

FAT 262

B

Modellierung der
Auswirkungen verkehrsbedingter
Partikelanzahl-Emissionen auf
die Luftqualität für eine typische
Hauptverkehrsstraße

ω

Modellierung der Auswirkungen verkehrsbedingter Partikelanzahl-Emissionen auf die Luftqualität für eine typische Hauptverkehrsstraße

AIVSO GmbH

Bearbeitung:

Dr. rer. nat. Nicola Toenges-Schuller

Dr.-Ing. Christiane Schneider

Michael Pelzer

Michael Nacken

Dipl.-Ing. Arnold Niederau

Das Forschungsprojekt wurde mit Mitteln der Forschungsvereinigung Automobiltechnik e. V. (FAT) gefördert.

Zusammenfassung

Aktuell tritt neben der Partikelmasse (PM) verstärkt auch die Partikelanzahl (PN) als Schadstoff bei der Beurteilung der Luftqualität in den Mittelpunkt der Wirkungsdiskussionen. Für Kraftfahrzeuge Euro 5 sind neben Abgasgrenzwerten für PM auch erstmalig Abgasgrenzwerte für nicht-flüchtige PN-Emissionen festgelegt worden. Im Rahmen des vorliegenden Forschungsprojekts wurde daher die Fragestellung untersucht, welche PN-Konzentrationen sich aufgrund der Emissionen an einer typischen Hauptverkehrsstraße (Straßenschlucht) ergeben. Hierzu wurden anhand konkreter Messdaten Modellrechnungen durchgeführt, die neben den direkten verkehrsbedingten Emissionen die Alterung und Verdünnung der Partikel und der damit verbundenen Prozesse berücksichtigen.

Es wurden Modellrechnungen für 2010 (Basisjahr) sowie für die Jahre 2015, 2020 und 2025 mit entsprechend verjüngten Fahrzeugflotten durchgeführt. Darüber hinaus wurde analysiert, wie sich die Umstellung auf eine zu 100% elektrisch betriebene Fahrzeugflotte auf die PN-Konzentrationen auswirken würde (Szenario „Elektromobilität“).

Die Jahresmittelwerte der motorbedingten PN-Emissionen (nicht-flüchtig) nehmen bis zum Jahr 2025 gegenüber 2010 aufgrund der Flottenverjüngung mit zunehmendem Anteil an Euro-6-Fahrzeugen um 90% ab. Der Anteil der Otto-Pkw an den verbleibenden 10% beträgt im Jahr 2025 ca. 23%, davon entfallen 18% auf die Otto Pkw der Stufe Euro-6 mit DI.

Die gesamt-PN-Konzentration in der Straßenschlucht einschließlich der flüchtigen Partikel reduziert sich von 2010 bis 2025 nur um 29%. Dieser im Vergleich zu den Emissionen geringere Rückgang ist zum Teil auf den Beitrag des städtischen Hintergrunds zur Luftqualität im Straßenraum zurückzuführen. Es werden jedoch neben den direkten nicht-flüchtigen PN-Emissionen sekundäre flüchtige Partikel durch Nukleation von zunächst gasförmigen Abgas-Komponenten wie Schwefelsäure oder organischen Kohlenstoffverbindungen gebildet. Im Szenario „Elektromobilität“ entfallen diese Emissionen. Hier ergibt sich für 2025 eine Reduktion der gesamt-PN-Konzentration gegenüber 2010 um 60%.

Das Abschalten der Aerosoldynamik im Modell führt zu einer Unterschätzung von PN im Straßenraum um 23%.

Unter der Annahme, dass kurz nach der Emission im Straßenraum noch ein ausschließlich „extern“ gemischtes Aerosol vorliegt, kann die Anzahl der Ruß-Partikel (*elemental carbon*, EC) angegeben werden. Für PN EC ergibt sich 2025 gegenüber 2010 eine Reduktion um 76%, im Szenario „Elektromobilität“ beträgt sie 87%.

Der Beitrag der Otto-Pkw zur PN-Gesamtkonzentration in Straßenraum beträgt im Jahr 2025 ca. 4%.

Neben den Modellrechnungen für die Straßenschlucht wurde untersucht, welche PN-Konzentrationen sich in einem knapp 1 km entfernt liegenden Stadtpark bzw. in einem Hinterhof ergeben.

Im Stadtpark ist die jahresmittlere PN-Konzentration im Vergleich zur Straßenschlucht um 39% gemindert. Die städtische Hintergrundkonzentration PN ist im Stadtpark noch nicht ganz erreicht. Die durch den Verkehr der untersuchten Straße erzeugte Zusatzbelastung zum städtischen Hintergrund ist am Stadtpark gegenüber der Straßenschlucht um 88% reduziert.

Während bei der Modellierung von PN im Straßenraum die Aerosoldynamik nicht vernachlässigt werden kann, da PN sonst deutlich unterschätzt wird (s. o.), führt ein Abschalten der Aerosoldynamik in einiger Entfernung von der Quelle zu einer geringfügigen Überschätzung von PN (5% im 900 m entfernten Stadtpark).

Die Minderung der PN-Konzentration im Hinterhof gegenüber der Straßenschlucht beträgt bei gleichverteilten Anströmrichtungen 36%, die Minderung der Zusatzbelastung beträgt 85%. Die Konzentrationen im Hinterhof hängen stark von der Anströmrichtung ab.

Die Ergebnisse im Überblick:

- **PN Emissionsreduktion** im Abgas aufgrund der Flottenverjüngung:
 - 2025 ggü. 2010 um **90%**
- **prognostizierte Reduktionen der straßennahen Konzentrationen:**
 - PN 2025 ggü. 2010: um **29%**
 - PN „Elektromobilität“ ggü. 2010: um **60%**

Annahme: ausschließlich extern gemischtes Aerosol:

 - PN Ruß 2025 ggü. 2010: um **76%**
 - PN Ruß „Elektromobilität“: um **87%**
- **Beitrag der Otto-Pkw** (im Wesentlichen Euro 6 DI)
 - zu den PN-Emissionen 2025 ca. **23%**
 - zur PN-Gesamtkonzentration im Straßenraum 2025 ca. **4%**
- **PN Reduktionen aufgrund von Transport und Verdünnung:**

	Zusatzbelastung	Gesamtbelastung
Stadtpark:	um 88%	um 39%
Hinterhof:	um 85%	um 36%

Inhaltsverzeichnis

Zusammenfassung	I
Inhaltsverzeichnis	III
Abbildungsverzeichnis	V
Tabellenverzeichnis	VII
Einleitung	1
1 Modellsystem	2
1.1 Literaturüberblick	2
1.2 Chemie-Box-Modell	4
1.3 Aerosol-Modell	5
1.4 Kopplung	6
2 Emissionsdaten	9
2.1 Flottenzusammensetzung	9
2.2 Emissionsfaktoren	10
2.3 Emissionen	11
3 Hintergrundwerte	13
3.1 PN Messungen	13
3.2 Modellhintergrund	14
4 Modellierung PN Straßenschlucht	18
4.1 Basislauf 2010	18
4.2 Prognosen 2015 bis 2025 und Szenario „Elektromobilität“	21
5 PN Alterung und Verdünnung	28
5.1 Stadtpark	28
5.2 Hinterhof	32
6 Diskussion	40
Acknowledgements	41
Literatur	42

Anhang	45
Abgasemissionsfaktoren nach HBEFA3.1 /HBEFA 2010/ für Partikelmasse und Partikelanzahl (PN).....	45
Jahresemissionen für die typische Hauptverkehrsstraße für PM2.5 (Abgas und Abrieb), PN, Ruß, SO ₂	45

Abbildungsverzeichnis

Bild 1.1:	Für die Modellierung der Partikelanzahl in der Straßenschlucht relevante räumliche Skalen: Verwirbelungszone (oben) und Straßenraum (unten); Quelle: /Kumar et al. 2011/	3
Bild 1.2:	Schematische Darstellung einer aus Nukleationsmode (NUC), Akkumulationsmode (ACC) und groben Partikeln zusammengesetzten Häufigkeitsverteilung für PN (oben) und PM (unten); für die einzelnen Moden wurde eine Lognormalverteilung hinsichtlich der Partikelgröße angenommen	5
Bild 1.3:	Homogen durchmischte „Sub-Box“ (orangefarbiger Würfel), entspricht dem Messort bei /Wehner et al. 2009/, Quelle Foto: /Wehner et al. 2009/; homogen durchmischte „Straßenbox“, Konzentration entspricht der an einer Luftqualitätsstation gemessenen, Quelle Grafik: VDA technischer Kongress 2010.	6
Bild 1.4:	Ablauf des gekoppelten Aerosol-Box-Modells.....	7
Bild 2.1:	Flottenzusammensetzung auf Innerortsstraßen nach HBEFA3.1 /HBEFA 2010/ 2010 bis 2025	10
Bild 2.2:	PN-Abgasemissionen für eine typische Hauptverkehrsstraße in Deutschland für die Jahre 2010 bis 2025	12
Bild 2.3:	Verteilung der PN-Abgasemissionen auf die Fahrzeugarten, bei den Pkw zusätzlich differenziert nach Konzepten für eine typische Hauptverkehrsstraße in Deutschland im Jahr 2025.....	12
Bild 3.1:	Gemessene PN-Größenverteilung 30.11.2009-06.12.2009, Leipzig-Eisenbahnstraße ohne Thermodenuder, Quelle: Dr. Wolfram Birmili, IFT	13
Bild 3.2:	Jahresmittlerer Tagesgang 2010 der PN-Messungen in der Eisenbahnstraße (Straßenstation in Leipzig) und auf dem Dach des IFT (städtischer Hintergrund Leipzig), jeweils mit und ohne Thermodenuder sowie aufgeteilt in Partikel mit dynamischem Durchmesser $D < 40$ nm und $D \geq 40$ nm.....	15
Bild 4.1:	Jahresmittlerer Tagesgang der gemessenen (Eisenbahnstraße und IFT) sowie der modellierten („typische“ Straßenschlucht, Modell ohne Aerosoldynamik, Modell ohne Emissionen) PN-Konzentrationen (oben); mittlerer Tagesgang der PN- und Ruß-Emissionen (unten)	21
Bild 4.2:	Oben: modellierte Jahresmittelwerte PM _{1.0} (links) und PN (rechts), jeweils Abgasemissionen und Konzentrationen für das Basisjahr 2010 sowie für die Prognosejahre 2015, 2020 und 2025 und das Szenario „Elektromobilität“; PN EC wurde unter der Annahme eines ausschließlich extern gemischten Aerosols bestimmt; unten: relative Änderungen ggü. dem Basisjahr 2010.	23
Bild 4.3:	Zusammensetzung PN im Straßenraum im Jahr 2025: Dunkelblau: Beitrag des Hintergrunds, dunkelrot: sekundär aus gasförmigen Vorläufersubstanzen gebildete flüchtige Partikel, hellrot: primär im Abgas emittierte Partikel; die primär emittierten Partikel sind in der Säule weiter differenziert nach den Beiträgen der einzelnen Fahrzeugarten.....	24

Bild 4.4: PN-Konzentrationen in Kopenhagen /Wählin 2009/, London und Birmingham /Jones et al. 2012/ vor und nach der Einführung von schwefelfreiem Kraftstoff im Vergleich mit den Modellwerten26

Bild 4.5: Jahresmittlerer Tagesgang der modellierten PN-Konzentration getrennt nach Nukleations- (nuc) und Akkumulationsmode (acc), jeweils für das Basisjahr 2010, für die Prognosejahre 2015, 2020 und 2025, für das Basisjahr 2010 ohne Emissionen (noEmi) sowie für das Szenario „Elektromobilität“27

Bild 5.1: Modellkonfiguration des erweiterten AVISO-Chemie-Box-Modells: Durch 50 Boxen der Länge 18 m wird die Luft aus der Straßenschlucht mit dem Wind zum Stadtpark transportiert. Durch die zunehmenden Boxbreiten wird die Verdünnung durch seitlich eingemischte Hintergrundluft simuliert.28

Bild 5.2: Abnahme der modellierten jahresmittleren PN- (blau) und PM1.0-Konzentrationen (rot) mit dem Abstand von der Straßenschlucht; gestrichelte Linien: Extrapolation, bis Hintergrundkonzentrationen erreicht sind29

Bild 5.3: Jahresmittlerer Tagesgang der modellierten PN- (oben links) und PM1.0-Konzentrationen (oben rechts) in ausgewählten Boxen zwischen Straßenschlucht (Box 1) und Stadtpark (Box 50) im Vergleich mit dem gemessenen PN-Hintergrund (rosa Kurve) bzw. Ruß-Messungen (unten, als Proxy für PM1.0-Messungen).....30

Bild 5.4: Jahresmittlerer Tagesgang der modellierten PN- (links) und PM1.0-Konzentrationen (rechts) in ausgewählten Boxen zwischen Straßenschlucht (Box 1) und Stadtpark (Box 50) jeweils im Vergleich mit Modellrechnungen, bei denen die Aerosoldynamik ab Box 2 abgeschaltet wurde (Partikel inert)31

Bild 5.5: Modellgebiet: Synthetische Straßenschlucht mit Hinterhof und Gebäudeversatz....
.....32

Bild 5.6: Gleichverteilte Windstatistik34

Bild 5.7: MISKAM Modellierung der PN-Zusatzbelastung bei gleichverteilten Windrichtungen in 1,2 m bis 1,6 m Höhe35

Bild 5.8: MISKAM Modellierung der PN-Zusatzbelastung im Hinterhof in 1,2 m bis 1,6 m Höhe; oben: gleichverteilte Windrichtungen; unten: Windrichtung 350°, maximale Zusatzbelastung im Hinterhof.....36

Bild 5.9: MISKAM Modellierung der PN-Zusatzbelastung am Gebäudeversatz in 1,2 m bis 1,6 m Höhe; oben: gleichverteilte Windrichtungen; unten: Windrichtung 100°, maximale Zusatzbelastung im „Versatz“38

Tabellenverzeichnis

Tab. 1.1: Beispiele für räumliche Skalen bei der Modellierung von Aerosolen und jeweils relevante Prozesse nach /Kumar et al. 2011/: s: sehr wichtig, w: wichtig, n: nicht wichtig.....	3
Tab. 2.1: Anteil H ₂ SO ₄ am Gesamtschwefel im Abgas	11
Tab. 3.1: Mittlere Quellbeiträge für PM _{2.5} , Frankfurter Allee (Berlin), Jahr 2007, differenziert nach Abgas, sonstigen Verbrennungsprozessen und Rest sowie nach Beitrag des lokalen Verkehrs und des Hintergrunds (städtisch+ländlich) (Datenquelle: Entwurf Luftreinhalteplan Berlin 2011 bis 2017).....	17
Tab. 4.1: Basislauf PN: Jahresmittelwert der Modellrechnung für die „typische“ hochbelastete Hauptverkehrsstraße im Vergleich mit Mess- und Literaturwerten	18
Tab. 5.1: Modellierte PN-Konzentrationen im Stadtpark: Gesamtbelastung, Zusatzbelastung sowie relative Änderung	29
Tab. 5.2: Mit MISKAM berechnete Zusatzbelastung und Gesamtbelastung an der Straßenschlucht und im Hinterhof sowie Reduktion der Hinterhofkonzentration ggü. der Straßenschlucht jeweils für gleichverteilte Windverteilung sowie für die Windverteilung, bei der die Zusatzbelastung im Hinterhof maximal ist	37
Tab. 5.3: Mit MISKAM berechnete Zusatzbelastung und Gesamtbelastung an der Straßenschlucht ohne Versatz und am Gebäudeversatz sowie Änderung der Konzentration am Versatz ggü. der Straßen jeweils für gleichverteilte Windverteilung sowie für die Windverteilung, bei der die Zusatzbelastung am Versatz maximal ist	39

Einleitung

Aktuell tritt neben der Partikelmasse (PM) verstärkt auch die Partikelanzahl (PN) als Schadstoff bei der Beurteilung der Luftqualität in den Mittelpunkt der Wirkungsdiskussionen. Für Kraftfahrzeuge Euro 5 sind bereits neben Abgasgrenzwerten für PM auch erstmalig Abgasgrenzwerte für nicht-flüchtige PN-Emissionen festgelegt worden.

Des Weiteren liegen Überlegungen zur Revision der EU-Luftqualitätsrichtlinie (2008/50/EG) vor, in der Grenzwerte für PM₁₀ und PM_{2.5} bereits enthalten sind. Bezüglich der Partikel wird darin vorgeschlagen, die massebezogenen Partikelmessungen beizubehalten, diese aber zumindest an einigen Stationen (für einen repräsentativen Mix von Orten unterschiedlicher Luftqualität) mit der Messung von anderen Metriken (ultrafeine Partikel und Ruß) und der Partikelanzahl (PN) zu erweitern.

Straßennah kann der Verkehr bis zu 90% zur PN-Belastung beitragen. Durch Einführung von Partikelfiltertechnologie für Dieselfahrzeuge ist in diesem Segment mit einer erheblichen Reduktion der Anzahl der Rußpartikel (elemental carbon, EC) zu rechnen. Aufgrund der sinkenden PN Emissionen von Dieselfahrzeugen ohne Partikelfilter wird der Beitrag der direkteinspritzenden Ottomotoren zu den PN an Bedeutung gewinnen.

Die direkten motorbedingten Partikelemissionen am Auspuff sind nicht-flüchtig. Zur Partikelanzahl tragen zusätzlich jedoch auch flüchtige Nukleationspartikel bei, die sich erst in der Atmosphäre durch Kondensation bzw. Oxidation gasförmiger Vorläufersubstanzen bilden. Im Straßenraum bestehen diese überwiegend aus Schwefelsäure und flüchtigen organischen Abgaskomponenten, im ländlichen Raum gibt es einen großen Beitrag durch biogene flüchtige organische Emissionen. I. d. R. wird bei PN-Messungen die Gesamtzahl aus flüchtigen und nicht-flüchtigen Partikeln gezählt. Eine Partikelmessung mit vorgeschaltetem Thermodenuder erfasst nur die nicht-flüchtigen Partikel.

Im Rahmen des vorliegenden Forschungsprojektes wurde die Fragestellung untersucht, welche PN-Konzentrationen sich durch die Emissionen an einer typischen Hauptverkehrsstraße ergeben. Hierzu wurden Modellrechnungen durchgeführt, die neben den direkten verkehrsbedingten Emissionen auch Partikelneubildung sowie Alterungs- und Verdünnungsprozesse der Partikel berücksichtigen. Dabei wurde zwischen flüchtigen und nicht-flüchtigen Teilchen differenziert.

Im vorliegenden Bericht werden die Auswirkungen der zu erwartenden Reduktion der PN-Emissionen auf die Luftqualität dargestellt und der künftige Trend bis zum Jahr 2025 quantifiziert. Dies wurde sowohl für die unmittelbare Straßenschlucht selbst wie auch für Orte in einiger Entfernung (Stadtpark, Hinterhof) der Straße durchgeführt.

1 Modellsystem

Nach ihrer Emission am Auspuff unterliegen motorbedingte Partikel verschiedensten Prozessen. Das heiße Abgas breitet sich in Abhängigkeit von Straengeometrie, Windstärke und Windrichtung sowie der durch die Fahrzeuge selbst erzeugten Turbulenz im Straßenraum aus. Dabei kühlt es ab und wird verdünnt. Gleichzeitig finden Alterungsprozesse statt, die sowohl von den Konzentrationen gasförmiger Abgaskomponenten wie auch vom Hintergrund (Gasphase und Aerosolzusammensetzung) abhängen: Durch Nukleation von gasförmigen Abgaskomponenten wie Schwefelsäure oder organischen Kohlenstoffverbindungen werden neue Partikel gebildet. In Konkurrenz dazu kann gasförmiges Material auf bereits vorhandenen Partikeln kondensieren bzw. von diesen verdampfen. Weiterhin können Partikel koagulieren oder durch trockene Deposition (turbulente Diffusion zum Boden oder den Hauswänden) bzw. feuchte Deposition (Auswaschung durch Regen) aus der Atmosphäre entfernt werden. Alle diese Prozesse in voller Auflösung zu modellieren ist extrem aufwändig. Deswegen werden für die Modellierung von Aerosolen im Straßenraum fast immer Vereinfachungen und Parametrisierungen durchgeführt.

In Abschnitt 1.1 werden Modellierungen von Aerosolpartikeln im Straßenraum aus der Literatur vorgestellt. In den Abschnitten 1.3 bis 1.4 wird das im Rahmen dieses Projekts entwickelte Modell beschrieben. Die erforderlichen Eingangsdaten sind in Kapitel 2 (Emissionsdaten) und Kapitel 3 (Hintergrundkonzentrationen) beschrieben.

1.1 Literaturüberblick

/Kumar et al. 2011/ haben einen Übersichtsartikel zur Modellierung von PN veröffentlicht. Dort sind die verschiedenen räumlichen Skalen zusammengefasst, für die eine Modellierung der Aerosolpartikel interessant ist: Verwirbelungszone in Auspuffnahe, Straßenschlucht, Stadtteil, Großstadt und als Sonderfall Tunnel. In Bild 1.1 werden aus diesem Paper Abbildungen zu den hier relevanten Skalen „Verwirbelungszone“ und „Straßenraum“ gezeigt.

Auf diesen räumlichen Skalen tragen die unterschiedlichen Prozesse nicht alle gleichermaßen zur Aerosoldynamik bei. In der Modellierung können daher in Abhängigkeit von der räumlichen Skala jeweils bestimmte Prozesse vernachlässigt werden. In Tab. 1.1 ist für die Verwirbelungszone, die Straßenschlucht und die Großstadt jeweils angegeben, welche Prozesse der Aerosoldynamik nach /Kumar et al. 2011/ sehr wichtig, wichtig oder unwichtig sind.

Emissionen und Verdünnung sind auf allen räumlichen Skalen gleichermaßen sehr wichtig. Nukleation, Kondensation/Verdampfung sowie trockene Deposition sind jedoch nur auf kleinen Skalen sehr wichtig, während z. B. Koagulation und feuchte Deposition erst auf großen räumlichen Skalen wichtig werden.

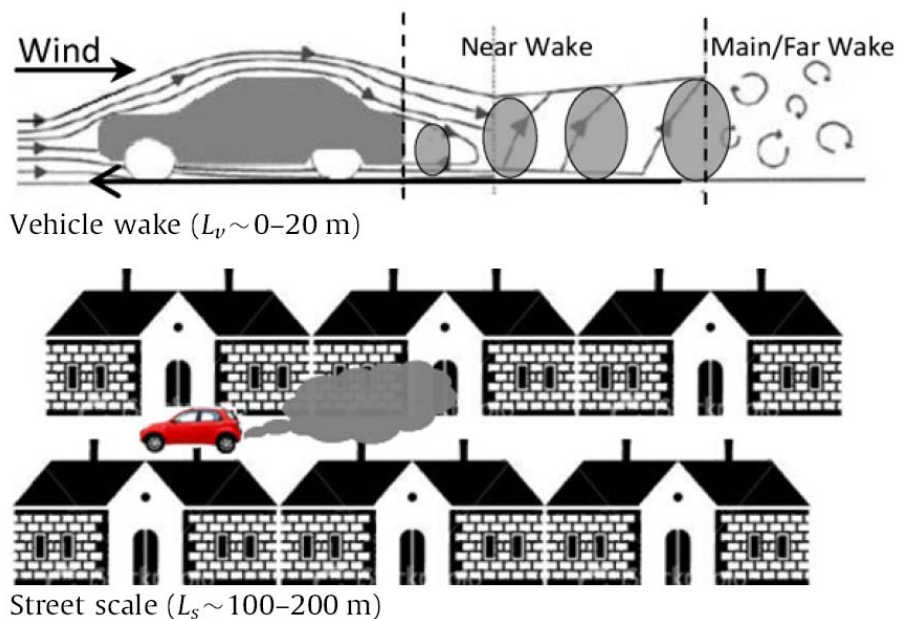


Bild 1.1: Für die Modellierung der Partikelanzahl in der Straßenschlucht relevante räumliche Skalen: Verwirbelungszone (oben) und Straßenraum (unten); Quelle: /Kumar et al. 2011/

Tab. 1.1: Beispiele für räumliche Skalen bei der Modellierung von Aerosolen und jeweils relevante Prozesse nach /Kumar et al. 2011/: s: sehr wichtig, w: wichtig, n: nicht wichtig

Prozesse	Verwirbelungszone	Straßenschlucht	Großstadt
Emissionen	s	s	s
Nukleation	s	w	w
Verdünnung	s	s	s
Koagulation	n	n	w
Kondensation	s	n	w
Verdampfung	s	w	n
Trockene Deposition	s	w	w
Feuchte Deposition	n	n	w

Aufgrund der schnellen Verdünnung des Abgases in den Straßenraum sind die konkurrierenden Prozesse der Aerosoldynamik bereits nach weniger als einer Sekunde im Wesentlichen abgeschlossen. Für die Modellierung von Straßenschluchten wurde die Partikeldynamik daher oft als Teil der Emissionsprozesse betrachtet, für die „effektive“ PN-Emissionsfaktoren gelten /Kumar et al. 2011/. Der Vorteil dieser Betrachtungsweise ist, dass zur Ausbreitungsmodellierung dann ein reines Dispersionsmodell eingesetzt werden kann.

Die Aerosolpartikel werden als inerte Teilchen angesehen. /Klose et al. 2009/ leiteten mit Hilfe von über zwei Jahre kontinuierlichen PN-Messungen in einer Straßenschlucht (Eisenbahnstraße in Leipzig) und im Hintergrund, Videoaufnahmen des Verkehrs sowie einem Dispersionsmodell effektive Emissionsfaktoren für Leicht- und Schwerverkehr ab.

Solche effektiven Emissionsfaktoren sind jedoch abhängig von Umgebungstemperatur, Feuchte und Schwefelgehalt des Kraftstoffes /Olivares et al. 2006/, so dass die Zusammensetzung der Fahrzeugflotte einerseits sowie die meteorologischen Bedingungen und die Art des Kraftstoffes andererseits nicht mehr getrennt betrachtet werden können.

/Wang et Zhang 2012/ modellieren das Abgas als turbulenten reaktiven Fluss, und haben dafür ein gekoppeltes Turbulenz- und Aerosoldynamik-Modell entwickelt. Dieses Vorgehen ist sehr aufwändig und nicht zur Berechnung von Jahresmittelwerten geeignet.

Im Rahmen des vorliegenden Forschungsprojektes wurde ein Aerosolmodell mit einem Chemie-Modell gekoppelt. Es können direkt gemessene Auspuff-Emissionsfaktoren verwendet werden, die nur von Kraftstoff und Motorkonzept abhängen, weil alle relevanten Prozesse der Aerosoldynamik modelliert werden, ebenso die Chemie der Aerosol-Vorläufer-substanzen.

Die Vermischung des Abgases mit der Luft im Straßenraum wurde als zweistufige Verdünnung im Vergleich zu einer detaillierten Turbulenzmodellierung einfach parametrisiert. So können vergleichsweise schnell Jahresmittelwerte für verschiedene Flottenzusammensetzungen berechnet werden. Das Modell wird im Folgenden beschrieben.

1.2 Chemie-Box-Modell

Das AVISO Chemie-Box-Modell umfasst Gasphasenchemie und Transport entlang einer Straßenschlucht. Es wird der Chemie-Mechanismus RADM2 (Regional Acid Deposition Model, 161 chemische Reaktionen, 59 Substanzen) /Stockwell et al. 1990/ sowie der Solver des EURAD-Modells /Memmesheimer et al. 2007/ verwendet.

Im Box-Modell wird die Luftqualität, d.h. die Konzentrationen der gasförmigen Luftschadstoffe in einer Straßenschlucht modelliert. Diese wird dabei als homogen durchmischte Box angesetzt, deren Höhe der Straßenrandbebauung und deren Breite der Straßenbreite entspricht.

Für das AVISO-Chemie-Box-Modell existiert eine Erweiterung zur Modellierung von Transport und Verdünnung. Dazu wird eine Reihe aus Gitterboxen betrachtet, entlang derer der Transport stattfindet. Durch wachsende Zellenquerschnitte kann zusätzlich die seitliche Einmischung von städtischem Hintergrund modelliert werden /Kluge et al. 2007/.

Zur Berücksichtigung der Aerosoldynamik wurde das Chemie-Box-Modell zusätzlich mit einem Aerosol-Modell gekoppelt.

1.3 Aerosol-Modell

Zur Modellierung der Aerodynamik wird das EURAD-Aerosolmodell MADE (Modal Aerosol Dynamics Model for Europe) /Ackermann et al. 1998/ verwendet. Hier werden Partikel in drei Moden (Nukleationsmode, Akkumulationsmode sowie grobe Partikel) aufgeteilt, für die jeweils eine Lognormalverteilung hinsichtlich der Partikelgröße angesetzt wird. Dies ist schematisch in Bild 1.2 dargestellt. Es ist gut zu erkennen, dass die groben Partikel (Sand, Seesalz, Straßenaufwirbelung) zwar viel zur Masse, jedoch fast nichts zu PN beitragen.

Primäre Aerosolquellen in MADE sind Ruß (EC), organischer Kohlenstoff (OC), Sand, Seesalz und Abrieb (anthropogen). Die Bildung sekundären Aerosols erfolgt mittels Oxidationsraten von gasförmigen Vorläuferstoffen (SO_2 , NH_3 , HNO_3 sowie 17 organischen Komponenten). Diese Raten müssen mit einem Chemie-Modell vorher berechnet werden.

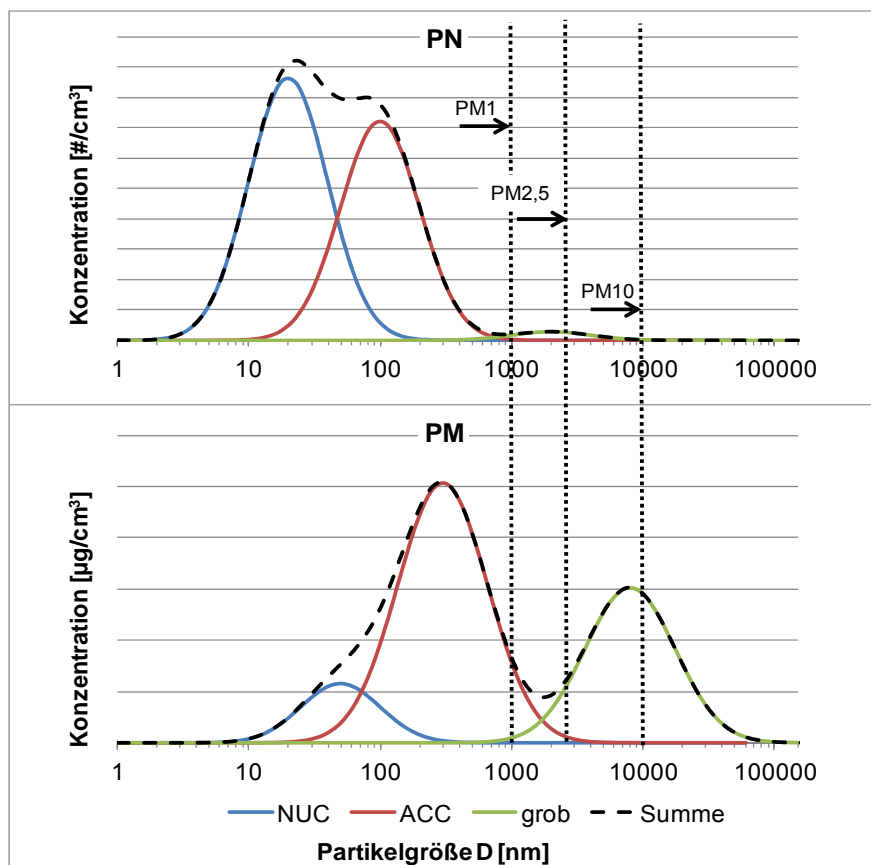


Bild 1.2: Schematische Darstellung einer aus Nukleationsmode (NUC), Akkumulationsmode (ACC) und groben Partikeln zusammengesetzten Häufigkeitsverteilung für PN (oben) und PM (unten); für die einzelnen Moden wurde eine Lognormalverteilung hinsichtlich der Partikelgröße angenommen

Nukleation (Schwefelsäure-Wasser-System), Koagulation, Kondensation und Verdampfung werden direkt in MADE berechnet. Weiterhin werden Depositionsgeschwindigkeiten für die

trockene Deposition bestimmt. Die zugehörigen Depositionsraten, Diffusion, Advektion sowie feuchte Deposition sind durch die Straßengeometrie und die Meteorologie bestimmt und können daher nicht direkt in MADE berechnet werden. In der vorliegenden Untersuchung werden sie im Chemie-Modell berechnet, das in der Kopplung das Hauptprogramm darstellt und auch Transport und Verdünnung enthält. Da die feuchte Deposition im Straßenraum nach /Kumar et al. 2011/ nicht relevant ist, wird sie hier vernachlässigt.

1.4 Kopplung

Zur Modellierung der weiteren Entwicklung der von Fahrzeugen emittierten Aerosolpartikel im Straßenraum wurde das Aerosolmodell MADE mit dem AVISO Chemie-Box-Modell gekoppelt. Dazu wurde das Chemie-Modell um die entsprechenden Aerosolkomponenten erweitert. Das Aerosolmodell wurde als Routine in das Chemie-Modell eingebaut.

Insbesondere die Prozesse Nukleation, Kondensation sowie trockene Deposition laufen bei hohen Abgaskonzentrationen am Auspuff auf kurzen Zeitskalen ab, tragen aber mit zunehmender Verdünnung immer weniger zur Aerosoldynamik bei /Kumar et al. 2011/. Zur Parametrisierung der Vermischung wurde daher eine als homogen durchmischte angenommene „Sub-Box“ eingeführt, in der die Aerosoldynamik zunächst in Auspuffnähe bei hoher Abgaskonzentration ablaufen kann. Die Sub-Box entspricht in etwa dem Messort bei einer Kampagne von /Wehner et al. 2009/, bei der die Messinstrumente auf einem Fahrradträger hinter dem Auspuff befestigt waren.

Anschließend wird der Inhalt der Sub-Box homogen auf die Straßenschlucht verteilt. Die Konzentration dieser Straßenbox entspricht der Konzentration, die eine am Straßenrand befindliche Luftqualitätsstation messen würde. Sub-Box und Straßenbox sind schematisch in Bild 1.3 dargestellt.

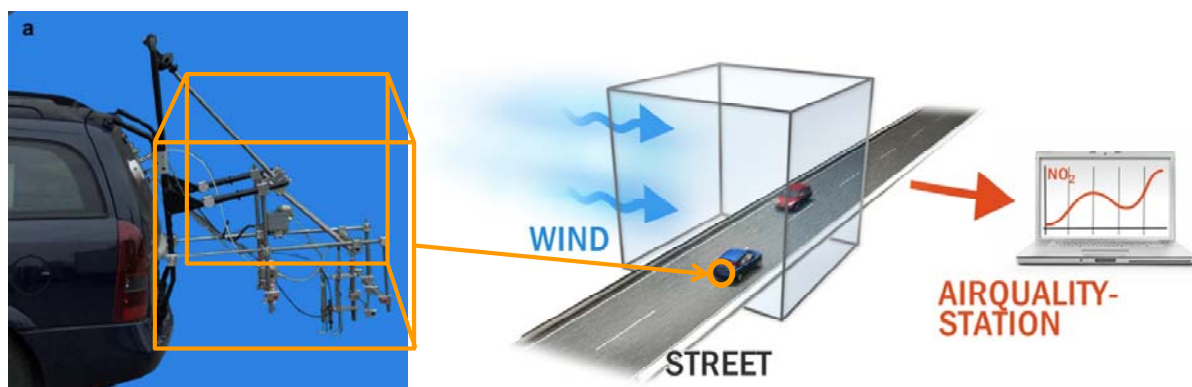


Bild 1.3: Homogen durchmischte „Sub-Box“ (orangefarbiger Würfel), entspricht dem Messort bei /Wehner et al. 2009/, Quelle Foto: /Wehner et al. 2009/; homogen durchmischte „Straßenbox“, Konzentration entspricht der an einer Luftqualitätsstation gemessenen, Quelle Grafik: VDA technischer Kongress 2010

Testrechnungen haben ergeben, dass nach der Verdünnung von der Sub-Box auf die Straßenbox noch einmal Aerosoldynamik berechnet werden muss: Aufgrund der geringeren Gasphasenkonzentration der Aerosolvorläuferstoffe in der Straßenbox verdampft ein Teil der Nukleationspartikel wieder.

Damit ergibt sich folgender Ablauf für das gekoppelte Programm:

1. Die Straßenbox wird mit Hintergrundwerten initialisiert.
2. Die Konzentrationen der Straßenbox werden für die Sub-Box übernommen.
3. Die Verkehrsemissionen (Gase und Partikel) werden homogen auf die Sub-Box verteilt und entsprechend der Verweilzeit in der Sub-Box wird Partikeldynamik aus dem MADE-Modell gerechnet.
4. Die resultierenden Konzentrationen (Gase und Partikel) werden homogen auf die Straßenbox verteilt.
5. In der Straßenbox wird noch einmal Partikeldynamik gerechnet.
6. Es werden Gasphasenchemie, Transport und Verdünnung nach dem AVISO-Box-Modell gerechnet
7. Die Punkte 2 bis 6 werden bis zum Ende des Tages wiederholt.
8. Die Punkte 1 bis 7 werden bis zum Ende des Jahres wiederholt.

Der Ablauf ist in Bild 1.4 schematisch dargestellt.

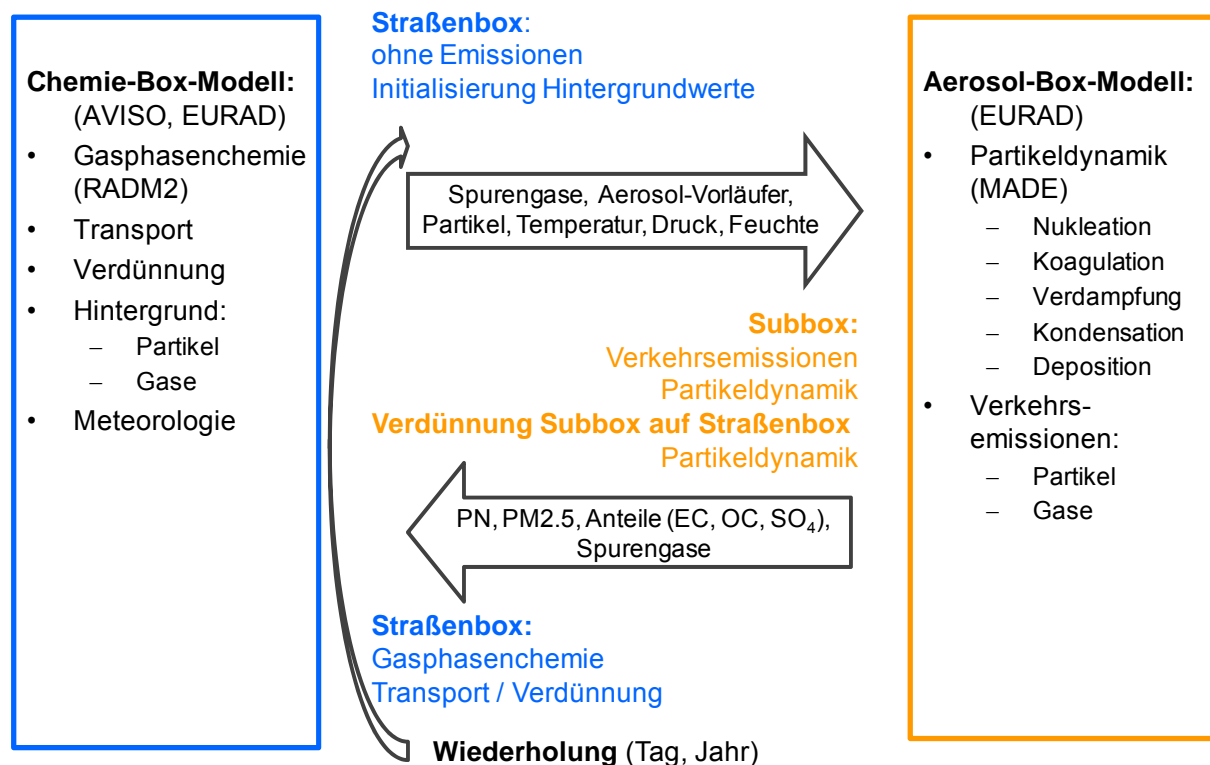


Bild 1.4: Ablauf des gekoppelten Aerosol-Box-Modells

Für die Sub-Box wurde ein Volumen von 1 m^3 sowie eine Verweilzeit in der Sub-Box von 2 s angesetzt. Nach dieser Zeit ist die für die Straßenschlucht relevante Aerosoldynamik abgeschlossen /Rönkkö et al. 2007/. Sensitivitätsstudien ergaben, dass bei größeren Sub-Box-Volumina PN zunimmt, da die Nukleation bei geringeren Konzentrationen gegenüber der Kondensation bevorzugt ist. Das Volumen der Sub-Box stellt jedoch keine kritische Größe dar: Bei einer Vervierfachung des Volumens nahm PN lediglich um 13% zu. Die Größe der Sub-Box wurde bei der Modellkalibration nicht mehr angepasst.

PN ist in MADE eine prognostische Größe: Eingabeparameter ist die Partikelmasse PM, aufgeteilt auf die drei Moden und differenziert nach Stoffen. Daraus wird im Modell mittels der mittleren Dichten und der mittleren dynamischen Durchmesser der Moden die jeweilige Anzahl PN berechnet.

Um gemessene PN-Konzentrationen in das Modell eingeben zu können, wurden diese daher zunächst in Umkehrung der Umrechnung in MADE in PM umgewandelt, so dass in MADE die gewünschten PN-Werte „zurück“-berechnet wurden.

2 Emissionsdaten

Die Modellierungen wurden für eine „typische“ hochbelastete Stadtstraße durchgeführt. Neben dem Basisjahr 2010 wurden PN-Modellierungen für die Jahre 2015, 2020 und 2025 durchgeführt. Außerdem wurden die Auswirkungen einer zu 100% elektrisch betriebenen Fahrzeugflotte auf die PN-Konzentrationen untersucht (Szenario „Elektromobilität“). Für diese Fälle sind jeweils Emissionsdaten erforderlich.

Die Emissionsmodellierung wurde im Rahmen eines Vorläuferprojekts durchgeführt und ist an anderer Stelle ausführlich beschrieben /Schneider et al. 2013/. Im Folgenden werden die wichtigsten Ergebnisse dargestellt.

2.1 Flottenzusammensetzung

Die Modellstraße wird hinsichtlich der Verkehrswerte an die Corneliusstraße in Düsseldorf angelehnt. Dafür liegen aktuelle Verkehrsdaten aus dem Luftreinhalteplan Düsseldorf /Düsseldorf 2012/ vor:

- DTV (durchschnittlicher täglicher Verkehr) = 46.200 Kfz/Tag
- INfz (leichte Nutzfahrzeuge) 5 %
- sNfz (schwere Nutzfahrzeuge inkl. Busse) 2 %
- Kräder 1%

Pro Fahrzeugart wurde die im HBEFA3.1 /HBEFA 2010/ hinterlegte bundesmittlere Flottenzusammensetzung angesetzt. Dies gilt sowohl für das Basisjahr 2010 wie auch für die Flottenverjüngung bis 2025. Die EURO-6 Einführung wurde jedoch, wie in der Gesetzgebung vorgesehen, 2-stufig angenommen, was im HBEFA3.1 noch nicht berücksichtigt ist. Die resultierende Flottenzusammensetzung ist in Bild 2.1 dargestellt.

Szenario Elektromobilität

In diesem Szenario entfallen sämtliche motorbedingten Emissionen. Die Feinstaub-Emissionen aufgrund von Aufwirbelung und Abrieb bleiben unverändert.

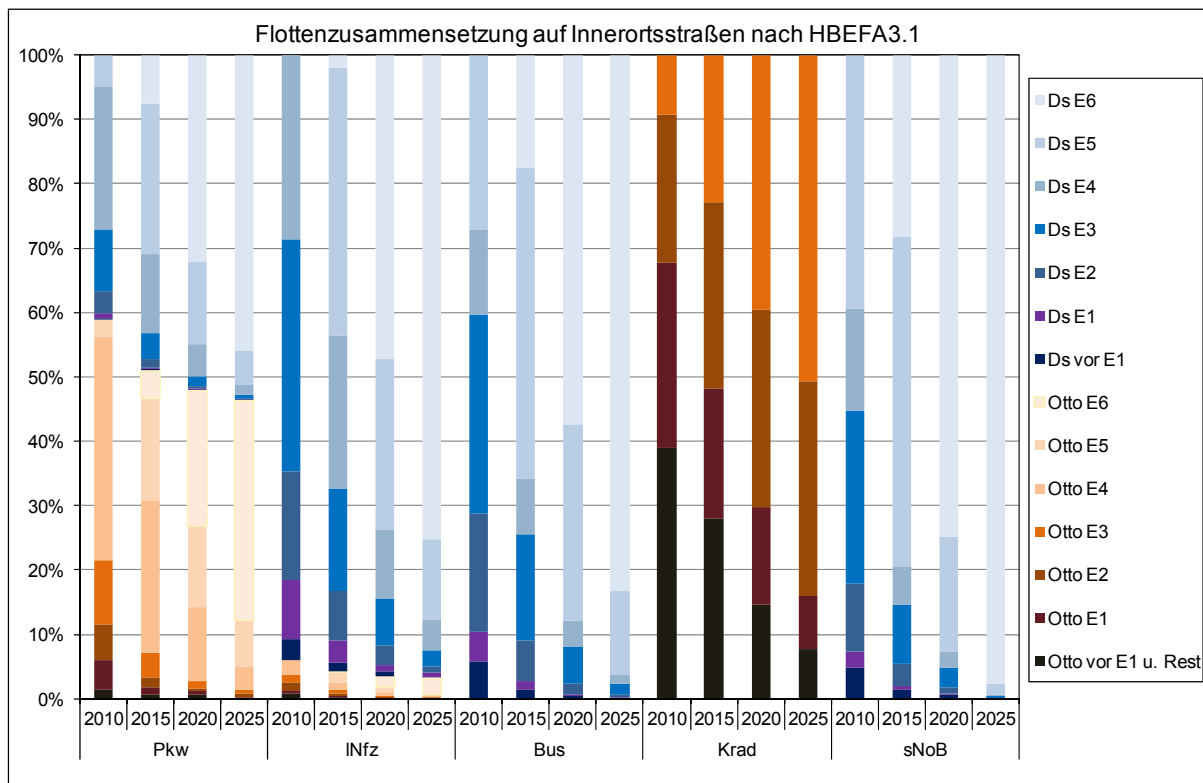


Bild 2.1: Flottenzusammensetzung auf Innerortsstraßen nach HBEFA3.1 /HBEFA 2010/ 2010 bis 2025

2.2 Emissionsfaktoren

Die Emissionsfaktoren für PN (Abgas), PM (Abgas), SO₂, NO_x, NO₂, NO, CO, OGD, NH₃, N₂O und CO₂ wurden dem HBEFA3.1 entnommen. Für alle Komponenten wird von 2010 bis 2015 eine Reduktion erwartet, die je nach Schadstoff unterschiedlich hoch ausfällt (vgl. Anhang).

Darüber hinaus wurde auf folgende Datenquellen zurückgegriffen:

- Der Rußanteil (EC) der motorbedingten PM-Emissionen wurde nach /VDI 2003/ für Pkw mit 60% und für Lkw mit 40% angesetzt, der Rest wurde als nicht-flüchtiges OC behandelt.
- Die Emissionsfaktoren zur Berechnung der PM_{2.5}-Emissionen durch Abrieb wurden auf Basis aktueller Literaturdaten ermittelt /PREGGER 2006, CORINAIR 2007, EEA 2009/
- Der für PN relevante Anteil von PM_{1.0} an PM_{2.5} aus Reifen-, Brems- und Kupplungsabrieb wurde dem EMEP/EEA emission inventory guidebook entnommen /EEA 2009/.
- Die Differenzierung von OGD (organische Gase und Dämpfe) nach den für RADM2 und MADE benötigten Einzelkomponenten wurde analog zu früheren Projekten vorgenommen /Kluge et al. 2007/.

Schwefelsäure

Das HBEFA3.1 enthält Emissionsfaktoren für SO₂. Diese entsprechen einer Umsetzung des gesamten Schwefelgehalts im Kraftstoff von ca. 8 ppm („schwefelfrei“) in SO₂. Insbesondere bei Vorhandensein eines Oxidationskatalysators wird SO₂ jedoch zum Teil zu SO₃ oxidiert. Da im Abgas hinreichend Feuchtigkeit vorhanden ist, bildet sich aus SO₃ sofort Schwefelsäure (H₂SO₄).

Die Oxidation von SO₂ findet auch in der Atmosphäre statt und ist als solche in RADM2 vorhanden. Diese Reaktion ist jedoch so langsam, dass sie im Straßenraum noch keine Rolle spielt, sondern erst auf größeren räumlichen Skalen relevant wird.

In Abhängigkeit vom Motorkonzept wurde die in Tab. 2.1 ausgewiesene Aufteilung des Schwefels im Abgas auf SO₂ und H₂SO₄ vorgenommen.

Tab. 2.1: Anteil H₂SO₄ am Gesamtschwefel im Abgas

	Motorkonzept	Anteil H ₂ SO ₄	
Pkw, Infz	Otto	0%	
	Diesel	15%	
Lkw, Busse	Euro-0, -3, -5, -6	2%	kein Oxidationskatalysator
	Euro-1, -2	10%	z.T. Nachrüstung mit Oxi-Kat
	Euro-4	80%	Oxidationskatalysator

Insgesamt ergibt sich damit für die Flottenzusammensetzung 2010 ein Anteil von 7,8% H₂SO₄ am Gesamtschwefel im Abgas.

2.3 Emissionen

Die auf Basis der oben beschriebenen Randbedingungen berechneten PN-Abgasemissionen 2010 bis 2025 sind in Bild 2.3 dargestellt. Für die übrigen relevanten Komponenten finden sich Darstellungen zur Entwicklung der Emissionen 2010 bis 2025 im Anhang.

Deutlich zeigt sich die prognostizierte drastische Reduktion der PN-Abgasemissionen von 2010 bis 2025 mit 90%.

Ergänzend zeigt Bild 2.3 die Verteilung der PN-Abgasemissionen 2025 auf die Fahrzeugarten, für Pkw zusätzlich differenziert nach Antriebskonzepten. Der Anteil der Pkw-Otto-Fahrzeuge an den PN-Abgasemissionen beträgt 2025 ca. 23%. Der Anteil der direkt einspritzenden Ottomotoren (Euro-6) an PN gesamt liegt bei 18%.

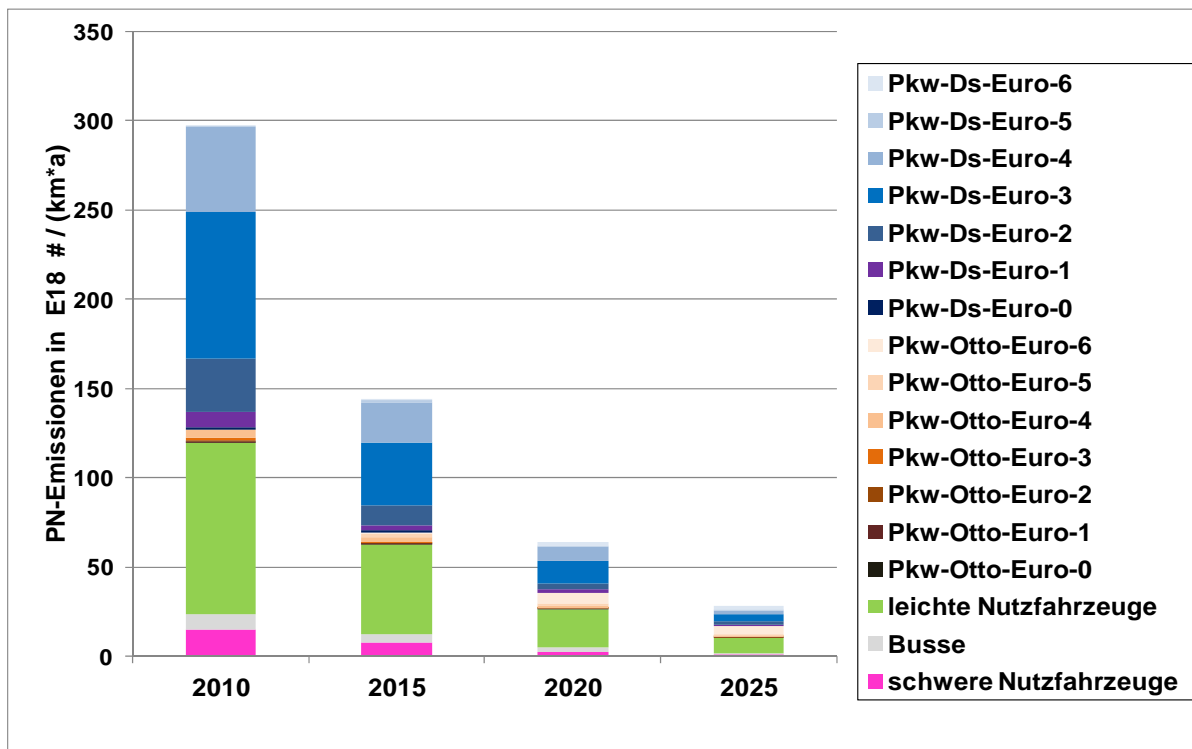


Bild 2.2: PN-Abgasemissionen für eine typische Hauptverkehrsstraße in Deutschland für die Jahre 2010 bis 2025

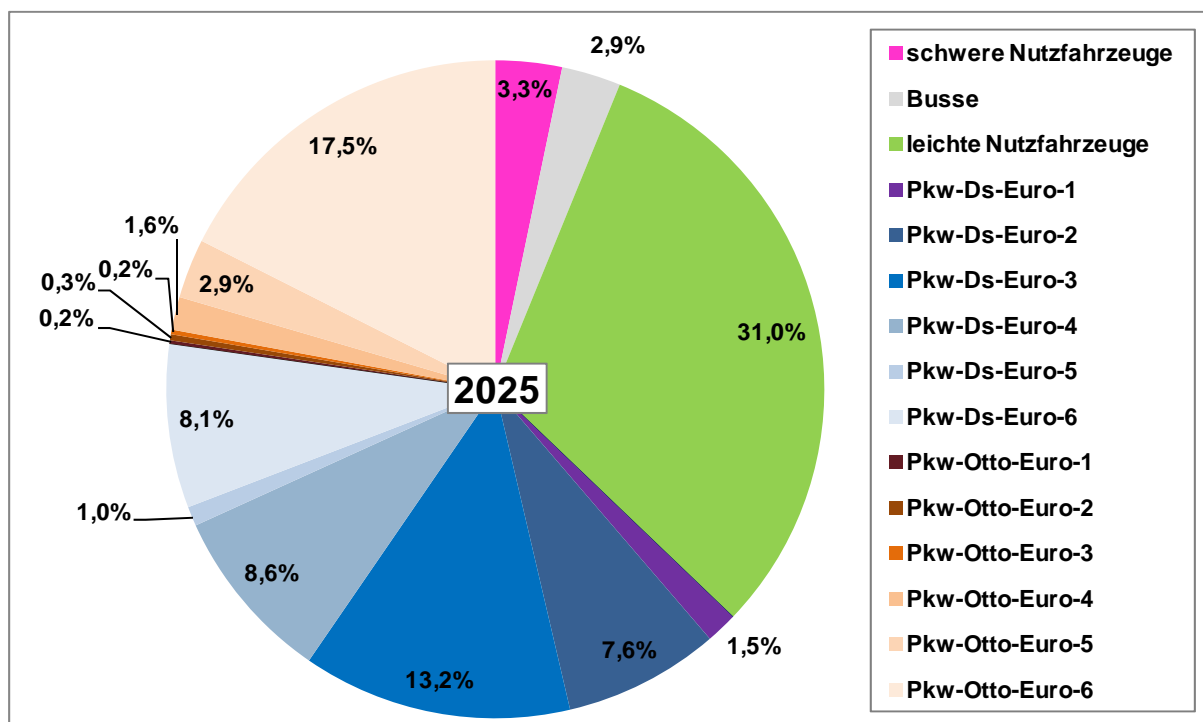


Bild 2.3: Verteilung der PN-Abgasemissionen auf die Fahrzeugarten, bei den Pkw zusätzlich differenziert nach Konzepten für eine typische Hauptverkehrsstraße in Deutschland im Jahr 2025

3 Hintergrundwerte

Randbedingung für das Modell ist der städtische Hintergrund, der entsprechend der Windgeschwindigkeit eingemischt wird. Daher werden neben den Emissionen für das Modell stündliche Messwerte von Luftschadstoffen und Partikeln im städtischen Hintergrund wie auch Messungen meteorologischer Parameter (Temperatur, Druck, Feuchte, Windgeschwindigkeit und -richtung sowie Globalstrahlung) als Eingangsdaten benötigt.

Da die Emissionen der „typischen“ hochbelasteten Hauptverkehrsstraße von der Corneliusstraße in Düsseldorf übernommen wurden, kann im Chemie-Modell eine Kalibration für das Jahr 2006 aus einem früheren Projekt /Kluge et al. 2007/ verwendet werden. Meteorologische Parameter und Spurengase liegen damit ebenfalls vor. Die Hintergrundwerte für die Aerosolkomponenten wurden aus PN-Messungen abgeleitet.

3.1 PN Messungen

Messdaten für PN wurden von Herrn Dr. Wolfram Birmili vom Leibniz-Institut für Troposphärenforschung (IfT) in Leipzig zur Verfügung gestellt /Birmili et al. 2009/, /Costabile et al. 2009/. Verwendet wurden folgende Messungen für das Jahr 2010 (Basisjahr der Modellierungen):

- | | | |
|---------------------------|-----|-------------------------|
| • Leipzig Eisenbahnstraße | PN | Verkehrsstation |
| • Leipzig IfT | PN | städtischer Hintergrund |
| • Leipzig IfT | Ruß | städtischer Hintergrund |

Die PN Messungen wurden mit einem TDMPs (twin differential mobility particle sizer, /Birmili et al. 1999/) mit 46 Kanälen zwischen 5 nm und 800 nm und einer zeitlichen Auflösung von 20 Minuten durchgeführt. Somit liegt die zeitliche Entwicklung der Größenverteilung von PN über das Jahr 2010 vor. Beispielhaft ist die Größenverteilung für eine Woche in Bild 3.1 dargestellt.

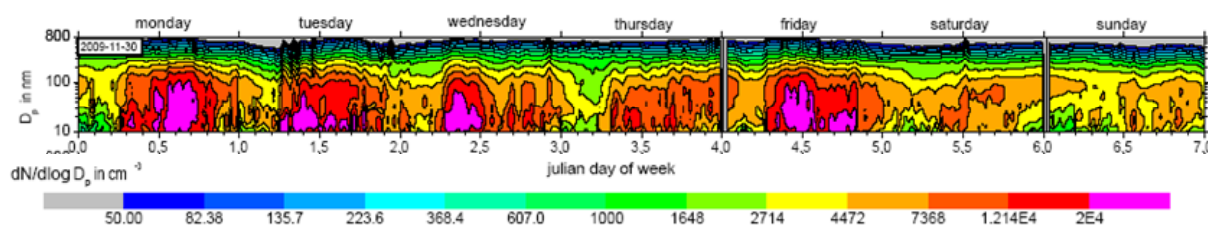


Bild 3.1: Gemessene PN-Größenverteilung 30.11.2009-06.12.2009, Leipzig-Eisenbahnstraße ohne Thermodenuder, Quelle: Dr. Wolfram Birmili, IfT

Die PN Messgeräte sind mit elektrischen Umschaltventilen ausgerüstet, es wurden jeweils nacheinander Partikelgrößenverteilungen mit und ohne Thermodenuder gemessen. Dies ermöglicht eine Unterscheidung zwischen flüchtigen und nicht-flüchtigen Teilchen.

Die Ruß-Messungen wurden mit einem MAAP (Multi-Angle Absorption Photometer /Petzold, Schönlinner 2004/) durchgeführt. Sie liegen jeweils für Intervalle von 30 Minuten vor.

Aus den Messungen vom IfT wurden, wie in Abschnitt 3.2 beschrieben, Hintergrundwerte für das Modell abgeleitet.

Die Messungen aus der Eisenbahnstraße wurden zum Vergleich analog ausgewertet. Die Eisenbahnstraße ist jedoch nach dem Bau einer Ortsumgehung keine hochbelastete Straße mehr, mit einem DTV von ca. 11.000 Kfz/Tag ist der Verkehr deutlich geringer als in der an die Corneliusstraße in Düsseldorf angelehnten Modellstraße (DTV = 46.200 Kfz/Tag). Daher sind in der Modellrechnung für die „typische Straße“ höhere PN-Konzentrationen zu erwarten als in der Eisenbahnstraße in Leipzig gemessen wurden.

3.2 Modellhintergrund

Aus den oben beschriebenen PN-Messungen wurden Hintergrundwerte für das Modell abgeleitet. Für das Basisjahr 2010 wurden die Messwerte 2010 den Aerosolkomponenten im Modell sowie den Moden zugeordnet. Für die Jahre 2015 bis 2020 sowie für das Szenario „Elektromobilität“ wurden die Hintergrundkonzentrationen entsprechend reduziert.

Hintergrund 2010

Die Partikel in MADE sind in drei Moden aufgeteilt (Nukleationsmode, Akkumulationsmode und grobe Teilchen). Die groben Teilchen (dynamischer Durchmesser $D > 10\mu\text{m}$) tragen zwar viel zur Gesamtmasse, jedoch nahezu nichts zur Partikelanzahl bei. Die gemessenen Partikel (Größenverteilung bis 800 nm) wurden also in Nukleations- und Akkumulationspartikel aufgeteilt (jahresmittlerer Tagesgang dargestellt in Bild 3.2).

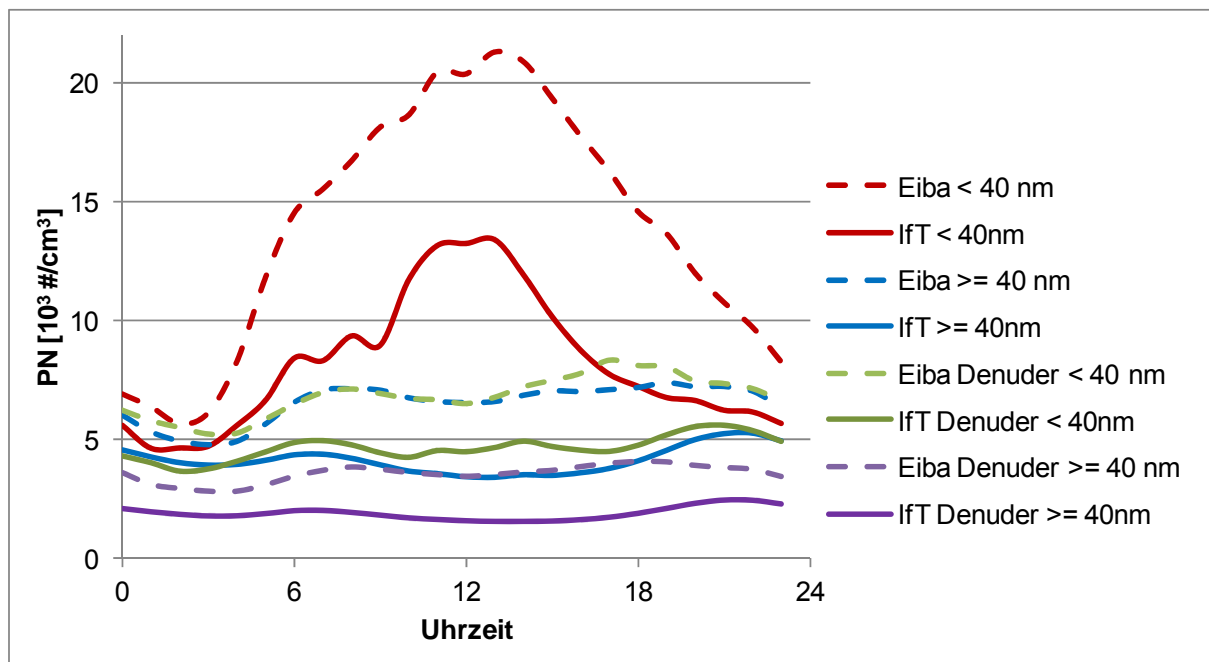


Bild 3.2: Jahresmittlerer Tagesgang 2010 der PN-Messungen in der Eisenbahnstraße (Straßenstation in Leipzig) und auf dem Dach des IfT (städtischer Hintergrund Leipzig), jeweils mit und ohne Thermodenuder sowie aufgeteilt in Partikel mit dynamischem Durchmesser $D < 40 \text{ nm}$ und $D \geq 40 \text{ nm}$

Die Grenze wurde bei $D = 40 \text{ nm}$ gewählt. Bei dieser Aufteilung ergibt sich ein mittlerer Tagesgang: Während die Teilchenzahl in der Nukleationsmode ein Mittagmaximum aufweist (rote Linien), liegen die maximalen Teilchenzahlen der Akkumulationsmode morgens und abends (blaue Linien).

Wie oben erwähnt, ist PN in MADE eine rein prognostische Größe, wird also im Modell aus der Partikelmasse berechnet. Die gemessene Partikelanzahl wurde daher auf die Eingangssubstanzen von MADE aufgeteilt und dann in Umkehrung der MADE-internen PN-Berechnung in Partikelmasse umgerechnet. Dabei wurde zwischen $\text{PN}_{\text{nicht flüchtig}}$ (Denudermessungen) und $\text{PN}_{\text{flüchtig}}$ (Differenz zwischen Gesamtmessungen und Denudermessungen) unterschieden. Für die nicht-flüchtigen Substanzen wurde wie folgt vorgegangen:

- Ruß (Masse): wie gemessen in die MADE-Akkumulationsmode von EC (elemental carbon), Umrechnung analog MADE in PN und Subtraktion von $\text{PN}_{\text{nicht flüchtig}}$
- $\text{NO}_3 = 2,1 \mu\text{g}/\text{m}^3$, $\text{NH}_4 = 0,6 \mu\text{g}/\text{m}^3$: MADE-default-Werte, Umrechnung analog MADE in PN und Subtraktion von $\text{PN}_{\text{nicht flüchtig}}$
- Rest $\text{PN}_{\text{nicht flüchtig}}$: Umrechnung in MADE unspezifisches PM

Die flüchtigen PN-Messungen wurden, aufgeteilt in Nukleations- und Akkumulationsmode, vollständig der Schwefelsäure zugeordnet. In der Realität ist dies nicht zutreffend: Ein Teil der flüchtigen Partikel besteht aus organischen Kohlenstoffverbindungen (OC). In MADE ist der Prozess der Nukleation jedoch nur für das Schwefelsäure-Wasser-System implementiert. OC wird nur auf vorhandene Teilchen kondensiert bzw. von diesen abgedampft. Um einen

stationären Hintergrund modellieren zu können, wird im vorliegenden Projekt die Schwefelsäure als „Proxy“ für alle nukleierbaren Substanzen verwendet.

Modellhintergrund 2015, 2020, 2025

In den Jahren 2015 bis 2025 verjüngt sich die Fahrzeugflotte. Dies führt, wie in Kapitel 2 beschrieben, zu deutlich geminderten Emissionsprognosen. Auch für andere Quellgruppen werden zukünftig Minderungen prognostiziert. Insgesamt führt dies zu verminderten Prognosen für den Modellhintergrund.

In der Richtlinie über Luftverunreinigungen an Straßen (RLuS, /FGSV 2012/ werden, bezogen auf das Jahr 2005, Reduktionsfaktoren für die Hintergrundbelastungswerte der Stoffe NO₂, NO, PM₁₀, SO₂, Benzol, CO und Blei zwischen 2005 und 2025 differenziert nach Groß- und Mittelstadt, Kleinstadt sowie Freiland angegeben. Für NO_x z. B. ergibt sich nach RLuS 2012 bezogen auf das Kalibrationsjahr 2006 eine Minderung um 32%.

Die Hintergrundkonzentrationen der gasförmigen Luftschadstoffe wurden nach RLuS 2012 gemindert. Die Hintergrundkonzentrationen von NO₃- und NH₄-Partikeln sind vornehmlich von der Landwirtschaft verursacht. Da hier keine größeren Reduktionen zu erwarten sind, wurde für diese Aerosolkomponenten keine Minderung angesetzt. Verschiedene Untersuchungen /Rosenbohm et al. 2005/, /Kwasny et al. 2010/ zeigen, dass PN bzw. Ultrafeinstaub nur mäßig mit PM₁₀ korreliert. Von den gasförmigen Luftschadstoffen PM₁₀, NO_x, NO₂, CO korreliert PN am besten mit NO_x. Die anderen Aerosolkomponenten im Hintergrund wurden daher analog zu NO_x mit der Zeit reduziert.

Modellhintergrund Szenario „Elektromobilität“

Im Szenario „Elektromobilität“ wird eine Fahrzeugflotte angesetzt, die zu 100% elektrisch angetrieben wird, siehe letzter Absatz Abschnitt 2.1. Dies beeinflusst auch die Hintergrundkonzentrationen. Reduziert werden mussten daher die Konzentrationen der gemessenen Größen Ruß und PN.

Für **Ruß** wurde auf den Luftreinhalteplan Berlin zurückgegriffen (Entwurf Luftreinhalteplan 2011 bis 2017 für Berlin). Darin werden für PM_{2.5} im Jahr 2007 an der Straßenmessstation „Frankfurter Allee“ in Berlin die Anteile des lokalen Verkehrs (Motor und Abrieb) sowie verschiedener Prozesse im städtischen und ländlichen Hintergrund ausgewiesen, s. Tab. 3.1.

Es wurde angenommen, dass Ruß sich verhält wie PM_{2.5} aus Verbrennungsprozessen. Wenn im Hintergrund die Abgas-Komponente (19%) wegfällt, entspricht dies einer Reduktion des verbrennungsbedingten PM_{2.5} um $19/(19+26) = 42\%$. Ruß wurde für das Szenario „Elektromobilität“ damit um 42% reduziert.

Tab. 3.1: *Mittlere Quellbeiträge für PM2.5, Frankfurter Allee (Berlin), Jahr 2007, differenziert nach Abgas, sonstigen Verbrennungsprozessen und Rest sowie nach Beitrag des lokalen Verkehrs und des Hintergrunds (städtisch+ländlich) (Datenquelle: Entwurf Luftreinhalteplan Berlin 2011 bis 2017)*

Anteil PM2.5 an Verkehrsstation	Verkehr	Hintergrund	gesamt
Abgas	9%	19%	28%
sonstige Verbrennung	-	26%	26%
Rest	4%	42%	46%
gesamt	13%	87%	100%

Für **PN** liegt keine so detaillierte Verursacheranalyse vor. Es wurde daher entschieden, PN für das Szenario „Elektromobilität“ auf die Werte des ländlichen Hintergrunds zu mindern. Nach /Birmili 2006/ liegt die PN-Konzentration in Melpitz (ländlicher Hintergrund für Leipzig) bei 74% der am IfT gemessenen Konzentration (im Basislauf verwendeter städtischer Hintergrund). Für das Szenario „Elektromobilität“ wurde der PN-Hintergrund daher um 26% gemindert.

Diese Minderungen beziehen sich auf das Basisjahr 2010. Die oben dargestellte Trendentwicklung des Modellhintergrunds für die Jahre 2015 bis 2025 findet zusätzlich statt.

4 Modellierung PN Straßenschlucht

Mit dem in Kapitel 1 beschriebenen Modellsystem und den in Kapitel 2 beschriebenen Emissionswerten sowie den in Kapitel 3 beschriebenen Hintergrundmessungen als Eingangsdaten und Randbedingungen wurde die Luftqualität an einer „typischen“ hochbelasteten Hauptverkehrsstraße in Deutschland berechnet. In Abschnitt 4.1 werden die Ergebnisse des Basislaufs für das Jahr 2010 Literatur- und Messwerten gegenübergestellt. In Abschnitt 4.2 werden die Ergebnisse der Prognosejahre 2015, 2020 und 2025 dargestellt sowie die Ergebnisse für das Szenario „Elektromobilität“.

4.1 Basislauf 2010

Die Modellrechnung für das Basisjahr wird zunächst hinsichtlich der Jahresmittelwerte und weiterhin hinsichtlich des jahresmittleren Tagesgangs mit Mess- und Literaturwerten verglichen.

Jahresmittelwerte

In Tab. 4.1 werden die Ergebnisse der Modellrechnung für das Basisjahr 2010 verschiedenen Mess- und Literaturwerten gegenübergestellt.

Tab. 4.1: Basislauf PN: Jahresmittelwert der Modellrechnung für die „typische“ hochbelastete Hauptverkehrsstraße im Vergleich mit Mess- und Literaturwerten

Modellrechnung "typische" hochbelastete Hauptverkehrsstraße	PN [10^3 \#/cm^3]
Jahresmittelwert 2010	22
Mittelwert Juli 2010, 15:00 Uhr	42
10% bis 90% - Quantil Juli 2010, 15:00 Uhr	18 - 83
Jahresmittelwert 2010, Modellrechnung ohne Emissionen	12
Mess- und Literaturwerte	
Jahresmittelwert 2010 Leipzig Eisenbahnstraße	20
Juli 2011, 15:00, Corneliusstraße /Vogel et al. 2011/	12 - 56
Jahresmittelwert 2010 Leipzig IfT	12
Tunnel, Kampagnen /HEI 2013/	168
Straßenschlucht, Kampagnen /HEI 2013/	48
Stadt, Kampagnen /HEI 2013/	11
städt. Hintergrund, Kampagnen /HEI 2013/	7

Es lässt sich festhalten:

- Der für die „typische“ Hauptverkehrsstraße modellierte PN Jahresmittelwert 2010 liegt mit $22 \times 10^3 \text{ \#/cm}^3$ etwas höher als der in der Eisenbahnstraße in Leipzig gemessene

Jahresmittelwert von $20 \times 10^3 \text{ \#/cm}^3$. Dies entspricht der Erwartung, da die an die Corneliusstraße in Düsseldorf angelehnten Verkehrswerte – und damit auch die lokalen Emissionen – in der „typischen“ Straße mit 46.200 Kfz/Tag deutlich höher liegen als in der Eisenbahnstraße (11.000 Kfz/Tag).

- Die Modellrechnung ohne Emissionen reproduziert mit einem Jahresmittelwert von $12 \times 10^3 \text{ \#/cm}^3$ sehr gut den Jahresmittelwert der als Hintergrund verwendeten Messungen vom Ift.
- In der Corneliusstraße in Düsseldorf werden derzeit keine kontinuierlichen PN-Messungen durchgeführt. Im Rahmen einer Messkampagne wurden jedoch dort sowie in der benachbarten Talstraße vom Labor für Umweltmesstechnik der Fachhochschule Düsseldorf an acht Tagen im Juli 2011 jeweils um 15:00 Uhr mobile Fahrradmessungen durchgeführt /Vogel et al. 2011/. Dabei kamen Kombinationen aus jeweils einem optischen Aerosolspektrometer für den Größenbereich von $0,25 \mu\text{m}$ bis $32 \mu\text{m}$ und einem uni-polaren Diffusionsauflader zur Messung von Ultrafeinstaub im Bereich von 25nm bis 350nm zum Einsatz. Gemessen wurden PN-Konzentrationen zwischen $12 \times 10^3 \text{ \#/cm}^3$ und $55 \times 10^3 \text{ \#/cm}^3$. Der modellierte Mittelwert für Juli 2010 um 15:00 Uhr (Stundenwert) liegt bei $42 \times 10^3 \text{ \#/cm}^3$, der Bereich zwischen 10%- und 90%-Quantil ($Q_{0,1}$, $Q_{0,9}$) liegt zwischen $Q_{0,1} = 18 \times 10^3 \text{ \#/cm}^3$ und $Q_{0,9} = 83 \times 10^3 \text{ \#/cm}^3$. Damit liegt das Modell für die „typische“ Straße etwas höher als die Messungen in der Corneliusstraße, ist aber mit diesen vereinbar. Für die Corneliusstraße liegen keine PN-Hintergrundmessungen vor.
- Die Stundenwerte der modellierten PN-Konzentrationen weisen, wie oben gesehen, eine hohe Variabilität auf. Diese ist bedingt durch unterschiedlich hohe Emissionen zwischen Wochentag und Feiertag sowie durch Schwankungen von Windgeschwindigkeit und –richtung. Eine hohe räumliche wie zeitliche Variabilität ist auch in den Messungen zu sehen.
- Das Health Effects Institute (HEI), Boston, hat Mittelwerte veröffentlichter Messkampagnen zusammengefasst /HEI 2013/. Der dort angegebene Wert für Straßenschluchten liegt mit $48 \times 10^3 \text{ \#/cm}^3$ deutlich über den hier modellierten $22 \times 10^3 \text{ \#/cm}^3$, der dort angegebene Wert für Stadtkampagnen von $11 \times 10^3 \text{ \#/cm}^3$ sowie der für den städtischen Hintergrund angegebene Wert von $7 \times 10^3 \text{ \#/cm}^3$ liegen beide etwas unter dem hier verwendeten Hintergrundwert von $12 \times 10^3 \text{ \#/cm}^3$. Da die im HEI-Report gemittelten Kampagnen unterschiedliche Zeitspannen umfassen und in verschiedenen Ländern auch außerhalb Europas durchgeführt wurden, sind die dort angegebenen Werte nicht direkt mit den hier betrachteten Jahresmittelwerten vergleichbar. Sie liefern aber ähnliche Größenordnungen.

Neben den modellierten PN-Konzentrationen in der Straßenschlucht wurden auch die modellierten PN-Konzentrationen in der „Sub-Box“ nach dem Auspuff vor der Verdünnung auf die Straßenbox ausgegeben. Die jahresmittlere Konzentration liegt bei $PN = 467 \times 10^3 \text{ \#/cm}^3$, der von 10%-Quantil $Q_{0,1}$ bis 90%-Quantil $Q_{0,9}$ aufgespannte Bereich liegt zwischen $Q_{0,1} = 62 \times 10^3 \text{ \#/cm}^3$ und $Q_{0,9} = 872 \times 10^3 \text{ \#/cm}^3$.

In Bereich der Sub-Box gibt es Messungen von /Wehner et al. 2009/, bei denen Messfahrten durchgeführt wurden und die Messinstrumente auf einem Fahrradträger hinter dem Auspuff zweier Pkw befestigt waren. Dabei handelte es sich um einen EURO-3-Diesel ohne Partikelfilter sowie um einen Euro-4-Benziner. Gemessen wurden PN-Konzentrationen zwischen $10 \times 10^3 \text{ \#/cm}^3$ und $1000 \times 10^3 \text{ \#/cm}^3$. Die hier modellierte „Sub-Box“ entspricht in etwa dem Messort bei diesen Fahrten. Die PN-Werte sind nicht direkt vergleichbar, da ins Modell die flottenmittlere Emission eingeht. Diese ist niedriger als bei einem ungefilterten Diesel und höher als bei einem Benzin. Die Größenordnungen in Modell und Messung passen jedoch gut zusammen. /Kumar et al. 2011/ geben im oben zitierten Übersichtsartikel für die Abgasfahne PN-Konzentrationen zwischen $5 \times 10^5 \text{ \#/cm}^3$ und 10^7 \#/cm^3 als typisch an. Die für die Sub-Box modellierten Werte liegen am unteren Rand dieses Bereiches.

Jahresmittlerer Tagesgang

Neben dem Jahresmittelwert ist auch der jahresmittlere Tagesgang von Interesse. In Bild 4.1 (oben) ist der modellierte mittlere Tagesgang (jeweils gestrichelte Linien) im Vergleich mit den Messwerten (durchgezogene Linien) aus der Eisenbahnstraße (blau) und vom IFT (rot) dargestellt. Zu sehen ist neben der Standard-Modellrechnung für die „typische“ Straßenschlucht (grün) auch eine Modellrechnung mit abgeschalteter Aerosoldynamik (violett) sowie mit abgeschalteten Emissionen (gelb).

In Bild 4.1 (unten) ist zum Vergleich der mittlere Tagesgang der Emissionen dargestellt.

Zum mittleren Tagesgang lässt sich Folgendes festhalten:

- Zwischen 7:00 Uhr und 21:00 Uhr liegt der mittlere Tagesgang der PN-Konzentrationen in der „typischen“ Straßenschlucht über dem in der Eisenbahnstraße. Grund dafür sind, wie schon beim Jahresmittelwert, die höheren Verkehrswerte.
- Im Modell gibt es Maxima zu den Spitzenstunden des Verkehrs um 9:00 Uhr und um 17:00 Uhr (siehe Emissions-Tagesgang im Bild darunter) sowie ein photochemisch bedingtes Maximum um die Mittagszeit. In der Eisenbahnstraße ist das Morgenmaximum bereits um 6:00 Uhr erreicht. Dies kann durch den früheren Sonnenaufgang sowie durch den früheren Arbeitsbeginn in Sachsen im Vergleich mit Nordrhein-Westfalen erklärt werden.
- Mit abgeschalteten Emissionen reproduziert das Modell nicht nur den Mittelwert, sondern auch die Form des Tagesgangs für den Hintergrund gut.
- Mit abgeschalteter Aerosoldynamik unterschätzt das Modell die PN-Konzentration um 23%. Dies zeigt, dass die Partikelbildung aus kondensierbaren gasförmigen Abgaskomponenten nicht vernachlässigt werden kann.

Im Basisjahr kann das Modell den gemessenen Hintergrund gut reproduzieren. Die Modellrechnung für die „typische“ Hauptverkehrsstraße entspricht den Erwartungen.

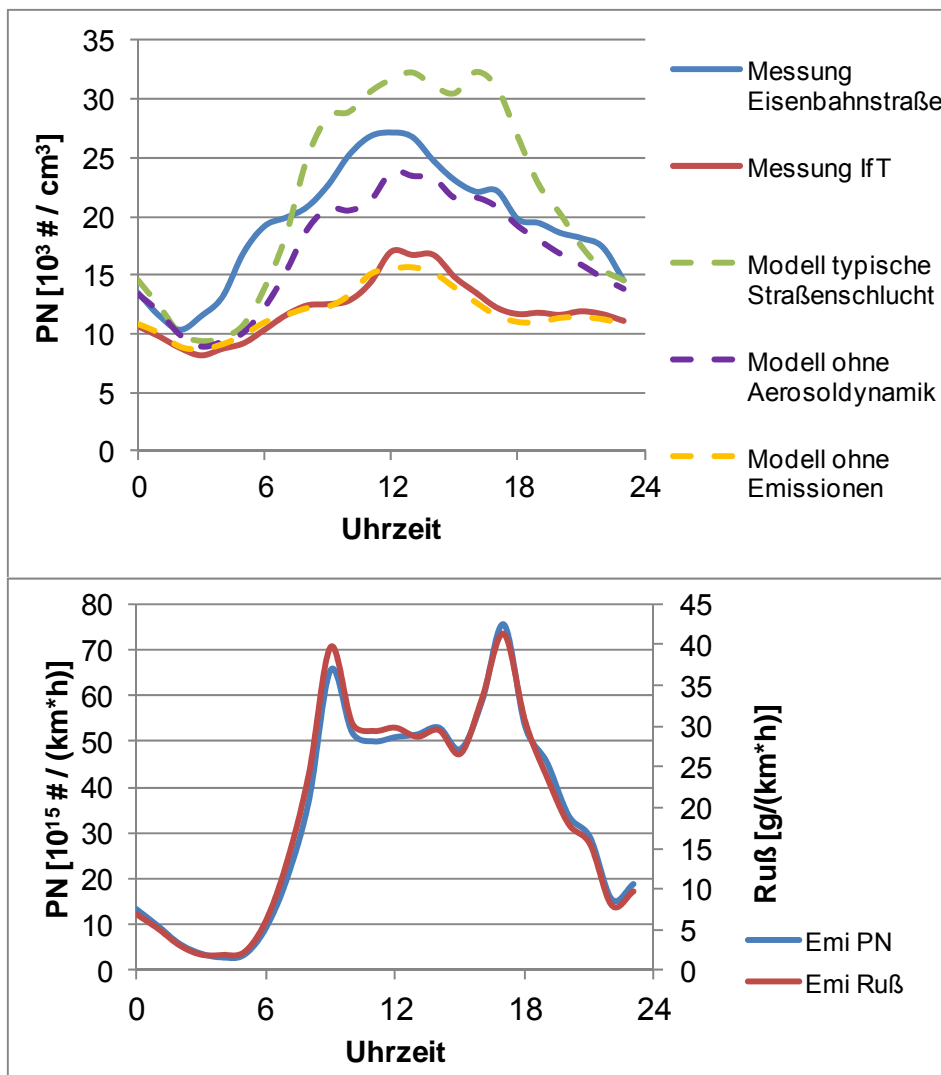


Bild 4.1: Jahresmittlerer Tagesgang der gemessenen (Eisenbahnstraße und IfT) sowie der modellierten („typische“ Straßenschlucht, Modell ohne Aerosoldynamik, Modell ohne Emissionen) PN-Konzentrationen (oben); mittlerer Tagesgang der PN- und Ruß-Emissionen (unten)

4.2 Prognosen 2015 bis 2025 und Szenario „Elektromobilität“

Mit dem Modell wurden Prognosen der PN-Konzentration in der „typischen“ Hauptverkehrsstraße für die Jahre 2015 bis 2025 sowie für das Szenario „Elektromobilität“ berechnet. Die Jahresmittelwerte jeweils für PM1.0 und für PN sind in Bild 4.2 dargestellt.

Partikelmasse

Die Masse kann nach den Anteilen der Aerosolkomponenten differenziert werden, in Bild 4.2 oben links einzeln angegeben sind anorganische Komponenten (SO₄, NO₃, NH₄),

elementarer Kohlenstoff (Ruß, EC), organischer Kohlenstoff (OC) und der nicht weiter spezifizierte Rest. Zum Vergleich ist zusätzlich die Masse der nicht-flüchtigen motorbedingten Abgaspartikel dargestellt, im Szenario „Elektromobilität“ entfällt diese komplett. Im Gegensatz dazu werden die (nicht dargestellten) PM1.0-Abriebsemissionen bis 2025 als konstant angenommen.

In Bild 4.2 unten links sind für alle Komponenten und Jahre die relativen Änderungen gegenüber dem Basislauf 2010 angegeben. Während die motorbedingten PM-Emissionen bis zum Jahr 2025 um 86% abnehmen (im Szenario „Elektromobilität“ um 100%), sinkt die PM1.0 Konzentration bis 2025 im Straßenraum nur um 51% („Elektromobilität“: um 65%). Dies ist auf die Beiträge von Abrieb und Hintergrund zurückzuführen. Die Ruß-Konzentration, welche stärker von der lokalen Verkehrsquelle dominiert ist, sinkt bis 2025 um 70% („Elektromobilität“: um 83%).

Partikelanzahl

Die Partikelanzahl kann i.d.R. nicht nach Bestandteilen differenziert angegeben werden. In einem frisch emittierten Aerosol liegen die einzelnen Aerosolkomponenten zwar noch getrennt vor (externe Mischung). Durch Koagulation und Kondensation von Substanzen aus der Gasphase stellt sich jedoch schon bald zusätzlich eine interne Mischung ein, die einzelnen Aerosolpartikel bestehen dann bereits aus verschiedenen Komponenten. MADE gibt daher PN nur differenziert nach Nukleations- und Akkumulationsmode aus. Unter der Annahme eines ausschließlich extern gemischten Aerosols kann PN jedoch auf die Aerosolkomponenten aufgeteilt werden. Für Ruß, der von den lokalen Emissionen im Straßenraum dominiert wird und daher noch keinen langen Alterungsprozess durchlaufen hat, trifft diese Annahme näherungsweise zu, so dass in Bild 4.2 (rechts) für den Straßenraum zusätzlich zur Gesamtzahl in den Moden auch PN Ruß angegeben wird.

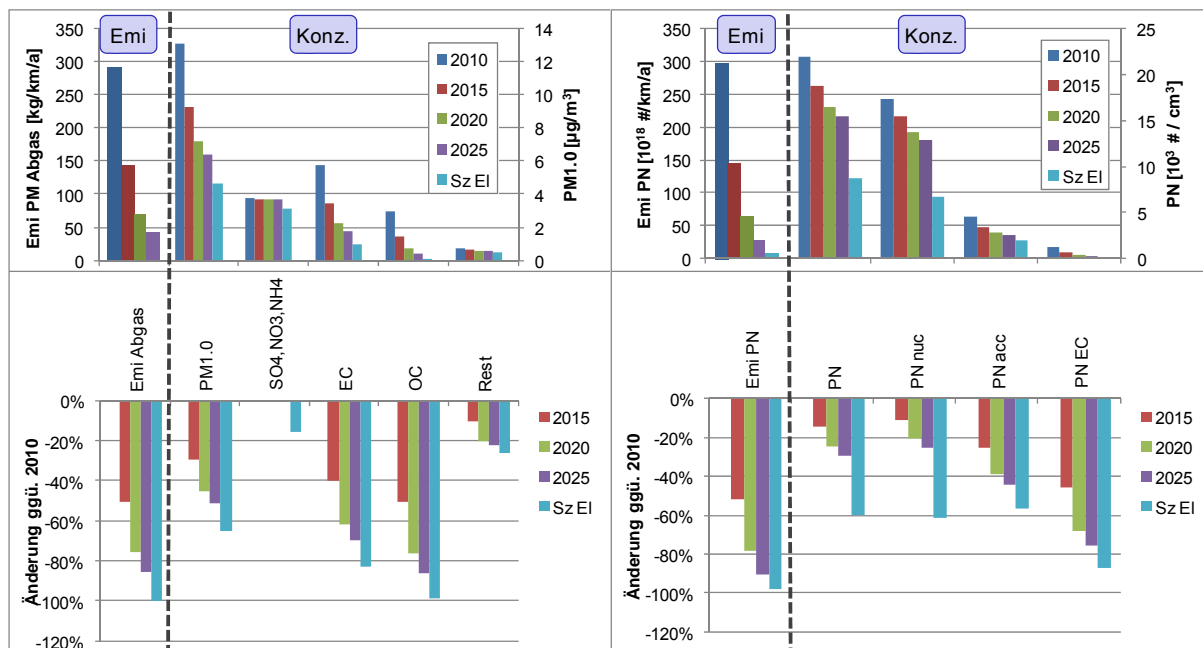


Bild 4.2: Oben: modellierte Jahresmittelwerte PM1.0 (links) und PN (rechts), jeweils Abgasemissionen und Konzentrationen für das Basisjahr 2010 sowie für die Prognosejahre 2015, 2020 und 2025 und das Szenario „Elektromobilität“; PN EC wurde unter der Annahme eines ausschließlich extern gemischten Aerosols bestimmt; unten: relative Änderungen ggü. dem Basisjahr 2010.

Die PN Emissionen nehmen gegenüber dem Jahr 2010 bis zum Jahr 2025 um 90% ab (im Szenario „Elektromobilität“ um 98%, der Rest sind Beiträge aus dem Abrieb). Die PN-Konzentrationen sinken jedoch gegenüber 2010 lediglich um 29% („Elektromobilität“: 60%). Zusätzlich zum Hintergrund tragen hier flüchtige Partikel aus nukleierbaren Abgaskomponenten in der Gasphase zu PN bei. Da diese sich erst hinter dem Auspuff infolge von Abkühlung und Verdünnung bzw. Oxidation bilden, sind sie in den PN-Emissionen nicht enthalten. Da es im Szenario „Elektromobilität“ keine motorbedingten Emissionen gibt, entfällt dieser Beitrag zu PN hier. Für PN EC ergibt sich 2025 gegenüber 2010 eine Reduktion um 76%, im Szenario „Elektromobilität“ beträgt sie 87%.

Abschätzung des Beitrags der direkt emittierten bzw. der sekundär gebildeten Partikel zu PN im Jahr 2025

Im Folgenden wird untersucht, wie hoch der Anteil der primär von Kfz emittierten nicht-flüchtigen Partikel bzw. der durch Kondensation gasförmiger Vorläufersubstanzen im Abgas sekundär gebildeten flüchtigen Partikel an der PN-Konzentration im Jahr 2025 im Straßenraum sein wird. Der Beitrag des Hintergrunds ist bekannt (s. Abschnitt 3.2).

Zur Abschätzung des Beitrags der sekundären Partikel wurde eine Modellrechnung ohne Aerosoldynamik durchgeführt. Die Differenz zur Modellrechnung mit Aerosoldynamik wurde den sekundären Partikeln zugeschrieben. Dies stellt aus zwei Gründen eine Näherung dar:

- Die Aerosoldynamik enthält neben der Nukleation auch Verlustprozesse wie Verdampfung, Deposition oder Koagulation. Dies wird hier vernachlässigt.
- Wegen der Nichtlinearität des Modells können die Ergebnisse unterschiedlicher Modellläufe nicht exakt addiert werden.

Die folgende Aufteilung ist daher als Abschätzung zu verstehen.

Da der Beitrag von Aufwirbelung und Abrieb zu PN vernachlässigt werden kann, wird der Rest der Partikel durch primäre Abgas-Emissionen der Kfz verursacht. Diese können entsprechend der Emissionen (s. Bild 2.3) auf die Fahrzeugarten aufgeteilt werden. Die Beiträge von Hintergrund, sekundären und primären Partikeln sind in Bild 4.3 dargestellt. Die primären Partikel sind dabei weiter nach den Beiträgen der einzelnen Fahrzeugarten unterteilt.

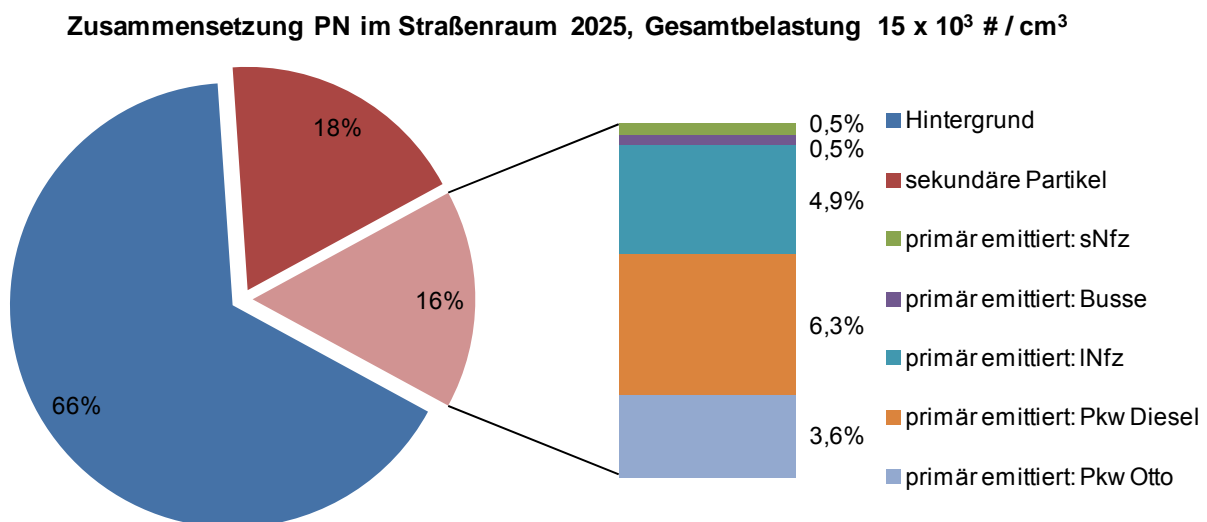


Bild 4.3: Zusammensetzung PN im Straßenraum im Jahr 2025: Dunkelblau: Beitrag des Hintergrunds, dunkelrot: sekundär aus gasförmigen Vorläufersubstanzen gebildete flüchtige Partikel, hellrot: primär im Abgas emittierte Partikel; die primär emittierten Partikel sind in der Säule weiter differenziert nach den Beiträgen der einzelnen Fahrzeugarten

Der Hintergrund trägt im Jahr 2025 ca. zwei Drittel zur Partikelbelastung im Straßenraum bei. Etwas mehr als einem Sechstel (18%) beträgt der Anteil der sekundär im Straßenraum aus gasförmigen Vorläufersubstanzen im Abgas (Schwefelsäure, organische Kohlenstoffverbindungen) gebildeten flüchtigen Partikel. Die direkten Abgas-Emissionen tragen mit 16% etwas weniger als ein Sechstel zur Gesamtbelastung bei. Der Beitrag der Otto-Pkw, der emissionsseitig bei ca. 23% liegt (vergl. Bild 2.3), beträgt konzentrationsseitig nur knapp 4%.

Entwicklung vor 2010

Für die in Bild 4.2 dargestellten prognostizierten Abnahmen von PN bis 2025 wurde jeweils einheitlicher Kraftstoff mit einem Schwefelgehalt von 8 ppm („schwefelfrei“) angesetzt. Es ist

davon auszugehen, dass die Anzahl der flüchtigen Partikel, die überwiegend aus Schwefelsäuretröpfchen bestehen, vor der Einführung von „schwefelfreiem“ Kraftstoff höher war.

/Wählin 2009/ sowie /Jones et al. 2012/ haben die Partikelanzahl jeweils vor und nach der Einführung von „schwefelfreiem“ Kraftstoff in Dänemark bzw. England untersucht. Folgende Messorte wurden betrachtet:

- Kopenhagen, H.C. Andersens Boulevard:
 - Straßenschlucht, DTVw \approx 60.000 Kfz/Werntag
 - Dieselanteil Pkw Dänemark 2002: 7% (nach EUROSTAT)
- London, Marylebone Road:
 - Straßenschlucht, DTV \approx 80.000 Kfz/Tag
 - Dieselanteil Pkw Großbritannien 2008: 26% (nach EUROSTAT)
- Birmingham:
 - städtisch, aber keine direkte Verkehrsstation

Im Vergleich dazu:

- „typische“ Modellstraße:
 - Straßenschlucht, DTV \approx 46.000 Kfz/Tag
 - Dieselanteil Pkw Deutschland 2010: 28% (nach EUROSTAT)

In Dänemark wurde der „schwefelfreie“ Kraftstoff 2005 eingeführt, in Großbritannien 2007. Beim Vergleich der Luftqualität vor und nach der Einführung ist zu beachten, dass die Umstellung nicht plötzlich erfolgte, sondern ein Teil der Tankstellen die Umstellung auf den neuen Kraftstoff bereits vor der gesetzlichen Frist abgeschlossen hatte.

In London fand die Einführung der Umweltzone zeitgleich mit der Umstellung des Kraftstoffes 2007 statt, ein Jahr später wurde die Umweltzone noch einmal verschärft.

In Bild 4.4 sind die gemessenen PN-Konzentrationen in Kopenhagen /Wählin 2009/ bzw. London und Birmingham /Jones et al. 2012/ vor und nach der Kraftstoffumstellung im Vergleich mit den hier modellierten Werten dargestellt. In London ist eine starke Reduktion von PN durch Umweltzone und schwefelfreien Kraftstoff zu erkennen. Der Dieselanteil bei den Pkw in Großbritannien ist in etwa mit dem in Deutschland zu vergleichen.

In Kopenhagen ist die Reduktion um das Jahr 2005 herum nicht so stark ausgeprägt. Dies kann auf den in Dänemark mit 7% geringen Dieselanteil bei den Pkw zurückzuführen sein. Wählin hat daher die Zeiten sonntags morgens zwischen 0:00 Uhr und 6:00 Uhr jeweils einzeln betrachtet. Zu dieser Zeit sind in Kopenhagen fast ausschließlich Taxis unterwegs, bei denen es sich größtenteils um moderne Diesel mit Oxidationskatalysator handelt. In diesem Zeitraum fand er insbesondere bei den sehr kleinen Partikeln ($D < 20\text{nm}$) deutlich stärkere Reduktionen.

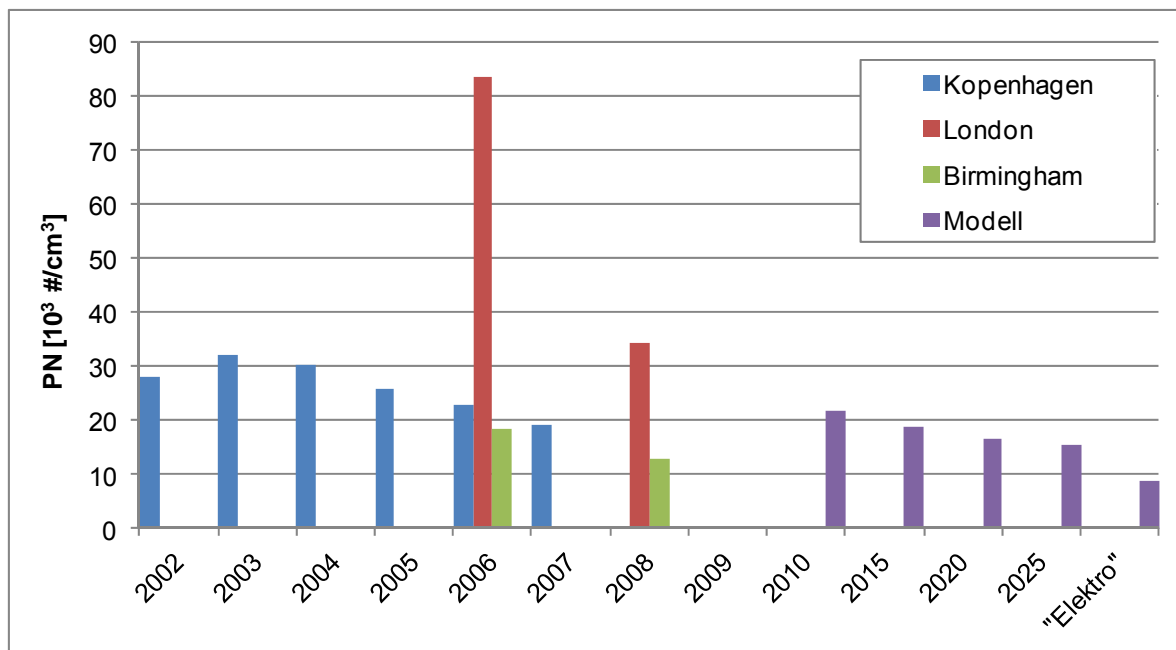


Bild 4.4: PN-Konzentrationen in Kopenhagen /Wåhlin 2009/, London und Birmingham /Jones et al. 2012/ vor und nach der Einführung von schwefelfreiem Kraftstoff im Vergleich mit den Modellwerten

Jahresmittlerer Tagesgang

Analog zu Bild 4.1 ist in Bild 4.5 der jahresmittlere Tagesgang der modellierten PN-Konzentrationen dargestellt, hier jedoch getrennt nach Nukleations- und Akkumulationsmode.

Aus Bild 4.5 lässt sich Folgendes ablesen:

- Die schon bei den Jahresmittelwerten gefundene durch die Flottenverjüngung bedingte Abnahme der PN-Konzentrationen tritt bei allen Tageszeiten auf, ist jedoch mittags maximal.
- Es befinden sich deutlich mehr Teilchen in der Nukleationsmode als in der Akkumulationsmode. Dies gilt insbesondere im Tagzeitbereich zwischen 6:00 Uhr und 21:00 Uhr. PN in der Nukleationsmode ist mittags maximal.
- In der Akkumulationsmode gibt es kein Mittagsmaximum, hier können Nukleationspartikel vernachlässigt werden.
- Wegen der im Szenario „Elektromobilität“ geminderten Hintergrundwerte liegen die PN-Konzentrationen im Szenario „Elektromobilität“ unter den PN-Konzentrationen für das Basisjahr mit abgeschalteten Emissionen. Dies gilt für alle Tageszeiten.

Insgesamt bestätigt der mittlere Tagesgang die in Bild 4.2 dargestellten Ergebnisse für die Jahresmittelwerte.

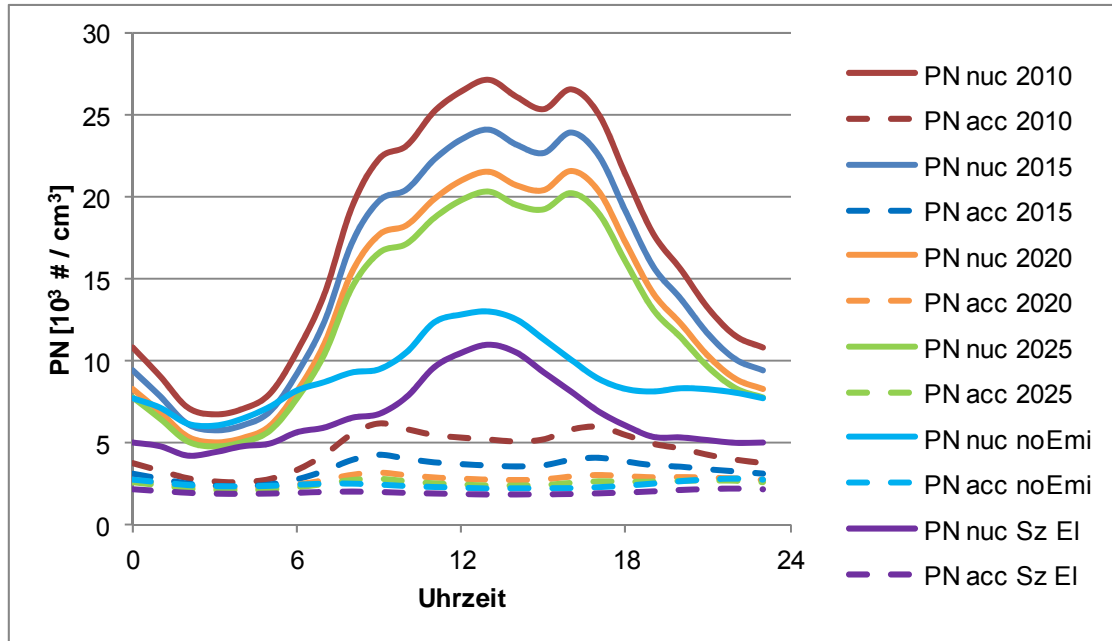


Bild 4.5: Jahresmittlerer Tagesgang der modellierten PN-Konzentration getrennt nach Nukleations- (nuc) und Akkumulationsmode (acc), jeweils für das Basisjahr 2010, für die Prognosejahre 2015, 2020 und 2025, für das Basisjahr 2010 ohne Emissionen (noEmi) sowie für das Szenario „Elektromobilität“

5 PN Alterung und Verdünnung

Im vorherigen Kapitel wurde dargestellt, wie sich die Flottenverjüngung bis zum Jahr 2025 bzw. eine ausschließlich elektrisch betriebene Fahrzeugflotte auf die PN-Konzentration in der Straßenschlucht auswirken. Im folgenden Kapitel wird gezeigt, wie sich PN in einiger Entfernung von der Emissionsquelle verhält, wie es mit der Entfernung abnimmt und welche Einflüsse Partikelalterung und Verdünnung dabei haben.

Es wurden zwei Fälle betrachtet: Zum einen wurde der Transport der Abluftfahne von der Straßenschlucht durch gering belastetes Gebiet bis zu einem 900 m entfernten Stadtpark untersucht (Abschnitt 5.1). Zum anderen wurde untersucht, welche Auswirkungen die Straßenemissionen auf die Luftqualität in einem Hinterhof an der der Straße abgewandten Häuserfront hat (Abschnitt 5.2).

5.1 Stadtpark

Der Transport zum Stadtpark wurde mit dem erweiterten AVISO-Boxmodell /Kluge et al. 2007/ modelliert. Dieses besteht aus einer Reihe verbundener Boxen, entlang derer eine Luftmasse mittels des Aufwind-Advektionsschemas transportiert wird. Hier kamen 50 Boxen der Länge 18 m (Breite der Straßenschlucht) zum Einsatz. Die erste Box entspricht der Lage der Straßenschlucht, hier gehen die Emissionen ein. Die letzte Box in 900 m Entfernung entspricht der Lage des Stadtparks. In allen Boxen werden Aerosoldynamik und Photochemie gerechnet. Die Modellkonfiguration ist in Bild 5.1 dargestellt.

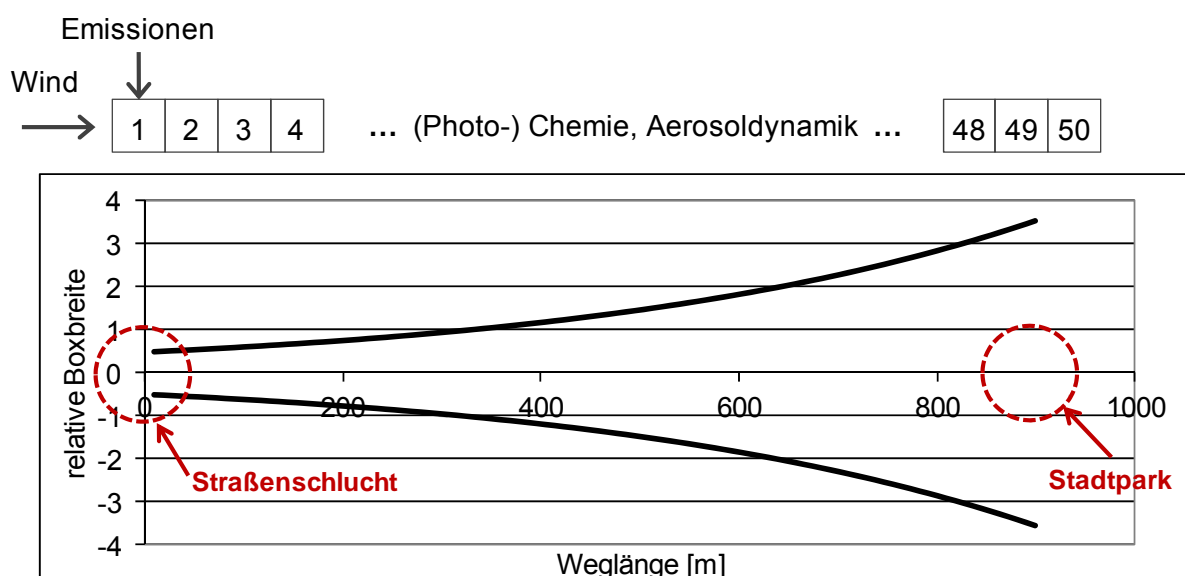


Bild 5.1: Modellkonfiguration des erweiterten AVISO-Chemie-Box-Modells: Durch 50 Boxen der Länge 18 m wird die Luft aus der Straßenschlucht mit dem Wind zum Stadtpark transportiert. Durch die zunehmenden Boxbreiten wird die Verdünnung durch seitlich eingemischte Hintergrundluft simuliert.

Der angesetzte Wind ist von der Straße zum Stadtpark gerichtet und entspricht dem bei /Kluge et al. 2007/. Zur Modellierung der Verdünnung durch seitlich eingemischte Hintergrundleuft wächst die Breite der Boxen mit der Entfernung von der Straßenschlucht an. Die Kalibration dieser Verdünnungsmodellierung wurde von /Kluge et al. 2007/ übernommen.

Die Abnahme der jahresmittleren PN- und PM1.0-Konzentrationen mit dem Abstand von der Straßenschlucht ist für jede fünfte Box in Bild 5.2 dargestellt.

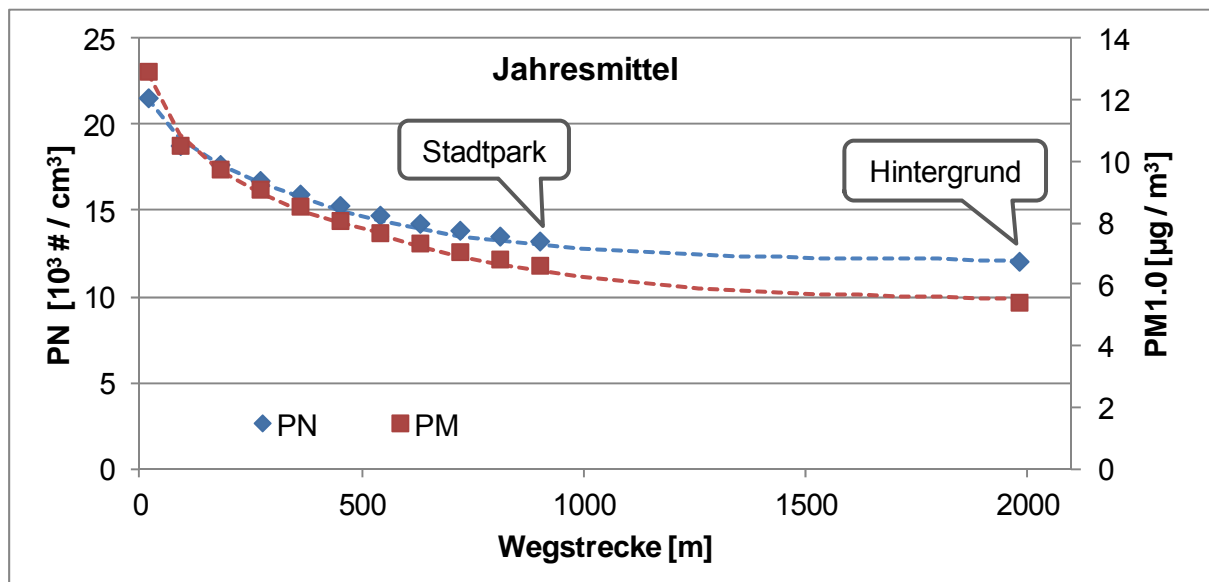


Bild 5.2: Abnahme der modellierten jahresmittleren PN- (blau) und PM1.0-Konzentrationen (rot) mit dem Abstand von der Straßenschlucht; gestrichelte Linien: Extrapolation, bis Hintergrundkonzentrationen erreicht sind

Mit der Entfernung von der Straßenschlucht fallen sowohl die PN- wie auch die PM1.0-Konzentration zunächst deutlich und dann langsamer (exponentiell) ab. Die Hintergrundkonzentration selbst wird in ca. 2 km Entfernung von der Straße erreicht.

Tab. 5.1: Modellierte PN-Konzentrationen im Stadtpark: Gesamtbelastung, Zusatzbelastung sowie relative Änderung

PN [10 ³ #/cm ³]	Straßenschlucht	Stadtpark	Änderung
gesamt	21,57	13,25	-39%
Zusatzbelastung	9,49	1,17	-88%

In Tab. 5.1 sind die PN-Konzentrationen in der Straßenschlucht und im Stadtpark sowie ihre relative Änderung angegeben. Die PN-Gesamtbelastung ist im Stadtpark gegenüber der Straßenschlucht um 39% reduziert. Neben der Gesamtbelastung sind in Tab. 5.1 auch die entsprechenden Werte für die Zusatzbelastung, d. h. die über das Hintergrundniveau hinausgehende PN-Konzentration, angegeben. Diese ist im Stadtpark gegenüber der Straßenschlucht um 88% reduziert.

In Bild 5.3 ist der jahresmittlere Tagesgang der modellierten PN- (oben links) und PM1.0-Konzentrationen (oben rechts) in ausgewählten Boxen zwischen Straßenschlucht und Stadtpark dargestellt.

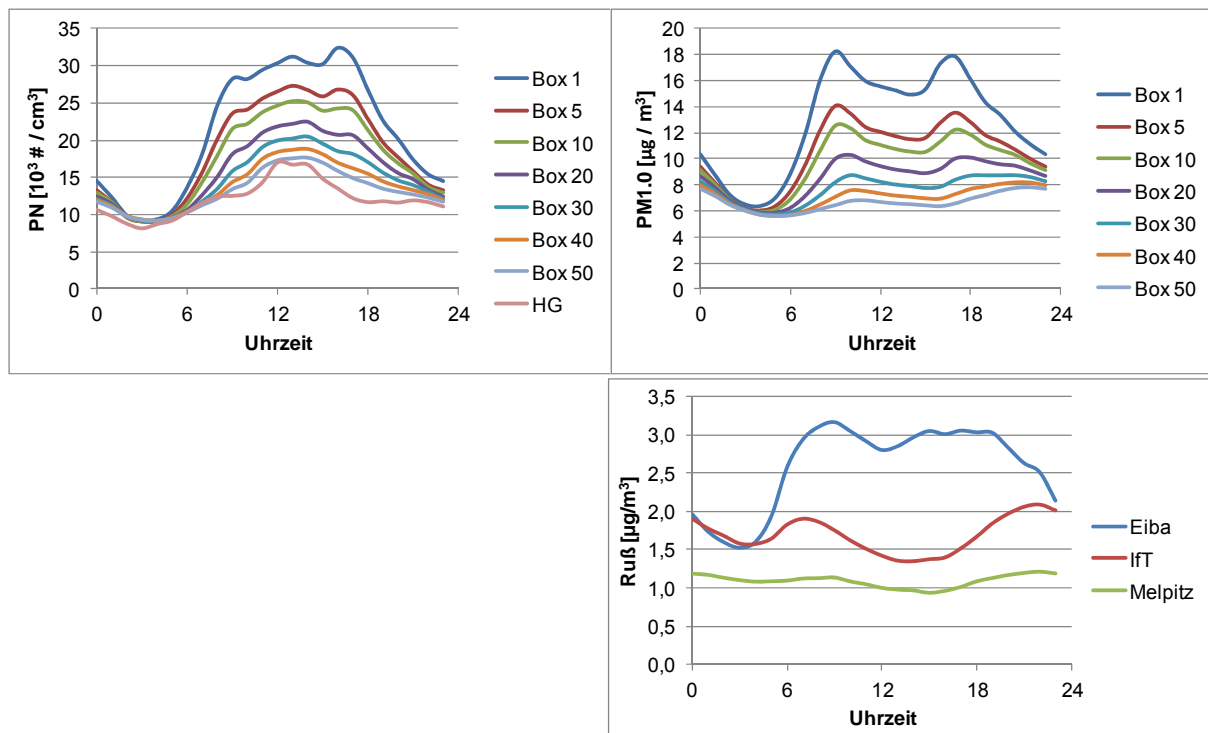


Bild 5.3: Jahresmittlerer Tagesgang der modellierten PN- (oben links) und PM1.0-Konzentrationen (oben rechts) in ausgewählten Boxen zwischen Straßenschlucht (Box 1) und Stadtpark (Box 50) im Vergleich mit dem gemessenen PN-Hintergrund (rosa Kurve) bzw. Ruß-Messungen (unten, als Proxy für PM1.0-Messungen).

Für PN ist im Vergleich der jahresmittlere Tagesgang der Messungen von Birmili dargestellt (rosa Kurve). Analog zu den Jahresmittelwerten ist auch hier die Reduktion von PN mit zunehmendem Abstand von der Straßenschlucht (Box 1) zu erkennen. Wie in Abschnitt 4.1 gesehen, weist der Tagesgang von PN in der Straßenschlucht drei Maxima auf: Das Mittagmaximum um 12:00 Uhr sowie zwei Maxima zu den Spitzenstunden des Verkehrs um 9:00 Uhr und um 17:00 Uhr. Mit zunehmendem Abstand von der Straßenschlucht verschwinden die verkehrsbedingten Maxima, während das Mittagmaximum zwar reduziert wird, aber in der Form erhalten bleibt.

Auch PM1.0 wird mit zunehmender Entfernung von der Straßenschlucht deutlich geringer. PM1.0 weist kein Mittagmaximum auf. In der Modellierung sind die verkehrsbedingten Maxima in Box 1 klar zu erkennen, mit zunehmender Entfernung von der Quelle wird der Tagesgang flacher. Zum Vergleich werden hier Ruß-Messungen aus der Eisenbahnstraße (Straßenschlucht), vom IfT (städtischer Hintergrund) und aus Melpitz (ländlicher Hintergrund) herangezogen. Auch die Ruß-Kurven weisen Morgen- und Nachmittagsmaxima auf. Diese sind jedoch in der Eisenbahnstraße nicht so deutlich ausgeprägt wie für PM1.0 in der

Modellrechnung in Box 1. Demgegenüber weist der Ruß-Tagesgang am lft stärker ausgeprägte Morgen- und Abendmaxima auf als die entsprechende modellierte PM1.0-Kurve im Stadtpark. Das Morgenmaximum der Rußkonzentration am lft tritt gegenüber dem in der Eisenbahnstraße um ca. eine Stunde früher auf, während das Abendmaximum ca. zwei Stunden später auftritt. Es ist daher zu vermuten, dass diese Maxima nur zum Teil verkehrsbedingt sind, zum Teil jedoch aus anderen Quellen wie z.B. Hausbrand stammen.

Im ländlichen Hintergrund (Melpitz) verläuft der Ruß-Tagesgang ähnlich flach wie der Tagesgang des modellierten PM1.0 am Stadtpark.

Einfluss von Aerosolalterung und Verdünnung

Im folgenden Abschnitt sollen die Beiträge von Aerosolalterung (Dynamik) und Verdünnung zum oben gefundenen Rückgang der Partikelkonzentrationen mit dem Abstand von der Straßenschlucht abgeschätzt werden. Dazu wurde der Transport zum Stadtpark ein weiteres Mal gerechnet, jedoch wurde dabei die Aerosoldynamik ab Box 2 im Modell abgeschaltet (Partikel inert).

In Bild 5.4 ist der jahresmittlere Tagesgang der mit und ohne Aerosoldynamik (inert) modellierten PN- (links) und PM1.0-Konzentrationen (rechts) in ausgewählten Boxen zwischen Straßenschlucht (Box 1) und Stadtpark (Box 50) dargestellt.

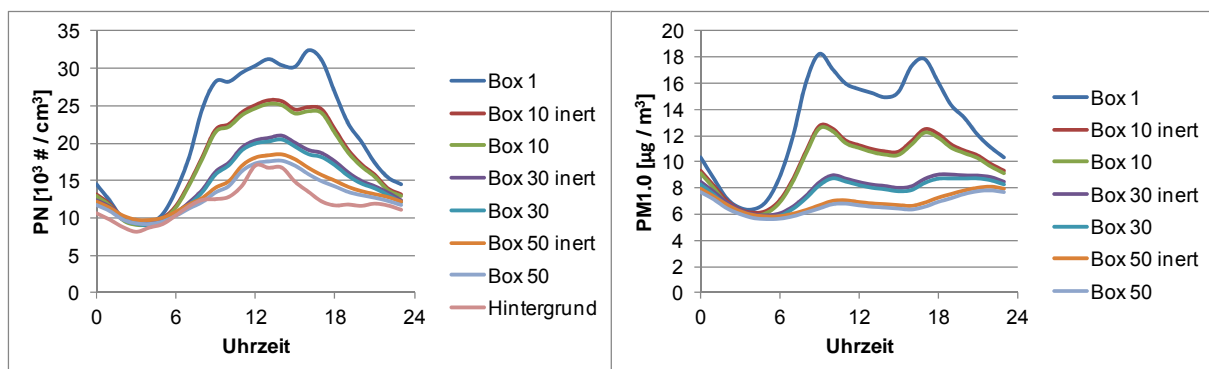


Bild 5.4: Jahresmittlerer Tagesgang der modellierten PN- (links) und PM1.0-Konzentrationen (rechts) in ausgewählten Boxen zwischen Straßenschlucht (Box 1) und Stadtpark (Box 50) jeweils im Vergleich mit Modellrechnungen, bei denen die Aerosoldynamik ab Box 2 abgeschaltet wurde (Partikel inert)

Während bei der Modellierung der Straßenschlucht ohne Aerosoldynamik PN um 23% unterschätzt wurde (vergl. Kap. 4.1), werden PN und PM1.0 durch die ab Box 2 inerte Rechnung leicht überschätzt. Die Abweichungen nehmen mit zunehmender Aerosolalterung (Zahl der Boxen) zu und sind im Stadtpark um 17:00 Uhr mit ca. 5% maximal.

Dies ist wie folgt zu erklären: In Box 1 und insbesondere vor der Verdünnung des Abgases von der Sub-Box in die Straßenbox sind die Konzentrationen der Aerosolvorläufer in der Gasphase hoch. Es werden Partikel durch Nukleation neu gebildet, so dass ein Abschalten

der Aerosoldynamik zu einer Unterschätzung von PN führt. Mit zunehmender Verdünnung (Box 2 bis 50) werden jedoch Prozesse wichtiger, die zu einer Abnahme von PN führen. Dies sind insbesondere Verdampfung flüchtiger Partikel und trockene Deposition. Dass PN und PM1.0 gleichermaßen durch die inerte Rechnung leicht überschätzt werden, bestätigt, dass Koagulation auf den hier betrachteten räumlichen Skalen noch keine wichtige Rolle spielt (siehe auch Tab. 1.1).

Insgesamt ist eine Abweichung von 5% in 900 m Entfernung von der Quelle als gering einzuschätzen. Nach Abschluss der schnellen Aerosoldynamik kurz nach Verlassen des Auspuffs erscheint die Modellierung des Aerosols als inerte Partikel daher gerechtfertigt.

5.2 Hinterhof

Die Modellierung der Auswirkungen der Straßenemissionen auf die PN-Luftqualität im Hinterhof wurde mit dem Strömungs- und Ausbreitungsmodell MISKAM durchgeführt. Die Aerosolpartikel wurden dabei als inert betrachtet. Der Straßenabschnitt wurde als „synthetische Straßenschlucht“ idealisiert und zeigt zwei charakteristische Eigenschaften. Zum einen wurde eine Hofdurchfahrt berücksichtigt und zum anderen ein Gebäudeversatz parallel zur Emissionsquelle. Das Modellgebiet ist in Bild 5.5 dargestellt.

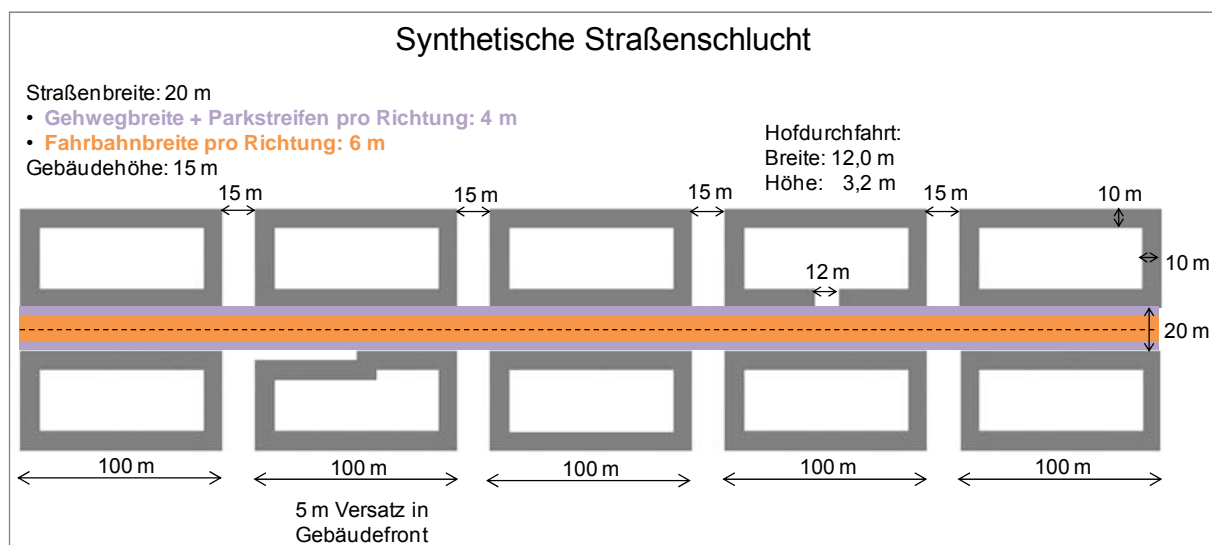


Bild 5.5: Modellgebiet: Synthetische Straßenschlucht mit Hinterhof und Gebäudeversatz

Nachfolgend werden die gewählten Eingangsdaten und die Ergebnisse der Emissionsausbreitungssimulationen für das Testgebiet erläutert.

Emissionsdaten

Es wurde ein Emissionsszenario untersucht mit einer Straßenquelle, welche als Linienquelle definiert wird. Als Emissionswert wurde der Jahresmittelwert der Partikelanzahl

$$PN = 1,881 \times 10^{10} \text{ \#/}(m \cdot s)$$

verwendet. Dieser wurde aus den PN-Emissionen unter Berücksichtigung der Ergebnisse der Boxmodellrechnung ermittelt.

Angaben zum Modell

- Gerechnet wurde mit der MISKAM-Version 6.1 (Version: Juli 2012), WinMISKAM-Version 2012.4.12.0 vom 23.07.2012 (Version 6.1)
- Größe MISKAM-Rechengebiet: 600 m x 170 m
- Größe des Auswertebereichs: 590 m x 160 m
- Auflösung des Rechengebiets in der Horizontalen äquidistant mit einer Auflösung von 1 m x 1 m.
- Auflösung des Rechengebiets in der Vertikalen:
 - von 0 bis 3,6 m mit einer Schrittweite von 0,4m;
 - ab 3,6 m erfolgte eine Spreizung der Schrittweite um ca. 1,2 bis 7,0 m;
 - ab 7,0 m bis 18,0 m mit einer Schrittweite von 1,0 m;
 - ab 18,0 m bis zum vertikalen Ende des Rechengebiets mit einem Spreizfaktor von ca. 1,2.
- Rechengebietshöhe mit 100 m mehr als das Vierfache der Gebäudehöhe des höchsten Gebäudes im Rechengebiet um Randeinflüsse zu vermeiden.
- Gebäude wurden entsprechend der Skizze „Synthetische Straßenschlucht“ berücksichtigt.

Strömungssimulation und Meteorologie

Die Windfeldsimulationen erfolgten mit der in den Ergebnisplots dargestellten Bebauungsstruktur aus 36 Anströmrichtungen in 10° Schritten (Bild 5.6). Der Antrieb erfolgte mit 5m/s in 10m Höhe ungestört.

Für die statistische Auswertung wurde eine gleichverteilte Windstatistik erzeugt, welche im Jahresmittel eine Windgeschwindigkeit von 2,0 m/s hat. Dies entspricht in etwa der mittleren Windgeschwindigkeit in Düsseldorf.

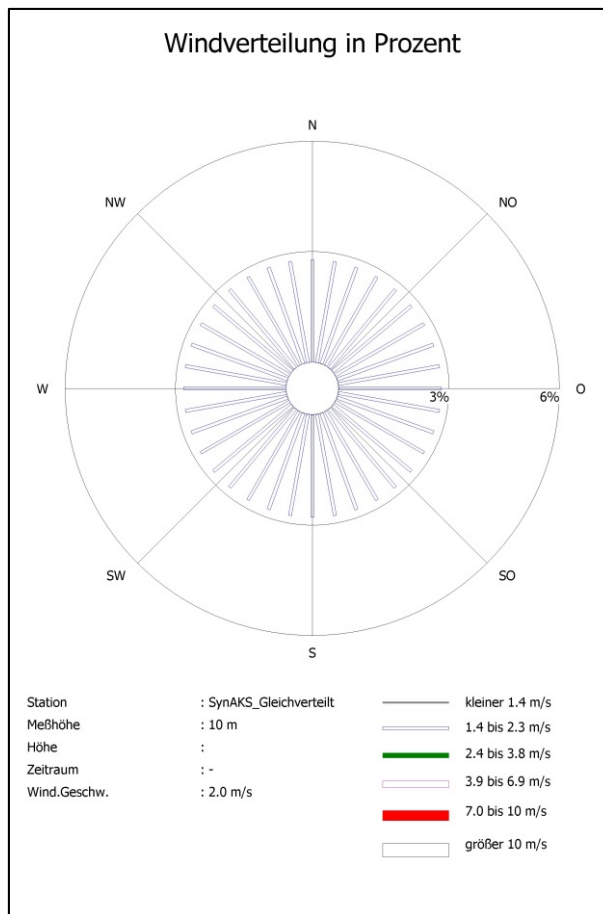


Bild 5.6: Gleichverteilte Windstatistik

Hintergrundbelastung

In der Modellrechnung wird die Ausbreitung der durch die lokalen Verkehrsemissionen erzeugten Zusatzbelastung berechnet. Der Jahresmittelwert der Hintergrundbelastung liegt bei $PN = 12,3 \times 10^3 \text{ \#/cm}^3$ und muss zur Berechnung der Gesamtbelastung auf die Zusatzbelastung addiert werden.

Ergebnisse Hinterhof

In Bild 5.7 ist die MISKAM Modellierung der PN-Zusatzbelastung bei gleichverteilten Windrichtungen in 1,2 m bis 1,6 m Höhe dargestellt. Es ist deutlich zu erkennen, dass die PN-Konzentration an der Quelle maximal ist und mit zunehmendem Abstand kleiner wird.

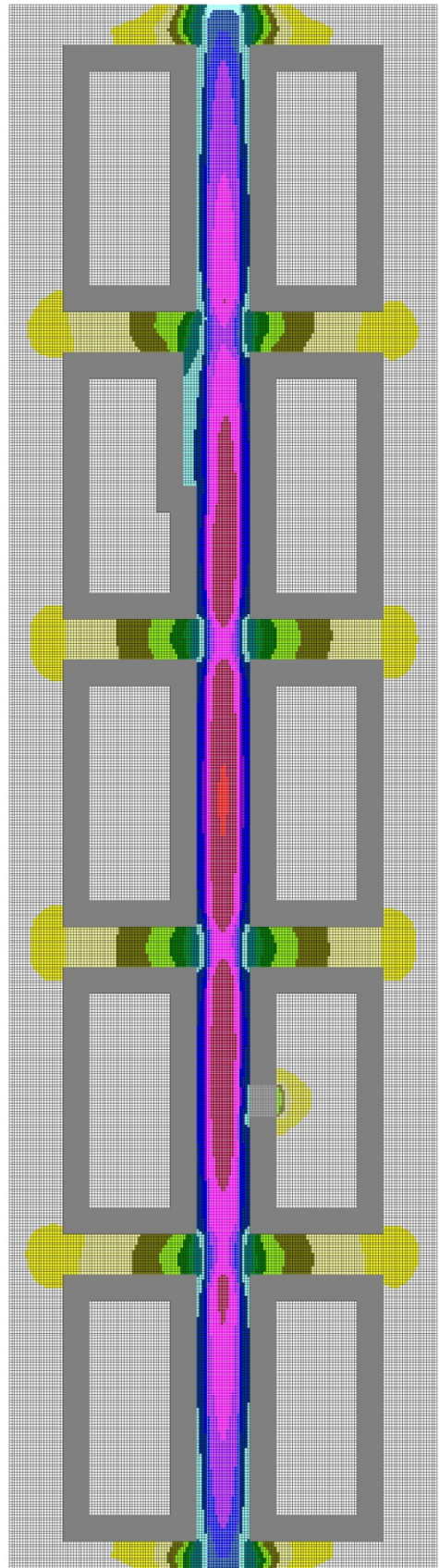
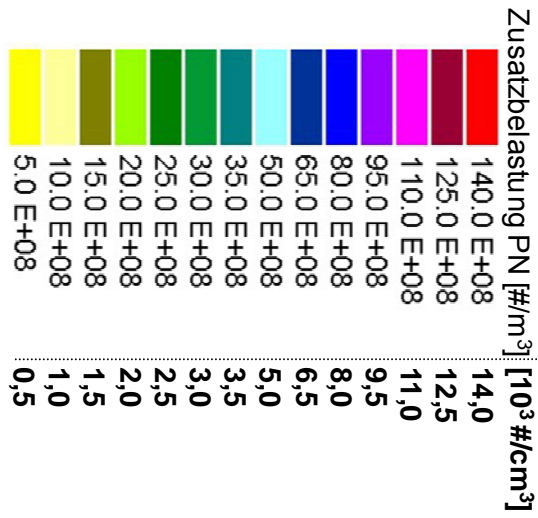


Bild 5.7: MISKAM Modellierung der PN-Zusatzbelastung bei gleichverteilten Windrichtungen in 1,2 m bis 1,6 m Höhe

In Bild 5.8 (oben) ist der Häuserblock mit der Tordurchfahrt zum Hinterhof gegenüber Bild 5.7 vergrößert dargestellt.

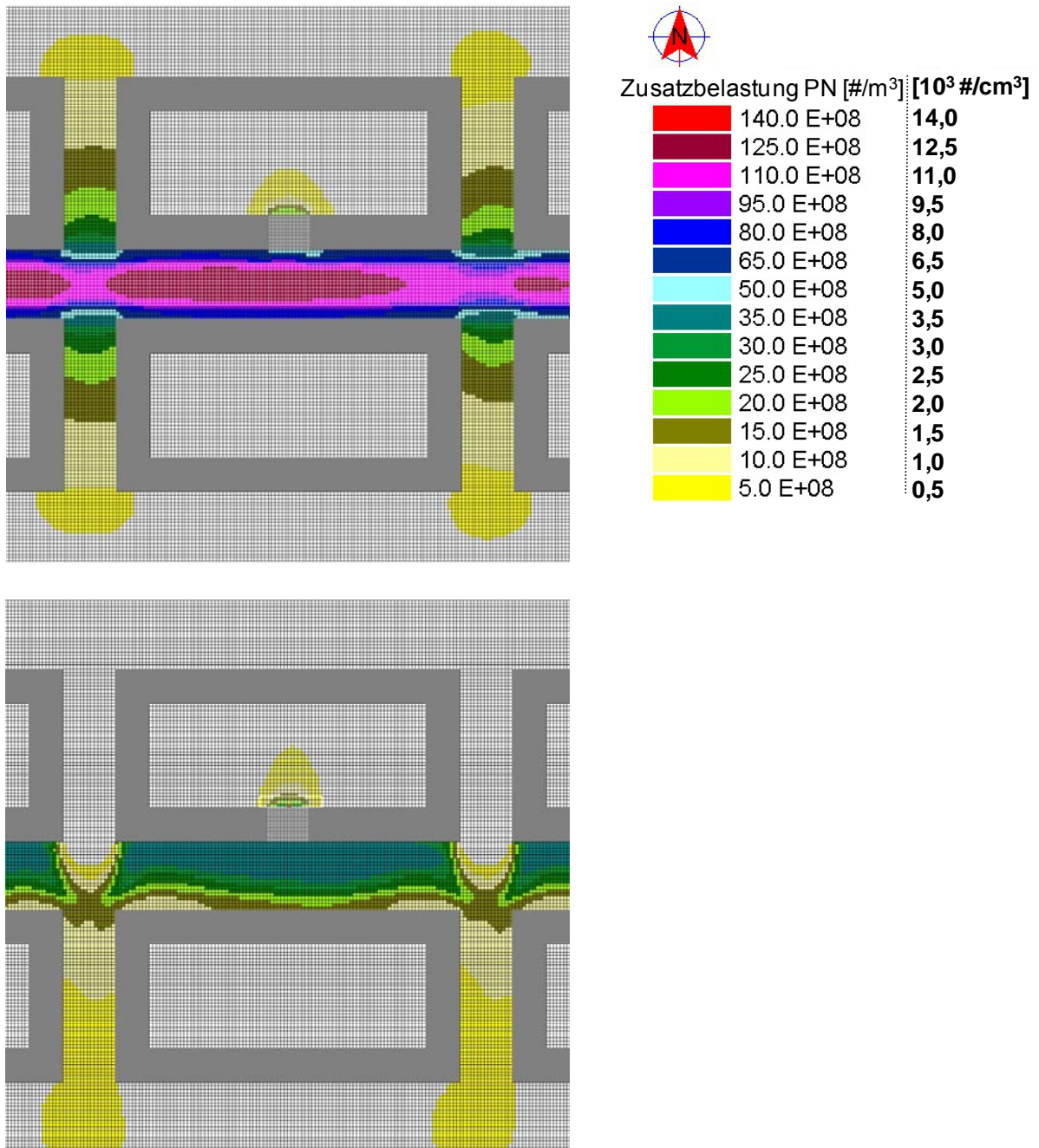


Bild 5.8: MISKAM Modellierung der PN-Zusatzbelastung im Hinterhof in 1,2 m bis 1,6 m Höhe; oben: gleichverteilte Windrichtungen; unten: Windrichtung 350°, maximale Zusatzbelastung im Hinterhof

Die belastete Luft aus der Straßenschlucht gelangt vornehmlich durch die Toreinfahrt in den Hinterhof. Ab einer Entfernung von ca. 14 m von der Toreinfahrt sind in der betrachteten Höhe von 1,2 m bis 1,6 m in der Modellierung keine Auswirkungen der Straßenschlucht auf

die Luftqualität zu erkennen. Im Folgenden wird ein Punkt im Abstand von 4 m von der Toreinfahrt als Vergleichswert für den Hinterhof betrachtet.

Die Boxmodellrechnung in Kapitel 4 ist so kalibriert, dass der Wert für die dort betrachtete Straßenbox dem einer potentiellen Luftqualitäts-Messstation entspricht. Eine solche steht typischerweise auf dem Gehweg in Kopfhöhe. Für diesen Punkt wird mit MISKAM eine Zusatzbelastung von $9,2 \times 10^3 \text{ \#/cm}^3$ berechnet. Mit einer Hintergrundkonzentration von $12,3 \times 10^3 \text{ \#/cm}^3$ ergibt sich die im Boxmodell berechnete Gesamtbelastung von $21,5 \times 10^3 \text{ \#/cm}^3$.

In Tab. 5.2 sind die mit MISKAM berechneten Zusatzbelastungen sowie die Gesamtbelastungen an der Straßenschlucht und im Hinterhof ausgewiesen. Ebenfalls angegeben sind die Reduktionen der Hintergrundkonzentrationen gegenüber denen an der Straßenschlucht. Bei gleichverteilten Windrichtungen ist die Gesamtbelastung im Hinterhof um 36% niedriger als an der Straßenschlucht. Wird nur die Zusatzbelastung betrachtet, so beträgt die Minderung gegenüber der Straßenschlucht 85%.

Tab. 5.2: Mit MISKAM berechnete Zusatzbelastung und Gesamtbelastung an der Straßenschlucht und im Hinterhof sowie Reduktion der Hinterhofkonzentration ggü. der Straßenschlucht jeweils für gleichverteilte Windverteilung sowie für die Windverteilung, bei der die Zusatzbelastung im Hinterhof maximal ist

PN [10^3 \#/cm^3]		Straße	Hinterhof	Reduktion
Windrichtungen gleichverteilt	MISKAM Zusatzbelastung	9,2	1,4	-85%
	Gesamtbelastung	21,5	13,7	-36%
Windrichtung 350°	MISKAM Zusatzbelastung	4,0	1,6	-60%
	Gesamtbelastung	16,3	13,9	-15%

Die Reduktion der PN-Belastung im Hinterhof gegenüber der Straße hängt stark von der angesetzten Verteilung der Windrichtungen ab. Für das synthetische Modellgebiet wurde, wie oben beschrieben, eine Gleichverteilung unterstellt.

Als Extremfall wurde zusätzlich untersucht, bei welcher Windrichtung die Zusatzbelastung im Hinterhof maximal wird (Bild 5.8, unten). Dies tritt bei einer Windrichtung von 350° auf. In diesem Fall ist die Zusatzbelastung an der Straßenschlucht mit $4,0 \times 10^3 \text{ \#/cm}^3$ weniger als halb so groß wie bei gleichverteilten Windrichtungen ($9,2 \times 10^3 \text{ \#/cm}^3$), die Zusatzbelastung im Hinterhof jedoch geringfügig größer. In diesem Fall ergeben sich deutlich geringere Unterschiede zwischen Straße und Hinterhof: Es ergeben sich Reduktionen von 60% für die Zusatzbelastung und von 15% für die Gesamtbelastung.

/Weber et al. 2008/ haben an einem Hinterhof an der Corneliusstraße in Düsseldorf PM1.0-Konzentrationen im Vergleich zur Belastung an der Corneliusstraße gemessen und auch Modellierungen durchgeführt. Sie fanden eine Reduktion von PM1.0 im Hinterhof gegenüber der Straßenschlucht von 22%.

Ergebnisse Gebäudeversatz

Neben der Konzentration im Hinterhof soll im Folgenden die Frage untersucht werden, wie sich ein Gebäudeversatz auf die PN-Zusatzbelastung am Straßenrand auswirkt. In Bild 5.9 (oben) ist der Häuserblock mit dem Gebäudeversatz vergrößert dargestellt.

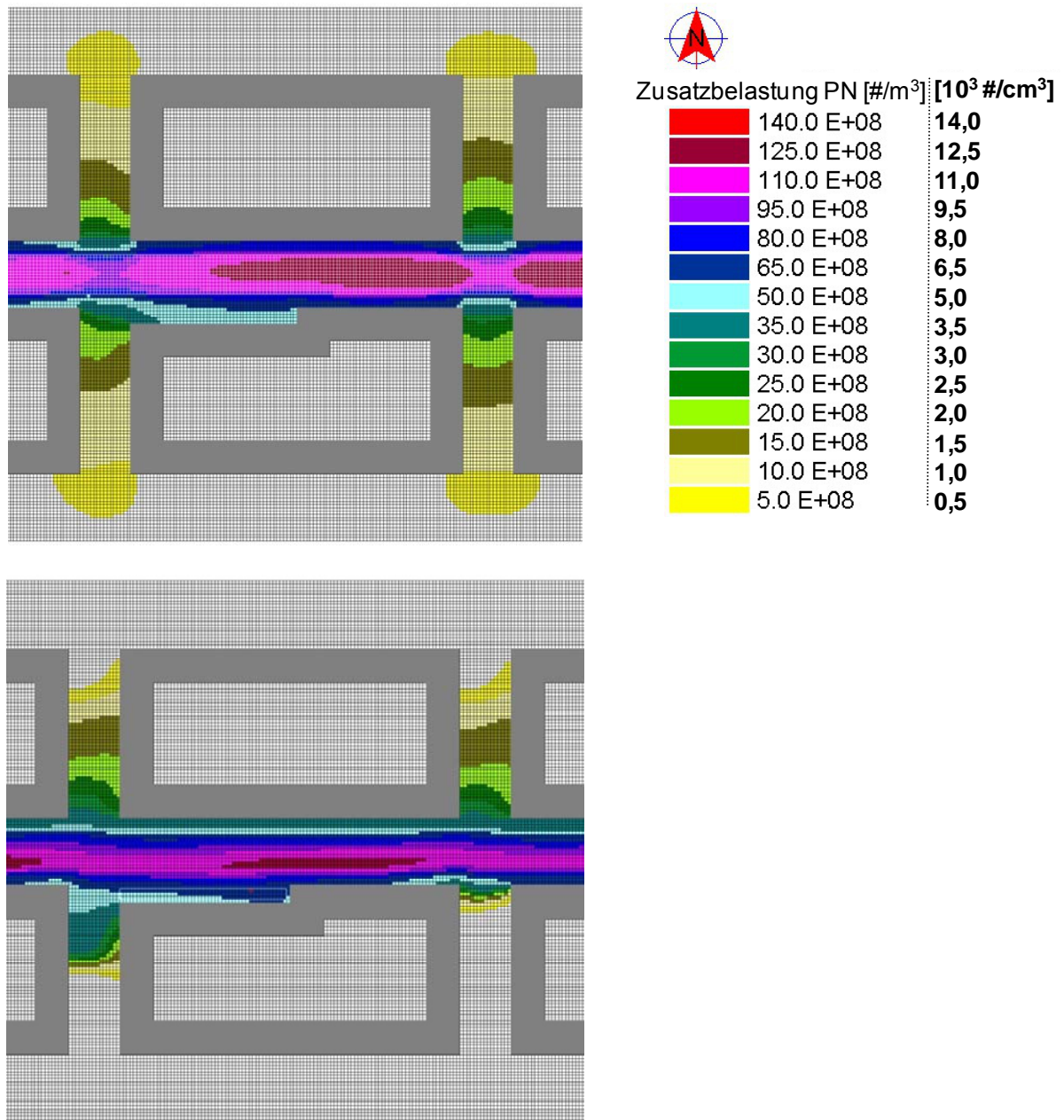


Bild 5.9: MISKAM Modellierung der PN-Zusatzbelastung am Gebäudeversatz in 1,2 m bis 1,6 m Höhe; oben: gleichverteilte Windrichtungen; unten: Windrichtung 100°, maximale Zusatzbelastung im „Versatz“

Bei gleichverteilten Windrichtungen ist die PN-Konzentration am Gebäudeversatz gegenüber dem Straßenrand ohne Versatz erniedrigt (Zusatzbelastung: -38%, Gesamtbelastung: -16%, s. Tab. 5.3). Die Konzentration am Versatz hängt jedoch, ähnlich wie im Hinterhof, von der

Anströmrichtung ab. Bei einer Windrichtung von 100° ist die Konzentration am Versatz maximal und etwas höher als ohne Versatz (Zusatzbelastung: +6%, Gesamtbelastung: +2%).

Tab. 5.3: Mit MISKAM berechnete Zusatzbelastung und Gesamtbelastung an der Straßenschlucht ohne Versatz und am Gebäudeversatz sowie Änderung der Konzentration am Versatz ggü. der Straßen jeweils für gleichverteilte Windverteilung sowie für die Windverteilung, bei der die Zusatzbelastung am Versatz maximal ist

PN [10^3 \#/cm^3]		Straße	Versatz	Änderung
Windrichtungen gleichverteilt	MISKAM Zusatzbelastung	9,2	5,8	-38%
	Gesamtbelastung	21,5	18,1	-16%
Windrichtung 100°	MISKAM Zusatzbelastung	7,9	8,4	6%
	Gesamtbelastung	20,2	20,7	2%

6 Diskussion

Im Rahmen des vorliegenden Forschungsvorhabens wurde durch Kopplung eines Chemie- und eines Aerosol-Box-Modells ein kombiniertes Modell zur Berechnung von PN in einer Straßenschlucht entwickelt. Es werden alle relevanten Prozesse der Aerosoldynamik berücksichtigt, die Verdünnung des Abgases in den Straßenraum wird in einem zweistufigen Prozess parametrisiert. Das Modell erlaubt damit eine vergleichsweise schnelle Berechnung von PN in einer Straßenschlucht, so dass die Auswirkungen verschiedener Flottenzusammensetzungen auf die Luftqualität untersucht werden können. Es konnte gezeigt werden, dass die Modellergebnisse mit straßennahen Messungen weitestgehend übereinstimmen.

Die Partikelanzahl im Straßenraum wird bestimmt durch flüchtige und nicht-flüchtige Partikel. Während es sich bei den direkten Partikelemissionen am Auspuff um nicht-flüchtige Teilchen (Hauptbestandteil: Ruß) handelt, entstehen durch luftchemische Prozesse im Hintergrund und im Straßenraum durch Nukleation gasförmiger Komponenten (Schwefelsäure, organische Substanzen) zusätzliche flüchtige Partikel. Sie sind klein ($D \sim 10 \text{ nm}$) und tragen erheblich zu PN bei.

Die Europäische Abgasgesetzgebung limitiert die Anzahlemission nicht-flüchtiger Partikel. Diese sind auch in den auf Auspuff-Messungen basierenden Emissionsfaktoren des HBEFA3.1 enthalten. Mit Hilfe des hier entwickelten Modells können flüchtige und nicht-flüchtige Partikel getrennt betrachtet werden. Unter der Annahme, dass kurz nach der Emission im Straßenraum noch ein ausschließlich „extern“ gemischtes Aerosol vorliegt, kann die Anzahl der Ruß-Partikel (elemental carbon, EC) angegeben werden. Für PN EC ergibt sich 2025 gegenüber 2010 eine Reduktion um 76%, im Szenario „Elektromobilität“ beträgt sie 87%.

Die Jahresmittelwerte der motorbedingten PN-Emissionen 2025 nehmen gegenüber 2010 aufgrund der Flottenverjüngung und Durchdringung von Fahrzeugen mit Partikelfiltertechnologie um 90% ab. Die PN-Konzentration in der Straßenschlucht sinkt um 29%. Dieser geringere Rückgang ist neben Beiträgen des Hintergrunds auf die flüchtigen Nukleationspartikel zurückzuführen. Im Szenario „Elektromobilität“ entfallen die gasförmigen Emissionen. Hier ergibt sich eine Reduktion der Gesamt-PN-Konzentration gegenüber 2010 um 60%.

Der Anteil der Otto-Pkw an den PN-Emissionen beträgt im Jahr 2025 ca. 23%, die Otto Pkw der Stufe Euro-6 mit DI tragen ca. 18% bei. Der Beitrag der Otto-Pkw zur PN-Gesamtkonzentration in Straßenraum beträgt im Jahr 2025 ca. 4%.

Aufgrund ihrer unterschiedlichen Eigenschaften wird empfohlen, zwischen der Anzahl nicht-flüchtiger Partikel, wie z. B. Ruß, und der Anzahl flüchtiger Nukleationspartikel, wie z. B. Schwefelsäuretröpfchen oder organische Substanzen, zu unterscheiden. Das hier entwickelte Modell ist gut zur Berechnung von Szenarien in diesem Bereich geeignet.

Acknowledgements

An dieser Stelle möchten wir uns bei der Forschungsvereinigung Automobiltechnik (FAT) für die Finanzierung dieser Studie bedanken. Unser Dank gilt insbesondere den Mitgliedern des Arbeitskreises „Automobil und Umwelt“, die unserer Untersuchung großes Interesse entgegengebracht und durch lebhaftige Diskussionen zum Erfolg beigetragen haben.

Weiterhin möchten wir uns bei Herrn Dr. Wolfram Birmili vom Institut für Troposphärenforschung (IfT) in Leipzig bedanken. Er stellte uns Messdaten (PN-Größenverteilungen, Ruß und NO/NO₂) für die Stationen Leipzig Eisenbahnstraße, Leipzig IfT und Melpitz zur Verfügung und nahm sich Zeit für die Beantwortung unserer Fragen.

Ebenso möchten wir Herrn Dr. Christoph Kessler vom Ford Forschungszentrum danken. Er nahm sich Zeit für Diskussionen und steuerte viele gute Ideen sowohl zu fachlichen wie auch zu programmtechnischen Fragestellungen bei.

Schließlich gilt unser Dank der EURAD-Gruppe am Rheinischen Institut für Umweltforschung (RIU) an der Universität zu Köln und dort insbesondere Herrn Dr. Elmar Friese für die Übergabe des EURAD-Aerosolmodells. Auch ihm möchten wir für die geduldige Beantwortung vieler Fragen danken.

Literatur

- /Ackermann et al. 1998/ *Modal aerosol dynamics model for Europe: Development and first applications*, Ackermann, I. J., H. Hass, M. Memmesheimer, A. Ebel, F. S. Binkowski, U. Shankar, Atmos. Environ., 32, 1998
- /Birmili et al. 1999/ *Design of a DMA-based size spectrometer for a large particle size range and stable operation*, Birmili, W., F. Stratmann, A. Wiedensohler, J. Aerosol Sci., 30, 1999
- /Birmili 2006/ *Räumlich-zeitliche Verteilung, Eigenschaften und Verhalten ultrafeiner Aerosolpartikel (<100nm) in der Atmosphäre, sowie die Entwicklung von Empfehlungen zu ihrer systematischen Überwachung in Deutschland*, Birmili, W., UBA-Texte 26, 2006
- /Birmili et al. 2009/ *Atmospheric aerosol measurements in the German Ultrafine Aerosol Network (GUAN): Part 1 - soot and particle number size distributions* Birmili, W., K. Weinhold, S. Nordmann, A. Wiedensohler, G. Spindler, K. Müller, H. Herrmann, T. Gnauk, M. Pitz, J. Cyrys, H. Flentje, C. Nickel, T.A.J. Kuhlbusch, G. Löschau, D. Haase, F. Meinhardt, A. Schwerin, L. Ries, and K. Wirtz, Gefahrst. Reinh. Luft, 69(4), 2009
- /CORINAIR 2007/ *EMEP/CORINAIR Emission Inventory Guidebook – 2007*, www.eea.europa.eu/publications/EMEPCORINAIR5
- /Costabile et al. 2009/ *Spatio-temporal variability and principal components of the particle number size distribution in an urban atmosphere*, Costabile, F., W. Birmili, S. Klose, T. Tuch, B. Wehner, A. Wiedensohler, U. Franck, K. König, A. Sonntag, Atmos. Chem. Phys., 9, 2009
- /Düsseldorf 2012/ *Luftreinhalteplan Düsseldorf 2013*, Bezirksregierung Düsseldorf, Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen, 2012
- /EEA 2009/ *EMEP/EEA Emission Inventory Guidebook 2009*, European Environment Agency, 2009
- /FGSV 2012/ *Richtlinien zur Ermittlung der Luftqualität an Straßen ohne oder mit lockerer Randbebauung (RLus 2012)*, FGSV 2012
- /HBEFA 2010/ www.hbefa.net
- /HEI 2013/ *Understanding the Health Effects of Ambient Ultrafine Particles*, HEI Perspectives 3, Health Effects Institute, January 2013
- /Klose et al. 2009/ *Particle number emissions of motor traffic derived from street canyon measurements in a Central European city*, Klose, S., W. Birmili, J. Voigtländer, T. Tuch, B. Wehner, A. Wiedensohler, M. Ketzel, Atmos. Chem. Phys. Discuss., 9, 2009
- /Kluge et al. 2007/ *Analysis of Urban NO₂ Sources and Their Effect on NO₂ Air Quality*, Kluge J., R. Vogt, C. Kessler, VDA, Technischer Kongreß, Sindelfingen, 2007.
- /Kumar et al. 2011/ *Dynamics and dispersion modelling of nanoparticles from road traffic in the urban atmospheric environment – A review*, Kumar, P., M. Ketzel, S. Vardoulakis, L. Pirjola, R. Britter, Journal of Aerosol Science 42, 2011

- /Kwasny et al. 2010/ Correlation of Air Quality Data to Ultrafine Particles (UFP), Concentration and Size Distribution in Ambient Air, Kwasny, F., Madl, P., Hofmann, W., Atmosphere 1, 2010*
- /Memmesheimer et al. 2007/ Chapter 2.8 Long-term simulations of photo-oxidants and particulate matter over Europe with emphasis on North Rhine-Westphalia, Memmesheimer, M., S. Wurzler, E. Friese, H. J. Jakobs, H. Feldmann, A. Ebel, C. Kessler, J. Geiger, U. Hartmann, A. Brandt, U. Pfeffer, H. P. Dorn, C. Borrego, R. Eberhard, in: Developments in Environmental Sciences, Elsevier, 158–167, 2007*
- /Jones et al. 2012/ A large reduction in airborne particle number concentrations at the time of the introduction of “sulphur free” diesel and the London Low Emission Zone, Jones, A. M., R. M. Harrison, B. Barratt, G. Fuller, Atmos. Environ., 50, 2012*
- /Olivares et al. 2006/ The role of ambient temperature for particle number concentrations in a street canyon, Olivares, G., Chr. Johansson, J. Ström, H.-Chr. Hansson, Atmospheric Environment 41, 2006*
- /Petzold, Schönlinner 2004/ Multi-angle absorption photometry – a new method for the measurement of aerosol light absorption and atmospheric black carbon, Petzold A., M. Schönlinner, J. Aerosol Sci. 35, 2004*
- /Pregger 2006/ Ermittlung und Analyse der Emissionen und Potenziale zur Minderung primärer anthropogener Feinstäube in Deutschland, T. Pregger, Dissertation, Universität Stuttgart, Institut für Energiewirtschaft und Rationelle Energieanwendung, 2006*
- /Rönkkö et al. 2007/ Characteristics of nucleation mode particles in exhaust of EuroIV heavy duty diesel vehicle, Rönkkö, T., A. Virtanen, J. Kannosto, J. Keskinen, M. Lappi, L. Pirjola, Environmental Science and Technology, 41, 2007*
- /Rosenbohm et al. 2005/ Particular size distributions and mass measured at a motorway during the BAB II campaign, Rosenbohm, E.; R. Vogt, V. Scheer, O. Nielsen, A. Dreiseidler, G. Baumbach, D. Imhof, U. Baltensperger, J. Fuchs, W. Jaeschke, Atmos. Environ., 39, 2005*
- /Schneider et al. 2013/ Modeling of the 2005 – 2025 Traffic Related Particle Mass and Number Emissions for a Typical Street in Germany, Schneider, Chr.; N. Toenges-Schuller, R. Vogt, submitted for publication, 2013*
- /Stockwell et al. 1990/ The second generation regional acid deposition model chemical mechanism for regional air quality modeling, Stockwell W.R., P. Middleton., J.S. Chang, X. Tang, J. Geophys. Res. 95, 1990*
- /VDI 2003/ VDI-Richtlinie 3782 Blatt 7, Umweltmeteorologie, Kfz-Emissionsbestimmung, Luftbeimengungen; VDI/DIN-Handbuch Reinhaltung der Luft, 1b, November 2003*
- /Vogel et al. 2011/ Einsatz innovativer optischer Partikelspektrometer zur Untersuchung der raumzeitlichen Belastung mit Fein- Ultrafeinstäuben in der Düsseldorfer Umweltzone, Vogel, A., Weber, K., Fischer, C. v. Haren, G., Pohl, T., aus: Neue Entwicklungen bei der Messung der Luftqualität, VDI-Berichte 2113, 2011*

/Wåhlin 2009/ Measured reduction of kerbside ultrafine particle number concentrations in Copenhagen, Wåhlin, P., Atmos. Environ. 43, 2009

/Wang et al. 2010/ Particle number, particle mass and NO_x emission factors at a highway and an urban street in Copenhagen, F. Wang, F., M. Ketzel, T. Ellermann, P. Wahlin, S. S. Jensen, D. Fang, A. Massling, Atmos. Chem. Phys., 10, 2010

/Wang et Zhang 2012/ Coupled turbulence and aerosol dynamics modeling of vehicle exhaust plumes using the CTAG mode, Wang, Y. J., K. M. Zhang, Atmos. Environ 59, 2012

/Weber et al. 2008/ Meteorologische Einflüsse auf Partikelkonzentrationsunterschiede zwischen einer Straßenschlucht und einem angrenzenden Hinterhof - Messung und Modellierung, Weber, S., Litschke, T., Weber, K., Fischer, C. v. Haren, G., aus: VDI-Berichte 2040: Neue Entwicklungen bei der Messung und Beurteilung der Luftqualität, Düsseldorf, 2008

/Wehner et al. 2009/ Aerosol number size distributions within the exhaust plume of a diesel and a gasoline passenger car under on-road conditions and determination of emission factors, Wehner, B. , U. Uhrner, S. von Loewis, M. Zallinger, A. Wiedensohler, ., Atmos. Environ., 43, 2009

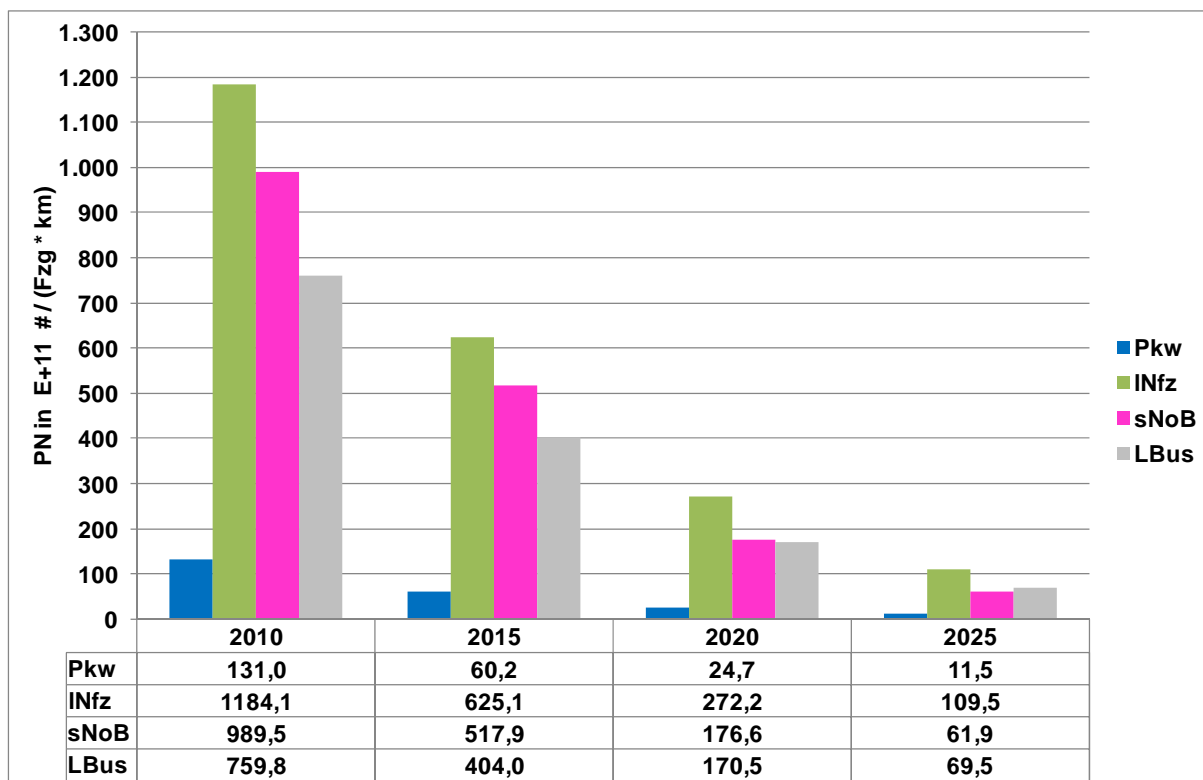
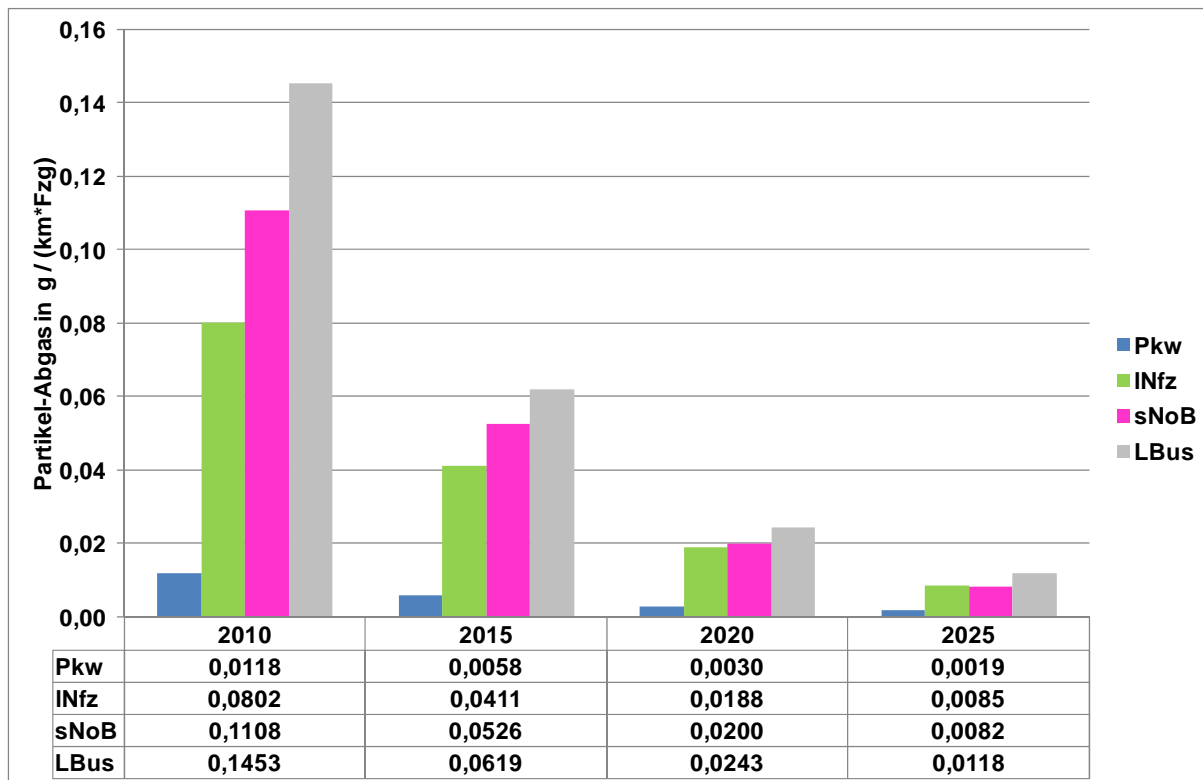
Anhang

**Abgasemissionsfaktoren nach HBEFA3.1 /HBEFA 2010/ für
Partikelmasse und Partikelanzahl (PN)**

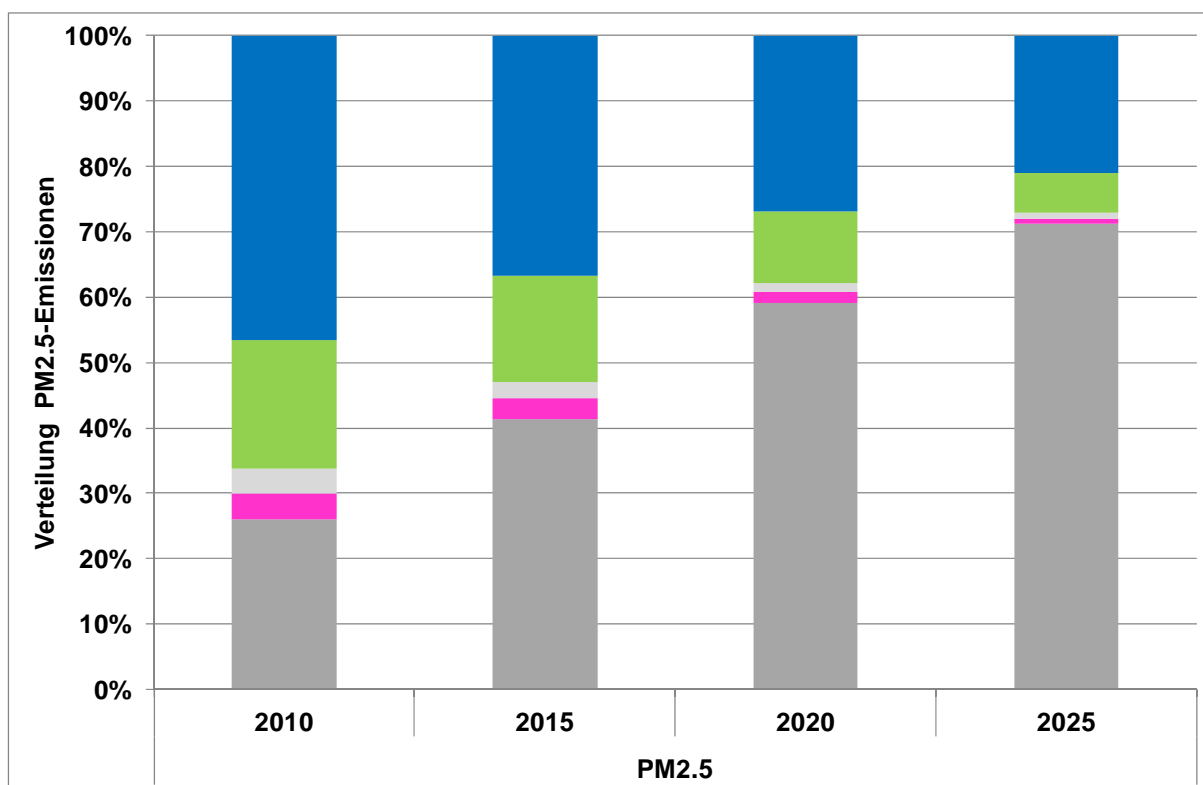
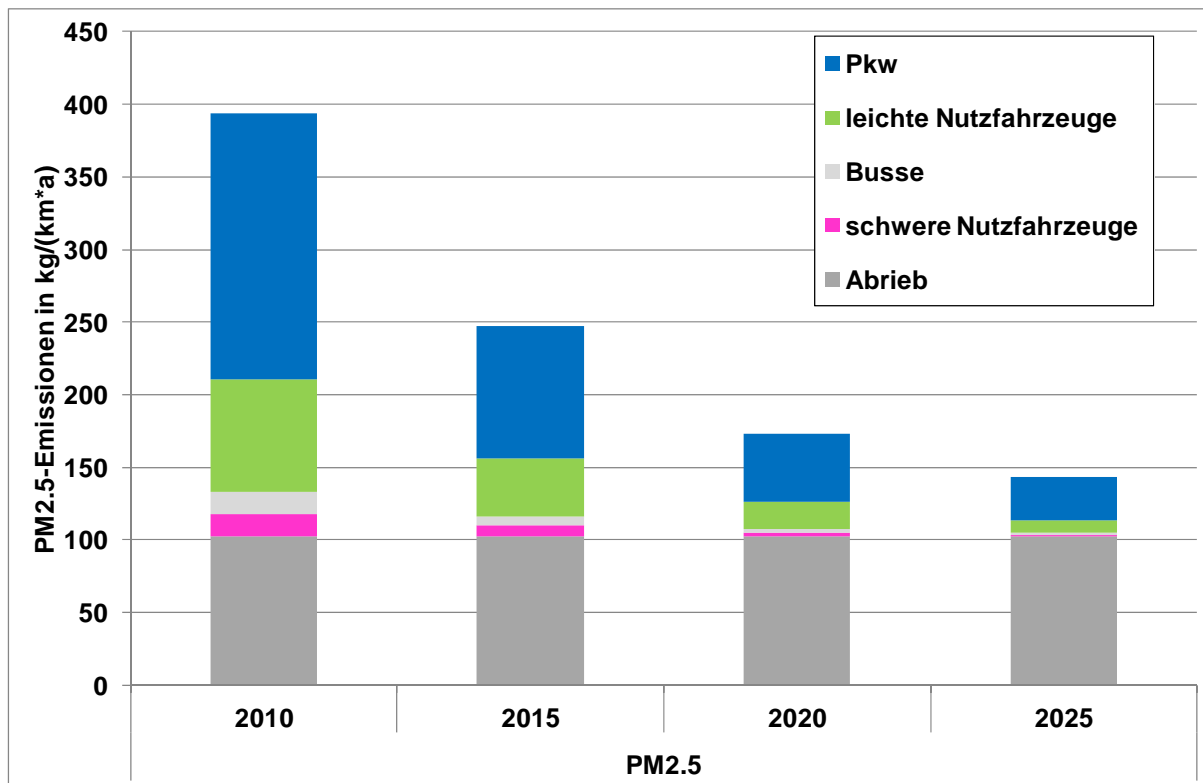
**Jahresemissionen für die typische Hauptverkehrsstraße für PM2.5
(Abgas und Abrieb), PN, Ruß, SO₂**

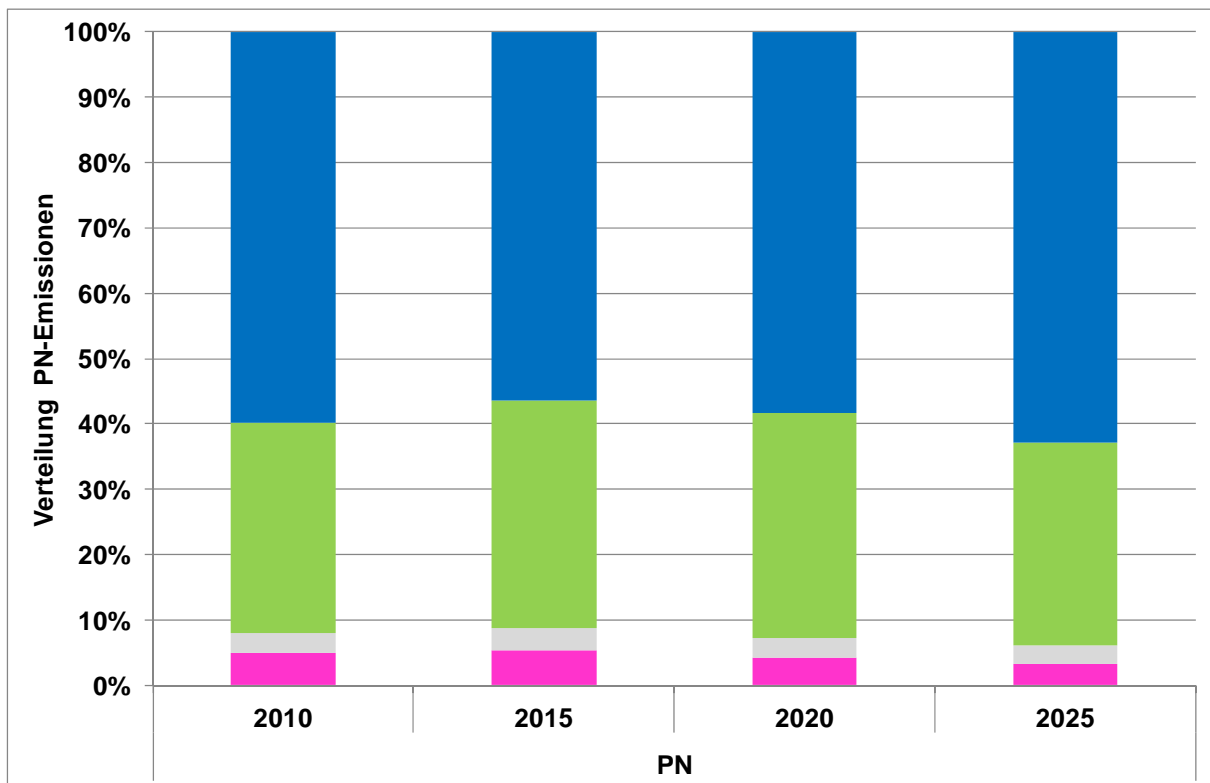
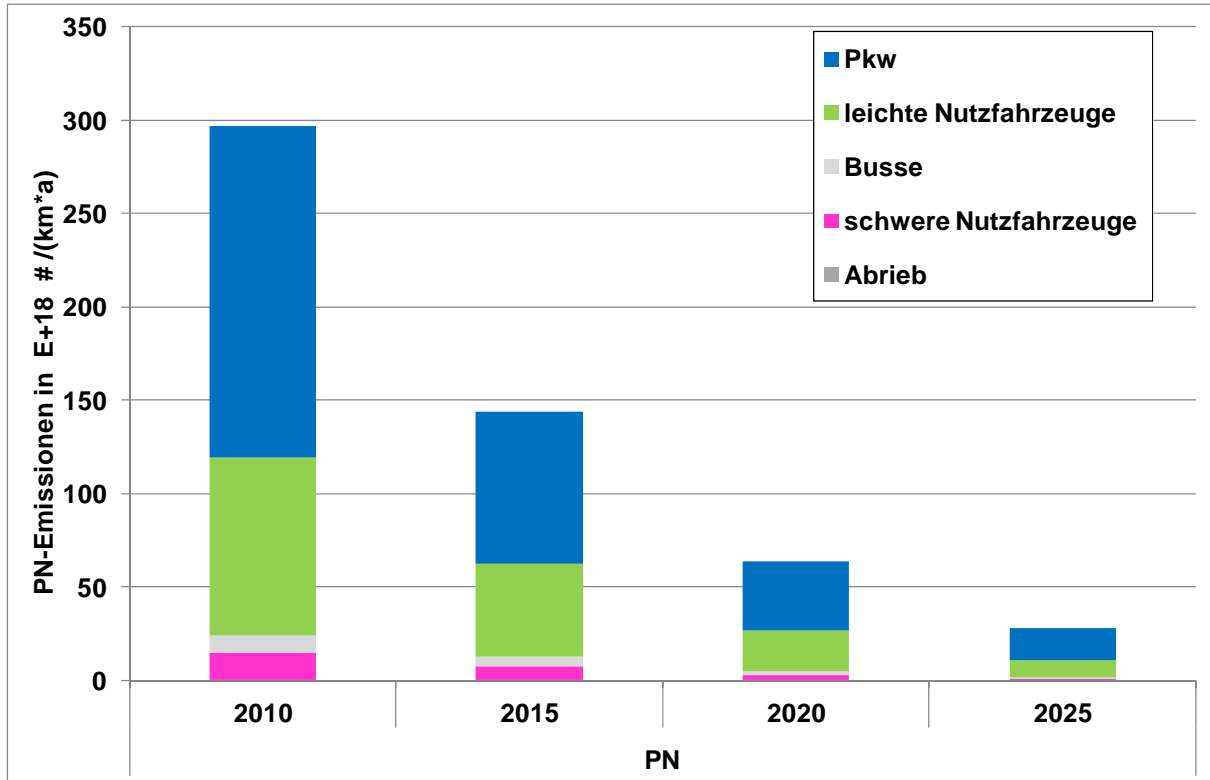
Abgasemissionsfaktoren nach HBEFA3.1 /HBEFA 2010/ für Partikelmasse und Partikelanzahl

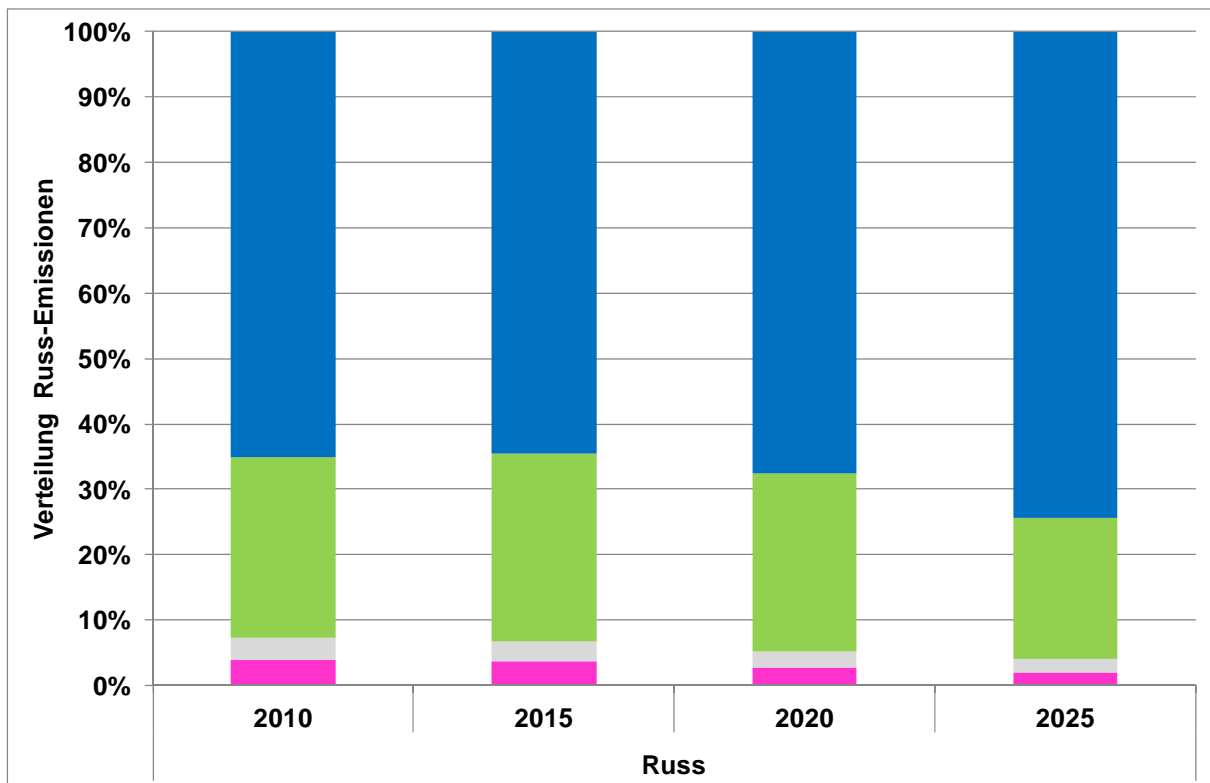
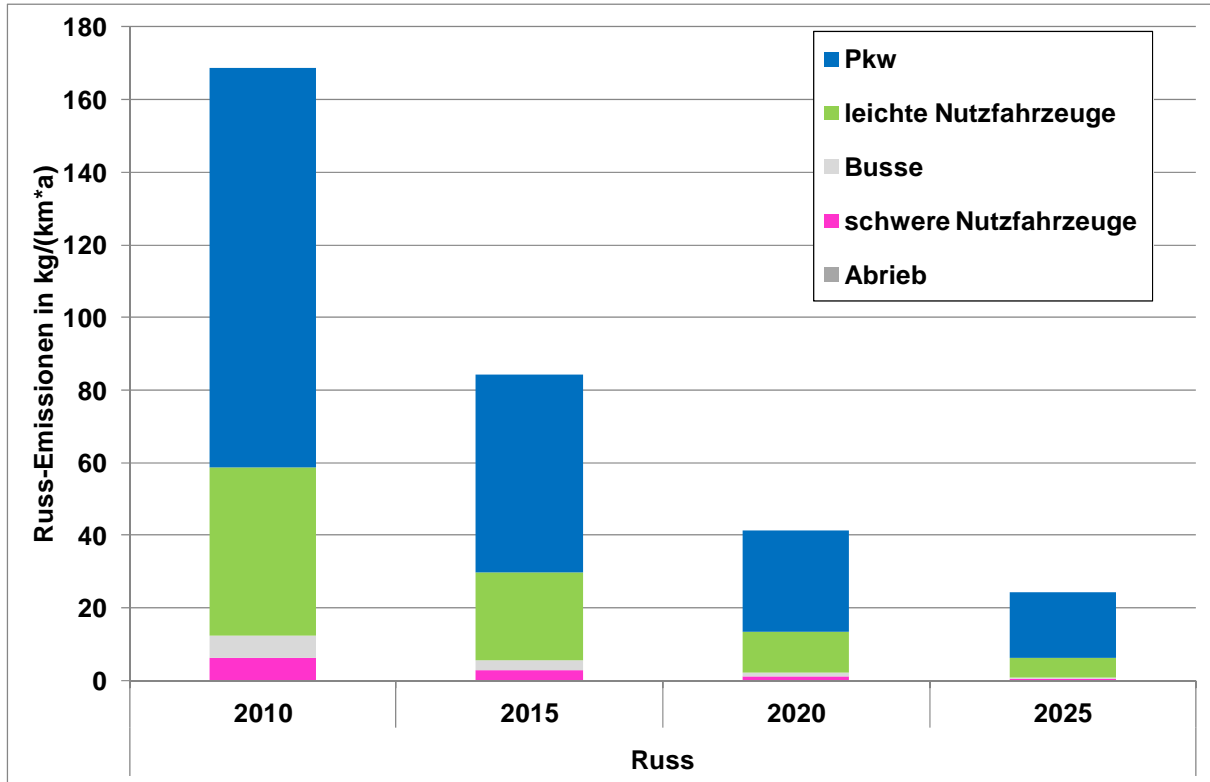
Verkehrssituation: innerorts, Hauptverkehrsstraße, Tempolimit 50 km/h, mittlere Störungen

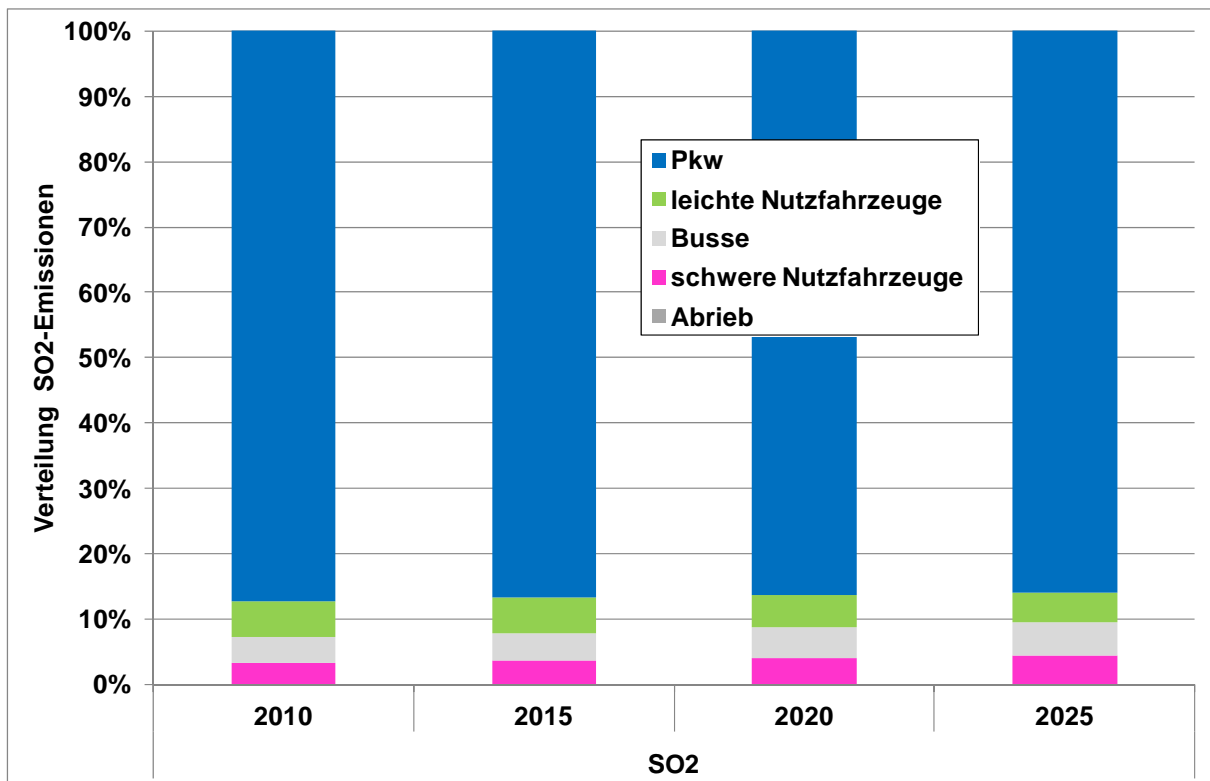
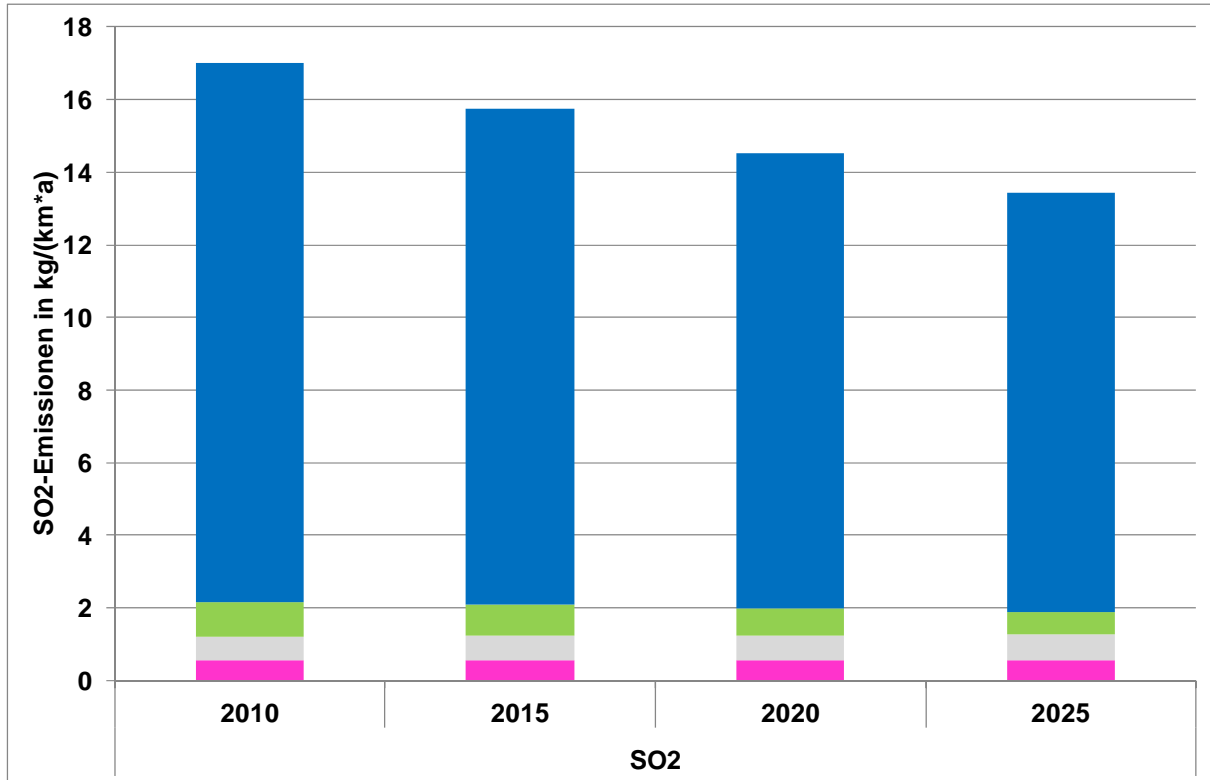


Jahresemissionen für die typische Hauptverkehrsstraße für PM2.5 (Abgas und Abrieb), PN, Ruß, SO₂, Basisszenario 2010 – 2025









Impressum

Herausgeber	FAT Forschungsvereinigung Automobiltechnik e.V. Behrenstraße 35 10117 Berlin Telefon +49 30 897842-0 Fax +49 30 897842-600 www.vda-fat.de
ISSN	2192-7863
Copyright	Forschungsvereinigung Automobiltechnik e.V. (FAT) 2013

VDA

Verband der
Automobilindustrie

FAT

Forschungsvereinigung
Automobiltechnik

Behrenstraße 35
10117 Berlin
www.vda.de
www.vda-fat.de