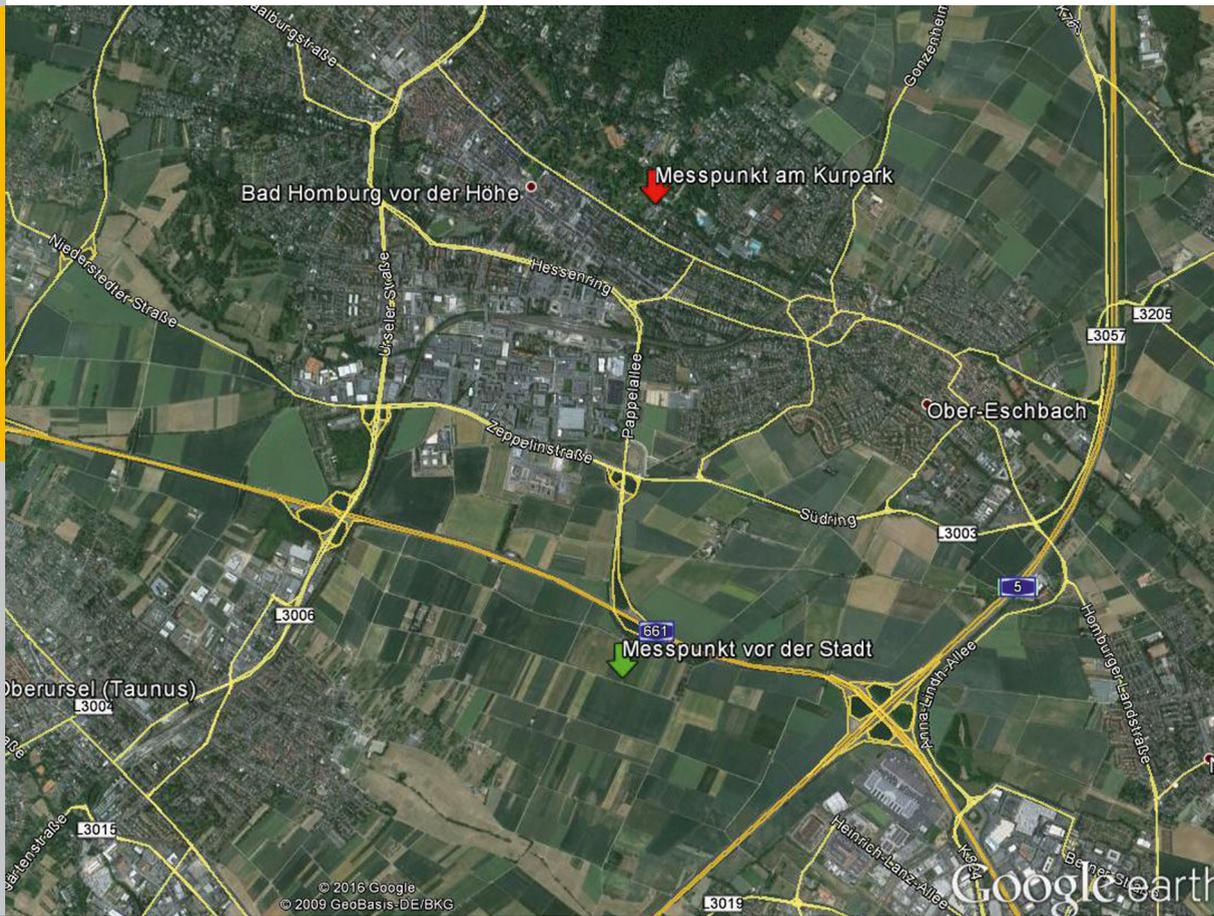


Untersuchungen zur Luftqualität in Bad Homburg

C. Ehlers, D. Klemp, C. Kofahl, H. Fröhlich, M. Möllmann-Coers
und A. Wahner



Energie & Umwelt /
Energy & Environment
Band / Volume 353
ISBN 978-3-95806-199-6

Forschungszentrum Jülich GmbH
Institut für Energie- und Klimaforschung
Troposphäre (IEK-8)

Untersuchungen zur Luftqualität in Bad Homburg

C. Ehlers, D. Klemp, C. Kofahl, H. Fröhlich, M. Möllmann-Coers
und A. Wahner

Schriften des Forschungszentrums Jülich
Reihe Energie & Umwelt / Energy & Environment

Band / Volume 353

ISSN 1866-1793

ISBN 978-3-95806-199-6

Bibliografische Information der Deutschen Nationalbibliothek.
Die Deutsche Nationalbibliothek verzeichnet diese Publikation in der
Deutschen Nationalbibliografie; detaillierte Bibliografische Daten
sind im Internet über <http://dnb.d-nb.de> abrufbar.

Herausgeber und Vertrieb: Forschungszentrum Jülich GmbH
Zentralbibliothek, Verlag
52425 Jülich
Tel.: +49 2461 61-5368
Fax: +49 2461 61-6103
E-Mail: zb-publikation@fz-juelich.de
www.fz-juelich.de/zb

Umschlaggestaltung: Grafische Medien, Forschungszentrum Jülich GmbH

Kartendaten Titelseite: © 2016 Google, © 2009 GeoBasis-DE/BKG

Druck: Grafische Medien, Forschungszentrum Jülich GmbH

Copyright: Forschungszentrum Jülich 2016

Schriften des Forschungszentrums Jülich
Reihe Energie & Umwelt / Energy & Environment, Band / Volume 353

ISSN 1866-1793
ISBN 978-3-95806-199-6

Vollständig frei verfügbar über das Publikationsportal des Forschungszentrums Jülich (JuSER)
unter www.fz-juelich.de/zb/openaccess.



This is an Open Access publication distributed under the terms of the [Creative Commons Attribution License 4.0](https://creativecommons.org/licenses/by/4.0/),
which permits unrestricted use, distribution, and reproduction in any medium, provided the original work is properly cited.

Kurzfassung

Die für Kurorte übliche Überprüfung der lufthygienischen Voraussetzungen durch den deutschen Wetterdienst zeigte für die Stadt Bad Homburg Stickoxid-Konzentrationen nahe des zulässigen Grenzwertes, so dass die für das Jahr 2019 anstehende Bestätigung als Heilbad gefährdet sein könnte.

Vor diesem Hintergrund wurde das Forschungszentrum Jülich beauftragt, die Klimatologie der Luftverunreinigungen mittels Langzeitmessungen zu untersuchen. Gleichzeitig sollten anhand von hochaufgelösten mobilen Messungen relevante Verursacher bzw. Quellgebiete von Luftverschmutzungen identifiziert werden, um so geeignete Maßnahmen zur Verbesserung der Luftqualität im Kurgebiet ergreifen zu können. Parallel dazu wurden modellmäßige Untersuchungen zur Stickoxid-Belastung im Kurgebiet durchgeführt, um den erreichbaren Effekt möglicher Maßnahmen abschätzen zu können.

Die Langzeituntersuchungen zeigten, dass insbesondere der morgendliche Berufsverkehr in den Wintermonaten zur Stickoxid-Belastung im Kurgebiet beiträgt. Der südwestliche Bereich der Stadt um den Bahnhof und Busbahnhof konnten dabei als relevante Quellgebiete identifiziert werden. Bei südwestlicher Windrichtung zeigten intensive Messkampagnen im Luv der Stadt, dass mehr als 2/3 der Stickoxid-Belastung auf den lokalen Straßenverkehr zurückgeführt werden kann. Weitere Messungen und eine Ausbreitungsmodellierung zeigten, dass die aktuelle Flotte von EURO5 Bussen zu mehr als einem Viertel der Stickoxidkonzentrationen am Kurpark beitragen. Die Analysen lassen erwarten, dass ein Austausch der Linienbusse gegen EURO6 Fahrzeuge sowie eine Sperrung der Kaiser-Friedrich Promenade die Stickoxid-Konzentrationen im Kurgebiet soweit senken, dass die Grenzwerte für die Bestätigung als Heilbad eingehalten werden können.

Den Herren F. Denfeld (Geschäftsführer Verkehrsverband Hochtaunus) und S. Leischner sei gedankt für die Möglichkeit, unser mobiles Messlabor über Nacht auf dem Betriebshof der Stadt Bad Homburg versorgen zu können, sowie für die Bereitstellung der Messfahrzeuge und die freundliche Unterstützung bei den Messfahrten.

Inhaltsverzeichnis

1.	Einleitung	1
2.	Ausgangslage	2
3.	Forschungsansatz des FZ Jülich	4
4.	Messstrategien	5
4.1	Der Mess-Lkw	5
4.1.1	Ausrüstung	5
4.1.1.1	Meteorologie	9
4.1.1.2	Gasphasenanalytik	9
4.1.1.3	Partikelphasenanalytik	10
4.1.2	Einsatz des Lkw's zur Erstellung einer Klimatologie von Stickoxiden und Feinstaub am Standort Kurpark.	10
4.2	Das Mobile Messlabor „MOBILAB“	10
4.2.1	Ausrüstung	11
4.2.2	Einsatzgebiete von MOBILAB	12
4.2.2.1	Einsatz als Luv-Station im Vorfeld der Stadt Bad Homburg zur unterstützenden Interpretation der Dauermessungen	12
4.2.2.2	Befahrung des Stadtbereiches von Bad Homburg zur Charakterisierung der Emittentenlage und zur Beschreibung der erreichbaren Reduktionspotentiale für NO ₂ und Feinstaub	13
4.2.2.3	Untersuchungen zum NO _x -Emissionsverhalten von Stadtbussen mittels MOBILAB-„Chasing“-Experimenten	17
5.	Resultate und Diskussion	19
5.1	Langzeitmessungen am Kurpark	19
5.1.1	Gasförmige Spurenstoffe	19
5.1.1.1	Jahresgang (Monatsmittel) der Stickoxide	19
5.1.1.2	Mittlere Tagesgänge im Sommer und im Winter	20
5.1.2	Partikelförmige Spurenstoffe	24
5.1.2.1	Wochenmittel der Massen für PM-10 und PM-2.5	25
5.1.2.2	Dieselfußanteile und Resultate der EC/OC-Analysen	27
5.2	Untersuchungen zur Luftqualität im lufseitigen Vorfeld der Stadt Bad Homburg	31
5.2.1	Ermittlung des Stadtbeitrags für die Stickoxide	33

5.2.2	Identifikation des Straßenverkehrs als Haupt-NO _x -Emittent mittels Kohlenwasserstoffmessungen – Diskussion luftchemischer Wirkungszusammenhänge	36
5.3	Resultate der Chasing-Experimente zum NO _x -Emissionsverhalten von Stadtbussen mit unterschiedlichen EURO-Abgasnormen im realen Straßenbetrieb	47
5.3.1	Ergebnisse aktueller Literaturstudien zum Emissionsverhalten von Stadtbussen	48
5.3.2	Einsatz von „MOBILAB“ zur Messung der Abgas-Emissionsverhältnisse unter realen Betriebsbedingungen	52
5.3.2.1	Teststrecke	54
5.3.2.2	Untersuchte Fahrzeuge	54
5.3.2.3	Rahmenbedingungen	54
5.3.2.4	Schlussfolgerungen aus den Chasing-Experimenten	58
5.3.2.5	Zusammenstellung der detaillierten Ergebnisse der Chasing-Experimente	60
5.4	Durch Verkehrsemissionen bedingte NO _x -Konzentrationen am Messort „Kurpark“ – Eine numerische Studie	75
5.4.1	Zielsetzung	75
5.4.2	Methodischer Ansatz	75
5.4.3	Meteorologische Rahmenbedingungen	76
5.4.4	Quelldaten	77
5.4.5	Quellenverteilung	79
5.4.6	Gaußsches-Ausbreitungsmodell	80
5.4.7	Modell-Ergebnisse	81
5.4.7.1	Beiträge der verschiedenen Verkehrsträger	81
5.4.7.2	Beiträge verschiedener Verkehrswege	82
5.4.7.3	Einfluss der Ausbreitungsklassen	84
5.4.8	Zusammenfassende Bemerkungen	86
6.	Empfehlungen	87
7.	Literatur	91

1. Einleitung

Die Kurstadt Bad Homburg v. d. Höhe muss sich wie jedes andere ausgewiesene Heilbad in Deutschland in regelmäßigen Abständen einer Überprüfung des Kurstatus‘ und dabei auch der lufthygienischen Voraussetzungen stellen, wenn sie ihren „Kur“-Status erhalten möchte. Neuere Luftqualitätsmessungen des Deutschen Wetterdienstes machten deutlich, dass im Beurteilungsgebiet von Bad Homburg die Stickstoffdioxid-Belastung kritische Werte erreicht, die befürchten lassen, dass die lufthygienischen Voraussetzungen für die anstehende Bestätigung als Heilbad nicht erfüllt sein werden.

Das Forschungszentrum Jülich ist daher von der Stadt Bad Homburg damit beauftragt worden, im Rahmen kombinierter Langzeituntersuchungen und episodischer Messungen eine Klimatologie und Ursachenanalyse der Luftschadstoffbelastung im Stadtgebiet von Bad Homburg durchzuführen. Zu diesem Zweck wurden im Laufe des Jahres 2014 an der besonders kritisch bewerteten Messstelle „Golfplatz-Kurgebiet“ zeitlich hochaufgelöste Langzeitmessungen von NO, NO₂, Ozon und Feinstaub durchgeführt. Diese Langzeituntersuchungen wurden ergänzt durch episodische Befahrungen des Stadtgebietes von Bad Homburg mit unserem mobiles Messlabor „MOBILAB“, welches ebenfalls mit einer empfindlichen Gasphasen- und Partikelmesstechnik ausgestattet ist. Darüber hinaus wurde im Rahmen von Intensivmesskampagnen die Hintergrundbelastungen für Stickoxide und Partikel aus dem „Haupt“-Belastungssektor Süd-Südwest untersucht. Es zeigte sich, dass sich die innerstädtischen Stickoxidbelastungen ganz wesentlich durch lokale Emissionen (insbesondere die des innerstädtischen Straßenverkehrs) beeinflusst werden.

Basierend auf den gewonnenen Datensätzen wurden für den „Haupt“-Belastungssektor umfassende Ausbreitungsuntersuchungen vorgenommen mit dem Ziel, Entlastungspotenziale für die innerstädtischen Stickoxidbelastungen zu identifizieren und zu quantifizieren.

2. Ausgangslage

Der Deutsche Wetterdienst stellt in seinem Gutachten zur Luftqualität Bad Homburgs fest, dass das Hauptproblem die ausgesprochen hohe Stickoxidbelastung darstelle. Gemessen an den Luftqualitäts-Langzeit-Richtwerten für Kurorte (vgl. Tab. 1) seien Überschreitungen in den Jahres-Mittelwerten für NO₂ von ca. 10 % für den besonders niedrigen Kurgebiets-Grenzwert von 20 µg/m³ festgestellt worden¹. Auch für das Ortszentrum und das Verkehrszentrum von Bad Homburg wurden für die Stickstoffdioxid Jahresmittel mit deutlichen Maxima im Winter von nahezu 90 % des Langzeit-Richtwertes gefunden [DWD, 2013].

Tabelle 1: Luftqualitäts-Richtwerte LR 1 (Langzeit-Richtwerte) für Kurorte ohne spezielle Anforderungen für Atemwegserkrankungen (schwarz); vom DWD für das Jahr 2012/2013 in Bad Homburg gemessene Jahresmittel (rot); (unauff.): nach Angabe des DWD unauffällig hinsichtlich der LR 1 Langzeit-Richtwerte. Quelle: Jahresmittel 2012 [DWD, 2013].

Repräsentanzgebiet	Kurgebiet		Ortszentrum		Verkehrszentrum	
	LR 1	Bad Homburg, 2012	LR 1	Bad Homburg, 2012	LR 1	Bad Homburg, 2012
Grobstaub (gesamt) [µg/m ³]	13,0	unauff.	15,0	unauff.	28,0	unauff.
Grobstaub (schwarz) [µg/m ³]	1,4	1,18	1,8	unauff.	5,5	unauff.
Stickstoffdioxid [µg/m ³]	20,0	21,3	24,0	21,4	34,0	29,4
Feinstaub PM 2.5 [µg/m ³]	-, -	-, -	-, -	-, -	20	unauff.
Feinstaub PM 10 [µg/m ³]	17,0	-, -	20,0	-, -	24,0	-, -
Ruß im Feinstaub [µg/m ³]	-, -	-, -	-, -	-, -	1,7	unauff.

Der Deutsche Wetterdienst wies darauf hin, dass im Untersuchungszeitraum die höchsten Stickstoffdioxid-Belastungen in Bad Homburg während der Südwestlagen gemessen wurden [DWD, 2013].

¹ Es ist darauf hinzuweisen, dass das im Bad Homburger Kurpark gemessene NO₂-Jahresmittel weit unter dem EU-Grenzwert für NO₂ liegt. Aus gesundheitlichen Gründen wurde der Grenzwert für das Jahresmittel auf 40 µg/m³ gelegt (39. BImSchV vom 02.08.2010). Vor diesem Hintergrund sind die am Messort „Kurpark“ beobachteten Überschreitungen aus gesundheitlicher Sicht sicherlich unbedenklich.

Als Quellen für die hohen Stickstoffdioxid-Belastungen benannte der Deutsche Wetterdienst neben örtlichen Emittenten (insbesondere aus Verkehr und Heizungen) als Hauptquelle für die NO₂-Belastungen die „großräumige Hintergrund-Belastung durch Industrie- und verkehrsbedingte Stickstoffdioxid-Emissionen im Rhein-Main-Gebiet“.

Ein wesentliche Limitierung bei der Interpretation der vom DWD ermittelten Datenreihe bestand darin, dass auf Grund der geringen Zeitauflösung der Probensammlungen (für NO₂ wurde ein wöchentlicher Austausch der Passivprobensammler vorgenommen) die anschließende Korrelation mit meteorologischen Daten (Windrichtung, Luftdruck, ...) nur gemittelte Aussagen über die Belastungsbedingungen für die verschiedenen Windsektoren zuließ. Zudem blieben tageszeitliche Variationen der NO₂-Konzentrationsverläufe unerkannt, deren Verlauf einen wichtigen Indikator für eine Quellzuordnung darstellt (vgl. Abschnitt 5.1.1.2).

Es zeigte sich, dass die Analyse des DWD wegen ihrer geringen zeitlichen Auflösung und ihrer begrenzten räumlichen Repräsentativität allenfalls stark eingeschränkte Schlüsse zur Verursachersituation zulässt.

3. Forschungsansatz des FZ Jülich

Das Forschungszentrum Jülich wurde daher von der Stadt Bad Homburg damit beauftragt, im Rahmen umfangreicher Langzeituntersuchungen eine Klimatologie und sowie eine Ursachenanalyse für die Luftschadstoffbelastung im Stadtgebiet von Bad Homburg durchzuführen.

Die erforderliche Zeitauflösung wurde dadurch realisiert, dass sämtliche Stickoxidmessungen mit Referenz-Geräten, wie sie auch für die Global Atmospheric Watch-Stationen Verwendung finden, durchgeführt wurden. Die zeitliche Auflösung dieser Systeme liegt im niedrigen Sekundenbereich verbunden mit Detektionsgrenzen von wenigen ppt. Für den Nachweis von NO₂ wurden in allen Fällen Blue-light-converter mit LED's zur photolytischen Spaltung von NO₂ zurück zu NO mit Licht einer Wellenlänge von 395 nm eingesetzt. Auf diese Weise lässt sich ein interferenzfreier Nachweis von NO₂ in Gegenwart anderer höher oxidiertes Stickoxid-Verbindungen (z. B. HNO₃) sicherstellen.

Die für eine belastbare Quellzuordnung notwendige räumliche Abdeckung des Stadtgebietes durch mobile Messungen wurde durch den Einsatz unseres mobilen Messlabors realisiert.

Während mehrerer Intensivkampagnen wurde von uns im Luv-Bereich der Stadt (als Haupt-Belastungssektor wurde von uns der Südwest-Sektor identifiziert und untersucht) eine zusätzliche Messstation aufgebaut und betrieben, welche im Zusammenspiel mit der Dauermessstation Kurpark eine eindeutige Unterscheidung zwischen lokalem Beitrag der Stadt Bad Homburg und regionalem Eintrag durch das vorgelagerte Rhein-Main-Gebiet erlaubt.

Für eine Analyse der erreichbaren Entlastungspotenziale für innerstädtische NO₂-Konzentrationen wurden von uns umfangreiche Ausbreitungsrechnungen durchgeführt, bei denen der Beitrag der verschiedenen Quellen für den kritischen Messstandort Kurpark modelliert wurden.

4. Messstrategien

Die Ursachenanalyse zur Luftschadstoffbelastung der Stadt Bad Homburg stützt sich auf vier verschiedene experimentelle Ansätze:

- a) **Zeitlich hochaufgelöste Langzeituntersuchungen am Standort Kurpark.**
- b) **Befahrungen des Stadtgebiets mit MOBILAB zur lokalen Verursacheridentifikation.**
- c) **Episodische Untersuchungen im Luv-Bereich der Stadt für den „Haupt“-Belastungssektor Südwest mit MOBILAB als zweite Messstation.**
- d) **Untersuchungen zur lokalen NO_x-Reduktion bei Austausch der Bad Homburger EURO-5-Stadtbusflotte durch Fahrzeuge mit geringeren Emissionen.**

Im Folgenden soll zunächst für die verschiedenen Messstrategien ein Überblick über die verwendeten Messplattformen und deren messtechnische Ausrüstung gegeben werden.

4.1 Der Mess-Lkw

Im Zeitraum zwischen Februar 2014 wurde der Mess-Lkw (vgl. Abb. 1) des Forschungszentrums am Standort Kurpark platziert, um eine Klimatologie von Feinstaub, NO₂ sowie weiterer relevanter luftchemischer und meteorologischer Einflussgrößen aufzunehmen.

4.1.1 Ausrüstung

Die klimatologische Charakterisierung des Messortes Kurpark erstreckte über einen Zeitraum von mehr als 12 Monaten, während derer Dauermessungen von NO, NO₂ und Ozon mit einer Zeitauflösung im niedrigen Sekundenbereich durchgeführt wurden.



Abbildung 1: Mess-Lkw des Forschungszentrums Jülich. Zur Durchführung der Dauermessungen am Standort Kurpark das Messfahrzeug auf dem Gelände der Stadtgärtnerei unmittelbar neben dem Kurpark platziert. Der Abstand zwischen Mess-Lkw und Messort des DWD auf dem Kurparkgelände betrug ca. 30 m.

Zusätzlich wurden zeitlich hochaufgelöste Datensätze von solarer Strahlung, Temperatur, Windrichtung und Windgeschwindigkeit aufgezeichnet, so dass eindeutige Zuordnungen von Schadstoffbelastungen, Windrichtungen und Tageszeit getroffen werden könnten. Für den Bereich der Partikelphase wurden wochenweise Filterproben von PM_{2.5} und Gesamt-Feinstaub gesammelt. Neben der gravimetrischen Analyse wurden die gesammelten Filterproben zusätzlichen Analysen unterworfen:

- EC/OC-Analysen zur Bestimmung der Anteile an elementarem Kohlenstoff [Ehlers, 2013]. Diese Analysemethode erlaubt eine Unterscheidung der Partikelphase zwischen organischer und anorganischer Fraktion, wobei die organische Fraktion der Partikelphase sukzessiv verdampft, mittels Pt-Katalysator in CO₂ umgewandelt und in Form von CO₂ nachgewiesen wird. Anhand der Differenz zwischen der Massenabnahme aus erzeugter CO₂-Menge und der Gewichtsabnahme der ausgeheizten Probe kann auf den

verdampfenden Anteil der Feinstaubprobe rückgeschlossen werden (z. B. NH_4^+ , NO_3^- , SO_4^{2-}). Der Vergleich zwischen Gewichtsabnahme der ausgeheizten Probe und Gesamtbeladung der Probe liefert den Beitrag des mineralischen Anteils.

Die Abb. 2 zeigt die verwendete EC/OC-Apparatur (Eigenkonstruktion), mit integriertem CO_2 -Nachweis mittels Cavity-ringdown-Spektroskopie sowie ein Beispielthermogramm einer Feinstaubprobe.

EC: Elementarer Kohlenstoff **OC:** Organische Substanzen, „ CH_2 “-Komponenten

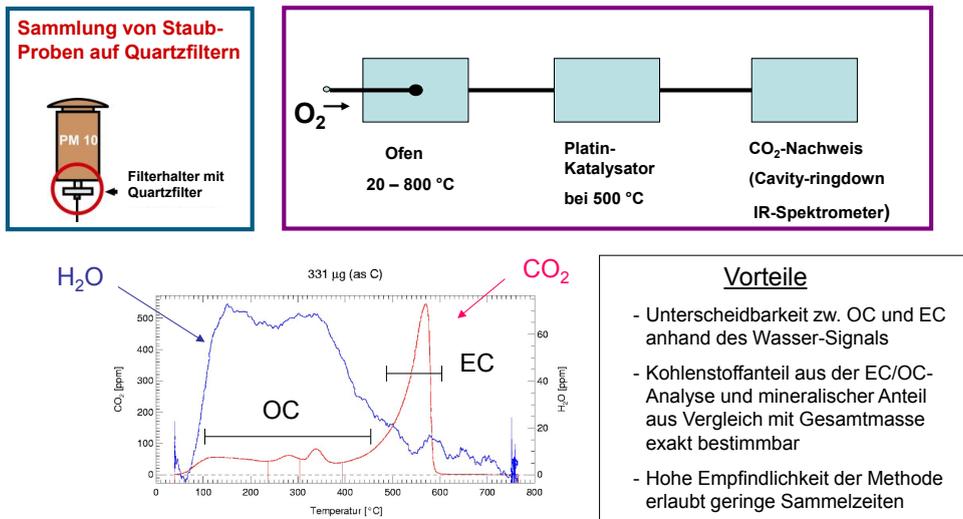
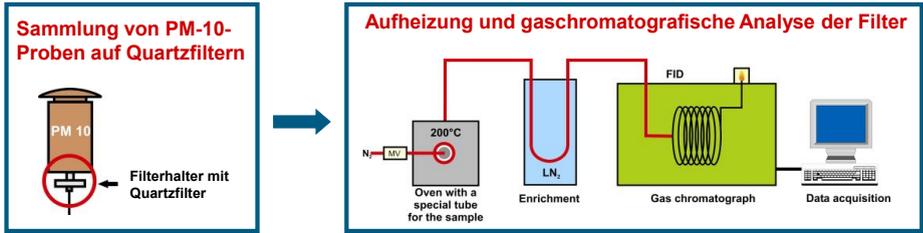


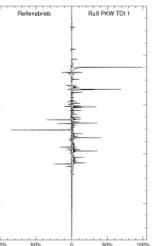
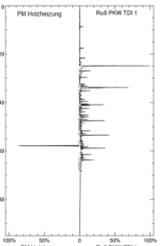
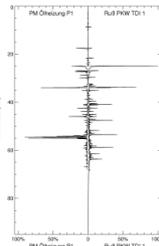
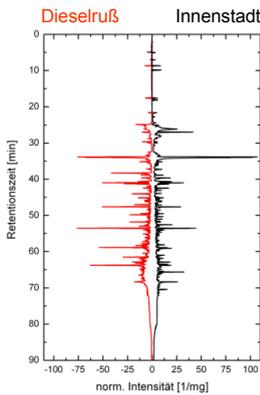
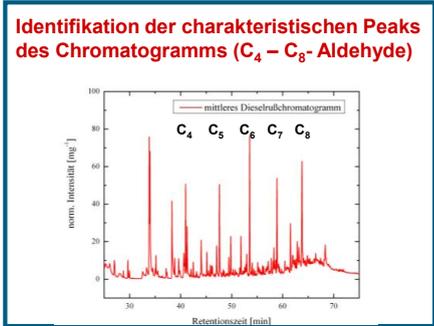
Abbildung 2: Prinzipskizze der EC/OC-Apparatur zur Analyse der organischen Fraktion von Feinstaubproben in sauerstoffhaltigem Betriebsgas. Ofen mit innenliegendem Quarzrohr; Pt-Katalysator zur Umwandlung der gasförmigen organischen Phase zu CO_2 ; Flusssteuerung der Betriebsgase; Cavity-ringdown-Spektrometer zum Nachweis des im Katalysator gebildeten CO_2 .

Beispielthermogramm: CO_2 -Konzentration (rot) und H_2O -Gehalt als Funktion der Ausheiztemperatur, niedrig siedender, mittlerer und hochsiedender Anteil der OC-Fraktion, das Maximum bei der höchsten Temperatur (ca. 500 °C) ist der EC-Phase zuzuordnen.

- Signaturanalysen zur Bestimmung des Anteils der Dieselemissionen, Kaminöfen und Ölheizungen (vgl. Abb. 3) an den gemessenen Feinstaubkonzentrationen [Buers, Klemp, Müller, Rohrer, 2011].



- Vorgehensweise:**
1. Probenahme auf Quarzfiltern
 2. Aufheizung und gaschromatografische Analyse der Filter
 3. Identifikation und Bestimmung des Dieselrußanteils mittels Signaturanalyse



Ölheizung

Kaminofen

Reifenabrieb

Abbildung 3: Beschreibung der Vorgehensweise zur Verursacheridentifikation in Feinstaubproben:
 Die Feinstaubproben werden auf Quarzfiltern gesammelt und unter O₂-Zugabe in einem Ofen ausgeheizt. Die gasförmigen Komponenten werden in einer Anreicherungsschleife unter Flüssig-Stickstoff-Temperaturbedingungen aufkonzentriert und gaschromatografisch getrennt. Als Beispiele sind vier unterschiedliche Feinstaubquellen und deren Signaturen dargestellt. Die jeweiligen Verursacheranteile werden durch Vergleich der Signaturintensitäten von Außenluft-Feinstaubproben mit denen reiner Quellsignaturen ermittelt. Die Kalibrationen der jeweiligen Signaturstärken erfolgt anhand der Feinstaubmasse-Signaturstärke-Beziehungen reiner Quellmessungen.

Im Folgenden soll eine kurze Auflistung der für die Dauermessungen eingesetzten Techniken, der Datensammelraten und ihrer Nachweisgrenzen gegeben werden:

4.1.1.1 Meteorologie

Tabelle 2 : Messtechnische Ausrüstung des Mess-Lkw: Meteorologische Parameter

Messgröße	Methodik	Zeitauflösung / s	Nachweisgrenze
Temperatur	PT-100	0.5	0.2 °C
Windrichtung	Ultraschall-Anemometer	0.5	2.5 Grad
Windgeschwindigkeit	Ultraschall-Anemometer	0.5	0.5 m/s
Strahlung (J_{NO_2})	Eigenbau	0.5	< 1 % Maximalwert

4.1.1.2 Gasphasenanalytik

Tabelle 3: Messtechnische Ausrüstung des Mess-Lkw: Messtechnik Gasphase

Messgröße	Methodik	Zeitauflösung / s	Nachweisgrenze
NO	Chemilumineszenz ²	5	≈ 40 ppt
NO ₂	NO ₂ -Photolyse + Chemilumineszenz	5	≈ 60 ppt
O ₃	UV-Absorption	5	≈ 1000 ppt

² Die Eichprozeduren der in diesem Forschungsprojekt eingesetzten NO_x-Analysesysteme sind direkt an das in unserem Arbeitskreis angesiedelte „World-Calibration-Center NO_x“ angebunden. Das WCC-NO_x sorgt im Rahmen des weltweiten „Global Atmospheric Watch (GAW)“-Netzwerkes für die Qualitätssicherung der NO_x-Datensätze.

4.1.1.3 Partikelphasenanalytik

Tabelle 4: Messtechnische Ausrüstung des Mess-Lkw: Messtechnik Partikelphase

Messgröße	Methodik	Zeitauflösung	Nachweisgrenze
PM2.5	Sammlung auf Quarzfilter	1 Woche	≈ 20 µg
Grobstaub	Sammlung auf Quarzfilter	1 Woche	≈ 20 µg
Partikel Anzahlbestimmung	Streulicht- Messung	1 s	100 [Anzahl/cm ³]
Rußanteil Partikelphase	EC/OC-Analyse mittels Pyrolyse und CO ₂ - Nachweis	Laboranalyse 1 Woche Sammelintervall	≈ 2 – 3 µg
Dieselfußanteil am Feinstaub	Ausheizung und GC-MS- Nachweis	Laboranalyse 1 Woche Sammelintervall	--

4.1.2 Einsatz des Lkw's zur Erstellung einer Klimatologie von Stickoxiden und Feinstaub am Standort Kurpark.

Im Zeitraum zwischen Februar 2014 bis April 2015 wurde mit dem Mess-Lkw des Forschungszentrums Jülich auf dem Gelände des städtischen Gärtnereifachbetriebs eine Klimatologie von Stickoxiden, Ozon und Feinstaub aufgenommen. Der Standort des Mess-Lkw's befand sich an der durch einen Zaun markierten westlichen Abgrenzung des Gärtnereifachbetriebs hin zum städtischen Kurpark. Der Abstand zwischen den Standort des Jülicher Mess-Lkw's und dem DWD-Messpunkt „Kurpark“ betrug ca. 30 m.

4.2 Das Mobile Messlabor „MOBILAB“

Das mobile Messlabor des Forschungszentrums Jülich (MOBILAB) ist mit einer umfassenden Analytik zum Nachweis atmosphärisch relevanter Gas- und Partikelphasen-Spurenstoffe ausgerüstet. Die Abb. 4 zeigt MOBILAB und gibt eine kurze Übersicht der eingesetzten Gasphasen- und Partikelphasen-Nachweistechniken.



Abbildung 4: Das mobile Messlabor des FZ Jülich (MOBILAB). Basis ist ein umgebauter und adaptierter Daimler-Benz Vito mit Dieselantrieb und verstärkter Generatorenleistung.

4.2.1 Ausrüstung

In Tabelle 5 sind die zugehörigen Messprinzipien, Datensammelraten und Nachweisgrenzen aufgelistet.

Tabelle 5: Messtechnische Ausrüstung (Messprinzipien, Zeitaufösungen und Nachweisgrenzen) des mobilen Messlabors MOBILAB

Messgröße	Messgerät / Messprinzip	Zeitaufösung / Probennahmezeit	Unsicherheit (1 σ)	Nachweisgrenze
Partikelzahl	ELPI (7 nm – 10 μ m)	1s	10%	100 [Part./cm ³]
Partikelmasse PM10	Filtersammler & EC / OC Analyse	1 Tag	5%	5 μ g
NO, NO ₂ , O ₃	CLD 770	2 s	5% (NO & NO ₂)	40 ppt (NO & O ₃)
	Chemilumineszenz		10% (O ₃)	80 ppt (NO ₂)
CO	UV-Resonanz- Fluoreszenz	1s	1.3 ppb	1 ppb
CO ₂	Cavity Ringdown	0.1 s	<0.5 ppm	0.5 ppm
CH ₄	Cavity ringdown	0.1 s	< 50 ppb	50 ppb
Temperatur & RH	Vaisala HMT 330	1 s	0.2°C / 1% rH	-
Windrichtung & Wind- geschwindigkeit	Vaisala WMT 50	1 s	5%	-
Position	Wintec WBT202	1 s	5 m	-

4.2.2 Einsatzgebiete von MOBILAB

Im Verlauf der Untersuchungen wurde das mobile Messlabor des FZJ im Rahmen episodischer Messungen für unterschiedliche Aufgabenbereiche eingesetzt.

4.2.2.1 Einsatz als Luv-Station im Vorfeld der Stadt Bad Homburg zur unterstützenden Interpretation der Dauermessungen

Für diese Untersuchungen wurde das mobile Messlabor unter geeigneten Anströmbedingungen im südwestlichen Vorfeld der Stadt Bad Homburg aufgestellt, extern mit Strom versorgt und für Untersuchungen der Gas- und Partikelphase an den in das Stadtgebiet einströmenden Luftmassen eingesetzt. Die Abb. 5 zeigt einen Ausschnitt des Stadtgebietes von Bad Homburg. Die beiden Messplätze „Kurpark“ sowie der Messort „vor der Stadt“ Mobilens Messlabors sind farbig markiert.



Abbildung 5: Platzierung der Messanalytik während der Intensivphase 28./29.August 2014. Der Messplatz „vor der Stadt“ befindet sich ca. 1 km südwestlich der Stadt Bad Homburg im landwirtschaftlich genutzten Vorfeld der Stadt. Die regionalen Schadstoffeinträge werden unter südwestlichen Anströmbedingungen vom vorgelagerten Ballungsgebiet Frankfurt dominiert.

4.2.2.2 Befahrung des Stadtbereiches von Bad Homburg zur Charakterisierung der Emittentenlage und zur Beschreibung der erreichbaren Reduktionspotentiale für NO₂ und Feinstaub

In früheren Untersuchungen wurde von uns gezeigt [Urban, 2010, Ehlers, 2013], dass für Innenstadtbereiche die Abgas-Emissionen einzelner Fahrzeuge zunächst als isolierte „Peak“-Maxima nachweisbar sind, welche erst im Verlauf eines sekunden- bis minutenlangen Durchmischungsprozesses zu einem gemeinsamen „lokalen Hintergrundwert“ verschmelzen (vgl. Abbildung 6).

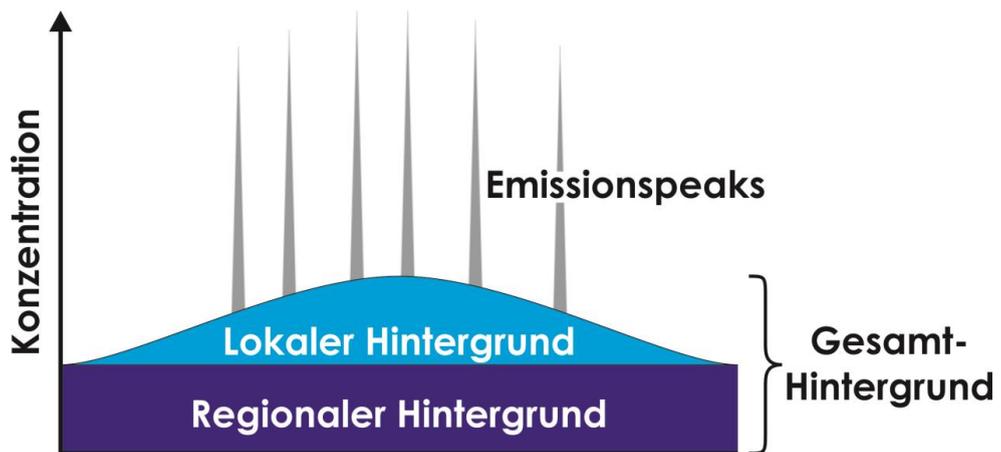


Abbildung 6: Zusammensetzung der Schadstoffkonzentration in städtischer Umgebung: Regionaler Hintergrund: Beitrag der umgebenden Emissionsquellen (Städte, benachbarte Autobahnen und Fernstraßen, usw.) auf regionaler Ebene; Lokaler Hintergrund: Mittelwert in städtischer Umgebung nach erfolgter Durchmischung; Emissionspeaks: Emissionspeaks einzelner vorausfahrender Emittenten, welche auf dem Gesamthintergrund aufsetzen. [nach: Lenschow et al., 2001]

Der lokale Hintergrund kann durch Anwendung einer geeigneten „5%-Perzentil-Filterung“ aus den Sekundendaten von Stickstoffdioxid extrahiert werden. Der auf diese Weise ermittelte lokale Hintergrundwert beschreibt dann die sich einstellende Hintergrundkonzentration in der Stadt ohne den Verkehrsbeitrag der aktuell untersuchten Strasse. Anhand des Vergleiches von $MW_{NO_2}^{Strasse}$ und dem $MW_{NO_2}^{HG}$ (HG: Hintergrund) kann das maximal erreichbare Entlastungsniveau verkehrsreduzierender Maßnahmen beschrieben werden. S. Urban [Urban, 2010] konnte in ihrer Dissertation zeigen, dass das hier vorgestellte Verfahren für alle Spurenstoffe anwendbar ist, welche mit hinreichend guter Zeitaufösung messbar sind.

Ein wichtiges Ziel der Untersuchungen des mobilen Messlabors war es daher, das erreichbare Entlastungsniveau verkehrsreduzierender Maßnahmen für den gesamten Stadtbereich einschließlich der übrigen beiden Probenahmestellen (Kaiser-Friedrich-Promenade und Paul-Ehrlich-Klinik) anhand der jeweils beobachtbaren Verkehrsspitzen-Beiträge zu quantifizieren. Zu diesem Zweck wurden episodische Befahrungen des Innenstadtbereiches mit MOBILAB während unterschiedlicher Tageszeiten und bei verschiedenen Anströmbedingungen durchgeführt. Wesentliche Untersuchungsziele waren: Charakterisierung des typischen Emissionsverhaltens verschiedener Fahrzeugtypen (Pkw (Benziner), Pkw (Diesel), Lkw, Busse), Beschreibung der vorgefundenen Hintergrundbelastung durch NO_x und Feinstaub bei systematischer Umfahrung des Stadtgebietes auf verkehrsarmen Umgehungsstraßen (vgl. z. B. Befahrung des Waldgebietes im nordöstlichen Vorfeld der Stadt (vgl. Abbildung 7)).

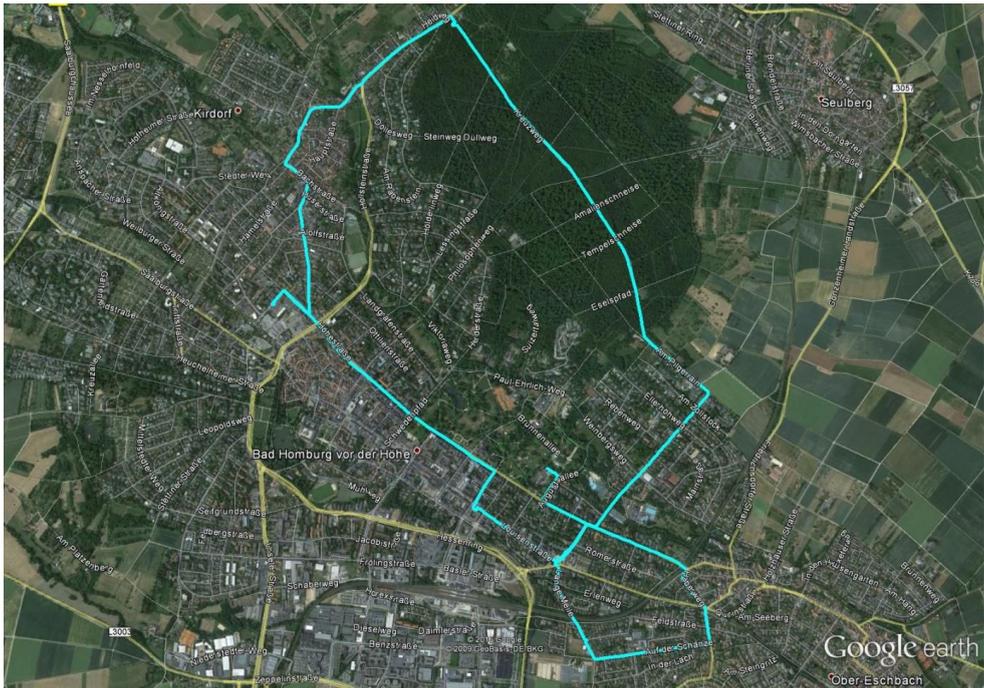


Abbildung 7: Fahrtroute von MOBILAB (12. 09. 2014) zur Untersuchung der innerstädtischen Verkehrsbelastung durch Stickoxide und Feinstaub. Derartige episodische Befahrungen des Stadtgebietes mittels MOBILAB wurden über den gesamten Untersuchungszeitraum zu unterschiedlichen Tageszeiten und Anströmbedingungen vorgenommen. Wesentliche Untersuchungsziele waren: Charakterisierung des typischen Emissionsverhaltens verschiedener Fahrzeugtypen (Pkw (Benziner), Pkw (Diesel), Lkw, Busse, ...), Beschreibung der vorgefundenen Hintergrundbelastung durch NO_x und Feinstaub bei systematischer Umfahrung des Stadtgebietes auf verkehrsarmen Umgehungsstraßen (vgl. z. B. Befahrung eines Waldweges ohne Straßenverkehr im nordöstlichen Vorfeld der Stadt).

Die Abbildung 8 beschreibt einen Ausschnitt aus der MOBILAB-Fahrt vom 12. 09. 2014. Dargestellt ist der zeitliche Verlauf der hochauflösenden Stickoxid-Messung. Es fällt auf, dass die Stickoxidkonzentrationen um nahezu zwei Größenordnungen variieren, abhängig davon, ob sich das Messfahrzeug im Nahbereich voranfahrender Kfz befindet oder ob es bei der Befahrung eines stadtnahen Waldweges allein durch das vorgelagerte Waldgebiet bewegt. In jedem Falle demonstriert der zeitliche Verlauf der NO_x -Messungen, dass mit der MOBILAB-Analytik ein empfindliches Instrumentarium zur Detektion von vorausfahrenden NO_x -Großemittern zur Verfügung steht. Wie in einem anderen Abschnitt des Berichtes noch genauer erläutert wird, war diese spezifische Eigenschaft der MOBILAB-Analytik die notwendige Voraussetzung für die eindeutige Identifikation der im Jahre 2014

existenten Bad Homburger Stadtbussflotte als ein wesentlicher Verursacher von direkten NO_2 -Emissionen im Stadtgebiet von Bad Homburg.

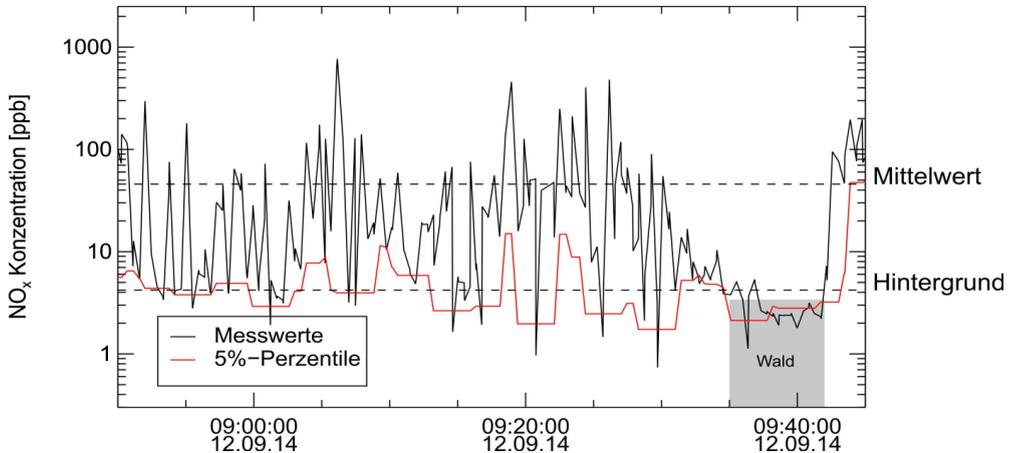


Abbildung 8: Konzentrationsprofil für die zeitlich hochauflösende Messung von NO_x während der Messfahrt in Bad Homburg vom 12. 09. 2014. Die gemessenen Stickoxidkonzentrationen variieren um nahezu zwei Größenordnungen, abhängig davon, ob sich das Messfahrzeug im Nahbereich voranfahrender Kfz befindet oder ob es bei der Befahrung eines stadtnahen Waldweges allein durch das vorgelagerte Waldgebiet bewegt. Es ist bemerkenswert, dass die NO_x -Konzentrationen im nah benachbarten Waldgebiet auf atmosphärische Hintergrundwerte von 2 - 3 ppb absinken (Wind aus 340 - 360 °). Diese Beobachtung macht deutlich, dass der regionale Beitrag von NO_x bei nördlichen Windrichtungen sehr gering ist. Zusätzlich dargestellt ist der Mittelwert der gemessenen NO_x -Konzentrationen (Mittelwert) sowie der Mittelwert der niedrigsten 5%-Perzentile (Hintergrund). Die Differenz beider Mittelwerte ist ein Maß für die maximal erreichbare Reduktion bei Sperrung des jeweiligen Straßenbereiches.

Die Abbildung 9 zeigt die gemittelten NO_x -Konzentrationsprofile beim mehrfachen Durchfahren der Luisenstraße mit dem Startpunkt Europakreisel bis zur Kreuzung Ferdinandstraße/Luisenstraße. Es wurden gezielt zwei verschiedene Situationen untersucht: Aufnahme der NO_x -Konzentrationsprofile bei der „Verfolgung“ von Pkw's und Aufnahmen der Konzentrationsprofile bei der „Verfolgung“ von Stadtbussen.

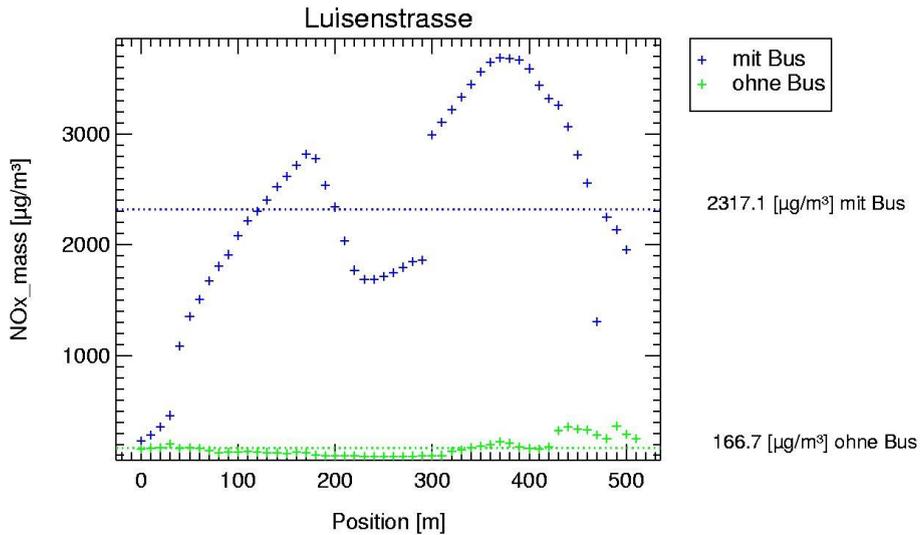


Abbildung 9: Gemittelte NO_x -Konzentrationsprofile beim mehrfachen Durchfahren der Luisenstraße mit dem Startpunkt Europakreisel bis zur Kreuzung Ferdinandstraße/Luisenstraße. „Blau“: gemitteltes NO_x -Konzentrationsprofil aufgenommen bei der „Verfolgung“ von Stadtbussen mit dem mobilen Messlabor. „Grün“: gemitteltes NO_x -Konzentrationsprofil aufgenommen bei der „Verfolgung“ von Pkw's.

4.2.2.3 Untersuchungen zum NO_x -Emissionsverhalten von Stadtbussen mittels MOBILAB-„Chasing“-Experimenten

Ein wichtiges Resultat der Befahrungen mit MOBILAB war die Identifikation der NO_x -Abgasemissionen der aktuellen Bad Homburger Stadtbustflotte als bedeutsamen lokalen Beitrag zur innerstädtischen NO_2 -Konzentration. Da die eingesetzten Stadtbusse lediglich der Abgasnorm EURO-5 genügten, wurde von uns untersucht, welche Reduktionskapazitäten für NO_x der Einsatz emissionsärmerer Bustypen (EURO-6-Abgasnorm, gasbetriebene Busse) bietet.

Zu diesem Zweck wurde das mobile Messlabor des FZJ für „Chasing-Experimente“ eingesetzt, bei denen die zu untersuchenden Busse auf einer Fahrtstrecke durch das Stadtgebiet (vgl. Abbildung 10) von MOBILAB verfolgt und deren Immissionsverhalten vermessen wurde.

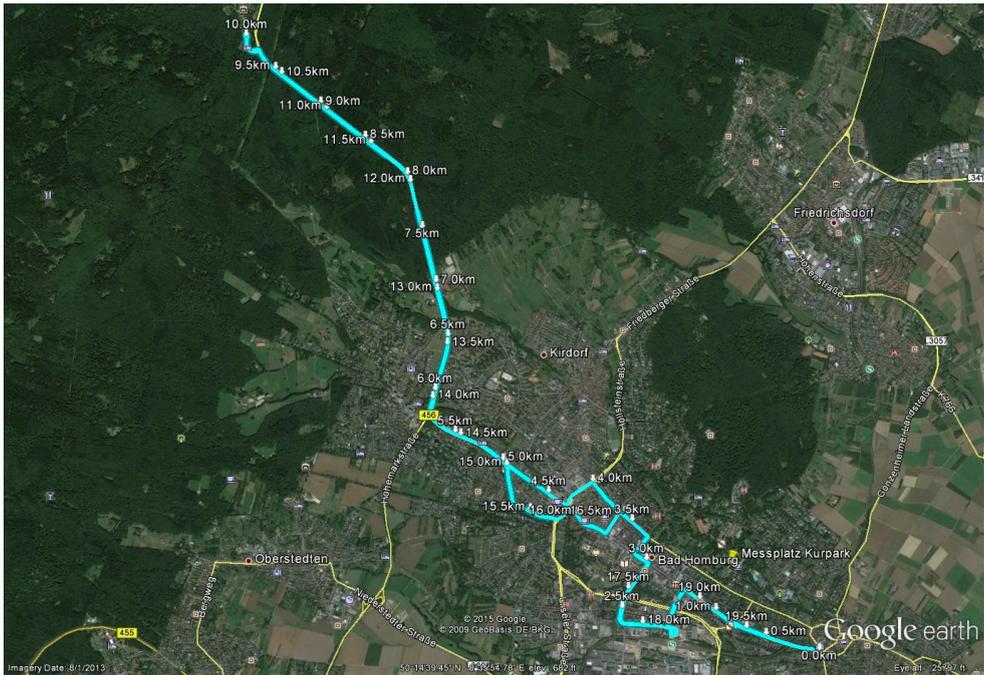


Abbildung 10: Teststrecke für die NO_x -Chasing-Experimente unter realen Betriebsbedingungen. Länge der Strecke: 19.5 km, tiefster Punkt der Strecke: U-Bahn Haltepunkt Bad Homburg (151 m), höchster Punkt: Saalburg (416 m).

Vorgehensweise: Verfolgung eines zu vermessenden Fahrzeuges (z. B. Stadtbus) mit MOBILAB im realen Verkehr, gleichzeitige Messung von $\Delta(\text{CO}_2)$ und Spurenstoffdifferenzen von: $\Delta(\text{NO})$, $\Delta(\text{NO}_2)$ mit der Analytik des Mobilien Messlabors. Dabei gilt:

$$\Delta(\text{NO}) = (\text{NO}_{\text{Chasing-Experiment}} - \text{NO}_{\text{Lokaler Hintergrund}})$$

$$\Delta(\text{NO}_2) = (\text{NO}_2_{\text{Chasing-Experiment}} - \text{NO}_2_{\text{Lokaler Hintergrund}})$$

$$\Delta(\text{CO}_2) = (\text{CO}_2_{\text{Chasing-Experiment}} - \text{CO}_2_{\text{Hintergrund}}), \text{ mit } \text{CO}_2_{\text{Hintergrund}} = 398 \text{ ppm}$$

Ermittlung von relativen Emissionsfaktoren RF_i :

$$\text{RF}_i = \Delta(\text{Spurenstoff})/\Delta(\text{CO}_2)\text{-Verhältnissen}$$

zur Herausrechnung der wegen unterschiedlicher Verwirbelungen zeitlich veränderlichen Verdünnungsverhältnisse der Auspuffabgase hinter dem zu untersuchenden Fahrzeug.

5. Resultate und Diskussion

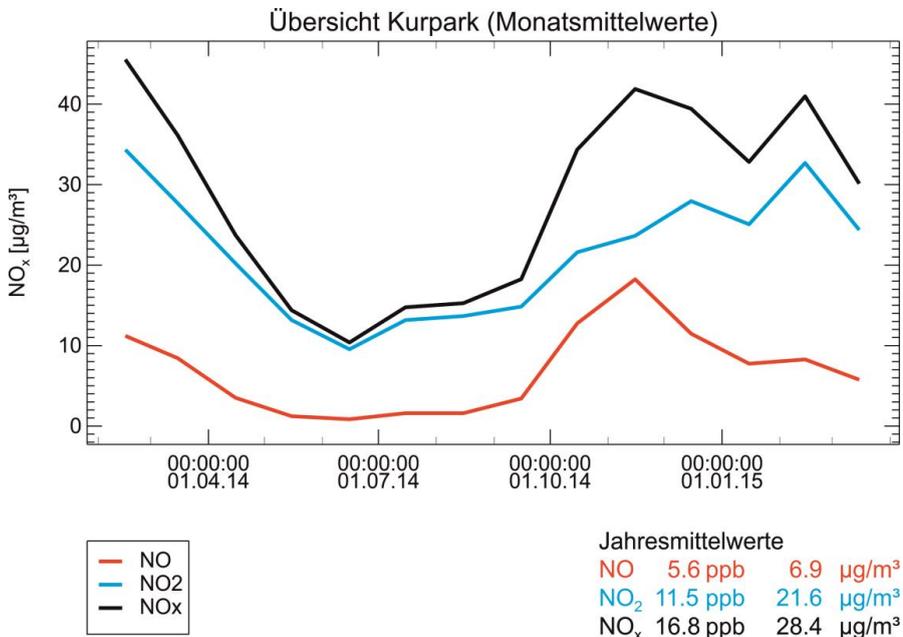
5.1 Langzeitmessungen am Kurpark

5.1.1 Gasförmige Spurenstoffe

5.1.1.1 Jahresgang (Monatsmittel) der Stickoxide

Die Abbildung 11 zeigt den Jahresgang der Monatsmittel für die Stickoxide NO, NO₂ und NO_x über eine Messzeit von mehr als 13 Monaten. Zusätzlich angegeben sind die kalkulierten Jahresmittel von NO, NO₂ und NO_x für den Zeitraum von Febr. 2014 bis Februar 2015.

Es zeigt sich, dass der kritische Jahresmittelwert für NO₂ im Untersuchungszeitraum 2014/2015 mit 21.6 µg/m³ um 9 % über dem Grenzwert LR 1 für Kurgebiete liegt (der Grenzwert für das NO₂-Jahresmittel LR 1 für Kurgebiete beträgt 20 µg/m³)³.



3

Abbildung 11: Jahresgang der Stickoxide (Monatsmittel) am Messplatz Kurpark. Zusätzlich angegeben sind die Jahresmittel für NO, NO₂ und NO_x in ppb und µg/m³ für den Zeitraum Febr. 2014 – Febr. 2015.

³ Parallel zu unseren Langzeituntersuchungen wurden vom Deutsche Wetterdienst NO₂-Langzeitmessungen mittels Diffusionssammlern durchgeführt. Die Untersuchungen ergaben für den kritisch belasteten Messort „Kurpark“ ein Jahresmittel 22.8 µg/m³ (Messintervall: 03. 01. 2014 – 09. 01. 2015) [DWD, 2016].

Der Stickoxid-Jahresgang der zeigt eine starke jahreszeitliche Variabilität. Während im Sommer die NO_2 -Monatsmittel auf bis zu $11 \mu\text{g}/\text{m}^3$ absinken, sind im Winter (Febr. 2015) Monatsmittel für NO_2 von bis zu $30 \mu\text{g}/\text{m}^3$ messbar.

Als eine wesentliche Ursache für diese jahreszeitlichen Variationen kommen meteorologische Einflüsse in Betracht, welche zur einer Häufung von winterlichen Inversionslagen führen. Unter solchen Bedingungen werden die bodengebundenen NO_x -Emissionen aus dem Kfz-Verkehr und die aus anderen Verbrennungsprozessen (u. a. aus Heizungen) in eine nur wenige Dutzend Meter hohe Bodeninversions-Schicht eingetragen, was zu deutlichen Anreicherungsseffekten der Stickoxide in bodennahen Luftschichten führt. Eine andere Ursache für den deutlichen Anstieg winterlicher Stickoxidkonzentrationen ist der Anstieg der regionalen Stickoxidwerte im Winterhalbjahr infolge geringerer photochemischer Selbstreinigungsfähigkeit.

Die wesentliche photochemische Verlustreaktion der Stickoxide ist die Reaktion von NO_2 mit OH-Radikalen. Da die Bildung der OH-Radikale selbst lichtgesteuert ist, ist die winterliche OH-Konzentration deutlich niedriger als im Sommer und somit auch der winterliche NO_2 -Abbau durch OH.

Als weitere Ursache für die erhöhten winterlichen NO_2 -Konzentrationen sind die im Winter deutlich erhöhten Aufheizzeiten der Automobil-Abgas-Katalysatoren zu nennen, welche die Betriebsdauern der Fahrzeuge ohne wirksame NO_x -Abgasreinigung⁴ deutlich verlängert.

5.1.1.2 Mittlere Tagesgänge im Sommer und im Winter

Im nächsten Abschnitt wird anhand der mittleren Stickoxid-Tagesgänge (vgl. Abbildung 12 und Abbildung 13) für Sommer- und Winterbedingungen gezeigt werden, dass deren zeitlicher Verlauf die dominierende Bedeutung des Straßenverkehrs für die am Kurpark gemessenen Stickoxidkonzentrationen unterstreicht.

Die Abbildung 12 beschreibt den mittleren Tagesgang von NO , NO_2 und NO_x für den Monat September. Mehr als 75% der NO -Immissionen werden am Messort „Kurpark“

⁴ Erst jüngster Zeit wurde bekannt (April 2016), dass bei einem großen Teil der Diesel-Fahrzeuge mit EURO-6-Abgasreinigungstechnik der SCR-Kat zur Stickoxidreduktion unterhalb einer Außentemperatur von 10°C deaktiviert wird. Es ist daher davon auszugehen, dass dieser Umstand ebenfalls merklich zu dem beobachteten der winterlichen NO_2 -Konzentrationen beiträgt.

während der morgendlichen rush-hour beobachtet. Dies liegt daran, dass zu morgendlichen rush-hour in der Regel noch eine stabile Bodeninversion eine effektive Verdünnung der Emissionen unterbindet. Die vom Verkehr emittierte Hauptkomponente (NO) wird während der morgendlichen Hauptverkehrszeit auf dem Weg zum Messplatz nur teilweise mit Ozon zu NO₂ umgesetzt, so dass der morgendliche Anstieg von NO₂ gegenüber seinem Nachtwert (10 µg/m³) nur etwa um einen Faktor zwei ansteigt (vgl. dazu auch Abbildung 29: Mittlerer Tagesgang von Ozon am Messort „Kurpark“).

Die abendliche rush-hour des Verkehrs spiegelt sich praktisch nur im NO₂ wider. Dies liegt daran, dass sich während des Tages das photostationäre Gleichgewicht [Leighton, 1961] genügend schnell einstellt, so dass die NO_x-Emissionen ganz überwiegend in der Form von NO₂ den Messort „Kurpark“ erreichen. Immerhin sorgen die effektiveren Verdünnungsprozesse nach Auflösung der Bodeninversion dafür, dass auch während der abendlichen rush-hour die zugehörigen NO₂-Mittelwerte unterhalb von 18 µg/m³ bleiben.

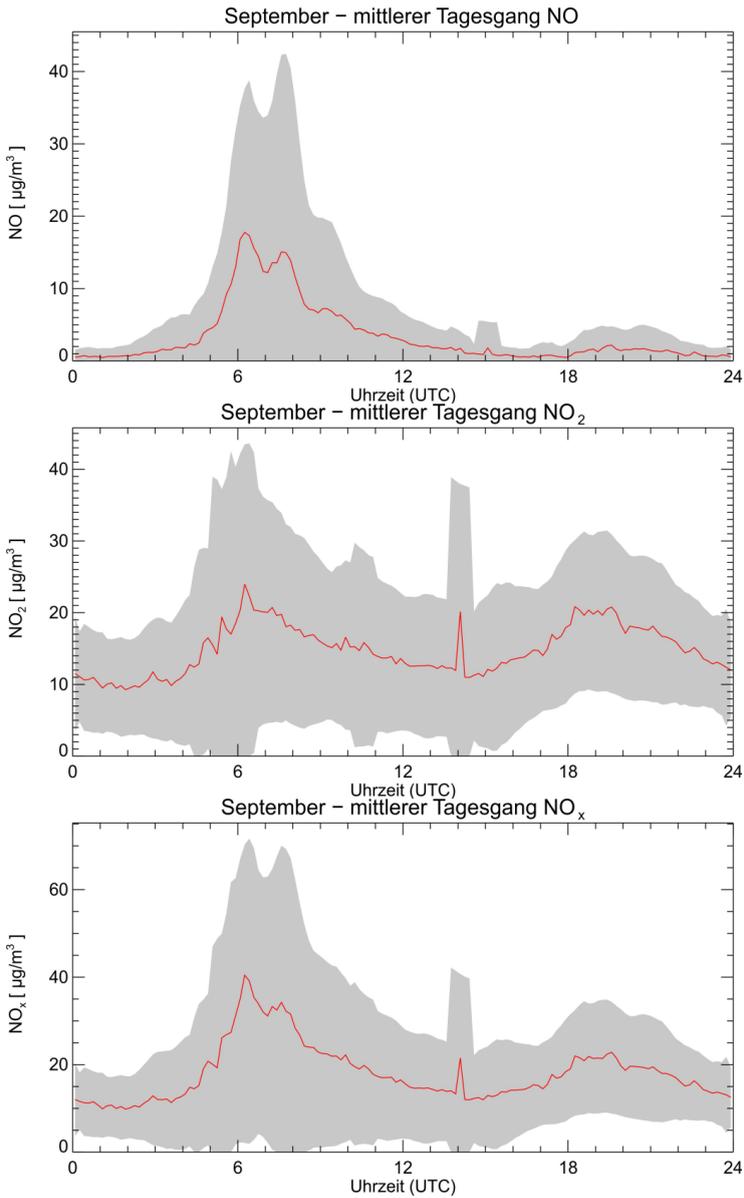


Abbildung 12: Mittlerer Tagesgang der Stickoxide (NO, NO₂ und NO_x) im Monat September am Messort „Kurpark“. Die grauen Flächen geben die Standardabweichungen für die gemittelten Tagesgänge wieder. Die Uhrzeit ist in Coordinated Universal Time (UTC) angegeben. Bei der Umrechnung auf MESZ sind 2 Stunden zu UTC zu addieren.

Die Abbildung 13 beschreibt die Tagesmittel von NO, NO₂ und NO_x für den Monat Februar. Infolge häufig eingeschränkter vertikaler Durchmischung sind die Tagesmittel der winterlichen NO_x-Tagesmittel um mehr als einen Faktor zwei höher

als für den September. Vergleichbare Anstiege zwischen Sommer- und Winter-Tagesmitteln sind auch für NO_2 zu beobachten. Dies gilt sowohl für die Maxima während der morgendlichen und abendlichen rush-hour-Bedingungen als auch für die Minima während der Nacht.

Anders als während der sommerlichen Bedingungen (vgl. Abbildung 12) ist im mittleren Tagesgang von NO am „Kurpark“ nicht nur die morgendliche, sondern auch die abendliche rush-hour-Peak deutlich sichtbar. Dies liegt daran, dass die im Winter häufig gantztägig eingeschränkten Durchmischungsprozesse zu einem deutlichen Abbau des winterlichen Ozons im Stadtgebiet über die Reaktion



führen.

Dies ist der Grund dafür, dass der am Kurpark beobachtbare NO_2 -„Hub“ zur morgendlichen und zur abendlichen rush-hour vergleichbar hoch ausfallen, obwohl der morgendliche NO-Peak mehr als doppelt so hoch ist wie der während der Abendstunden.

Unter Bedingungen, für die gilt: $\text{Ozon}^{\text{vor der Stadt}} < \text{NO}^{\text{Stadt}}$ wird das über die Reaktion GL 1 erzeugte NO_2 durch die zur Verfügung stehende winterliche Ozonkonzentration (= $\text{Ozon}^{\text{vor der Stadt}}$) begrenzt und ist daher praktisch nicht durch lokale Maßnahmen beeinflussbar⁵. Vor diesem Hintergrund erscheint es besonders wichtig, dass bedeutende direkte NO_2 -Emittenten (Busse, Diesel-Pkw) möglichst geringe Beiträge zu den NO_2 -Konzentrationen am Messplatz „Kurpark“ liefern⁶.

⁵ Der einzige Weg für eine effektive Reduktion des NO_2 über die Reaktion von NO mit Ozon wäre eine radikale Reduktion der lokalen NO-Emissionen um mehr als einen Faktor zwei (vgl. den Tagesgang von NO in Abb. 13b). Dies würde sich nur durch umfassende Verkehrsbeschränkungen im gesamten Stadtgebiet realisieren lassen und dürfte ordnungstechnisch nur schwer durchsetzbar sein.

⁶ Vgl. dazu die Ausführungen im Abschnitt 5.2.2 und die Modellresultate des Abschnitts 5.4, welche sich mit den erzielbaren NO_x -Reduktionspotenzialen einer Sperrung der Kaiser-Friedrich-Promenade allein zwischen Kisseleffstraße und Seedammweg beschäftigen.

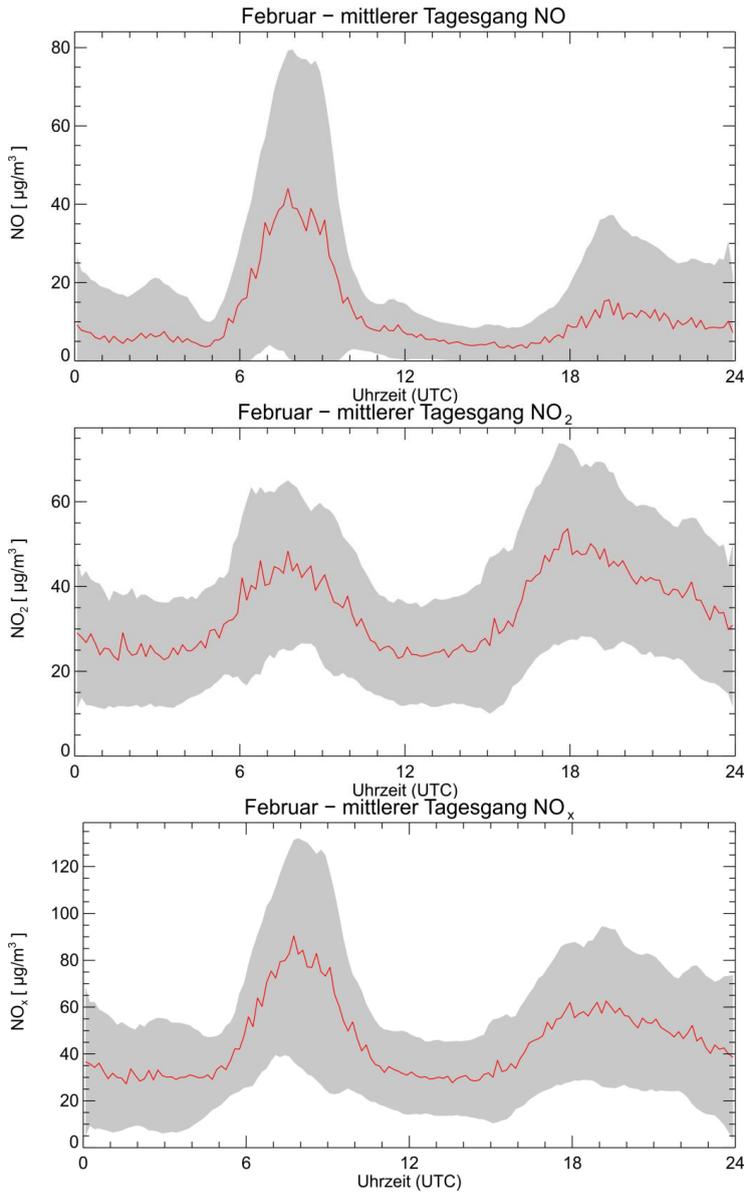


Abbildung 13: Mittlerer Tagesgang der Stickoxide (NO, NO₂ und NO_x) im Monat Februar am Messort „Kurpark“. Die grauen Flächen geben die Standardabweichungen für die gemittelten Tagesgänge wieder. Die Uhrzeit ist in Coordinated Universal Time (UTC) angegeben. Bei der Umrechnung auf MEZ ist 1 Stunde zu UTC zu addieren.

5.1.2 Partikelförmige Spurenstoffe

Während der gesamten Messperiode vom Febr. 2014 bis April 2015 wöchentliche PM-10- und PM-2.5-Filterproben gezogen und deren Belegung in $\mu\text{g}/\text{m}^3$ angegeben.

5.1.2.1 Wochenmittel der Massen für PM-10 und PM-2.5

Die Abbildung 14 zeigt die Wochenmittel der für die Filterproben ermittelten Partikelmassen und derer die Korrelation zwischen PM-10- und PM-2.5-Filterproben. Im Mittel beträgt das Verhältnis der gefundenen Partikelmassen auf Paaren gleichzeitig gesammelter Filterproben zwischen PM-2.5 und PM-10: 0.731. Das verhältnismäßig hohe R^2 von 0.835 in der Korrelationsauftragung weist auf eine für den gesamten Untersuchungszeitraum weitgehend einheitliche Partikel-Größenverteilung hin, bei der sich nur ein verhältnismäßig geringer Anteil der Gesamtmasse (ca. 27 %) in der Größenfraktion $2.5 \mu\text{m} < r < 10 \mu\text{m}$ befindet.

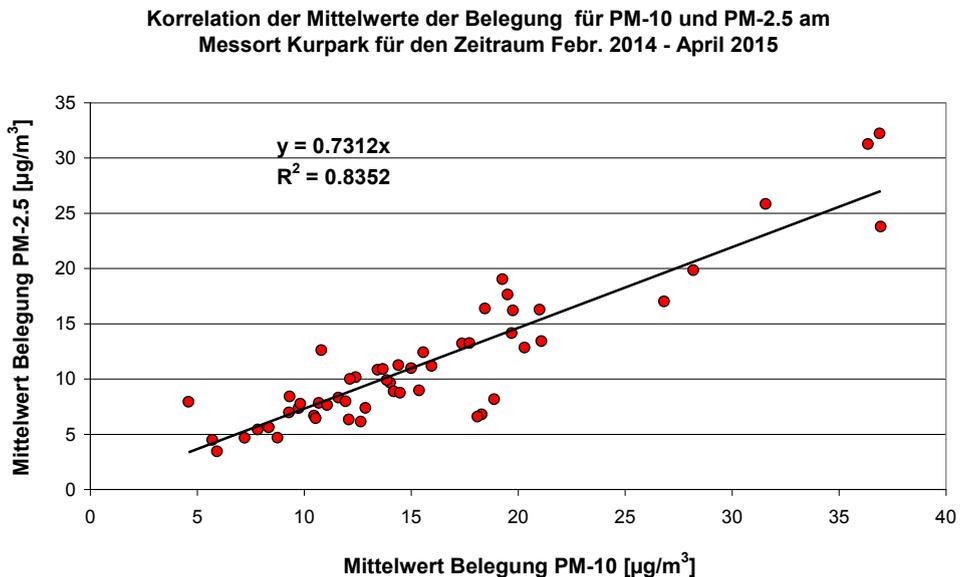


Abbildung 14: Korrelation der Mittelwerte der Belegung für die parallel durchgeführten PM-10- und PM-2.5 Feinstaubmessungen. Im Mittel ist das Tagesmittel für PM-10 um 27 % größer als das für PM-2.5. Die Korrelation zwischen beiden Messserien hat ein hohes R^2 von 0.835.

Zusätzlich wurden Signaturanalysen (vgl. Abschnitt 4 a) durchgeführt und der jeweilige Dieselrußbeitrag der Feinstaubprobe ausgewiesen (vgl. Abbildung 15). Das Jahresmittel des Dieselrußbeitrags wurde zu $1.2 \mu\text{g}/\text{m}^3$ bestimmt.

Aus dem Verhältnis von gleichzeitig gemessenen PM-10- und PM-2.5-Filterbelegungen (vgl. Abb. 16) kann der Jahresmittelwert für Grobstaub (Masse aller Staubteilchen $< 2.5 \mu\text{m}$) bestimmt werden. Mit einem Wert von $3 \mu\text{g}/\text{m}^3$ liegt der am

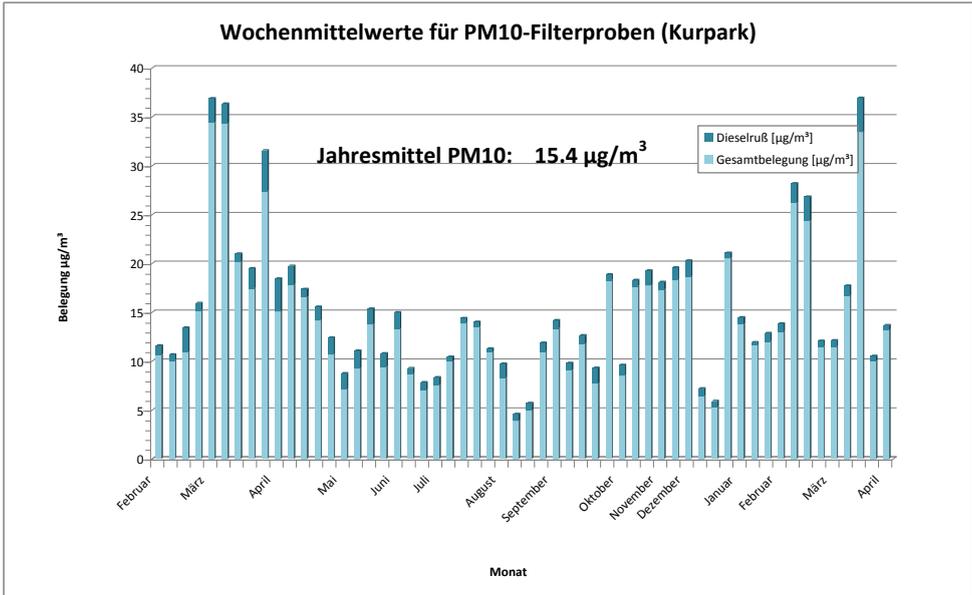


Abbildung 15: Wochenmittel der PM-10-Filterproben an der Dauermessstelle Kurpark. Der Jahresmittelwert der PM-10-Filterproben liegt bei $15.4 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Der Jahresmittelwert des Dieselrußbeitrags wurde zu $1.2 \mu\text{g}/\text{m}^3$ bestimmt (Methodik vgl. Abschnitt 4 a).

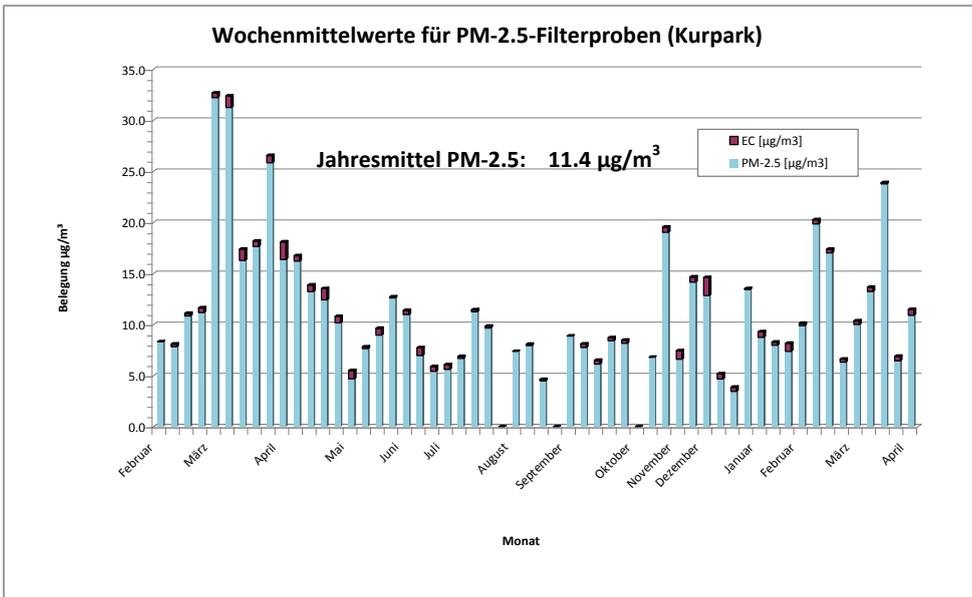


Abbildung 16: Wochenmittel der PM-10-Filterproben an der Dauermessstelle Kurpark. Der Jahresmittelwert der PM-2.5-Filterproben liegt bei $11.4 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Der zugehörige EC-Beitrag liegt bei $0.495 \mu\text{g}/\text{m}^3$

Messort Kurpark bestimmte Grobstaubwert (gesamt) weit unter dem Langzeit-Grenzwert von $13 \mu\text{g}/\text{m}^3$ für Kurbereiche (vgl. Tabelle 1) und stellt somit keine kritische Größe für die Bestätigung des Kurstatus' dar.

Das Jahresmittel für Grobstaub (schwarz) wurde aus der Differenz der ermittelten EC-Anteile für PM-10 und für PM-2.5 berechnet (vgl. Abb. 16 und Abb. 18). Das Jahresmittel für den Messplatz Kurpark ergibt sich zu $0,7 \mu\text{g}/\text{m}^3$ und ist damit um den Faktor 2 niedriger als der Langzeit-Grenzwert für Kurbereiche (vgl. Tabelle 1).

Der für Kurbereiche gültige Langzeitrichtwert LR 1 für PM-10 liegt bei $17 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Im Messzeitraum betrug der kalkulierte Jahresmittelwert für PM-10: $15,4 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Somit wurde der maximal zulässige Langzeitrichtwert für PM-10 durch das Jahresmittel am Kurpark zu 90 % ausgeschöpft.

5.1.2.2 Dieselrußanteile und Resultate der EC/OC-Analysen

Weiterhin wurde untersucht, wie hoch der prozentuale Beitrag des Dieselrußes an der gesamten organischen Fraktion des PM-10 ist. Anhand von Abb. 17 ist ersichtlich, dass der Dieselrußanteil an der gesamten organischen Fraktion 29.3 % beträgt. Bezogen auf die Gesamtmasse an PM-10 beträgt der im Jahresmittel gefundene Anteil an Dieselruß lediglich 7.8 %.

Vergleicht man diesen Wert mit dem früherer Studien (Feinstaub-Messungen im Stadtbereich von Jülich, Herbst 2006: Dieselrußanteil an PM-10: 45 % [Urban, 2010], so ist festzustellen, dass sich innerhalb der letzten 8 Jahre der innerstädtische Dieselrußanteil an der PM-10-Masse wesentlich verringert hat. Es ist naheliegend, diese Reduktion des Dieselrußanteils der flächendeckenden Einführung von Partikelfiltern bei neueren Dieselfahrzeugen zuzumessen. Nach Lage der Dinge ist mit dem anhaltenden Austausch alter Dieselfahrzeuge durch Partikelfilter-Diesel eine weiterhin anhaltende Reduktion des Dieselrußanteils im innerstädtischen PM-10-Feinstaub zu erwarten⁷.

Vergleicht man den in Bad Homburg gefundenen Dieselrußanteil an der gesamten organischen Fraktion in Höhe von 29.3 % mit den von uns im Jahre 2014 in Berlin

⁷ Es ist allerdings darauf hinzuweisen, dass moderne Benzinfahrzeuge, sogenannte „Benzin-Direkteinspritzer“ in manchen Betriebsbedingungen ebenfalls nicht unerhebliche Mengen an Partikeln ausstoßen.

gefundenen Ergebnissen (Messplatz: Berlin-Neukölln, Nahnsenstrasse [Resultate der BÄRLIN-2014-Kampagne, in Vorbereitung zur Veröffentlichung], so ist festzustellen, dass der Berliner Dieselrußanteil an der Gesamt-Organikfraktion einen Faktor zwei höher als der für Bad Homburg ist.

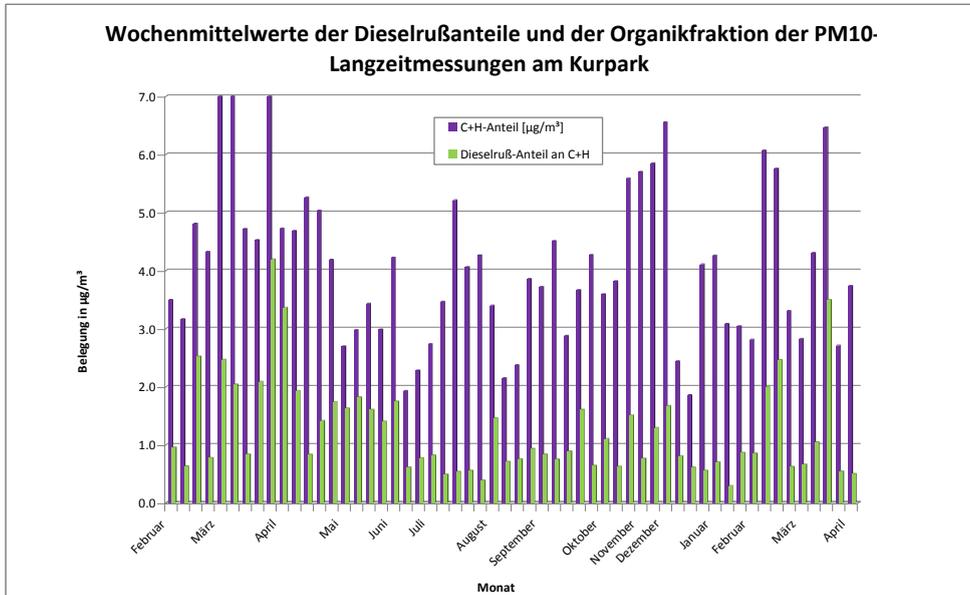


Abbildung 17: Wochenmittel der PM-10-Filtermessungen an der Dauermessstelle Kurpark: Vergleich des Beitrages der mittels EC/OC-Analytik bestimmten Gesamtorganik mit der des Dieselrußbeitrages. Das Jahresmittel des Organikanteils (C + H-Anteil) beträgt $4.1 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Der Dieselrußbeitrag liegt bei $1.2 \mu\text{g}/\text{m}^3$ und macht somit einen Anteil von fast 29.3 % des Organikanteils der PM-10-Fraktion aus.

Es ist naheliegend, diesen Unterschied zu großen Teilen einer moderneren Diesel-Flotte in Bad Homburg zuzuschreiben, welche zu höheren Anteilen mit Dieselruß-Filtern ausgestattet ist⁸.

Eine weitere Differenzierung der Filterresultate (vgl. Abbildung 18) wird durch die Einbeziehung der Ergebnisse der EC/OC-Analysen möglich (vgl. Abschnitt 4 und Abbildung 2: Bemerkungen zur EC/OC-Analysetechnik). Insbesondere lässt sich aus

⁸ Die Stadt Bad Homburg hat beträchtliche finanzielle Anstrengungen unternommen, um den Austausch des Diesel-Fuhrpark der Stadtbussflotte und der städtischen Betriebe durch moderne Dieselfahrzeuge mit Dieselrußfiltern voranzutreiben (priv. Mitteilung: H. Fröhlich, Umwelt- und Landschaftsplanung der Stadt Bad Homburg).

dem unverdampfbaren Rest auf die obere Grenze des mineralischen Anteils (incl. einem geringen Anteil an Metalloxiden) der Feinstaubproben schließen.

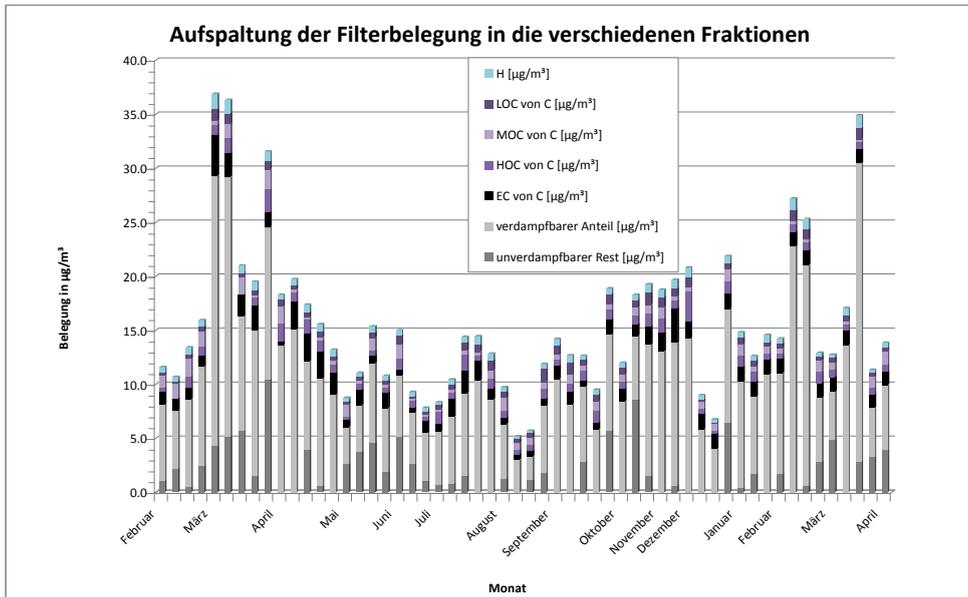


Abbildung 18: Wochenmittel der PM-10-Filtermessungen an der Dauermessstelle Kurpark: Differenzierte Darstellung der mittels EC/OC-Analytik bestimmten prozentualen Anteile an Organik auf den Filterproben (LOC: niedrigsiedende Organikfraktion, mittelsiedende Organikfraktion, hochsiedende Organikfraktion, Wasserstoffanteil und elementarer Kohlenstoffanteil (EC)). Weitere Anteile werden durch den verdampfbare Anteil der Partikel und unverdampfbaren Rest gebildet. Das Jahresmittel des Organikanteils (C + H-Anteil) beträgt $4.1 \mu\text{g}/\text{m}^3$, wobei der LOC-Anteil $0.6 \mu\text{g}/\text{m}^3$, der MOC-Anteil $0.7 \mu\text{g}/\text{m}^3$ und der HOC-Anteil $0.8 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ausmacht. Der Anteil des Elementaren Rußes liegt bei $1.4 \mu\text{g}/\text{m}^3$ und Beitrag des Wasserstoffanteils an den VOC beträgt $0.6 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Die massenmäßig bedeutendste Fraktion von PM-10 mit einem Jahresmittel von $9.5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ wird durch den verdampfbaren Anteil der Partikel gebildet. Der unverdampfbare Rest ist als obere Grenze des mineralischen Anteils zu betrachten und beträgt im Jahresmittel $2.95 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

Im Jahresmittel liegt der mineralische Anteil bei $2.95 \mu\text{g}/\text{m}^3$, so dass maximal nur etwa 20 % der PM-10-Masse mineralischen Ursprungs sind.

Die massenmäßig bedeutendste Fraktion von PM-10 mit einem Jahresmittel von $9.5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ und einem mittleren Anteil an der PM-10-Gesamtmasse von 60 % wird durch den verdampfbaren Anteil der Partikel gebildet. Hauptbestandteile sind sekundäre Ionen NO_3^- und NH_4^+ . Nitrat, Sulfat und Ammonium haben als sekundäre Aerosole weiträumigere regionale Quellen [Quass et al., 2004] und werden in erster Linie durch landwirtschaftliche Prozesse (Düngung) in die Atmosphäre gebracht. Dies hat zur Folge, dass der verdampfbare Anteil von PM-10 lokalen Reduktionsmaßnahmen nur zu einem geringen Ausmaß zugänglich ist.

Für die am Standort Kurpark gefundene PM-10-Speziation wurde ein Vergleich mit Literaturdaten durchgeführt. Die Abbildung 19 stellt das Resultat der Feinstaub-Analysen für November 2014 dar.

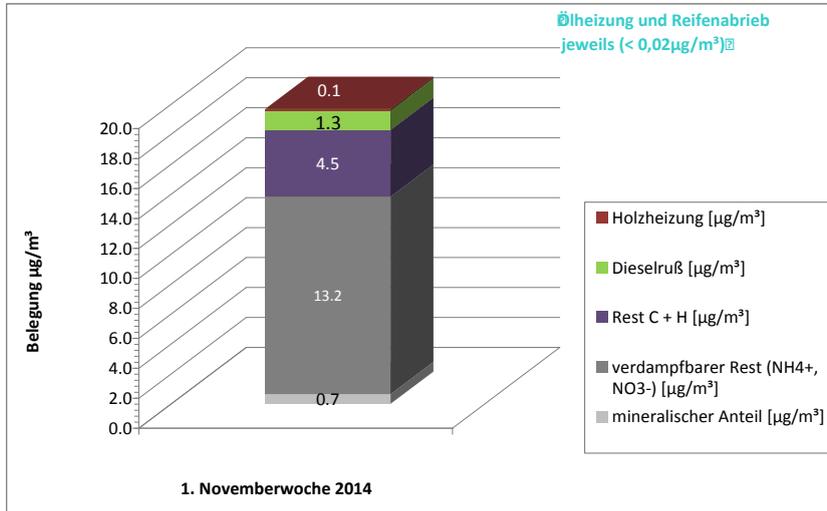


Abbildung 19: Speziation der PM-10-Filtersammlung am Kurpark im November 2014. Nicht detektierbar war die Feinstaubquelle Ölheizung, der Beitrag der Reifenabrieb lag bei weniger als $0,02 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

Die Abb. 20 zeigt den Vergleich der Bad Homburger Resultate vom November 2014 mit Resultaten aus städtischer Umgebung in Mannheim-Nord im Winter 2006. Aus Gründen der besseren Vergleichbarkeit wurden die in Abbildung 19 dargestellten Resultate auf die in der Literatur gewählten Kategorien umgerechnet.

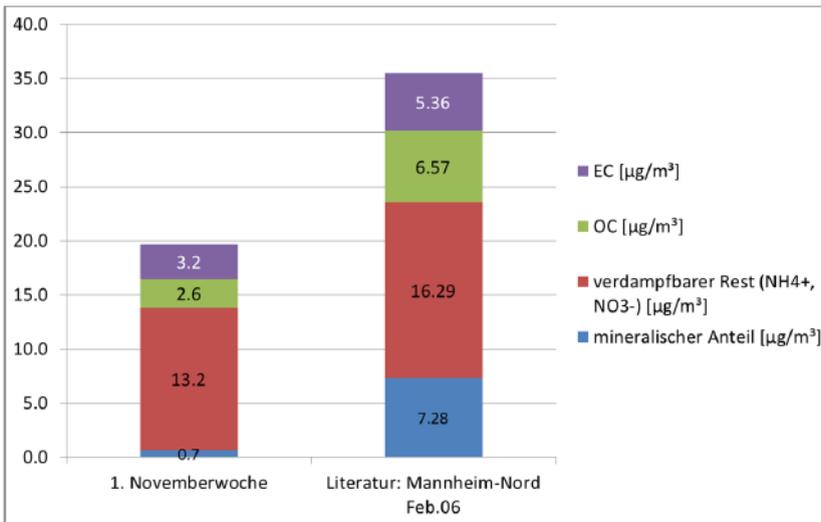


Abbildung 20: Speziation der PM-10-Filter Sammlung am Kurpark im November 2014. Vergleich mit Resultaten aus städtischer Umgebung in Mannheim-Nord im Winter 2006 [Einflussgrößen auf die zeitliche und räumliche Struktur der Feinstaubkonzentrationen" (LUBW 2007)]. Für die bessere Vergleichbarkeit wurden die in Abb. 19 dargestellten Resultate auf die in der Literatur gewählten Kategorien umgerechnet.

Abgesehen von dem großen Unterschied im mineralischen Anteil (Mannheim-Nord: 20 %, Bad Homburg: 3.5 %) sind die relativen Anteile des verdampfbaren Restes, der OC- und der EC-Fraktion in der städtischen Umgebung Mannheims und Bad Homburgs sehr ähnlich. Für beide Standorte bildet der verdampfbare Rest mit etwa 50 % an der PM-10-Gesamtmasse den bedeutendsten Beitrag.

5.2 Untersuchungen zur Luftqualität im luvseitigen Vorfeld der Stadt Bad Homburg

Die Abbildung 21 zeigt die Langzeit-Windrichtungsverteilung für den nur wenige km von der Stadt Bad Homburg entfernten Flughafen Frankfurt. Es traten zwei Haupt-Windrichtungen hervor: eine südwestliche und eine nordöstliche Komponente. Die für Mitteleuropa typische westliche und nordwestliche Windkomponente wird durch den sich westlich von Bad Homburg und Frankfurt erstreckenden Taunus weitgehend unterdrückt. Insgesamt erfährt die Windrichtungsverteilung für Bad Homburg und den gesamten Frankfurter Raum eine starke Kanalisierung durch den Taunus und den im östlichen Bereich angrenzenden Odenwald und Spessart.

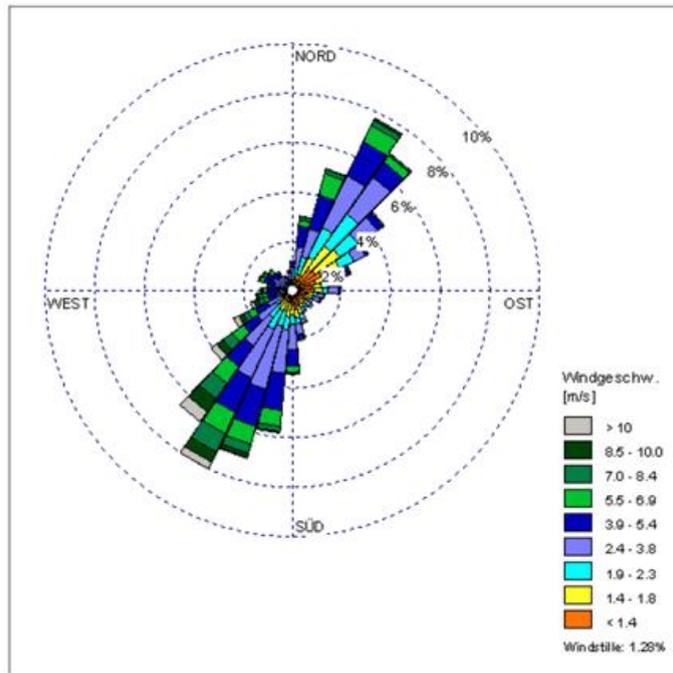


Abbildung 21: Windrichtungs- und Windgeschwindigkeitsverteilung für den nur wenige km von der Stadt Bad Homburg entfernten Flughafen Frankfurt. [Quelle: TÜV: Ausbau Flughafen Frankfurt Main, Gutachten G15.2, 2006].

Die südwestliche Komponente der beiden Haupt-Windrichtungen zeigt in den Langzeitmessungen am Kurpark die höchsten Belastungen. In Abbildung 22 sind die Stundenmittel von NO_x die beiden Haupt-Windrichtungen Südwest und Nordost dargestellt. Es ist erkennbar, dass im Jahresmittel der NO_x -Mittelwert für den Nordost-Sektor (Mittelwert: $15.1 \mu\text{g}/\text{m}^3$) um den Faktor 2.6 niedriger als der des Südwest-Sektors ($36.2 \mu\text{g}/\text{m}^3$).

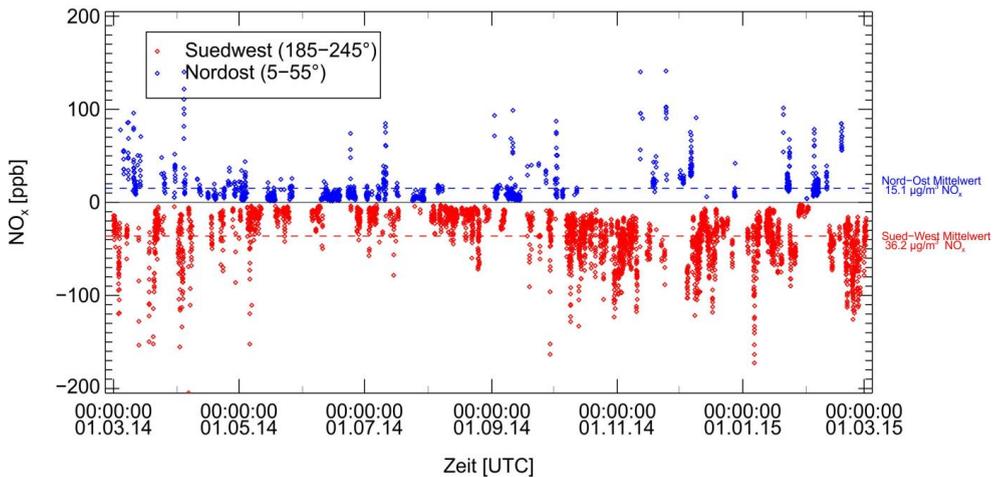
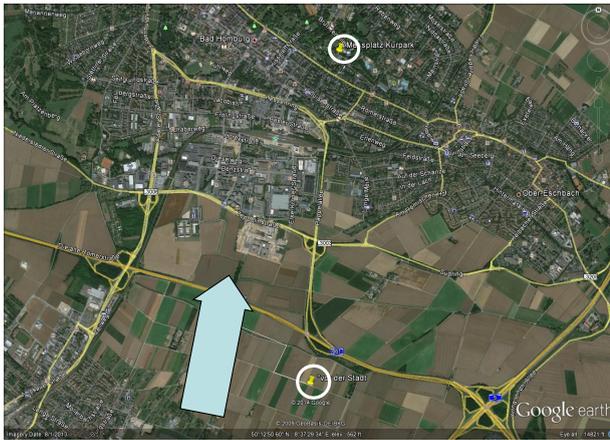


Abbildung 22: Halbstundenmittel der NO_x -Konzentrationen für die beiden Haupt-Windrichtungen Südwest (185 -245°) und Nordost (5 - 55°) für den Messzeitraum 01.03.2014 – 01.03.2015. Im Jahresmittel ist der NO_x -Mittelwert für den Nordost-Sektor (Mittelwert: $15.1 \mu\text{g}/\text{m}^3$) um den Faktor 2.4 niedriger als der des Südwest-Sektors ($36.2 \mu\text{g}/\text{m}^3$).

5.2.1 Ermittlung des Stadtbeitrags für die Stickoxide

Im Verlauf des Jahres 2014 wurden von uns mehrere Intensivmessperioden durchgeführt mit dem Ziel, eine klare Unterscheidung zwischen „Beitrag der Stadt Bad Homburg“ und „regionalem Eintrag“ für relevante Spurenstoffe treffen zu können. Diese Untersuchungen wurden für den am stärksten belasteten Sektor „Südwest“ durchgeführt. Eine klare Identifikation des Stadtbeitrages ist von besonderem Interesse für eine Beschreibung des erreichbaren Reduktionspotentials: Nur der Stadtbeitrag Bad Homburg ist lokalen Reduktionsmaßnahmen zugänglich.

Die Abbildung 23 beschreibt die Vorgehensweise bei den Intensivphasen: Bei geeigneten Wetterbedingungen (d. h. bei stabiler Südwestlage) wurde das mobile Messlabor MOBILAB während mehrerer 24-h-Intensivmessphasen am Trinkwasserbrunnen in der Oberurseler Feldmark platziert. Ein Grund für die Auswahl dieses Messortes war dessen freie Anströmbarkeit aus dem südwestlichen Bereich. Ein anderer bestand darin, dass die Anschlußmöglichkeiten an die Stromversorgung „Trinkwasserbrunnen“ die notwendige elektrische Versorgung der in MOBILAB installierten Analytik ermöglichte.



Südliche Anströmbedingungen aus dem belasteten Sektor „Frankfurt“

Messort vor der Stadt:
Trinkwasserbrunnen in der Oberurseler Feldmark

Methodik: Mehrere 24-h-Intensivmessungen bei geeigneter Wetterlage, d. h. für südwestliche Anströmbedingungen

Ziel:
Bestimmung des Beitrags der Stadt durch Differenzbildung der am Kurpark und der im Luv der Stadt gemessenen Konzentrationen

Abbildung 23: Messstrategie zur Unterscheidung zwischen „Beitrag der Stadt Bad Homburg“ und „regionalem Eintrag“ unter südwestlichen Anströmbedingungen. Anhand gleichzeitiger Spurenstoff-Messungen am Kurpark und im südwestlichen Vorfeld der Stadt Bad Homburg (am Trinkwasserbrunnen in der Oberurseler Feldmark) wurde der „Beitrag der Stadt“ mittels Differenzbildung der am Kurpark und der im Luv der Stadt gemessenen Konzentrationen ermittelt.

Zur Ermittlung des Beitrages der Stadt Bad Homburg wurden die gleichzeitig am Kurpark und am Trinkwasserbrunnen in der Oberurseler Feldmark (Messplatz im Luv der Stadt) durchgeführten Messungen herangezogen. Bei südwestlichen Anströmbedingungen wurde der Beitrag der Stadt Bad Homburg mittels Differenzbildung der Messungen am Kurpark und aus denen im Luv der Stadt ermittelt.

Die Tabelle 6 listet die für morgendliche „rush-hour“-Bedingungen gemessenen mittleren Stickoxid-Konzentrationen für die Messplätze „Kurpark“ und „Luv der Stadt“ auf.

Tabelle 6: Mittlere Stickoxidkonzentrationen während der Intensivphasen unter südwestlichen Anströmbedingungen während der morgendlichen rush-hour-Bedingungen für die Messplätze „Kurpark“ und „Luv der Stadt“ und daraus kalkulierter Stickoxid-Beitrag der Stadt in Masse-Einheiten [$\mu\text{g}/\text{m}^3$] bzw. in Mischungsverhältnissen [ppb]. Hinweis: Der üblichen Konvention folgend, wurde bei der Bewertung von NO in Einheiten von $\mu\text{g}/\text{m}^3$ zur Berechnung von NO_x das NO in Masseeinheiten von NO_2 gezählt.

Messort Kurpark			Messort „Luv der Stadt“			Kalkulierter Beitrag der Stadt		
NO $\mu\text{g}/\text{m}^3$	NO_2 $\mu\text{g}/\text{m}^3$	NO_x $\mu\text{g}/\text{m}^3$	NO $\mu\text{g}/\text{m}^3$	NO_2 $\mu\text{g}/\text{m}^3$	NO_x $\mu\text{g}/\text{m}^3$	NO $\mu\text{g}/\text{m}^3$	NO_2 $\mu\text{g}/\text{m}^3$	NO_x $\mu\text{g}/\text{m}^3$
24	34	58	6	10	16	19	24	42
NO ppb	NO_2 ppb	NO_x ppb	NO ppb	NO_2 ppb	NO_x ppb	NO ppb	NO_2 ppb	NO_x ppb
19	18	37	5	5	10	14	13	27

Die Resultate der Intensivphasen machen deutlich, dass die Stickoxidbelastungen am Messplatz ganz wesentlich durch lokale Emissionen der Stadt Bad Homburg beeinflusst werden. Unter morgendlichen rush-hour-Bedingungen, das heißt, zu Tageszeiten der höchsten Stickoxidbelastungen⁹ wurde am Messort „Kurpark“ für den kritischen Spurenstoff NO_2 ein lokaler Beitrag von 70 % der Gesamtbelastung gefunden.

Dieser Umstand erhöht die Erfolgsaussichten von Reduktionsmaßnahmen ganz entscheidend, denn nur der Beitrag der Stadt Bad Homburg selbst ist lokalen Reduktionsmaßnahmen zugänglich.

⁹ Es ist darauf hinzuweisen, dass der größte Anteil der NO_x -Emissionen (47 %) des lokalen Straßenverkehrs den Pkw zuzuordnen ist (vgl. Abschnitt 5.4.7 „Ergebnisse der numerischen Studie“). Der überwiegende Anteil der NO_x -Emissionen (ca. 75 %) [Klemp et al., 2012, Ehlers, 2013] wird dabei von Fahrzeugen mit Dieselmotor verursacht.

5.2.2 Identifikation des Straßenverkehrs als Haupt-NO_x-Emittent mittels Kohlenwasserstoffmessungen – Diskussion luftchemischer Wirkungszusammenhänge

In weiteren Analysen wurde der Beitrag der Stadt detaillierten Verursacherstudien unterworfen. Zu diesem Zweck wurden Luftproben an beiden Messplätzen in zuvor evakuierten Edelstahlzylindern¹⁰ genommen und anschließend mittels gaschromatografischer Analyse auf ihren Gehalt an organischen Gasen (VOC) analysiert. Die Abbildung 24 zeigt eine schematische Darstellung des verwendeten gaschromatografischen Systems.

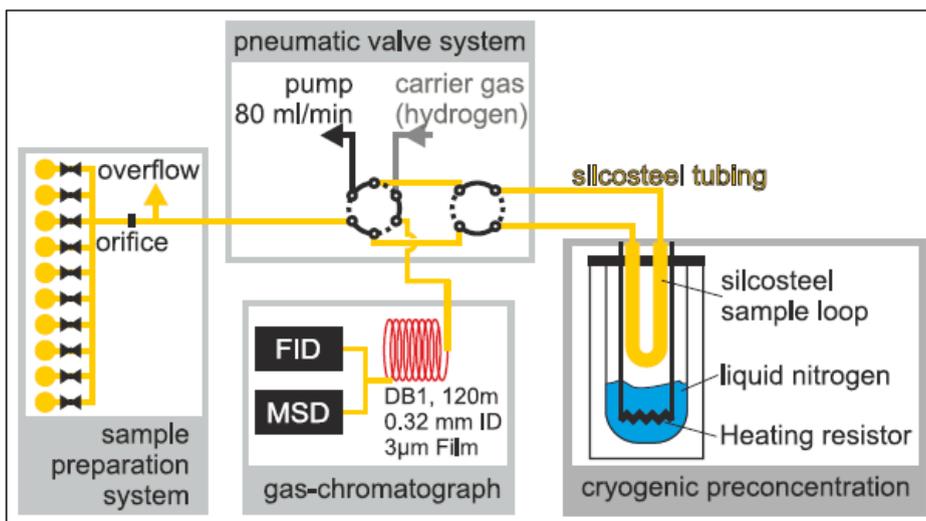


Abbildung 24: Schematischer Überblick des Jülicher GC/MS-Systems (aus: [Ehlers et al., 2015], welches sowohl zur Analyse von Außenluft-Proben als auch zur Abgasanalyse eingesetzt wird. Die Apparatur besteht aus einem Probenaufgabesystem (sample preparation system), einer kryogenen Anreicherung (cryogenic preconcentration), einem pneumatisch betriebenen Ventilsystem und dem eigentlichen Gaschromatografen, bestückt mit einer 120 m DB1-Säule mit 0.31 mm Durchmesser und einer Filmdicke von 3 µm.

Die Analyse der der VOC-Zusammensetzung des Bad Homburger Stadtbeitrages in Bezug auf charakteristische Emissionsverhältnisse relevanter Emissionsquellen stellt eine wirksame Methodik zur Verursacheridentifikation dar:

- Anhand der Verhältnisse der Einzelkomponenten in einem Immissions-Mix verschiedener Kohlenwasserstoffe sogenannter „fingerprints“ lassen sich

¹⁰ Zur Vermeidung von Wandeffekten bei der Lagerung der Luftproben sind die Innenwände der Zylinder mit einer Schutzschicht überzogen (silco-steel).

verschiedene Quellen (Kfz-Verkehr, Benzinverdampfung, Heizungen, ...) eindeutig voneinander unterscheiden.

- Für verschiedene VOC-Quellen (z. B. Straßenverkehr [Ehlers et al., 2015]) lassen sich eindeutige VOC/NO_x-Verhältnisse angeben. Somit lassen sich aus den VOC-fingerprints in vielen Fällen auch Rückschlüsse auf die Bedeutung der von den identifizierten Quellen co-emittierten NO_x-Emissionen ableiten.

Die Abbildung 25 zeigt das Resultat der VOC-Analysen der Kanisterproben vom 29. August 2014 zur morgendlichen rush-hour (8:00). Mit Ausnahme von Methanol werden am Messort „Kurpark“ um den Faktor 2 - 3 höhere Mischungsverhältnisse der C₂- – C₁₀-VOC als am Messort Trinkwasserbrunnen „vor der Stadt“ beobachtet. Als Ursache für den beobachteten Anstieg der Mischungsverhältnisse kommt nur der Eintrag lokaler Quellen der Stadt in Betracht.

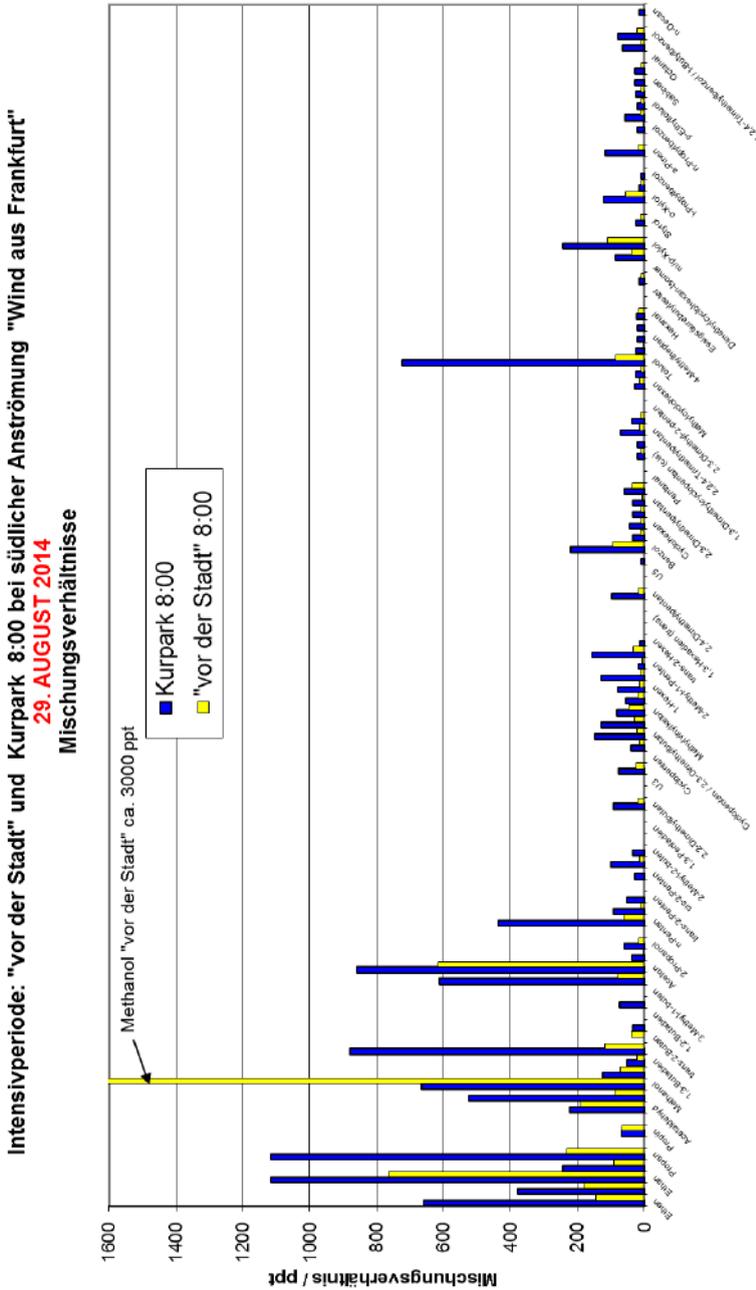


Abbildung 25: Ergebnisse der gaschromatografischen Analysen der Kanisterproben vom 29. August 2014: Die dargestellten Kanisterproben wurden um 8:00 MESZ „vor der Stadt“ am Messort Trinkwasserbrunnen in der Oberurseler Feldmark (gelbe Balken) bzw. am Messort „Kurpark“ (blaue Balken) gezogen. Dargestellt sind die gemessenen Mischungsverhältnisse der gezogenen Kanisterproben. Die hohen Methanolkonzentrationen „vor der Stadt“ sind auf biologische Umsetzungsprozesse auf den umgebenden landwirtschaftlich genutzten Feldern zurückzuführen.

Die Abbildung 25 zeigt das Resultat der VOC-Analysen der Kanisterproben vom 29. August 2014 zur morgendlichen rush-hour (8:00). Mit Ausnahme von Methanol werden am Messort „Kurpark“ um den Faktor 2 - 3 höhere Mischungsverhältnisse der C_2 - – C_{10} -VOC als am Messort Trinkwasserbrunnen „vor der Stadt“ beobachtet. Als Ursache für den beobachteten Anstieg der Mischungsverhältnisse kommt nur der Eintrag lokaler Quellen der Stadt in Betracht.

Für die morgendlichen rush-hour-Bedingungen wurden für die VOC-Kanisterproben die höchsten Konzentrationsdifferenzen zwischen dem Messort „vor der Stadt“ und dem Messort „Kurpark“ beobachtet (vgl. Abbildung 25 und Abbildung 26). Dies liegt zum einem daran, dass die Verkehrsdichte in der Stadt während des Tages gegenüber der für die morgendlichen rush-hour-Bedingungen deutlich niedriger liegt. Darüber hinaus löst sich im Verlauf des Vormittags die morgendliche Inversion (Mischungshöhenbegrenzung von ca. 100 m) mehr und mehr auf (vgl. dazu auch Abbildung 29: Tagesgang des Ozons), so dass während des Tages die städtischen Emissionen ungehindert mit Luftmassen bis zu einer Mischungsschichthöhe von mehr als 1000 m gemischt und dadurch verdünnt werden können. Dies führt tagsüber neben einer Absenkung der am Kurpark beobachteten VOC-Konzentrationen zu einer weitgehenden Angleichung der an den beiden Messorten beobachteten Werte im Rahmen von ca. 30 % (vgl. Abbildung 26).

In analoger Vorgehensweise wie der für Tabelle 6 wurde für jede einzelne Substanz die Differenz $\Delta \text{VOC}_i = (\text{VOC}_i^{\text{Kurpark}} - \text{VOC}_i^{\text{vor der Stadt}})$ gebildet, so dass mit ΔVOC_i für jede Einzelsubstanz der Beitrag der Stadt ermittelt werden konnte.

Die Abbildung 27 zeigt den Vergleich des VOC-Spektrums „VOC-Beitrag der Stadt“ mit dem VOC-Spektrum eines reinen Verkehrsmixes (wie er in einem Straßentunnel von uns gemessen wurde (Berlin, Tiergartentunnel [Ehlers et al., 2015])).

Für die bessere Vergleichbarkeit wurden beide VOC-Spektren aufeinander normiert. Gemeinsamer Normierungsfaktor ist die Konzentration von Toluol, ein Kohlenwasserstoff, der ganz überwiegend aus den Abgasemissionen des Straßenverkehrs stammt.

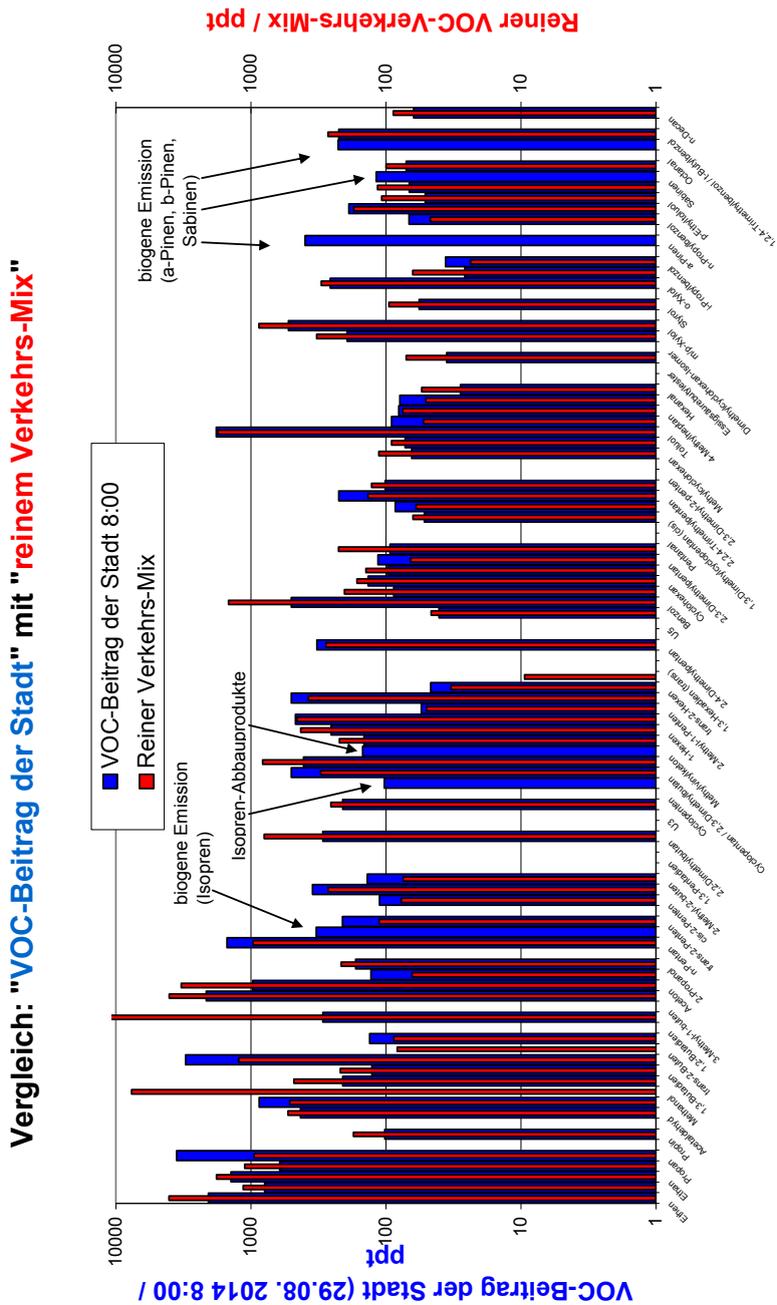


Abbildung 27: Vergleich der VOC-Fingerprints des Bad Homburger Stadtbeitrages (blau) mit dem eines reinen Verkehrsmixes (rot, Berlin, Tiergartentunnel [Ehlers et al., 2015]). Beide Mixe wurden aufeinander normiert. Gemeinsamer Normierungsfaktor die Konzentration von Toluol, ein Kohlenwasserstoff, der ganz überwiegend aus den Abgasemissionen des Straßenverkehrs stammt. Im VOC-Fingerprint des Bad Homburger Stadtbeitrages treten zusätzlich eine Reihe von biogen emittierten VOC's auf (Isopren und seine beiden Haupt-Abbauprodukte Methylvinylketon und Metacrolein sowie einige Terpene), welche im reinen VOC-Abgas-Mix nicht vorhanden sind.

Abgesehen vom zusätzlichen Auftreten einiger biogen emittierter VOC's ähneln sich die Fingerprints des Bad Homburger Stadtbeitrages und die des reinen Verkehrsmixes sehr. Aus den Resultaten der Abbildung 27 können folgende Schlußfolgerungen abgeleitet werden:

- Der gemessene VOC-Mix am Bad Homburger Kurpark wird durch Abgasemissionen des Verkehrs dominiert.
- Im Mittel besitzen die Emissionen des Straßenverkehrs ein charakteristisches VOC/NO_x-Emissionsverhältnis von $(0,1 \pm 0,05)$ [ppb/ppb] [Ehlers, 2013], so dass auf jeden Fall auch für die im Kurpark gemessenen Immissionen der Stickoxide der Straßenverkehr als dominierende Quelle auftritt.

Der Straßenverkehr als dominierender Stickoxidverursacher kann zum NO₂-Budget am kritisch belasteten Messort Kurpark in dreifacher Weise beitragen:

- *Als direkte NO₂-Emissionen von Diesel-Fahrzeugen mit Oxi-Kat*

Anders als Benzin-Kfz mit 3-Wege-Katalysator emittieren Dieselfahrzeuge mit Oxidationskatalysator einen beträchtlichen Teil ihrer Stickoxid-Emissionen in Form von NO₂ (vgl. Abb. 28 (aus: [Klemp et al., 2012])). NO₂-Emissionen aus der nahen Umgebung des Messplatzes Kurpark können daher zu einer Anhebung des NO₂-Budget am kritisch belasteten Messort „Kurpark“ führen, insbesondere wenn die direkten NO₂-Abgasemissionen dieser Fahrzeuge noch nicht homogen mit Umgebungsluft durchmischt sind. Im Abschnitt „Ausbreitungsmodellierungen“ wird eine Abschätzung der Auswirkungen lokaler Verkehrssperrungen der betreffenden Teile der „Kaiser-Friedrich-Promenade“ und der „Augusta-Allee“ auf das kritische NO₂-Budget am Kurpark vorgenommen.

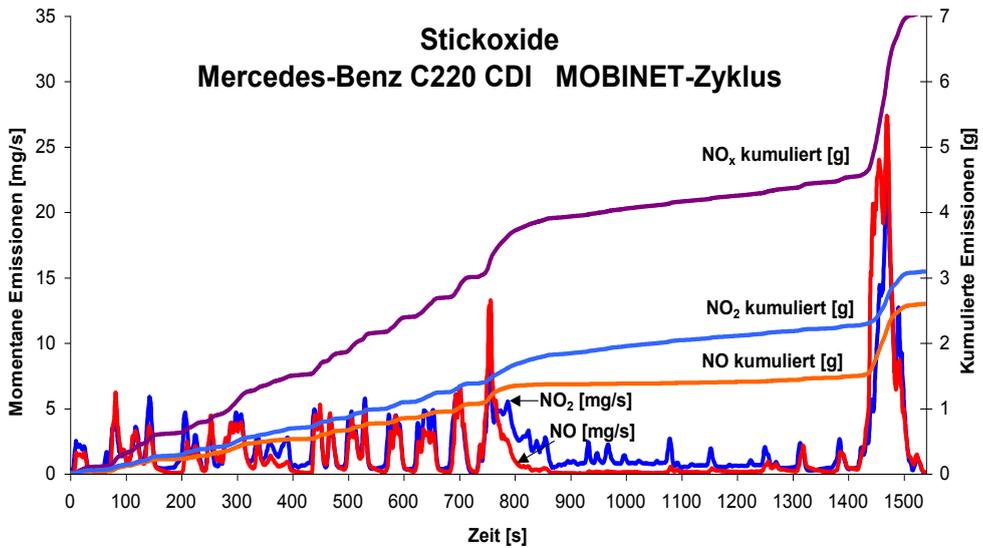


Abbildung 28: Stickoxid-Emissionen des Mercedes-Benz C220 CDI in einem Prüfstands-Zyklus („MOBINET-Zyklus“, aus: [Klemp et al., 2012]).

- Als NO_x-Emissionen mit konstantem NO₂-Anteil nach erfolgter Einstellung des photostationären Zustands

Während des Tages herrscht ein schnelles photochemisches Gleichgewicht (vgl. GL 2) auf der Zeitskala von einigen Minuten zwischen NO, NO₂, Ozon und solarer Strahlung J_{NO2}: der sogenannte photostationäre Zustand [Leighton, 1961].

$$\frac{[NO_2]}{[NO]} = \frac{k[O_3]}{J_{NO_2}} \quad (\text{GL 2})$$

Der photostationäre Zustand bewirkt am Tage, dass sich im Abstand weniger hundert Meter vom Emissionsort entfernt, unabhängig vom Emissionsverhältnis der Stickoxidspesies, ein recht konstantes Verhältnis für NO/NO₂ von etwa 1 : 3 einstellt, sofern hinreichende Mischungsverhältnisse an Ozon in der Luftmasse vorhanden sind (vgl. Abb. 29). Notwendig dafür ist die Bewertung der Stickoxidkomponenten in Mischungsverhältnissen (d. h. in Anteilen an der Gesamtkonzentration), wie sie für kinetische Betrachtungen Voraussetzung sind.

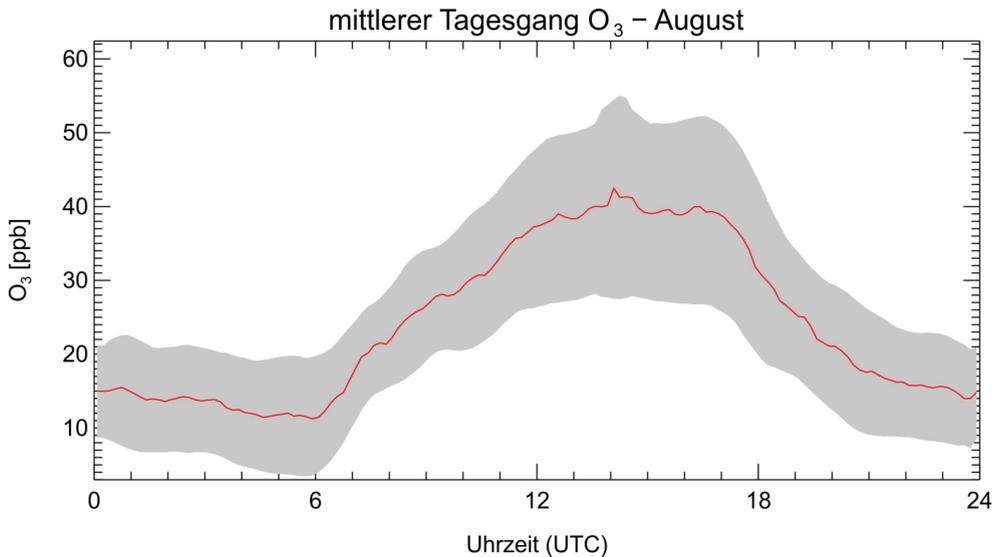


Abbildung 29: Mittlerer Tagesgang von Ozon sowie die zugehörige Standardabweichungen für den Monat August am Messort „Kurpark“. Weiterhin ist erkennbar, dass das unterhalb der nächtlichen Inversionsschicht vorhandene Ozon durch nächtliche NO-Emissionen nicht vollständig heraus“titriert“ wird (und somit für die unterhalb der nächtlichen Inversion vorhandenen NO-Mischungsverhältnisse gleiche NO₂-Mischungsverhältnisse gebildet werden).

Als Konsequenz folgt daraus: In einiger Entfernung von den Quellen ist es unerheblich, ob die Emissionen der Stickoxide in Form von NO₂ oder von NO erfolgen. Das bedeutet, für Luftmassen, in denen sich zwischen Emissionsort und Messort zwischenzeitlich der photostationäre Zustand eingestellt hat, hat die Gesamtemission an NO_x direkten Einfluß auf den NO₂-Wert am Messort Kurpark¹¹.

- *Durch Titration mit Ozon aus NO gebildetes NO₂ unterhalb der nächtlichen Inversionsschicht*

In der Nacht bildet sich in den untersten Schichten der Atmosphäre häufig eine stabile Bodeninversion aus, welche die am Tage bis in eine Höhe von mehr als

¹¹ Davon unberührt sind die Bemerkungen zu direkten NO₂-Emissionen aus Dieselabgas und ihr Beitrag zum NO₂-Budget am Messort Kurpark unter Bedingungen, in denen infolge der kurzen Entfernungen der photostationäre Zustand sich noch nicht eingestellt hat.

einem Kilometer ablaufenden Verdünnungs- und Durchmischungsprozesse städtischer Emissionen nachhaltig begrenzt.

Der Einfluss der nächtlichen Bodeninversion lässt sich besonders gut am mittleren Ozon-Tagesgang studieren. Für atmosphärische Hintergrundstationen betragen die mittleren Ozonkonzentrationen im langjährigen Mittel etwa $90 \mu\text{g}/\text{m}^3$ [Gilge und Claude, 2007] (dies entspricht einem Mischungsverhältnis von etwa 45 ppb). In der Tat lassen sich nach Aufbruch der nächtlichen Bodeninversion im dargestellten mittleren Ozon-Tagesgang für den Messplatz „Kurpark“ nahezu vergleichbare Werte während des Tages von etwa 40 ppb beobachten. Dies steht im Einklang mit dem Aufbrechen der Bodeninversion gegen 6:00 UTC (d. h. 8:00 MESZ), so dass ab diesem Zeitpunkt Mischprozesse zuvor „isolierter“ städtischer Luftmassen mit unbelasteten Luftmassen stattfinden können.

Während der Nacht hingegen unterbindet eine stabile Bodeninversion den Austausch städtischer Luftmassen mit unbelasteten Luftmassen, so dass das vorhandene Ozon über die Reaktion mit NO (GL 1) mehr und mehr abgebaut wird (vgl. Abbildung 29). Obwohl in der Regel Nachts die Emissionsstärke einer Stadt wesentlich geringer ist als am Tage, können sich Nachts unterhalb einer Bodeninversion von typischerweise wenige dutzend Meter Höhe vergleichbare Spurenstoffkonzentrationen wie am Tage ausbilden. Insbesondere die primär ausgestoßenen NO-Emissionen aus Verbrennungsprozessen (Verkehr, Heizungen,...) reagieren mit dem vorhandenen Ozon unterhalb der Grenzschicht zu NO_2 ¹². Unter diesen Umständen ist die nächtliche NO_2 -Konzentration durch das in der Grenzschicht vorhandene Ozon begrenzt¹³.

Der hier beschriebene Prozess nächtlicher NO_2 -Bildung ist durch lokalen Reduktionsmaßnahmen nur unzureichend zugänglich, da wegen der geringeren nächtlichen Verdünnungsprozesse umgebende regionale Quellen eine höhere Bedeutung als am Tage haben. Letztlich bleibt als Alternative nur, sich auf lokale Stickoxid-Reduktionsmaßnahmen während des Tages zu konzentrieren.

¹² Wegen der fehlenden solaren Strahlung wird während der Nacht das NO nicht zurückgebildet.

¹³ Vergleiche dazu auch die Diskussion der NO- und NO_2 -Tagesgänge im Winter (Abb. 13b).

5.3 Resultate der Chasing-Experimente zum NO_x-Emissionsverhalten von Stadtbussen mit unterschiedlichen EURO-Abgasnormen im realen Straßenbetrieb

Im vorangehenden Abschnitt wurde gezeigt, dass der lokale Straßenverkehr in Bad Homburg einen dominierenden Einfluss auf das am Messort „Kurpark“ auftretende NO₂-Budget besitzt.

Zur genaueren Analyse der Beiträge der verschiedenen Verkehrsträger wurden von uns ausführliche Befahrungen des Bad Homburger Stadtgebietes vorgenommen. Ein Schwerpunkt der Untersuchungen war dabei die Untersuchung des Emissionsverhaltens verschiedener Verkehrsträger und Antriebssysteme durch Verfolgung und gleichzeitige in-situ-Messungen der Abgaskonzentrationen voranfahrender Fahrzeugtypen (Lkw, Diesel-Pkw, Benzin-Pkw, Busse). Die im mobilen Messlabor „MOBILAB“ integrierte Messanalytik¹⁴ bietet für diese Form der Untersuchungen besondere Voraussetzungen:

Die gleichzeitige Messung von Stickoxiden und CO₂ im Abluftbereich des voranfahrenden Fahrzeuges erlaubt für jede Einzelmessung eine von der variablen Verdünnung unabhängige Beurteilung der Quellstärke dieses Fahrzeugs.

Anhand der gemessenen Stickoxid-Konzentrationen und dem hohen NO₂-Anteil am NO_x kann eindeutig zwischen Benzin- und Diesel-Pkw unterschieden werden, da (abgesehen von neuesten EURO-6-Dieselfahrzeugen) Diesel-Pkw im Gegensatz zu Benzinern mit 3-Wege-Katalysatoren über keinerlei aktive NO_x-Abgas-Reinigungsmaßnahmen¹⁵ verfügen. Zudem lässt sich auf diese Weise direkt das vom voranfahrenden Fahrzeug emittierte NO-zu-NO₂-Verhältnis bestimmen.

Die Untersuchungen mittels MOBILAB im Bad Homburger Stadtgebiet führten zu folgendem Ergebnis bei der Beurteilung der Höhe der jeweiligen NO_x-Ausstöße der verschiedenen¹⁶ Fahrzeug“typen“ (vgl. Zusammenhang (I)):

¹⁴Messtechnische Ausrüstung von „MOBILAB“, vgl. Abschnitt 4 b.

¹⁵Hier soll unterschieden werden zwischen „aktiven“ Abgasreinigungsmaßnahmen wie der Verwendung von Katalysatoren oder SCR-Reinigungstechniken und „passiven“ Maßnahmen wie z. B. die Abgasrückführung bei Dieseln zur Kühlung des Verbrennungsprozesses mit dem Effekt eines verringerten NO_x-Ausstoßes.

¹⁶ In diesem Zusammenhang sollen nur betriebswarme Fahrzeuge mit funktionierenden Katalysatoren untereinander verglichen werden. Diese Einschränkung findet ihre Rechtfertigung in dem Umstand, dass der Anteil der Kaltstartemissionen an den Gesamtemissionen (z. B. durch motornahe Anordnung der Katalysatoren) immer weiter abgesenkt wurde.

$$NO_{x(NO_x/CO_2)}^{Benzin-Pkw} < NO_{x(NO_x/CO_2)}^{Diesel-Pkw} < NO_{x(NO_x/CO_2)}^{Diesel-Lkw} < NO_{x(NO_x/CO_2)}^{Diesel-Stadtbusse} \quad (I)$$

Die Untersuchungen machten deutlich, dass die in Bad Homburg verwendeten Diesel-Stadtbusse von allen untersuchten Fahrzeug“typen“ den höchsten NO_x -Ausstoß besaßen¹⁷. Die Stadt Bad Homburg besitzt ein effizientes und dichtmaschiges Stadtbussystem mit hoher Taktfrequenz, dessen Stickoxid-Emissionen einen relevanten Beitrag zur gemessenen NO_2 -Konzentration an den städtischen Messstellen (insbesondere Messstelle Kurpark) zu Luftqualitätsbeurteilung besitzen (vgl. Abschnitt „Ausbreitungsmodellierungen“). Im folgenden Unterabschnitt soll ein kurzer Literatur-Überblick der Resultate aktueller Studien zum Emissionsverhalten von Stadtbussen gegeben werden.

5.3.1 Ergebnisse aktueller Literaturstudien zum Emissionsverhalten von Stadtbussen

Das Umweltbundesamt hat in einer aktuellen Studie verschiedene Verkehrsträger im Personenverkehr hinsichtlich ihrer normierten Emissionen auf der massebezogenen Basis von g/Personenkilometer [g/Pkm] verglichen [UBA, 2014]. Betrachtet man die für diesen Zusammenhang besonders interessierenden Stickoxidemissionen der verschiedenen Verkehrsträger, so liegt der Linienbus hinsichtlich seiner Stickoxidemissionen mit 0,48 g/Pkm deutlich an der Spitze (vgl. Tabelle 7), während sein spezifischer Verbrauch in Benzinäquivalenten mit 3,2 l/100 Pkm eher im Mittelfeld aller Verkehrsträger einzuordnen ist. Dieser Befund deckt sich tendenziell mit unseren Resultaten, da in beiden Fällen ein besonders hoher streckenbezogener Stickoxidausstoß für diesen Verkehrsträger gefunden wurde.

¹⁷ Um eine einheitliche Bewertung sicherzustellen, wurde dabei jeweils das von uns gemessene NO_x/CO_2 -Verhältnis aus den Chasing-Experimenten herangezogen (vgl. Abschnitt 5. 3. 2), welches ein Maß für den auf den Spritverbrauch normierten NO_x -Ausstoß darstellt.

Tabelle 7: Vergleich der Emissionen einzelner Verkehrsträger im Personenverkehr – Bezugsjahr 2012. Vergleichsbasis: Emissionsfaktoren (EF) in: g / Personenkilometer. Herkunft der Emissionsfaktoren aus: Fahrzeug- und Motorprüfstandsmessungen, aus: „Handbuch Emissionsfaktoren: Emissionsfaktoren für den Straßenverkehr (HBEFA), für andere Verkehrsträger: TREMOD 5.41. EF gewichtet mit Anteilsverteilungen EURO-Normen für das Bezugsjahr 2012, Quelle: [UBA, 2014].

Vergleich der Emissionen einzelner Verkehrsträger im Personenverkehr - Bezugsjahr: 2012

		Pkw	Reisebus***	Eisenbahn, Fernverkehr	Flugzeug	Linienbus	Eisenbahn, Nahverkehr	Straßen-, Stadt- und U-Bahn
Treibhausgase*	g/Pkm	139	30	43	196**	74	72	74
Kohlenmonoxid	g/Pkm	0,85	0,05	0,01	0,12	0,08	0,03	0,02
Flüchtige Kohlenwasserstoffe	g/Pkm	0,16	0,01	0,00	0,05	0,03	0,01	0,00
Stickoxide	g/Pkm	0,30	0,23	0,05	0,43	0,48	0,22	0,07
Feinstaub	g/Pkm	0,007	0,004	0,000	0,006	0,005	0,003	0,000
Verbrauch Benzinäquivalent	l/100 Pkm	6,0	1,3	2,1	4,5	3,2	3,5	3,6
zugrunde gelegte Auslastung	Pers./Pkw	1,5	60 %	50 %	76 %	21 %	27 %	19 %

g/Plkm = Gramm pro Personenkilometer; l/100Plkm = Liter pro 100 Personenkilometer

Emissionen aus Bereitstellung und Umwandlung der Energieträger in Strom, Benzin, Diesel und Kerosin sind berücksichtigt.

* CO₂, CH₄ und N₂O angegeben in CO₂-Äquivalenten

** unter Berücksichtigung aller klimawirksamen Effekte des Flugverkehrs (EFW = Emission Weighting Factor = 2)

*** Die Emissionen des Reisebus sind nicht direkt auf den Fernlinienbus übertragbar. Reisebusse verkehren im Gelegenheitsverkehr (z. B. für Klassen- oder Kaffeefahrten) und sind dadurch in der Regel gut ausgelastet. Ausgeprägte Daten zu den Emissionen des Fernlinienbusverkehrs liegen dem Umweltbundesamt nicht vor.

Quelle: TREMOD 5.41
Umweltbundesamt 05.09.2014

Wie in Tabelle 7 aufgeführt, werden die Emissionsfaktoren für den Straßenverkehr aus Fahrzeug- und Motorprüfstandsmessungen gewonnen. Wenn die Fahrzeughersteller sich bei der Auslegung der Abgasreinigungssysteme die geltenden EURO-Normen einhalten und diese sogar unterbieten und diese auch über den gesamten Verlauf der Nutzungsdauer eingehalten werden, dann sollte sich der Trend der NO_x -Emissionen für die einzelnen Verkehrs“typen“ dem der EURO-Normen (gewichtet mit den jeweiligen Anteilsverteilungen) folgen. In Tabelle 8 sind die Grenzwerte für Fahrzeuge über 3.5 t die jeweils geltende EURO-Norm sowie der Zeitpunkt ihrer Inkraftsetzung aufgelistet. Betrachtet man die zeitliche Entwicklung der EURO-Normen für NO_x , so sollte sich der NO_x -Abgasausstoß von Stadtbussen der EURO-5-Norm (2 g/kWh) im Vergleich zu denen mit EURO-2 (7 g/kWh) um mehr als einen Faktor 3 verringert haben.

[Carslaw et al., 2013] haben dazu in einer aktuellen Messserie im realen Straßenverkehr umfangreiche Untersuchungen durchgeführt. Die Autoren haben Straßenrand-Messungen an einer großen Anzahl von Einzelfahrzeugen vorgenommen.

Tabelle 8: Gesetzliche Grenzwerte für Fahrzeuge über 3.5 t gemäß der jeweils geltenden EURO-Norm. Aufgeführt sind Grenzwerte für gas- und partikelförmige Schadstoffe in g/kWh, der jeweils geltende Prüfzyklus und der Zeitpunkt der Einführung der jeweiligen EURO-Norm.

	EURO II	EURO III	EURO IV	EURO V	EEV	EURO VI ⁽¹⁾
Gültigkeit	1995	2000	2005	2008	[-]	2013
Prüfzyklus	ECE R49	ESC	ESC/ETC	ESC/ETC	ESC/ETC	ESC/ETC
HC [g/kWh]	1.1	0.66	0.46 / 0.55	0.46 / 0.55	0.25 / 0.4	0.13 / 0.16
CO [g/kWh]	4	2.1	1.5 / 4.0	1.5 / 4.0	1.5 / 3.0	1.5 / 4.0
NO_x [g/kWh]	7	5	3.5 / 3.5	2.0 / 2.0	2.0 / 2.0	0.4 / 0.4
PM [g/kWh]	0.15	0.1	0.02 / 0.03	0.02 / 0.03	0.02 / 0.02	0.01 / 0.01
Rauch	-	0.8	0.5	0.5	0.15	-

Die Abb. 30 zeigt den von Carslaw et al. gewählten Messaufbau in der Aldersgate Street in der Innenstadt von London. Der Einfluss unterschiedlicher Verdünnung in den vermessenen Abgas“wolken“ wird mittels Normierung der gemessenen NO_x -Konzentrationen auf das gleichzeitig mitgemessene CO_2 herausgerechnet.



Abbildung 30: Messaufbau für Straßenrandmessungen mittels Absorptionsmessung im Abgasbereich hinter Fahrzeugen im realen Verkehr (aus: [Carslaw et al, 2013]).

Für die Untergruppe der Stadtbusse war das Ergebnis eindeutig: Carslaw et al. haben für die in London eingesetzten Stadtbusse zwischen EURO-2- und EURO-5-Klassifizierung keine signifikante Absenkung des auf CO₂ normierten NO_x-Ausstoßes gefunden (vgl. Abb. 31).

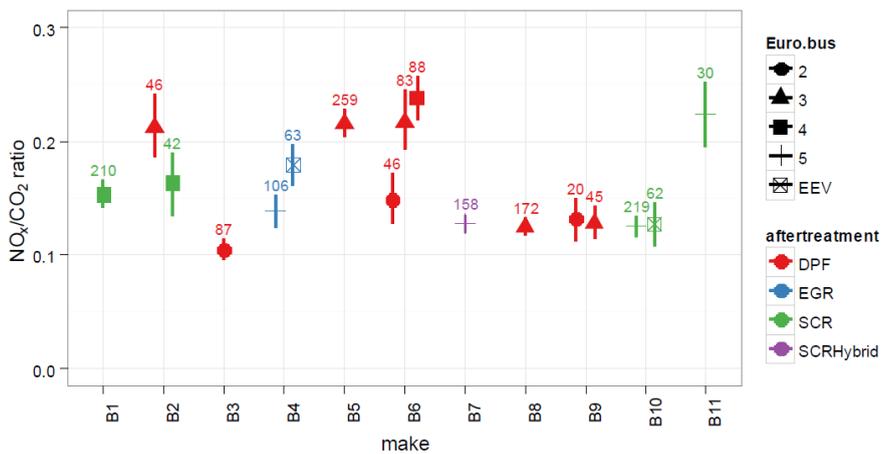


Abbildung 31: Auf den CO₂-Ausstoß normierter NO_x-Ausstoß von Stadtbusen unterschiedlicher EURO-Normen mit verschiedenen Abgas-Reinigungstechniken. Abkürzungen: B1,, B11: Untersuchte Busse; Euro.bus 2 – 5: EURO-Norm 2 bis EURO-Norm 5, EEV: Nachfolgestufe EURO-Norm-5, Spezifikationen siehe Tabelle 2; DPF: Diesel-Partikelfilter, EGR: Abgas-Rückführung zur Reduzierung des NO_x-Ausstoßes im Abgas, SCR: Stickoxid-Reduktion mittels Harnstoff-Beimengung, SCRHybrid: SCR-Technik bei Verwendung eines Diesel-Hybrid-Fahrzeuges, aus: [Carslaw et al., 2013].

Carslaw führt die weit höheren NO_x -Emissionen im Vergleich zu denen der EURO-Norm-Grenzwerte hauptsächlich darauf zurück, dass die Stadtbusse daraufhin optimiert seien, für den Zertifikationszyklus die EURO-Normen zu erfüllen und nicht für die im urbanen Straßenverkehr typischen niedrigen Geschwindigkeits- und Motortemperaturbedingungen.

5.3.2 Einsatz von „MOBILAB“ zur Messung der Abgas-Emissionsverhältnisse unter realen Betriebsbedingungen

Im Rahmen einer Zwischenbilanzierung der bisherigen Resultate im Dezember 2014 wurde von uns die gefundenen hohen Stickoxidemissionen der aktuellen Stadtbusflotte in Bad Homburg vorgestellt. Da in ersten groben Abschätzungen ein relevanter Beitrag der Stadtbusse zum NO_x -Budget im Kurpark kalkuliert wurde, sollte geklärt werden, ob sich mit dem Austausch der Busflotte durch Fahrzeuge mit EURO-6-Norm wesentliche Reduktionen des NO_x -Ausstoßes der Bad Homburger Stadtbusflotte erzielen lassen.

Das Forschungszentrum Jülich wurde daher damit beauftragt, zu untersuchen, ob die anhand der EURO-6-Norm prognostizierten Reduktionen der NO_x -Emissionen (vgl. Tabelle 8) tatsächlich bei Stadtbussen im Realbetrieb beobachtet werden. Als Referenz wurden einige im Einsatz befindliche EURO-5-Busse vermessen. Zusätzlich sollte untersucht werden, welches NO_x -Emissionslevel erdgasbetriebene Stadtbusse im realen Straßenbetrieb besitzen.

Anhand von ausführlichen Busverfolgungsfahrten auf einer zuvor festgelegten Fahrtstrecke in und um die Stadt Bad Homburg (Strecke der Buslinie 5, vgl. Abbildung 10) sollen auf einer für die Stadt Bad Homburg repräsentativen Messstrecke die NO_x -Emissionscharakteristik der zu untersuchenden Stadtbusse unter realen Betriebsbedingungen untersucht werden.

Eine Untersuchung unter realen Betriebsbedingungen ist dabei unabdingbar, denn es konnte gezeigt werden [Klemp et al., 2012], dass die Emissionscharakteristik, gemessen an einem Abgas-Prüfstand (wobei an einem Rollenprüfstand das Fahrzeug einen vorgegebenen Fahrzyklus durchfährt und seine Schadstoffemissionen vermessen werden) nicht mit der Emissionscharakteristik des gleichen Fahrzeugs unter realen Betriebsbedingungen übereinstimmt. Gleiches gilt

für Messungen an Motorprüfständen, bei denen lediglich feste Lastpunkte im Motorkennfeld angefahren werden und deren Emissionscharakteristik untersucht wird.

In der Tat besteht nunmehr das Typprüfverfahren für EURO-6-Fahrzeuge über 3.5 t unter anderem auf einer on-board PEMS-Untersuchung (**P**ortable **E**mission **M**asurement **S**ystem). Die Kosten für PEMS-Untersuchungen sind allerdings hoch und liegen bei mehreren Tausend Euro pro Fahrzeug und lassen sich in der Regel nur für das Typprüfverfahren rechtfertigen, nicht aber für den Vergleich der NO_x -Emissionslevel von Stadtbussen verschiedener EURO-Normen. Die Abbildung 32 zeigt beispielhaft den Aufwand, der für die Installation mobiler Messtechnik in einen Bus erforderlich ist.



Abbildung 32: Integration mobiler Messtechnik zur Charakterisierung des Abgas-Emissionsverhaltens eines Busses unter realen Betriebsbedingungen, entnommen aus: [Pütz, 2014].

Für die von der Stadt Bad Homburg beauftragte Messaufgabe (Vergleich der NO_x -Emissionen von Stadtbussen verschiedener EURO-Normen und verschiedener Antriebsysteme (Diesel, Erdgas)) wurde eine deutlich weniger aufwändige und damit kostengünstigere Analysetechnik eingesetzt:

Bei der sogenannten „Chasing“-Technik folgt das Messfahrzeug MOBILAB der Emissionsquelle (hier: Stadtbusse) im Straßenverkehr und misst im Abgasbereich des voran fahrenden Fahrzeugs die Konzentrationen von NO , NO_2 und CO_2 . Die Normierung der Stickoxidkonzentrationen auf die gleichzeitig mit hoher Messfrequenz aufgezeichneten CO_2 -Konzentrationen kompensiert dabei die

variablen Verdünnungen zwischen emittierendem Fahrzeug und dem Ansaugpunkt des Messfahrzeuges (vgl. auch Abschnitt 4 b).

5.3.2.1 Teststrecke

Die hier dargestellte Teststrecke (Buslinie 5, vgl. Abbildung 10) wurde in Zusammenarbeit mit Herrn Denfeld (Geschäftsführer Verkehrsverband Hochtaunus) ausgewählt. Start und Ziel ist am Kopfbahnhof der U-Bahn in Bad Homburg. Die Strecke hat eine Länge von 19.5 km und verläuft durch das Stadtzentrum von Bad Homburg bis hin zur Saalburg und zurück. Bei einigen der Fahrten wurde darauf geachtet, dass auch die typischen Standzeiten der Busse in den Haltebuchten in den Fahrtverlauf integriert wurden, um einen möglichst realistischen Verlauf einer Busfahrt durch die Stadt Bad Homburg zu simulieren. Alle Testfahrten fanden bei „frei fließenden Verkehr“ außerhalb der morgendlichen und abendlichen „rush-hour“-Bedingungen statt.

5.3.2.2 Untersuchte Fahrzeuge

Im Rahmen der mehrtägigen Emissionsuntersuchungen an Stadtbussen wurden zwischen dem 23. März und 27. März 2015 insgesamt 12 Chasing-Experimente an 5 verschiedenen Bussen (davon 4 mit EURO-5-Zertifizierung und 1 Bus mit EURO-6-Zertifizierung) durchgeführt. Ein Bus (EURO-5-Zertifizierung) besaß einen CNG-Gasmotor, die Übrigen wurden mit Dieselmotor betrieben.

Zum Vergleich wurden zwei neuere Lkw (Baujahr 2014) des Bauhofes Bad Homburg der gleichen Messprozedur unterzogen: ein Müllfahrzeug (EURO-6-Zertifizierung) und ein Lkw (EURO-5-Zertifizierung). Im Rahmen von 20 % entsprachen sowohl Motorleistung als auch Gesamtgewicht der beiden getesteten Lkw denen der vermessenen EURO-5 Solo-Busse.

5.3.2.3 Rahmenbedingungen

Die Resultate basieren auf gleichzeitigen Messungen von NO_2 , NO und CO_2 , um den Effekt der Verdünnung des Abgases herauszurechnen. Dies erfolgt mithilfe der Normierung der Stickoxid-Konzentrationen auf die ebenfalls dem gleichen Verdünnungsprozess unterworfenen CO_2 -Konzentrationen.

Für den direkten Vergleich zwischen den NO_x/CO_2 -Emissions-Verhältnissen von Diesel- und Gasbussen ist es allerdings zusätzlich erforderlich, den

unterschiedlichen Kraftstoffverbrauch und die damit einhergehenden CO₂-Emissionen zu berücksichtigen und auf gleichen CO₂-Ausstoß zu normieren. Die verwendeten Kenndaten der Energieträger Erdgas und Diesel sind:

- Diesel: Dichte 830 kg/m³ flüssig, Heizwert 11,8 kWh/kg, Kohlendioxidemissionen 2660 g/l
- Erdgas H-Gas (CNG): Dichte 0,81 kg/m³ gasförmig, Heizwert 13,0 kWh/kg, Kohlendioxidemissionen 2480 g/l, 1 kg H-Gas entspricht ca. 1,3 Liter Diesel.
- Der H-Gas-Verbrauch eines Gasbusses ist im Mittel 30 % höher als der eines vergleichbaren Diesel-Euro-5-Busses¹⁸, so dass der CNG-Verbrauch (H-Gas) eines Gas-Euro-5-Busses in kg/100 km in guter Näherung dem eines Diesel-Busses in Litern Dieseldieselkraftstoff pro 100 km entspricht.
- Wegen der leicht verschiedenen Kohlendioxidemissionen (2660 g/l bei Diesel und 2480 g/l bei CNG) ergibt sich daraus für den Gas-EURO-5-Bus ein im Vergleich zum Diesel-EURO-5-Bus um 21 % erhöhter CO₂-Ausstoß.

Als Hintergrundkonzentration für CO₂ wurde von den gemessenen CO₂-Werten der aktuelle Wert von 385 ppm abgezogen.

Die in der Tabelle 9 dargestellten Werte stellen die Mittelwerte über die jeweilige Messfahrt von ca. 45 min dar. (Fahrtverlauf siehe Abbildung 10 bzw. Abb. 33 ff).

¹⁸ Private Mitteilung des Betreibers Stadtwerke Marburg, 2015

Tabelle 9: Resultate der „Chasing“-Experimente in Bad Homburg mit dem Mobilien Messlabor „MOBILAB“ des FZ Jülich

Bustyp	NO/CO ₂ [ppb/ppm]	NO _x /CO ₂ [ppb/ppm]	NO ₂ /CO ₂ [ppb/ppm]
<u>EURO-5-Diesel-Busse</u>			
EURO-5-Bus (HG AB 827)	7.1	10.2	3.1
EURO-5-Bus (HG AB 827)	7.4	10.9	3.5
Euro-5-Bus (HG AB 844)	6.0	7.2	1.2
EURO-5-Busse (MW)	6.8	9.4	2.6
<u>EURO-5-Gelenkbus</u>			
EURO-5-Gelenkbus (HG AB 890)	5.5	6.0	0.45
EURO-5-Gelenkbus (HG AB 890) (erhöhte Leistungsanforderung)	12.3	13.2	0.9
<u>EURO-5-Dieselfahrzeuge mit ähnlicher Masse und Antriebsleistung</u>			
EURO-6-Müllfahrzeug	2.1	3.1	1.0
EURO-5-Lkw	2.5	2.9	0.5
<u>EURO-5-Gasbus</u>			
EURO-5-Gasbus (Fahrt 1)	2.05 (2.5)	2.6 (3.17)	0.5 (0.61)
EURO-5-Gasbus (Fahrt 2)	2.21 (2.69)	2.8 (3.41)	0.6 (0.73)
EURO-5-Gasbus (MW)	2.13 (2.6)	2.7 (3.29)	0.55 (0.67)
Bemerkung: Rote Ziffern geben das unter der Annahme gleicher CO ₂ -Ausstöße für Diesel- und Gasbus errechnete Verhältnis von NO/CO ₂ , NO _x /CO ₂ und NO ₂ /CO ₂ an.			

EURO-6-Bus				
EURO-6-Bus (normale Bel.)	1.9	4.0	2.2	
EURO-6-Bus (Vollgas)	0.7	1.6	0.9	*)
EURO-6-Bus (langsam, bei Stau)	2.3	4.5	2.2	**)
Bemerkung: EURO-6-Bus (MW): Hier ist eine Mittelwertbildung nicht sinnvoll, da verschiedene Emissionslevel bei unterschiedlicher Abgasstrang-Temperatur auftreten!				

Bemerkungen:

1. Die Vollgasfahrt und die dadurch gesteigerte Abgasstrangtemperatur spiegelt das erreichbare NO_x-Emissionslevel des EURO-6-Busses bei permanent funktionierendem SCR-Kat wider. Allerdings ist es auch durchaus denkbar, dass bei geeigneter Anhebung der Abgasstrang-Temperatur (z. B. durch Anbringen einer Heizmanschette am Abgasstrang) und ohne NO_x-steigernde „Vollgasfahrt“ noch niedrigere NO_x-Emissionslevel für die EURO-6-Busse erzielbar sind.
2. Es könnte die Vermutung gehegt werden, dass die EURO-6-Vollgasfahrt infolge des stark gesteigerten Kraftstoffverbrauches und dem daraus resultierenden höheren CO₂-Ausstoß zu den niedrigeren NO_x/CO₂-Verhältnissen führt (und nicht die verbesserte NO_x-Reduktion durch den SCR-Kat). Aus diesem Grunde wurden Konzentrationen von NO_x der mit *) und **) gekennzeichneten EURO-6-Fahrten einander gegenübergestellt.

Tabelle 10: Vergleich der NO_x-Emissionen für einen Stadtbus mit EURO-6-Norm; Einfluss der Betriebsbedingungen, Teststrecke (vgl. Abbildung 10 bzw. Abb. 33ff).

Testfahrt	25-Perzentil-NO _x (ppb)	Median-NO _x (ppb)	75-Perzentil-NO _x (ppb)
EURO-6 „Vollgas“	42	76	129
EURO-6 „langsam“	46	104	279

Es ist erkennbar (vgl. Tabelle 10), dass alle 3 Indikatoren klar niedrigere NO_x -Werte für die EURO-6-Vollgasfahrt aufweisen. Insbesondere liegen die NO_x -Immissionen der „Vollgasfahrt“ um einen Faktor drei unter denen der „langsam“ Fahrt. Bei „Vollgas“ besitzt der SCR-Kat des vermessenen EURO-6-Busses (Hersteller Daimler AG) tatsächlich eine bedeutend bessere NO_x -Reduktion.

5.3.2.4 Schlussfolgerungen aus den Chasing-Experimenten

1. Der EURO-6-Diesel-Bus zeigt die niedrigsten Stickoxid-zu- CO_2 -Verhältnisse. Nimmt man an, dass sich der Kraftstoffverbrauch zwischen EURO-5-Fahrzeug und EURO-6-Fahrzeug nicht verändert hat, so liegt der NO_x -Ausstoß beim EURO-6-Diesel im Mittel um den Faktor 6 unter dem der EURO-5-Fahrzeuge. Beim NO_2 ist es immerhin ein Faktor 3,5 zwischen EURO-5 und EURO-6.
2. Es muss allerdings darauf hingewiesen werden, dass dieses gute Ergebnis nur dann erreicht wurde, wenn der Bus ständig unter Vollastbedingungen betrieben wird. Bei geringerer Belastung des Motors reicht möglicherweise die Abwärme des Motors und des Abgasstranges nicht aus, um hinreichende Temperaturbedingungen für einen optimalen Betrieb des SCR-Kats beim EURO-6-Bus zu erreichen. Ohne weitere Maßnahmen (z. B. Zusatzheizung des Abgasstrangs) können die niedrigen NO_x -Emissionen des hier gemessenen EURO-6-Busses nicht sichergestellt werden. Dies gilt sicherlich ganz besonders unter winterlichen Bedingungen, wenn die reglementierten NO_2 -Konzentrationen infolge häufigerer Inversionswetterlagen ohnehin deutlich höher liegen als im Sommer.
Erst jüngster Zeit wurde bekannt (April 2016), dass bei einem großen Teil der Diesel-Fahrzeuge mit EURO-6-Abgasreinigungstechnik der SCR-Kat zur Stickoxidreduktion unterhalb einer Außentemperatur von 10°C deaktiviert wird. Die kalkulierten Stickoxideinsparungen für EURO-6-Busse lassen sich daher nur dann realisieren, wenn die SCR-Kats gerade auch unter Winterbedingungen mit voller Effizienz arbeiten. Ansonsten wäre im Hinblick auf die Stickoxidproblematik den getesteten EURO-5-Gasbussen¹⁹ der

¹⁹ Zum Zeitpunkt der Drucklegung werden noch keine Gasbusse mit EURO-6-Norm angeboten. Es ist anzunehmen, dass auch Gasbusse zur Erfüllung der EURO-6-Norm auf den Einsatz von SCR-

Vorzug zu geben. Es wäre daher aus unserer Sicht anzuraten, im Rahmen einer Neuausschreibung des Stadtbusbetriebs eine auch im Winterbetrieb funktionsfähige NO_x -Reduktion vorzuschreiben. Ein praktikabler (und kostengünstiger) Weg zur Überprüfung der Funktionsfähigkeit der SCR-Kats der EURO-6-Dieselbusse wären Chasing-Untersuchungen mittels MOBILAB bei winterlichen Bedingungen²⁰.

3. Ein EURO-5-Gasbus hat wesentlich geringere NO_x -Emissionen als ein EURO-5-Dieselbus: NO - und NO_2 -Ausstoß liegen jeweils ca. um einen Faktor drei unter dem eines EURO-5-Dieselbusses. Es ist allerdings anzumerken, dass der EURO-Gasbus einen etwas geringeren Wirkungsgrad als ein dieselbetriebener Bus aufweist und somit einen höheren Kraftstoffverbrauch aufweist und einen erhöhten CO_2 -Ausstoß verursacht.
4. Es ist bemerkenswert, dass ein gewöhnlicher Lkw deutlich niedrigere NO_x -Emissionen aufweist als ein EURO-5-Dieselbus. Denkbare Gründe sind: optimierte Abgasreinigungssysteme bei den Lkw und/oder unterschiedliche Betriebsbedingungen der Motoren. Prinzipiell unterscheiden sich die Motoren von Bussen nicht von denen der Lkw, auch liegen die beschleunigten Massen der Solo-Busse und des EURO-5-Lkw's im ähnlichen Bereich. Daher deutet dieses Resultat darauf hin, dass allein durch Modifikation der Motorbetriebsbedingungen selbst bei gewöhnlichen EURO-5-Bussen spürbare Verringerungen des NO - und NO_2 -Ausstoßes erzielbar sein könnten.
5. Als weiteres interessantes Ergebnis ist festzustellen, dass bei den EURO-5-Bussen erhöhte Leistungsanforderungen die mittleren NO_x -Emissionen um den Faktor zwei nach oben treiben. Im Gegensatz dazu reagiert der EURO-6-Bus auf erhöhte Leistungsanforderungen mit einer deutlichen Erniedrigung der Stickoxidemissionen um nahezu einen Faktor drei.

Systemen angewiesen sein werden. Daher ist zu prüfen, ob eine temperaturabhängige Deaktivierung für EURO-6-Gasbusse existiert.

²⁰ Im Abschnitt 5.1.1.1 wurde gezeigt, dass die winterlichen NO_x - und NO_2 -Konzentrationen zum Jahresmittel mehr als doppelt so stark zu Buche schlagen wie die für sommerliche Bedingungen.

5.3.2.5 Zusammenstellung der detaillierten Ergebnisse der Chasing-Experimente

In diesem Abschnitt findet sich für zwei Bustypen (EURO-5-Diesel-Gelenkbus und den EURO-6-Dieselbus eine detaillierte statistische Aufstellung der gemessenen Stickoxidkonzentration in Form von 100-s-Intervallen. Dabei werden für jedes betrachtete 100-s-Intervall Minimum und Maximum dargestellt (in den nachfolgenden Abb. durch „*“ gekennzeichnet); die Endpunkte der Whisker markieren die 1%- und 99%-Level und die oberen und unteren Kanten der Box geben die 25%- und 75%-Level der 100-s-Intervalle an. Die Höhe des Mittelwertes wird durch ein offenes Quadrat gekennzeichnet, während der Median der Verteilung durch den Strich innerhalb der Box dargestellt wird. Da die Messfahrten wegen der bewusst unterschiedlich gewählten Fahrweisen verschiedene Gesamtdauern besitzen, ist sowohl die Anzahl der 100-s-Intervalle als auch ihre jeweilige Lage auf der Teststrecke variabel. Daher wurden die einzelnen 100-s-Intervalle auf einer Google-Earth-Karte farblich markiert.

Diese Unterteilung der Messfahrten in Untergruppen bietet die Möglichkeit, Details der Fahrtverläufe für die verschiedenen Busse miteinander vergleichen zu können (z. B. NO_x-Emissionsverhalten bei Innenstadtfahrten, unter Vollast auf der Saalburgstraße, im Stop-and-Go am Kurhaus).

5.3.2.5.1 EURO-6-Bus, erste Testfahrt „Normalbetrieb“

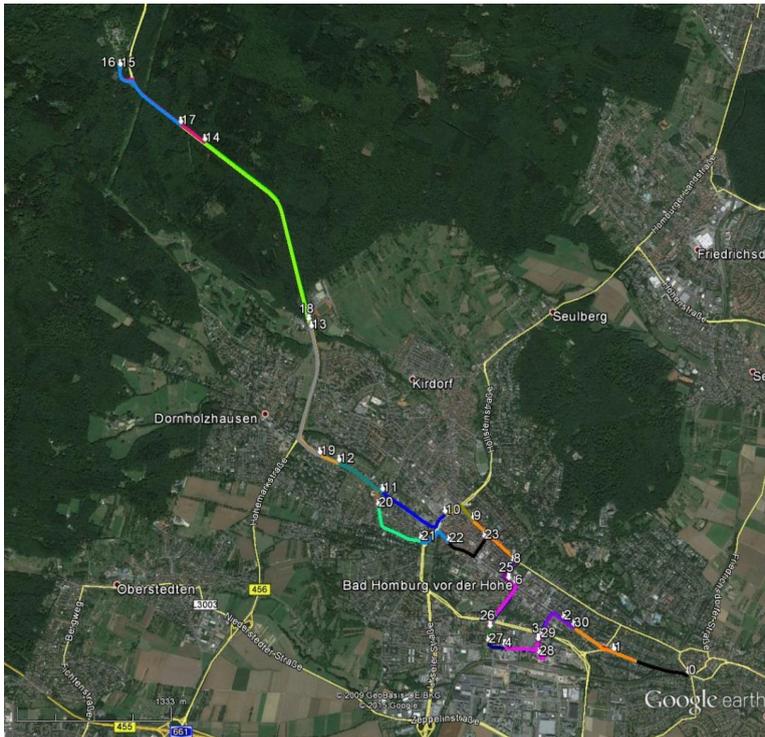


Abbildung 33: Eingefärbte Streckenabschnitte der Teststrecke für den EURO-6-Bus „Normalbetrieb“. Die Einfärbungen der 100-s-Streckenabschnitte entsprechen denen der Farbskala der „Box-and-Whisker“-Plots. Zusätzlich wurde die Abfolge der 100-s-Streckenabschnitte in aufsteigender Reihenfolge nummeriert; die dargestellten „Box-and-Whisker“-Plots sind in gleicher Reihenfolge dargestellt.

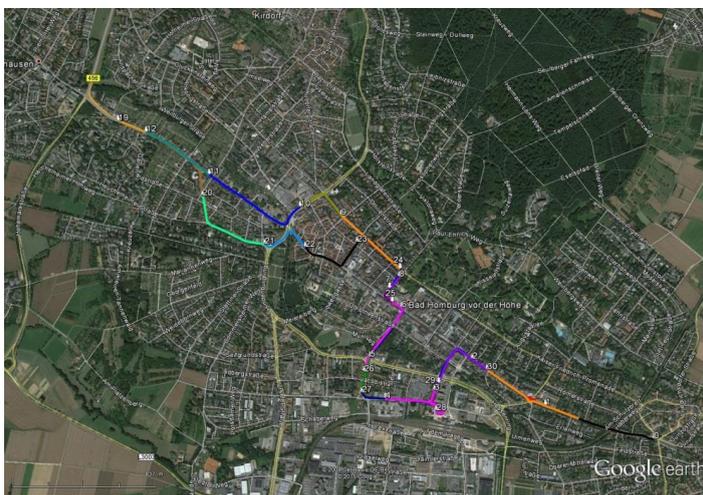


Abbildung 34: Innenstadtansicht der Messfahrt des EURO-6-Busses „Normalbetrieb“.

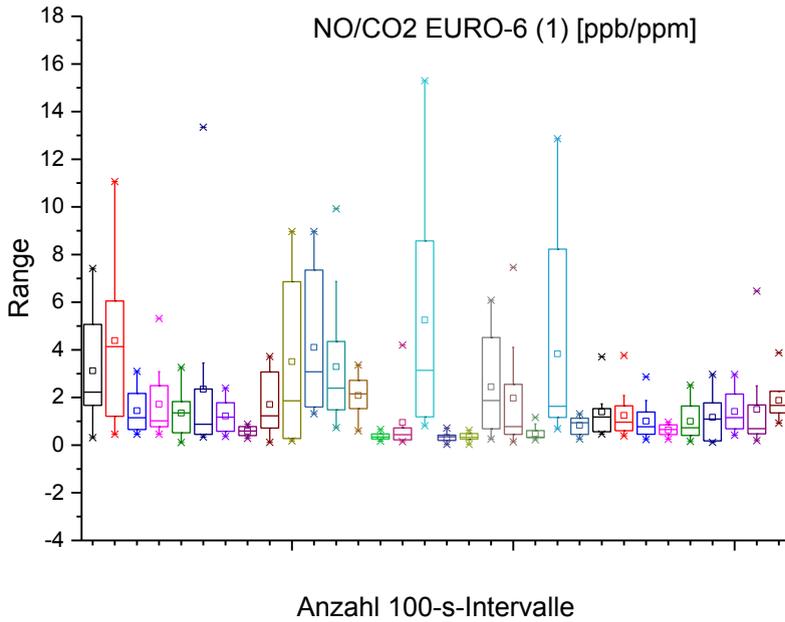


Abbildung 35: Box-and-Whisker-Plot für NO/CO₂-Verhältnisse in [ppb/ppm] für einzelne 100-s-Intervalle der Messfahrt des EURO-6-Busses „Normalbetrieb“.

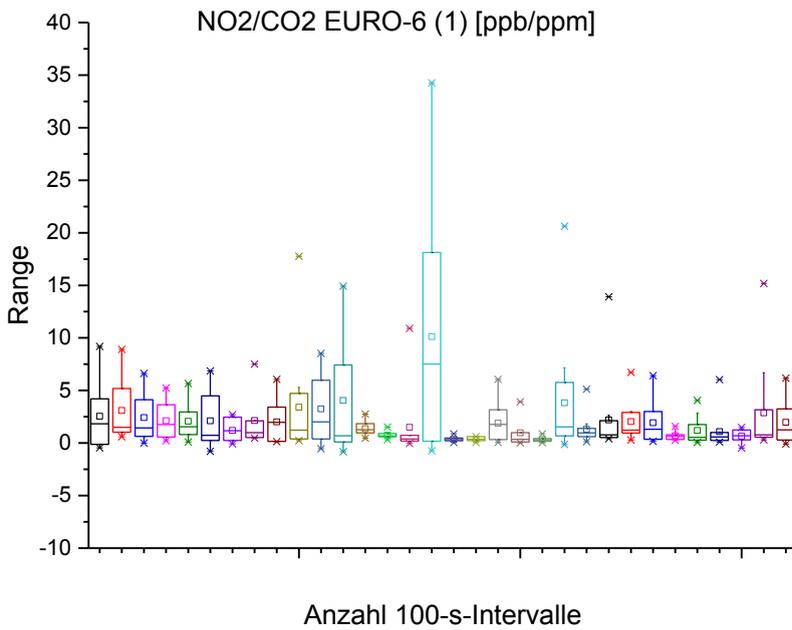


Abbildung 36: Box-and-Whisker-Plot für NO₂/CO₂-Verhältnisse in [ppb/ppm] für einzelne 100-s-Intervalle der Messfahrt des EURO-6-Busses „Normalbetrieb“.

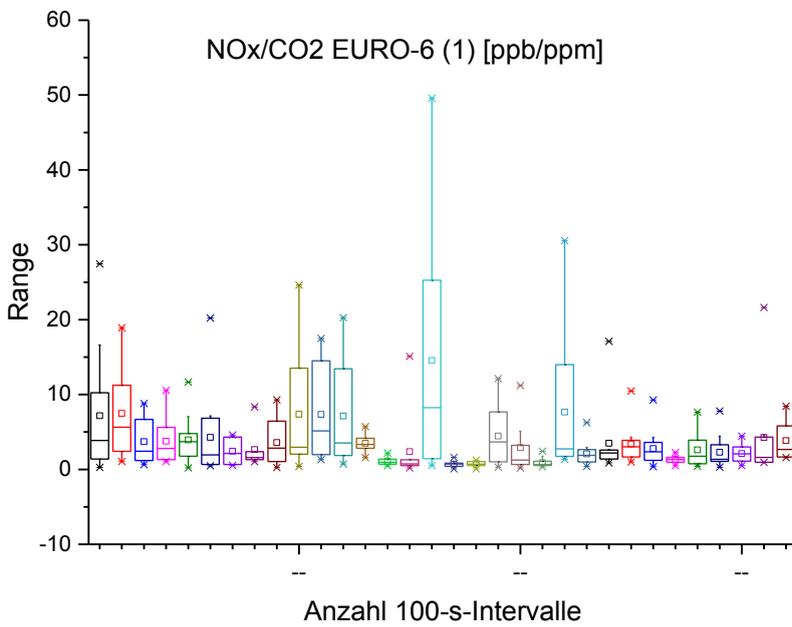


Abbildung 36: Box-and-Whisker-Plot für NO_x/CO₂-Verhältnisse in [ppb/ppm] für einzelne 100-s-Intervalle der Messfahrt des EURO-6-Busses „Normalbetrieb“).

5.3.2.5.2 EURO-6-Bus, zweite Messfahrt, „Vollgasfahrt“

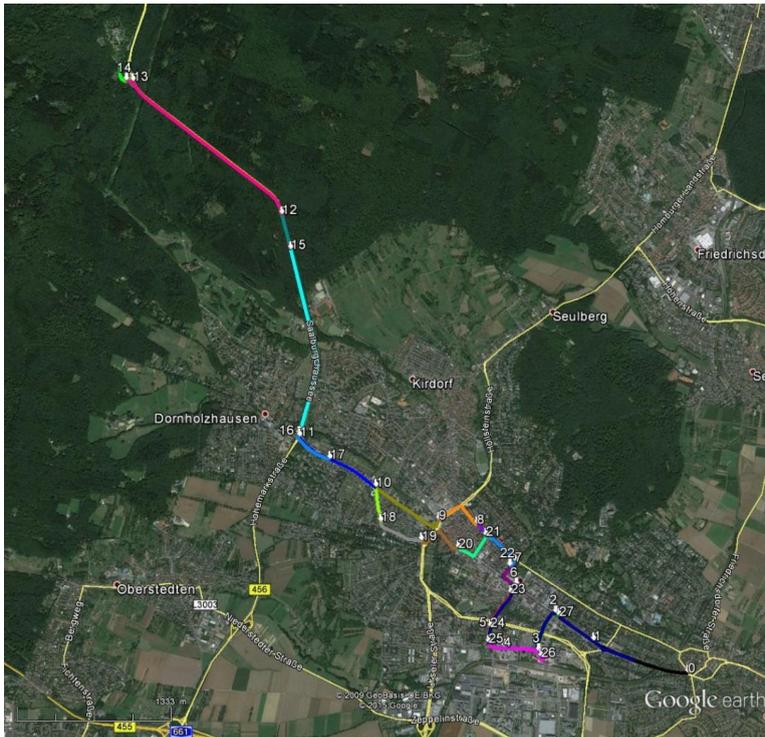


Abbildung 37: Eingefärbte Streckenabschnitte der Teststrecke für den EURO-6-Bus „Vollgasfahrt“. Die Einfärbungen der 100-s-Streckenabschnitte entsprechen denen der Farbskala der „Box-and-Whisker“-Plots. Zusätzlich wurde die Abfolge der 100-s-Streckenabschnitte in aufsteigender Reihenfolge nummeriert; die dargestellten „Box-and-Whisker“-Plots sind in gleicher Reihenfolge dargestellt.

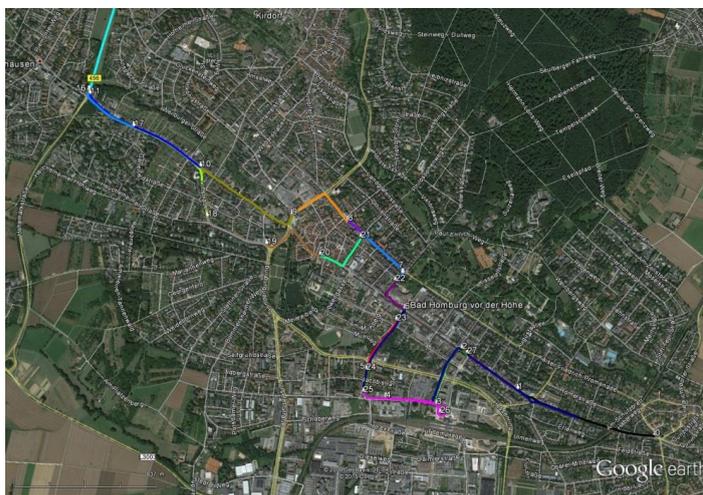


Abbildung 38: Innenstadtansicht der Messfahrt des EURO-6-Busses „Vollgasfahrt“.

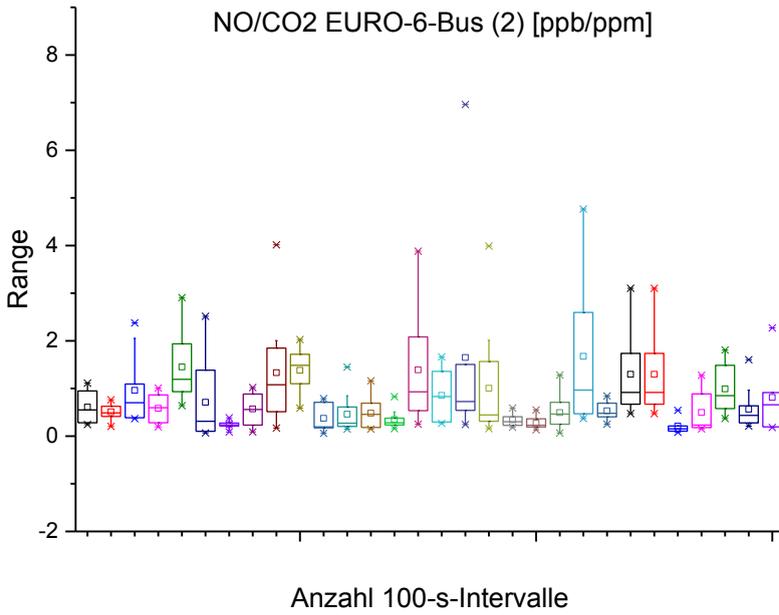


Abbildung 39: Box-and-Whisker-Plot für NO/CO₂-Verhältnisse in [ppb/ppm] für einzelne 100-s-Intervalle der Messfahrt des EURO-6-Busses „Vollgasfahrt“.

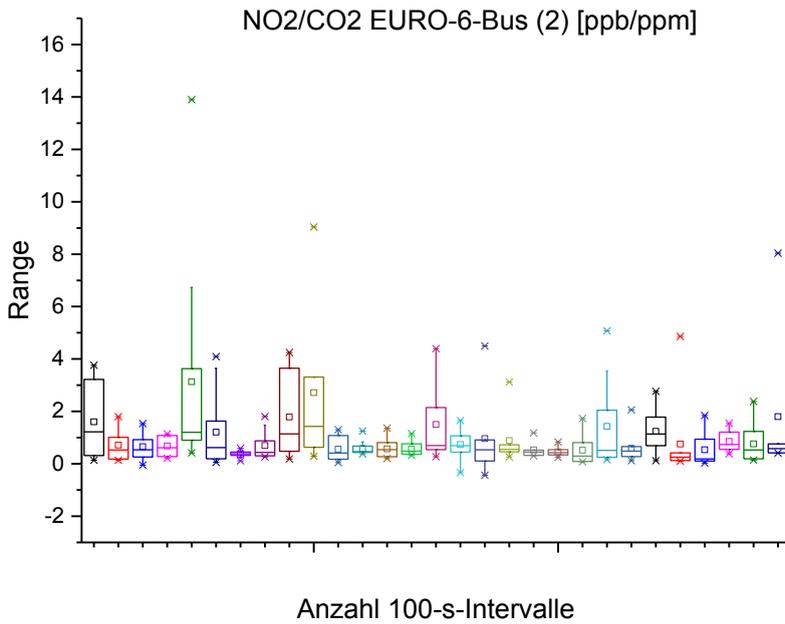


Abbildung 40: Box-and-Whisker-Plot für NO₂/CO₂-Verhältnisse in [ppb/ppm] für einzelne 100-s-Intervalle der Messfahrt des EURO-6-Busses „Vollgasfahrt“.

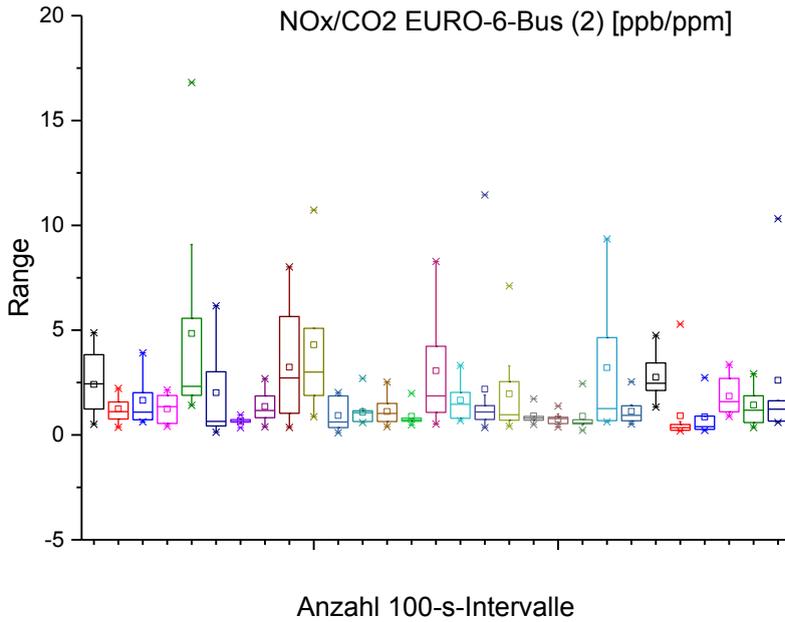


Abbildung 41: Box-and-Whisker-Plot für NO_x/CO₂-Verhältnisse in [ppb/ppm] für einzelne 100-s-Intervalle der Messfahrt des EURO-6-Busses „Vollgasfahrt“).

5.3.2.5.3 EURO-5-Gelenkbus „Normalbetrieb“

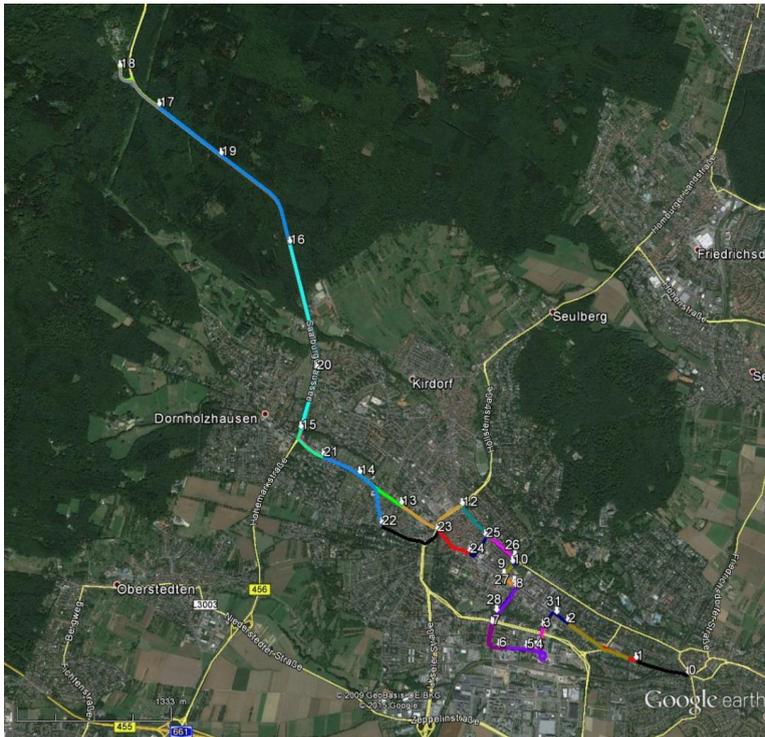


Abbildung 42: Eingefärbte Streckenabschnitte der Teststrecke für den EURO-5-Gelenk-Bus „Normalbetrieb“. Die Einfärbungen der 100-s-Streckenabschnitte entsprechen denen der Farbskala der „Box-and-Whisker“-Plots. Zusätzlich wurde die Abfolge der 100-s-Streckenabschnitte in aufsteigender Reihenfolge nummeriert; die dargestellten „Box-and-Whisker“-Plots sind in gleicher Reihenfolge dargestellt.

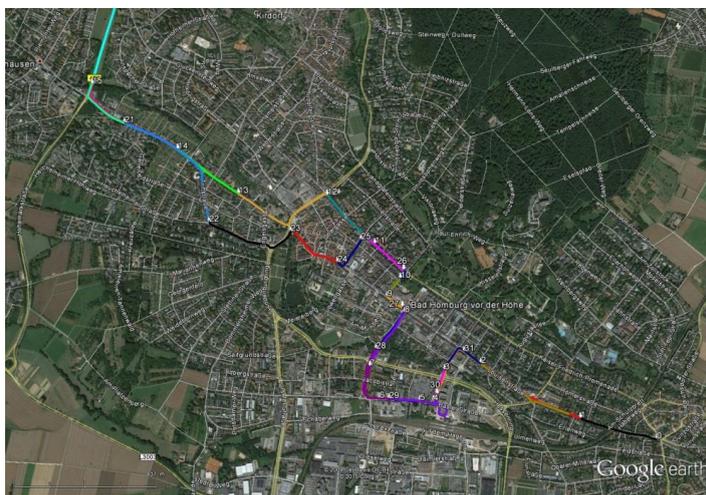


Abbildung 43: Innenstadtansicht der Messfahrt des EURO-5-Gelenk-Busses „Normalbetrieb“.

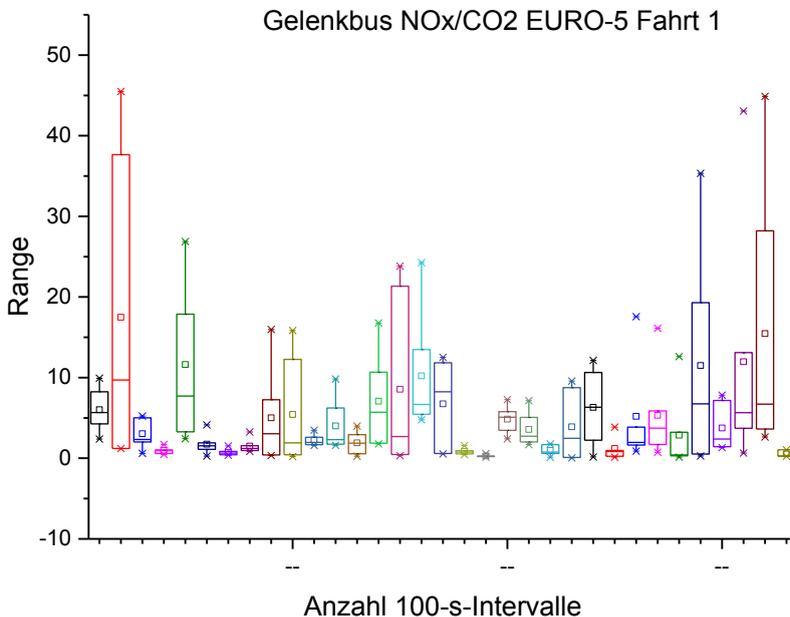


Abbildung 45: Box-and-Whisker-Plot für NO_x/CO_2 -Verhältnisse in [ppb/ppm] für einzelne 100-s-Intervalle der Messfahrt des EURO-5-Gelenk-Busses „Normalbetrieb“)

Bemerkung: Die NO_2 -Emissionen des EURO-5-Gelenkbusses liegen bei weniger als 10 % der NO-Emissionen. Dies macht deutlich, dass der eingebaute Oxidationskatalysator unter den hier vorliegenden Betriebsbedingungen funktionslos ist. Da auch bei Volllast auf der Saalburgstraße keine höheren NO_2 -Anteile gemessen werden, ist zu folgern, dass der Oxi-Kat des Fahrzeugs zum Zeitpunkt der Messungen defekt war.

Es ist allerdings daraufhin zu weisen, dass der defekte Oxi-Kat des Busses nur das emittierte NO-zu- NO_2 -Verhältnis beeinflusst, nicht aber den NO_x -Ausstoß des Busses.

5.3.2.5.4 EURO-5-Gelenkbus „erhöhte Leistungsanforderungen“

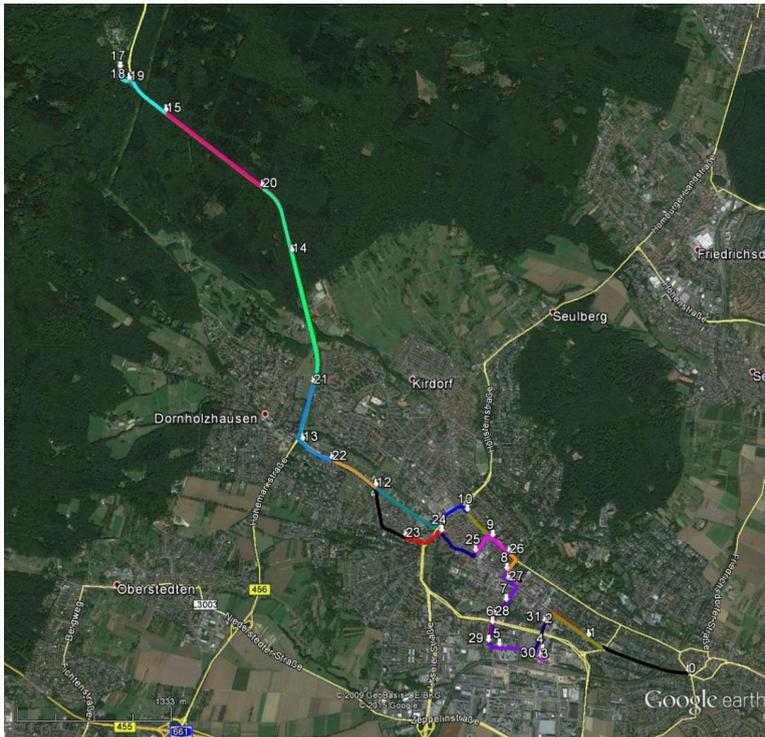


Abbildung 46: Eingefärbte Streckenabschnitte der Teststrecke für den EURO-5-Gelenk-Bus „Vollgas“. Die Einfärbungen der 100-s-Streckenabschnitte entsprechen denen der Farbskala der „Box-and-Whisker“-Plots. Zusätzlich wurde die Abfolge der 100-s-Streckenabschnitte in aufsteigender Reihenfolge nummeriert; die dargestellten „Box-and-Whisker“-Plots sind in gleicher Reihenfolge dargestellt.

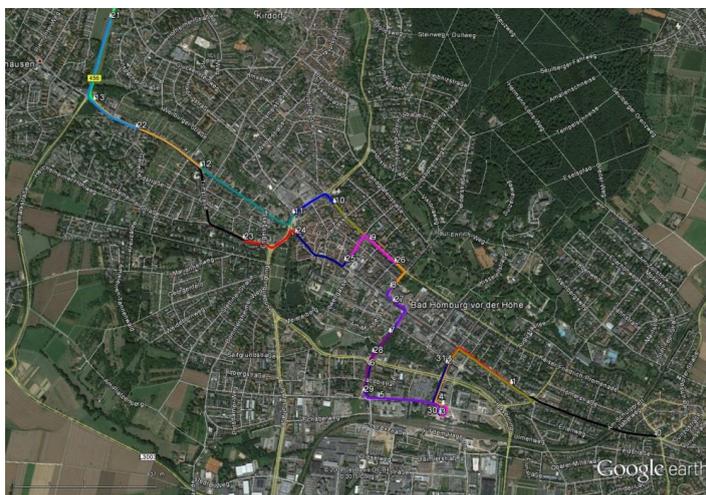


Abbildung 47: Innenstadtansicht der Messfahrt des EURO-5-Gelenk-Busses „Normalbetrieb“.

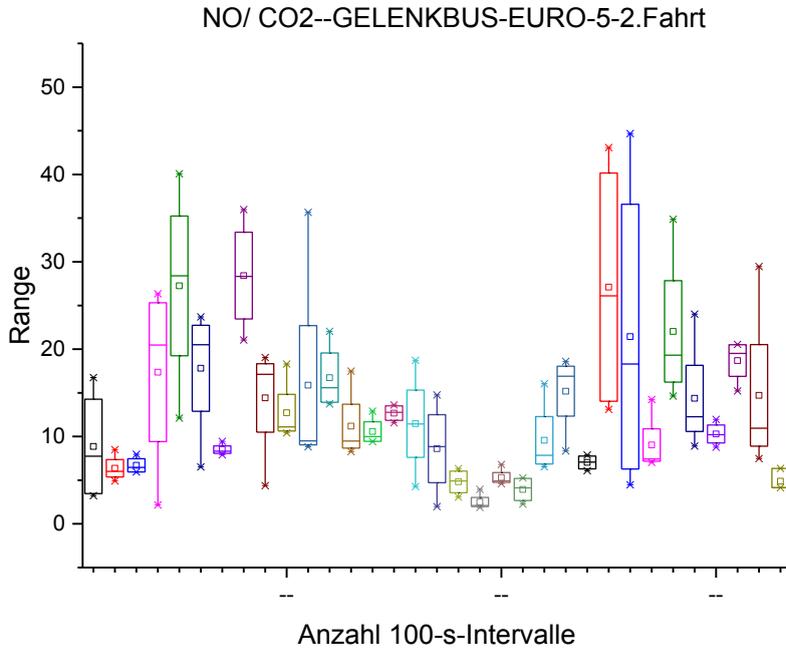


Abbildung 48: Box-and-Whisker-Plot für NO/CO₂-Verhältnisse in [ppb/ppm] für einzelne 100-s-Intervalle der Messfahrt des EURO-5-Gelenk-Busses „Vollgas“).

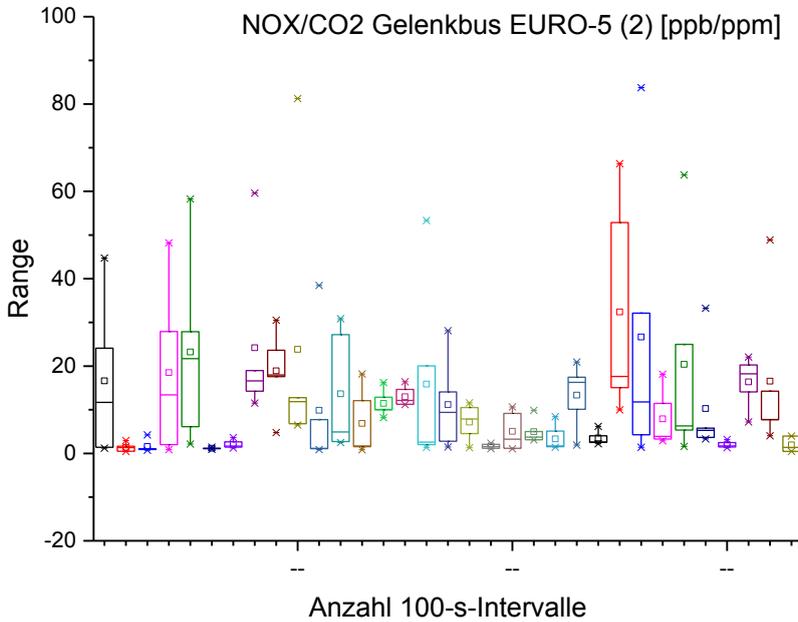


Abbildung 49: Box-and-Whisker-Plot für NO_x/CO₂-Verhältnisse in [ppb/ppm] für einzelne 100-s-Intervalle der Messfahrt des EURO-5-Gelenk-Busses „Vollgas“).

Bemerkung: Auch bei erhöhten Leistungsanforderungen liegt der Konversionsgrad des Oxi-Kats von NO zu NO₂ bei weniger als 10 %. Dies bestätigt die zuvor getroffene Annahme, dass der eingebaute Oxidationskatalysator zum Zeitpunkt der Messungen defekt war.

5.4 Durch Verkehrsemissionen bedingte NO_x-Konzentrationen am Messort „Kurpark“ – Eine numerische Studie

5.4.1 Zielsetzung

Ziel der Untersuchung war es, die relativen Beiträge unterschiedlicher Kfz-Teilnehmer (Pkw, Lkw, Busse, im Folgenden als Kfz-Typen bezeichnet) auf den verschiedenen belasteten Verkehrswegen durch die Stadt auf die NO_x-Konzentration am Standort „Kurpark“ modellmäßig zu quantifizieren. Nicht berücksichtigt wurden dabei die Beiträge aus den großräumigen und städtischen NO_x-Hintergrundkonzentrationen²¹.

5.4.2 Methodischer Ansatz

Die Hauptverkehrswege der Stadt Bad Homburg wurden digitalisiert und virtuell mit Quellen im Abstand von 50 m belegt. In Abhängigkeit von den betrachteten Kfz-Typen und den jeweils mittleren Verkehrsdichten lassen sich diesen Quellorten verschiedene Quellstärken zuordnen. Die statistischen Daten zur Verkehrsdichte konnten aus dem Verkehrsentwicklungsplan für Bad Homburg abgeleitet werden. Angaben zum Anteil an LKWs am Gesamtverkehr stammen aus einer Studie des Ingenieurbüros Vössing zur Verkehrssituation der Stadt Potsdam [Ingenieurbüro Vössing, 2011]. Die Quellterme selbst wurden aus Angaben eines Gutachtens über NO_x-Emissionen des Kfz-Verkehrs in Baden-Württemberg unter Verwendung des HBEFA Version 3 abgeleitet [IFEU, 2010, Hausberger et al., 2009].

Zur Berechnung der NO_x-Ausbreitung kommt das Gauß-Fahnenmodell zum Einsatz [VDI, 2009]. Die meteorologischen Eingangsgrößen der Windrichtungs- und Geschwindigkeitsverteilung ließen sich aus einem Bericht zum Ausbau des Flughafens FFM entnehmen [TÜV, 2006]. Die Verteilung der Ausbreitungsklasse, die die turbulente Durchmischung der Atmosphäre ausdrückt, entstammt einer Ausbreitungsklassenverteilung für den Flughafen Frankfurt (Main) aus den 70er Jahren [Brenk, 1978].

²¹ Zur Quantifizierung der Hintergrundbeiträge von NO_x im Vergleich zum lokalen Beitrag der Stadt vgl. Abschnitt 5.2 und Tabelle 4.

Die wesentlichen Komponenten des numerischen Ansatzes sind noch einmal in der folgenden Aufstellung zusammengefasst:

- Digitalisierung der Hauptverkehrswege
- Zuordnung von Verkehrsquellen und Verkehrsdichten
- Verwendung meteorologischer Daten
 - *Windrichtung*
 - *Windgeschwindigkeit*
 - *Turbulenzzustand der Atmosphäre*
- Verknüpfung der Quelldaten und meteorologischen Daten mit dem Gauß-Fahnenmodell
- Berechnung der Immissionsbeiträge

5.4.3 Meteorologische Rahmenbedingungen

Zur Charakterisierung der für Bad Homburg typischen Windfeldverteilung soll auf Abbildung 21 verwiesen werden (aus: [TÜV 2006]). Abbildung 21 beschreibt das langjährige Mittel der Windrichtungs- und Windgeschwindigkeitsverteilung am Flughafen Frankfurt Main, welcher nur wenige km südwestlich von Bad Homburg gelegen ist. In der Abbildung ist eine ausgeprägte bimodale Windrichtungsverteilung zu sehen mit deutlicher Betonung der Nord-Ost und Süd-West-Komponenten. Diese Ausprägung ist wesentlich auf die mit der orographischen Struktur der Landschaft verbundene Leitwirkung auf die Luftströmung zurückzuführen (Taunus im Nord-Westen, Odenwald im Süd-Osten). Bad Homburg liegt am Fuß des Taunus, so dass die Leitwirkung des Gebirgszuges auch hier deutlich ausgeprägt sein wird. Somit ist die Übertragung der statistischen Windverteilung von Frankfurt auf die Bad Homburger Verhältnisse im Rahmen dieser Untersuchung gerechtfertigt.

Der Vergleich von Abbildung 22 mit Abbildung 11 macht deutlich, dass am Standort des Messlabors im Kurpark die Windrichtungen aus Süd-West als maßgeblich für die Emissionsbelastung durch den innerstädtischen Verkehr zu betrachten sind. Daher wurden in dieser Untersuchung die Winddaten nur für diesen Quadranten aufbereitet. Tabelle 11 zeigt die resultierende Häufigkeitsverteilung der Windgeschwindigkeit in Abhängigkeit von der Windrichtung. Die Häufigkeitsangaben sind zu 100% auf den dritten Quadranten bezogen. Daher liegen sie über den Werten, die sich aus Abb. 1 ergeben.

Tabelle 11: Relative Anteile der Windgeschwindigkeit (%) in Abhängigkeit von der Windrichtung (WR) für den Quadranten Süd-Ost (180 ° < WR < 270 °)

Windrichtungsklassen	Windgeschwindigkeitsklassen [m/s]									Summe
	1.4	1.8	2.3	3.8	5.4	6.9	8.4	10	100	
180	1.6	0.9	0.9	2.4	1.6	0.6	0.4	0.0	0.0	8.3
190	1.3	1.3	1.3	4.2	3.6	1.6	0.7	0.0	0.0	13.9
200	1.3	0.9	1.5	6.2	3.7	1.8	1.1	0.4	0.0	16.9
210	1.3	1.0	1.9	5.1	3.7	2.4	1.9	1.1	0.6	19.0
220	1.2	0.7	1.3	3.5	2.4	2.0	1.7	1.6	1.1	15.4
230	0.9	0.4	0.6	2.2	1.8	1.3	1.0	0.0	1.4	9.5
240	0.2	0.7	0.2	1.5	1.3	0.7	0.5	0.6	0.5	6.3
250	0.2	0.2	0.2	0.7	0.9	0.5	0.5	0.4	0.4	4.1
260	0.2	0.2	0.3	0.4	1.2	0.6	0.3	0.3	0.0	3.5
270	0.2	0.2	0.2	0.3	1.2	0.4	0.5	0.0	0.0	3.1
Summe	8.5	6.5	8.5	26.6	21.3	11.7	8.5	4.4	4.0	100.0

Tabelle 12 enthält die relative Verteilung der Ausbreitungsklassen, die den Turbulenzzustand der Atmosphäre charakterisieren. Klasse A steht für eine konvektive Situation mit Schwachwind. Am häufigsten findet sich die Klasse D, die oft auch mit stärkerem Wind verknüpft ist. Klasse F steht für eine ruhige Inversionslage. Die übrigen Klassen stehen für abgestufte Übergänge zwischen diesen Situationen.

Tabelle 12: Relative Häufigkeit der Ausbreitungsklassen, die den Turbulenzzustand der Atmosphäre charakterisieren [Brenk, 1978].

Ausbreitungsklasse	rel. Häufigkeit [%]
A	2.7
B	6.3
C	14.0
D	44.8
E	20.6
F	11.6
Summe	100.0

5.4.4 Quelldaten

Die Bemessung der NO_x-Quellstärken beruht auf Verkehrsdichteerhebungen, die dem Verkehrsentwicklungsplan Bad Homburg [IVV Verkehrsentwicklungsplan, 2010] zu entnehmen sind. Neben einer allgemeinen Darstellung von Kfz pro Streckenabschnitt und Tag liegt dort auch eine Karte mit der Anzahl von täglichen Bus-Bewegungen entlang der Buslinienführungen vor. Aufgrund dieser Angaben erhalten die Quellen in Abhängigkeit von ihrer Lage und der Verkehrsintensität unterschiedliche Gewichte.

Das Ingenieurbüro Vössing hat in einer Studie für die Stadt Potsdam den durchschnittlichen Lkw- und Pkw-Anteil für innerstädtische Bereiche ermittelt [IB Vössing Vepro, Berlin, 2011]. In der Studie wird angegeben, dass der LKW-Verkehr in innerstädtischen Bereichen einen ziemlich konstanten Anteil von 4 % am Gesamtverkehr besitzt. Dieses Verhältnis wird auch für den Verkehr auf dem Hessenring zugrunde gelegt. Eine weitere Differenzierung auch unter Berücksichtigung leichter Nutzfahrzeuge wird nicht vorgenommen.

Aus den Angaben im ifeu-Gutachten lässt sich ermitteln, dass das NO_x -Emissionsverhältnis von Pkw zu Lkw ca. 1 : 12,6 beträgt und das Verhältnis Pkw zu Bus 1 : 32. Die mittlere Emissionsrate eines einzelnen Pkw's ergibt sich zu $4,6 \cdot 10^{-4}$ kg NO_x pro km und Tag. Umgerechnet auf einen Quellabstand von 50 m mit 86400 Sekunden pro Tag errechnet sich daraus ein Wert von $2,7 \cdot 10^{-10}$ kg pro 50 m und Sekunde (zur Quellenverteilung im Stadtgebiet vgl. folgenden Abschnitt). Mit diesem Wert und den Daten für die Fahrzeughäufigkeiten wurden die absoluten Quellterme für die städtischen Verkehrsemissionen berechnet. Für die Berechnungen wurden die oben aufgelisteten Emissionsverhältnisse für die verschiedenen Kraftfahrzeug-Typen verwendet.

5.4.5 Quellenverteilung

Abbildung 50 zeigt den Innenstadtbereich von Bad-Homburg mit den verwendeten Quellorten.

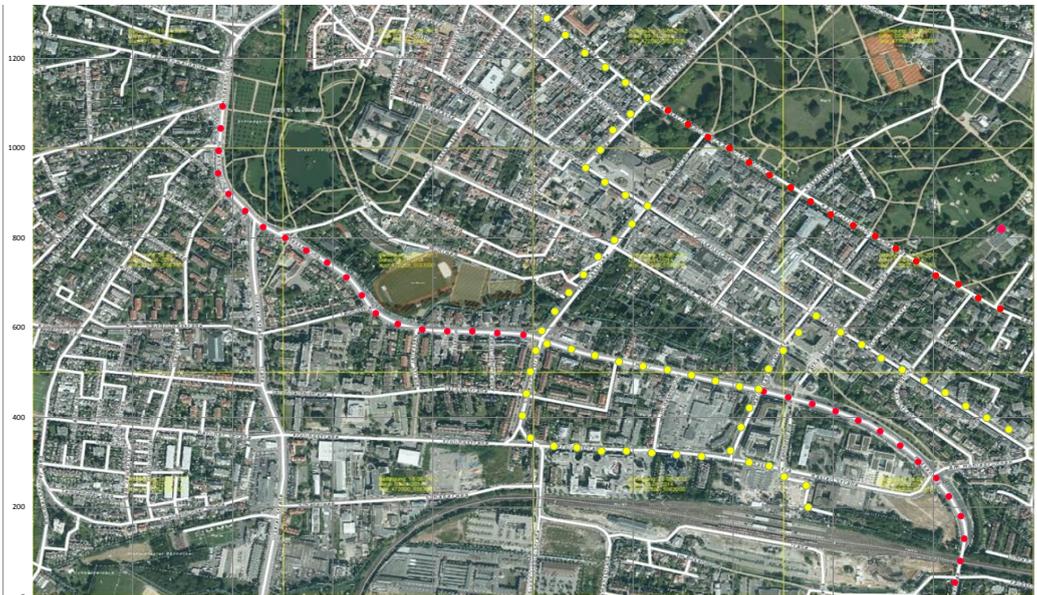


Abbildung 50: Modellierte Verkehrswege für Pkw/Lkw (rot) und Busse (gelb) im Innenstadtbereich von Bad Homburg. (Messort im Kurpark: magenta, Bildmaterial: <http://www.geoportal.hessen.de>). Bemerkung: Obwohl der Bereich des Hessenrings zwischen Ferdinandstraße und Thomasstraße ausschließlich gelb markiert ist, werden im Modell sowohl Pkw/Lkw-Emissionen als auch Bus-Emissionen berücksichtigt.

Der Verkehrsentwicklungsplan demonstriert die Bedeutung des Hessenrings als eine der Hauptschlagadern des Verkehrs durch Bad Homburg. Daher wurde er von der Autobahn im Süden (nicht in Abbildung 50 zu sehen) bis in den Westen der Innenstadt mit Quellorten in 50 m Abstand belegt. Als zusätzliche Linienquelle wurde die Kaiser-Friedrich-Promenade trotz der relativ geringen Verkehrsdichte von 2700 Kfz pro Tag wegen der relativen Nähe zum Messort (in Abbildung 50 magenta markiert) in die Untersuchung einbezogen. Lkw-Verkehr wird hier aber – im Gegensatz zum Hessenring – nicht berücksichtigt. Als dritter wesentlicher Verkehrsweg findet die Autobahn Eingang in die Untersuchung.

Die gelb markierten Quellorte folgen der Fahrtroute der Haupt-Verkehrsbuslinien. Auf dem Hessenring sind sie identisch mit den anderen Kfz-Quellorten. Als Alternativroute für die Busse im Falle einer Sperrung im Bereich des Kurhauses

kommt auch eine Linienführung über Kaiser-Friedrich-Promenade - Kisseleffstraße - Louisestraße in Betracht.

5.4.6 Gaußsches-Ausbreitungsmodell

Die Emissionen des Straßenverkehrs wurden gemäß der obengenannten Emissions-Quellverteilung einer großen Anzahl (10000) zufällig gewürfelten Wettersituationen unterworfen. Eine Wettersituation besteht dabei aus einem Datentriplett von Windrichtung und Windgeschwindigkeit und einer Ausbreitungsklasse. Die relative Häufigkeit der einzelnen Parameter wurde bei der Auswahl berücksichtigt (vgl. Tabelle 11 und Tabelle 12). Dabei wurde auch dafür Sorge getragen, dass keine ‚verbotenen‘ Kombinationen wie Inversionslage („F“) mit hoher Windgeschwindigkeit auftreten.

Da die meteorologischen Eingangsgrößen repräsentativ für die Bedingungen in einer Stunde stehen, bedeutet jeder Durchlauf von 10000 Situationen pro Rechnung einer Repräsentativität von etwas mehr als einem Jahr.

Für die Berücksichtigung der Ausbreitungs- und Verdünnungsbedingungen wurden für jeden Quellort mittels des Gaußschen Fahnenmodells die Ausbreitungsbedingungen kalkuliert und die resultierende Immission für den Zielpunkt „Kurpark“ berechnet. Die Abbildung 51 zeigt beispielhaft die Ausbildung einer Gaußschen Ausbreitungs“fahne“ nach Freisetzung an einem Quellort. Die rechnerische Superposition der Emissionen aller Quellorte für den Zielpunkt „Kurpark“ erlaubt dann die Beschreibung der Bedeutung der verschiedenen Verkehrstypen²².

²² Die detaillierte Vorgehensweise folgt dabei im Wesentlichen der in [Möllmann-Coers et al., 2002] beschriebenen Methodik.



Abbildung 51: Beispiel für die Ausbreitung eines an einem Quellort freigesetzten Spurenstoffes gemäß des Gaußschen Fahnenmodells.

5.4.7 Modell-Ergebnisse

5.4.7.1 Beiträge der verschiedenen Verkehrsträger

Die Tabelle 13 gibt die Summe der Beiträge aller betrachteter Verkehrsträger zur NO_x -Konzentration²³ am Ort des mobilen Messlabors im Kurpark an. Dieser Wert beschreibt den aus dem Verkehrssektor resultierenden Beitrag an den NO_x -Konzentrationen am Messort „Kurpark“, zu dem sich zusätzlich noch der Hintergrundbeitrag an NO_x aus den regionalen Quellen addiert.

Daneben sind in Tabelle 13 die relativen Beiträge der einzelnen Kfz-Typen aufgelistet. Mit einem Anteil von 47 % an den lokal erzeugten NO_x -Konzentrationen liefern die Pkw den größten Beitrag, gefolgt von dem Beitrag der Busse mit 27 % und dem der Lkw mit 26 %.

Tabelle 13 macht deutlich, in welchem Bereich der verschiedenen Verkehrsträger die unproblematischten Eingriffsmöglichkeiten zur Reduktion der innerstädtischen

²³ In den folgenden Ausführungen wird wegen der ablaufenden schnellen atmosphärischen Umwandlungsprozesse konsequent auf den Konzentrationsverlauf der invarianten Größe $\text{NO}_x = \text{NO} + \text{NO}_2$ Bezug genommen. Dies ist deshalb zulässig, da sich tagsüber in der Atmosphäre innerhalb von 1 -2 Minuten nach der Emission ein stabiles NO_2/NO_x -Verhältnis ausbildet. Daher können alle Resultate der Modelluntersuchungen und ihre Auswirkungen auf die herrschenden NO_x -Konzentrationen für den Messort „Kurpark“ unmittelbar auf die entsprechenden NO_2 -Konzentrationen übertragen werden. Zur Herausbildung eines nahezu konstanten NO_2/NO_x -Verhältnisses von 0.75 nach Einstellung photostationären Gleichgewichts am Tage vergleiche die Ausführungen im Abschnitt 5. 2. 2 „Diskussion luftchemischer Wirkungszusammenhänge“.

Stickoxidkonzentrationen angesiedelt sind. Ein Austausch der gegenwärtigen EURO-5-Stadtbusflotte gegen entsprechende Fahrzeuge mit EURO-6-Norm würde den Stickoxidbeitrag der Stadtbusse um den Faktor 5 reduzieren (vgl. Tabelle 9). Voraussetzung ist allerdings, dass dafür Sorge getragen wird, dass die SCR-Technik zur Stickoxidreduktion unter allen Betriebsbedingungen ordnungsgemäß arbeitet (vgl. Bemerkungen zu Tabelle 9).

Tabelle 13: Resultate der NO_x-Emissionsmodellierungen: Relative Anteile der betrachteten Verkehrsträger (Kfz-Typen) zur NO_x-Konzentration am Ort des mobilen Messlabors im Kurpark.

Summe über alle Einträge	3,30E-09	[kg/m ³]
Anteil PKW	47	%
Anteil LKW	26	%
Anteil BUS	27	%

5.4.7.2 Beiträge verschiedener Verkehrswege

Im Folgenden werden die Stickoxid-Beiträge der unterschiedlichen Verkehrsträger für verschiedene Verkehrswege aufgeschlüsselt. Tabelle 14 listet für Pkw's und Lkw's getrennt die relativen Beiträge der einzelnen Straßen zu den NO_x-Konzentrationen am Ort des FZJ-Mess-Lkw's im Kurpark auf.

Tabelle 14: Relative Beiträge der lokalen verkehrstragenen Emissionen für verschiedene Straßenbereiche zu den berechneten Stickoxid-Konzentrationen am Messort im Kurpark.

KFZ	Beiträge	
PKW	Summe Beiträge absolut	1,56E-09 kg/m ³
	rel. Anteil KFP	9,7 %
	rel. Anteil HR	61,4 %
	rel. Anteil Autobahn	28,9 %
LKW	Summe Beiträge absolut	8,51E-10 kg/m ³
	rel. Anteil KFP	0 %
	rel. Anteil HR	67,8 %
	rel. Anteil Autobahn	32,2 %
KFP = Kaiser-Friedrich-Promenade		
HR = Hessenring		

Insbesondere sollte in diesem Zusammenhang Antwort auf die Fragestellung gefunden werden, welche Entlastungspotenziale eine Verkehrssperrung der unmittelbar an den Kurpark angrenzenden Kaiser-Friedrich-Promenade für die im Kurpark gemessenen NO_x-Konzentrationen besitzt.

Die Übersicht in Tabelle 14 zeigt, dass der Anteil der Pkw-bedingten Immissionen durch den Verkehr auf der Kaiser-Friedrich-Promenade trotz ihrer relativ geringen Verkehrsdichte noch knapp 10% erreicht. Dies ist auf die relativ kurze Distanz zwischen Quellen und Messort zurückzuführen²⁴.

Der Immissionsanteil durch den Verkehr auf dem Hessenring liegt circa einen Faktor 2 höher als der Autobahn-Beitrag.

Für die Busse wurde die Buslinienführung als Ganzes betrachtet. Eine Aufschlüsselung nach Straßenzügen wurde hier nicht vorgenommen.

Fazit: Eine ganztägige Sperrung der Kaiser Friedrich-Promenade für den Durchgangsverkehr im Bereich zwischen Kisseleffstraße und Friesenstraße/Seedammweg sollte zu einer Reduzierung der

²⁴ Tatsächlich dürfte der Beitrag des Verkehrs auf der Kaiser-Friedrich-Promenade eher noch unterschätzt werden, da das wesentliche Verkehrsaufkommen morgens zu Zeiten der rush-hour auftritt, d. h. zu einer Tageszeit, in der die nächtliche Inversion eine effiziente Verdünnung der emittierten Spurenstoffe häufig einschränkt.

Stickoxidkonzentrationen am Messort „Kurpark“ von ca. 5 % gegenüber dem Ist-Zustand führen (wenn man eine Reduktion der NO_x-Immissionen von 10 % bei einem Pkw-Anteil von 47 % (vgl. Tabelle 13) ansetzt).

Dieses Reduktionspotenzial ist gemäß den Ausführungen von Abschnitt 5.2.1 ohnehin als untere Grenze zu betrachten, da ein Teil der verkehrsgetragenen NO_x-Emissionen dieser nahen Quelle aus direkten NO₂-Emissionen von Pkw-Dieseln mit Oxidations-Katalysatoren besteht. Diese direkten NO₂-Emissionen²⁵ sind auf dem kurzen Transportweg zwischen dem kritischen Bereich der Kaiser-Friedrich-Promenade und Messort „Kurpark“ noch nicht vollständig mit „Stadtluft“ durchmischt und tragen auf diese Weise auch zu den beobachteten NO₂-Konzentrationen des Messortes „Kurpark“ bei.

5.4.7.3 Einfluss der Ausbreitungsklassen

In diesem Abschnitt wird dargestellt, welchen Einfluss die Ausbreitungsklasse in der Summe über alle Windrichtungen und –geschwindigkeiten für die verschiedenen Verkehrsträger hat und welche Windrichtungen die wesentlichen Beiträge zu den Immissionen leisten. Tabelle 15 zeigt die Ergebnisse für die Abhängigkeit von den Ausbreitungsklassen und stellt sie der Häufigkeitsverteilung der Ausbreitungsklassen gegenüber.

Tabelle 15: Anteil der Immissionsbeiträge der einzelnen Verkehrsträger in Abhängigkeit von der Ausbreitungsklasse

Ausbreitungsklasse	Pkw Anteil [%]	Lkw Anteil [%]	Bus Anteil [%]	Ausbreitungsklasse Anteil [%]
A	0.5	0.4	0.6	2.3
B	2.0	1.7	2.3	6.1
C	6.3	5.4	7.3	14.4
D	28.6	26.3	32.4	46.7
E	24.2	22.8	23.0	20.1
F	38.8	43.2	34.4	10.5

²⁵ Die Konzentrationen der Stickoxide im Abgas liegen bei Dieselfahrzeugen im Bereich von 100 mg/m³, d. h. bei Konzentrationen, die um mehr als einen Faktor 1000 höher liegen als typische städtische Stickoxidkonzentrationen (vgl. Tabelle 4).

Die Verteilung der Immissionsbeiträge in den verschiedenen Ausbreitungsklassen (Tabelle 15) ist für die Verkehrsträger Pkw und Lkw nahezu gleich. Unterschiede ergeben sich dadurch, dass für Pkw's die Kaiser-Friedrich-Promenade als Quelle mitmodelliert wurde, die in der Rechnung für Lkw's fehlt. Bei allen Fahrzeugtypen liegt der relativ höchste Beitrag in der Ausbreitungsklasse F für Inversionslagen, die selbst nur in gut 10% aller Fälle auftritt. Die zweithöchsten Beiträge finden in der Ausbreitungsklasse D, die mit fast 47% am häufigsten zu finden ist. Für Busse erreicht der Beitrag dieser Klasse fast den Wert bei Inversionslagen. Bei den anderen beiden Verkehrsträgern sind die Unterschiede größer.

Tabelle 16: Anteil der Immissionsbeiträge der einzelnen Verkehrsträger in Abhängigkeit von der Windrichtung

Windrichtungs-Klassen	Pkw Anteil [%]	Lkw Anteil [%]	Bus Anteil [%]	Windrichtungs-Klassen Anteil [%]
180	15.8	16.4	5.6	8.5
190	24.3	26.8	9.7	14.2
200	19.1	18.3	12.4	16.5
210	14.1	13.7	19.2	19.3
220	10.2	10.3	19.2	15.5
230	6.9	6.6	15.1	9.1
240	4.1	3.6	10.3	6.5
250	2.1	2.0	3.8	4.0
260	1.7	1.2	2.8	3.4
270	1.4	1.0	2.0	3.0

Bei den Immissionsbeiträgen in Abhängigkeit von der Windrichtung (Tabelle 16) sind die Verteilungen für Pkw's und Lkw's wieder aus den oben genannten Gründen fast gleich. Das Immissionsmaximum findet sich hier bei der Windrichtung 190°. Für diese Windrichtung wirkt sich der Hessenring, der nach Süden zur Autobahn führt, als besonders starke Quelle aus. Die Häufigkeitsverteilung für Busse folgt stärker der Verteilung der Windrichtung. Die relativ größten Werte finden sich bei den Windrichtungen 210° und 220°. Hier bilden sich insbesondere die Straße Marienbader Platz sowie der Bahnhofsbereich als maßgebliche Quellorte ab. Ein

sichtbarer Einfluss des dichten Busverkehrs um das Kurhaus herum ist bei der gegebenen Windrichtungsverteilung am Messort hingegen nicht festzustellen.

5.4.8 Zusammenfassende Bemerkungen

Am Messort des mobilen Labors des IEK-8 im Kurpark stammt der Haupt-Beitrag zu den NO_x -Konzentrationen²⁶ aus dem Straßenverkehr. Dabei zeigt sich, dass der stark befahrene Hessenring – hier besonders bei Südwind – die wesentliche Quelle darstellt. Aber auch die relativ geringe Verkehrsintensität auf der Kaiser-Friedrich-Promenade ist mit ihrem Einfluss sichtbar.

Der Busverkehr hat seine höchsten Beiträge bei Süd-Südwestwind. Hier kommen insbesondere der Bahnhofsbereich und der Marienbader Platz als Quellen zum Tragen.

Meteorologisch spielen insbesondere Inversionslagen eine wichtige Rolle. Da in dieser Untersuchung auf einer Ganzjahres-Statistik der meteorologischen Größen beruht, konnte nicht nach Sommer und Winter differenziert werden. Die im Jahresverlauf stärksten Inversionen bilden sich meist in sommerlichen Hochdruckgebieten durch nächtliche Ausstrahlung. Im Sommer geht die Sonne bereits in den frühen Morgenstunden auf und durch die Sonneneinstrahlungen lösen sich die Inversionen in der Regel relativ rasch auf, so dass hier der Einfluss von Inversionen im Berufsverkehr eher reduziert sein dürfte. Inversionen im Winter sind meist nicht so stark ausgeprägt wie im Sommer, lösen sich aber erst spät auf und sind daher für Immissionen durch den Berufsverkehr von größerer Bedeutung.

Im Abschnitt 5.2 konnte experimentell gezeigt werden, dass der lokale Beitrag an den Stickoxidkonzentrationen den des großräumigen Stickoxid-Hintergrundes um den Faktor 2 – 3 übersteigt.

Aus diesem Grunde wurden in der hier vorliegenden numerischen Studie großräumige Hintergrundkonzentrationen von NO_x nicht mit eingerechnet, sondern deren Beitrag erst bei der Kalkulation der NO_x -Entlastungspotenziale (vgl. Abschnitt 6: Empfehlungen) explizit berücksichtigt.

²⁶ Zum Verhältnis NO_2/NO_x am Messort „Kurpark“ vgl. die Ausführungen in Fußnote 23.

6. Empfehlungen

1. In der hier vorliegenden Studie wurde nachgewiesen, dass der Straßenverkehr in der Kurstadt Bad Homburg der bei Weitem dominierende Verursacher der beobachteten NO₂-Konzentrations-Überschreitungen (21.6 µg/m³ als Jahresmittel für 2014 (Grenzwert: 20 µg/m³)) am Messort „Kurpark“ ist. Da der lokale NO₂-Beitrag der Stadt den des regionalen NO₂-Eintrags um mehr als einen Faktor zwei überschreitet, ist es möglich, mit lokalen Stickoxid-Reduktionsmaßnahmen eine nachhaltige Senkung des NO₂-Langzeitmittels des kritisch belasteten Messortes „Kurpark“ zu erreichen. Wegen der Bedeutung des Straßenverkehrs als dominierende lokale Stickoxid-Quelle wird empfohlen, sich bei den Reduktionsmaßnahmen auf den Bereich des Straßenverkehrs zu konzentrieren²⁷.
2. Es konnte gezeigt werden, dass die Bad Homburger Stadtbusse im Mittel einen Anteil am lokalen NO_x-Beitrag aus dem Straßenverkehr von 27 % am Messort „Kurpark“ besitzen. Der Austausch der gegenwärtigen Bad Homburger Busflotte (EURO-5-Abgasnorm) gegen entsprechende Fahrzeuge mit EURO-6-Norm sollte zu einer Reduktion der NO₂-Jahresmittel am Messplatz „Kurpark“ in Höhe von 16.5 % führen. Dieser Wert setzt sich zusammen aus dem modellierten Anteil der Stadtbusse am lokalen NO_x-Verkehrsbeitrag in Höhe von 27 %, der gefundenen Anteilsverteilung für NO_x (vgl. Tab. 4) (lokal/regional von $\frac{27}{10} \frac{[\text{ppb}]}{[\text{ppb}]}$ bzw. $\frac{42}{16} \frac{[\mu\text{g}/\text{m}^3]}{[\mu\text{g}/\text{m}^3]}$) und dem gefundenen NO_x-Einsparpotenzial von einem Faktor 6 beim Wechsel von EURO-5-Bussen hin zu emissionsärmeren EURO-6-Bussen. Beim Austausch der Busflotte wird somit ein NO_x-Entlastungspotenzial (Stadtbeitrag von 63 %,)

²⁷ Da für die beiden anderen relevanten Messorte „Paul-Ehrlich-Klinik“ (Ortszentrum) und „Kaiser-Friedrich-Promenade“ (Verkehrszentrum) keine Überschreitungen der jeweiligen Langzeit-Richtwerte beobachtet wurden, konzentrieren sich die Vorschläge für Reduktionsmaßnahmen auf den Messort „Kurpark“. Im Übrigen ist für die Messorte Ortszentrum und Verkehrszentrum wegen ihrer größeren Nähe zum fließenden Verkehr ein zumindest gleichgewichtiger Beitrag durch verkehrliche Maßnahmen zu erzielen.

NO_x-Reduktion der EURO-6-Busse: Faktor 6) von 14 % für den kritischen Messplatz „Kurpark“ kalkuliert.

3. Es konnte gezeigt werden, dass eine Sperrung der Kaiser-Friedrich-Promenade für den Pkw-Verkehr im Bereich zwischen Kisselleff-Strasse und Seedammweg zu einer weiteren Reduzierung der Stickoxidkonzentrationen am Messort „Kurpark“ in Höhe von ca. 3 % führt (wenn man eine Reduktion der NO_x-Immissionen von 9.7 % bei einem Pkw-Anteil von 47 % (vgl. Tabelle 11) ansetzt.
4. Nach Lage der Dinge reichen die in Punkt 2 und Punkt 3 empfohlenen Maßnahmen mit einem Entlastungspotenzial in Höhe von ca. 17 % derzeit aus, um damit eine hinreichende Reduktion des NO₂-Jahresmittels am Messplatz „Kurpark“ zu erzielen. Wegen der beobachteten Überschreitung des NO₂-Langzeit-Grenzwertes von 9 % (Messperiode: Febr. 2014 – Febr. 2015, FZ-Jülich) bzw. 11 % ((Messperiode: 3. 01. 2014 – 09. 01. 2015), Resultate der DWD-Messungen [DWD, 2016]) werden allerdings zusätzliche flankierende Maßnahmen empfohlen:
 - a. Regelmäßige Emissionskontrolle der in Bad Homburg verwendeten Heizungsanlagen und Fortführung der Subventionierung des Austausches älterer Anlagen. Ein Nutzen dieser Maßnahme für das NO₂-Jahresmittel dürfte sich in überschaubarem Rahmen halten, da der Beitrag der Heizungsanlagen an den Stickoxidemissionen weit unter 10 % liegt [UBA, 2015].
 - b. Verlagerung des über den Hessenring verlaufenden Lkw-Verkehrs in Form einer Ortsumgehung über die Zeppelinstraße/Hohemarkstraße. Das hierbei zu erzielende maximale Einsparpotenzial ist beachtlich: Insgesamt tragen die Lkw zu 26 % (vgl. Tab. 11) zum verkehrsinduzierten NO_x-Beitrag am Kurpark bei. Unter Berücksichtigung des lokalen Anteils am NO_x und der relativen Bedeutung des Hessenrings (vgl. Tabelle 12) wäre auf diesem Wege ein weiteres NO_x-Einsparpotenzial von 11 % zu erzielen.
 - c. NO_x-Emissionsreduzierung durch Erneuerung der Diesel-Fahrzeugflotte. Es ist bekannt, dass Diesel-Pkw etwa 75 % der NO_x-

Emissionen aller Pkw erzeugen, obwohl ihr Anteil nur etwa 30 % am Gesamt-Pkw-Bestand ausmacht. Wie aus Abbildung 52 erkennbar ist, beträgt, die Austauschzeit, nach der 50 % einer bestehenden EURO-Norm durch Fahrzeuge mit verschärfter EURO-Norm ersetzt werden, etwa 9 Jahre. Nimmt man nun an, dass Pkw mit der EURO-6-Norm unter realen Betriebsbedingungen im Straßenverkehr 160 mg/km an NO_x emittieren (also das Doppelte des EURO-6- NO_x -Grenzwertes²⁸) und vergleicht diesen Emissionsfaktor mit dem bisherigen mittleren NO_x -Emissionsfaktor für Diesel-Pkw von 1 g/km [Ehlers et al. 2015, Tabelle 2], so erwartet man eine Reduktion der NO_x -Emissionen eines EURO-6-Fahrzeuges um den Faktor fünf.

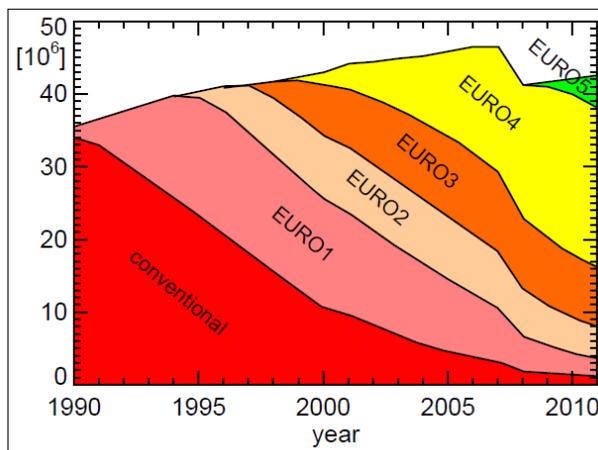


Abbildung 52: EURO-Normen-Anteile für Pkw in Deutschland in den Jahren zwischen 1990 und 2010 (aus: Ehlers et al. 2015).

Nach Ablauf von drei Jahren, also zum Zeitpunkt einer erneuten Kurstatus-Zertifizierung für Bad Homburg im Jahre 2019 werden 16.5 % aller Diesel-Pkw durch EURO-6-Fahrzeuge ausgetauscht sein. Dies bedingt einen Rückgang der NO_x -Emissionen aus dem Bereich Diesel-Pkw um mehr als 10 %. Bezogen auf die Gesamt- NO_x -Emissionen aus dem Straßenverkehr ist somit mit einer Reduktion des NO_2 -Jahresmittels am Messort „Kurpark“ von lediglich 3 – 4 % zu rechnen.

²⁸ In jüngster Zeit wurde ein EU-weiter Abschlagfaktor für real-drive-emissions festgelegt. Er liegt gegenwärtig bei einem Faktor 2.2 des jeweiligen EURO-Norm-Grenzwertes.

Fazit: Kontinuierliche Emissionsreduzierungen durch Ersatz alter Dieselfahrzeugen durch Fahrzeuge mit Euro-6-Norm liefert allein keine ausreichende Konzentrationsreduktion am Messort „Kurpark“. Dies muß durch ein Bündel aktiver Maßnahmen unterstützt werden, um eine Konzentrationsreduktion für NO₂ von mindestens 20 % zu erzielen.

7. Literatur

[Brenk, 1978]

Brenk, H. D., „Ein anwendungsbezogenes Konzept zur Berechnung der Umweltbelastung durch Abluftemissionen kerntechnischer Anlagen für Standorte in der Bundesrepublik Deutschland“, Kernforschungsanlage Jülich, JÜL-1485, ISSN-0366-0885, 1978.

[Buers, Klemp, Müller, Rohrer, 2011]

Buers, H.-J., D. Klemp, K. P. Müller, F. Rohrer, „Verfahren zur Feinstaubanalyse“, in: Patentblatt 2011 / 20 18.05.2011, Germany, WO 200 045534A17

[Carlaw, Rhys-Tyler, 2013]

Carlaw, D. C., G. Rhys-Tyler, „New insights from comprehensive on-road measurements of NO_x, NO₂ and NH₃ from vehicle emission remote sensing in London, UK“, Atmos. Environ., 81 , 339 – 347, 2013.

[DWD, 2013]

Zwischenauswertung zur Luftqualität in Bad Homburg, Deutscher Wetterdienst, Abteilung Umwelt- und Klimaberatung, Freiburg, 2013.

[DWD, 2016]

Zwischenauswertung zur Luftqualität in Bad Homburg, Deutscher Wetterdienst, Abteilung Umwelt- und Klimaberatung, Freiburg, Mai 2016.

[Ehlers, 2013]

Ehlers, C. , „Mobile Messungen – Messung und Bewertung von Verkehrsemissionen“, Dissertation, Universität zu Köln, 2013.

[Ehlers et al., 2015]

Ehlers, C., D. Klemp, F. Rohrer, D. Mihelcic, R. Wegener, A. Kiendler-Scharr, and A. Wahner: „Twenty years of ambient observations of nitrogen oxides and specified hydrocarbons in air masses dominated by traffic emissions in

Germany”, The Royal Soc. of Chemistry, Faraday Discussions, , DOI: 10.1039/C5FD00180C, 2015.

[Gilge und Claude]

Gilge, St., H. Claude, „Langfristige Zunahme des bodennahen Ozons – Ein globaler Trend ?“, Ozonbulletin des Deutschen Wetterdienstes, Ausgabe 116, Mai 2007.

[IFEU-Institut, 2010]

Dünnebiel, F., U. Lambrecht, A. Schacht, „Auswirkungen zukünftiger NO_x- und NO₂-Emissionen des Kfz-Verkehrs auf die Luftqualität in hoch belasteten Straßen in Baden-Württemberg“, Institut für Energie- und Umweltforschung Heidelberg GmbH, 2010.

[Klemp, D., D. Mihelcic, B. Mittermaier, 2012]

Klemp, D., D. Mihelcic, B. Mittermaier, „Messung und Bewertung von Verkehrsemissionen“, Reihe „Energie und Umwelt“, Zentralbibliothek, Verlag, Jülich, 2012.

[Leighton, 1961]

Leighton, P. A., „Photochemistry of air pollution“, New York, London, Academic Press Inc., 1961.

[Lenschow et al., 2001]

Lenschow, P.; Abraham, H.-J.; Kutzner, K.; Lutz, M.; Preuss, J.-D.; Reichenbacher, W.: Some ideas about the sources of PM10., Atmos. Environ. 35 (2001), S. 23 – 33

[LUBW, 2007]

Einflussgrößen auf die zeitliche und räumliche Struktur der Feinstaubkonzentrationen, LUBW 2007.

[Möllmann-Coers et al., 2002]

Möllmann-Coers, M., D. Klemp, K. Mannschreck, F. Slemr, „Statistical study of the diurnal variation of modeled and measured NMHC concentrations“, Atmos. Environ. 36 Supplement No. 1, 109 – 122, 2002.

[Pütz, 2014]

Pütz, R., Hochschule Landshut, Vortrag, VDV Jahrestagung, Spartentreffen Bus, 26.5. 2014.

[Quass et al., 2004]

Quass, U., T. Kuhbusch, M. Koch, „Identifizierung von Quellgruppen für die Feinstaubfraktion“, IUTA Report LP 15/2004

[TÜV, 2006]

TÜV Süd, Ausbau Flughafen Frankfurt Main Gutachten G15.2, Bauimmissionen – Luft, Unterlagen zum Planfeststellungsverfahren, Eschborn, 2006.

[VDI, 2009]

VDI 3782 Blatt 1, Gauß'sches Fahnenmodell für Pläne der Luftreinhaltung, 2009.

[UBA, 2014]

Umweltbundesamt, „Vergleich der Emissionen einzelner Verkehrsträger im Personenverkehr“, Dessau, den 05.09. 2014.

[UBA, 2015]

Umweltbundesamt, Stickstoffoxid-Emissionen nach Quellkategorien, Dessau, 2015.

[Urban, 2010]

S. Urban, „Charakterisierung der Quellverteilung von Feinstaub und Stickoxiden in ländlichem und städtischen Gebiet“, Dissertation, Uni Wuppertal, 2010.

Band / Volume 340

**Atomic oxygen derived from SCIAMACHY O(¹S)
and OH airglow measurements in the Mesopause region**

Y. Zhu (2016), 206 pp

ISBN: 978-3-95806-178-1

Band / Volume 341

**Diagnostic Mirror Concept Development for Use
in the Complex Environment of a Fusion Reactor**

A. Krimmer (2016), x, 123 pp

ISBN: 978-3-95806-180-4

Band / Volume 342

**Long-Term Measurements of the Radiation Exposure of the Inhabitants
of Radioactively Contaminated Regions of Belarus –
The Korma Report II (1998 – 2015)**

P. Zoriy, H. Dederichs, J. Pillath, B. Heuel-Fabianek, P. Hill, R. Lennartz
(2016), ca 105 pp

ISBN: 978-3-95806-181-1

Band / Volume 343

**Entwicklung und Charakterisierung von Nickel/Gadolinium-Ceroxid-
basierten Anoden für die metallgestützte Festoxid-Brennstoffzelle**

V. Rojek-Wöckner (2016), XVI, 136 pp

ISBN: 978-3-95806-182-8

Band / Volume 344

**Reaction-diffusion modelling of hydrogen retention
and release mechanisms in beryllium**

M. Wensing (2016), 100 pp

ISBN: 978-3-95806-184-2

Band / Volume 345

**Light Management by Intermediate Reflectors
in Silicon-based Tandem Solar Cells**

A. Hoffmann (2016), 199 pp

ISBN: 978-3-95806-186-6

Band / Volume 346

**Design eines hocheffizienten Festoxid-Brennstoffzellensystems
mit integrierter Schutzgaserzeugung**

M. Engelbracht (2016), 190 pp

ISBN: 978-3-95806-189-7

Band / Volume 347

On model and measurement uncertainty in predicting land surface carbon fluxes

H. Post (2016), xviii, 135 pp

ISBN: 978-3-95806-190-3

Band / Volume 348

Bipolarplattenmaterialien für Polymer-Elektrolyt-Membran Elektrolyse

M. Langemann (2016), I-III, 189, IV-XVIII pp

ISBN: 978-3-95806-192-7

Band / Volume 349

Modellbasierte Ansteuerung räumlich ausgedehnter Aktuator- und Sensornetzwerke in der Strömungsregelung

M. Dück (2016), XIII, 153 pp

ISBN: 978-3-95806-193-4

Band / Volume 350

TRENDS 2015 – Transition to Renewable Energy Devices and Systems

ed. by D. Stolten and R. Peters (2016), 200 pp

ISBN: 978-3-95806-195-8

Band / Volume 351

Dual Phase Oxygen Transport Membrane for Efficient Oxyfuel Combustion

M. Ramasamy (2016), VIII, 136 pp

ISBN: 978-3-95806-196-5

Band / Volume 352

Transport, co-transport, and retention of functionalized multi-walled carbon nanotubes in porous media

M. Zhang (2016), VII, 112 pp

ISBN: 978-3-95806-198-9

Band / Volume 353

Untersuchungen zur Luftqualität in Bad Homburg

C. Ehlers, D. Klemp, C. Kofahl, H. Fröhlich, M. Möllmann-Coers und A. Wahner (2016), IV, 93 pp

ISBN: 978-3-95806-199-6

Weitere *Schriften des Verlags im Forschungszentrum Jülich* unter
<http://www.zb1.fz-juelich.de/verlagextern1/index.asp>

**Energie & Umwelt /
Energy & Environment
Band / Volume 353
ISBN 978-3-95806-199-6**

