8 (Freitag von 5 Uhr bis 8 Uhr).



Abbildung 52: Darstellung der Antimon Emissionsmengen und der gefahrenen Kilometer über die Messperioden

Bei einem durchschnittlichen Schwerverkehrsanteil von 17,2 Prozent wurde im ersten Schritt der Emissionsfaktor für das gesamte Verkehrsaufkommen bestimmt. Mittels linearer Regression wurde die Ausgleichsgerade ermittelt (siehe Gleichung 24).

$$\text{Sb Emission} \left[\frac{\mu\text{g}}{\text{km}} \right] = 2,9 * n\text{Fahrzeuge} \quad (24)$$

Stellt man zusätzlich den Standardfehler dieser Berechnung dar erhält man folgendes Ergebnis:

$$\text{Sb Emission} \left[\frac{\mu\text{g}}{\text{km}} \right] = (2,90 \pm 0,32) * n\text{Fahrzeuge} \quad (25)$$

In diesem Fall liegt der Standardfehler bei etwa 10 Prozent des Emissionsfaktors, was auf Grund der Rahmenbedingungen, wie der geringen Datenanzahl, im erwarteten Bereich liegt. Eine Bestätigung für den signifikanten Zusammenhang zwischen Emissionen an Antimon und dem Verkehrsaufkommen liefert das Bestimmtheitsmaß (R^2) mit einem Wert von 0,91.

In weiterer Folge wurde versucht für PKW und LKW einen individuellen Emissionsfaktor zu berechnen. In Abbildung 53 sind die gefahrenen Kilometer je Messperiode aufgeteilt in PKW und LKW sowie die gemessene Antimondifferenz in den jeweiligen Messperioden dargestellt.

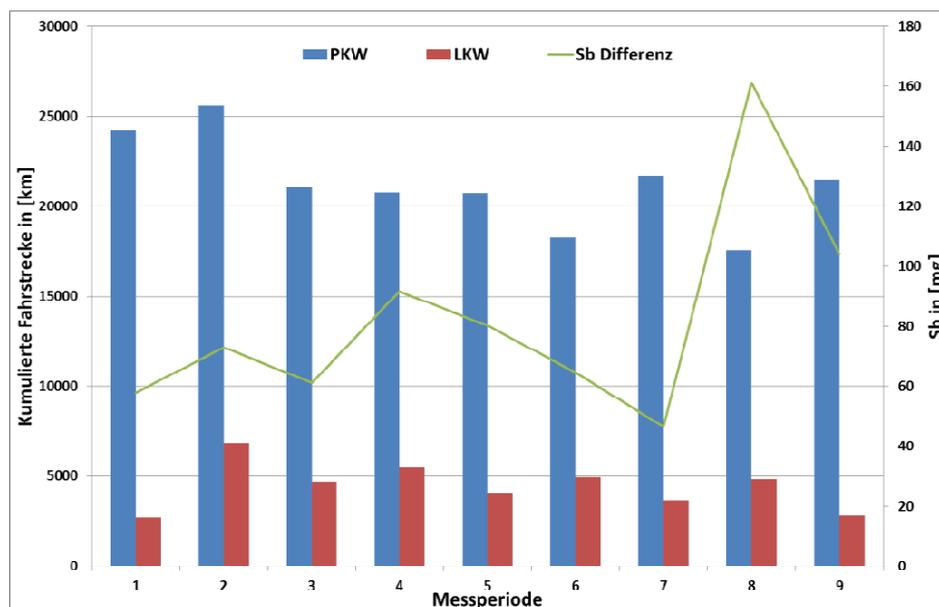


Abbildung 53: Antimonemissionen über der kumulierten Fahrstrecke für PKW und LKW

Die Ausgleichsebene wurde mittels multipler Regression ermittelt. Die daraus berechneten Ergebnisse sind in Tabelle 23 ersichtlich.

Tabelle 23: Emissionsfaktoren für LKW und PKW getrennt

[$\mu\text{g}/\text{km}$]	Emissionsfaktor LKW	Emissionsfaktor PKW
Antimon	9 ± 7	$1,8 \pm 1,4$

Der Standardfehler liegt im Fall des PKW und des LKW bei etwa 80 Prozent, was einer viel größeren Streuung entspricht als im Fall des flottengemittelten Emissionsfaktors. Das heißt, dass die Emissionsfaktorenermittlung mit dem vorliegenden Datensatz für PKW und LKW nicht eindeutig möglich ist. Es lässt sich aber ein Bereich angeben, unter der Berücksichtigung des Standardfehlers, in dem die Emissionsfaktoren nach dieser Messung liegen. Gründe für die hohen Bandbreiten der Emissionsfaktoren liegen in der geringen Datenmenge und auch dem hohen Einfluss der Unsicherheit in der chemischen Analyse bei Emissionsfaktoren mit derart niedrigen Werten.

Die Hauptquelle von Antimon im Straßenverkehr ist der Bremsabrieb. Auf Grund der vorherrschenden Fahrsituation im Plabutschtunnel ist die erforderliche Bremshäufigkeit jedoch begrenzt. Damit sind auch die geringen Werte der Emissionsfaktoren für Antimon begründet. In geringen kommt Antimon auch in Reifen vor. Mit der deutlich höheren Reibung zwischen Fahrbahn und Reifen sowie auch beim Bremsen und dem damit verbundenen höheren Abrieb bei LKW lassen sich die deutlichen Unterschiede zwischen den Emissionsfaktoren für LKW und PKW begründen.

4.5 Analyse der Ergebnisse und Vergleich mit der Literatur

Um die berechneten Ergebnisse mit den Emissionsfaktoren aus der Literatur vergleichen zu können, werden diese in Tabelle 24 in einer Übersicht dargestellt. In der Literatur konnten ausschließlich flottengemittelte Emissionsfaktoren für Schwermetalle gefunden werden. In keiner Arbeit wurden für LKW und PKW getrennte Emissionsfaktoren bestimmt. Aus diesem Grund kann kein Vergleich mit den in dieser Arbeit ermittelten Faktoren für LKW und PKW gemacht werden. Generell ist für die Emissionsfaktoren von PKW und LKW deutlich zu erkennen, dass der Standardfehler im Vergleich zu den Flottenemissionsfaktoren sehr hoch ist und teilweise sogar den Wert des Emissionsfaktors selbst übersteigt. Auffällig dabei ist, dass je kleiner der Wert des Emissionsfaktors ist, desto höher ist der prozentuale Standardfehler. Der Grund dafür liegt in der Unsicherheit bei der chemischen Filteranalyse. Auch bei dieser steigt die prozentuale Unsicherheit mit abnehmender Konzentration. Generell wäre eine höhere Qualität in der Emissionsfaktorenbestimmung zu erreichen, wenn die Anzahl der Datenpunkte höher wäre. Für Nickel war es in der vorliegenden Arbeit nicht möglich Emissionsfaktoren für PKW und LKW zu bestimmen, da kein Zusammenhang zwischen Schadstoffkonzentration und Verkehrsaufkommen nachweisbar war. Hohe Unsicherheiten sind aber auch in der Emissionsfaktorenbestimmung aus der Messung im Kaisermühlentunnel (Laschober, et al., 2004) und aus der Messung im Verkehrstunnel in Los Angeles (Gillies, et al., 2001) vorzufinden.

Es zeigt sich, dass es überhaupt nur in einer Studie möglich war einen Emissionsfaktor für Arsen zu bestimmen. Auch für Kadmium kann kein Vergleich zur vorliegenden Messung durchgeführt werden, da es in dieser nicht möglich war eine Emissionsfaktorenbestimmung durchzuführen.

Wie bereits erwähnt, können nur die Werte der Flottenemissionsfaktoren verglichen werden. Die Werte aus der Literatur bilden ein breites Spektrum ab. Das kommt auf Grund der unterschiedlichen Rahmenbedingungen der Messungen und die Unterschiede im Jahr der Durchführung zu Stande.

Für Chrom, Blei und Antimon liegen die flottengemittelten Emissionsfaktoren zwar unter den in der Literatur gefundenen Werten, aber doch in einer vergleichbaren Größenordnung. Lediglich der Flottenemissionsfaktor für Kupfer liegt innerhalb der Bandbreite der Emissionsfaktoren aus der Literatur. Verantwortlich dafür dürfte die Tatsache sein, dass die Emissionsmengen mit der Entwicklung der Fahrzeuge Jahr für Jahr rückläufig sind und die Messungen zu den Arbeiten aus der Literatur deutlich vor der Messung im Plabutschunnel durchgeführt wurden. Vor allem die Messung im Sepulveda Tunnel (Gillies, et al., 2001) zeigt teilweise deutlich höhere Emissionsfaktoren als in dieser Messung, sie wurde aber auch schon im Jahr 1996 durchgeführt, wodurch die Vergleichbarkeit deutlich reduziert ist. Zusätzlich spielt es eine Rolle, dass diese Messung in den USA stattgefunden hat, wo es bezüglich Gesetzgebung im Straßenverkehr doch deutliche Unterschiede zu Europa gibt. Ähnliches gilt für die Messung in Kalifornien (Cadle, et al., 1997). Die teilweise großen Unterschiede zu den Messungen in Skandinavien (Sternbeck, et al., 2002) könnten im Unterschied der Asphaltbeschaffenheit und auch dem vermehrten Einsatz von Spike Reifen in Schweden ihren Ursprung haben.

Tabelle 24: Übersicht der Emissionsfaktoren aus der Literatur und der vorliegenden Messung [$\mu\text{g}/\text{km}$]

	Jahr	SVA^{*)} [%]	As	Cd	Cr	Cu	Ni	Pb	Sb
1)	2003	-	-	-	41	542	6,5	41	144
2)	2000	14	-	0,244±0,045	-	147±32	-	35,1±13,6	50,8±14,2
2*)	1999	10	-	0,289±0,147	-	172±37	-	36,9±7,7	31,8±11,6
3)	1995	-	-	1,55	12,3	19,32	10,32	99,92	2,92
4)	1996	2,6	10±50	20±220	20±60	530±60	10±20	80±40	220±300
5)	2002	14,8	-	-	-	30±20,2	1,8±2,1	9,5±6,7	-
6)	2000	-	-	-	-	98±12	-	19±3	-
7)	2013	17,2	-	-	5,5±0,57	62±6	0,81±0,19	0,8±0,12	2,9±0,32
7)	2013	-	-	-	2,8±2,3	50±20	-	0,38±0,38	1,8±1,4
7)	2013	-	-	-	21±12	140±140	-	3,5±1,9	9±7

1) (Johansson, et al., 2009)

2) (Sternbeck, et al., 2002) – Lundby

2) (Sternbeck, et al., 2002) - Tingstad

3) (Cadle, et al., 1997)

4) (Gillies, et al., 2001)

5) (Laschober, et al., 2004)

6) (Valiulis, et al., 2002)

7) vorliegende Arbeit

*) Schwerverkehrsanteil

5 Schlussfolgerungen und Ausblick

Die Messungen von PM₁₀ und NO_x, sowie die zugehörige Auswertung erwiesen sich als unproblematisch bezüglich Datenverfügbarkeit und führten zu Emissionsfaktoren für PKW und LKW, welche im erwarteten Bereich lagen. Außerdem konnte für NO_x wie auch für PM₁₀ ein deutlicher Zusammenhang zwischen Verkehr und Emissionen nachgewiesen werden. Das bedeutet, dass der verwendete Messaufbau sehr gut für die Emissionsfaktorenbestimmung geeignet ist.

Als etwas problematischer stellte sich die Schwermetallmessung heraus. Beginnend mit anfänglichen Konfigurationsproblemen und in weiterer Folge Problemen bei der chemischen Auswertung der Filter konnte nur eine sehr begrenzte Anzahl, nämlich 9, an verwertbaren Filterpaaren erzielt werden. Die statistische Bestimmung der Emissionsfaktoren verliert dadurch an Aussagekraft.

Emissionsfaktoren für eine ausgewählte Schwermetallpalette wurden zuerst für die gesamte Fahrzeugflotte bestimmt, in weiterer Folge aber auch für PKW und LKW getrennt. Verglichen mit NO_x oder auch PM₁₀ konnten für die Schwermetalle die Zusammenhänge zwischen den Schadstoffen und dem Verkehrsaufkommen nur wesentlich schlechter nachgewiesen werden. An den teilweise sehr hohen prozentualen Standardfehlern der Emissionsfaktoren für PKW und LKW sind hohe Unsicherheiten in den Ergebnissen erkennbar. Es ist dabei erkennbar, dass je kleiner der Emissionsfaktor ist, desto höher werden die prozentualen Standardfehler, was unter anderem auf die Unsicherheiten in der chemischen Analyse zurückzuführen ist. Eine deutlich bessere Qualität der Auswertung der Schwermetallemissionen wäre bei einer deutlich höheren Anzahl an Datensätzen möglich.

Verglichen mit der Literatur lagen die Emissionsfaktoren für Schwermetalle aus der vorliegenden Messung weitgehend unterhalb. Der Grund dafür liegt in den Unterschieden in den Rahmenbedingungen, der Flottenzusammensetzung und vor allem im Jahr und Land der Durchführung. Außerdem ist zu erwähnen, dass die bisher betriebene Forschungsarbeit über Schwermetallemissionen im Verkehr in einer kleinen Menge an Studien begrenzt ist.

Die Konzentrationen für Arsen und Kadmium waren für sämtliche Messperioden trotz des sehr hohen Verkehrsaufkommens und der langen Messstrecke unter der Nachweisgrenze. Auch die Konzentrationen für die anderen betrachteten Schwermetalle lagen unter den gesetzlichen Grenzwerten, das war am Tunneleingang wie auch am Tunnelausgang der Fall. Zu berücksichtigen ist dabei allerdings, dass auf Grund der Verkehrssituation im Plabutschunnel kaum Bremsvorgänge notwendig sind, wodurch auch die Menge an Bremsabrieb begrenzt ist.

Dass die Konzentrationen für die karzinogenen Schwermetalle Kadmium und Arsen unter der Nachweisgrenze liegen, ist für gesundheitliche Betrachtungen besonders hervorzuheben.

Für zukünftige Untersuchungen der verkehrsbezogenen Schwermetallemissionen ist es anzustreben eine Messstrecke zu wählen, welche eine von einer Autobahn deutlich unterscheidbaren Fahrsituation aufweist und vermehrte Bremsvorgänge erzwingt. Zusätzlich ist es notwendig, vor allem um die Qualität der Ergebnisse der multiplen und einfachen linearen Regression zu verbessern, die Datenanzahl deutlich zu erhöhen.

Literaturverzeichnis

- AUE, 2013. *Amt für Umwelt und Energie - Luftmesssergebnisse*. [Online]
Available at: <http://www.umwelt.sg.ch/home/Themen/Luft/luftmesssergebnisse/umgewandelt.html>
[Zugriff am 11 Dezember 2013].
- Bayreuth, U., 2011. *Chemilumineszenz*. [Online]
Available at: http://daten.didaktikchemie.uni-bayreuth.de/umat/chemolumineszenz/chemolumineszenz.htm#was_ist_chemolumineszenz
[Zugriff am 10 Dezember 2013].
- BMLFUW, 2013. *Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft - Feinstaub*. [Online]
Available at: <http://www.lebensministerium.at/umwelt/luft-laerm-verkehr/luft/immissionsschutz/Feinstaub.html>
[Zugriff am 7 Jänner 2014].
- Briehl, H., 2008. *Chemie der Werkstoffe*. 2. Auflage Hrsg. Wiesbaden, Germany: B.G. Teubner Verlag/ GWV Fachverlage GmbH.
- Brosius, F., 1998. *SPSS 8: Professionelle Statistik unter Windows*. Bonn:
http://www.molar.unibe.ch/help/statistics/spss/23_lineare_regression.pdf.
- Cadle, S. H. et al., 1997. Particulate Emission Rates from In-Use High-Emitting Vehicles Recruited in Organge County, California. *Environmental Science & Technology*, pp. 3405 - 3412.
- Cyrus , J. et al., 2003. *Comparison between traffic related particle indicators: Elemental carbon (EC), PM_{2,5} mass and absorbance..* s.l.:Journal of Exposure Analysis and Environmental Epidemiology.
- DEFRA, 2008. *Department for Environment Food and Rural Affairs- FDMS Manual*. [Online]
Available at: http://uk-air.defra.gov.uk/reports/cat06/0903121612_FDMS_LSO_manual_v2.pdf
[Zugriff am 11 Dezember 2013].
- DHHS, 1992. *PUBLIC HEALTH STATEMENT ANTIMONY*, Atlanta: DEPARTMENT of HEALTH AND HUMAN SERVICES, Public Health Service, Agency for toxic substances and desease registry.
- Duffus, J. H., 2002. *"Heavy Metals" - A meaningless term?*. Edingburgh, Scotland: IUPAC Technical Report.
- enviro-sense, D., 2013. *Manual*. [Online]
Available at: <http://www.digitel-ag.com/de/wp-content/uploads/Prospekt-DHA-80-2012-DE.pdf>
[Zugriff am 10 Dezember 2013].
- ESRL, 2013. *Earth System Research Laboratory*. [Online]
Available at: http://www.esrl.noaa.gov/gmd/education/carbon_toolkit/faq.html
[Zugriff am 10 Dezember 2013].
- Falbe , J. & Regitz, M., 1994. *Roempp Chemie Lexikon*. Weinheim: Georg Thieme.
- Feßmann , J. & Orth , H., 2002. *Angewandte Chemie und Umwelttechnik für Ingenieure*. Augsburg: ecomed SICHERHEIT in der ecomed verlagsgesellschaft AG & CO. KG.
- Gillies, J. A., Gertler, A., Sagebiel, J. C. & Dippel, W. A., 2001. On- Road Particulate Matter (PM_{2.5} and PM₁₀) Emissions in the Sepulveda Tunnel, Los Angeles, California. *Environmental Science & Technology*, pp. 1054 - 1063.

- Google, 2014. *Google Maps*. [Online]
Available at: <https://maps.google.at/>
[Zugriff am 24 Jänner 2014].
- Greenpeace, 2005. *Feinstaubherd Strassenverkehr*. [Online]
Available at: http://www.greenpeace.at/uploads/media/Feinstaub-Herd_Strassenverkehr_Factsheet_01.pdf
[Zugriff am 15 Jänner 2014].
- Hale, W. G. & Margham, J., 1988. *Collins Dictionary of Biology*. Glasgow: Collins.
- HBEFA3.1, 2010. *Handbuch Emissionsfaktoren des Straßenverkehrs*. Wien: Umweltbundesamt.
- Hering, E., 2013. *Taschenbuch für Wirtschaftsingenieure*. 3. Auflage Hrsg. München, Germany: Carl Hanser Verlag München.
- Hinterhofer, M., 2014. *Anteil der verkehrsbedingten PM₁₀ und PM_{2,5} Emissionen aus Abrieb und Wiederaufwirbelung an der Feinstaubbelastung in Österreich.*, Graz: Institut für Verbrennungskraftmaschinen und Thermodynamik der Technischen Universität Graz.
- Järup, L., 2003. *Hazards of heavy metal contamination*, UK: The British Council.
- Johansson, C., Norman, M. & Burman, L., 2009. Road traffic emission factors for heavy metals. *Atmospheric Environment* 43, pp. 4681 - 4688.
- Kulkarni, P., Baron, P. A. & Willeke, K., 2011. *Aerosol Measurement: Principles, Techniques, and Applications*. 3rd Edition Hrsg. s.l.:John Wiley & Sons.
- Laschober, C., Limbeck, A., Rendl, J. & Puxbaum, H., 2004. Particulate emissions from on-road vehicles in the Kaisermühlen-tunnel (Vienna, Austria). *Atmospheric Environment* 38, pp. 2187- 2195.
- Lewandowski, J., Leitschuh, S. & Koss, V., 1997. *Schadstoffe im Boden: Eine Einführung in Analytik und Bewertung*. Berlin Heidelberg New York: Springer Verlag.
- Nalpantidis, K., 2009. *Qualitative und Quantitative Bestimmung von Rußaerosolen und anderen Feinstäuben auf Basis der Raman Spektroskopie.* Berlin: Logos Verlag.
- NEMO, 2012. *Network Emission Model 2.0; entwickelt am Institut für Verbrennungskraftmaschinen und Thermodynamik*. Graz: Ao. Univ.-Prof. Dipl.-Ing Dr.techn. Stefan Hausberger.
- Pazdernik, K., 2012. *Emissionstrends 1990 - 2010, Ein Überblick über die Verursacher von Luftschadstoffen in Österreich*, Wien: Umweltbundesamt Österreich.
- Porteous, A., 2008. *Dictionary of Environmental Science and Technology*. West Sussex, England: John Wiley and Sons Ltd. .
- Roos, E. & Maile, K., 2002 und 2005. *Werkstoffkunde für Ingenieure: Grundlagen, Anwendung, Prüfung*. Berlin Heidelberg: Springer Verlag.
- Schneider, J., 2006. *Schwebestaub in Österreich*, Wien: Umweltbundesamt.
- Seidel, W. W. & Hahn, F., 2012. *Werkstofftechnik, Werkstoffe - Eigenschaften - Prüfung - Anwendung*. 9., überarbeitete Auflage Hrsg. München, Germany: Carl Hanser Verlag München.
- Skoog, D. A. & Leary, J. J., 1996. *Instrumentelle Analytik - Grundlagen - Geräte - Anwendungen*. Berlin Heidelberg New York: Springer Verlag.
- Spangl, W. & Nagl, C., 2013. *Jahresbericht der Luftgütemessungen in Österreich 2012*, Wien: Umweltbundesamt.
- Sternbeck, J., Sjödin, A. & Andreasson Kenth, 2002. Metal emission from road traffic and the influence of resuspension - results from two tunnel studies. *Atmospheric Environment* 36, pp. 4735 - 4744.

- TFS, 2010. *Thermo-Fisher-Scientific - Model 5030 SHARP Monitor Instruction Manual*, Franklin: Thermo Fisher Scientific Inc..
- Thorpe, A. & Harrison, R. M., 2008. Sources and properties of non- exhaust particulate matter from road traffic: A review.. *Science of the Total Environment*, August, pp. 270-282.
- UBA, 2013. *Umweltbundesamt - Staub*. [Online]
Available at: <http://www.umweltbundesamt.at/umweltsituation/luft/luftschadstoffe/staub/>
[Zugriff am 11 Dezember 2013].
- UBZ-Stmk, 2013. *Umweltbildungszentrum Steiermark - Luft*. [Online]
Available at: <http://www.ubz-stmk.at/luft1/kapitel3.htm>
[Zugriff am 11 Dezember 2013].
- UNEP, 2009. *United Nations Environment Programme (http://www.unep.org/)*. [Online]
Available at: <http://www.unep.org/tnt-unep/toolkit/Actions/Tool9/>
[Zugriff am 11 Dezember 2013].
- UoM, 2012. *The University of Manchester- MAAP*. [Online]
Available at: <http://www.cas.manchester.ac.uk/restools/instruments/aerosol/maap/>
[Zugriff am 10 Dezember 2013].
- Valiulis, D., Ceburnis, D., Sakalys, J. & Kvietkus, K., 2002. Estimation of atmospheric trace metal emissions in Vilnius City, Lithuania, using vertical concentration gradient and road tunnel measurement data. *Atmospheric Environment* 36, pp. 6001 - 6014.
- WHO, W. H. O., 2000. *Air Quality Guidelines for Europe*, Copenhagen: WHO Regional Office for Europe .
- WHO, W. H. O., 2013. *Health Effects of Particulate Matter*, Dänemark: WHO Regional Office for Europe.