

# **Aktualisierung des MLuS 02 – Erstellung der RLuS**

**Berichte der  
Bundesanstalt für Straßenwesen**

**Verkehrstechnik Heft V 222**

**bast**

# **Aktualisierung des MLuS 02 – Erstellung der RLuS**

von

Ingo Düring  
Thomas Flassak  
Eva Nitzsche  
Christine Sörgel

Ingenieurbüro Lohmeyer GmbH & Co KG, Radebeul

unter Mitarbeit von

Frank Dünnebeil  
Ingo Rehberger

ifeu - Institut für Energie- und Umweltforschung Heidelberg GmbH

**Berichte der  
Bundesanstalt für Straßenwesen**

**Verkehrstechnik Heft V 222**

**bast**

Die Bundesanstalt für Straßenwesen veröffentlicht ihre Arbeits- und Forschungsergebnisse in der Schriftenreihe **Berichte der Bundesanstalt für Straßenwesen**. Die Reihe besteht aus folgenden Unterreihen:

A - Allgemeines  
B - Brücken- und Ingenieurbau  
F - Fahrzeugtechnik  
M - Mensch und Sicherheit  
S - Straßenbau  
V - Verkehrstechnik

Es wird darauf hingewiesen, dass die unter dem Namen der Verfasser veröffentlichten Berichte nicht in jedem Fall die Ansicht des Herausgebers wiedergeben.

Nachdruck und photomechanische Wiedergabe, auch auszugsweise, nur mit Genehmigung der Bundesanstalt für Straßenwesen, Stabsstelle Presse und Öffentlichkeitsarbeit.

Die Hefte der Schriftenreihe **Berichte der Bundesanstalt für Straßenwesen** können direkt beim Wirtschaftsverlag NW, Verlag für neue Wissenschaft GmbH, Bgm.-Smidt-Str. 74-76, D-27568 Bremerhaven, Telefon: (04 71) 9 45 44 - 0, bezogen werden.

Über die Forschungsergebnisse und ihre Veröffentlichungen wird in der Regel in Kurzform im Informationsdienst **Forschung kompakt** berichtet. Dieser Dienst wird kostenlos abgegeben; Interessenten wenden sich bitte an die Bundesanstalt für Straßenwesen, Stabsstelle Presse und Öffentlichkeitsarbeit.

Ab dem Jahrgang 2003 stehen die Berichte der BAST zum Teil als kostenfreier Download im elektronischen BAST-Archiv ELBA zur Verfügung.  
<http://bast.opus.hbz-nrw.de/benutzung.php?la=de>

## Impressum

**Bericht zum Forschungsprojekt FE 02.255/2004/LRB:**  
Aktualisierung des MLuS 02, geänderte Fassung 2005 bezüglich Emission, Lärmschutzmodul, NO-NO<sub>2</sub>-Konversion, Vorbelastung und Fortschreibung 22. BImSchV  
- Erstellung RLUS -

### Herausgeber

Bundesanstalt für Straßenwesen  
Brüderstraße 53, D-51427 Bergisch Gladbach  
Telefon: (0 22 04) 43 - 0  
Telefax: (0 22 04) 43 - 674

### Redaktion

Stabsstelle Presse und Öffentlichkeitsarbeit

### Druck und Verlag

Wirtschaftsverlag NW  
Verlag für neue Wissenschaft GmbH  
Postfach 10 11 10, D-27511 Bremerhaven  
Telefon: (04 71) 9 45 44 - 0  
Telefax: (04 71) 9 45 44 77  
Email: [vertrieb@nw-verlag.de](mailto:vertrieb@nw-verlag.de)  
Internet: [www.nw-verlag.de](http://www.nw-verlag.de)

ISSN 0943-9331  
ISBN 978-3-86918-292-6

Bergisch Gladbach, März 2013

## Kurzfassung – Abstract

### Aktualisierung des MLuS 02 – Erstellung der RLuS

Auf Basis des HBEFA 3.1 wurde das Emissionsmodul grundlegend überarbeitet. Die Emissionsberechnung kann nunmehr für die Bezugsjahre 2005 bis 2030 erfolgen. Aktualisiert wurden auch die PM10-Emissionsfaktoren für Aufwirbelung und Abrieb. Für freie (nicht überdeckelte Strecken) im guten Fahrbahnzustand sollten für den Leichtverkehr (LV) für alle Verkehrssituationen mit Tempolimit größer 50 km/h unabhängig vom Level of Service 30 mg/(km · Fzg) sowie für den Schwerverkehr (SV) 130 mg/(km · Fzg) verwendet werden. Für Tunnelstrecken werden für den LV 5 mg/(km · Fzg) sowie für den SV 130 mg/(km · Fzg) vorgeschlagen. Für Straßen im schlechten Zustand sind diese Werte mit dem Faktor 2 zu multiplizieren. Für die Ermittlung der nicht motorbedingten PM2.5-Emissionen (Reifen-, Straße- und Bremsabrieb) wird der Ansatz aus CORINAIR vorgeschlagen. Kupplungsabrieb und Wiederaufwirbelung von Straßenstaub können nach derzeitigen Erkenntnissen vernachlässigt werden. Es wurde auch ein entsprechender Berechnungsvorschlag für Benzo(a)pyren-Emissionsfaktoren abgeleitet. Er basiert auf Emissionsfaktoren aus einer Studie des Schweizer Bundesamtes für Umwelt, Wald und Landschaft.

Die bisher in MLuS integrierten gebietstypischen Vorbelastungswerte wurden anhand vorliegender Messdaten aus den Jahren 2000 bis 2006 aktualisiert. Neu wurden Vorbelastungsdaten für PM2.5 abgeleitet, da diese bisher in MLuS noch nicht vorgesehen waren. Die Änderungen der Vorbelastungswerte werden wie bisher tabellarisch in Form von Reduktionsfaktoren der Schadstoffbelastung angegeben.

Die Abschätzungen der immissionsseitigen Wirkungen von Lärmschutzwänden- und -wällen wurden auf der Grundlage von mikroskaligen Modellrechnungen (MISKAM) quantifiziert und mit Windkanalmessungen bzw. Ergebnissen aus der Literatur abgeglichen. Nunmehr können Lärmschutzwände und Lärmschutzwälle bis 10 m berücksichtigt werden.

Als NO-NO<sub>2</sub>-Konversionsmodell wird nunmehr ein vereinfachtes Chemiemodell auf Basis der Be-

schreibung der chemischen Umwandlung im Gleichgewicht der Stoffe NO<sub>2</sub>, NO und Ozon verwendet.

Die Funktion zur Abschätzung der Überschreitungshäufigkeiten des NO<sub>2</sub>-Stundengrenzwertes wurde anhand von Messdaten der Jahre 2000 bis 2009 aktualisiert.

Mit den zuvor erläuterten Ergebnissen wurde eine grundlegende Aktualisierung des PC-Programms durchgeführt. In Absprache mit dem zuständigen FGSV-Arbeitskreis wird das Programm „Richtlinien zur Ermittlung der Luftqualität an Straßen ohne oder mit lockerer Randbebauung“ (RLuS) heißen. Die Onlinehilfe und das Handbuch zum Programm wurden ebenfalls aktualisiert.

Abgeschlossen wurde auch im Rahmen des hier vorliegenden Projektes die Neuformatierung der RLuS-Broschüre.

### Update MLuS 02 – compilation of RLuS

The module for direct exhaust emission calculation was revised on basis of the emission factor handbook (HBEFA 3.1). The emission calculation can now be made for the reference years 2005 to 2030. Furthermore the non exhaust PM10 emission factors (road dust resuspension and abrasion) were actualized. Emission factors of 30 mg/(km · light-duty vehicle) and 130 mg/(km · heavy vehicle) should be used for open roads with good surface quality for all traffic situations with a speed limit higher than 50 km/h, independent from the Level of Service. For road tunnels the non-exhaust PM10 emission factors for light-duty vehicle of 5 mg/(km · vehicle) and for heavy vehicle of 130 mg/(km · vehicle) are recommended. For roads with bad surface quality the emission factor should be multiplied with 2. For the determination of non-exhaust PM2.5 emissions (tyre, road and brake abrasion) it is suggested to use the emission factors of CORINAIR. Clutch abrasion and resuspension of road dust can be neglected according to current knowledge. In Addition a proposal for the calculation of benzo(a)pyrene emission factors was developed, which is based on

a study by the Swiss Department of Environment, Forest and Landscape.

The typical background concentration levels which are integrated in MLuS as before are updated with the help of available measurement data from 2000 to 2006. Background concentration levels of PM<sub>2.5</sub> were added.

The estimations of the immission-reduction effect of noise protection walls and barriers were quantified on basis of micro-scaled model calculations (MISKAM) and evaluated with wind tunnel measurements and also results from literature. Noise walls and barriers can now be considered up to the height of 10 m.

A simplified chemistry model on basis of the chemical conversion equilibrium NO<sub>2</sub>-NO-Ozone is now used as the NO-NO<sub>2</sub> conversion model.

The function to estimate the exceedance frequency of the NO<sub>2</sub> hour limit value was updated using measurement data of the years 2000 to 2009.

A basic update of the PC program was conducted based on the previously discussed results. In agreement with the concerned FGSV task force the program will be called „Richtlinien zur Ermittlung der Luftqualität an Straßen ohne oder mit lockerer Randbebauung“ (RLuS). The online help and the program manual were actualized.

The actualization of the RLuS brochure was finished.

## Inhalt

|  |    |          |  |    |
|--|----|----------|--|----|
| <b>Erläuterungen von Fachausdrücken</b> . . . . .  | 7  | <b>5</b> | <b>Bestimmung der Benzo(a)pyren-</b><br><b>konzentrationen</b> . . . . . | 29 |
| <b>1 Aufgabenstellung</b> . . . . .  | 9  | 5.1      | Motorbedingte Emissionsfaktoren . . . . .                                | 29 |
| <b>2 Vorgehensweise</b> . . . . .  | 9  | 5.2      | Nicht motorbedingte Emissions-   | 30 |
|  |    |          | faktoren . . . . .   |    |
| <b>3 Wissenschaftlicher und</b><br><b>technischer Stand von MLuS</b> . . . . .                     | 10 | <b>6</b> | <b>Bestimmung der PM2.5-</b><br><b>Konzentrationen</b> . . . . .         | 30 |
| 3.1 Emissionen . . . . .   | 10 | 6.1      | Motorbedingte PM2.5-Emissions-   | 30 |
| 3.2 Einfluss von Lärmschutzwänden . . . . .  | 10 | 6.2      | Nicht motorbedingte PM2.5-Emissions-                                     | 30 |
| 3.3 Fortschreibung der 22. BImSchV . . . . .   | 10 | 6.3      | Schlussfolgerungen aus der   | 37 |
| 3.3.1 Benzo(a)pyren . . . . .  | 10 |          | PM2.5-Literaturrecherche . . . . .                                       |    |
| 3.3.2 Feinstaubpartikel PM2.5 . . . . .  | 10 |          |  |    |
| 3.4 Schätzwerte der Vorbelastung und   |    | <b>7</b> | <b>Aktualisierung der nicht motor-</b>                                   |    |
| Reduktionsfaktoren . . . . .   | 11 |          | <b>bedingten PM10-Emissions-</b>   |    |
| <b>4 Aktualisierung der motor-</b><br><b>bedingten Emissionsdaten für</b><br><b>MLuS</b> . . . . . | 11 | 7.1      | <b>faktoren</b> . . . . .  | 38 |
| 4.1 Neue Datenbasis: Handbuch für  |    | 7.2      | Zur Verfügung stehende   | 39 |
| Emissionsfaktoren des Straßen-   |    | 7.2.1    | Datensätze aus 2004 . . . . .  | 39 |
| verkehrs, HBEFA 3.1 . . . . .  | 11 | 7.2.2    | Untersuchungen nach 2004 . . . . .                                       | 39 |
| 4.2 Emissionsfaktoren in RLuS . . . . .  | 14 | 7.2.3    | Autobahn A 61 . . . . .  | 39 |
| 4.3 Charakterisierung der Straßen . . . . .  | 14 | 7.2.4    | Autobahn A 2 bei Reiden (Schweiz) . . . . .                              | 42 |
| 4.4 Verkehrs- und Flottenzusammen-   |    | 7.2.5    | Autobahn A 8 bei Zusmarshausen . . . . .                                 | 43 |
| setzung . . . . .  | 15 | 7.2.6    | Autobahn A 93 bei Oberaudorf . . . . .                                   | 44 |
| 4.4.1 Verkehrszusammensetzung . . . . .  | 15 | 7.2.7    | Autobahn A 9 bei   | 45 |
| 4.4.2 Flottenzusammensetzung . . . . .   | 15 | 7.2.8    | München-Freimann . . . . .   | 45 |
| 4.5 Tages- und Wochengänge des   |    | 7.3      | Messungen der BAST an den Auto-  | 46 |
| Verkehrs . . . . .   | 17 |          | bahnen A 4 bei Bensberg und der  | 46 |
| 4.5.1 Tagesgänge . . . . .   | 17 |          | A 61 am Rastplatz „Goldene Meile“ . . . . .                              | 46 |
| 4.5.2 Wochengänge . . . . .  | 24 |          | Messungen an der A 1 in  | 47 |
| 4.6 Ermittlung der stündlichen Verkehrs-   |    |          | Hamburg-Billwerder . . . . .   | 47 |
| zustände . . . . .   | 27 |          | Tunnelmessungen . . . . .  | 47 |
| 4.7 Programmtechnische Umsetzung . . . . .   | 28 |          | Einfluss des HBEFA 3.1 auf die   | 49 |
|  |    |          | Ergebnisse der vorliegenden  | 49 |
|  |    |          | Datenauswertungen . . . . .  | 49 |

|          |   |    |          |   |    |
|----------|---|----|----------|---|----|
| 7.3.1    | Grundlagen  | 49 | 8.4.5    | Einfluss der Höhe der Lärmschutz-<br>maßnahme auf die Reduktions-<br>wirkung  | 70 |
| 7.3.2    | Einfluss HBEFA 3.1 auf die Ergeb-<br>nisse an der B 10 in Karlsruhe                               | 49 | 8.4.6    | Flächenhafte Auswertung der<br>Reduktionswirkung  | 72 |
| 7.3.3    | Einfluss HBEFA 3.1 auf die<br>Ergebnisse an der A 61,<br>„Goldene Meile“                          | 54 | 8.4.7    | Einfluss der verkehrserzeugten<br>Turbulenz   | 74 |
| 7.3.4    | Einfluss HBEFA 3.1 auf die Ergebnisse<br>von GEHRIG et al. (2003) und<br>BUKOWIECKI et al. (2009) | 55 | 8.4.8    | Einfluss des Abstands von der<br>Wand zur Fahrbahn auf die<br>Reduktionswirkung   | 74 |
| 7.3.5    | Einfluss HBEFA 3.1 auf die<br>Ergebnisse an weiteren Straßen                                      | 56 | 8.4.9    | Einfluss der Fahrbahnbreite auf<br>die Reduktionswirkung  | 75 |
| 7.4      | Systematisierung und Vorschlag<br>für PM10-Emissionsfaktoren                                      | 57 | 8.5      | Vergleich der Ergebnisse mit denen<br>aus der Literatur   | 76 |
| 7.4.1    | Freie Autobahnstrecken  | 59 | 8.6      | Reduktionsfunktionen für die<br>Integration ins RLuS  | 77 |
| 7.4.2    | Tunnel  | 60 | 8.6.1    | Bisher in MLuS verwendeter Ansatz   | 77 |
| 7.4.3    | Vergleich des Emissionsansatzes<br>mit vorliegenden Naturdaten                                    | 60 | 8.6.2    | Direkter Vergleich zwischen<br>den Reduktionsfunktionen in<br>MLuS 02 und den in der vorliegen-<br>den Untersuchung erarbeiteten<br>Ergebnissen | 78 |
| <b>8</b> | <b>Berücksichtigung von aktiven Lärm-<br/>schutzeinrichtungen höher<br/>6 Meter</b>               | 62 | 8.6.3    | Anhand der vorliegenden Unter-<br>suchung erarbeiteter Vorschlag für<br>einen neuen Ansatz  | 79 |
| 8.1      | Vorgehensweise  | 62 | <b>9</b> | <b>Aktualisierung der Tabellen für<br/>die Hintergrundbelastung und<br/>deren Reduktion für Bezugsjahre<br/>bis 2025</b>                        | 81 |
| 8.2      | Überströmung von Wänden und<br>Wällen – Literaturwerte  | 62 | 9.1      | Datengrundlagen   | 81 |
| 8.2.1    | Wände   | 62 | 9.1.1    | Stickoxide (NO, NO <sub>2</sub> )   | 81 |
| 8.2.2    | Wälle   | 63 | 9.1.2    | Feinstaubpartikel (PM10)  | 81 |
| 8.2.3    | Beidseitige Strömungshindernisse  | 64 | 9.1.3    | Benzol, CO und SO <sub>2</sub>  | 81 |
| 8.3      | Eingangsdaten   | 65 | 9.2      | Datenanalysen   | 81 |
| 8.3.1    | Rechenmodell  | 65 | 9.2.1    | Ergebnisse für NO <sub>2</sub>  | 81 |
| 8.3.2    | Straßenquerschnitt und Geometrie<br>von Wänden und Wällen   | 65 | 9.2.2    | Ergebnisse für NO   | 83 |
| 8.3.3    | Verwendete Windstatistik  | 66 | 9.2.3    | Ergebnisse für PM10   | 83 |
| 8.4      | Ergebnisse der Berechnungen   | 68 | 9.2.4    | Ergebnisse für SO <sub>2</sub> , CO, Benzol<br>und Blei   | 84 |
| 8.4.1    | Auswertung einzelner Anström-<br>richtungen   | 68 | 9.3      | Aktualisierte Tabelle der Hinter-<br>grundbelastungen für MLuS  | 85 |
| 8.4.2    | Vergleich einer einseitigen mit einer<br>beidseitigen Lärmschutzmaßnahme                          | 68 |          |   |    |
| 8.4.3    | Unterschiede in der Reduktionswir-<br>kung zwischen Wand und Wall                                 | 69 |          |   |    |
| 8.4.4    | Reduktionswirkung einer Kombination<br>von Wand und Wall  | 70 |          |   |    |

|           |   |            |
|-----------|---|------------|
| 9.4       | Reduktionsfaktoren der Hintergrundbelastung .....   | 85         |
| 9.4.1     | Ausgangssituation .....   | 85         |
| 9.4.2     | Literaturauswertung .....   | 88         |
| 9.4.3     | Vorschlag für Reduktionsfaktoren der Hintergrundbelastung .....                                 | 92         |
| <b>10</b> | <b>NO/NO<sub>2</sub>-Konversion</b> .....   | <b>94</b>  |
| 10.1      | Derzeitiger Kenntnisstand .....   | 94         |
| 10.2      | NO/NO <sub>2</sub> -Konversionsmodell auf Basis eines vereinfachten Chemie-modells .....        | 98         |
| <b>11</b> | <b>Überschreitungshäufigkeiten Stickstoffdioxid</b> .....                                       | <b>102</b> |
| <b>12</b> | <b>Programmtechnische Umsetzung</b> .....   | <b>103</b> |
| <b>13</b> | <b>Vergleich der RLuS-Rechenergebnisse mit Messdaten sowie Sensitivitätsbetrachtungen</b> ..... | <b>103</b> |
| 13.1      | Vergleich RLuS mit Messdaten .....  | 103        |
| 13.2      | Sensitivitätsbetrachtungen .....  | 105        |
| 13.2.1    | Abhängigkeit vom Prognosejahr .....   | 105        |
| 13.2.2    | Abhängigkeit von der Verkehrsstärke .....   | 105        |
| 13.2.3    | Abhängigkeit vom Schwerverkehrsanteil .....   | 106        |
| 13.2.4    | Abhängigkeit von der Längsneigung .....   | 106        |
| 13.2.5    | Abhängigkeit von der Verkehrssituation und vom Tempolimit .....                                 | 106        |
| <b>14</b> | <b>Broschüre</b> .....  | <b>107</b> |
| <b>15</b> | <b>Literatur</b> .....  | <b>107</b> |

## Erläuterungen von Fachausdrücken

### Emission/Immission

Als Emission bezeichnet man die von einem Fahrzeug ausgestoßene Luftschadstoffmenge in Gramm Schadstoff pro Kilometer oder bei anderen Emittenten in Gramm pro Stunde. Die in die Atmosphäre emittierten Schadstoffe werden vom Wind verfrachtet und führen im umgebenden Gelände zu Luftschadstoffkonzentrationen, den so genannten Immissionen. Diese Immissionen stellen Luftverunreinigungen dar, die sich auf Menschen, Tiere, Pflanzen und andere Schutzgüter überwiegend nachteilig auswirken. Die Maßeinheit der Immissionen am Untersuchungspunkt ist µg (oder mg) Schadstoff pro m<sup>3</sup> Luft (µg/m<sup>3</sup> oder mg/m<sup>3</sup>).

### Hintergrundbelastung/Zusatzbelastung/ Gesamtbelastung

Als Hintergrundbelastung werden im Folgenden die Immissionen bezeichnet, die bereits ohne die Emissionen des Straßenverkehrs auf den betrachteten Straßen an den Untersuchungspunkten vorliegen. Die Zusatzbelastung ist diejenige Immission, die ausschließlich vom Verkehr auf dem zu untersuchenden Straßennetz oder der zu untersuchenden Straße hervorgerufen wird. Die Gesamtbelastung ist die Summe aus Hintergrundbelastung und Zusatzbelastung und wird in µg/m<sup>3</sup> oder mg/m<sup>3</sup> angegeben.

### Grenzwerte/Vorsorgewerte

Grenzwerte sind zum Schutz der menschlichen Gesundheit vom Gesetzgeber vorgeschriebene Beurteilungswerte für Luftschadstoffkonzentrationen, die nicht überschritten werden dürfen, siehe z. B. Neununddreißigste Verordnung zur Durchführung des Bundes-Immissionsschutzgesetzes. Vorsorgewerte stellen zusätzliche Beurteilungsmaßstäbe dar, die zahlenmäßig niedriger als Grenzwerte sind und somit im Konzentrationsbereich unterhalb der Grenzwerte eine differenzierte Beurteilung der Luftqualität ermöglichen.

### Jahresmittelwert/98-Perzentilwert/Kurzzeitwert (Äquivalentwert)

An den betrachteten Untersuchungspunkten unterliegen die Konzentrationen der Luftschadstoffe in Abhängigkeit von Windrichtung, Windgeschwindig-



keit, Verkehrsaufkommen etc. ständigen Schwankungen. Die Immissionskenngrößen Jahresmittelwert, 98-Perzentilwert (= Konzentrationswert, der in 98 % der Zeit des Jahres unterschritten wird) und weitere Kurzzeitwerte charakterisieren diese Konzentrationen. Der Jahresmittelwert stellt den über das Jahr gemittelten Konzentrationswert dar. Eine Einschränkung hinsichtlich Beurteilung der Luftqualität mit Hilfe des Jahresmittelwertes besteht darin, dass er nichts über Zeiträume mit hohen Konzentrationen aussagt. Eine das ganze Jahr über konstante Konzentration kann zum gleichen Jahresmittelwert führen wie eine zum Beispiel tagsüber sehr hohe und nachts sehr niedrige Konzentration. Der Gesetzgeber hat deshalb zusätzlich zum Jahresmittelwert so genannte Kurzzeitgrenzwerte der Konzentrationen eingeführt.

Die Neununddreißigste Verordnung zur Durchführung des Bundes-Immissionsschutzgesetzes (39. BImSchV) fordert die Einhaltung von Kurzzeitwerten in Form des Stundenmittelwertes der  $\text{NO}_2$ -Konzentrationen von  $200 \mu\text{g}/\text{m}^3$ , der nicht mehr als 18 Stunden pro Jahr überschritten werden darf, und des Tagesmittelwertes der  $\text{PM}_{10}$ -Konzentration von  $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ , der maximal an 35 Tagen überschritten werden darf. Da diese Werte derzeit nicht direkt berechnet werden können, erfolgt die Beurteilung hilfsweise anhand von abgeleiteten Äquivalentwerten auf Basis der 98-Perzentil- bzw. Jahresmittelwerte. Diese Äquivalentwerte sind aus Messungen abgeleitete Kennwerte, bei deren Unterschreitung auch eine Unterschreitung der Kurzzeitwerte erwartet wird.

### **Verkehrssituation**

Emissionen und Kraftstoffverbrauch der Kraftfahrzeuge (Kfz) hängen in hohem Maße vom Fahrverhalten ab, das durch unterschiedliche Betriebszustände wie Leerlauf im Stand, Beschleunigung, Fahrt mit konstanter Geschwindigkeit, Bremsverzögerung etc. charakterisiert ist. Das typische Fahrverhalten kann zu so genannten Verkehrssituationen zusammengefasst werden. Verkehrssituationen sind durch die Merkmale eines Straßenabschnitts wie Geschwindigkeitsbeschränkung, Ausbaugrad, Vorfahrtregelung etc. charakterisiert. In der vom Umweltbundesamt herausgegebenen Datenbank „Handbuch für Emissionsfaktoren des Straßenverkehrs, HBEFA“ sind für verschiedene Verkehrssituationen Angaben über Schadstoffemissionen angegeben.

### **Feinstaub/ $\text{PM}_{10}$**

Mit Feinstaub bzw.  $\text{PM}_{10}$  werden alle Partikel bezeichnet, die einen größenselektierenden Lufteinlass passieren, der für einen aerodynamischen Durchmesser von  $10 \mu\text{m}$  eine Abscheidewirksamkeit von 50 % aufweist.

## 1 Aufgabenstellung

Als Grundlage der von einer Straße ausgehenden Abgasimmissionen greifen die Straßenbauverwaltungen in der Regel auf das „Merkblatt für Luftverunreinigungen an Straßen ohne oder mit lockerer Randbebauung“ (MLuS) zurück. Die derzeit aktuelle Version (MLuS 02, geänderte Fassung 2005) entspricht emissionsseitig dem Wissensstand aus dem Jahr 2004, von Seiten der Bewertung dem Stand aus dem Jahr 2002 (22. BImSchV, 2002), von Seiten der Hintergrundbelastungen und deren prognostizierter Entwicklung dem Wissensstand von vor 2002 (LOHMEYER, 2002) und von Seiten der NO/NO<sub>2</sub>-Konversion dem Stand von vor dem Jahr 1998. Prognosen können bis zum Jahr 2020 berechnet werden.

Gesamtziel des Vorhabens ist es, das PC-Programm zum Merkblatt für Luftverunreinigungen an Straßen auf den aktuellen Wissensstand zu bringen. Des Weiteren soll die Papierversion des Merkblattes überarbeitet und als drucklegungsfertige Textdatei erstellt werden.

## 2 Vorgehensweise

Zur Erreichung des Projektziels werden folgende methodische Vorgehensweisen entsprechend der Ausschreibung durchgeführt:

1. Sammeln und systematisieren der relevanten aktuellen Forschungsergebnisse zur PM<sub>x</sub>-Emission, primärer NO<sub>2</sub>-Emission, NO/NO<sub>2</sub>-Konversion und Entwicklung der Hintergrundbelastung.
2. Einarbeitung der aktuellsten Emissionsdaten (ARTEMIS, HBEFA 3.1).
3. Auf Grundlage der unter 1. systematisierten Ergebnisse zu nicht motorbedingten Partikelemissionen (Abriebe und Aufwirbelung) werden die bisher im MLuS verwendeten Emissionsfaktoren geprüft bzw. ggf. angepasst.
4. Durchführung von Modellrechnungen mittels des prognostischen mikroskaligen Strömungs- und Ausbreitungsmodells MISKAM zur Erweiterung des Anwendungsbereiches des Lärm-schutzmoduls.
5. Für die Aktualisierung der klassifizierten Hintergrundbelastungen (Tabelle A.1) werden Messdaten der Luftschadstoffe aus den Ländermessnetzen und des UBA besorgt und ausgewertet.

6. Das PC-Programm MLuS/RLuS wird sowohl emissionsseitig als auch bzgl. der Prognose der Hintergrundbelastung auf die Bezugsjahre bis 2030 erweitert.
7. Ermittlung von NO<sub>2</sub>-Emissionsfaktoren für den Kfz-Verkehr im Außerortsbereich. Hierzu werden aktuelle Datengrundlagen (ARTEMIS, HBEFA 3.1) verwendet.
8. Bezüglich der NO/NO<sub>2</sub>-Konversion beinhaltet MLuS ein empirisches Konversionsmodell, welches auf Basis der NO<sub>x</sub>-Zusatzbelastung die NO<sub>2</sub>-Zusatzbelastung bestimmt und additiv mit der NO<sub>2</sub>-Hintergrundbelastung verknüpft. Dieses Konversionsmodell basiert auf Datenauswertungen vor dem Jahr 1998. Die Bildung von NO<sub>2</sub> aus NO ist ein komplexer photochemischer Prozess. Dieser ist wesentlich abhängig u. a. von der Gesamtmenge des vorliegenden NO<sub>x</sub> (nicht nur von der Zusatzbelastung) und vom Ozonangebot. Die NO<sub>2</sub>-Konzentration in der Luft ist weiterhin vom primär emittierten NO<sub>2</sub> abhängig. Sowohl die Ozonkonzentration als auch die primäre NO<sub>2</sub>-Emission sind vom Bezugsjahr abhängige Größen. Keine dieser Einflussgrößen wird durch das bisherige Konversionsmodell berücksichtigt. Es wird deshalb ein Verfahren angewendet, welches ähnlich dem Rombergmodell ein empirisches Konversionsmodell unter Berücksichtigung der NO<sub>x</sub>-Gesamtbelastung ist, aber die Entwicklung des primären NO<sub>2</sub>-Anteils in Abhängigkeit vom Bezugsjahr bis 2030 berücksichtigt.
9. Das derzeitige Modul zur Berechnung der Überschreitung der NO<sub>2</sub>-Stundenmittelgrenzwertüberschreitungen anhand der NO<sub>2</sub>-Jahresmittelwerte wird mittels der Messdaten mindestens aus den Jahren 2000 bis 2006 überprüft und ggf. angepasst.
10. Anhand der Datenauswertung in Pkt. 5 sowie der Immissionsszenarien aus Pkt. 1 werden die klassifizierten Hintergrundbelastungen sowie die Reduktionsfaktoren der Hintergrundbelastung den aktuellen Gegebenheiten angepasst. Die Reduktionsfaktoren werden bis zum Jahr 2030 fortgeschrieben. Eigene Modellrechnungen werden nicht durchgeführt. Diese Hintergrundbelastungen und Reduktionsfaktoren werden dem Länderausschuss für Immissionsschutz (LAI) vorgestellt mit dem Ziel einer Abstimmung.

11. Alle Aktualisierungen werden in die Papierform des MLuS 02, geänderte Fassung 2005, eingearbeitet. Grundlage dafür ist die vom Auftraggeber zur Verfügung gestellte MS-Word-Datei in der aktuellen Fassung.
12. Es werden anhand vorliegender Daten Vergleiche Messung/MLuS-Rechnung durchgeführt und systematisiert.
13. Alle Modellanpassungen werden in das MLuS-PC-Programm integriert. Der Name des Programms wird in RLuS geändert.
14. Es werden systematische Berechnungen mittels RLuS durchgeführt, um die Abhängigkeit von Parametern und deren Relevanz (z. B. DTV und Schwerverkehr) abzuleiten.

### 3 Wissenschaftlicher und technischer Stand von MLuS

Als Grundlage der von einer Straße ausgehenden Abgasimmissionen greifen die Straßenbauverwaltungen in der Regel auf das „Merkblatt für Luftverunreinigungen an Straßen ohne oder mit lockerer Randbebauung“ (MLuS) zurück. Die derzeit aktuelle Version (MLuS 02, geänderte Fassung 2005) entspricht emissionsseitig dem Wissensstand aus dem Jahr 2004, von Seiten der Bewertung dem Stand aus dem Jahr 2002 (22. BImSchV, 2002), von Seiten der Hintergrundbelastungen und deren prognostizierter Entwicklung dem Wissensstand von vor 2002 (LOHMEYER, 2002) und von Seiten der NO/NO<sub>2</sub>-Konversion dem Stand von vor dem Jahr 1998. Prognosen können bis zum Jahr 2020 berechnet werden.

#### 3.1 Emissionen

In der bisherigen Version von MLuS sind nur Pkw bis zu den Emissionsstufen Euro 4 und Lkw nur bis zu der Emissionsstufe Euro V berücksichtigt. Durch das europäische Forschungsprojekt ARTEMIS sowie das HBEFA 3.1 liegen aktualisierte Emissionsfaktoren vor, bzgl. der nicht motorbedingten Partikelemissionen gibt es Ergebnisse neuerer Forschungsprojekte, bzgl. der NO/NO<sub>2</sub>-Konversion gibt es neue Erkenntnisse die u. a. den bereits beobachtbaren und weiter zunehmenden Anteil primärer NO<sub>2</sub>-Emissionen thematisieren (KESSLER

et al., 2007; PALMGREN et al., 2007a und b; LAMBRECHT et al., 2006; CARSLAW, 2005).

#### 3.2 Einfluss von Lärmschutzwänden

Aktive Lärmschutzhöhen können derzeit nur bis zu einer Höhe von 6 m berücksichtigt werden. In den letzten Jahren werden aber von den Straßenbauverwaltungen zunehmend größere Höhen geplant. Deshalb soll das Lärmschutzmodul in MLuS auf Höhen bis 10 m erweitert werden.

#### 3.3 Fortschreibung der 22. BImSchV

Im Jahr 2007 wurde die 22. Bundesimmissionschutzverordnung in Bezug auf die Staubinhaltsstoffe der 4. EG-Tochtrichtlinie fortgeschrieben [22. BImSchV (2007)]. Im August 2010 wurde die 22. BImSchV durch die 39. BImSchV abgelöst.

##### 3.3.1 Benzo(a)pyren

Die EU verabschiedete am 15. Dezember 2004 eine 4. Tochtrichtlinie „Richtlinie des Europäischen Parlaments und des Rates über Arsen, Cadmium, Quecksilber, Nickel und polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe in der Luft“ (EU-Richtlinie 2004/107/EG). Diese wurde durch die Bundesregierung im Rahmen einer „Ersten Verordnung zur Änderung der Verordnung über Immissionswerte für Schadstoffe in der Luft“ in deutsches Recht umgesetzt (22. BImSchV, 2007). Benzo(a)pyren (BaP) wird dabei als Leitsubstanz für die Polyzyklischen Aromatischen Kohlenwasserstoffe (PAK) angesehen. In der 39. BImSchV (2010), die die 22. BImSchV seit August 2010 ablöst, ist dafür ein Zielwert von 1 ng BaP/m<sup>3</sup> im Jahresmittel (einzuhalten ab 2013) genannt. Quelle für PAK ist neben allen Feuerungsanlagen auch der Straßenverkehr. Dieser Schadstoff ist im bisherigen MLuS nicht berücksichtigt.

##### 3.3.2 Feinstaubpartikel PM2.5

In der Bundesrepublik werden Beurteilungswerte für Partikel in der 39. BImSchV definiert.

Für PM2.5 werden u. a. zwei Beurteilungswerte festgelegt:

- ein Grenzwert von 25 µg/m<sup>3</sup> im Jahresmittel, der ab 2015 einzuhalten ist, und

- als Zielwert ein PM2.5-Jahresmittelwert von  $25 \mu\text{g}/\text{m}^3$ , der bereits heute eingehalten werden sollte.

Um die Einhaltung des Immissionsgrenzwertes für PM2.5 von  $25 \mu\text{g}/\text{m}^3$  ab dem Jahr 2015 einzuhalten, wird eine Toleranzmarge von  $5 \mu\text{g}/\text{m}^3$  erlassen, die sich ab dem 1. Januar 2009 jährlich um ein Siebtel (ca.  $0.7 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ) vermindert.

In der 39. BImSchV wird weiterhin als nationales Ziel gefordert, ab dem Jahr 2015 den Indikator für die durchschnittliche PM2.5-Exposition von  $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$  im Jahresmittel einzuhalten. Die durchschnittliche PM2.5-Exposition für das Referenzjahr 2010 ist vom UBA festzustellen und basiert auf dem gleitenden Jahresmittelwert der Messstationen im städtischen und regionalen Hintergrund für die Jahre 2008 bis 2010. Ab dem Jahr 2020 soll als Zielwert eine reduzierte durchschnittliche PM2.5-Exposition eingehalten werden. Das Reduktionsziel beträgt in Abhängigkeit vom Ausgangswert im Referenzjahr 2010 bis zu 20 %, mindestens jedoch soll das Ziel von  $18 \mu\text{g}/\text{m}^3$  erreicht werden.

### 3.4 Schätzwerte der Vorbelastung und Reduktionsfaktoren

Liegen bei den örtlichen Immissionsschutzbehörden keine Informationen über Hintergrundkonzentrationen und zu erwartende Veränderungen bis zum Prognosejahr vor, dann können die im Anhang A1 und A2 des MLuS aufgeführten Schätzwerte verwendet werden. Diese basieren auf Ergebnissen eines F&E-Vorhabens der BAST (LOHMEYER et al., 2001) und wurden mit dem Länderausschuss für Immissionsschutz (LAI) abgestimmt. Die Vorbelastungsdaten spiegeln den Erkenntnisstand von 1997 wider. Die Reduktionsfaktoren spiegeln den Stand des Jahres 2000 wider und sind dort bis 2020 angegeben. Diese Werte sind deshalb zu aktualisieren.

## 4 Aktualisierung der motorbedingten Emissionsdaten für MLuS

Mit der Aktualisierung und Erweiterung des PC-Berechnungsverfahrens von MLuS wurde auch das zugehörige Modul zur Berechnung der Schadstoffemissionen des lokalen Straßenverkehrs überar-

beitet. Schwerpunkt war die Aktualisierung der Emissionsfaktorenbasis auf Basis des aktuellen Handbuchs für Emissionsfaktoren des Straßenverkehrs HBEFA 3.1. Weiterhin wurde die Methodik zur zeitlichen Verteilung der Verkehrsmengen im Tages- und Wochenverlauf sowie zur Festlegung von Verkehrssituationen und Fahrzuständen angepasst.

### 4.1 Neue Datenbasis: Handbuch für Emissionsfaktoren des Straßenverkehrs, HBEFA 3.1

Das MLuS-Emissionsmodul basiert auf dem „Handbuch für Emissionsfaktoren des Straßenverkehrs“, HBEFA. Seit Januar 2010 liegt mit der aktuellen Version 3.1 eine neue, wesentlich verbesserte Datenbasis zur Berechnung der Emissionen des Straßenverkehrs vor. Diese mit Experten aus vielen europäischen Staaten abgestimmte Emissionsfaktorenbasis weist gegenüber der bisherigen Version (Handbuch Emissionsfaktoren, Version 2.1 von 2004) insbesondere folgende Änderungen auf:

- Starke Erweiterung der Datenbasis für die Emissionsfaktoren unter Beteiligung zahlreicher europäischer Messinstitute und Experten.
- Aufnahme von neuen Komponenten – für die aktuelle Luftreinhalteinsbesondere  $\text{NO}_2$  (und nicht wie bisher nur  $\text{NO}_x$ ).
- Neues Konzept zur Beschreibung von Verkehrssituationen.
- Vereinheitlichter Modellierungsansatz der Emissionsfaktoren für alle Fahrzeugkategorien.

Diese neue Emissionsfaktorendatenbasis ermöglicht damit eine bessere Abschätzung der Emissionen, als es bisher möglich war. Zudem wurden mit dem aktuellen Handbuch auch die Flottenzusammensetzungen aktualisiert. U. a. ist nun auch die Einführung neuer Abgasnormen (Euro 5/6/VI) berücksichtigt.

Mit der aktuellen HBEFA-Version wurden auch die Definitionen der Verkehrssituationen komplett überarbeitet. Diese wurden zwischen den verschiedenen beteiligten Ländern harmonisiert und mit anderen, international verwendeten Konventionen (z. B. EU-Forschungsprojekt ARTEMIS) abgestimmt. Dieses neue Schema systematisiert die Verkehrssituationen anhand von vier Dimensionen: Ge-

| Gebiet           | Straßentyp                  | Verkehrszustand | Tempo-Limit [km/h] |    |    |    |    |    |    |     |     |     |     |       |  |
|------------------|-----------------------------|-----------------|--------------------|----|----|----|----|----|----|-----|-----|-----|-----|-------|--|
|                  |                             |                 | 30                 | 40 | 50 | 60 | 70 | 80 | 90 | 100 | 110 | 120 | 130 | > 130 |  |
| ländlich geprägt | Autobahn                    | 4 V'Zustände    |                    |    |    |    |    |    |    |     |     |     |     |       |  |
|                  | Semi-Autobahn               | 4 V'Zustände    |                    |    |    |    |    |    |    |     |     |     |     |       |  |
|                  | Fern-, Bundesstraße         | 4 V'Zustände    |                    |    |    |    |    |    |    |     |     |     |     |       |  |
|                  | Hauptverkehrsstraße         | 4 V'Zustände    |                    |    |    |    |    |    |    |     |     |     |     |       |  |
|                  | Hauptverkehrsstraße, kurvig | 4 V'Zustände    |                    |    |    |    |    |    |    |     |     |     |     |       |  |
|                  | Sammelstraße                | 4 V'Zustände    |                    |    |    |    |    |    |    |     |     |     |     |       |  |
|                  | Sammelstraße, kurvig        | 4 V'Zustände    |                    |    |    |    |    |    |    |     |     |     |     |       |  |
|                  | Erschließungsstraße         | 4 V'Zustände    |                    |    |    |    |    |    |    |     |     |     |     |       |  |
| Agglomeration    | Autobahn                    | 4 V'Zustände    |                    |    |    |    |    |    |    |     |     |     |     |       |  |
|                  | Stadt-Autobahn              | 4 V'Zustände    |                    |    |    |    |    |    |    |     |     |     |     |       |  |
|                  | Fern-, Bundesstraße         | 4 V'Zustände    |                    |    |    |    |    |    |    |     |     |     |     |       |  |
|                  | Städt. Magistrale/Ringstr.  | 4 V'Zustände    |                    |    |    |    |    |    |    |     |     |     |     |       |  |
|                  | Hauptverkehrsstraße         | 4 V'Zustände    |                    |    |    |    |    |    |    |     |     |     |     |       |  |
|                  | Sammelstraße                | 4 V'Zustände    |                    |    |    |    |    |    |    |     |     |     |     |       |  |
|                  | Erschließungsstraße         | 4 V'Zustände    |                    |    |    |    |    |    |    |     |     |     |     |       |  |

Bild 4.1: Neue Verkehrssituationen aus dem Handbuch Emissionsfaktoren 3.1

bietstyp (ländlicher/städtischer Raum), fünf Straßentypen, Tempolimit und vier Verkehrszustände (vgl. Bild 4.1). Aufgrund dieser Neustrukturierung sind die Verkehrssituationen nicht mehr mit früheren Versionen vergleichbar. Da die Definition von Straßentypen und die Ermittlung von Verkehrssituationen in MLuS sich am Handbuch orientieren, wurde auch hier eine entsprechende Aktualisierung erforderlich.

**Ablauf der Emissionsberechnungen in RLuS<sup>1</sup>**

Bild 4.2 stellt schematisch den Ablauf der Emissionsberechnungen in RLuS dar. Der Anwender wählt zunächst das Bezugsjahr. Damit wird festgelegt, für welche Flottenzusammensetzungen (Antriebsarten, Größenklassen, Abgasnormen, siehe Kapitel 4.4) in den RLuS-Emissionsberechnungen die Emissionsfaktoren des HBEFA (Kapitel 4.2) ausgewählt werden. Gegenüber MLuS 02 wurden die möglichen Bezugsjahre in RLuS nun auf den Zeitraum 2005-2030 erweitert.

Anschließend wird die zu untersuchende Straße charakterisiert. Dazu gehören wie schon in MLuS

02 der Straßentyp und die Geschwindigkeitsbegrenzung, die Anzahl der Fahrstreifen sowie die Längsneigung der Straße. Wegen der Neudefinition der Verkehrssituationen in HBEFA wurde auch in RLuS die Auswahl von Straßentypen und Tempolimits entsprechend angepasst (Kapitel 4.2). Die Auswahlmöglichkeiten für Fahrstreifenanzahl und Längsneigungsklassen sind gegenüber MLuS 02 unverändert. Für die Berechnung der nicht abgasbedingten Feinstaubemissionen aus Aufwirbelung und Abrieb kann zusätzlich eine Angabe zum Straßenzustand erfolgen.

Als dritten Schritt muss der Anwender noch den durchschnittlichen Verkehr auf der Straße charakterisieren. Das umfasst, wie schon in MLuS 02, die Angabe des Gesamtverkehrs (DTV) als Werktags- oder Jahresmittelwert sowie die Festlegung des Schwerverkehrsanteils. Die Abgrenzung des Schwerverkehrs erfolgt in RLuS über die Gewichtsgrenze von 3.5 t (zulässiges Gesamtgewicht). Die bisher in MLuS 02 zusätzlich mögliche Abgrenzung des Lkw-Verkehrs bei 2.8 t ist inzwischen nicht mehr gebräuchlich und wird daher in RLuS nicht mehr angeboten. Die Anteile von Pkw und von leichten Nutzfahrzeugen (LNF) innerhalb des Verkehrs < 3.5 t werden im Modell bestimmt (Kapitel 4.4).

Weitere Schritte der Emissionsberechnungen erfolgen innerhalb des Modells:

<sup>1</sup> Hinweis: Entsprechend den Festlegungen der FGSV wird aus dem Merkblatt für Luftverunreinigungen an Straßen (MLuS) eine Richtlinie. Diese wird im Folgenden RLuS genannt.



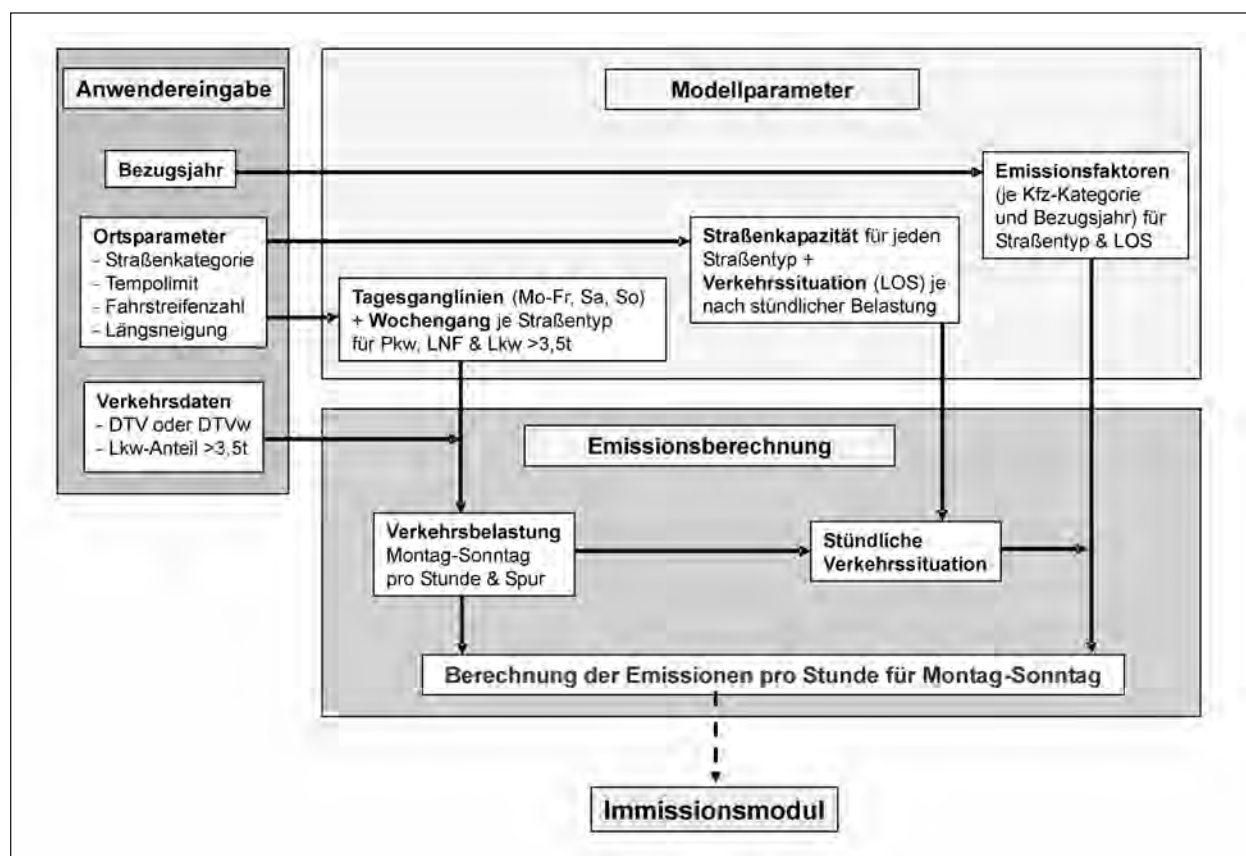


Bild 4.2: Ablaufschema der Emissionsberechnungen in RLU5

| CO  | NO <sub>x</sub> | NO <sub>2</sub> | SO <sub>2</sub> | Benzol | Benzo(a)pyren* | PM10** | PM2.5** |
|---|-----------------|-----------------|-----------------|--------|----------------|--------|---------|
| <p>* Benzo(a)pyren ist im Handbuch Emissionsfaktoren nicht enthalten. Siehe hierzu Kapitel 5.</p> <p>** PM10 und PM2.5 beinhalten neben den Abgasemissionen auch Aufwirbelungs- und Abriebanteile. Aufwirbelungs- und Abriebemissionen werden durch HBEFA nicht bereitgestellt. Diese werden für PM10 entsprechend Kapitel 7 und für PM2.5 entsprechend Kapitel 6 festgelegt. Die Ergebnisdarstellung in RLU5 fasst alle Emissionsanteile als Summe zusammen.</p> |                 |                 |                 |        |                |        |         |

Tab. 4.1: Schadstoffe im Emissionsmodul von RLU5

- Der vom Anwender angegebene jahresmittlere Verkehr wird auf Stundenwerte für jeden Wochentag aufgeteilt. Dafür liegen im Emissionsmodul für jede Fahrzeugkategorie verschiedene Tages- und Wochenganglinien in Abhängigkeit von der Straßencharakteristik (Straßentyp, Tempolimit, Fahrstreifenanzahl) zugrunde. Diese Tages- und Wochenganglinien wurden im Rahmen der Aktualisierung des Emissionsmoduls und der Einführung neuer Straßentypen überprüft und aktualisiert (siehe Kapitel 4.5).
  - Weiterhin werden die stündlich vorherrschenden Verkehrszustände (sog. Level of Service, LOS) abgeleitet. Dazu beinhaltet das Emissionsmodul Orientierungswerte, bei welchen stündlichen Verkehrsmengen welche Verkehrszustände abhängig von der Straßencharakteristik zu erwarten sind (siehe Kapitel 4.6).
  - Zur Berechnung der Emissionen werden die Verkehrsmengen für jeden Wochentag und jede Stunde des Tages mit entsprechenden Emissionsfaktoren (siehe Kapitel 4.2) für die ausgewählten Verkehrszustände verknüpft. Diese sind für alle in RLU5 erfassten Schadstoffe (siehe Tabelle 4.1) in hoher Differenzierung (Bezugsjahre, Fahrzeugkategorien, Straßentypen, Tempolimit etc.) in der Basistabelle des Emissionsmoduls hinterlegt.
- Im letzten Rechenschritt werden die für den Wochenverlauf ermittelten stündlichen Emissionsdaten zu einem Jahresmittelwert pro Schadstoff zusammengefasst. Diese werden gemeinsam mit den Jahresmittelwerten der Geschwindigkeit und des DTV an das Immissionsmodul übergeben.

## 4.2 Emissionsfaktoren in RLuS

Die in RLuS verwendeten Emissionsfaktoren sind dem Handbuch für Emissionsfaktoren des Straßenverkehrs, HBEFA, Version 3.1 entnommen. Sie bilden für jedes Bezugsjahr die mittlere Flottenzusammensetzung der einzelnen Fahrzeugkategorien (Pkw, LNF, SNF) in Deutschland ab (vgl. Kapitel 4.4) und sind differenziert nach den in RLuS enthaltenen Parametern zur Charakterisierung des örtlichen Verkehrs, d. h. sowohl Straßencharakteristik als auch Verkehrscharakteristik. Damit umfasst die Basistabelle der Emissionsfaktoren in RLuS folgende Differenzierungskriterien:

- Bezugsjahre: 2005-2030,
- Schadstoffe: CO, NO<sub>x</sub>, NO<sub>2</sub>, SO<sub>2</sub>, Benzol, Benzo(a)pyren, PM10, PM2.5,
- Fahrzeugkategorie: Pkw, leichte Nutzfahrzeuge (LNF), schwere Nutzfahrzeuge (SNF),
- Straßentypen & Tempolimits (siehe Kapitel 4.3),
- Längsneigung: 0 %, ±2 %, ±4 %, ±6 %, -2 %, -4 %, -6 %, +2 %, +4 %, +6 %,
- Verkehrszustände: frei, dicht, gesättigt, Stop+Go.

Die Emissionsfaktoren für Pkw berücksichtigen neben dem Fahrbetrieb auch den Einfluss von Klimaanlagen auf die Höhe der Emissionen.

## 4.3 Charakterisierung der Straßen

Zur Charakterisierung der untersuchten Straßen in RLuS gehören wie schon in der letzten Version MLuS 02 der Straßentyp und die Geschwindigkeitsbegrenzung, die Anzahl der Fahrstreifen sowie die Längsneigung der Straße.

Die Charakterisierung nach Straßentyp und Geschwindigkeitsbegrenzung erfolgte in MLuS 02 zwi-

sehen 9 Straßenkategorien (5 x Autobahn, 3 x außerhalb, 1 x innerorts), die an die Bezeichnungen in HBEFA 2.1 angelehnt waren. Mit der Aktualisierung des HBEFA auf Version 3.1 wurden die Definitionen der Verkehrssituationen komplett überarbeitet. Aus diesem Grund war auch für RLuS die Vorgabe der Straßentypen anzupassen.

Das neue Verkehrssituationen-Schema in HBEFA systematisiert diese anhand von vier Dimensionen: Gebietstyp (ländlicher/städtischer Raum), fünf funktionale Straßentypen, Tempolimit und vier Verkehrszustände. Im Anwendungsbereich von RLuS bietet das Handbuch grundsätzlich die Möglichkeit zur Auswahl von 8 Straßentypen im ländlichen Raum sowie 7 Straßentypen in Ballungsräumen. Für Tempolimits > 50 km/h sind insgesamt 56 Kombinationen aus Straßentyp und Geschwindigkeitsbegrenzung im HBEFA möglich.

Diese Anzahl wäre für die Anwendung in RLuS zu umfangreich. Zudem sind die Straßentypbezeichnungen in HBEFA nicht 1:1 auf Klassifizierungen von Straßen in der deutschen Straßenplanung bzw. Straßenrecht (z. B. RIN, StVO) übertragbar und damit für RLuS-Anwender nicht zwangsläufig selbsterklärend. Daher wurde für RLuS eine reduzierte Auswahl von Straßentypen und Geschwindigkeitsbegrenzungen festgelegt und möglichst allgemeinverständliche Bezeichnungen der Straßentypen gewählt (vgl. Tabelle 4.2).

Die Anzahl der Fahrstreifen kann in RLuS wie bisher im Bereich 1-8 angepasst werden. Auch bei den Längsneigungsklassen enthält RLuS die gleiche Differenzierung wie bisherige MLuS-Versionen (siehe Tabelle 4.3).

|     |      |      |      |      |      |      |      |      |      |
|-----|------|------|------|------|------|------|------|------|------|
| 0 % | ±2 % | ±4 % | ±6 % | -2 % | -4 % | -6 % | +2 % | +4 % | +6 % |
|-----|------|------|------|------|------|------|------|------|------|

Tab. 4.3: Längsneigungsklassen in RLuS

| Straßentyp RLuS     | Geschwindigkeitsbegrenzung (km/h) |    |     |         |     |       | HBEFA 3.1                                  | Gebiet    |
|---------------------|-----------------------------------|----|-----|---------|-----|-------|--|-----------|
|                     | 60                                | 80 | 100 | 110/120 | 130 | > 130 | Straßentypen                               |           |
| Autobahn            | -                                 | 0  | 0   | 0       | 0   | 0     | Autobahn                                   | ländlich  |
| Fernstraße          | 0                                 | 0  | 0   | 0       | -   | -     | Fern-/Bundesstraße                         |           |
| Regionalstraße      | 0                                 | 0  | 0   | -       | -   | -     | Hauptverkehrsstraße & Sammelstraße, gerade |           |
| Stadtautobahn       | 0                                 | 0  | 0   | 0       | -   | -     | Stadt-Autobahn                             | städtisch |
| Innerorts > 50 km/h | 0                                 | 0  | -   | -       | -   | -     | Städt. Magistrale/Ringstraße               |           |

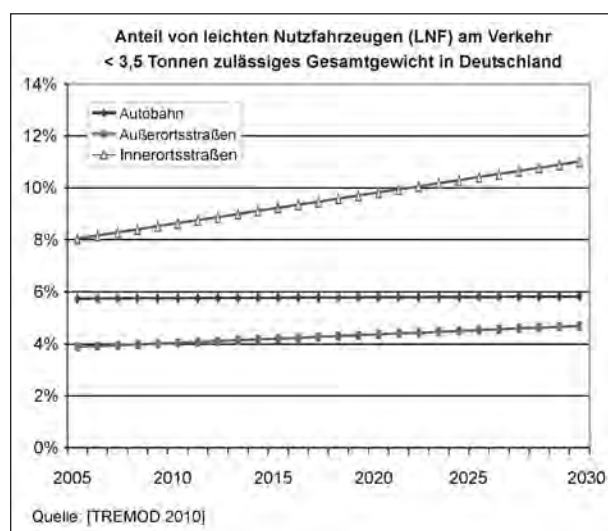
Tab. 4.2: Festlegung von Straßentypen und Geschwindigkeitsbegrenzungen in RLuS

## 4.4 Verkehrs- und Flottenzusammensetzung

### 4.4.1 Verkehrszusammensetzung

Für die Emissionsberechnungen in RLuS wird der Verkehr unterteilt in Pkw, leichte Nutzfahrzeuge (LNF) sowie schwere Nutzfahrzeuge (SNF). Zu Letzteren zählen sowohl Lkw als auch Busse mit einem zulässigen Gesamtgewicht > 3.5 Tonnen.

In der Regel liegen dem RLuS-Anwender (z. B. Straßenbehörde) zur Charakterisierung des Verkehrs auf einzelnen Straßen(-abschnitten) neben der Gesamtsumme aller Kfz (DTV) nur Angaben zum Anteil des Schwerververkehrs > 3.5 t vor. Dieser wird für die Emissionsberechnungen per Eingabe durch die Anwender festgelegt.



**Bild 4.3:** Anteile von leichten Nutzfahrzeugen am Verkehr < 3.5 t in Deutschland

Die weitergehende Aufteilung des Verkehrs nach Fahrzeugkategorien muss daher innerhalb des Emissionsmoduls erfolgen. Grundlage hierfür sind die nach Straßen- bzw. Ortsklassen differenzierten Verkehrszusammensetzungen im Emissionsberechnungsmodell TREMOD<sup>2</sup>. Bild 4.3 stellt die Anteile von leichten Nutzfahrzeugen am Leichtverkehr (< 3.5 t zulässiges Gesamtgewicht) für die in RLuS verfügbaren Bezugsjahre (2005-2030) dar. Beim Schwerverkehr erfolgt in RLuS keine weitere Differenzierung in einzelne Fahrzeugkategorien (Lkw, Lastzüge, Sattelzüge, Linien- und Reisebusse), jedoch sind die bundesdurchschnittlichen Fahrleistungsanteile in den Emissionsfaktoren entsprechend gewichtet enthalten.

### 4.4.2 Flottenzusammensetzung

Die EU hat in der Vergangenheit die Anforderungen an die Schadstoffemissionen von Kfz immer wieder verschärft. Auch für die Zukunft sind weitere Verschärfungen festgelegt worden. Die Abgasgrenzwerte der jeweiligen Grenzwertstufen („Euro-Normen“) unterscheiden sich dabei nicht nur zwischen den Fahrzeugkategorien, sondern z. T. auch innerhalb einer Fahrzeuggruppe. So gelten bei Pkw unterschiedliche Anforderungen je nach Antriebsart (Benzin, Diesel), bei leichten Nutzfahrzeugen je nach Antriebsart sowie Gewichtsklasse (I-III). Bei schweren Nutzfahrzeugen sind die Grenzwerte an die Motorleistung gekoppelt, für kleine Solo-Lkw gelten entsprechend niedrigere Grenzwerte als für stark motorisierte Sattelzüge.

Mit dem Kauf von Neufahrzeugen bzw. der Stilllegung/Export von Altfahrzeugen verändert sich die Zusammensetzung der Kfz-Flotte kontinuierlich. Neue Fahrzeuge mit niedrigen Abgasgrenzwerten kommen in die Flotte, alte Fahrzeuge mit hohen spezifischen Emissionen scheiden aus. Im Pkw-Verkehr hat sich in den letzten Jahren zudem der Diesel-Anteil stark erhöht. Im Lkw-Verkehr ist es zu Verschiebungen der Anteile einzelner Größenklassen gekommen.

Daher ist für die Emissionsberechnungen allein eine Aufschlüsselung des Verkehrs nach Fahrzeugkategorien nicht ausreichend. Denn je nach Bezugsjahr unterscheiden sich die Zusammensetzung der Fahrzeugflotten (Euro-Stufen, Antriebsarten, Größenklassen) und damit das Emissionsverhalten erheblich. Darüber hinaus ist nicht die Zusammensetzung des Fahrzeugbestands („statische Fahrzeugflotte“) ausschlaggebend, sondern die Fahr-

<sup>2</sup> Das Emissionsberechnungsmodell TREMOD (Transport Emission Model) bildet den gesamten motorisierten Verkehr in Deutschland hinsichtlich seiner Verkehrs- und Fahrleistungen, Energieverbräuche und zugehörigen Emissionen für den Zeitraum 1960 bis 2030 ab. Das im Auftrag des Umweltbundesamtes vom IFEU Heidelberg entwickelte und fortlaufend aktualisierte Modell ist Grundlage für alle diesbezüglichen Berechnungen und für die offizielle Berichterstattung der Bundesregierung (Kyoto-Protokoll, NEC-Protokoll). In TREMOD werden der durchschnittliche technische Stand der Fahrzeugflotten in Deutschland im jeweiligen Bezugsjahr sowie Einflüsse von Geschwindigkeit und Fahr-situation berücksichtigt. TREMOD wird in enger Verknüpfung mit dem „Handbuch für Emissionsfaktoren des Straßenverkehrs, HBEFA“ entwickelt und enthält damit stets die aktuellen HBEFA-Emissionsfaktoren. Gleichzeitig stellt TREMOD die deutschen Verkehrs- und Flottenzusammensetzungen für HBEFA bereit.



leistungsaufteilung („dynamische Flotte“), die je nach Region sowie insb. zwischen verschiedenen Straßen erheblich variieren kann (z. B. ist auf Autobahnen der Anteil großer Last- und Sattelzüge am Lkw-Verkehr vielfach höher als im Stadtverkehr).

Zur Veranschaulichung der zeitlichen Entwicklung der Flottenzusammensetzung sowie von Unterschieden zwischen einzelnen Ortsklassen sind in Bild 4.4 und Bild 4.5 Beispiele für alle Fahrzeugkategorien dargestellt.

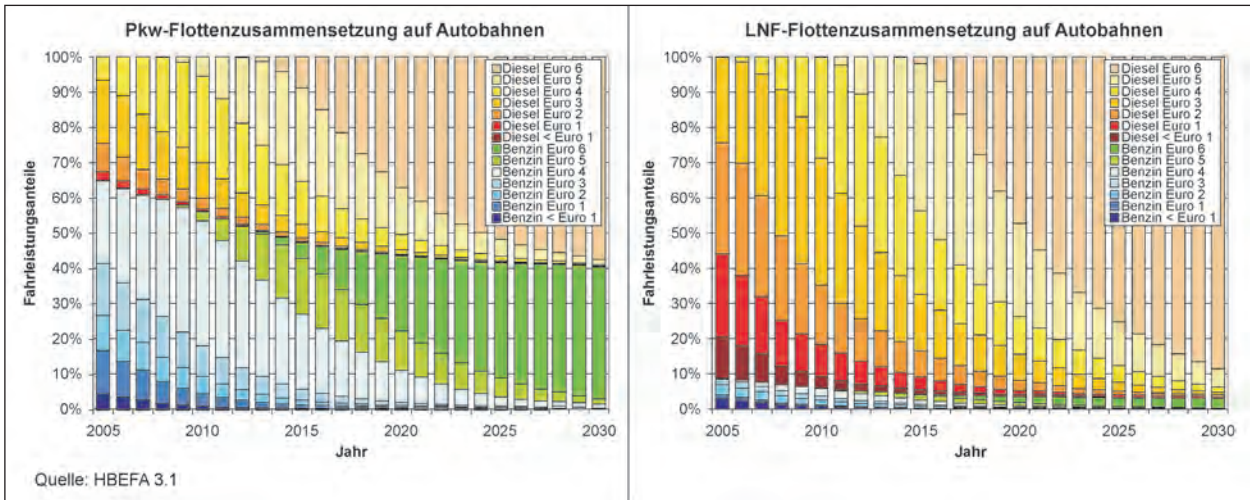


Bild 4.4: Fahrleistungszusammensetzung im Pkw- und im LNF-Verkehr auf Autobahnen in Deutschland

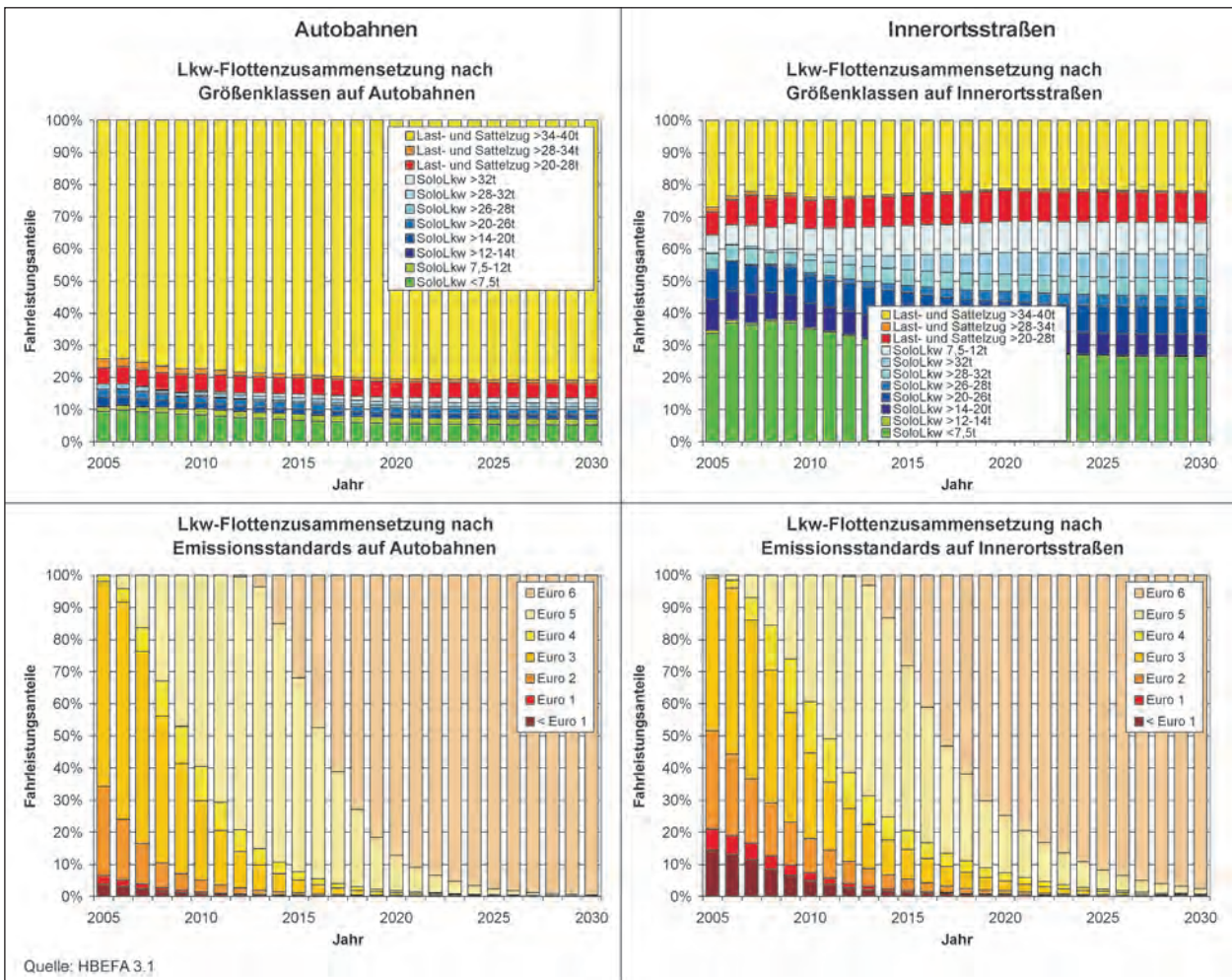


Bild 4.5: Fahrleistungszusammensetzung im Lkw-Verkehr > 3.5 t auf Autobahnen und auf Innerortsstraßen in Deutschland

Da nicht davon ausgegangen werden kann, dass die RLuS-Anwender über detaillierte Informationen zur lokalen Flottenzusammensetzung für die zu untersuchende Straße verfügen, wird in RLuS mit durchschnittlichen Flottenzusammensetzungen in Deutschland gerechnet, die für alle Bezugsjahre und differenziert nach Ortsklassen (Autobahn, außerorts, innerorts) im HBEFA verfügbar sind. Mit diesen jahresfeinen mittleren Flottenzusammensetzungen werden die im Handbuch auf Ebene der Fahrzeugschichten enthaltenen Emissionsfaktoren in RLuS gewichtet und für die Emissionsberechnungen weiterverwendet.

## 4.5 Tages- und Wochengänge des Verkehrs

Tages- und Wochengänge des Verkehrs sind in MLuS 02 für jede Fahrzeugkategorie (Pkw, LNF, SNF) differenziert nach Autobahn und übrigen Straßen („Nicht-AB“, umfasst Außerortsstraßen und Innerortsstraßen) hinterlegt. Mit der Festlegung neuer Straßentypen für RLuS erfolgten auch eine Überprüfung und Aktualisierung der Tages- und Wochengänge des Verkehrs im Emissionsmodul.

In RLuS sind folgende Straßentypen unterschieden (vgl. Kapitel 4.3): Autobahn, Fernstraße, Regionalstraße, Stadtautobahn, Innerortsstraße > 50 km/h. Für jeden Straßentyp wurden aus dem Zählstellen-netz auf Bundesfernstraßen der Bundesanstalt für Straßenwesen (BASt)<sup>3</sup> geeignete Zählstellen ausgewählt und für das Jahr 2008 aus der automatischen Zählung stammende Verkehrsdaten auf Stundenbasis ausgewertet. Für Innerortsstraßen > 50 km/h wurden ergänzend auch stundenfeine Zähl-daten aus Verkehrszählungen der baden-württembergischen Landesanstalt für Umwelt (LUBW)<sup>4</sup> für 2008 verwendet.

Aus den Zähl-daten wurden für jede untersuchte Zählstelle jahresmittlere Tages- und Wochengän-

ge bestimmt und daraus aktuelle Tages- und Wochengänge für jeden RLuS-Straßentyp abgeleitet. Die Ergebnisse wurden mit den bisher in MLuS 02 verwendeten Tages- und Wochengängen verglichen.

### 4.5.1 Tagesgänge

Zur Ermittlung aktueller Tagesgänge des Verkehrs wurden pro RLuS-Straßentyp 7-10 über Deutschland verteilte automatische Zählstellen der BASt ausgewählt und anschließend die stündlichen Verkehrsdaten nach Wochentagen und Fahrzeugkategorien differenziert ausgewertet. Bei Innerortsstraßen wurden ergänzend Verkehrsdaten von 2 Zählstellen der LUBW ausgewertet.

#### Variabilität zwischen einzelnen Zählstellen gleichen Straßentyps

Ein Vergleich der jahresmittleren Tagesgänge (Montag-Freitag, Samstag, Sonntag) zwischen den einzelnen Zählstellen gibt zunächst einen Eindruck über die Variabilität der Tagesverläufe des Verkehrs an verschiedenen Straßen des gleichen Straßentyps. Bild 4.6 stellt das beispielhaft für Fernstraßen dar.

Erwartungsgemäß gibt es erkennbare Unterschiede zwischen den einzelnen Stationen. Insgesamt war die Streuung bei den ausgewerteten Zählstellen allerdings eher gering und es sind qualitativ recht ähnliche Tagesverläufe (Wann und wie oft treten Verkehrsspitzen auf, wann kommt es zu Verkehrsrückgängen?) erkennbar. Unterschiede zeigen sich vor allem in der Höhe der Verkehrsspitzen bzw. im Ausmaß der Verkehrsrückgänge. An Samstagen und Sonntagen war die Streuung zwischen den Stationen meist geringer als an Werktagen (hier Montag-Freitag). Die größten Differenzen zwischen einzelnen Zählstellen zeigten sich beim Schwerverkehr an Samstagen bzw. Sonntagen. Allerdings weisen die stark gezackten Verläufe darauf hin, dass die Unterschiede zumindest teilweise auch auf recht geringe Fahrzeugzahlen in den entsprechenden Zeiten an den ausgewerteten Zählstellen zurückzuführen sind. Dennoch zeigte sich im Tagesverlauf selbst hier überwiegend die gleiche Tendenz an den ausgewählten Zählstellen gleichen Straßentyps.

<sup>3</sup> Die BASt betreibt ein umfangreiches Netz von Zählstellen in Deutschland auf Autobahnen und Bundesstraßen. Die Messstellen liegen überwiegend im Außerortsbereich. Einige Zählstellen liegen auch in städtischen Gebieten bzw. Ballungsräumen und ermöglichen Auswertungen zur Verkehrsbelastung auf Stadtautobahnen und innerörtlichen Magistralen.

<sup>4</sup> Verkehrsstärken an ausgewählten Spotmessstellen. Auswertungen 2008. Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz Baden-Württemberg. Bericht 61-16/2009. Karlsruhe 2009



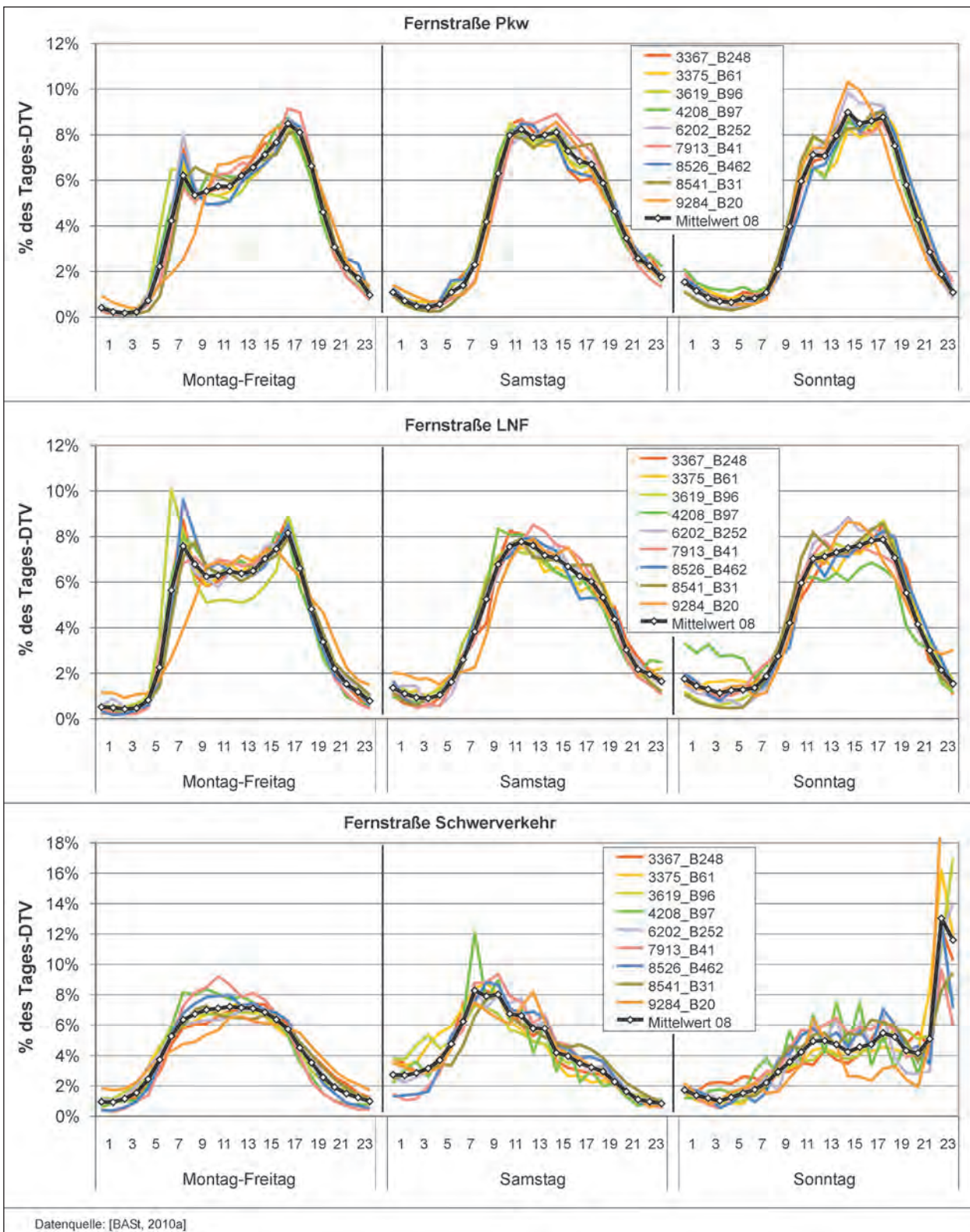


Bild 4.6: Jahresmittlere Tagesgänge 2008 der für Fernstraßen ausgewerteten Zählstellen

**Mittlere Tagesgänge der für RLU untersuchten Straßentypen**

Aus den Tagesgängen der einzelnen Zählstellen wurden anschließend für jede Fahrzeugkategorie

standardisierte Tagesgänge pro Straßentyp abgeleitet. Die Ganglinien wurden dabei gegenüber den direkten Mittelwerten der ausgewerteten Zählstellen harmonisiert und die z. T. leicht gezackten Verläufe für die Verwendung in RLU geglättet (Bild 4.7).

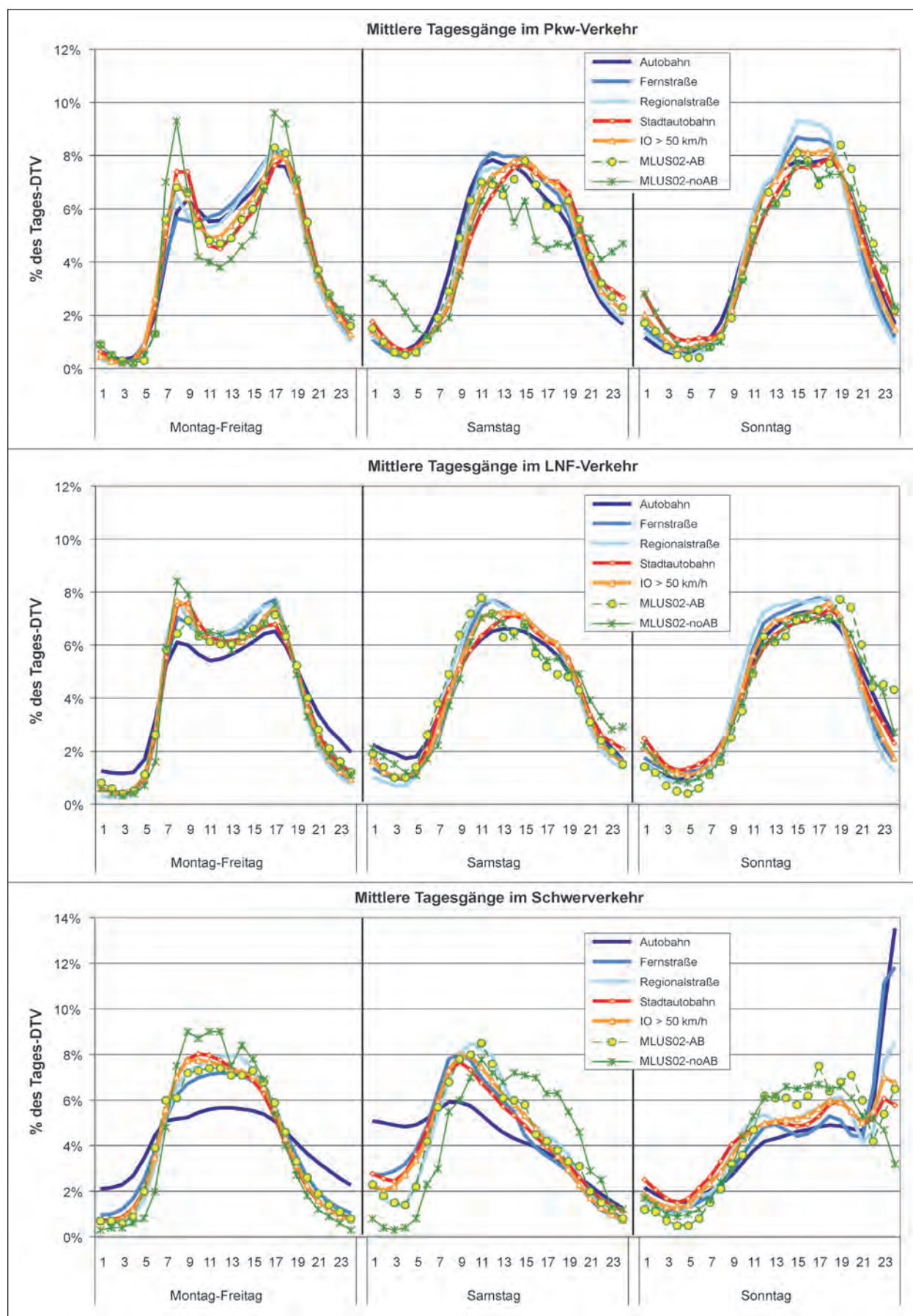
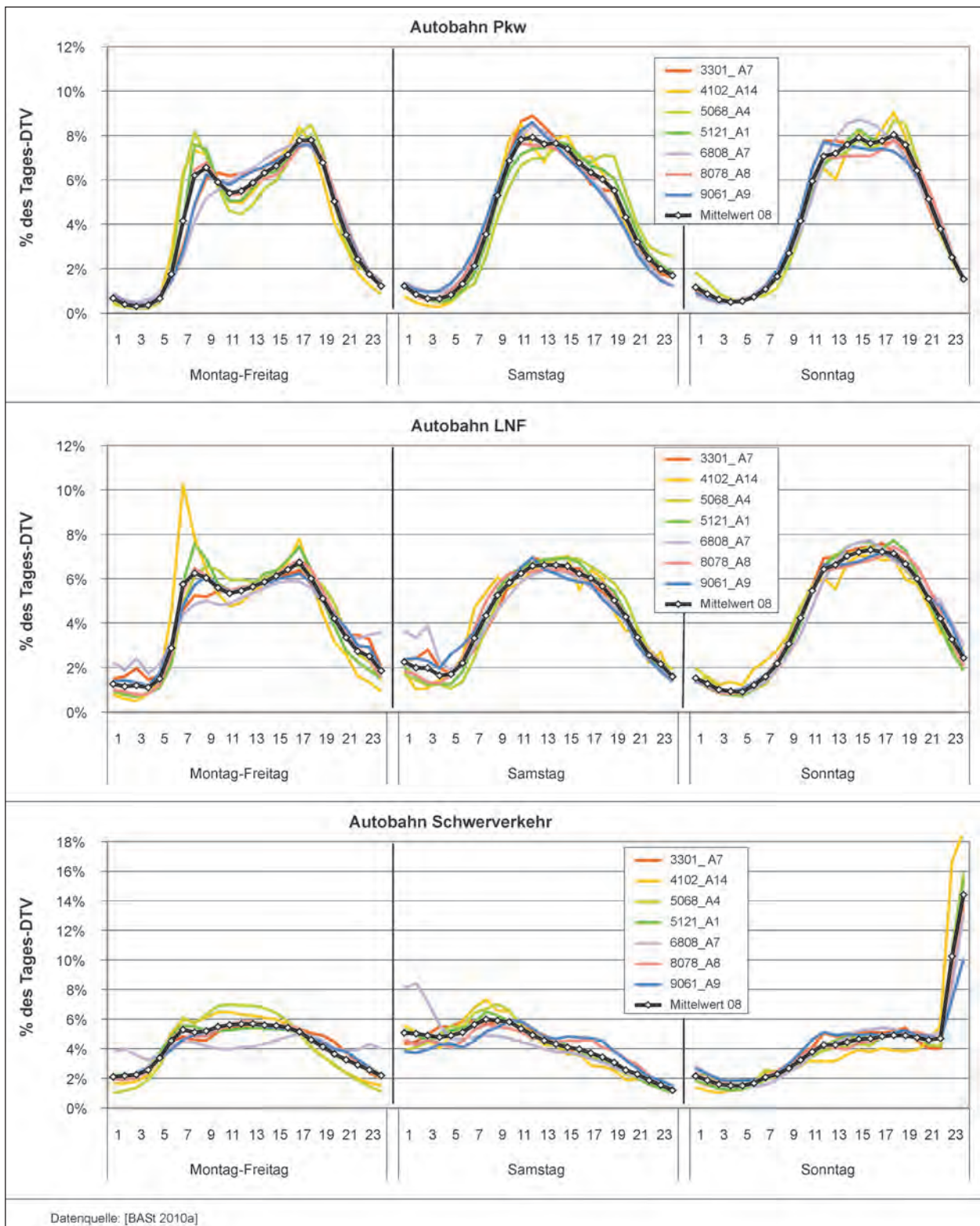


Bild 4.7: Jahresmittlere Tagesgänge des Verkehrs nach Straßentyp

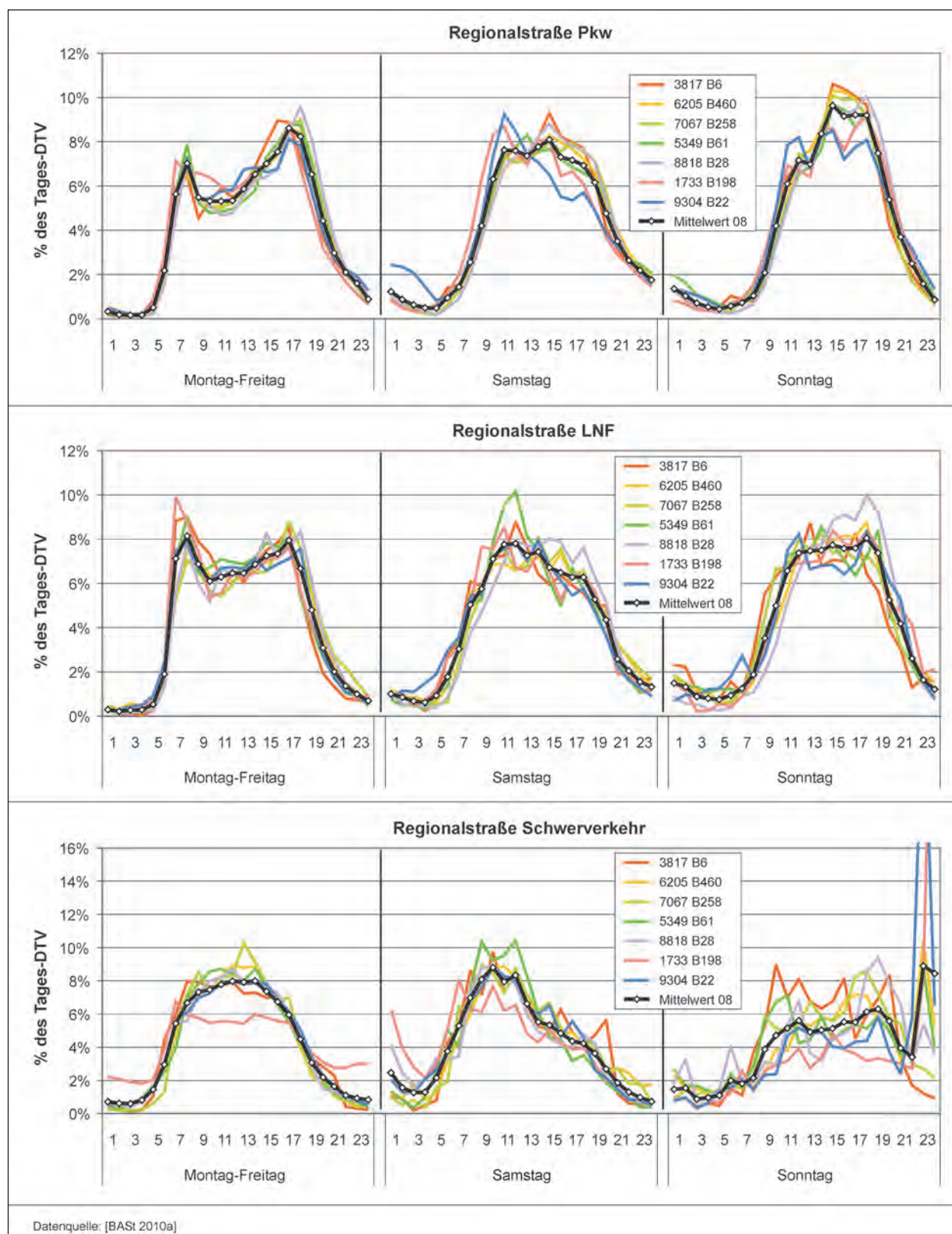




**Bild 4.8:** Jahresmittlere Tagesgänge 2008 der für Autobahnen ausgewerteten Zählstellen

Im Pkw-Verkehr sind die Tagesgänge der einzelnen Straßentypen recht ähnlich. Montag-Freitag gibt es zwei Verkehrsspitzen (Vormittag, später Nachmittag), am Wochenende zeigt sich ein breiterer Tagesverlauf mit nur einem Verkehrsmaximum am

Nachmittag. Die Ausprägung der Tagesgänge ist in städtischen Gebieten (Stadtautobahn, IO > 50 km/h) stärker als auf den regionalen und über-regionalen Straßen.



**Bild 4.9:** Jahresmittlere Tagesgänge 2008 der für Regionalstraßen ausgewerteten Zählstellen

Auch bei leichten Nutzfahrzeugen und im Schwerverkehr sind die Tagesgänge zwischen den untersuchten Straßentypen überwiegend recht ähnlich, insbesondere zwischen Fern- und Regionalstraßen

sowie zwischen den zwei städtischen Straßentypen Stadtautobahn und IO > 50 km/h. Im Autobahnverkehr sind die Tagesgänge bei leichten Nutzfahrzeugen etwas flacher als auf den übrigen Straßen-



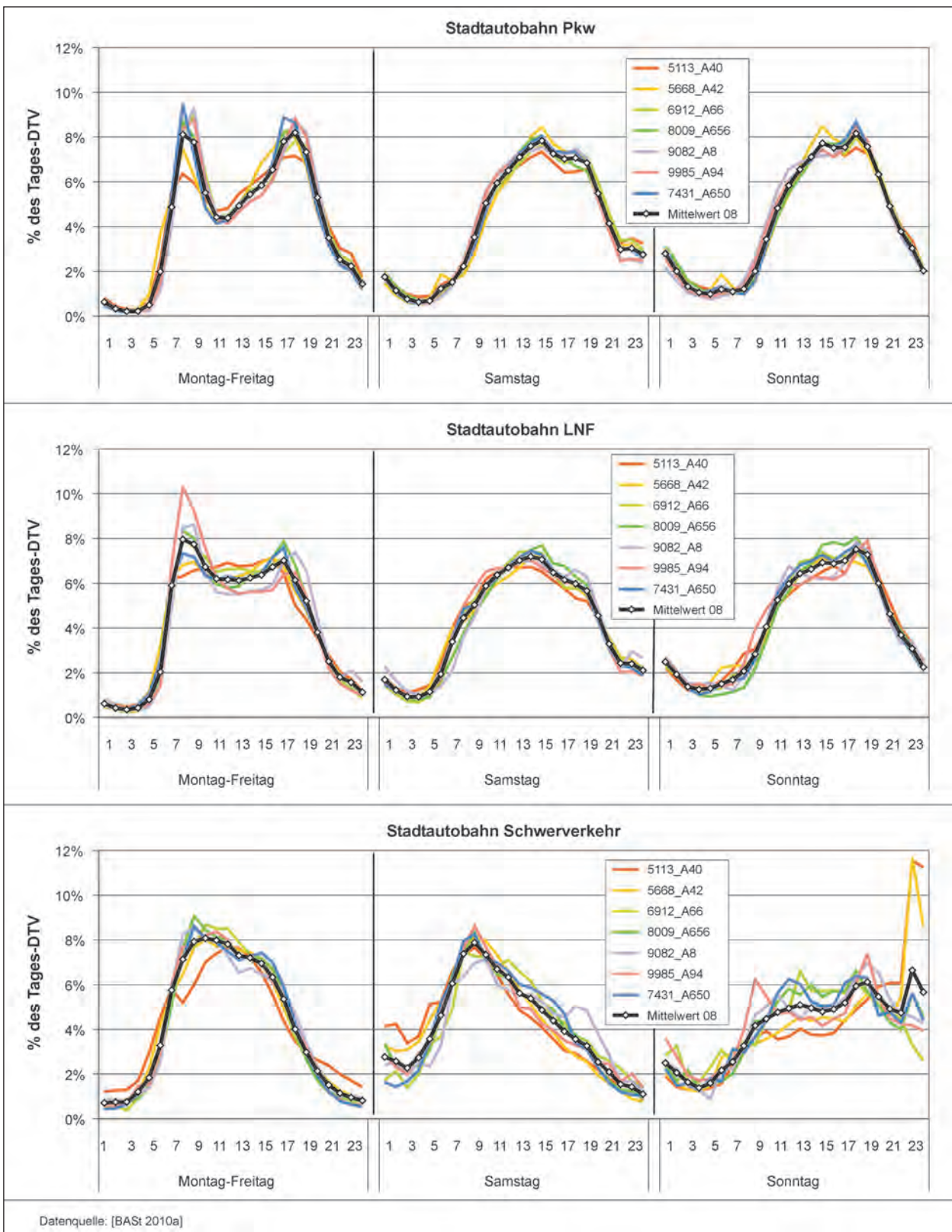


Bild 4.10: Jahresmittlere Tagesgänge 2008 der für Stadtautobahnen ausgewerteten Zählstellen

typen. Im Schwerverkehr ist der Tagesverlauf auf Autobahnen Montag-Freitag und an Samstagen deutlich flacher als bei den übrigen Straßentypen

mit höheren Verkehrsanteilen in den Nachtstunden. Sonntags ist insbesondere der starke Verkehrsanstieg nach 22.00 Uhr auf den Straßen mit überre-

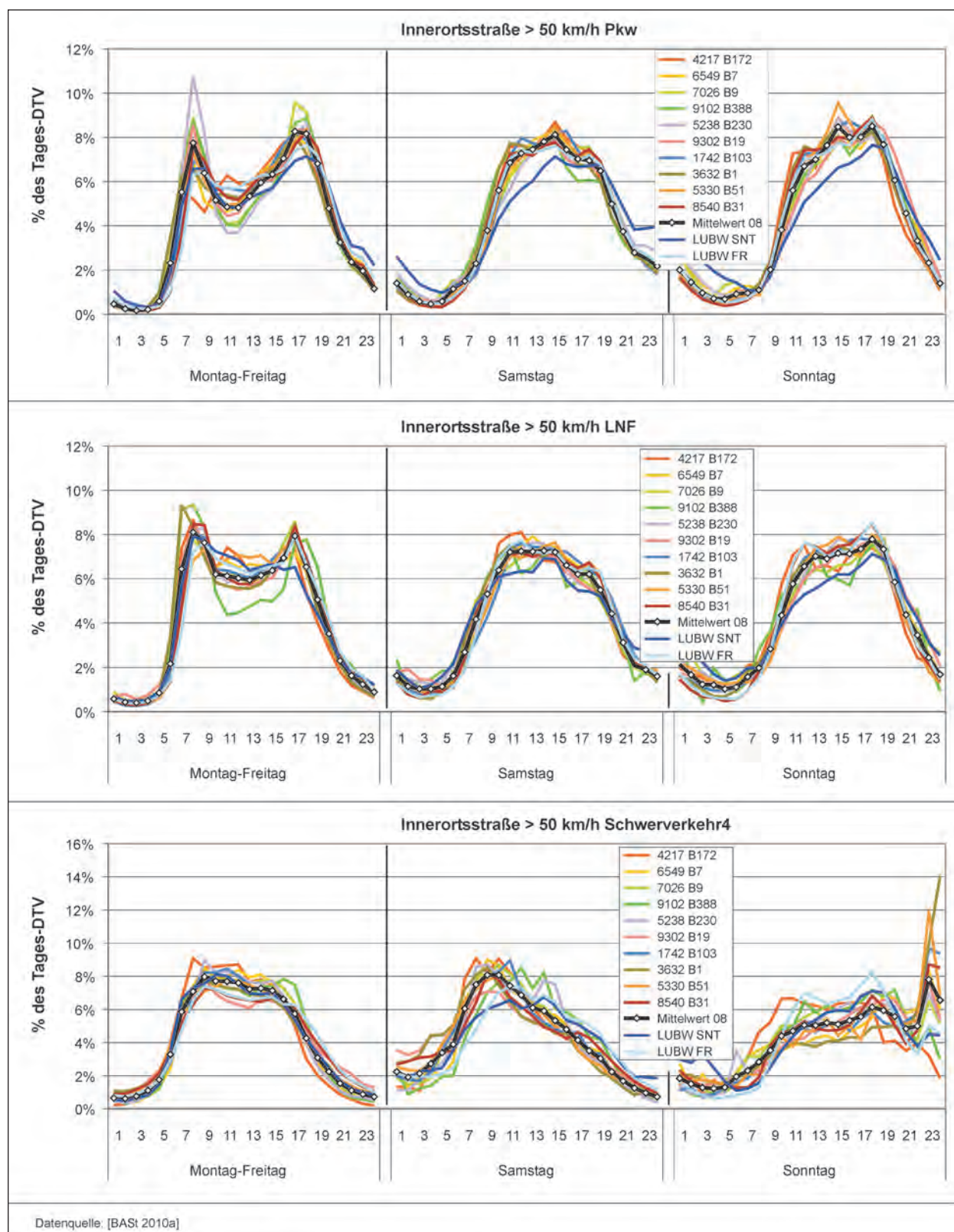


Bild 4.11: Jahresmittlere Tagesgänge 2008 der für Innerortsstraßen > 50 km/h ausgewerteten Zählstellen

gionaler Bedeutung (Autobahn, Fernstraßen) gut erkennbar, der gut mit dem Ende des Wochenendfahrverbots zusammenpasst.

#### Vergleich mit MLuS 02

Die bisher in MLuS 02 verwendeten mittleren Pkw-Tagesgänge haben qualitativ ähnliche Tagesverläufe



fe, allerdings mit deutlich stärkeren Schwankungen der Verkehrsmengen über den Tag als bei nahezu allen aktuell für das Jahr 2008 ausgewerteten Zählstellen. Eine Beibehaltung der MLuS-02-Tagesgänge für die Emissionsberechnungen in RLuS 12 hätte insb. für „Nicht-Autobahnen“ zur Folge, dass bei gleichem Tages-DTV teilweise über 30 % höhere Verkehrsbelastungen in den Spitzenstunden für die Emissionsberechnungen angenommen würden als mit den aktuellen Auswertungen. Da die Höhe der Verkehrsbelastung ausschlaggebend für die vorherrschenden Fahrzustände (siehe Kapitel 4.6) und damit das Emissionsverhalten der Fahrzeuge ist, könnte dies zu relevanten Änderungen der berechneten Emissionen führen. Aus diesem Grund werden in RLuS die Pkw-Tagesgänge aus MLuS 02 nicht beibehalten, sondern die aus den aktuellen Zählstellen für jeden Straßentyp abgeleiteten mittleren Tagesgänge übernommen.

Bei leichten Nutzfahrzeugen zeigt sich insgesamt eine bessere Übereinstimmung der mittleren Tagesgänge von MLuS 02 mit den aktuellen Auswertungen als bei Pkw. Allerdings gibt es auch hier insb. für Autobahnen größere Unterschiede, weshalb auch bei LNF eine Verwendung der aus den aktuellen Auswertungen abgeleiteten mittleren Tagesgänge in RLuS 12 sinnvoll ist.

Beim Schwerverkehr (Lkw, Busse) sind die Tagesgänge in MLuS 02 sowohl im relativen Verlauf als auch hinsichtlich der Höhe der stündlichen Verkehrsanteile teilweise stark abweichend gegenüber den aktuellen Zählstellenauswertungen. Dies resultiert möglicherweise aus einem gegenwärtig deutlich gleichmäßiger über den Tag verteilten Schwerverkehr als Mitte der 90er Jahre, insbesondere im deutlich angestiegenen Fernverkehr auf Autobahnen. Auch ist nunmehr die jetzt enthaltene z. T. sehr kräftige Verkehrsspitze Sonntagabend ab 23 Uhr (siehe Bild 4.7) aufgrund des Sonntag-Fahrverbotes bis 22 Uhr sehr plausibel. Analog zu den anderen Fahrzeugkategorien werden daher in RLuS auch für den Schwerverkehr die aus den aktuellen Auswertungen abgeleiteten mittleren Tagesgänge verwendet.

#### 4.5.2 Wochengänge

Für RLuS wurden aktuelle Wochengänge des Verkehrs auf den unterschiedlichen Straßentypen analog zur Ermittlung der Tagesgänge bestimmt. Diese differenzieren die Verkehrsmengen pro Straßentyp und Fahrzeugkategorie nach der Art des

Wochentags zwischen Montag-Freitag, Samstag und Sonntag.

Für städtische Straßentypen (Stadtautobahn, IO > 50 km/h) wurden die gleichen Stationen ausgewertet wie bei den Tagesgängen. Für außerörtliche Straßentypen (Autobahn, Fernstraße, Regionalstraße) wurden zusätzlich alle automatischen Zählstellen der BAST einbezogen, zu denen in der Jahresauswertung für 2008<sup>5</sup> DTV-Angaben nach Fahrzeugkategorien verfügbar sind. Das sind

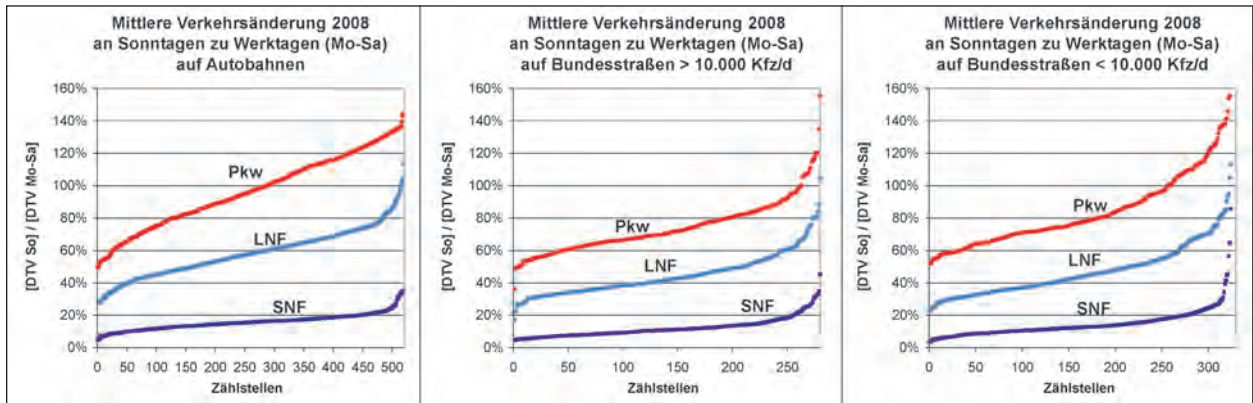
- für Autobahnen: ca. 500 Autobahn-Zählstellen,
- für Fernstraßen: Auswahl von ca. 300 Bundesstraßen-Zählstellen mit einem Jahres-DTV im Bereich 10.000-80.000 Kfz/d,
- für Regionalstraßen: Auswahl von 300 Bundesstraßen-Zählstellen mit einem Jahres-DTV im Bereich 1.000-10.000 Kfz/d.

#### Variabilität zwischen einzelnen Zählstellen gleichen Straßentyps

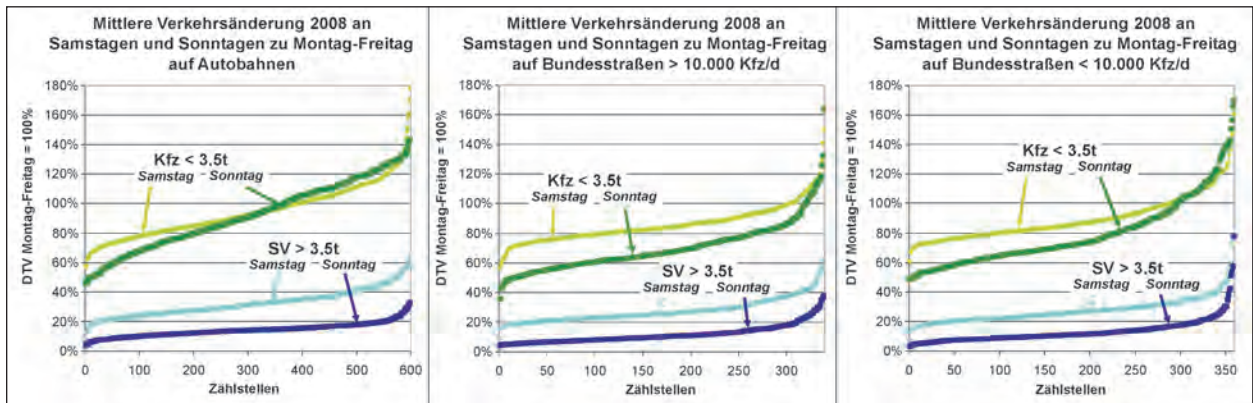
Die Jahresauswertung der automatischen BAST-Zählstellen enthält pro Zählstelle durchschnittliche Verkehrsmengen als Jahresmittel, aber auch in unterschiedlicher Differenzierung nach Wochentagen. Für den Gesamtverkehr und für den Schwerverkehrsanteil sind mittlere Verkehrsmengen unterteilt nach Montag-Freitag, Samstag und Sonntag verfügbar. Unterschiede zwischen Werktagen (Montag-Samstag) und Sonntag können auch für einzelne Fahrzeugkategorien über ihre in der Jahresauswertung angegebenen prozentualen Anteile am Gesamtverkehr bestimmt werden.

Auf dieser Datengrundlage wurden für Autobahnen, Fern- und Regionalstraßen jahresmittlere Wochengänge zu einer großen Anzahl von Zählstellen ermittelt und die Variabilität innerhalb der Straßentypen untersucht. Der Vergleich zwischen Werktag (Mo-Sa) und Sonntag in Bild 4.12 zeigt bei leichten und schweren Nutzfahrzeugen im Wesentlichen sonntags deutlich niedrigere Verkehrsmengen. Allerdings ist der Umfang dieses sonntäglichen Verkehrsrückgangs sehr unterschiedlich. Im Pkw-Verkehr gibt es ebenfalls eine starke Variabilität der Wochengänge zwischen den Stationen. Hier

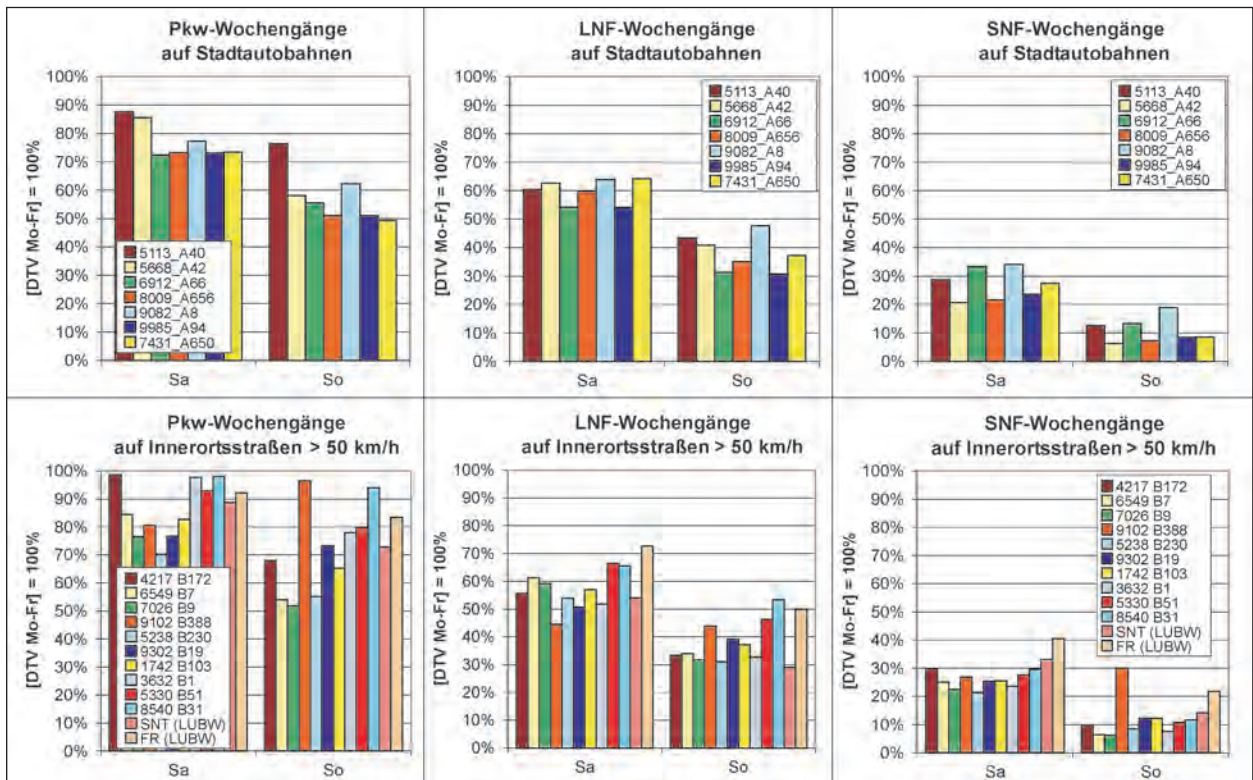
<sup>5</sup> BAST (2010b): Verkehrsentwicklung auf Bundesfernstraßen 2008. Bundesanstalt für Straßenwesen. BAST-Schriftenreihe „Verkehrstechnik“, Heft V 191, Bergisch-Gladbach, 2010



**Bild 4.12:** Änderung der Verkehrsmengen an Sonntagen gegenüber Werktagen (Mo-Sa) im Jahr 2008 an Zählstellen der BASt auf Autobahnen und Bundesstraßen



**Bild 4.13:** Änderung der Verkehrsmengen Samstag und Sonntag zu Montag-Freitag im Jahr 2008 an Zählstellen der BASt auf Autobahnen und Bundesstraßen



**Bild 4.14:** Wochengänge des Verkehrs an ausgewählten Zählstellen auf städtischen Autobahnen und Innerortsstraßen > 50 km/h

kommt es zudem v. a. auf Autobahnen recht häufig sonntags auch zu höheren Verkehrsmengen als werktags. Der ergänzende Vergleich nach Montag-Freitag, Samstag, Sonntag für Leichtverkehr < 3.5 t (Pkw + LNF) und Schwerverkehr in Bild 4.13 belegt zudem auch innerhalb der Werkstage für samstags stationsspezifisch stark variierende Verkehrsänderungen gegenüber Montag-Freitag.

Die Auswertungen für die zwei städtischen Straßentypen Stadtautobahn (siehe Bild 4.14) bestätigen trotz der deutlich geringeren Anzahl ausgewerteter Zählstellen die teilweise erheblichen Unterschiede der Wochengänge zwischen verschiedenen Stationen gleichen Straßentyps.

**Mittlere Tagesgänge der für RLU5 untersuchten Straßentypen**

In den Emissionsberechnungen in RLU5 kann die hohe Variabilität der Wochengänge des Verkehrs nicht abgebildet werden. Daher wurden aus den ausgewerteten Zählwerten mittlere Wochengänge pro Straßentyp abgeschätzt (gerundet auf 5 %, siehe Bild 4.15), die als Orientierungswerte in den RLU5-Berechnungen verwendet werden. In Bild 4.15 werden ergänzend auch die bisher in MLU5 02 verwendeten Wochengänge verglichen.

Bei Pkw wird in den RLU5-Emissionsberechnungen für samstags bei allen Straßentypen ein relativ ähnlicher Verkehrsrückgang um ca. 20 % gegenüber Montag-Freitag verwendet. Sonntags gibt es grö-

ßere Unterschiede zwischen den Straßentypen. Auf (überregionalen) Autobahnen ist der sonntägliche Pkw-Verkehr ähnlich hoch wie Montag-Freitag, während er auf Stadtautobahnen auf 60 % zurückgeht. Für Fern- und Regionalstraßen wird in den Berechnungen sonntags ein Rückgang auf 70 bzw. 80 % angenommen.

Für leichte Nutzfahrzeuge wird in den RLU5-Emissionsberechnungen für Samstage relativ einheitlich für alle Straßentypen ein Verkehrsrückgang samstags auf 55-60 % angenommen. Sonntags liegt die LNF-Anzahl auf Autobahnen bei 55 % gegenüber Montag-Freitag, auf den übrigen Straßentypen geht sie auf 40-45 % zurück. Der Wochengang im Schwerverkehr ist bei allen Straßentypen sehr ähnlich mit einem Rückgang des Verkehrs an Samstagen auf 25-30 %, an Sonntagen auf 10-15 % gegenüber Montag-Freitag.

**Vergleich mit MLU5 02**

Bei Pkw ist ein Vergleich zu MLU5-02-Wochengängen nur bedingt möglich, da Pkw-Wochengänge in MLU5 02 nicht direkt enthalten sind, sondern sich erst in den Berechnungen aus einem Gesamtverkehrs-Wochengang abzüglich LNF- und SNF-Verkehr ergeben. Bild 4.15 stellt zum Vergleich die MLU5-02-Wochengänge des Gesamtverkehrs (der insgesamt an Wochenenden etwas stärkere Abnahmen haben wird als reiner Pkw-Verkehr) den aktuell ermittelten Pkw-Wochengängen gegenüber. Für Autobahnen wird in

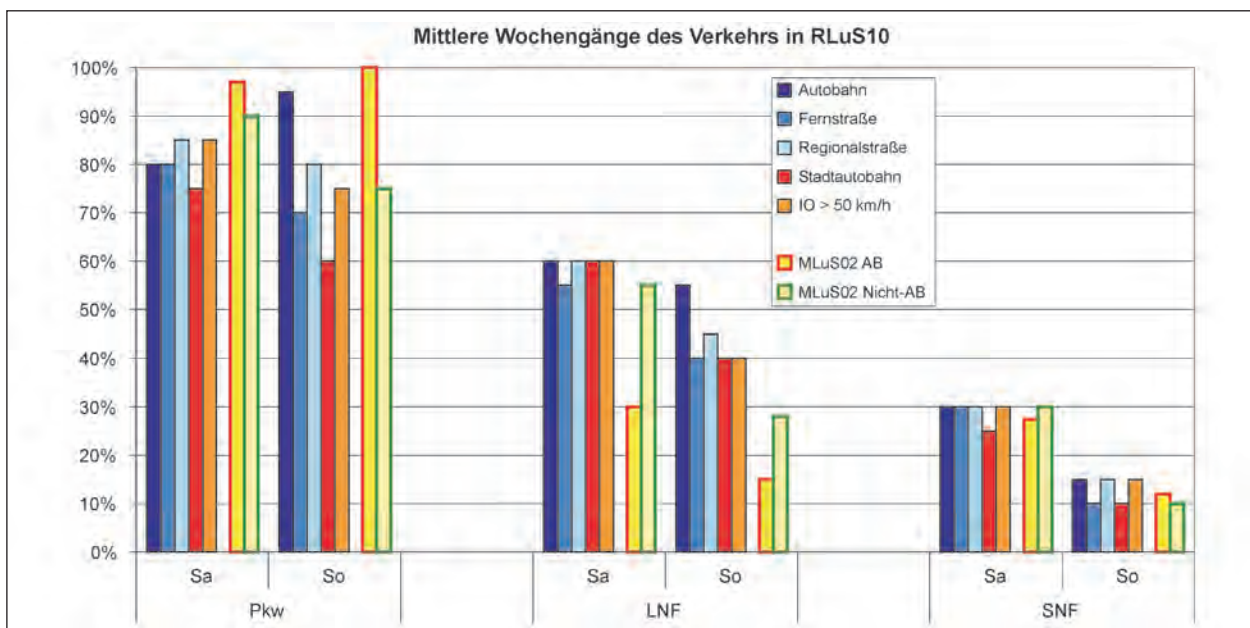


Bild 4.15: Mittlere Wochengänge des Verkehrs in RLU5



MLuS 02 fast kein Verkehrsrückgang zum Wochenende angenommen. Damit käme man hier bei einer Übernahme der MLuS-02-Wochengänge nach RLuS 12 zu deutlich höheren Pkw-Verkehren an Samstagen und Sonntagen als mit den aktuellen Zähl- und Daten der ausgewerteten (über 500) Zählstellen. Bei Nicht-Autobahnen sind die Unterschiede der aktuellen Auswertungen gegenüber MLuS 02 geringer, aber auch hier zeigen die aktuellen Verkehrszahlen tendenziell stärkere Rückgänge des Pkw-Verkehrs am Wochenende als in MLuS 02.

Für den LNF-Verkehr werden bei MLuS 02 in den Berechnungen v. a. auf Autobahnen, aber auch für andere Straßen deutlich stärkere Wochenendrückgänge verwendet, als dies die aktuell ausgewerteten Daten des Jahres 2008 zeigen. Auch für LNF ist daher die Verwendung aktualisierter Wochengänge in RLuS sinnvoll. Bei schweren Nutzfahrzeugen sind die Unterschiede der neuen Auswertungen gegenüber den Wochengängen in MLuS 02 gering, sodass sich für RLuS keine relevanten Änderungen ergeben.

#### **4.6 Ermittlung der stündlichen Verkehrszustände**

Die Höhe der spezifischen Schadstoffemissionen eines Kfz wird von der Geschwindigkeit und der Fahrdynamik (Beschleunigungs-, Abbremsvorgänge) mitbestimmt. Das Handbuch Emissionsfaktoren des Straßenverkehrs, HBEFA differenziert die Emissionsfaktoren pro Fahrzeugschicht nach den vier Verkehrszuständen (Level of service – LOS) frei, dicht, gesättigt und Stop+Go. Um in den Emissionsberechnungen in RLuS die Unterschiede der Fahrzeugemissionen bei verschiedenen Verkehrszuständen zu berücksichtigen, sind Festlegungen notwendig, unter welchen Bedingungen welche Verkehrszustände angenommen werden. Die bisher in MLuS 02 verwendete Zuordnung von Verkehrszuständen auf Grundlage von HBEFA 2.1 kann dabei nicht übernommen werden, weil das RLuS-Emissionsmodul auf der aktuellen HBEFA-Version 3.1 basiert, wo Straßentypen und Fahrzustände neu definiert worden sind.

Die in einer Straße vorherrschenden Verkehrszustände sind zum einen von der Straßencharakteristik (Straßentyp, Fahrstreifenanzahl usw.) und der dadurch bestimmten Straßenkapazität abhängig, zum anderen von den im Tagesverlauf varii-

renden Verkehrsmengen und damit der Auslastung der vorhandenen Straßenkapazität. Für das RLuS-Emissionsmodul wurde ein neues Zuordnungsverfahren aufgebaut, welches dem Verkehr die vier Verkehrszustände in Abhängigkeit von der Straßenauslastung stündlich zuordnet. Dazu wurden standardisierte Straßenkapazitäten für verschiedene Straßencharakteristiken festgelegt sowie Orientierungswerte definiert, bei welchen Auslastungsgraden welche Verkehrszustände in den Emissionsberechnungen angewandt werden.

#### **Straßenkapazitäten**

Die Straßenkapazität ist keine statische Größe, sondern sie variiert zwischen verschiedenen Straßen, aber auch an der gleichen Straße zu unterschiedlichen Zeitpunkten. Wesentliche Einflussparameter sind u. a. der Straßenquerschnitt, die Anzahl der Fahrspuren pro Richtung, Knotenpunkte, der Schwerverkehrsanteil, Längsneigung und Kurvigkeit der Straße, Licht- und Wetterbedingungen.

Zur Festlegung standardisierter Straßenkapazitäten für RLuS wurde das Handbuch für die Bemessung von Straßenverkehrsanlagen, HBS 2001, Fassung 2009 (HBS 2009) herangezogen sowie ergänzend aktuelle Forschungsarbeiten (z. B. BASELAU, 2006; GEISTEFELDT, 2008; BRILON, 2010); die teilweise auch in die fortgeschriebene Fassung des HBS einfließen sollen. Für Innerortsstraßen wurden auch eigene Auswertungen vorliegender Zählstellen-Daten berücksichtigt.

Aufgrund der Komplexität können in RLuS nur Näherungswerte vorgegeben werden. Unterschiedliche Straßenkapazitäten sind im Emissionsmodul in Abhängigkeit von der Straßencharakteristik definiert, ausschlaggebend sind der Straßentyp, Geschwindigkeitsbegrenzungen und die Fahrstreifenanzahl pro Fahrtrichtung. Zeitliche Variabilitäten der Straßenkapazitäten, insb. durch variierende Witterungs- und Straßenbedingungen, werden in RLuS nicht unterschieden, da die Berechnungen zur Ermittlung der jahresmittleren Emissionen nicht nach Monaten oder Jahreszeiten differenziert sind.

Die für RLuS festgelegten Kapazitäten beziehen sich auf Pkw. Für einen Vergleich aktueller stündlicher Verkehrsbelastungen mit der Straßenkapazität wird daher in RLuS der Schwerverkehr in Pkw-Einheiten umgerechnet (1 Lkw = 2 Pkw-E).

## Verkehrszustände

Bei niedrigen Verkehrsstärken ist in einer Straße ein frei fließender Verkehr mit geringen Störungen und relativ konstanter Geschwindigkeit vorherrschend. Mit steigenden Verkehrsmengen wird der Verkehr dichter, die Fahrdynamik steigt an und die Geschwindigkeiten sinken. Dementsprechend sind auch in HBEFA 3.1 die mittleren Geschwindigkeiten für dichte und gesättigte Verkehrszustände niedriger als für frei fließenden Verkehr.

Die Unterschiede der mittleren Geschwindigkeiten zwischen verschiedenen Verkehrszuständen im HBEFA wurden herangezogen, um für RLU S ein Verfahren zur stündlichen Zuordnung von Verkehrszuständen zu entwickeln. Dazu wurden für jeden Straßentyp die durchschnittlichen prozentualen Geschwindigkeitsabnahmen im HBEFA für dichte und gesättigte Verkehrszustände gegenüber dem frei fließenden Verkehr bestimmt.

Anschließend wurden standardisierte Darstellungen der Verkehrsstärke-Geschwindigkeits-Beziehungen (q-v-Diagramm) aus aktuellen Studien (z. B. GEISTEFELDT, 2008; BRILON, 2010) darauf ausgewertet, bei welchen Auslastungsgraden der jeweiligen Straßenkapazität die Geschwindigkeitsrückgänge zum freiem Verkehr den Unterschieden zwischen den Verkehrszuständen in HBEFA entsprechen. Für Innerortsstraßen wurden zusätzlich eigene q-v-Fundamentaldiagramme an-

hand aktueller Verkehrszählungen abgeleitet und ausgewertet.<sup>6</sup>

Eine Besonderheit stellen Verkehrsstärken im Bereich der Kapazitätsgrenze dar. Fundamentaldiagramme zeigen für diesen Bereich einen deutlichen Geschwindigkeitsrückgang bei gleichzeitig wieder abnehmenden Verkehrsstärken. Hier existieren in der Straße zeitweise Stauzustände, die zu deutlich höheren Emissionen führen. Dies wird in RLU S dadurch berücksichtigt, dass in den Emissionsberechnungen je nach Auslastung bzw. Überlastung der Straße anteilig die zwei Verkehrszustände „gesättigt“ und „Stop+Go“ für die jeweilige Stunde angenommen werden. Die für RLU S bestimmten Straßenkapazitäten und Zuordnungskriterien für unterschiedliche Verkehrszustände sind in Tabelle 4.4 dargestellt.

## 4.7 Programmtechnische Umsetzung

Die programmtechnische Umsetzung der beschriebenen Vorgehensweise erfolgte im RLU S-PC-Programm (siehe hierzu Kapitel 12).

<sup>6</sup> Eine direkte Zuordnung von Fahrzuständen des HBEFA zu Qualitätsstufen des Verkehrsablaufs, wie sie im HBS definiert sind, ist bisher nicht möglich, da die Zuordnungskriterien nicht miteinander harmonisiert sind und sich daraus abweichende Übergangskriterien zwischen Fahrzuständen resp. Qualitätsstufen ergeben.

| Straßentyp      | Fahrstreifen pro Richtung, Tempolimit | Kapazität Pkw-E/Fahrstreifen | Verkehrszustand |         |                                |                                |                                |
|-----------------|---------------------------------------|------------------------------|-----------------|---------|--------------------------------|--------------------------------|--------------------------------|
|                 |                                       |                              | Frei            | Dicht   | Gesättigt 80 %<br>Stop+Go 20 % | Gesättigt 60 %<br>Stop+Go 40 % | Gesättigt 40 %<br>Stop+Go 60 % |
| Autobahn        | > 1 Fahrstreifen, Tempolimit          | 2.050                        | 0-50 %          | 50-80 % | 80-100 %                       | 100-120 %                      | > 120 %                        |
|                 | > 1 Fahrstreifen, freigegeben         | 1.850                        | 0-50 %          | 50-80 % | 80-100 %                       | 100-120 %                      | > 120 %                        |
| Fernstraße      | 1 Fahrstreifen                        | 1.200                        | 0-30 %          | 30-70 % | 70-100 %                       | 100-120 %                      | > 120 %                        |
|                 | > 1 Fahrstreifen                      | 2.000                        | 0-50 %          | 50-80 % | 80-100 %                       | 100-120 %                      | > 120 %                        |
| Regionalstraße* | 1 Fahrstreifen                        | 950                          | 0-30 %          | 30-70 % | 70-100 %                       | 100-120 %                      | > 120 %                        |
|                 | > 1 Fahrstreifen                      | 1.600                        | 0-50 %          | 50-80 % | 80-100 %                       | 100-120 %                      | > 120 %                        |
| Stadtautobahn   | > 1 Fahrstreifen                      | 2.000                        | 0-50 %          | 50-80 % | 80-100 %                       | 100-120 %                      | > 120 %                        |
| IO > 50 km/h    | 1 Fahrstreifen                        | 1.100                        | 0-30 %          | 30-75 % | 70-100 %                       | 100-120 %                      | > 120 %                        |
|                 | > 1 Fahrstreifen                      | 1.300                        | 0-45 %          | 45-85 % | 85-100 %                       | 100-120 %                      | > 120 %                        |

\* entsprechend der Festlegung im fachlichen Betreuerkreis werden alle Regionalstraßen wie kurvige Regionalstraßen behandelt

**Tab. 4.4:** Festlegung von Straßenkapazitäten und Zuordnungskriterien für unterschiedliche Verkehrszustände der Straßentypen in RLU S

## 5 Bestimmung der Benzo(a)-pyrenkonzentrationen

Die für die Bestimmung der BaP-Konzentrationen notwendigen BaP-Emissionen setzen sich aus „motorbedingten“ und „nicht motorbedingten“ (Reifenantrieb, Bremsantrieb etc.) Emissionen zusammen.

### 5.1 Motorbedingte Emissionsfaktoren

Benzo(a)pyren (BaP) stellt die Leitsubstanz für polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK) dar. Im Handbuch für Emissionsfaktoren (HBRFA 3.1) sind keine Emissionsfaktoren für PAK oder BaP angegeben.

Angaben zu Emissionen von PAK bzw. von Benzo(a)pyren durch den Straßenverkehr finden sich in Studien der Akademie für Technikfolgenabschätzung in Baden-Württemberg (WIEDMANN et al., 2000), in einem BWPLUS-Projekt der Universität Stuttgart (BWPLUS, 2003), in einem Bericht der Bundesanstalt für Straßenwesen (HERPERTZ und TEGETHOF, 2005) sowie in einer Studie des Bundesamtes für Umwelt, Wald und Landschaft, BUWAL (WUNDERLIN et al., 1999).

Die Studie des BUWAL liefert dabei die umfangreichste und detaillierteste Systematisierung. Dort werden Emissionsfaktoren in Abhängigkeit von Fahrzeugtypen, Betriebsarten und Schadstoffminderung genannt. Diese sind in der Tabelle 5.1 dargestellt.

Diese Emissionsfaktoren werden im Folgenden als Grundlage für die Berechnung der fahrzeugspezifischen Emissionsfaktoren verwendet. Folgende Einflüsse wurden dabei berücksichtigt:

- Zusammensetzung der Fahrzeugschichten (Fahrleistungsanteile der Fahrzeuge einer bestimmten Fahrzeugklasse und mit einem bestimmten Stand der Technik hinsichtlich Abgasemission, d. h. mit oder ohne G-Kat) und damit vom Jahr, für welches der Emissionsfaktor bestimmt wird (= Bezugsjahr), und
- der Prozentsatz der Fahrzeuge, die mit nicht betriebswarmem Motor betrieben werden und deswegen teilweise erhöhte Emissionen (Kaltstarteinfluss) haben.

Die Zusammensetzung der Fahrzeuge innerhalb der Fahrzeugkategorien kann für das zu betrachtende Bezugsjahr dem HBEFA 2.1 (UBA, 2004) ent-

| Fahrzeugtypen<br>Betriebsarten | Mittelwert<br>[µg/km] | oberes Quartil<br>[µg/km] | unteres Quartil<br>[µg/km] | Median<br>[µg/km] | Anz. Werte |
|--------------------------------|-----------------------|---------------------------|----------------------------|-------------------|------------|
| PW B 3wKat Ks                  | 0.17                  | 0.22                      | 0.04                       | 0.08              | 22         |
| PW B 3wKat Ks                  | 0.03                  | 0.04                      | 0.01                       | 0.02              | 14         |
| PW B oK Ks                     | 4.00                  | 5.55                      | 0.                         | 2.25              | 24         |
| PW B oK Ws                     | 0.4                   | 0.6                       | 0.18                       | 0.43              | 15         |
| PW D Ks                        | 1.18                  | 1.33                      | 0.48                       | 1.00              | 32         |
| PW D Ws                        | 0.8                   | 1.15                      | 0.32                       | 0.65              | 15         |
| PW CNG                         | 0.02                  | 0.01                      | 0.00                       | 0.00              | 14         |
| PW LPG                         | 0.03                  | 0.03                      | 0.00                       | 0.02              | 25         |
| PW RME                         | 1.34                  | 1.86                      | 0.60                       | 1.01              | 8          |
| PW MeOH*                       | 0.30                  | 0.40                      | 0.10                       | 0.10              | 3          |
| LWD*                           | 1.47                  | 1.46                      | 0.20                       | 0.57 <sup>1</sup> | 53         |
| LWD* [µg/kWh]                  | 2.05                  | 2.03                      | 1.00                       | 1.54              | 16         |
| Motorräder                     | 8.11                  | 10.04                     | 0.2                        | 2.10              | 7          |
| Mofa*                          | 3.64                  | 4.13                      | 1.55                       | 2.90              | 20         |

PW: Personenwagen, LW: Lastwagen, 3wKat: Dreiwegkatalysator, oK: ohne Katalysator, Ks: Kaltstart, Ws: Warmstart, B: Benzin, D: Diesel, CNG: Biogas (Methan), LPG: Flüssiggas (Propan, Butan Mix), RME: Rapsmethylether, MeH: Methanol  
\* Einbezug von Fahrzeugen, die vor 1984 gebaut wurden

Tab. 5.1: Emissionsfaktoren für Benzo(a)pyren für verschiedene Fahrzeugklassen, Fahrzeugtechniken und Betriebszustände aus WUNDERLIN et al. (1999)

| Straßenkategorie | BaP-Emissionsfaktoren 2015 |     |
|------------------|----------------------------|-----|
|                  | Pkw                        | Lkw |
| Innerorts        | 0.73                       | 1.5 |
| Außerorts        | 0.52                       | 1.5 |
| Bundesautobahn   | 0.56                       | 1.5 |

**Tab. 5.2:** Motorbedingte BaP-Emissionsfaktoren in  $\mu\text{g}/\text{km}$  je Kfz für das Bezugsjahr 2015

nommen werden. Darin sind die Gesetzgebung bezüglich Abgasgrenzwerten (EURO 2, 3, ...) und dementsprechend eine Unterscheidung in Fahrzeuge mit und ohne G-Kat berücksichtigt. Der Kaltstarteinfluss für Pkw (Erhöhung der Emissionen auf den ersten Kilometern Fahrt nach dem Start gegenüber den Emissionen von betriebswarmen Motoren) kann z. B. für 50 % der Fahrzeuge innerorts und für 5 % der Fahrzeuge außerorts angesetzt werden.

Aufgrund der derzeit nicht vorliegenden Differenzierung der BaP-Emissionsfaktoren nach den Verkehrssituationen des HBEFA ist nur eine Unterscheidung in Autobahnen, Außerorts- und Innerortsstraßen anhand der Fahrleistungsanteile möglich.

Ein Beispiel für das Bezugsjahr 2015 ist in der Tabelle 5.2 aufgeführt.

## 5.2 Nicht motorbedingte Emissionsfaktoren

Untersuchungen der verkehrsbedingten BaP-Immissionen zeigen, dass neben den BaP im Abgas auch nicht motorbedingte BaP-Emissionen auftreten, hervorgerufen durch Kupplungs- und Bremsbelagabrieb. Diese Emissionen sind im HBEFA ebenfalls nicht enthalten.

Nach BWPLUS (2003) liegen die BaP-Emissionen bei ca. 0.0004 % der Reifenabriebsemissionen bzw. 0.00007 % des Bremsabriebes. Orientiert man sich an PM10-Brems- und Reifenabriebsemissionsfaktoren z. B. aus der RAINS-Datenbank (LÜKEWILLE et al., 2002), so würden sich BaP-Abriebsemissionen für Pkw von ca. 3 % sowie für Lkw von ca. 10 % der in Tabelle 5.2 aufgeführten Auspuffemissionen ergeben. Die Unsicherheiten sind allerdings groß, da sowohl die PM10-Abriebsemissionsfaktoren aber auch der Anteil BaP an den Abrieben unsicher sind. Die nicht motorbedingten BaP-Emissionen werden deshalb in den Berechnungen durch einen Aufschlag von pauschal 20 % auf die Emissionsfaktoren der Tabelle 5.2 berücksichtigt.

## 6 Bestimmung der PM2.5-Konzentrationen

Die für die Bestimmung der PM2.5-Konzentrationen notwendigen PM2.5-Emissionsfaktoren setzen sich aus „motorbedingten“ und „nicht motorbedingten“ (Reifenabrieb, Staubaufwirbelung etc.) Emissionsfaktoren zusammen.

### 6.1 Motorbedingte PM2.5-Emissionsfaktoren

Die motorbedingten Emissionen können nach vorliegenden Erkenntnissen (z. B. KLINGENBERG et al., 1991; ISRAËL et al., 1994; GEHRIG et al., 2003) zu 100 % Partikelgrößen kleiner  $1 \mu\text{m}$  (aerodynamischer Durchmesser) zugeordnet werden und fallen somit auch voll in die PM2.5-Fraktion.

Die motorbedingten PM2.5-Emissionsfaktoren der Fahrzeuge einer Fahrzeugkategorie (Pkw, leichte Nutzfahrzeuge, Busse etc.) werden mit Hilfe des „Handbuchs für Emissionsfaktoren des Straßenverkehrs, HBEFA“ (derzeit Version 3.1 (UBA, 2010)) berechnet. Die entsprechenden Details sind im Kapitel 4 beschrieben.

### 6.2 Nicht motorbedingte PM2.5-Emissionsfaktoren

Untersuchungen der verkehrsbedingten Partikelimmissionen zeigen, dass neben den Partikeln im Abgas auch nicht motorbedingte Partikelemissionen zu berücksichtigen sind, hervorgerufen durch Straßen-, Kupplungs- und Bremsbelagabrieb, Aufwirbelung von auf der Straße aufliegendem Staub etc. Diese Emissionen sind im HBEFA nicht enthalten, sie sind auch derzeit nicht mit zufrieden stellender Aussagegüte zu bestimmen. Die Ursache hierfür liegt in der Vielfalt der Einflussgrößen, die bisher noch nicht systematisch parametrisiert wurden und für die es derzeit auch keine verlässlichen Aussagen gibt.

#### Ansätze in europäischen Datenbanken

LÜKEWILLE et al. (2002) gibt für die PM2.5-Emissionen aus Abrieben (Reifen, Bremsen, Straßenbelag) folgende Werte an:

- **Reifenabrieb** PM2.5 (g/km)
- leichte Nutzfahrzeuge: 0.0003

|                        |        |                     |
|------------------------|--------|---------------------|
| Pkw:                   | 0.0003 |                     |
| schwere Nutzfahrzeuge: | 0.0020 |                     |
| Motorräder:            | 0.0001 |                     |
| <b>• Bremsabrieb</b>   |        | <b>PM2.5 (g/km)</b> |
| leichte Nutzfahrzeuge: | 0.0022 |                     |
| Pkw:                   | 0.0022 |                     |
| schwere Nutzfahrzeuge: | 0.0071 |                     |
| Motorräder:            | 0.0003 |                     |
| <b>• Straßenabrieb</b> |        | <b>PM2.5 (g/km)</b> |
| leichte Nutzfahrzeuge: | 0.0042 |                     |
| Pkw:                   | 0.0042 |                     |
| schwere Nutzfahrzeuge: | 0.0209 |                     |
| Motorräder:            | 0.0016 |                     |

Diese Emissionsfaktoren für Reifen- und Bremsabrieb basieren im Wesentlichen auf Untersuchungen von BAUMANN und ISMEIER (1997), GARBEN et al. (1996), GEBBE et al. (1997), RAUTERBERG-WULFF (1999a und 1999b) sowie HÜGLIN et al. (2000) und Informationen der US-EPA (1995). Die Emissionsfaktoren für Straßenabrieb entstammen dem holländischen Emissionskataster. Zur Aufteilung auf die PM2.5-Fraktion wurden die Faktoren der US-EPA (1995) verwendet. Eine Differenzierung in Verkehrssituationen erfolgte nicht. Die Resuspension von eingetragenen Straßenstaub ist in diesen Emissionsfaktoren nicht enthalten. Dies wird damit begründet, dass dieser Partikelanteil im Wesentlichen aus größeren Partikeln besteht und somit nur im coarse mode (PM2.5 bis PM10) beinhaltet ist und somit keinen relevanten Beitrag zur PM2.5-Emission liefert. Kupplungsabrieb wird weitestgehend in den Kupplungsgehäusen zurückgehalten und liefert keinen relevanten Anteil zur PM2.5-Emission. Die Summe aller Abriebe (Reifen, Bremsen und Straße) ergibt somit entsprechend o. g. Randbedingungen die in Tabelle 6.1 aufgeführten PM2.5-Emissionsfaktoren.

|               | Nicht motorbedingte<br>PM2.5-Emissionsfaktoren [mg/km] |
|---------------|--|
| LNF           | 6.7  |
| Pkw           | 6.7  |
| Schwerverkehr | 30   |
| Motorräder    | 2.0  |

Tab. 6.1: Nicht motorbedingte PM2.5-Emissionsfaktoren entsprechend LÜCKEWILLE et al. (2002)

Es sei darauf verwiesen, dass insbesondere die Emissionsfaktoren für Straßenabrieb von den Autoren wegen fehlender systematischer Untersuchungen mit sehr großen Unsicherheiten bewertet wurden. PALMGREN et al. (2003) setzt z. B. die PM2.5-Straßenabriebsemissionen auf Basis von Untersuchungen von TNO aus dem Jahr 1997 zu null.

Im Emission Inventory Guidebook von EMEP/CORINAIR (Stand 2007) werden ebenfalls PM<sub>x</sub>-Emissionsfaktoren für Abriebe angegeben. Diese basieren auf der Empfehlung einer Arbeitsgruppe, welche anhand von Literaturlauswertungen aus dem Jahr 2003 Methoden für deren Berechnung erarbeitet hat. Eine Differenzierung in die verschiedenen Verkehrssituationen ist durch eine dort angegebene Abhängigkeit von der mittleren Fahrzeuggeschwindigkeit (für Reifen und Bremsabrieb) möglich.

Für die Berücksichtigung von Reifenabrieb wird von den Autoren Folgendes vorgeschlagen:

$$EF_{\text{Reifen}} [\text{mg}/(\text{Fzg} \cdot \text{km})] = f_{\text{Reifen}} EF_{\text{TSPReifen}} S_{\text{Reifen}}(v) \quad (6.1)$$

$$f_{\text{Reifen}} = \text{Anteil der Partikelfraktion an TSP}$$

$$EF_{\text{TSPReifen}} = \text{TSP-Emissionsfaktor Reifenabrieb bei einer Geschwindigkeit von 80 km/h}$$

$$S_{\text{Reifen}}(v) = \text{Geschwindigkeitskorrekturfaktor, welcher von der mittleren Fahrzeuggeschwindigkeit abhängt}$$

mit

$$v < 40 \text{ km/h: } S_{\text{Reifen}}(v) = 1.39$$

$$40 \text{ km/h} \leq v \leq 90 \text{ km/h: } S_{\text{Reifen}}(v) = -0.00974 \cdot v + 1.78$$

$$v > 90 \text{ km/h: } S_{\text{Reifen}}(v) = 0.902$$

Für  $EF_{\text{TSPReifen}}$  werden in Abhängigkeit von der Fahrzeugklasse folgende Größen vorgeschlagen:

|                        |   |
|------------------------|---|
| <b>• Reifenabrieb</b>  | <b><math>EF_{\text{TSPReifen}}</math> [mg/km]</b> |
| Pkw:                   | 10.7  |
| leichte Nutzfahrzeuge: | 16.9  |
| schwere Nutzfahrzeuge: | 45.0*   |
| Motorräder:            | 4.6   |

\* (falls Anzahl der Achsen und Beladungsgrad nicht bekannt sind, sonst)



$$EF_{TSPReifen} (Lkw) = \text{Anzahl Achsen} \cdot LCF \cdot EF_{TSPReifen} (Pkw)/2;$$

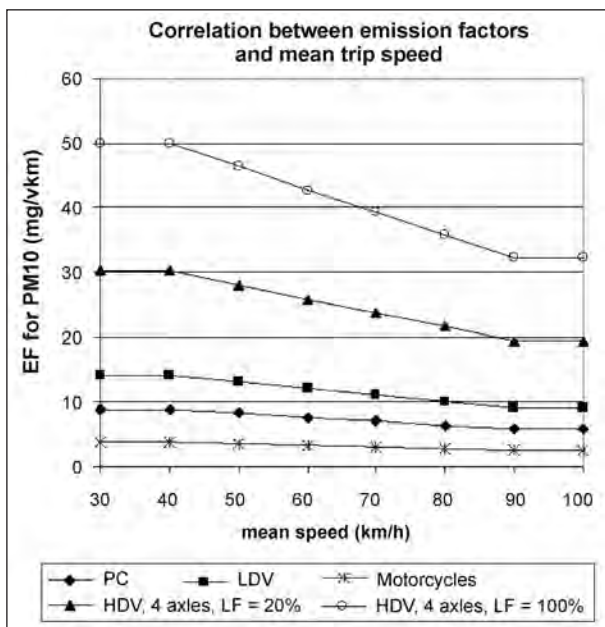
$$LCF = 1.38 \cdot \text{Beladungsgrad} + 1.41)$$

Wesentliche Festlegungen bei der Ableitung der Emissionen waren neben den aus der Literatur zusammengefassten Emissionsfaktoren für Gesamtstaub (TSP), Gesamtabrieb bzw. PM10 z. B. ein 10%iger Anteil PM10 am Gesamtreifenabrieb sowie ein 60%iger Anteil PM10 an TSP-Reifenabrieb. Die Ableitung für die Geschwindigkeits- bzw. für die Beladungskorrektur wurde nicht erläutert.

Die Parameter für die Partikelgrößen werden unabhängig von der Fahrzeugklasse wie folgt festgelegt:

- TSP:  $f_{Reifen} = 1.000$ ,
- PM10:  $f_{Reifen} = 0.600$ ,
- PM2.5:  $f_{Reifen} = 0.420$ ,
- PM1:  $f_{Reifen} = 0.060$ ,
- PM0.1:  $f_{Reifen} = 0.048$ .

Bild 6.1 zeigt beispielhaft die PM10-Emissionsfaktoren in Abhängigkeit von der Fahrzeuggeschwindigkeit. Analog ist dies für PM2.5. Es ist festzustellen, dass bei niedrigen Fahrzeuggeschwindigkei-



**Bild 6.1:** Abhängigkeit der PM10-Emissionsfaktoren infolge Reifenabriebs von den Fahrzeuggeschwindigkeiten für die Fahrzeugklassen Pkw (PC), leichte Nutzfahrzeuge (LDV), Schwerverkehr (HDV) mit 20 % bzw. 100 % Beladung (LF) sowie Motorräder (Quelle: CO-RINAIR, 2007)

ten, wie sie z. B. im Stadtverkehr gefahren werden, höhere Reifenabriebsemissionen angesetzt werden als bei höheren (z. B. bei Tempo 30 ca. 36 % mehr als bei Tempo 80). Wahrscheinlich werden hier nicht reine Geschwindigkeitsabhängigkeiten im Sinne von Fahrten mit konstanter Geschwindigkeit als Basis verwendet, sondern die Bedingungen bei verschiedenen Verkehrszuständen. Dies wurde wie erwähnt allerdings nicht erläutert.

Für die Berücksichtigung von Bremsabrieb wird von den Autoren folgende Vorgehensweise vorgeschlagen:

$$EF_{Brems} [mg/(Fzg \cdot km)] = f_{Brems} EF_{TSPBrems} S_{Brems} (v) \tag{6.2}$$

- $f_{Brems}$  = Anteil der Partikelfraktion an TSP
- $EF_{TSPBrems}$  = TSP-Emissionsfaktor Bremsabrieb bei einer Geschwindigkeit von 65 km/h
- $S_{Brems} (v)$  = Geschwindigkeitskorrekturfaktor, welcher von der mittleren Fahrzeuggeschwindigkeit abhängt.

mit

$$v < 40 \text{ km/h: } S_{Brems} (v) = 1.67$$

$$40 \text{ km/h} \leq v \leq 95 \text{ km/h: } S_{Brems} (v) = -0.027 \cdot v + 2.75$$

$$v > 90 \text{ km/h: } S_{Brems} (v) = 0.185$$

Für  $EF_{TSPBrems}$  werden in Abhängigkeit von der Fahrzeugklasse folgende Größen vorgeschlagen:

- **Bremsabrieb**  $EF_{TSPBrems} [mg/km]$
- Pkw: 7.5
- leichte Nutzfahrzeuge: 11.7
- schwere Nutzfahrzeuge: 32.7\*
- Motorräder: 3.7

\* (falls Beladungsgrad nicht bekannt ist, sonst

$$EF_{TSPBrems} (Lkw) = 3.13 \cdot LCF \cdot EF_{TSPBrems} (Pkw);$$

$$LCF = 0.79 \cdot \text{Beladungsgrad} + 1.0)$$

Die Parameter für die Partikelgrößen werden unabhängig von der Fahrzeugklasse wie folgt festgelegt:

- TSP:  $f_{Brems} = 1.00$ ,
- PM10:  $f_{Brems} = 0.98$ ,

- PM2.5:  $f_{\text{Brems}} = 0.39$ ,
- PM1:  $f_{\text{Brems}} = 0.10$ ,
- PM0.1:  $f_{\text{Brems}} = 0.08$ .

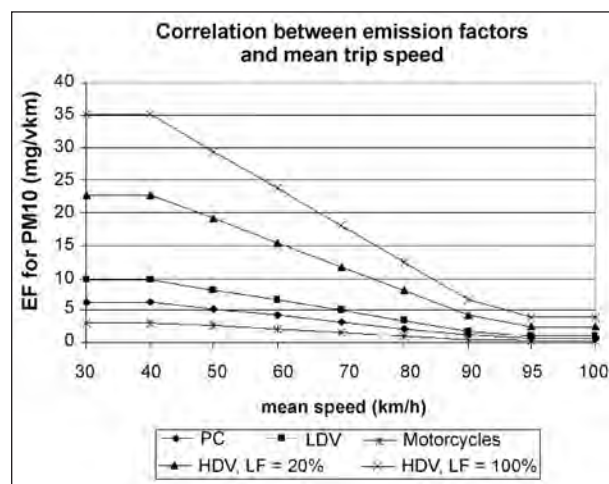
Bild 6.2 zeigt beispielhaft die PM10-Emissionsfaktoren in Abhängigkeit von der Fahrzeuggeschwindigkeit. Für PM2.5 gilt dies analog.

Wesentliche Festlegungen bei der Ableitung dieser Emissionsfaktoren waren neben den aus der Literatur zusammengefassten Emissionsfaktoren für TSP, Gesamttrieb bzw. PM10 z. B. ein 50%iger Anteil PM10 am Gesamtbremsabrieb sowie ein 98%iger Anteil PM10 an TSP-Bremsabrieb. Die Ableitung für die Geschwindigkeits- bzw. für die Beladungskorrektur wurde hier ebenfalls nicht erläutert.

Für den Straßenabrieb lagen lt. der Autoren nur sehr wenige Informationen vor. Hier wird auf die Arbeiten von LÜKEWILLE et al. (2002, siehe oben) verwiesen. Für  $EF_{\text{TSPStra\ss e}}$  werden in Abhängigkeit von der Fahrzeugklasse folgende Größen vorgeschlagen:

| Bremsabrieb            | $EF_{\text{TSPStra\ss e}}$ [mg/km] |
|------------------------|------------------------------------|
| Pkw:                   | 15.0                               |
| leichte Nutzfahrzeuge: | 15.0                               |
| schwere Nutzfahrzeuge: | 76.0                               |
| Motorräder:            | 6.0                                |

Die Parameter für die Partikelgrößen werden unabhängig von der Fahrzeugklasse wie folgt festgelegt:



**Bild 6.2:** Abhängigkeit der PM10-Emissionsfaktoren infolge Bremsabriebs von den Fahrzeuggeschwindigkeiten für die Fahrzeugklassen Pkw (PC), leichte Nutzfahrzeuge (LDV), Schwerverkehr (HDV) mit 20 % bzw. 100 % Beladung (LF) sowie Motorräder (Quelle: CORINAIR, 2007)

- TSP:  $f_{\text{Stra\ss e}} = 1.00$ ,
- PM10:  $f_{\text{Stra\ss e}} = 0.5$ ,
- PM2.5:  $f_{\text{Stra\ss e}} = 0.27$ .

Auf Grundlage des in Bild 6.1 und Bild 6.2 dargestellten Geschwindigkeitseinflusses und der in HBEFA zur Beschreibung der Verkehrssituationen enthaltenen Angaben zur mittleren Reisegeschwindigkeit können die Emissionsfaktoren den Verkehrssituationen des HBEFA zugeordnet werden.

Für den Schwerverkehr sind die PM2.5-Emissionen auch von der Achszahl und dem Beladungsgrad abhängig. Der Beladungsgrad wird entsprechend HBEFA 3.1 zu 0.5 (entspricht 50 %) angesetzt.

Die mittlere Achszahl der Schwerverkehrsfahrzeuge wird ebenfalls auf Basis des HBEFA berechnet. Dazu werden die Fahrleistungsanteile der Größenklassen auf Autobahn, Außerorts- und Innerortsstraßen verwendet. Die Achszahlen der Linien- und Reisebusse werden dabei direkt ausgewiesen. Die Achszahlen der Lkw und Sattelzüge werden auf Basis des zulässigen Gesamtgewichts und der in der Straßenverkehrs-Zulassungs-Ordnung vorgeschriebenen Mindestachszahl abgeschätzt. Die Ergebnisse sind für die Bezugsjahre 1994 bis 2030 in den Bildern 6.3 bis 6.5 dargestellt.

Für alle Straßenkategorien ist ab etwa 2010 kein deutlicher Trend zu größeren Fahrzeugen (mehr Achsen) erkennbar. Aus dem Mittelwert der Verteilung werden für die Berechnung mittels CORINAIR (2007) deshalb für die Autobahnen und Außerortsstraßen 5 Achsen sowie für die Innerortsstraßen 3 Achsen unabhängig vom Bezugsjahr festgelegt.

Der Kupplungsanteil wird auch hier, wie in RAINS, zu null gesetzt (siehe oben). Es wird auch hier von den Autoren darauf verwiesen, dass insbesondere die Emissionsfaktoren für Straßenabrieb wegen fehlender systematischer Untersuchungen mit sehr großen Unsicherheiten bewertet worden sind.

Die mit diesen Ansätzen berechenbaren Werte sind damit etwa 2- bis 3mal höher als die von LÜKEWILLE et al. (2002) verwendeten.

Das Schweizer BUWAL (2003) erstellt seit 2003 Konzentrationskarten u. a. für PM10 und PM2.5. Dort werden die in Tabelle 6.2 aufgeführten nicht motorbedingten PM2.5- bzw. PM10-Emissionsfaktoren angesetzt. Diese setzen sich aus Beiträgen von Reifen- und Bremsabrieb sowie aus Straßen-

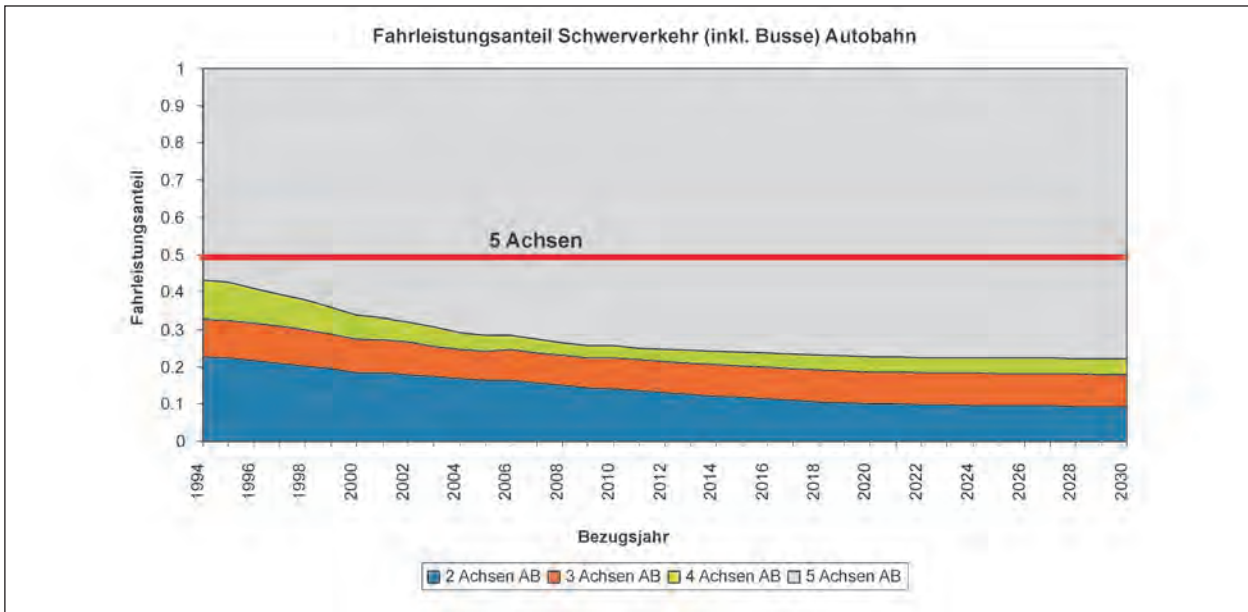


Bild 6.3: Fahrleistungsanteile der Achszahl für den Schwerverkehr auf Autobahnen in Anlehnung an HBEFA 3.1

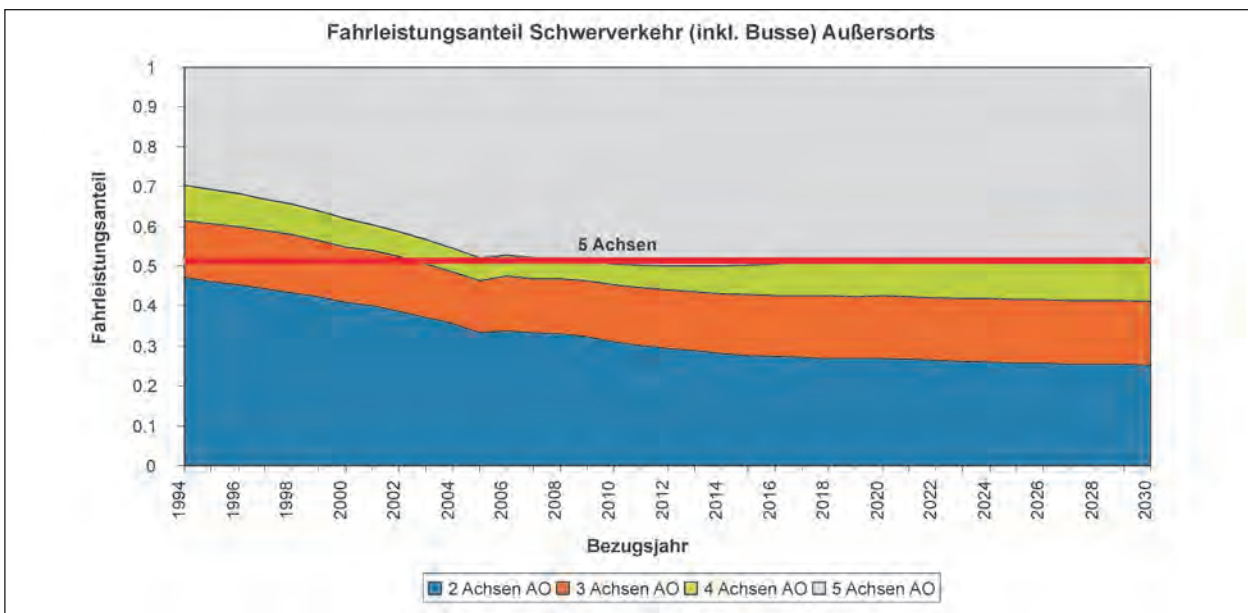


Bild 6.4: Fahrleistungsanteile der Achszahl für den Schwerverkehr auf Außerortsstraßen in Anlehnung an HBEFA 3.1

|                                     | Nicht motorbedingte PM2.5/PM10-Emissionsfaktoren [mg/km] |          |         |
|-------------------------------------|--|----------|---------|
|                                     | Pkw  | LNF      | Lkw     |
| Reifenabrieb                        | 1.3/13.2   | 2.5/24.7 | 20/200  |
| Bremsabrieb                         | 0.5/1.8  | 1.5/4.9  | 1.0/3.5 |
| Straßenabrieb/<br>Staubaufwirbelung | 7.4/29.7   | 7.4/29.7 | 113/450 |
| Summe                               | 9.2/45   | 11.4/59  | 134/650 |

Tab. 6.2: Nicht motorbedingte PM<sub>x</sub>-Emissionsfaktoren im Schweizer System zur Modellierung der PM2.5- und PM10-Immissionskarten (BUWAL, 2003)

abrieb und Staubaufwirbelung zusammen. Der Kupplungsabrieb wird vernachlässigt, da er im Allgemeinen im Fahrzeug zurückgehalten wird. Der Anteil PM2.5/PM10 wird beim Reifenabrieb zu 10 %, beim Bremsabrieb zu 30 % und beim Straßenabrieb/Staubaufwirbelung zu 25 % angesetzt. Diese Werte werden unabhängig vom Straßentyp sowie unabhängig vom Verkehrsfluss angesetzt.

Die hier angesetzten PM2.5-Emissionsfaktoren sind bei den Pkw vergleichbar mit den Werten von LÜCKEWILLE et al. (2002), aber tendenziell niedriger als bei CORINAIR (2007). Beim Schwerverkehr

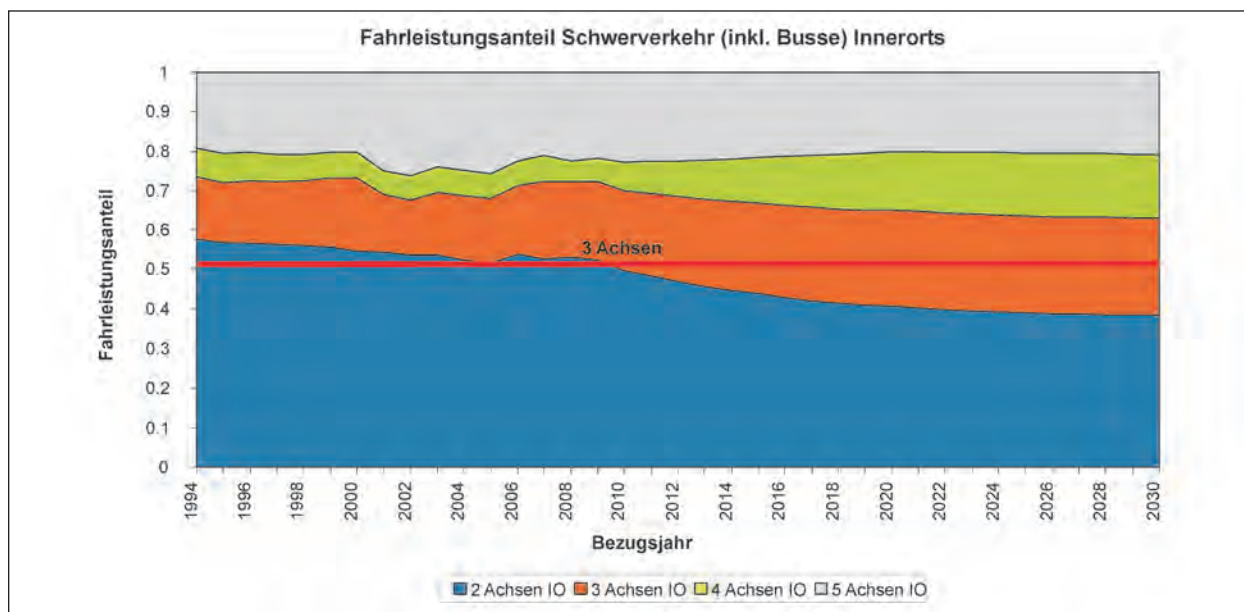


Bild 6.5: Fahrleistungsanteile der Achszahl für den Schwerverkehr auf Innerortsstraßen in Anlehnung an HBEFA 3.1

|               | Nicht motorbedingte<br>PM <sub>2.5</sub> /PM <sub>10</sub> -Emissionsfaktoren<br>[mg/km] |                       |                       |
|---------------|--|-----------------------|-----------------------|
|               | Autobahn   | Außerorts-<br>straßen | Innerorts-<br>straßen |
| Pkw inkl. LNF | 2.2/22   | 4.8/48                | 4.8/48                |
| Schwerverkehr | 20/198   | 43/432                | 43/432                |

Tab. 6.3: Nicht motorbedingte PM<sub>x</sub>-Emissionsfaktoren im LOTOS-EUROS-Modell (TNO, 2009)

sind die BUWAL-Emissionsfaktoren ca. 2- bis 3-mal höher als bei CORINAIR (2007) bzw. 4-mal so hoch wie bei LÜCKEWILLE et al. (2002).

TNO (2009) benutzt im Rahmen des PAREST-Projektes (siehe [www.parest.de](http://www.parest.de)) als Resultat einer Literaturrecherche die in Tabelle 6.3 aufgeführten nicht motorbedingten PM<sub>10</sub>-Emissionsfaktoren. Die nicht motorbedingten PM<sub>2.5</sub>-Emissionsfaktoren werden pauschal mit 10 % der nicht motorbedingten PM<sub>10</sub>-Emissionsfaktoren angesetzt. Hierbei wird sich auf eine Arbeit von THORPE et al. (2007) bezogen.

Diese PM<sub>2.5</sub>-Emissionsfaktoren sind für alle Fahrzeuggruppen niedriger als die in Tabelle 6.1 bis Tabelle 6.3 aufgeführten.

Die Tabelle 6.4 fasst die PM<sub>2.5</sub>-Emissionsfaktoren zusammen.

|                          | Nicht motorbedingte<br>PM <sub>2.5</sub> /PM <sub>10</sub> -Emissionsfaktoren<br>[mg/km] |                |              |                |              |                |
|--------------------------|--|----------------|--------------|----------------|--------------|----------------|
|                          | Pkw  |                | LNF          |                | Lkw          |                |
|                          | BAB  | Inner-<br>orts | BAB          | Inner-<br>orts | BAB          | Inner-<br>orts |
| LÜCKEWILLE et al. (2002) | 6.7  |                | 6.7          |                | 30           |                |
| CORINAIR (2007)          | 7<br>bis 14  | 7<br>bis 14    | 11<br>bis 22 | 11<br>bis 22   | 41<br>bis 75 | 53<br>bis 62   |
| BUWAL (2003)             | 9.2  |                | 11.4         |                | 134          |                |
| TNO (2009)               | 2.2  | 4.8            | 2.2          | 4.8            | 20           | 43             |

Tab. 6.4: Gegenüberstellung der in europäischen Datenbanken verwendeten nicht motorbedingten PM<sub>2.5</sub>-Emissionsfaktoren

### Ergebnisse von Einzeluntersuchungen

LOHMEYER et al. (2005) leiteten aus Immissionsdaten an der B 10 bei Karlsruhe für das Jahr 2003 PM<sub>10</sub>- und PM<sub>2.5</sub>-Emissionsfaktoren ab. Im Kapitel 7 des vorliegenden Berichtes wird eine Aktualisierung entsprechend HBEFA 3.1 vorgenommen, dort wurden die Werte entsprechend Tabelle 6.5 abgeleitet. Die PM<sub>10</sub>-Emissionsfaktoren wurden dabei aus den kontinuierlichen 1/2-Stundenmittelwerten unter stabilen Luv-Lee-Bedingungen übernommen. Die Aufteilung in PM<sub>2.5</sub> und PM<sub>2.5-10</sub> wurde anhand der Differenzen (Lee minus Luv) der Konzentrationsanteile der gravimetrischen Proben (Tagesmittelwerte) bestimmt. Diese Emissionsfaktoren sind getrennt



|   | Mo bis Fr n = 28 | Sonntag n = 7 |
|---|------------------|---------------|
| DTV [Kfz/d]*  | 79.000           | 51.500        |
| Schwerverkehr [Kfz/d]                                 | 12.700 (16 %)    | 1.200 (2 %)   |
| Pkw [Kfz/d]   | 62.500 (79 %)    | 48.500 (94 %) |
| Lieferwagen [Kfz/d]                                   | 3.800 (5 %)      | 1.800 (4 %)   |
| PM10-Efaktor [mg/(km · Fzg)]                          | 90               | 90            |
| PM2.5-Efaktor [mg/(km · Fzg)]                         | 45               | 42            |
| PM(2.5-10)-Efaktor [mg/(km · Fzg)]                    | 45               | 48            |
| PM-Efaktor nach HBEFA 3.1 [mg/(km · Fzg)]             | 47               | 27            |
| PM2.5 minus PM-Auspuff nach HBEFA 3.1 [mg/(km · Fzg)] | -2               | 15            |

\* Quelle: siehe Kapitel 7

**Tab. 6.5:** Verkehrsstärken und Gesamtemissionsfaktoren am Messquerschnitt B10 bei Karlsruhe. Der Emissionsfaktor PM10 wurde aus den kontinuierlichen 1/2-h-Mittelwerten abgeleitet, der PM2.5 bzw. PM(2.5-10) aus den gravimetrischen Anteilen PM2.5 an PM10 bestimmt. n = Anzahl der Analysetage

|   | Merseburger Straße/Halle | HC-Andersens-Blvd./<br>Kopenhagen |
|---|--------------------------|-----------------------------------|
| DTV [Kfz/d]*                                | 35.000                   | 60.000                            |
| Schwerverkehr [Kfz/d]*                      | 1.400 (4 %)              | 2.700 (4.5 %)                     |
| Pkw inkl. Lieferwagen [Kfz/d]*              | 33.600 (96 %)            | 57.300 (95.5 %)                   |
| PM10-Efaktor [mg/(km · Fzg)]*               | 89                       | 206                               |
| PM2.5-Efaktor [mg/(km · Fzg)]*              | 29                       | 70                                |
| PM(2.5-10)-Efaktor [mg/(km · Fzg)]*         | 60                       | 136                               |
| PM-Efaktor Auspuff [mg/(km · Fzg)] für HVS2 | 20                       | 68                                |
| PM2.5 minus PM Auspuff [mg/(km · Fzg)]      | 9                        | 2                                 |

\* Quelle: KETZEL et al. (2007)

**Tab. 6.6:** Verkehrsmengen und PM<sub>x</sub>-Emissionsfaktoren für die Merseburger Straße in Halle und den HC-Andersens-Blvd in Kopenhagen. Bezugsjahre jeweils 2003/2004

nach mittlerem Werktag (Montag bis Freitag), Samstag sowie Sonntag in der Tabelle 6.5 zusammen mit den zugehörigen Verkehrsstärken aufgezeigt.

Der PM2.5-Anteil am PM10 liegt hier somit bei ca. 50 %. Ca. 100 % (werktags) bzw. 60 % (sonntags) der PM2.5-Emissionen können mit den Auspuffemissionen nach HBEFA 3.1 erklärt werden.

KETZEL et al. (2007) geben auf Grundlage der Auswertung von Dauermessstellen in Straßenschluchten die in Tabelle 6.6 angegebenen Partikelemissionsfaktoren an. Der PM2.5-Anteil am PM10 liegt hier somit bei ca. 33 %. Ca. 70 % (Merseburger Straße) bzw. 97 % (HC-Andersens-Blvd.) der PM2.5-Emissionen können mit den Auspuffemissionen erklärt werden.

Auf Basis einer umfangreichen Datenauswertung an der 6-streifigen Marylebone Road (Straßen-

schlucht) in London gaben JONES et al. (2006) die in Tabelle 6.7 aufgeführten mittels NO<sub>x</sub>-Tracermethode gewonnenen PM<sub>x</sub>-Emissionsfaktoren an. Der Anteil des PM2.5- am PM10-Emissionsfaktor liegt hier bei 30 % (Pkw) bzw. 50 % (Schwerverkehr inkl. Busse), im Flottenmittel bei 40 %. Angaben zu motorbedingten PM<sub>x</sub>-Emissionen werden nicht gemacht.

Aus Ergebnissen von Messdatenauswertungen am Märkischen Ring in Hagen leiteten LÜDES et al. (2008) die in Tabelle 6.8 aufgeführten PM<sub>x</sub>-Emissionsfaktoren für das Bezugsjahr 2006 ab. Der Anteil des PM2.5- am PM10-Emissionsfaktor liegt hier bei 40 % (Pkw) bzw. ca. 60 % (Schwerverkehr), für die Gesamtflotte bei 46 %. Ca. 60 % der PM2.5-Emissionen können durch die Auspuffpartikel erklärt werden (46 % bei Pkw und 73 % beim Schwerverkehr).

|                                     | Gesamtflotte | Pkw inkl. LNF | Schwerverkehr |
|-------------------------------------|--------------|---------------|---------------|
| Schwerverkehr [Kfz/d]*              |              |               | 8.000         |
| Pkw inkl. Lieferwagen [Kfz/d]*      |              | 72.000        |               |
| PM10-Efaktor [mg/(km · Fzg)]*       | 67           | 33 ±6         | 370 ±32       |
| PM2.5-Efaktor [mg/(km · Fzg)]*      | 27           | 10 ±4         | 179 ±22       |
| PM(2.5-10)-Efaktor [mg/(km · Fzg)]* | 43           | 23 ±5         | 191 ±29       |
| Quelle: JONES et al. (2006)         |              |               |               |

Tab. 6.7: Verkehrsmengen und PM<sub>x</sub>-Emissionsfaktoren für die Marylebone Road in London. Bezugsjahre jeweils 2002/2003

|   | Gesamtflotte | Pkw inkl. LNF | Schwerverkehr |
|---|--------------|---------------|---------------|
| Schwerverkehr [Kfz/d]*                      |              |               | 1.600         |
| Pkw inkl. Lieferwagen [Kfz/d]*              |              | 37.900        |               |
| PM10-Efaktor [mg/(km · Fzg)]*               | 57           | 38.5          | 478           |
| PM2.5-Efaktor [mg/(km · Fzg)]*              | 26           | 15.5          | 272           |
| PM(2.5-10)-Efaktor [mg/(km · Fzg)]*         | 31           | 23            | 206           |
| PM-Efaktor Auspuff [mg/(km · Fzg)] für LSA1 | 15           | 7.1           | 200           |
| PM2.5 minus PM Auspuff [mg/(km · Fzg)]      | 11           | 8.4           | 72            |
| * Abgeleitet aus LUDS et al. (2008)         |              |               |               |

Tab. 6.8: Verkehrsmengen und PM<sub>x</sub>-Emissionsfaktoren für den Märkischen Ring in Hagen. Bezugsjahr 2006

Die IVU GmbH aus Freiburg verwendet in ihrem IMMIS-Luft-Emissionsmodul einen nicht motorbedingten PM2.5-Anteil an den nicht motorbedingten PM10-Emissionen von 54 %. Dieser Wert wurde aus Emissionsbilanzen einer Studie des Umweltbundesamtes (JÖRß, HANDKE, 2007) abgeleitet.

Die nicht motorbedingten PM2.5-Emissionsfaktoren variieren damit zwischen 12 und 49 mg/km (Pkw) bzw. 108 bis 432 mg/km (Lkw).

LAWRENCE et al. (2009) werteten PM<sub>x</sub>-Messungen von November und Dezember 2006 im Tunnel bei Hatfield (England) aus. Bei einer dort vorhandenen Verkehrsmenge von 48.000 Kfz/Tag und einer Fahrgeschwindigkeit von 110 km/h wurde ein PM2.5-Emissionsfaktor von 12.2 mg/km abgeleitet. Der Anteil an den PM10-Emissionen (35.9 mg/km) lag hier bei 34 %. 27 % der PM10-Emissionen konnten durch Abgasemissionen (10.6 mg/km) erklärt werden. Daraus lässt sich ein nicht motorbedingter PM2.5-Emissionsfaktor von ca. 2 mg/km (entspricht etwa 16 % der PM2.5-Emissionen) bzw. ein nicht motorbedingter PM10-Emissionsfaktor von 25.3 mg/km (entspricht etwa 70 % der PM10-Emissionen) ableiten.

Weitere relevante Literaturstellen zu nicht motorbedingten PM2.5-Emissionsfaktoren in Europa wurden nicht gefunden.

### 6.3 Schlussfolgerungen aus der PM2.5-Literaturrecherche

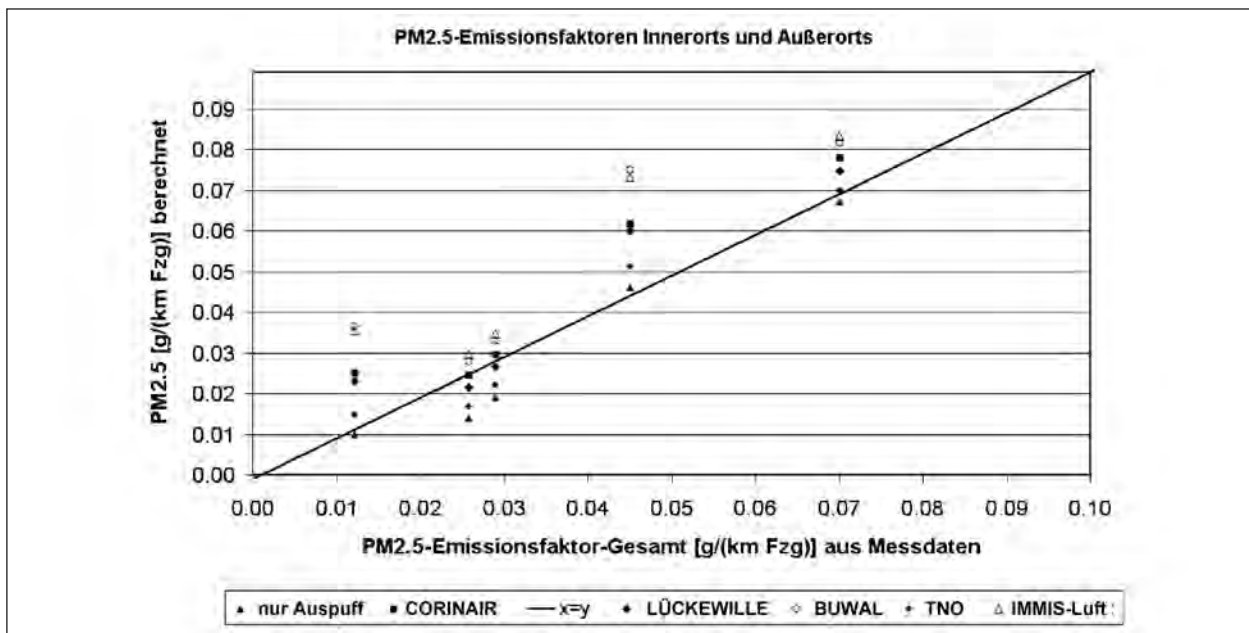
Zunächst kann festgestellt werden, dass alle Fachleute davon ausgehen, dass auch die PM2.5-Emissionen neben den Motoremissionen einen Anteil Emissionen aus Abrieben und ggf. der Wiederaufwirbelung von Straßenstaub beinhalten.

Die Bandbreite der angegebenen PM2.5-Emissionsfaktoren sowie deren Anteil an den PM10-Emissionen streuen erheblich. So wird der Anteil der nicht motorbedingten PM2.5-Emissionen an den nicht motorbedingten PM10-Emissionen mit 10 % bis 54 % angegeben.

Weiterhin ist festzustellen, dass es nur wenige, aus Immissionsmessdaten abgeleitete PM2.5-Emissionsfaktoren gibt.

Ein Vergleich dieser wenigen, aus Immissionsmessdaten abgeleiteten PM2.5-Emissionen mit den oben diskutierten Emissionsansätzen zeigt das Bild 6.6.

Hierbei ist festzustellen, dass es wie erwartet große Streuungen gibt. Die Ansätze von BUWAL (2003) und IMMIS-Luft überschätzen die Messdaten deutlich. Der Ansatz von TNO (2009) unterschätzt tendenziell.



**Bild 6.6:** Vergleich der aus Messdaten abgeleiteten PM2.5-Emissionsfaktoren mit den aus verschiedenen Emissionsansätzen ermittelten

Die Ansätze von LÜCKEWILLE et al. (2003) und CORINAIR (2007) vergleichen sich am besten mit den (wenigen) Messdaten, wobei davon der Ansatz aus CORINAIR keinen Messwert unterschätzt.

Um eine deutliche Verbesserung der Aussage-sicherheit zu erhalten, sind dringend weitere PM2.5-Immissionsdatenauswertungen nötig.

## 7 Aktualisierung der nicht motorbedingten PM10-Emissionsfaktoren

Durch das Ingenieurbüro Lohmeyer GmbH & Co. KG wurde im Jahr 2004 im Auftrag der Bundesanstalt für Straßenwesen ein Satz von PM10-Emissionsfaktoren für die nicht motorbedingten Anteile an Außerortsstraßen erstellt. Dieser wird derzeit offenbar als „Quasi-Standard“ bundesweit bei den Emissionsberechnungen eingesetzt.

Diese Emissionsfaktoren basieren auf 51 Datensätzen, davon 18 für autobahnähnliche Straßen.<sup>7</sup> Aus den PM10-Gesamtmissionen wurde durch Subtraktion der Hintergrundbelastung die verkehrsbedingte Zusatzbelastung berechnet. Mit dieser Zu-

satzbelastung wurden die PM10-Gesamtemissionsfaktoren (Auspuff- plus Aufwirbelung und Abriebemissionen) berechnet. Bei der Mehrheit der Datensätze wurde der nicht motorbedingte PM10-Anteil ermittelt, indem von den Gesamtemissionsfaktoren der Auspuffanteil subtrahiert worden ist. Dieser Auspuffanteil wurde damals mittels HBEFA 2.1 (UBA, 2004) berechnet.

Ein Teil der PM10-Emissionsfaktoren wurde mittels  $\text{NO}_x$ -Tracermethode bestimmt. Auch hier erfolgte damals die Berechnung der  $\text{NO}_x$ -Emissionen mittels HBEFA 2.1 (2004).

Nunmehr steht die Aktualisierung des Handbuchs (HBEFA-Version 3.1; UBA, 2010) zur Verfügung. Es ergeben sich sowohl bei den  $\text{NO}_x$ - als auch bei den Auspuff-Partikelemissionsfaktoren deutliche Änderungen in den Emissionsfaktoren auch für die Bezugsjahre, die den o. g. Ableitungen zu Grunde gelegen haben. Diese Änderungen haben direkten Einfluss auf die abgeleiteten nicht motorbedingten PM10-Emissionsfaktoren.

Weiterhin sind seit 2004 weitere Ergebnisse bundesdeutscher und europäischer Messkampagnen und Datenauswertungen hinzugekommen. Diese müssen bei der Aktualisierung der nicht motorbedingten PM10-Emissionsfaktoren Berücksichtigung finden.

<sup>7</sup> Siehe z. B. „PM10-Emissionen an Außerortsstraßen“, Verkehrstechnik, Heft V 125 (BAST, 2005), dort Tabelle 5.7

Ziel dieses Projektteils ist deshalb die Aktualisierung der Datengrundlagen und damit die Anpass-

sung des Satzes für die nicht motorbedingten PM10-Emissionsfaktoren für die autobahnähnlichen Straßen an die Gegebenheiten des neuen Handbuches. Seit 2004 neu hinzugekommene Datensätze und Veröffentlichungen werden mit berücksichtigt.

## 7.1 Zur Verfügung stehende Datensätze aus 2004

Die der Untersuchung LOHMEYER (2004) zu Grunde liegende Datenbasis für Straßen im Anwendungsbereich von RLuS ist in Tabelle 7.1 aufgeführt. Dies betrifft sowohl Messungen an freien Straßenabschnitten als auch Messungen im Tunnel. Bzgl. der Beschreibung der Datensätze sei auf LOHMEYER (2004) verwiesen.

Die wichtigsten Datenquellen waren hierbei wegen der hohen Detailliertheit der Messungen und der Auswertungen die Untersuchungen an der B 10 in Karlsruhe sowie die Untersuchungen von GEHRIG et al. (2003) an der A 1 und in Aathal. Es sei darauf hingewiesen, dass diese Untersuchungen alle unter Verwendung der NO<sub>x</sub>-Tracermethode auf Basis des HBEFA 2.1 durchgeführt worden sind.

Die Auswertungen der Messungen in den Tunneln erfolgten mittels Massebilanzrechnungen. Diese sind unabhängig von einem Tracerstoff.

## 7.2 Untersuchungen nach 2004

Im Rahmen einer aktualisierten Literatur- und Datenrecherche wurden die in Tabelle 7.2 aufgeführten Datensätze zusammengestellt. Sie werden im Folgenden beschrieben.

### 7.2.1 Autobahn A 61

Im Rahmen umfangreicher Messungen zur Ableitung von PM10-Emissionsfaktoren aus dem Straßenverkehr wurden durch das Institut für Energie und Umwelttechnik (IUTA) e. V. Untersuchungen an der A 61 in der Nähe des Rastplatzes „Goldene Meile“ durchgeführt (IUTA, 2008). Die Messstelle an der A 61 erlaubte die Anwendung des Lee-Luv-Konzepts mit je einem Messcontainer beidseits der A 61 (rund 72.000 Fahrzeuge pro Tag). Einer stand südlich, der andere nördlich der Autobahn A 61, jeweils 17 m von der Fahrbahn entfernt. Auf der Autobahn im Bereich der Messstelle gab es kein Tem-

| Quelle                      | Station             | Qualitätsstufe | Messzeitraum  | DTV [Kfz/24h] | Lkw-Anteil | Verkehrssituation |
|-----------------------------|---------------------|----------------|---------------|---------------|------------|-------------------|
| LOHMEYER (2004)             | B 10 Karlsruhe Süd  | A              | 2003          | 75.500        | 0,14       | BAB_100g          |
| LOHMEYER (2004)             | B 10 Karlsruhe Nord | A              | 2003          | 75.500        | 0,14       | BAB_100g          |
| LOHMEYER (2004)             | A 5 Holzhausen      | C              | 2001          | 60.700        | 0,13       | BAB>120           |
| LOHMEYER (2004)             | A 5 Kenzingen       | C              | 2001          | 56.700        | 0,13       | BAB>120           |
| LOHMEYER (2004)             | Lerchpfad           | C              | 2000          | 17.7000       | 0,06       | BAB80             |
| LOHMEYER (2004)             | A 4 BAST            | C              | 2002          | 7.600         | 0,09       | BAB>120           |
| LOHMEYER (2004)             | A 4 Jena            | C              | 2003          | 6.6000        | 0,15       | BAB100            |
| GEHRIG et al. (2003)        | A 1 Birrhardt       | B              | 2001          | 66.200        | 0,11       | BAB120            |
| GEHRIG et al. (2003)        | A 1 Humlikon        | B              | 2001          | 40.000        | 0,13       | BAB100            |
| GEHRIG et al. (2003)        | Aathal              | B              | 2001          | 2.6000        | 0,06       | HVS>50            |
| KEUKEN et al. (1999)        | Holland/Drehtunnel  | B-C            | Mrz 99        | 75.000        | s. u.*     | Tunnel/BAB100     |
| KEUKEN et al. (1997)        | Holland/Drehtunnel  | B-C            | Jul 97        | k. A          | s. u.*     | Tunnel/BAB100     |
| ISRAËL et al. (1994)        | Berlin/Tunnel Tegel | B              | 1994          | 37.000        | 0,06       | Tunnel/BAB80      |
| RAUTERBERG-WULFF (1999a, b) | Berlin/Tunnel Tegel | B              | Mai-Juni 1996 | 40..000       | 0,07       | Tunnel/BAB80      |
| LASCHOBER et al. (2004)     | Kaisermühltunnel    | B              | Sept.-Okt. 02 | 50.000        | 0,13       | Tunnel/BAB80      |
| STERNBECK et al. (2002)     | Tunnel Tingstad     | B-C            | Nov 99        | 81.600        | 0,10       | Tunnel/BAB60g     |
| SCHMID et al. (2001)        | Tauerntunnel        | B              | 1997          | 19.500        | 0,15       | Tunnel/BAB60g     |
| PALME et al. (2004)         | Brudermühltunnel    | B              | 2001          | 50.000        | 0,08       | Tunnel/IO>50      |

Tab. 7.1: Datensätze aus der Untersuchung 2004 für Straßen im Anwendungsbereich von RLuS. Quelle: LOHMEYER (2004)



| Quelle                      | Station           | Qualitätsstufe | Messzeitraum    | DTV [Kfz/24h] | Lkw-Anteil | Verkehrssituation         |
|-----------------------------|-------------------|----------------|-----------------|---------------|------------|---------------------------|
| GEHRIG et al. (2009)        | A 2 bei Reiden    | B              | 07 bis 11/07    | 47.000        | 0,15       | BAB120                    |
| LfU Bayern (2009)           | A 8 Zusmarshausen | B              | 2008            | 53.700        | 0,14       | BAB>120_2%                |
| LfU Bayern (2009)           | A 8 Zusmarshausen | B              | 2007            | 53.700        | 0,14       | BAB>120_2%                |
| LfU Bayern (2009)           | A 93 Oberaudorf   | B              | 2008            | 46.655        | 0,16       | BAB>120                   |
| LfU Bayern (2009)           | A 93 Oberaudorf   | B              | 2009            | 46.655        | 0,16       | BAB>120                   |
| Verkehrstechnik, Heft V 137 | A 4 BAST          | C              | 2004            | 72.800        | 0,09       | BAB>120                   |
|                             | A 4 BAST          | C              | 2005            | 72.600        | 0,09       | BAB>120                   |
| Verkehrstechnik, Heft V 172 | A 4 BAST          | C              | 2007            | 70.600        | 0,08       | BAB>120                   |
| Verkehrstechnik, Heft V 137 | A 61BAST          | B              | 2004            | 72.900        | 0,22       | BAB>120                   |
| IUTA (2008)                 | A 61 BAST         | A              | 9/05 bis 01/07  | 72.000        | 0,2        | BAB>120                   |
| Verkehrstechnik, Heft V 172 | A 61BAST          | B              | 2007            | 72.700        | 0,2        | BAB>120                   |
| LfU Bayern (2008)           | A 9 M-Freimann    | C              | 2005            | 105.220       | 0,06       | BAB80                     |
| LfU Bayern (2008)           | A 9 M-Freimann    | C              | 2006            | 99.645        | 0,06       | BAB80                     |
| LfU Bayern (2008)           | A 9 M-Freimann    | C              | 2007            | 105.218       | 0,06       | BAB80                     |
| LfU Bayern (2008)           | A 9 M-Freimann    | C              | 2008            | 100.710       | 0,05       | BAB80                     |
| LOHMEYER (2004); #70016     | A 1 HH-Billwerder | C              | 07/03 bis 06/04 | 84.000        | 0,22       | BAB100/60_11%/59%<br>Stau |
| HUNG-LUNG et al. (2009)     | Chung-Liao-Tunnel | B-C            | Mai/Juli 05     | 36.000        | 0,08       | Tunnel/BAB100             |
| aus HUNG-LUNG et al. (2009) | Zhujiang-Tunnel   | C              |                 |               | 0,20       |                           |
| HANDLER et al. (2007)       | Kaisermühltunnel  | B-C            | Apr.-Mai. 05    | 46.000        | 0,10       | Tunnel/BAB80              |
| URBAN et al. (2007)         | Kaisermühltunnel  | B-C            | Jul 05          | 41.000        | 0,10       | Tunnel/BAB80              |

Tab. 7.2: Datensätze aus PM10-Untersuchungen nach 2004 für Straßen im Anwendungsbereich von RLUS. Verkehrssituation nach HBEFA 2.1

polimit. Die Fahrbahn im Bereich der Messstelle befand sich in einem guten Zustand. Bild 7.1 vermittelt einen fotografischen Eindruck von der Situation.

Beidseitig der Fahrbahn wurden neben den Stickoxiden ( $\text{NO}_x$ ) auch die Massenkonzentrationen der PM1 und PM10-Fractionen bestimmt. Die PM1-Fraktion diente hierbei einer Differenzierung der gemessenen Zusatzbelastung in abgasbedingte und nicht abgasbedingte Emissionen, da davon ausgegangen wird, dass die nicht abgasbedingten Verkehrsemissionen fast ausschließlich zur PM-Größenfraktion 1-10  $\mu\text{m}$  bei PM10 beiträgt.

Die Messung erfolgte bei beiden Fraktionen sowohl kontinuierlich als auch diskontinuierlich. Zur Bestimmung der Gesamtemissionsfaktoren von PM10, PM1 und PM1-10 wurde die  $\text{NO}_x$ -Tracermethode (unter Nutzung des HBEFA 2.1) verwendet. Dazu wurden zeitaufgelöst die  $\text{NO}_x$ -Konzentrationen gemessen. Darüber hinaus erfolgte eine Messung der meteorologischen Parameter. Informationen zum Verkehrsaufkommen für 8+1 Fahrzeugklassen und



Bild 7.1: Lage der Messstellen an der A 61 (Quelle: IUTA, 2008)

jeden Fahrstreifen wurden von der Bundesanstalt für Straßenwesen zur Verfügung gestellt.

Die Konzentrationen ausgewählter PM10-Inhaltsstoffe wurden durch chemische Analysen der beprobten Filter von insgesamt 68 nach Windrich-

tungs- und Belastungshöhe selektierten Tagen ermittelt. Diese Stichprobe umfasste Filter aus allen Messmonaten und allen Wochentagen. Die PM1-Fraktion wurde zusätzlich auf den Gehalt an elementarem (EC) und organischem Kohlenstoff (OC) untersucht, da die als Differenz PM1-10 errechenbare EC-Konzentration in der Grobstaubfraktion als ein möglicher Indikator für Reifenabrieb herangezogen werden sollte. Anhand dieser Analysendaten wurde eine Modellierung mit einer Positiv-Matrix-Faktorisierung (PMF) durchgeführt, um

Emissionsfaktoren für Reifen-, Brems- und Straßenabrieb zu ermitteln.

Tabelle 7.3 fasst die ermittelten Kenngrößen zusammen.

Aus den Messdaten wurden die in Tabelle 7.4 aufgeführten PM<sub>x</sub>-Emissionsfaktoren ermittelt.

Mittels Inhaltsstoffanalyse und einer mehrstufigen multivariaten statistischen Positiv-Matrix-Faktorisierung (PMF) wurden quellprozess-spezifische Emis-

|   | <b>A 61<br/>Goldene Meile</b>                                      |
|---|--|
| <b>Messzeitraum</b>   | <b>01.09.2005 bis 31.03.2006 und<br/>20.06.2006 bis 07.01.2007</b> |
| mittl. Verkehrsstärke [Kfz/Tag]   | 72.000   |
| Lkw-Anteil [%]  | 20   |
| Abstand zur Fahrbahn [m]  | ca. 17   |
| Verkehrssituation nach HBEFA 2.1  | AB>120   |
| Messgeräte  | TEOM und Digitel DHA 80  |
| Höhe der PM <sub>x</sub> -Messung [m]                                   | 4  |
| PM10-Belastung in Lee der A 61 [ $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ]             | 24.3   |
| PM10-Belastung in Luv der A 61 [ $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ]             | 18.9   |
| PM1-Belastung in Lee der A 61 [ $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ]              | 14.1   |
| PM1-Belastung in Luv der A 61 [ $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ]              | 11.0   |
| NO <sub>x</sub> -Belastung in Lee der A 61 [ $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ] | 50   |
| NO <sub>x</sub> -Belastung in Luv der A 61 [ $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ] | 167  |

Tab. 7.3: Kenngrößen an der BAB A 61 (Quelle: IUTA, 2008)

|           | <b>Kfz*</b><br><b>[g/km · Fzg]</b> | <b>Pkw*</b><br><b>[g/km · Pkw]</b> | <b>Lkw*</b><br><b>[g/km · Lkw]</b> | <b>Kfz**</b><br><b>[g/km · Fzg] (Analysentage)</b> |
|-----------|------------------------------------|------------------------------------|------------------------------------|--|
| EF PM10   | 0.067                              | 0.033                              | 0.187                              | 0.066  |
| EF PM1    | 0.039                              | 0.017                              | 0.119                              | 0.030  |
| EF PM1-10 | 0.027                              | 0.016                              | 0.068                              | 0.035  |

\* bestimmt aus den Halbstundenwerten (TEOM);  
\*\* bestimmt aus den Tageswerten (für die Analytik ausgewählte Filter, N = 68)

Tab. 7.4: PM<sub>x</sub>-Emissionsfaktoren für die A 61 basierend auf NO<sub>x</sub>-Emissionsdaten des HBEFA 2.1. Quelle: IUTA, 2008

| <b>Quellprozess</b>                         | <b>Anteil an PM10-Gesamtemission [%]</b> | <b>Emissionsfaktor [mg/km · Fzg]</b> |
|---|--|--------------------------------------|
| Bremsabrieb                                 | 14                                       | 9                                    |
| Reifenabrieb                                | 3  | 2                                    |
| Aufwirbelung, Straßenabrieb                 | 7  | 5                                    |
| Motorische Emissionen                       | 57                                       | 38                                   |
| Nicht zugeordnet, überwiegend Aufwirbelung  | 6-19                                     | 3-12                                 |
| Tausalz-Aufwirbelung (nur bei Winterdienst) | 13                                       | 9                                    |

Tab. 7.5: PM10-Emissionsfaktoren im Bereich der A 61 aufbauend auf NO<sub>x</sub>-Emissionen des HBEFA 2.1 und PMF (Quelle: IUTA, 2008)

sionsfaktoren abgeleitet. Diese sind in der Tabelle 7.5 zusammengestellt. Das Verhältnis von motorischen zu nicht-motorischen Emissionen ergab sich zu ca. 60:40 %. Beim Winterdienst mit Tausalzaufrührung erhöhten sich die nicht-motorischen Emissionen und das Verhältnis ist dann eher mit 50:50 zu beziffern. Der PM10-Emissionsfaktor für den Schwerverkehr war ca. 6-mal höher als für die Pkw.

### 7.2.2 Autobahn A 2 bei Reiden (Schweiz)

Im Rahmen des Projektes „PM10-Emissionsfaktoren von Abriebsparkeln des Straßenverkehrs (APART)“ wurden durch die Eidgenössische Materialprüfungs- und Forschungsanstalt (EMPA) und das Paul-Scherrer-Institut (PSI) in der Schweiz in Fortführung der Untersuchungen aus 2004 (GEHRIG et al., 2003) auch Untersuchungen an einem weiteren Autobahnabschnitt durchgeführt (BUKOWIECKI et al., 2009).

Die Messstelle an der A 2 bei Reiden erlaubte die Anwendung des Lee-Luv-Konzepts mit je einem Messwagen beidseits der A 2 (rund 47.000 Fahrzeuge pro Tag). Ein Messwagen stand östlich und der andere westlich der Autobahn A 2, ca. 6 m von der Fahrbahn entfernt. Die Umgebung wird hauptsächlich landwirtschaftlich genutzt. An der Mess-

stelle war die erlaubte Höchstgeschwindigkeit 120 km/h. Der Splitmastix-Asphaltbelag im Bereich der Messstelle wurde im Jahre 1999 eingebaut und befand sich in einem guten Zustand. Bild 7.2 vermittelt einen fotografischen Eindruck vom Messstandort.

Tabelle 7.6 fasst die ermittelten Kenngrößen zusammen

Die verwendete Messmethodik (Luv-Lee-Messungen  $PM_x$  und  $NO_x$ , darauf aufbauend Ableitung der Emissionsfaktoren mittels  $NO_x$ -Tracermethode unter Nutzung des HBEFA 2.1) erlaubte den Autoren auch, die PM10-Emissionsfaktoren zu ermitteln und aufgrund von größenselektiven Partikelmessungen (PM1 und PM10) sowie einer mehrstufigen multivariaten statistischen Positiv-Matrix-Faktorisierung (PMF) quellprozess-spezifische Emissionsfaktoren abzuleiten. Diese sind in der Tabelle 7.7 zusammengestellt.

Die berechneten PM10-Emissionsfaktoren in Reiden zeigen folgende Charakteristiken: Der durchschnittliche PM10-Emissionsfaktor (bei 15 % Schwerverkehrsanteil) setzte sich aus 41 % Auspuffemissionen und einem mit rund 3 % sehr kleinen Bremsabriebanteil zusammen. Die verbleibenden 56 % der verkehrsbedingten Emissionen konnten keiner spezifischen Quelle zugeordnet werden.

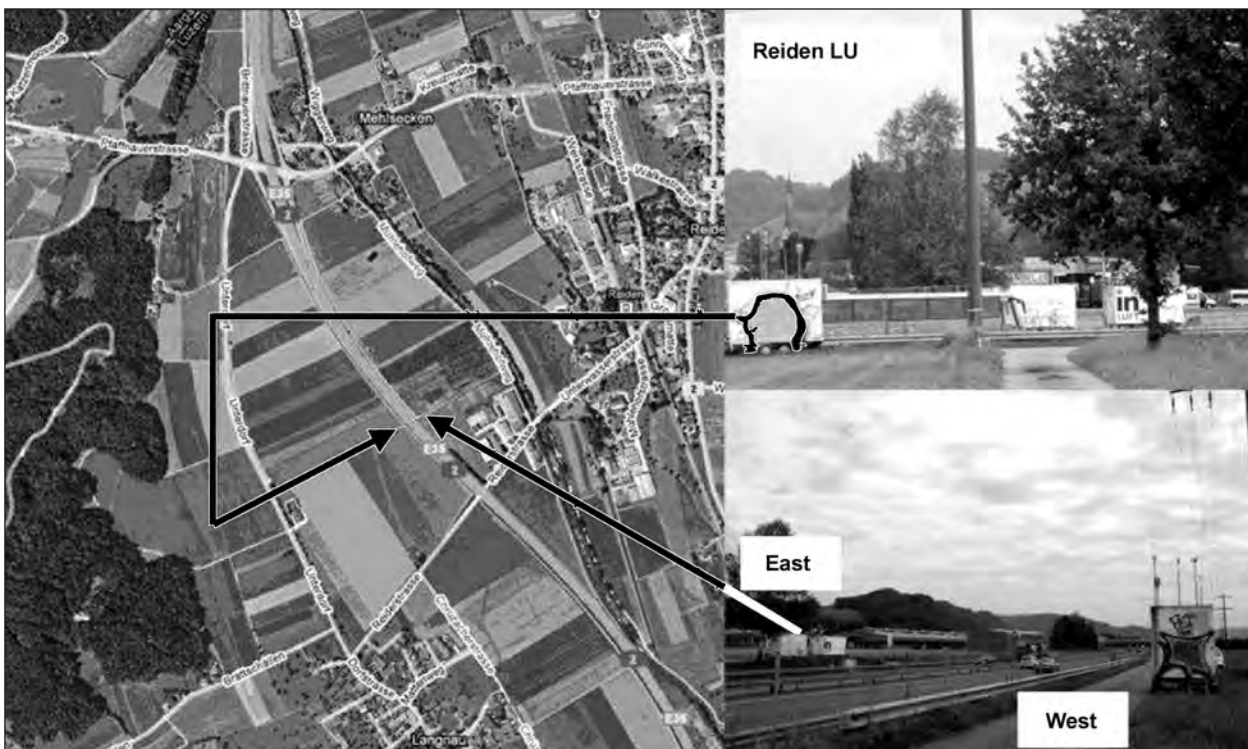


Bild 7.2: Lageplan und Bilder von der Messstelle an der A 2 bei Reiden (Quelle: BUKOWIECKI et al., 2009)

|  | A 2 bei Reiden   |
|--|--|
| <b>Messzeitraum</b>  | <b>Juli bis November 2007</b>                                  |
| mittl. Verkehrsstärke [Kfz/Tag]  | 47.000   |
| Lkw-Anteil [%]   | 15   |
| Abstand zur Fahrbahn [m]   | 6  |
| Verkehrssituation nach HBEFA 2.1                                       | AB120  |
| Messgeräte   | TEOM, Digital High Volume Sampler sowie Rotating Drum Impactor |
| Höhe der PM <sub>x</sub> -Messung [m]                                  | 4.5  |
| PM10-Belastung in Lee der A 2 [ $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ]             | 28   |
| PM10-Belastung in Luv der A 2 [ $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ]             | 21   |
| PM1-Belastung in Lee der A 2 [ $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ]              | 12.8   |
| PM1-Belastung in Luv der A 2 [ $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ]              | 10.0   |
| NO <sub>x</sub> -Belastung in Lee der A 2 [ $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ] | 40   |
| NO <sub>x</sub> -Belastung in Luv der A 2 [ $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ] | 136  |

Tab. 7.6: Kenngrößen an der BAB A 2 in der Schweiz (Quelle: BUKOWIECKI et al., 2009)

| Quelle  | Quantifizierung der Quelle             | Berechnung Emissionsfaktor | Reiden (LU) A2                           |                           |                           |
|---|--|----------------------------|--|---------------------------|---------------------------|
|   |  |                            | Flotte 15 %<br>SMW <sup>1</sup> mg/km/Fz | LMW <sup>2</sup> mg/km/Fz | SMW <sup>2</sup> mg/km/Fz |
| Verkehrsbedingtes PM10                                    | Gemessen (PM10 – Differenz: Lee – Luv) | multilineare Regression    | 86                                       | 50.0 ±13                  | 288 ±72                   |
| Bremsabrieb   | statistisches Modell <sup>3</sup>      | multilineare Regression    | 3  | 1.6 ±1.1                  | 9 ±7                      |
| Auspuff (totale verkehrsbedingte Kohlenstoffverbindungen) | statistisches Modell <sup>3</sup>      | multilineare Regression    | 35                                       | 20.4 ±7                   | 119 ±38                   |
| Rest (Aufwirbelung und kleinere Quellen <sup>4</sup> )    | abgeschätzt aus Massenbilanz           |                            | 48                                       | 28 ±14                    | 160 ±82                   |

<sup>1</sup> Mittlerer Schwerverkehrsanteil im Oktober/November 2007 (starke Schwankungen im Tagesverlauf)  
<sup>2</sup> Multilineares Modell mit individueller Berücksichtigung der stündlichen Verkehrszusammensetzung  
<sup>3</sup> PMF (positive matrix factorization)  
<sup>4</sup> Reifen- und Straßenabrieb

Tab. 7.7: PM10-Emissionsfaktoren für die A 2 bei Reiden basierend auf NO<sub>x</sub>-Emissionsdaten des HBEFA 2.1 und PMF (Quelle: BUKOWIECKI et al., 2009)

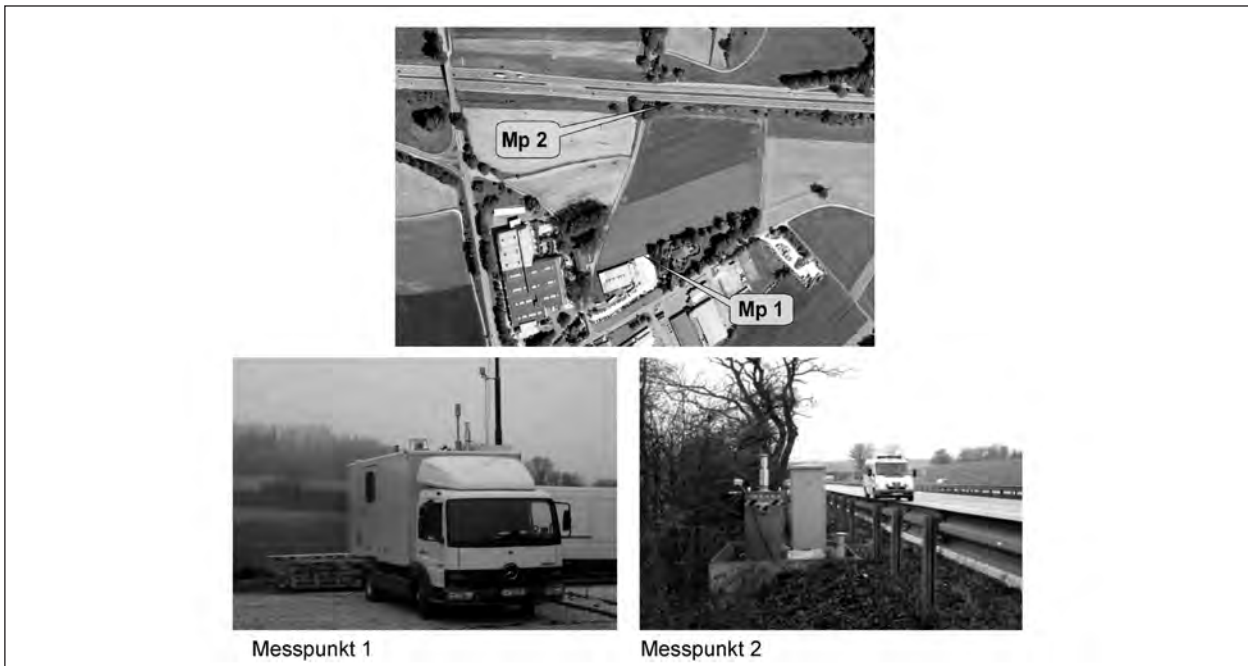
Es handelt sich dabei aber sehr wahrscheinlich hauptsächlich um aufgewirbelten Straßenstaub (und kleinere Beiträge von Reifen- und Straßenabrieb). Der totale PM10-Emissionsfaktor für den Schwerverkehr war ca. 6-mal höher als der entsprechende Wert für die leichten Fahrzeuge.

### 7.2.3 Autobahn A 8 bei Zusmarshausen

Im Rahmen eines Messprogrammes an der A 8 bei Zusmarshausen hat das Bayerische Landesamt für Umwelt über mehrere Jahre Messungen durchgeführt (LfU Bayern, 2009).

An zwei Messstellen wurden PM10- und NO<sub>2</sub>-Konzentrationen gemessen. Der Messcontainer stand hierbei 3 m vom Fahrbahnrand der A 8 (rund 54.000 Fahrzeuge pro Tag) entfernt. Ein Messwagen zur Erfassung der Hintergrundbelastung stand in einer Entfernung von 212 m zur A 8. Auf der Autobahn im Bereich der Messstelle gab es kein Tempolimit. Die Längsneigung beträgt dort ca. 2.4 %. Das Bild 7.3 vermittelt einen fotografischen Eindruck vom Messstandort, die Tabelle 7.8 fasst die relevanten Kenngrößen der Messung zusammen.





**Bild 7.3:** Lageplan und Bilder von den Messstellen an der A 8 bei Zusmarshausen (Quelle: LfU Bayern, 2009)

|  | A 8           | A 8           |
|--|---------------|---------------|
| Messzeitraum   | 2007          | 2008          |
| mittl. Verkehrsstärke [Kfz/Tag]  | 53.700        | 53.700        |
| Lkw-Anteil [%]   | 14            | 14            |
| Abstand zur Fahrbahn [m]   | 3/212         | 3/212         |
| Verkehrssituation nach HBEFA 2.1   | AB>120        | AB>120        |
| Längsneigung in %  | 2.4           | 2.4           |
| Messgeräte   | Leckelsammler | Leckelsammler |
| Höhe der PM <sub>x</sub> -Messung [m]  | 1.7/3.8       | 1.7/3.8       |
| PM10-Belastung in 3 m Entfernung [ $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ]                                  | 27            | 28            |
| PM10-Belastung in 212 m Entfernung [ $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ]                                | 20            | 20            |
| NO <sub>2</sub> /(NO <sub>x</sub> )-Belastung in 3 m Entfernung [ $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ]   | 65 (195*)     | 59 (170*)     |
| NO <sub>2</sub> /(NO <sub>x</sub> )-Belastung in 212 m Entfernung [ $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ] | 18 (28*)      | 18 (28*)      |
| * = mittels vereinfachten Chemiemodells abgeschätzt  |               |               |

**Tab. 7.8:** Kenngrößen an der A 8 bei Zusmarshausen (Quelle: LfU Bayern, 2009)

NO<sub>x</sub>-Messwerte lagen nicht vor. Aus den gemessenen NO<sub>2</sub>-Jahresmittelwerten und Ozonwerten des regionalen Hintergrundes wurden durch uns die angegebenen NO<sub>x</sub>-Jahresmittelwerte mittels vereinfachten Chemiemodells abgeschätzt.

#### 7.2.4 Autobahn A 93 bei Oberaudorf

Im Rahmen des lufthygienischen Landesüberwachungssystems Bayern (LÜB) werden an der A 93 bei Oberaudorf durch das Bayerische Landesamt

für Umwelt schon seit mehreren Jahren Messungen durchgeführt (LfU Bayern, 2009). An einer Messstelle wurden PM10- sowie NO<sub>x</sub>- und NO<sub>2</sub>-Konzentrationen gemessen. Der Messcontainer steht hierbei 13.5 m vom Fahrbahnrand der A 93 (rund 47.000 Fahrzeuge pro Tag) entfernt. Auf der Autobahn im Bereich der Messstelle gab es kein Tempolimit und auch keine Längsneigung. Zwischen Fahrbahn und Messcontainer befand sich eine 3.8 m hohe Lärmschutzwand. Ortsbezogene Hintergrundmessungen lagen nicht vor. Von der LfU



Bild 7.4: Lageplan und Bild von der Messstelle an der A 93 bei Oberaudorf (Quelle: LfU Bayern, 2009)

|  | A 93<br>2008  | A 93<br>2009  |
|--|---------------|---------------|
| Messzeitraum   |               |               |
| mittl. Verkehrsstärke [Kfz/Tag]  | 46.655        | 46.655        |
| Lkw-Anteil [%]   | 16            | 16            |
| Abstand zur Fahrbahn [m]   | 13.5          | 13.5          |
| Verkehrssituation nach HBEFA 2.1   | AB>120        | AB>120        |
| Längsneigung in %  | 0             | 0             |
| PM10-Messgeräte  | Leckelsammler | Leckelsammler |
| Höhe der PM <sub>x</sub> -Messung [m]  | 3.0           | 3.0           |
| PM10-Belastung in 13.5 m Entfernung [ $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ]             | 22            | 21            |
| PM10-Belastung Hintergrund [ $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ]                      | 18            | 18            |
| NO <sub>x</sub> -Belastung in 13.5 m Entfernung [ $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ] | 123           | 109           |
| NO <sub>x</sub> -Belastung Hintergrund [ $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ]          | 42            | 35            |

Tab. 7.9: Kenngrößen an der A 93 bei Oberaudorf (Quelle: LfU Bayern, 2009)

Bayern wurde abgeschätzt, dass die Werte regionaler Hintergrundmessstellen repräsentativ für das Untersuchungsgebiet sind. Das Bild 7.4 vermittelt einen fotografischen Eindruck vom Messstandort, die Tabelle 7.9 fasst die relevanten Kenngrößen der Messung zusammen.

### 7.2.5 Autobahn A 9 bei München-Freimann

Im Rahmen eines Messprogramms an der A 9 bei München-Freimann hat das Bayerische Landesamt für Umwelt Luftschadstoffmessungen durchgeführt (LfU Bayern, 2008). An einer Messstelle wurden in den Jahren 2005 bis 2008 PM10- sowie NO<sub>x</sub>- und NO<sub>2</sub>-Konzentrationen gemessen. Der Messcontainer stand hierbei 20 m westlich vom Fahrbahnrand der A 9 (rund 100.000 Fahrzeuge pro Tag) entfernt. Auf der Autobahn im Bereich der

Messstelle gab es ein Tempolimit von 80 km/h und keine Längsneigung. Die A 9 wurde vom 07.06.2004 bis 17.11.2005 (Verkehrsfreigabe) von sechs auf acht Fahrspuren ausgebaut. Außerdem wurde in 32 m Abstand westlich der Messstation, in der Zeit vom März bis Dezember 2005, ein 10 m hohes und 141 m langes Gebäude (Baumarkt) errichtet.

Ortsbezogene Hintergrundmessungen lagen nicht vor. Vom LfU Bayern wurde eingeschätzt, dass die Werte der regionalen Hintergrundmessstelle Johanniskirchen repräsentativ für das Untersuchungsgebiet sind. Das Bild 7.5 vermittelt einen fotografischen Eindruck vom Messstandort, die Tabelle 7.10 fasst die relevanten Kenngrößen der Messung zusammen.



Bild 7.5: Lageplan und Bild von der Messstelle an der A 9 bei München-Freimann (Quelle: LfU Bayern, 2008)

|  | A 9             | A 9             | A 9             | A 9             |
|--|-----------------|-----------------|-----------------|-----------------|
| Messzeitraum   | 2005            | 2006            | 2007            | 2008            |
| mittl. Verkehrsstärke [Kfz/Tag]  | 105.220         | 99.645          | 105.218         | 100.710         |
| Lkw-Anteil [%]   | 6               | 6               | 6               | 5               |
| Abstand zur Fahrbahn [m]   | 20              | 20              | 20              | 20              |
| Verkehrssituation nach HBEFA 2.1   | AB80            | AB80            | AB80            | AB80            |
| Längsneigung in %  | 0               | 0               | 0               | 0               |
| PM10-Messgerät   | Beta-Absorption | Beta-Absorption | Beta-Absorption | Beta-Absorption |
| Höhe der PM <sub>x</sub> -Messung [m]                                      | 3.5             | 3.5             | 3.5             | 3.5             |
| PM10-Belastung in 20 m Entfernung [ $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ]             | 30              | 31              | 25              | 24              |
| PM10-Belastung Hintergrund [ $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ]                    | 24              | 25              | 21              | 20              |
| NO <sub>x</sub> -Belastung in 20 m Entfernung [ $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ] | 126             | 139             | 109             | 103             |
| NO <sub>x</sub> -Belastung Hintergrund [ $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ]        | 47              | 54              | 47              | 42              |

Tab. 7.10: Kenngrößen an der A 9 bei München-Freimann (Quelle: LfU Bayern, 2008)

### 7.2.6 Messungen der BAST an den Autobahnen A 4 bei Bensberg und der A 61 am Rastplatz „Goldene Meile“

Die Bundesanstalt für Straßenwesen betreibt kontinuierliche Luftschadstoffmessungen an der A 4 und der A 61. Zur Lage der Messstellen siehe LOHMEYER (2004) sowie Kapitel 7.2.1.

Die PM10-Messungen an der A 4 erfolgen nur in 13 m Abstand zur Fahrbahn. Es liegen also keine direkten Vorbelastungsmessungen vor. Diese können aber aus windrichtungsabhängigen Konzentrationen abgeschätzt werden. NO<sub>x</sub> wird an dieser Stelle nicht gemessen. Auf der Autobahn im Bereich der Messstelle gibt es kein Tempolimit. Die Längsneigung beträgt 2 bis 3 %. Auf der gegenüberliegenden Autobahnseite steht eine 5 m hohe Lärmschutzwand. Ergebnisse der Messungen werden in den Berichten der BAST zur Luftqualität an Autobahnen (siehe z. B. Verkehrstechnik, Hefte

V 137, V 172) veröffentlicht. Die Tabelle 7.11 fasst die relevanten Kenngrößen der Messungen an der A 4 zusammen.

An der A 61 werden neben NO<sub>x</sub> auch PM10 und PM1 gemessen. Die Messungen erfolgen beidseits der Fahrbahn in 16 m Entfernung. Es liegen also keine direkten Vorbelastungsmessungen vor. Diese können aber aus windrichtungsabhängigen Konzentrationen (Luv/Lee) abgeschätzt werden. Es wird eine vorherrschende Windrichtung aus 220° bis 230° (Südwest) beobachtet. Dies bedeutet, dass die Messstelle an der Fahrtrichtung Venlo meist in Lee und die in Richtung Koblenz meist in Luv der A 61 stehen. Auf der Autobahn im Bereich der Messstelle gibt es kein Tempolimit und keine Längsneigung. Ergebnisse der Messungen werden in den Berichten der BAST zur Luftqualität an Autobahnen (siehe z. B. Verkehrstechnik, Heft V 172) veröffentlicht. Die Tabelle 7.12 fasst die relevanten

|  | A 4 (BASt)     | A 4 (BASt)     | A 4 (BASt)     |
|--|----------------|----------------|----------------|
| Messzeitraum   | 2004           | 2005           | 2007           |
| mittl. Verkehrsstärke [Kfz/Tag]                                | 72.800         | 72.600         | 70.600         |
| Lkw-Anteil [%]   | 9              | 9              | 8              |
| Abstand zur Fahrbahn [m]                                       | 13             | 13             | 13             |
| Verkehrssituation nach HBEFA 2.1                               | AB>120         | AB>120         | AB>120         |
| Längsneigung in %  | 2-3            | 2-3            | 2-3            |
| PM10-Messgerät   | Digitel DHA 80 | Digitel DHA 80 | Digitel DHA 80 |
| Höhe der PM <sub>x</sub> -Messung über Grund [m]               | 3.5            | 3.5            | 3.5            |
| PM10-Belastung in 13 m Entfernung [ $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ] | 24             | 26             | 24             |
| PM10-Belastung Hintergrund [ $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ]        | n. b.          | 21             | 21             |

Tab. 7.11: Kenngrößen an der A 4 bei Bensberg [Quelle: BASt, Verkehrstechnik, Hefte V 137 (2006) und V 172 (2008)]

|  | A 61 (BASt)    | A 61 (BASt)    |
|--|----------------|----------------|
| Messzeitraum   | 2004           | 2007           |
| mittl. Verkehrsstärke [Kfz/Tag]  | 72.900         | 72.700         |
| Lkw-Anteil [%]   | 22             | 22             |
| Abstand zur Fahrbahn [m]   | 16             | 16             |
| Verkehrssituation nach HBEFA 2.1   | AB>120         | AB>120         |
| Längsneigung in %  | 0              | 0              |
| PM <sub>x</sub> -Messgeräte  | Digitel DHA 80 | Digitel DHA 80 |
| Höhe der PM <sub>x</sub> -Messung [m]                                    | 3.5            | 3.5            |
| PM10-Belastung Richtung Venlo [ $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ]               | 25             | 21             |
| PM10-Belastung Richtung Koblenz [ $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ]             | -              | 11             |
| PM2.5-Belastung Richtung Venlo [ $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ]              | -              | 16.4           |
| PM2.5-Belastung Richtung Koblenz [ $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ]            | -              | 9.1            |
| PM1-Belastung Richtung Venlo [ $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ]                | -              | 13.4           |
| PM1-Belastung Richtung Koblenz [ $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ]              | -              | 7.9            |
| NO <sub>x</sub> -Belastung Richtung Venlo [ $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ]   | 185            | 200            |
| NO <sub>x</sub> -Belastung Richtung Koblenz [ $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ] | 150            | 149            |

Tab. 7.12: Kenngrößen an den Messstellen der BASt an der A 61 (Quelle: BASt, 2008, Verkehrstechnik, Heft V 172)

Kenngrößen der Messungen an der A 61 für die Jahre 2004 und 2007 zusammen.

Es kann festgestellt werden, dass der Anteil PM1 an PM10 im Jahr 2007 bei ca. 60 bis 70 % lag. Der Anteil PM2.5 am PM10 lag im Jahr 2007 an diesem Messquerschnitt bei ca. 80 %. Ca. 20 % entfielen auf die grobe Partikelfraktion zwischen 2.5 und 10  $\mu\text{m}$ .

### 7.2.7 Messungen an der A 1 in Hamburg-Billwerder

In LOHMEYER (2004) wurden Emissions- und Ausbreitungsberechnungen mit den Programmen

MLuS sowie PROKAS für einen Messzeitraum März 2003 bis Juni 2004 durchgeführt, um die dort berechneten Werte anhand von gemessenen PM10-Konzentrationen zu überprüfen. Bzgl. der Beschreibung der Messstellen und Eingangsdaten siehe Tabelle 7.2 sowie LOHMEYER (2004, dort Anhang 2).

### 7.2.8 Tunnelmessungen

Aus Konzentrationsmessungen im Kaisermühltunnel (A 22 in Wien) leiteten HANDLER et al. (2008) sowie URBAN et al. (2007) mittels Massebilanz-



rechnungen Emissionsfaktoren für PM10 und PM2.5 ab.

Den Kaisermühltunnel befahren ca. 40.000 bis 50.000 Fahrzeuge pro Tag. Der Schwerverkehrsanteil liegt bei ca. 10 %. Der Tunnel wird im Richtungsverkehr befahren mit je drei Fahrspuren pro Röhre. Die Längsneigung ist kleiner als 0.1 %. Im Tunnel gibt es ein Tempolimit von 80 km/h, welches im Fall hoher Verkehrsdichten (in der rush hour) auf 60 km/h reduziert wurde.

Für die Monate April und Mai sowie Juli 2005 wurden die in Tabelle 7.13 aufgeführten Kenndaten ermittelt.

Während im Juli 2005 nur ein sehr geringer Anteil nicht abgasbedingter Partikel festgestellt worden ist, war im April und Mai 2005 deren Anteil tendenziell höher, da die PM2.5-Emissionen zum großen Teil aus Abgaspartikeln bestehen werden. URBAN et al. (2007) verwiesen darauf, dass im Gegensatz zu HANDLER et al. (2008) keine Abhängigkeit des

PM10-Emissionsfaktors vom Schwerverkehrsanteils abgeleitet werden konnte.

Aus Konzentrationsmessungen im Chung-Liao-Tunnel (in Taiwan) leiteten HUNG-LUNG et al. (2009) mittels Massebilanzrechnungen Emissionsfaktoren für PM10 und PM2.5 ab. Diesen Tunnel befahren ca. 36.000 Fahrzeuge pro Tag. Der Schwerverkehrsanteil lag bei ca. 8 %. Der Tunnel wird im Richtungsverkehr befahren mit je drei Fahrspuren pro Röhre. Das Tempolimit im Tunnel lag bei 100 km/h.

Es wurden von den Autoren die in Tabelle 7.14 aufgeführten Kenndaten ermittelt.

Der Anteil feiner Partikelemissionen (PM2.5) am PM10 lag hier somit bei ca. 65 %. Die Autoren verwiesen darauf, dass der PM2.5- bis 10-Anteil nicht mit dem Schwerverkehrsanteil korrelierte.

In der genannten Veröffentlichung HUNG-LUNG et al. (2009) wird auf PM2.5-Emissionsfaktoren hin-

| Messzeitraum   | Kaisermühltunnel (A 22 Wien) |            |
|--|------------------------------|------------|
|  | April und Mai 2005           | Juli 2005  |
| mittl. Verkehrsstärke [Kfz/Tag]                              | 46.000                       | 41.000     |
| Lkw-Anteil [%]   | 10                           | 10         |
| Verkehrssituation nach HBEFA 2.1                             | AB80, kurzzeitig AB60        |            |
| Längsneigung in %  | 0                            | 0          |
| PM10-Emissionsfaktor Pkw [mg/km]                             | 40                           | -          |
| PM10-Emissionsfaktor Lkw [mg/km]                             | 306                          | -          |
| PM10-Emissionsfaktor Flottenmittel [mg/km]                   | 62 ±18                       | 39 ±20     |
| PM10-Emissionsfaktor Flottenmittel für Abgaspartikel [mg/km] | -                            | > 25 (35)* |
| PM2.5-Emissionsfaktor Flottenmittel [mg/km]                  | 26 ±10                       | -          |

\* Wert in Klammer entspricht dem Wert aus HBEFA 2.1

Tab. 7.13: Kenngrößen für den Kaisermühltunnel in Wien (Quellen: HANDLER et al., 2008, sowie URBAN et al., 2007)

| Messzeitraum  | Chung-Liao-Tunnel |
|---|-------------------|
|   | Mai/Juli 2005     |
| mittl. Verkehrsstärke [Kfz/Tag]                     | 36.000            |
| Lkw-Anteil [%]                                      | 8                 |
| Verkehrssituation nach HBEFA 2.1                    | AB100             |
| Längsneigung in %                                   | 0                 |
| PM10-Emissionsfaktor Flottenmittel [mg/km]          | 57 ±18            |
| PM2.5- bis 10-Emissionsfaktor Flottenmittel [mg/km] | 18 ±7             |
| PM2.5-Emissionsfaktor Flottenmittel [mg/km]         | 39 ±11            |

Tab. 7.14: Kenngrößen für den Chung-Liao-Tunnel (in Taiwan) (Quelle: HUNG-LUNG et al., 2009)

gewiesen, die im Zhujiang-Tunnel ebenfalls mittels Massebilanzrechnungen ermittelt worden sind. Für einen Lkw-Anteil von 20 % lag er im Flottenmittel bei  $110 \pm 4$  mg/km. Tempolimit und Längsneigungen wurden nicht angegeben.

### 7.3 Einfluss des HBEFA 3.1 auf die Ergebnisse der vorliegenden Datenauswertungen

#### 7.3.1 Grundlagen

Die in Kapitel 10.2 beschriebenen Ergebnisse wurden, außer bei den Tunnelmessungen, alle mittels  $\text{NO}_x$ -Tracermethode abgeleitet. Bei dieser Methode wird vorausgesetzt, dass die Emissionsfaktoren der Tracersubstanz bekannt sind. Im Allgemeinen werden hierbei die Stickoxide ( $\text{NO}_x$ ) verwendet, da diese die am besten untersuchten verkehrsbezogenen Emissionsfaktoren darstellen und das Verhältnis zwischen verkehrsbedingter Zusatzbelastung zu Hintergrundbelastung im Nahbereich von Straßen ausreichend groß ist. Die Berechnung der  $\text{NO}_x$ -Emissionsfaktoren erfolgte dabei mittels Handbuchs für Emissionsfaktoren (HBEFA) in der Version 2.1 (2004). Das Verhältnis zwischen  $\text{NO}_x$ -Emissionsdichte und  $\text{NO}_x$ -Zusatzbelastung stellt das so genannte Verdünnungsverhältnis dar. Weiterhin wird begründet angenommen, dass sich  $\text{PM}_{10}$  aufgrund seiner kleinen Partikelgrößen quasi wie ein Gas ausbreitet und dass deshalb das für  $\text{NO}_x$  abgeleitete Verdünnungsverhältnis auch für  $\text{PM}_x$  gilt. Wird dann die messtechnisch erfasste  $\text{PM}_x$ -Zusatzbelastung mit dem Verdünnungsfaktor multipliziert, erhält man die  $\text{PM}_x$ -Emissionsdichte:

$$\begin{aligned} \text{NO}_x\text{-ZB}/E(\text{NO}_x) &= \text{PM}_{10}\text{-ZB}/E(\text{PM}_{10}) = \\ \text{Verdünnungsfaktor} &= \text{konst. bzw. } E(\text{PM}_{10}) = \\ &= \text{PM}_{10}\text{-ZB} \cdot E(\text{NO}_x)/\text{NO}_x\text{-ZB}, \end{aligned}$$

wobei ZB die Differenz zwischen Gesamtbelastung und Hintergrundbelastung kennzeichnet und E die jeweilige Emissionsdichte. Mittels Division der Emissionsdichte durch die Fahrzeugmengen erhält man dann den gesuchten Emissionsfaktor.

Aus den  $\text{PM}_{10}$ -Gesamtimmissionen wurde durch Subtraktion der Hintergrundbelastung die verkehrsbedingte Zusatzbelastung berechnet. Mit dieser Zusatzbelastung wurden die  $\text{PM}_{10}$ -Gesamtemissionsfaktoren (Auspuff- plus Aufwirbelung und Abriebemissionen) berechnet. Bei der Mehrheit der Datensätze wurde der nicht motorbedingte  $\text{PM}_{10}$ -Anteil ermittelt, indem von den Gesamtemissions-

faktoren der Auspuffanteil subtrahiert worden ist. Dieser Auspuffanteil wurde mittels HBEFA 2.1 (2004) berechnet.

Nummehr steht die Aktualisierung des Handbuchs (HBEFA, Version 3.1) zur Verfügung. Es ergeben sich sowohl bei den  $\text{NO}_x$ - als auch bei den Auspuff-Partikelemissionsfaktoren deutliche Änderungen in den Emissionsfaktoren auch für die Bezugsjahre, die den o. g. Ableitungen zu Grunde gelegen haben. Diese Änderungen haben direkten Einfluss auf die abgeleiteten nicht motorbedingten  $\text{PM}_{10}$ -Emissionsfaktoren. Deswegen wird deren Einfluss auf die Ergebnisse im Folgenden quantifiziert. Da die Datenauswertungen an der B 10 bei Karlsruhe (LOHMEYER, 2004), der A 61 an der „Goldenen Meile“ (IUTA, 2009) sowie die Schweizer Untersuchungen (GEHRIG et al., 2003, und BUKOWIECKI et al., 2009) von der Detailliertheit den höchsten Stellenwert haben, werden zunächst diese Datensätze behandelt. Anschließend werden die anderen Datensätze systematisiert.

#### 7.3.2 Einfluss HBEFA 3.1 auf die Ergebnisse an der B 10 in Karlsruhe

Zu den Datengrundlagen, der Qualitätssicherung, den Messwerten der Konzentrationen sowie den Inhaltsstoffanalysen sei auf LOHMEYER (2004) verwiesen.

Aus den  $\text{PM}_{10}$ -Zusatzbelastungen und den für jede halbe Stunde berechenbaren  $\text{NO}_x$ -Emissionsfaktoren wurden die  $\text{PM}_{10}$ -Emissionsfaktoren bestimmt. Dies wurde für die Situationen mit positiver  $\text{NO}_x$ -Zusatzbelastung  $> 40 \mu\text{g}/\text{m}^3$  durchgeführt. Die Berechnung der Emissionsfaktoren bei niedrigeren  $\text{NO}_x$ -Schwellen ist zu unsicher. (Hinweis: Für positive  $\text{NO}_x$ -Differenzen größer  $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$  und gleichzeitig negative  $\text{PM}_{10}$ -Differenzen wurde der  $\text{PM}_{10}$ -Emissionsfaktor zu null gesetzt und in die statistische Auswertung mit einbezogen. Damit wird verhindert, dass kleine  $\text{PM}_{10}$ -Zusatzbelastungen im Bereich der Nachweisschwelle und damit niedrige Emissionsfaktoren unterdrückt werden.)

Als Verkehrssituation für die Emissionsberechnung wurde für alle Fahrstreifen und für alle Tage mit Verkehrsstärken im Gesamtquerschnitt größer als 4.000 Kfz/h „Land/AB100/gesättigt“ sonst „Land/AB100/flüssig“ angesetzt. Als  $\text{NO}_x$ -Emissionsfaktoren ergeben sich dabei für das Bezugsjahr 2003 und die Flottenzusammensetzung entsprechend HBEFA 3.1 (UBA, 2010) für

- Land/AB100/gesättigt:  
Pkw inkl. LNF: 0.402 g NO<sub>x</sub>/(km · Fzg),  
Lkw: 6.892 g NO<sub>x</sub>/(km Fzg) und für
- Land/AB100/flüssig:  
Pkw inkl. LNF: 0.591 g NO<sub>x</sub>/(km · Fzg),  
Lkw: 6.827 g NO<sub>x</sub>/(km · Fzg).

Für die Auspuffpartikel liefert das HBEFA 3.1 folgende Emissionsfaktoren:

- Land/AB100/gesättigt:  
Pkw inkl. LNF: 0.024 g PM10/(km · Fzg),  
Lkw: 0.170 g PM10/(km · Fzg) und für
- Land/AB100/flüssig:  
Pkw inkl. LN: 0.032 g PM10/(km · Fzg),  
Lkw: 0.142 g PM10/(km · Fzg).

Die damit ableitbaren PM10-Emissionsfaktoren können nach mittlerem Werktag, Samstag und mittlerem Sonntag getrennt gemittelt werden. Es wurde hierbei folgende Vorgehensweise gewählt:

Die PM10-Emissionsfaktoren wurden aus den kontinuierlichen 1/2-Stundenmittelwerten unter stabilen Luv-Lee-Bedingungen übernommen. Die Aufteilung in PM2.5 und PM2.5-10 wurde anhand der Differenzen (Lee minus Luv) der Konzentrationsanteile der gravimetrischen Proben (Tagesmittelwerte) bestimmt. Diese Emissionsfaktoren sind getrennt nach mittlerem Werktag (Montag bis Freitag), Samstag sowie Sonntag in der Tabelle 7.15 zusammen mit den zugehörigen Verkehrsstärken aufgeführt.

Die Auswertung mittels HBEFA 3.1 liefert für den mittleren Werktag einen flottenmittleren PM10-Emissionsfaktor von 90 mg/km. Dieser liegt ca. 5 % höher als bei der Ableitung mittels HBEFA 2.1. Sehr große Unterschiede gibt es für den Sonntag. Hier werden mittels HBEFA 3.1 ebenfalls 90 mg/km, 34 % mehr als mit HBEFA 2.1, ermittelt. Dies resultiert daraus, dass die NO<sub>x</sub>-Pkw-Emissionsfaktoren für die hier vorliegenden Verkehrssituationen im Bezugsjahr 2003 im HBEFA 3.1 deutlich (ca. 50 %) höher sind als im HBEFA 2.1. Da die Pkw die Emissionen am Sonntag dominieren, gibt es diese großen Unterschiede. Die Lkw-Emissionen unterscheiden sich zwischen HBEFA 3.1 und HBEFA 2.1 nur gering, sodass der Unterschied für die Lkw-dominierten Werkstage gering ist.

Um eine Differenzierung des flottenmittleren Emissionsfaktors für die Fahrzeugklassen Pkw (inklusive LNF) sowie Lkw durchzuführen, können die folgenden Verfahren angewendet werden:

a) Abschätzung basierend auf dem Vergleich der Emissionsfaktoren bei unterschiedlichen Lkw-Anteilen an Werktagen, samstags und sonntags. Eine lineare Regression der in Tabelle 7.15 aufgeführten Werte (sowohl trockene als auch Regentage sind dort beinhaltet) liefert keine statistisch signifikante Abhängigkeit vom Schwerverkehrsanteil. Bezieht man sich nur auf die trockenen Tage (siehe im Vorgriff Tabelle 7.16), dann ergeben sich mit dieser üblicherweise verwendeten Methodik ein mittlerer Pkw-Emissionsfaktor von 76 mg/(km · Pkw) und ein Lkw-Emissionsfaktor von 207 mg/(km · Lkw).

b) In der Untersuchung von LOHMEYER (2004) wurde aufgezeigt, dass in Zeiten mit wenig Verkehr (z. B. sonntags) und sehr geringem Lkw-

|                                    | Mo bis Fr n = 28 | Samstag n = 2 | Sonntag n = 7 |
|------------------------------------|------------------|---------------|---------------|
| DTV [Kfz/d]                        | 79.000           | 61.800        | 51.500        |
| Schwerverkehr [Kfz/d]              | 12.700 (16 %)    | 3.000 (5 %)   | 1.200 (2 %)   |
| Pkw [Kfz/d]                        | 62.500 (79 %)    | 56.100 (91 %) | 48.500 (94 %) |
| Lieferwagen [Kfz/d]                | 3.800 (5 %)      | 2.700 (4 %)   | 1.800 (4 %)   |
| PM10-Efaktor [mg/(km · Fzg)]       | 90 (86*)         | 84 (73*)      | 90 (67*)      |
| PM2.5-Efaktor [mg/(km · Fzg)]      | 45 (43*)         | 52 (45*)      | 42 (31*)      |
| PM(2.5-10)-Efaktor [mg/(km · Fzg)] | 45 (43*)         | 32 (29*)      | 48 (37*)      |

\*Werte aus der Ableitung mit HBEFA 2.1

**Tab. 7.15:** Verkehrsstärken und abgeleitete Gesamtemissionsfaktoren am Messquerschnitt für alle Tage mit Inhaltsstoffanalysen. Der Emissionsfaktor PM10 wurde aus den kontinuierlichen 1/2-h-Mittelwerten abgeleitet, der PM2.5 bzw. PM(2.5-10) aus dem gravimetrischen Anteilen PM2.5 an PM10 bestimmt. n = Anzahl der Analysetage

Anteil die Emissionsfaktoren in der Tendenz höher liegen als bei hohen Verkehrsdichten. Auch scheint möglicherweise werktags bei geringen Lkw-Anteilen, aber auch bei hohen Lkw-Anteilen keine lineare Abhängigkeit vorzuliegen. Dies hat sich auch unter Verwendung des HBEFA 3.1 bestätigt. Eine Regression der (trockenen) werktäglichen Emissionsfaktoren über den Lkw-Anteil liefert im Wertebereich der Lkw-Anteile zwischen 7 % und 25 % (mindestens 5 1/2-h-Mittelwerte pro Lkw-Anteil verfügbar) als best fit folgende nichtlineare Funktion:

$$e \left[ \frac{g}{\text{km} \cdot \text{Fzg}} \right] = 0,031 \cdot e^{0,064 \cdot \text{Lkw-Anteil [\%]}} \quad \text{mit } R^2 = 0,7$$

Somit ergäbe sich für die trockenen Werkstage ein Pkw-Emissionsfaktor von 31 mg/(km · Pkw), der ca. 35 % höher liegt, als mittels HBEFA 2.1 ermittelt wurde (dort 23 mg/(km · Pkw)).

Es liegen an den ausgewerteten Werktagen zu Zeiten stabiler Luv-Lee-Bedingen keine Situationen mit Lkw-Anteilen kleiner 7 % vor, um den Trend zu prüfen. Möglicherweise zeigen sich in den scheinbar widersprüchlichen Ergebnisse mehrere Abhängigkeiten gleichzeitig, da z. B. niedrigere Lkw-Anteile werktags zu Zeiten mit sehr hohem Verkehrsaufkommen korreliert sind, dahingegen sonntags niedrigeres Verkehrsaufkommen vorherrscht. Die für sonntags abgeleiteten Emissionsfaktoren sind statistisch geringer abgesichert als für die Werkstage (sonntags geringeres Datenkollektiv, höhere Messgenauigkeit durch geringe Zusatzbelastungen aufgrund der niedrigeren Verkehrsstärken etc.). Bis zu 25 % Lkw-Anteil kann der flottenmittlere PM10-Emissionsfaktor danach werktags mit ausreichender Genauigkeit durch eine lineare Kombination von

- 34 mg/(km · Pkw) bzw.
- 434 mg/(km · Lkw)

beschrieben werden. Die Unsicherheiten sind allerdings wie oben erläutert relativ groß. Der Pkw-Emissionsfaktor ist dabei ca. 31 % höher als mit HBEFA 2.1 abgeleitet (dort 26 mg/(km · Pkw)). Der Lkw-Emissionsfaktor ist dabei etwa genau so hoch wie mit HBEFA 2.1 abgeleitet (dort 410 mg/(km · Pkw)).

Beide genannten Effekte (mögliche Nichtlinearität zwischen Pkw und Lkw-Emissionsfaktoren sowie der mögliche Einfluss geringerer Verkehrsstärken auf die Emissionsfaktoren) sollten bei vertiefenden Datenauswertungen bzw. weiterführenden Projekten untersucht werden. Da die Statistik im Bereich niedriger und sehr hoher Schwerverkehrsanteile nicht ausreicht, um gesicherte Aussagen treffen zu können, wird im Folgenden für die Anwendung im PM10-Emissionsmodell pragmatisch weiterhin von einem linearen Zusammenhang zwischen Emissionsfaktor und Lkw-Anteil ausgegangen.

Im Folgenden wird weiterhin aus den vorliegenden Messergebnissen die Aufteilung der PM10-Emissionsfaktoren in Abgasemissionen-, Abriebe und Resuspension unter Berücksichtigung des HBEFA 3.1 abgeleitet.

### Auspuffemissionen

Für die Ableitung der Auspuffemissionen gibt es bei der vorliegenden Datenlage folgende Möglichkeiten:

- Berechnung mittels Handbuchs für Emissionsfaktoren (HBEFA 3.1),
- Ableitung aus den Inhaltsstoffanalysen.

Die Methodik zur Ableitung aus den Inhaltsstoffanalysen wurde gegenüber der Untersuchung in LOHMEYER (2004) beibehalten und ist dort dokumentiert.

Mit diesen dort abgeleiteten Abgasanteilen lassen sich die in Tabelle 7.16 aufgeführten Emissionsfak-

|                          | PM10-Gesamtemissionsfaktor<br>[mg/(km · Fzg)] | PM10-Auspuff<br>aus Inhaltsstoffanalyse<br>[mg/(km · Fzg)] | PM10-Auspuff aus<br>HBEFA 3.1 (*= HBEFA2.1)<br>[mg/(km · Fzg)] |
|--------------------------|---|--|--|
| Werktag trocken (n = 15) | 97 (92)                                       | 49 (46)  | 56 (44)  |
| Werktag Regen (n = 3)    | 56 (53)                                       | 21 (20)  | 56 (44)  |
| Sonntag trocken (n = 4)  | 78 (58)                                       | 20 (15)  | 34 (21)  |
| Sonntag Regen (n = 2)    | 88 (67)                                       | 41 (31)  | 34 (21)  |

Tab. 7.16: Abgeleitete Emissionsfaktoren für Werkstage und Sonntage (n = Anzahl der ausgewerteten Messtage; Klammerwerte = Auswertung mittels HBEFA 2.1)



toren für Abgaspartikel ableiten. Zum Vergleich sind die mittels HBEFA 3.1 berechneten Abgaspartikel-emissionsfaktoren unter Beachtung der jeweiligen Schwerverkehrsanteile mit aufgeführt. Dabei wurde von den in Kapitel 7.3.2 aufgeführten Emissionsfaktoren ausgegangen.

Für den mittleren trockenen Werktag vergleicht sich der aus den Inhaltsstoffen abgeleitete Auspuffemissionsfaktor gut mit den vom HBEFA 3.1 angegebenen (Abweichung -13 %). Für die Werktage mit Regen liegt der Gesamtemissionsfaktor etwa 40 % niedriger als der an trockenen Werktagen. Allerdings ist die Aussagesicherheit wegen der nur drei Messtage sehr eingeschränkt. Für die Sonntage vergleichen sich die Auspuffemissionsfaktoren gut im Rahmen der geringen Statistik mit dem HBEFA. Der Gesamtemissionsfaktor an nassen Sonntagen ist nicht geringer als an trockenen. Die statistische Aussagesicherheit ist allerdings sehr eingeschränkt. Im Vergleich zu den Auswertungen mit HBEFA 2.1 liegen alle abgeleiteten Emissionsfaktoren höher. Die größten Unterschiede gibt es auch hier für die Sonntage (siehe Begründung oben).

Mit folgendem Ansatz wird eine Abschätzung der Aufteilung des Auspuffemissionsfaktors auf die Fahrzeugklassen Pkw/inkl. LNF und Lkw vorgenommen:

Der aus den Inhaltsstoffanalysen abgeleitete Wert für trockene Werktage kann als statistisch gut abgesichert angesehen werden. Der von Regenwerktagen ist statistisch unsicher. Deshalb wird der trockene Werktagwert als repräsentativ für alle Werktage angesehen. Die Werte sonntags sind von ihrer statistischen Sicherheit ebenfalls sehr stark eingeschränkt. Sie streuen allerdings um den Auspuffemissionsfaktor des HBEFA 3.1. Deshalb wird für die Sonntage der mittlere Emissionsfaktor aus dem HBEFA als repräsentativ für alle Sonntage angesehen. Aus dem Vergleich werktags zu sonntags lassen sich daraus die Partikel-Emissionsfaktoren getrennt nach Pkw und Lkw wie folgt abschätzen:

- 25 mg/(km Pkw) und 150 mg/(km Lkw).

Der Pkw-Emissionsfaktor liegt hierbei zwischen den Werten aus dem HBEFA für die Verkehrssituationen Land/AB100/flüssig und Land/AB100/gesättigt (24 mg/(km · Pkw) bzw. 32 mg/(km · Pkw)). Der Lkw-Emissionsfaktor läge mit dieser Abschätzung ebenfalls zwischen den HBEFA-3.1-Werten (142 mg/(km · Lkw) bzw. 170 mg/(km · Lkw)).

### Reifenabrieb

Die Methodik zur Ableitungsmöglichkeit der Reifenabriebsanteile sowie die Zusatzbelastungen der entsprechenden Indikatorkonzentrationen sind in LOHMEYER (2004) erläutert und werden hier ebenso verwendet.

Die Anwendung auf die mittels HBEFA 3.1 abgeleiteten PM10-Gesamtemissionen führt zu folgenden abgeschätzten PM10-Emissionsfaktoren infolge Reifenabriebs für trockene Tage:

- Pkw: 7 bis 8 mg PM10/(km · Fzg),
- Lkw: 77 bis 116 mg PM10/(km · Fzg).

Dies liegt für die Pkw ca. doppelt so hoch sowie für Lkw etwa 5 % geringer als unter Verwendung des HBEFA 2.1 abgeleitet.

### Brems- und Straßenabrieb sowie Wiederaufwirbelung von Straßenstaub

Bremsbeläge setzen sich überwiegend aus anorganischem Material mit erheblichen Anteilen von Kupfer, Nickel, Chrom und Blei zusammen (siehe z. B. MUSCHAK, 1989; PALME et al., 2004). Zieht man Elementuntersuchungen von STECHMANN (1993) heran, so enthalten nicht asbesthaltige Bremsbeläge auch nicht vernachlässigbare Elementgehalte für Eisen und Zink. Außerdem ist neben den erwähnten Substanzen im Bremsstaub noch Eisen aus Abrieb der Bremsschreiben bzw. Bremstrommeln enthalten. In mehreren Messungen ist Antimon (Sb) nachgewiesen und als Tracer für die Bremsabriebe verwendet worden, da Antimon-Immissionen weitgehend durch Bremsvorgänge (Anteil Antimon ca. 2 % am Bremsabrieb) realisiert werden (PALME et al., 2004; RAUTERBERG-WULFF, 1999).

Der Anteil Eisen an den Bremsbelägen liegt bei ca. 20 % (WECKWERTH, 2004). Dieser Wert ist allerdings ziemlich unsicher und kann nicht als Basis für eine belastbare Abschätzung des Bremsabriebs verwendet werden.

Antimonanalysen lagen für einen Teil der Proben der B 10 vor, sodass diese Analyse-Möglichkeit zur Verfügung stand.

Der mittlere Anteil Antimon an der PM10-Zusatzbelastung über alle Analysetage lag bei 0.03 % mit nur geringen Variationen. Daran lässt sich eine Obergrenze für Bremsabrieb von ca. 0.6 mg/(km · Fzg)

|                           | PM10-Gesamt*    | Auspuff         | Reifenabrieb    | Bremsabrieb     | Straßenabriebe<br>sowie<br>Staubaufwirbelung |
|---------------------------|-----------------|-----------------|-----------------|-----------------|--|
|                           | [mg/(km · Fzg)] | [mg/(km · Fzg)] | [mg/(km · Fzg)] | [mg/(km · Fzg)] | [mg/(km · Fzg)]                              |
| Werktag trocken<br>n = 14 | 97              | 49 (56)         | 18 bis 25       | < 1             | 16 bis 30                                    |
| Sonntag trocken<br>n = 4  | 78              | 20 (34)         | 8 bis 10        | < 1             | 34 bis 50                                    |

\* = mittels NO<sub>x</sub>-Tracermethode auf Basis HBEFA 3.1 bestimmt

Tab. 7.17: Aus den Messdaten der analysierten trockenen Tage abgeleitete PM10-Emissionsfaktoren (Werte in Klammern = mittels HBEFA 3.1 ermittelt)

ableiten. Bremsabrieb spielt somit keine relevante Rolle an der Messstelle an der B 10.

Auch für die Straßenabriebe war keine eindeutige Indikationsgröße vorhanden.

Die Differenz zwischen dem gesamten PM10-Emissionsfaktor und den auspuffbedingten Partikelemissionen ist allerdings allen Abrieben (Reifen, Bremsen, Kupplung, Straße) und der Wiederaufwirbelung eingetragener Partikel zuzuordnen. Aus den Ergebnissen der vorhergehenden Kapitel lassen sich demnach zusammenfassend die Abschätzungen für die trockenen Tage zusammenstellen (siehe Tabelle 7.17).

Danach tragen die auspuffbedingten Emissionen an den analysierten trockenen Tagen mit ca. 50 % bis 60 % (Werktag) bzw. 26 % bis 44 % (Sonntag) zum PM10-Gesamtemissionsfaktor bei. Der Anteil des Reifenabriebes an der gesamten PM10-Emission wurde mit ca. 18 % bis 25 % (Werktag) und ca. 10 % bis 13 % (Sonntag) abgeschätzt. Der Anteil Bremsabrieb liegt niedriger als 1 %. Der nicht auspuffbedingte Anteil liegt damit an Werktagen ohne Regen bei ca. 40 % bis 50 % und an trockenen Sonntagen bei ca. 70 %.

#### Wichtigste Ergebnisse der Datenauswertung an der B 10

- Für 38 Tage mit deutlichen Luv-Lee-Effekten liegen vollständige Datensätze (Verkehr, Konzentrationen, Inhaltsstoffanalysen, Meteorologie) vor. Davon wurden 24 Tage selektiert, in denen die meteorologischen und verkehrlichen Bedingungen weitgehend stabil und die Zusatzbelastungen der Inhaltsstoffkonzentrationen für Partikelgröße PM2.5 und PM2.5-10 positiv waren. Davon entfallen 18 Tage auf einen Werktag (Montag bis Freitag) sowie 6 Tage auf einen Sonntag. An 5 Tagen (3 Werktage und 2 Sonn-

tage) hatte es geregnet. Die täglichen Regenmengen lagen an diesen Tagen über 1 mm.

- Anhand der NO<sub>x</sub>-Tracermethode unter Verwendung des HBEFA 3.1 konnten PM10-Emissionsfaktoren abgeleitet werden. Dieser beträgt im Wochenmittel 92 mg/(km · Fzg), wobei an trockenen Werktagen 97 mg/(km · Fzg) und an trockenen Sonntagen 78 mg/(km · Fzg) ermittelt wurden. Der Vergleich zwischen Sonntag zu Werktag weist für trockene Tage auf eine fahrzeugspezifische Separation des PM10-Emissionsfaktors an der B 10 in 76 mg/(km · Pkw) und 207 mg/(km · Lkw) hin. Die Regression der werktäglichen Emissionsfaktoren in Abhängigkeit vom Lkw-Anteil führt auf Pkw-Emissionsfaktoren von ca. 34 mg/km und Lkw-Emissionsfaktoren von 434 mg/km, also auf deutlich niedrigere Pkw- und höhere Lkw-PM10-Emissionsfaktoren, als aus dem Sonntags/Werktags-Vergleich ableitbar. Möglicherweise liegt dieser scheinbare Widerspruch in einer nichtlinearen Abhängigkeit der Emissionsfaktoren insbesondere bei niedrigen und sehr hohen Lkw-Anteilen, eventuell auch in Kombination mit zu verkehrsarmen Zeiten (z. B. sonntags) in der Tendenz höheren Pkw-Emissionsfaktoren, begründet. Voraussetzung ist, dass die als Tracer verwendeten NO<sub>x</sub>-Emissionsfaktoren (Pkw/Lkw) des Handbuchs für Emissionsfaktoren die Realität richtig widerspiegeln. Weiterführende Untersuchungen sollten sich mit diesen Effekten auseinandersetzen. Als gewichteter Wochenmittelwert wird im Folgenden von 34 mg/(km · Pkw) und 434 mg/(km · Lkw) ausgegangen.
- Anhand der Auswertung der vorliegenden Inhaltsstoffanalysen konnte eine Abschätzung der Quellanteile vorgenommen werden. Für trockene Werktage wurde festgestellt, dass ca. 50 % bis 60 % der PM10-Emissionen durch Auspuff-

emissionen realisiert werden, ca. 20 % durch Reifenabrieb, weniger als 1 % durch Bremsabriebe und ca. 20 % bis 30 % durch Straßenabriebe sowie Wiederaufwirbelung von Schmutzeintrag. Für trockene Sonntage konnten ca. 26 % bis 44 % auspuffbedingte Partikel, ca. 10 % bis 13 % Reifenabrieb, ebenfalls weniger als 1 % Bremsabrieb sowie ca. 43 % bis 64 % durch Straßenabriebe sowie Wiederaufwirbelung von Schmutzeintrag bestimmt werden.

- Der Vergleich der aus den Inhaltsstoffanalysen abgeleiteten Partikel-Auspuffemissionen mit den Werten aus dem Handbuch für Emissionsfaktoren (HBEFA 3.1) zeigte für die trockenen Werktag eine Abweichung von ca. 13 %, für die trockenen Sonntage ca. 40 %. Für die Regentage liegt die Abweichung, allerdings bei stark eingeschränkter Statistik, bei ca.  $\pm 60$  %. Aus dem Sonntags/Werktags-Vergleich konnten Auspuffemissionsfaktoren von 25 mg/(km · Pkw) bzw. 150 mg/(km · Lkw) abgeschätzt werden.

### 7.3.3 Einfluss HBEFA 3.1 auf die Ergebnisse an der A 61 „Goldene Meile“

Zu den Datengrundlagen, der Qualitätssicherung, den Messwerten der Konzentrationen sowie den Inhaltsstoffanalysen sei auf IUTA (2008) verwiesen.

Anhand eines nicht vorhandenen Tempolimits, der Verkehrscharakteristik vor Ort und des Verkehrsaufkommens im Vergleich zur Kapazität dieser Autobahn kann als Verkehrssituation für die Emissionsberechnung von „Land/AB>130/flüssig“ ausgegangen werden. Als  $\text{NO}_x$ -Emissionsfaktoren ergeben sich dabei für den Messzeitraum (9/2005 bis 01/2007) und die Flottenzusammensetzung entsprechend HBEFA 3.1 (UBA, 2010) für

- Land/AB>130/flüssig:

|                |                                    |
|----------------|------------------------------------|
| Pkw inkl. LNF: | 0.905 g $\text{NO}_x$ /(km · Fzg), |
| Lkw:           | 5.522 g $\text{NO}_x$ /(km Fzg).   |

Für die Auspuffpartikel liefert das HBEFA 3.1 folgende Emissionsfaktoren:

- Land/AB>130/flüssig:

|                |                          |
|----------------|--------------------------|
| Pkw inkl. LNF: | 0.039 g PM10/(km · Fzg), |
| Lkw:           | 0.117 g PM10/(km · Fzg). |

Daraus und mit den Konzentrationswerten aus Tabelle 7.3 sowie den mittels PMF abgeleiteten Quellzuordnungen können die in Tabelle 7.18 und Tabelle 7.19 dargestellten Emissionsfaktoren für einen Lkw-Anteil von 20 % mittels HBEFA 3.1 abgeleitet werden.

Die Auswertung mittels HBEFA 3.1 liefert für den mittleren Werktag bei einem flottenmittleren Lkw-Anteil von 20 % einen PM10-Emissionsfaktor von 84 mg/km. Dieser liegt ca. 25 % höher als bei der Ableitung mittels HBEFA 2.1. Dies wird durch die deutliche Erhöhung des Pkw-Emissionsfaktors (+61 %) verursacht, da der für die Lkw etwa gleich bleibt.

|                                      | Kfz<br>[g/km · Fzg] | Pkw<br>[g/km · Pkw] | Lkw<br>[g/km · Lkw] |
|--------------------------------------|---------------------|---------------------|---------------------|
| EF PM10                              | 0.084 (0.067)       | 0.053 (0.033)       | 0.210 (0.187)       |
| EF PM1                               | 0.048 (0.039)       | 0.033 (0.017)       | 0.110 (0.119)       |
| Partikel<br>HBEFA 3.1<br>(HBEFA 2.1) | 0.055 (0.035)       | 0.039 (0.016)       | 0.117 (0.110)       |
| EF PM1-10                            | 0.036 (0.027)       | 0.020 (0.016)       | 0.100 (0.068)       |

Tab. 7.18:  $\text{PM}_{10}$ -Emissionsfaktoren für die A 61 basierend auf  $\text{NO}_x$ -Emissionsdaten des HBEFA 3.1 bestimmt aus den Halbstundenwerten (TEOM). Werte in Klammern mittels HBEFA 2.1 abgeleitet

| Quellprozess                                | Anteil an<br>PM10-<br>Gesamtemission [%] | Emissionsfaktor<br>[mg/km · Fzg]<br>aus Messung | Emissionsfaktor<br>[mg/km · Fzg]<br>Abgas HBEFA 3.1 |
|---|--|---|---|
| Bremsabrieb                                 | 14                                       | 12  |   |
| Reifenabrieb                                | 3  | 2   |   |
| Aufwirbelung, Straßenabrieb                 | 7  | 6   |   |
| Motorische Emissionen                       | 57                                       | 48  | 55  |
| Nicht zugeordnet, überwiegend Aufwirbelung  | 6-19                                     | 5-16  |   |
| Tausalz-Aufwirbelung (nur bei Winterdienst) | 13                                       | 11  |   |

Tab. 7.19: PM10-Emissionsfaktoren im Bereich der A 61 aufbauend auf  $\text{NO}_x$ -Emissionen des HBEFA 3.1 und PMF. Zum Vergleich ist der flottenmittlere Emissionsfaktor der Abgaspartikel des HBEFA 3.1 mit angegeben

Es sei allerdings darauf hingewiesen, dass die Differenzierung in Pkw- und Lkw-Emissionsfaktoren auf einer recht schwachen Korrelation mit dementsprechenden Unsicherheiten beruht. Insbesondere im Bereich von Lkw-Anteilen bis 15 % liegen die PM10-Emissionsfaktoren deutlich höher als der Trend im Lkw-Bereich zwischen 15 % und 75 % (Basis jeweils 1/2h-Werte). Die Ursachen sind unklar. Ähnliches wurde bereits bei den Auswertungen zur B 10 (siehe oben) festgestellt. Möglicherweise liegt dies in einer nichtlinearen Abhängigkeit der Emissionsfaktoren insbesondere bei niedrigen Lkw-Anteilen, eventuell auch in Kombination mit zu verkehrssarmen Zeiten (z. B. sonntags) in der Tendenz höheren Pkw-Emissionsfaktoren, begründet. Voraussetzung ist, dass die als Tracer verwendeten NO<sub>x</sub>-Emissionsfaktoren (Pkw/Lkw) des Handbuchs für Emissionsfaktoren die Realität richtig widerspiegeln. Weiterführende Untersuchungen sollten sich mit diesen Effekten auseinandersetzen.

Als gewichteter Wochenmittelwert wird im Folgenden dennoch von den in Tabelle 7.18 aufgeführten Werten ausgegangen.

Der PM1 bis10-Emissionsfaktor, der im Wesentlichen die nicht motorbedingten PM10-Emissionen charakterisiert, steigt um ca. 33 % gegenüber der Auswertung mittels HBEFA 2.1. Da sich die aus den Inhaltsstoffen abgeleitete Quellzuordnung nicht geändert hat, bleibt als Verhältnis zwischen motorbedingten und nicht motorbedingten Emissionen ein Verhältnis von ca. 60:40. Bei Winterdienst mit Tausalzaufrwirbelung erhöhten sich die nicht motorbedingten Emissionen und das Verhältnis betrug dann eher 50:50. Der Unterschied zwischen den aus den Messdaten abgeleiteten motorbedingten Emissionen (PM1) zu denen des HBEFA 3.1 liegt bei ca. 15 %.

#### 7.3.4 Einfluss HBEFA 3.1 auf die Ergebnisse von GEHRIG et al. (2003) und BUKOWIECKI et al. (2009)

Zu den Datengrundlagen, der Qualitätssicherung, den Messwerten der Konzentrationen sowie den Inhaltsstoffanalysen sei auf GEHRIG et al. (2003 und 2009) verwiesen. Betrachtet werden die A 1 bei Birrhardt, A 4 bei Humlikon und eine Hauptverkehrsstraße bei Aathal (jeweils im Bezugsjahr 2001) sowie die A 2 bei Reiden (im Bezugsjahr 2007).

Anhand der entsprechenden Straßentypen, der Tempolimits und der sich aus den Verkehrsstärken

ergebenden LOS ergeben sich die nachfolgend aufgeführten Verkehrssituationen und Emissionsfaktoren in den entsprechenden Messzeiträumen sowie der Flottenzusammensetzung entsprechend HBEFA 3.1 (UBA. 2010) für die Schweiz zu

- A 1 Birrhardt (2001) Land/AB120/flüssig:
 

|                |                                      |
|----------------|--------------------------------------|
| Pkw inkl. LNF: | 1.036 g NO <sub>x</sub> /(km · Fzg), |
| Lkw:           | 7.575 g NO <sub>x</sub> /(km · Fzg). |
- A 4 Humlikon (2001) Land/AB90/dicht:
 

|                |                                      |
|----------------|--------------------------------------|
| Pkw inkl. LNF: | 0.564 g NO <sub>x</sub> /(km · Fzg,) |
| Lkw:           | 7.293 g NO <sub>x</sub> /(km · Fzg). |
- Aathal (2001) Land/HVS50/flüssig:
 

|                |                                      |
|----------------|--------------------------------------|
| Pkw inkl. LNF: | 0.544 g NO <sub>x</sub> /(km · Fzg), |
| Lkw:           | 8.665 g NO <sub>x</sub> /(km · Fzg). |
- A 2 Reiden (2007) Land/AB120/flüssig:
 

|                |                                      |
|----------------|--------------------------------------|
| Pkw inkl. LNF: | 0.590 g NO <sub>x</sub> /(km · Fzg), |
| Lkw:           | 4.850g NO <sub>x</sub> /(km · Fzg).  |

Für die Auspuffpartikel liefert das HBEFA 3.1 folgende Emissionsfaktoren:

- A 1 Birrhardt (2001) Land/AB120/flüssig:
 

|                |                          |
|----------------|--------------------------|
| Pkw inkl. LNF: | 0.030 g PM10/(km · Fzg), |
| Lkw:           | 0.175 g PM10/(km · Fzg). |
- A 4 Humlikon (2001) Land/AB90/dicht:
 

|                |                                      |
|----------------|--------------------------------------|
| Pkw inkl. LNF: | 0.015 g NO <sub>x</sub> /(km · Fzg), |
| Lkw:           | 0.206 g NO <sub>x</sub> /(km · Fzg). |
- Aathal (2001) Land/HVS50/flüssig:
 

|                |                                      |
|----------------|--------------------------------------|
| Pkw inkl. LNF: | 0.014 g NO <sub>x</sub> /(km · Fzg), |
| Lkw:           | 0.258 g NO <sub>x</sub> /(km · Fzg). |
- A 2 Reiden (2007) Land/AB120/flüssig:
 

|                |                                      |
|----------------|--------------------------------------|
| Pkw inkl. LNF: | 0.028 g NO <sub>x</sub> /(km · Fzg), |
| Lkw:           | 0.101g NO <sub>x</sub> /(km · Fzg).  |

Daraus und mit den Konzentrationswerten aus LOHMEYER (2004) bzw. Tabelle 7.6 sowie den mittels PMF abgeleiteten Quellzuordnungen können die in der Tabelle 7.20 und Tabelle 7.21 dargestellten Emissionsfaktoren für die angegebenen Lkw-Anteile mittels HBEFA 3.1 abgeleitet werden.



|           | A 1 Birrhardt (2001)<br>[g/km · Fzg]<br>Land/AB120/f<br>Lkw-Anteil = 11 % | A 4 Humlikon (2001)<br>[g/km · Fzg]<br>Land/AB90/d<br>Lkw-Anteil = 13 % | Aathal (2001)<br>[g/km · Fzg]<br>Agglo/HVS50/f<br>Lkw-Anteil = 6 % | A 2 Reiden (2007)<br>[g/km · Fzg]<br>Land/AB120/f<br>Lkw-Anteil = 15 % |
|-----------|---|---|--|--|
| EF PM10   | 0.107 (0.083)   | 0.073 (0.071)   | 0.084 (0.067)  | 0.089 (0.086)  |
| EF PM1    | 0.042 (0.033)   | 0.036 (0.034)   | 0.027 (0.023)  | 0.036 (0.035)  |
| HBEFA     | 0.046 (0.032)   | 0.039 (0.032)   | 0.029 (0.030)  | 0.039 (0.030)  |
| EF PM1-10 | 0.065 (0.050)   | 0.037 (0.037)   | 0.057 (0.044)  | 0.053 (0.051)  |

Tab. 7.20: PM<sub>x</sub>-Emissionsfaktoren für die betrachteten Schweizer Straßen basierend auf NO<sub>x</sub>-Emissionsdaten des HBEFA 3.1. (Werte in Klammern sind mittels HBEFA 2.1 abgeleitet)

|   | Anteil an PM10-<br>Gesamtemission<br>[%] | Emissionsfaktor<br>[mg/k · Fzg]<br>aus Messung | Emissionsfaktor<br>[mg/km · Fzg]<br>Abgas HBEFA 3.1 |
|---|--|--|---|
| Bremsabrieb   | 3.5                                      | 3  |   |
| Motorische Emissionen                                       | 40.5                                     | 36   | 39  |
| Nicht zugeordnet, Reifenabrieb, Aufwirbelung, Straßenabrieb | 46                                       | 50   |   |

Tab. 7.21: PM10-Emissionsfaktoren im Bereich der A 2 bei Reiden aufbauend auf NO<sub>x</sub>-Emissionen des HBEFA 3.1 und PMF. Zum Vergleich ist der flottenmittlere Emissionsfaktor der Abgaspartikel des HBEFA 3.1 mit angegeben

Die Auswertung mittels HBEFA 3.1 liefert für den mittleren Werktag bei einem flottenmittleren Lkw-Anteil zwischen 6 % und 15 % PM10-Emissionsfaktoren, die je nach Verkehrssituation und Lkw-Anteil zwischen ca. 3 % und 30 % höher als bei der Ableitung mittels HBEFA 2.1 liegen. Der PM1- bis 10-Emissionsfaktor, der im Wesentlichen die nicht motorbedingten PM10-Emissionen charakterisiert, liegt um ca. 0 % bis 30 % höher gegenüber der Auswertung mittels HBEFA 2.1. Der Anteil dieser Partikelfraktion an der PM10-Gesamtemission liegt zwischen 50 % und 70 %. Die abgeleiteten PM1-Emissionsfaktoren unterscheiden sich um weniger als 10 % von den Partikelemissionsfaktoren aus HBEFA 3.1.

Da die kompletten Messdatensätze nicht vorlagen, konnte die Differenzierung in Pkw- und Lkw-Emissionsfaktoren nur anhand der angegebenen NO<sub>x</sub>- und PM10-Emissionsfaktoren des HBEFA 2.1 und der NO<sub>x</sub>-Emissionsfaktoren des HBEFA 3.1 abgeschätzt werden. Diese sind in Tabelle 7.22 aufgeführt.

Wie bei der B 10 bei Karlsruhe und der A 61 liegen auch hier unter Verwendung des HBEFA 3.1 die Pkw-Emissionsfaktoren deutlich höher (20 % bis 50 %) als unter Verwendung des HBEFA 2.1. Die Lkw-Emissionsfaktoren fallen nunmehr niedriger aus als unter Verwendung des HBEFA 2.1, zur Begründung siehe oben.

|   | PM10-Gesamt<br>Pkw<br>[g/(km · Fzg)] | PM10-Gesamt<br>Lkw<br>[g/(km · Fzg)] |
|---|--------------------------------------|--------------------------------------|
| A1 Birrhardt (2001)<br>Land/AB120/flüssig | 0.096 (0.063)                        | 0.189 (0.267)                        |
| A4 Humlikon (2001)<br>Land/AB90/dicht     | 0.045 (0.033)                        | 0.287 (0.334)                        |
| Aathal (2001)<br>Agglo/HVS50/flüssig      | 0.055 (0.036)                        | 0.358 (0.394)                        |
| A2 Reiden (2007)<br>Land/AB120/flüssig    | 0.062 (0.050)                        | 0.244 (0.288)                        |

Tab. 7.22: Mittels NO<sub>x</sub>-Tracermethode auf Basis HBEFA 3.1 abgeschätzte Pkw- und Lkw-Emissionsfaktoren für PM10-Gesamt (Werte in Klammern sind mittels HBEFA 2.1 abgeleitet)

### 7.3.5 Einfluss HBEFA 3.1 auf die Ergebnisse an weiteren Straßen

Für die in Tabelle 7.1 und Tabelle 7.2 angegebenen Tunneluntersuchungen muss bzgl. der PM10-Gesamtemissionen keine Korrektur vorgenommen werden, da die dafür angewendete Methodik der Massebilanzierung unabhängig von einem Tracergas ist.

Für die anderen Messstellen wurden die verfügbaren Daten, soweit möglich, ausgewertet und die PM10-Emissionsfaktoren bestimmt. Eine Differenzierung in Fahrzeuggruppen war hier nicht möglich. Aus weiteren PM10-Messungen der BAST an der A 4 und der A 61 konnten wegen fehlender Hinter-

| Quelle                      | Station             | Qualitätsstufe | Messzeitraum    | DTV [Ktz/24h] | SV Anteil | Verkehrssituation             | LV-Auspuffpartikel mg/km | SV-Auspuffpartikel mg/km | Auspuffpartikel mg/km | PM1-Partikel mg/km | PM2.5-Partikel mg/km | LV-PM10-Gesamtpartikel mg/km | SV-PM10-Gesamtpartikel mg/km | PM10-Gesamtpartikel mg/km | LV-PM10-Aufab-Partikel mg/km | SV-PM10-Aufab-Partikel mg/km | PM10-Aufab-Partikel mg/km |
|-----------------------------|---------------------|----------------|-----------------|---------------|-----------|-------------------------------|--------------------------|--------------------------|-----------------------|--------------------|----------------------|------------------------------|------------------------------|---------------------------|------------------------------|------------------------------|---------------------------|
| Lehmeyer (2004)             | A5 Heilbrunn        | C              | 2001            | 60700         | 0.13      | Land/AB>130/fluessig          | 51                       | 160                      | 65                    |                    |                      |                              |                              | 85                        |                              |                              | 20                        |
| Lehmeyer (2004)             | A5 Kenzingen        | C              | 2001            | 56700         | 0.13      | Land/AB>130/fluessig          | 51                       | 160                      | 65                    |                    |                      |                              |                              | 85                        |                              |                              | 20                        |
| LW Bayern (2009)            | A8 Zusmarshausen    | B-C            | 2008            | 53700         | 0.14      | Land/AB>130/fluessig_2%       | 31                       | 79                       | 38                    |                    |                      |                              |                              | 75                        |                              |                              | 36                        |
| LW Bayern (2009)            | A8 Zusmarshausen    | B-C            | 2007            | 53700         | 0.14      | Land/AB>130/fluessig          | 36                       | 104                      | 46                    |                    |                      |                              |                              | 63                        |                              |                              | 17                        |
| LW Bayern (2009)            | A93 Oberaudorf      | B-C            | 2008            | 46655         | 0.16      | Land/AB>130/fluessig          | 30                       | 79                       | 38                    |                    |                      |                              |                              | 59                        |                              |                              | 21                        |
| LW Bayern (2009)            | A93 Oberaudorf      | B-C            | 2009            | 46655         | 0.16      | Land/AB>130/fluessig          | 27                       | 64                       | 33                    |                    |                      |                              |                              | 48                        |                              |                              | 15                        |
| ILFA (2008)                 | A61 BASS            | A              | 9/05 bis 01/07  | 72000         | 0.20      | Land/AB>130/fluessig          | 39                       | 117                      | 55                    | 48                 |                      |                              |                              | 84                        |                              |                              | 28                        |
| Cheng (2010)                | A1 Rimradl          | B              | 05 bis 08/01    | 68200         | 0.11      | Land/AB/120/fluessig          | 30                       | 175                      | 46                    | 42                 |                      |                              |                              | 66                        |                              |                              | 60                        |
| Geising et al. (2009)       | A2 bei Reiden       | B              | 07 bis 11/07    | 47000         | 0.15      | Land/AB/120/fluessig          | 28                       | 101                      | 46                    | 36                 |                      |                              |                              | 89                        |                              |                              | 51                        |
| Lehmeyer (2004)             | A11 HH-Ellwörlach   | C              | 07/03 bis 06/04 | 84000         | 0.22      | Agglo/AB/100/60_11%/59%Stau   | 31                       | 243                      | 73                    |                    |                      |                              |                              | 161                       |                              |                              | 83                        |
| Lehmeyer (2004)             | B10 Karlsruhe Süd   | A              | 2003            | 73500         | 0.14      | Land/AB/90/0/cht              | 24                       | 170                      | 45                    | 31                 |                      |                              |                              | 92                        |                              |                              | 47                        |
| Gehrig (2003)               | A4 Hummel           | B              | 10 bis 12/01    | 40000         | 0.13      | Land/AB/90/0/cht              | 15                       | 206                      | 39                    | 36                 |                      |                              |                              | 75                        |                              |                              | 36                        |
| Lehmeyer (2004)             | Lehrfeld            | C              | 2000            | 177000        | 0.06      | Agglo/AB-Nat/80/fluessig      | 26                       | 243                      | 39                    |                    |                      |                              |                              | 140                       |                              |                              | 101                       |
| LW Bayern (2009)            | A9 M-Friemann       | C              | 2005            | 135220        | 0.06      | Land/AB/80/fluessig           | 22                       | 137                      | 29                    |                    |                      |                              |                              | 52                        |                              |                              | 23                        |
| LW Bayern (2009)            | A9 M-Friemann       | C              | 2006            | 99645         | 0.06      | Land/AB/80/fluessig           | 21                       | 125                      | 27                    |                    |                      |                              |                              | 46                        |                              |                              | 19                        |
| LW Bayern (2009)            | A9 M-Friemann       | C              | 2007            | 135218        | 0.06      | Land/AB/80/fluessig           | 18                       | 107                      | 24                    |                    |                      |                              |                              | 36                        |                              |                              | 15                        |
| LW Bayern (2009)            | A9 M-Friemann       | C              | 2008            | 130710        | 0.05      | Land/AB/80/fluessig           | 18                       | 95                       | 19                    |                    |                      |                              |                              | 32                        |                              |                              | 12                        |
| Gehrig (2003)               | Aethel              | B              | 12/00 bis 04/01 | 25000         | 0.06      | Agglo/HyS/50/fluessig         | 14                       | 258                      | 29                    | 27                 |                      |                              |                              | 73                        |                              |                              | 44                        |
| Hung-Lung et al. (2003)     | Chung-Liao Tunnel   | B-C            | Ma/Juli 05      | 36000         | 0.08      | Agglo/AB/100/fluessig         |                          |                          |                       |                    |                      |                              |                              | 57                        |                              |                              |                           |
| aus Hung-Lung et al. (2009) | Zhujiang Tunnel     | C              |                 | 37000         | 0.20      | Agglo/AB/100/fluessig         |                          |                          |                       |                    |                      |                              |                              | 38                        |                              |                              | 18                        |
| Israeli et al. (1994)       | Berlin Tunnel Tagel | D              | 1994            | 40000         | 0.06      | Agglo/AB-Nat/80/fluessig      | 32                       | 400                      | 54                    |                    |                      |                              |                              | 72                        |                              |                              | 18                        |
| Raunberger Wirt (1998)      | Berlin Tunnel Tagel | B              | Ma-Juni 1986    | 40000         | 0.07      | Agglo/AB-Nat/80/fluessig      | 30                       | 337                      | 51                    |                    |                      |                              |                              | 88                        |                              |                              | 37                        |
| Lascholer et al. (2004)     | Kaasermühltunnel    | B              | Sept.-Okt. 02   | 50000         | 0.13      | Land/AB/80/fluessig           | 41                       | 200                      | 61                    |                    |                      |                              |                              | 47                        |                              |                              | -14                       |
| Handler et al. (2007)       | Kaasermühltunnel    | B              | Apr.-Ma. 05     | 48000         | 0.10      | Land/AB/80/fluessig           | 35                       | 166                      | 47                    |                    |                      |                              |                              | 62                        |                              |                              | 15                        |
| Urban et al. (2007)         | Kaasermühltunnel    | B              | Ju. 05          | 41000         | 0.10      | Land/AB/80/fluessig           | 35                       | 166                      | 47                    |                    |                      |                              |                              | 39                        |                              |                              | -8                        |
| Sternbach et al. (2002)     | Tunnel Trostbad     | B-C            | Nov 99          | 81800         | 0.10      | Agglo/AB/60/gesamt/cht        |                          |                          |                       |                    |                      |                              |                              | 44                        |                              |                              |                           |
| Schmid et al. (2001)        | Tauern Tunnel       | B              | 1997            | 19500         | 0.15      | Agglo/AB/60/gesamt/cht        | 30                       | 348                      | 78                    |                    |                      |                              |                              | 85                        |                              |                              | 7                         |
| Paine et al. (2004)         | Budermühltunnel     | B              | 2001            | 50000         | 0.06      | Agglo/Fem/Sr-City/50/fluessig | 29                       | 214                      | 44                    |                    |                      |                              |                              | 17                        |                              |                              | -21                       |

**Tab. 7.23:** Zusammenstellung der PM<sub>x</sub>-Emissionsfaktoren aus den Datenauswertungen mit HBEFA 3.1 (Hinweis: Die angegebenen Auspuffpartikelemissionen beziehen sich auf die Emissionsfaktoren des HBEFA 3.1)

grundbelastungen bzw. nicht am selben Ort stattfindender NO<sub>x</sub>-Messungen keine Emissionsfaktoren abgeleitet werden. Die dort gemessenen PM10-Konzentrationen dienen dann aber zum Vergleich der mit RLuS berechneten Konzentrationen (siehe Kapitel 13).

Die PM<sub>x</sub>-Emissionsfaktoren sind zusammen mit den bereits in den vorhergehenden Kapiteln diskutierten Ergebnissen in der Tabelle 7.23 zusammengefasst.

Die angegebene Qualitätsstufe (QS) der Messungen orientiert sich an Datenverfügbarkeit und zeitlicher Repräsentativität. So liegen die detailliertesten und längsten Datensätze an der B 10 und der A 61 vor und haben deshalb die QS = A erhalten. Die Messungen in der Schweiz sind ebenfalls sehr detailliert durchgeführt worden, der Messzeitraum war aber mit nur 2 bis 5 Monaten deutlich kürzer als an der B 10 und A 61. Diesen Daten wurde deshalb die QS = B zugeordnet. Messungen lagen auch an anderen Autobahnen oder Tunneln vor. Hier standen allerdings nur Jahresmittelwerte zur Verfügung (deshalb QS = B bis C) bzw. es lagen keine lokal gemessenen Hintergrundbelastungen vor (deshalb QS = C).

### 7.4 Systematisierung und Vorschlag für PM10-Emissionsfaktoren

In LOHMEYER (2004) wurde die nachfolgend beschriebene Herangehensweise für die Berechnung der PM10-Emissionen einer Straße vorgeschlagen. Dort wurde im Sinne einer notwendigen schnellen und pragmatischen Zwischenlösung ein Ansatz gewählt, der kompatibel mit den Verkehrssituationen im Handbuch für Emissionsfaktoren ist. Diese Vorgehensweise stellte kein grundsätzlich neues und physikalisch fundiertes Modell der PM10-Emissionsberechnung dar. Diese längerfristige Lösung ist nach wie vor anzustreben. Ziel der hier durchgeführten Arbeiten war die Aktualisierung dieses Ansatzes auf die Erfordernisse des HBEFA 3.1.

Es wird somit für die Berechnung der PM10-Emissionen einer Straße davon ausgegangen, dass sie sich für das zu betrachtende Bezugsjahr (Bzj) zusammensetzen aus den Emissionen aus dem Auspuff, den direkten Emissionen (also ohne vorherige Deposition auf der Straße) aus Abrieben (Reifen, Bremsen und Straßenbelag) und einem Beitrag infolge der Wiederaufwirbelung (Resuspension) von Straßenstaub, also

$$e_{PM10}(Bzj) = e_{PM10}^{Auspuff}(Bzj) + e_{PM10}^{dAbr}(Bzj) + e_{PM10}^{Auf}(Bzj)$$

Dabei werden  $e_{PM10}^{Auspuff}(Bzj)$ , die Emissionen aus dem Auspuff, entnommen aus dem HBEFA. Für Abriebe und Aufwirbelung wird angesetzt, dass diese vom Bezugsjahr unabhängig sind, also

$$e_{PM10}^{dAbr}(Bzj) = e_{PM10}^{dAbr} \quad \text{und} \\ e_{PM10}^{Auf}(Bzj) = e_{PM10}^{Auf} \cdot$$

Der Beitrag der Wiederaufwirbelung wird gebildet aus dem prinzipiell zur Verfügung stehenden Straßenstaub (= Emissionspotenzial  $e^{Pot}$ ). Dieser besteht aus deponierten Abrieben (ggf. auch aus größeren Partikeln durch mechanische und/oder chemische Einflüsse gebildet) und von außen auf die Straße eingetragenen Partikeln, also

$$e_{PM10}^{Pot} = e_{PM10}^{Reifen} + e_{PM10}^{Brems} + e_{PM10}^{Straße} + e_{PM10}^{Rest}$$

Um dieses Staubpotenzial als PM10 aufzuwirbeln, bedarf es kinetischer Energie durch die fahrzeugerzeugte Turbulenz (beschrieben durch eine Funktion  $F_{kin}$ ). Der Straßenzustand ( $F_{Zustand}$ ) und die Feuchte der Straßenoberfläche ( $F_{Regen}$ ) können ebenfalls diesen Term beeinflussen.

Messtechnisch ist es sehr schwierig, direkte und indirekte (wiederaufgewirbelte) Abriebsbeiträge zu separieren. Auch werden insbesondere für Reifenabrieb und Straßenabrieb ähnliche Abhängigkeiten bei direkter und indirekter Emission vorliegen. Aus diesen Gründen wird keine Entkopplung von direkten und indirekten Abriebsemissionen angesetzt.

Somit ergibt sich folgende Gleichung für die nicht-auspuffbedingten PM10-Emissionen:

$$e_{PM10}^{Auf/Ab} = F_{Regen} \cdot F_{Zustand} \cdot F_{kin} \cdot (e_{PM10}^{Reifen} + e_{PM10}^{Brems} + e_{PM10}^{Straße} + e_{PM10}^{Rest})$$

Die Emissionsfaktoren für die Reifen- und Bremsabriebe könnten z. B. der CORINAIR-Emissionsfaktordatenbank (CORINAIR, 2007) oder RAINS (LÜKEWILLE et al., 2002) oder Ergebnissen von Freilanduntersuchungen (siehe oben) entnommen werden. Emissionsfaktoren für Straßenabriebe sind nach Aussage der Autoren sehr unsicher. Dies gilt auch für die wenigen Daten aus den oben beschriebenen Datenauswertungen. Aus diesem Grund wird vorgeschlagen, die Abriebe mit den

nicht abriebsbedingten Anteilen ( $e^{Rest}$ ) zusammenzufassen und mittels Anpassung an Messdaten festzulegen. Hierzu bietet sich weiterhin die bisher praktizierte Vorgehensweise an, nach Verkehrssituationen klassifizierte Emissionsfaktoren getrennt nach Pkw und Lkw (ähnlich dem Vorgehen wie bei der Berechnung der Auspuffemissionen mittels Handbuchs für Emissionsfaktoren) zu verwenden („Emissionsfaktorenansatz“).

Als Regenkorrektur wäre ein Ansatz der US-EPA möglich. Die vorliegenden Untersuchungen aus Europa für befestigte Straßen zeigen allerdings zum Teil sich widersprechende Abhängigkeiten von der Regenmenge auf. Die örtlichen Regenhäufigkeiten (in Bezug auf Tagesniederschlagssummen größer 0.1 mm) variieren meist nur gering um einen Wert von 50 % in Gebieten, in denen relevanter Fahrzeugverkehr zu verzeichnen ist. Außerdem ist in den Emissionsfaktoren der Tabelle 7.23, welche der Ableitung der Emissionsfaktoren zugrunde gelegt werden, der jeweilige Regeneinfluss bereits beinhaltet. Deshalb wird vorgeschlagen, weiterhin auf einen separaten Regenkorrekturfaktor zu verzichten.

Bzgl. der Abhängigkeit des kinetischen Kopplungsgliedes von der Fahrzeuggeschwindigkeit liegen weiterhin wenig und sehr widersprüchliche Informationen vor. Aus diesem Grund wird vorgeschlagen, weiterhin auf eine zusätzliche Abhängigkeit von der Fahrzeuggeschwindigkeit zu verzichten, wenn der Ansatz von verkehrssituationsabhängigen Emissionsfaktoren verwendet wird.

Die Straßenzustandskorrektur könnte sich an Ergebnissen von Feldstudien an Innerortsstraßen von LOHMEYER (2008) orientieren. Dort wurden Minderungen der nicht motorbedingten Partikel-Emission beim Übergang vom schlechten zum guten Straßenzustand von max. 20 % (Erfurt/Bergstraße), ca. 40 % (Leipzig/Lützner Straße) sowie ca. 70 % (Nauen/Berliner Straße) abgeschätzt. Insgesamt wurde festgestellt, dass durch die Sanierung von im Sinne der PM10-Emissionsmodellierung schlechten Fahrbahnen und Gehwegen an allen drei untersuchten Straßen eine PM10-Minderung abgeleitet werden konnte, die Höhe der absoluten Minderung aber wahrscheinlich von weiteren Randbedingungen (Ausgangszustand, Fahrzeuggeschwindigkeit, Längsneigung) abhängig ist. Andere systematische Feldversuche zu dieser Problematik, insbesondere zu Straßen im Anwendungsbereich von RLUS, sind uns nicht bekannt.

In Ermangelung von konkreten messtechnisch erfassten Abhängigkeiten zwischen Straßenzustand und nicht auspuffbedingten Emissionen kann derzeit keine Korrektur-Funktion angesetzt werden. Es wird vorgeschlagen, dass in Anlehnung an den Mittelwert der obigen Ergebnisse für Straßen im guten Zustand ein Wert 1, für Straßen im schlechten Zustand ein Wert von 2 verwendet wird. Hier ist weiterhin dringender Forschungsbedarf gegeben. Es werden also angesetzt:

$$F_{\text{kin}} = 1,$$

$$F_{\text{Zustand}} = 1 \text{ für Straßen im guten (Standardanwendung) und } 2 \text{ im schlechten Zustand.}$$

Für die Festlegung der Emissionsfaktoren für die Summe aus Reifen-, Brems-, Straßen- und Kuppungsabrieb sowie Wiederaufwirbelung von eingetragenem Straßenstaub können folgende wesentliche Ergebnisse aus den vorangegangenen Untersuchungen berücksichtigt werden:

#### 7.4.1 Freie Autobahnstrecken

In der Tabelle 7.24 sind für die Messstellen an freien Autobahnstrecken mit Qualitätsstufe A bzw. B die mittels  $\text{NO}_x$ -Tracermethode unter Verwendung des HBEFA 3.1 gefundenen Ursachen der PM10-Emissionen vergleichend aufgeführt.

Alle Messungen zeigen auch unter Berücksichtigung des HBEFA 3.1 eine deutliche Relevanz der nicht motorbedingten PM10-Emissionen auf. Deren Anteil an den PM10-Gesamtemissionen liegt bei ca. 35 % bis knapp 70 %, im Mittel bei ca. 50 %. Der Beitrag des Straßenabriebs plus Aufwirbelung

von Straßenstaub liegt in den beiden Messungen, die dies separat ausweisen, bei ca. 20 % bis 30 %. Bzgl. Brems- und Reifenabriebs gibt es widersprüchliche Ergebnisse. So liefern die Messungen an der A 61 deutliche Hinweise auf Bremsabriebe und nur sehr geringen Reifenabrieb. Bei den Datenauswertungen zur B 10 war dies umgekehrt. Auch die Messungen an der A 2 zeigen eher geringe Bremsabriebsemissionen. Die aus den Inhaltsstoffanalysen und/oder Partikelgrößenverteilungen abgeleiteten Auspuffpartikelemissionen vergleichen sich gut mit denen des HBEFA 3.1. Die Abweichungen liegen zwischen 7 % und 14 %, wobei die Emissionsfaktoren des HBEFA 3.1 immer höher sind.

Die nach Leichtverkehr (LV) und Schwerverkehr (SV) differenzierten PM10-Emissionsfaktoren (soweit ableitbar, siehe Tabelle 7.23) zeigen große Bandbreiten auf und sind zudem sehr unsicher (siehe Diskussion oben). Eine Systematisierung in Bezug auf unterschiedliche Tempolimits und Level of Service (LOS) ist hier wegen der nur wenigen Datenkollektive nicht möglich, drängt sich aber auch nicht auf.

Die PM10-Emissionsfaktoren für die nicht motorbedingten Anteile werden für LV und SV (analog zur Vorgehensweise in LOHMEYER, 2004) aus den in Tabelle 7.23 aufgezeigten Werten der Qualitätsklassen A und B bestimmt, wobei hier die Ergebnisse der B10- und der A61-Auswertung wegen der höheren Qualität dieser Datensätze mit doppeltem Gewicht in die Mittelwertbildung eingehen.

Also werden somit für die verschiedenen Verkehrssituationen im RLUS für freie (nicht überdeckelte) Strecken folgende Werte vorgeschlagen:

|                                | Messzeitraum    | SV-Anteil | PM10-Gesamt<br>[mg/(km · Fzg)] | Auspuffpartikel<br>aus Analysen<br>[mg/(km · Fzg)] | Auspuffpartikel<br>nach HBEFA 3.1<br>[mg/(km · Fzg)] | Bremsabrieb<br>[mg/(km · Fzg)] | Reifenabrieb<br>[mg/(km · Fzg)] | Straßenabriebe sowie<br>Staubaufwirbelung<br>[mg/(km · Fzg)] |
|--------------------------------|-----------------|-----------|--------------------------------|--|--|--------------------------------|---------------------------------|--|
| B 10<br>(trockener Werktag)    | 2003            | 16 %      | 97                             | 49<br>(50 %)                                       | 56<br>(58 %)   | < 1<br>(< 1 %)                 | 18 bis 25<br>(19 % bis 26 %)    | 16 bis 30<br>(16 % bis 31 %)                                 |
| A 61 (Mittelwert)              | 09/05 bis 01/07 | 20 %      | 84                             | 48<br>(57 %)                                       | 55<br>(65 %)   | 12<br>(14 %)                   | 2<br>(2 %)                      | 15 bis 22<br>(18 % bis 26 %)                                 |
| A 2 bei Reiden<br>(Mittelwert) | 07 bis 11/07    | 15 %      | 89                             | 36<br>(40 %)                                       | 39<br>(44 %)   | 3<br>(3 %)                     | 47 bis 50<br>(53 bis 56 %)      |  |
| A 1 Birrhardt<br>(Mittelwert)  | 05 bis 08/01    | 11 %      | 107                            | 42<br>(39 %)                                       | 46<br>(43 %)   | 61 bis 65<br>(57 % bis 61 %)   |                                 |  |
| A 4 Humlikon<br>(Mittelwert)   | 10 bis 12/01    | 13 %      | 73                             | 36<br>(49 %)                                       | 39<br>(53 %)   | 34 bis 37<br>(47 % bis 51 %)   |                                 |  |
| Aathal (Mittelwert)            | 12/00 bis 04/01 | 6 %       | 84                             | 27<br>(32 %)                                       | 29<br>(34 %)   | 54 bis 57<br>(64 % bis 68 %)   |                                 |  |

Tab. 7.24: Ursachen der PM10-Emissionen an den Messstellen mit Qualitätsstufe A oder B



LV: für alle Verkehrssituationen mit Tempolimit größer 50 km/h unabhängig vom LOS (freie Strecke) 30 mg/(km · Fzg),

SV: für alle Verkehrssituationen mit Tempolimit größer 50 km/h unabhängig vom LOS (freie Strecke) 130 mg/(km · Fzg).

#### 7.4.2 Tunnel

In Tunnelstrecken scheinen die Abriebs- und Aufwirbelungsemissionen infolge gleichmäßiger Fahrweise und verminderten Staubeintrags geringer zu sein. Für die Pkw-Emissionsfaktoren liegen diese im Mittel niedriger als an freier Strecke. Deshalb wird für Tunnelstrecken vorgeschlagen:

LV: für alle Verkehrssituationen mit Tempolimit größer 50 km/h unabhängig vom LOS (Tunnel) 5 mg/(km · Fzg),

SV: für alle Verkehrssituationen mit Tempolimit größer 50 km/h unabhängig vom LOS (Tunnel) 130 mg/(km · Fzg).

#### 7.4.3 Vergleich des Emissionsansatzes mit vorliegenden Naturdaten

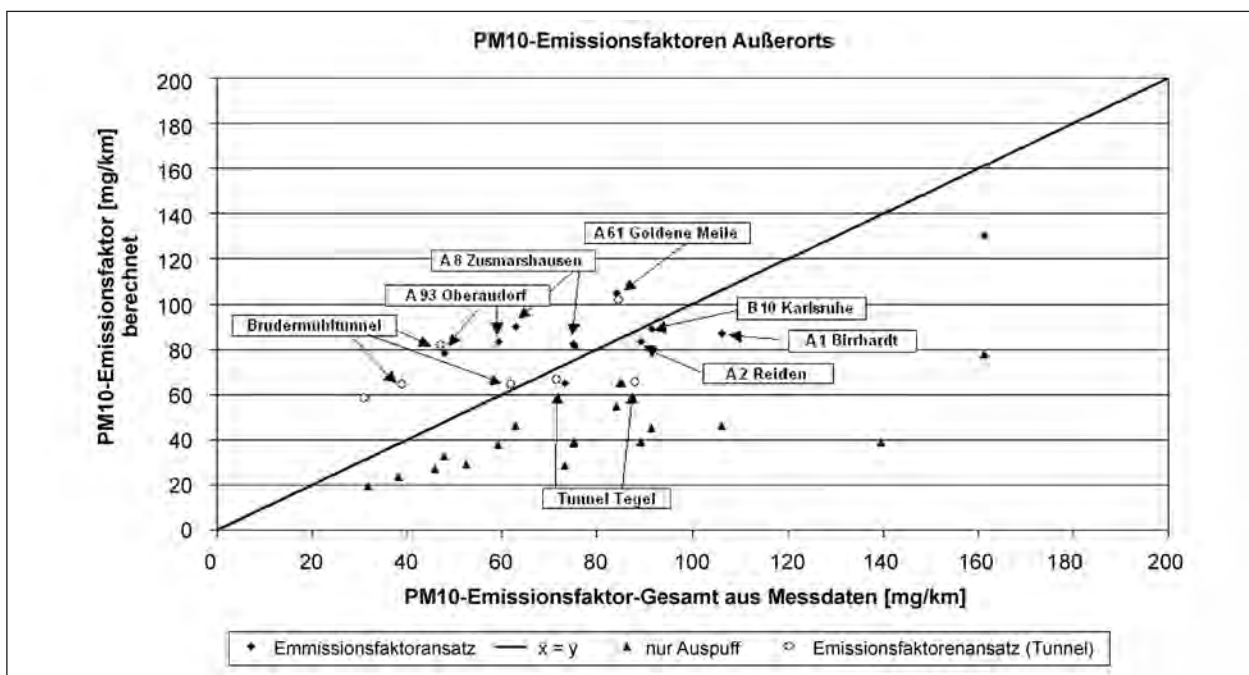
Im Folgenden werden die mittels o. a. Ansatzes berechneten PM10-Emissionen mit den vorhandenen Messdaten verglichen.

Einen Vergleich der mittels Emissionsfaktorenansatzes nach Kapitel 7.4.1 und 7.4.2 berechenbaren mit den aus Messdaten abgeleiteten PM10-Gesamtemissionsfaktoren der Qualitätsstufen A, B und B-C (siehe Tabelle 7.23) sowie der Auspuffemissionsfaktoren nach HBEFA 3.1 für alle Qualitätsstufen zeigt das Bild 7.6.

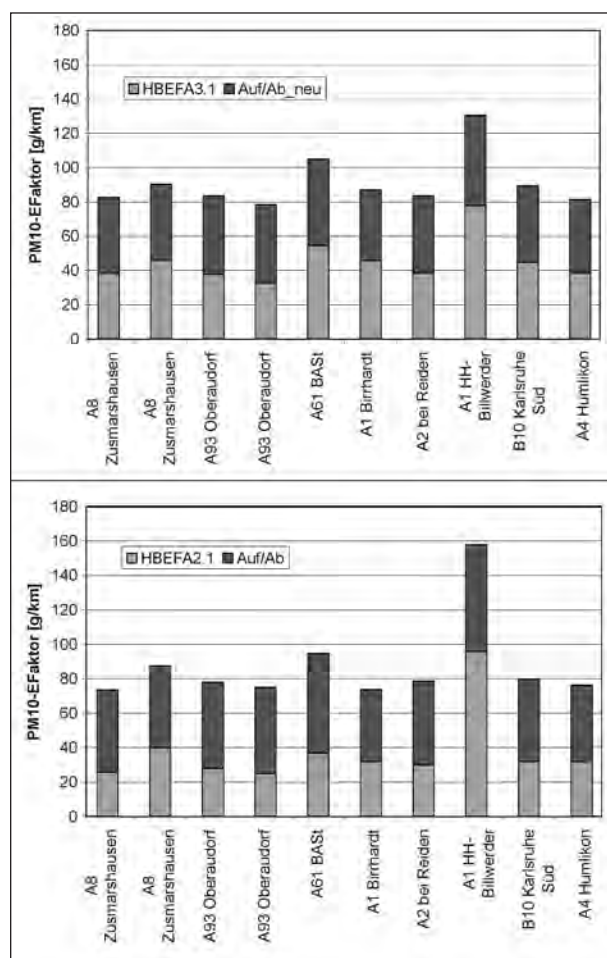
Würde man die Partikelemissionen nur mit den Auspuffemissionen des HBEFA 3.1 beschreiben, so wäre eine Unterschätzung im Mittel von 50 % zu verzeichnen.

Mit dem vorgeschlagenen Emissionsfaktorenansatz für Abrieb und Aufwirbelung plus den Auspuffemissionsfaktoren des HBEFA 3.1 werden deutlich realistischere PM10-Emissionsfaktoren berechnet als nur allein mit den Auspuffemissionen des HBEFA. Die Abweichungen zu den Emissionsfaktoren, welche aus Messdaten abgeleitet wurden, betragen für die freie Strecke zwischen -18 % und +63 %, im Mittel +10 %. Die deutlichste Abweichung im Sinne einer Unterschätzung betrifft die Untersuchungen an der A 1 in Birrhardt. Die deutlichste Abweichung im Sinne einer Überschätzung betrifft die Untersuchungen an der A 93 in Oberaudorf (Qualitätsstufe B-C).

Die Abweichungen zu den Emissionsfaktoren, welche aus Messdaten abgeleitet wurden, betragen für die Tunnelstrecken zwischen -26 % und +88 %, im



**Bild 7.6:** Vergleich der aus Immissionsmessungen ermittelten PM10-Emissionsfaktoren mit den Auspuffemissionsfaktoren und den Ergebnissen des vorgeschlagenen Emissionsfaktorenansatzes. Erläuterung siehe Text

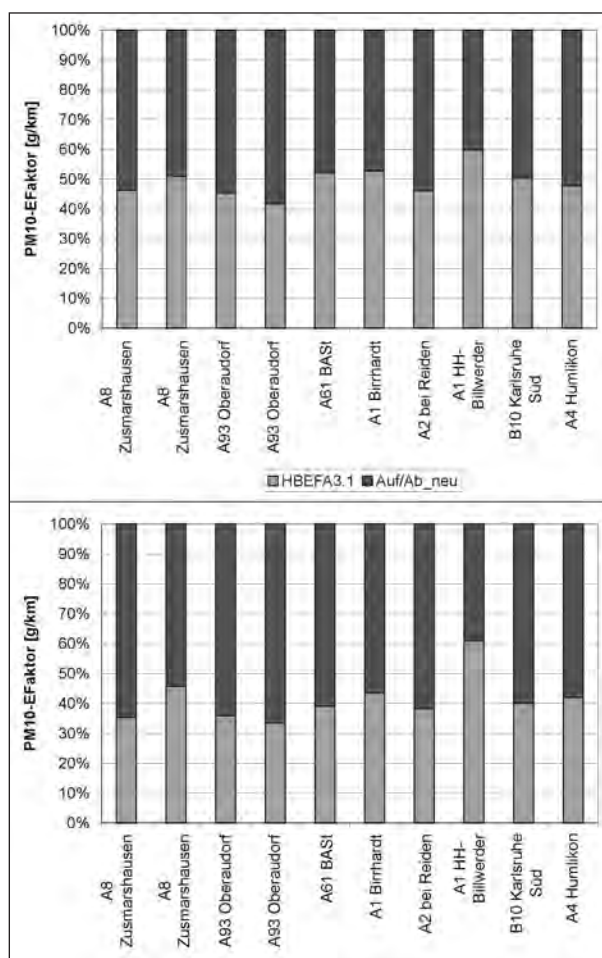


**Bild 7.7:** Vergleich der mittels HBEFA 2.1 und „alter“ PM10-Emissionsfaktoren für Aufwirbelung und Abrieb berechneten absoluten PM10-Emissionsfaktoren mit denen des HBEFA 3.1 und „neuem“ Ansatz

Mittel +30 %, allerdings auf einem deutlich geringen Emissionsniveau für die nicht motorbedingten PM10-Emissionen. Die deutlichste Abweichung im Sinne einer Unterschätzung betrifft hier die Untersuchung im Tunnel Tegel aus dem Jahr 1996. Die deutliche Abweichung im Sinne einer Überschätzung betrifft die Untersuchung im Bruder Mühlentunnel aus dem Jahr 2001.

Weiterhin ist in Bild 7.7 und Bild 7.8 ein Vergleich der berechenbaren PM10-Emissionsfaktoren für mittels HBEFA 2.1 und HBEFA 3.1 gegeben.

Es ist zu erkennen, dass die Gesamt-PM10-Emissionsfaktoren durch die  $\text{NO}_x$ -Tracerauswertung mittels HBEFA 3.1 tendenziell höher liegen als mittels HBEFA 2.1 ausgewertet (vgl. Bild 7.7 oben mit unten). Dies resultiert aus den tendenziell höheren  $\text{NO}_x$ -Emissionsfaktoren im HBEFA 3.1. (Ausnahme ist die A 1 bei HH-Billwerder, wegen des dortigen hohen Stauanteils, dessen  $\text{NO}_x$ -Emissionen im



**Bild 7.8:** Vergleich der mittels HBEFA 2.1 und „alter“ PM10-Emissionsfaktoren für Aufwirbelung und Abrieb berechneten relativen Zusammensetzung der PM10-Emissionsfaktoren mit denen des HBEFA 3.1 und „neuem“ Ansatz

HBEFA 3.1 deutlich geringer sind als im HBEFA 2.1.) Der Unterschied beläuft sich auf 3 % bis max. 18 %.

Betrachtet man den relativen Anteil der motorbedingten Partikelemissionen an der PM10-Gesamtemission, so erhöht sich deren Anteil von im Mittel ca. 40 % (unter Nutzung von HBEFA 2.1) auf im Mittel 50 % (unter Nutzung von HBEFA 3.1) (siehe Bild 7.8).

Bezüglich der Vergleiche zu Immissionsdaten siehe im Vorgriff Kapitel 13.

## 8 Berücksichtigung von aktiven Lärmschutzeinrichtungen höher 6 Meter

### 8.1 Vorgehensweise

Es werden Modellrechnungen mittels des prognostischen mikroskaligen Strömungs- und Ausbreitungsmodells MISKAM zur Erweiterung des Lärmschutzmoduls von 6 m auf 10 m durchgeführt. Das nach Richtlinie VDI 3783/9 (2005) evaluierte Modell MISKAM (siehe: [http://www.LOHMEYER.de/data/MISKAM5p02\\_Validierung.pdf](http://www.LOHMEYER.de/data/MISKAM5p02_Validierung.pdf)) ist geeignet, den Einfluss von Lärmschutzwällen und -wänden auf die Schadstoffausbreitung hinreichend genau zu berechnen. Es wird für ca. 20 Konfigurationen die bodennahe Schadstoffverteilung für verschiedene Anströmrichtungen berechnet.

In Abstimmung mit der projektspezifischen Betreuergruppe werden die in Tabelle 8.1 aufgeführten Fälle für eine 6-streifige Autobahn mit einem RQ 35.5 untersucht.

Es werden jeweils 500 m lange Wände bzw. Wälle betrachtet. Die Auswertung erfolgt in einem Längsschnitt in der Mitte dieser Wälle bzw. Wände. Die Übergangsbereiche am Rand dieser aktiven Lärmschutzeinrichtungen werden ebenfalls mit betrachtet.

Die windrichtungsabhängigen Konzentrationsverteilungen werden auf Basis einer typischen Windverteilung zu einer mittleren Konzentration zusammengefasst. Zur Bestimmung der Abminderungsfaktoren wird die mittlere Konzentration für Entfernungen bis 200 m vom Fahrbahnrand auf eine mit MISKAM berechnete mittlere Konzentrationsverteilung ohne Lärmschutzmaßnahme bezogen.

| Wand 4, 6, 8, 10 m |           |            | Wall 4, 6, 8, 10 m |           |            |
|--------------------|-----------|------------|--------------------|-----------|------------|
| $a_f$              | Einseitig | Beidseitig | $a_f$              | Einseitig | Beidseitig |
| 1.5 m              | X         |            | 3 m                | X         | X          |
| 2.5 m              | X         | X          |                    |           |            |

Tab. 8.1: Bei den Modellrechnungen zu berücksichtigende Untersuchungsfälle  $a_f$  = Abstand Wand bzw. Wallfuß von der Fahrbahn

## 8.2 Überströmung von Wänden und Wällen – Literaturwerte

Zur Einordnung der mit MISKAM simulierten Ergebnisse wird nachfolgend eine kurze Übersicht über die in der Literatur beschriebenen Untersuchungen zur Überströmung von Wänden und Wällen gegeben.

### 8.2.1 Wände

Bei der Überströmung einer sehr langen senkrechten Wand ergibt sich ein Strömungsbild wie in Bild 8.1 qualitativ dargestellt. Es bildet sich in Lee ein Wirbel, eine Nachlaufzone, aus, in der die Strömungsrichtung umgekehrt wird.

In Bild 8.2 sind die Längen der Rezirkulationszonen in Abhängigkeit von der Wandhöhe  $H_W$  und der Wandbreite  $W$  aus verschiedenen Messungen, ent-

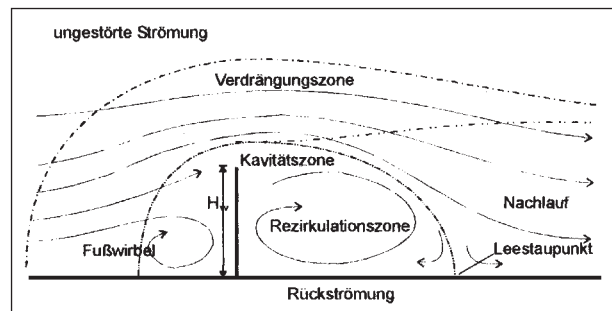


Bild 8.1: Qualitative Darstellung der Überströmung einer sehr langen Wand (TU München, 2005)

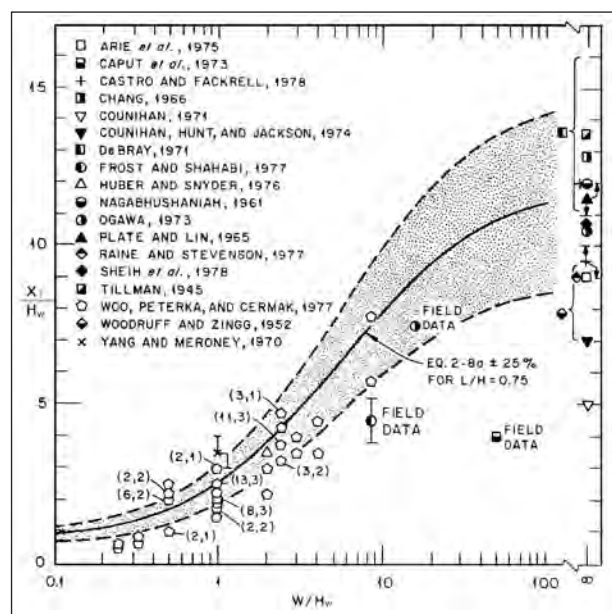
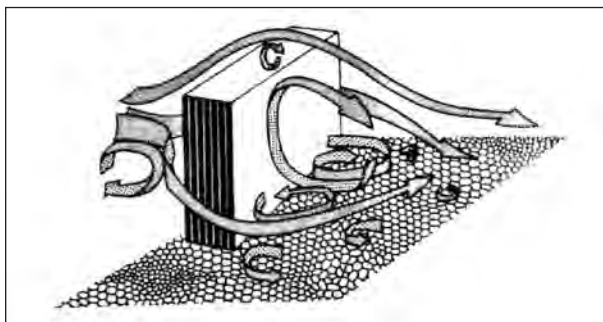


Bild 8.2: Länge der Nachlaufzonen  $x_r$  in Abhängigkeit von der Wandhöhe  $H_W$  und der Wandbreite  $W$  (HOSKER, 1982)

nommen aus HOSKER (1982), dargestellt. Ähnliche Ergebnisse sind auch in anderen Literaturstellen wie RANDERSON (1984), JACOBS (1984), LEENE et al. (1990) oder FACKRELL (1984) zu finden. Die Länge dieser Nachlaufzone liegt bei langen, ununterbrochenen Wänden (Länge der Wand zwischen der 10fachen Wandhöhe  $H_W$  bis 50fachen Wandhöhe  $H_W$ ) zwischen  $6 H_W$  und  $12 H_W$ , abhängig vom Windanströmprofil und den Turbulenzverhältnissen. Am Ende der Wand kommt es zusätzlich zu seitlichen Ablösungen, was in diesem Bereich zu einer Verkürzung dieser Nachlaufzone führt. Die sich einstellenden Wirbelsysteme bei der seitlichen Umströmung von Bauwerken sind qualitativ in Bild 8.3 (entnommen aus WOLFSEHER und GERTIS, 1978) gezeigt.

Am äußeren Rand dieser Störzone bildet sich eine Scherschicht aus, was zu einer Erhöhung der Turbulenz führt. LEE und KIM (1999) haben hinter einseitigen Wänden Turbulenzmessungen durchgeführt und vergleichen die Verteilungen der turbulenten kinetischen Energie im Nachlauf der einseitigen dichten Wände mit denen im Nachlauf von Wänden mit Porositäten von 20 %, 40 % und 65 %. Die von LEE und KIM (1999) ermittelten Ergebnisse zeigen, dass hinter der dichten Wand im Vergleich zu den porösen Wänden sehr hohe Werte für die turbulente kinetische Energie ermittelt wurden, die bis auf das Straßenniveau herunterreichen. Bei einem Abstand von mehr als  $4 H_W$  von der Wand nimmt die Turbulenz im Straßenraum stark zu. Wenn man als Bezugshöhe  $H_W$  4 m/10 m ansetzt, sind nach LEE und KIM (1999) Störungen ab ca. 16 m/40 m von der Lärmschutteinrichtung zu erwarten.

Die obigen Ausführungen beziehen sich auf senkrecht angeströmte Wände. Werden diese unter einem anderen Winkel angeströmt, entstehen zwischen den Wänden „schraubenförmige“ Strömungen mit Strömungskomponenten längs der Straßen.



**Bild 8.3:** Qualitative Darstellung der Umströmung eines dreidimensionalen Körpers (WOLFSEHER, GERTIS, 1978)

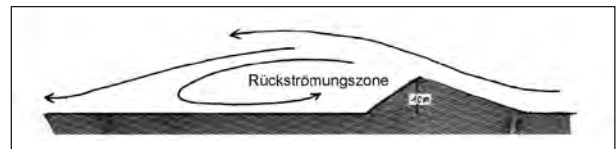
## 8.2.2 Wälle

Die Überströmung von Dämmen und Wällen führt bei gleichen Höhen im Vergleich zu den Wänden zu kürzeren Nachlaufzonen. Aufgrund der geneigten Wallflächen ist der Ablösungswinkel der Strömung geringer, was den Rückströmungsbereich verkürzt. In Bild 8.4 ist der Strömungsverlauf qualitativ dargestellt.

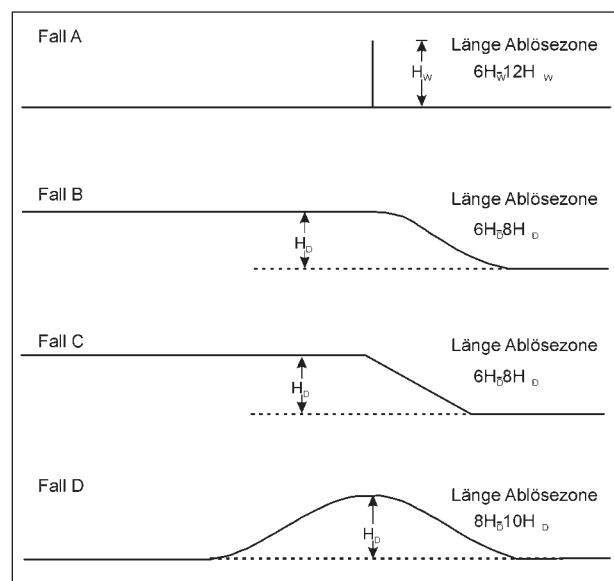
Die Länge der Ablösezone ist auch bei den Wällen abhängig von der Wallhöhe  $H_D$ . HUBER et al. (1976) haben die Überströmung von zweidimensionalen Körpern mit unterschiedlichen Wallformen untersucht. Die aus Experimenten im Windkanal ermittelten Längen der Störzonen betragen bei sehr langen Wällen zwischen ca.  $6 H_D$  bis  $10 H_D$ .

Beispiele für verschiedene Formen sind in Bild 8.5 gezeigt. Bei kurzen Wällen bzw. an den Enden der Wälle verkürzen sich die Zonen.

Diese Aussagen beziehen sich auf senkrechte Anströmung der Wälle. Analog zu den Wänden ergeben sich auch hier bei Schräganströmung komplexere Strömungsverhältnisse mit Strömungskomponenten längs der Straßen.



**Bild 8.4:** Überströmung von langen Wällen, qualitative Darstellung der Strömung (GANDEMER, 1981)



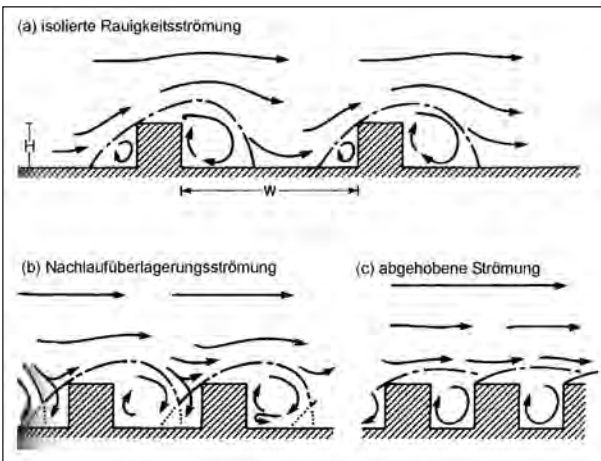
**Bild 8.5:** Längen der Ablösezonen aus Windkanalexperimenten für zweidimensionale Körper bei Wind von links (Literaturwerte aus den im Kapitel 8.2 genannten Quellen)



### 8.2.3 Beidseitige Strömungshindernisse

Während die obigen Ausführungen sich auf einseitige Wände bzw. Wälle beziehen, sind in der vorliegenden Untersuchung auch beidseitige Wälle bzw. Wände zu betrachten. Damit kann sich die beschriebene Nachlaufzone nicht „frei entwickeln“, sondern sie wird gestört, was zu einer Zunahme der Turbulenz führt. OKE (1987) hat die zu beobachtenden Strömungsregime bei derart gestörten Nachläufen am Beispiel von Blöcken beschrieben, wie in Bild 8.6 gezeigt.

Bei der dort gezeigten „isolierten Rauigkeitsströmung“ ist der Abstand zwischen den Wänden größer als die Zonen der Nachlaufströmung und der Frontwirbel der folgenden Wand, die Umströmungen der beiden Wände stören sich gegenseitig nicht. Bei der „Nachlaufüberlagerungsströmung“



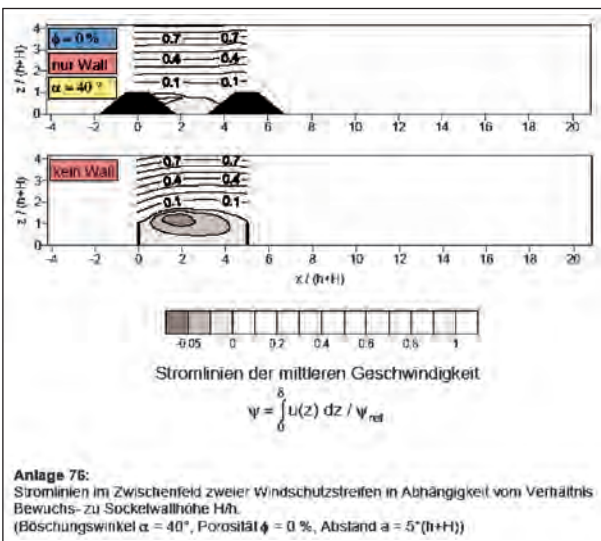
**Bild 8.6:** Typische Strömungsregime bei hintereinander angeordneten Bebauungsstrukturen (aus OKE, 1987)

kommt es zwischen den Wänden zu einer Überlagerung der Wandnachlauf- und Frontwirbelsysteme. Ein Wiederanlegen der Strömung am Boden ist nicht mehr möglich, es kommt zur deutlichen Zunahme der Turbulenzanteile. Bei der „abgehobenen Strömung“ kommt es zu einer Art Entkopplung zwischen der Strömung oberhalb der Gebäude und der Strömung zwischen den Gebäuden. Die ankommende Strömung hebt ab und zwischen den Gebäuden bilden sich aufgrund der Scherkräfte Wirbelsysteme aus.

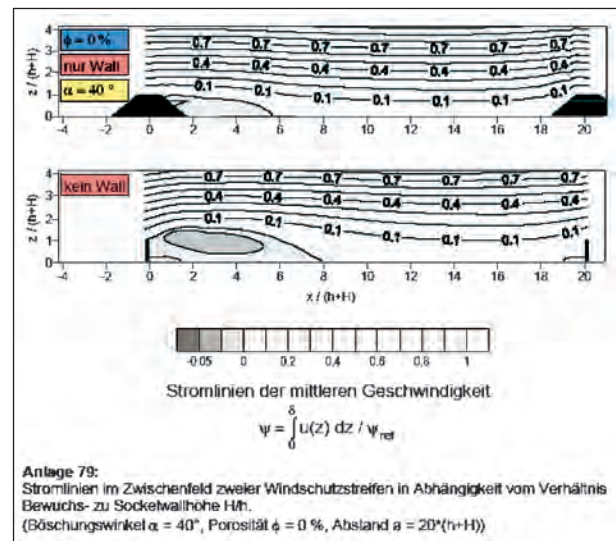
Bei einem Abstand zwischen den Wänden für eine 6-streifige Autobahn mit einem RQ 35.5 von ca. 40 m bis 50 m und Längen der Nachlaufzonen zwischen 24 m und max. 120 m stellen sich bei beidseitigen Wänden in weiten Bereichen Nachlaufüberlagerungsströmungen ein. Dies kann zu einer weiteren Erhöhung der Turbulenz und somit der Böigkeit zwischen den seitlichen Wänden führen.

Bild 8.7 und Bild 8.8 zeigen die Stromlinien im Zwischenfeld zweier Windschutzstreifen, sie sind Ergebnisse der Untersuchungen von C. FRANK (2005). Die Konstellationen in den beiden Abbildungen unterscheiden sich nur durch die Länge der Zwischenabstände.

In Bild 8.7 kommt es zu einer deutlichen Überlagerung der Effekte der beiden Windschutzstreifen. Die in Bild 8.8 dargestellte Konstellation weist eine so große Distanz zwischen den beiden Windschutzmaßnahmen auf, dass die Verhältnisse hinter der ersten angeströmten Maßnahme sich den Verhältnissen bei einer einseitigen Maßnahme annähern.



**Bild 8.7:** Stromlinien im Zwischenfeld zweier Windschutzstreifen (entnommen aus C. FRANK, 2005)



**Bild 8.8:** Stromlinien im Zwischenfeld zweier Windschutzstreifen (entnommen aus C. FRANK, 2005)

## 8.3 Eingangsdaten

In diesem Kapitel sind die Eingangsdaten für die Strömungs- und Ausbreitungsmodellierungen mit dem prognostischen mikroskaligen Modell MISKAM zusammengestellt.

MISKAM wurde in der Version MISKAM-502a vom 07.03.2007 verwandt. Die Aufbereitung der Eingangsdaten und der Ergebnisdateien inklusive der Berechnung der statistischen Kennwerte erfolgte mit dem Windows-Programmsystem WinMISKAM des Ingenieurbüros Lohmeyer.

### 8.3.1 Rechenmodell

Das MISKAM-Rechengitter hat eine Gesamtgröße von ca.  $640\text{ m} \cdot 990\text{ m} \cdot 510\text{ m}$  und besteht aus  $351 \cdot 216 \cdot 58$  Boxen. Ein Horizontalschnitt des Rechengitters ist in Bild 8.9 dargestellt. Der Spreizungsfaktor, mit dem die Gittergrößen in alle drei Raumrichtungen ab dem Kernbereich zunehmen, ist 1.2, die feinste Auflösung in x-Richtung für 309 Boxen im Kern beträgt 0.75 m, die in y-Richtung 3 m für insgesamt 188 Boxen im Kern. Die unters-

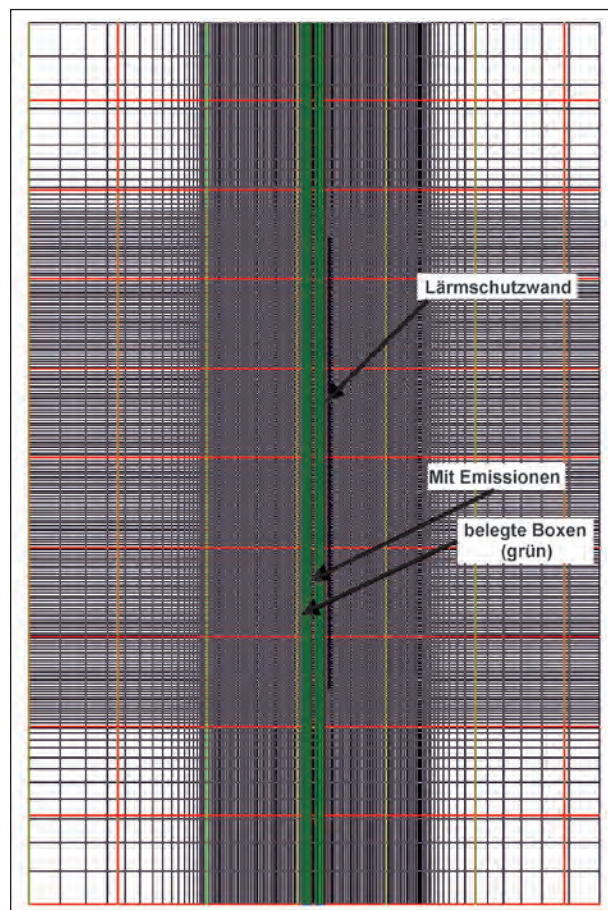


Bild 8.9: MISKAM-Rechengitter

ten 30 vertikalen Boxen haben eine konstante Höhe von 0.5 m, danach nimmt diese mit Faktor 1.2 zu.

Die Emissionen sind in Bild 8.9 grün eingetragen, sie erstrecken sich in Y-Richtung über die gesamte Gitterlänge. Exemplarisch ist eine Lärmschutzwand als schwarze Linie eingezeichnet. Die Lärmschutzmaßnahme befindet sich in der rechten Gitterhälfte, d. h. rechts der Straße. Sie hat eine Länge von 500 m und besitzt ihren Mittelpunkt in der Mitte des Gitters in y-Richtung. Das nachfolgende Kapitel beschreibt die Geometrien der Quelle und der verschiedenen Lärmschutzmaßnahmen in x-Richtung.

### 8.3.2 Straßenquerschnitt und Geometrie von Wänden und Wällen

In Abstimmung mit der projektspezifischen Betreuergruppe wurden die Modellierungen für eine zweibahnige sechsstreifige Autobahn mit dem Straßenquerschnitt RQ 35.5 durchgeführt. Bild 8.10 zeigt eine schematische Darstellung des Straßenquerschnitts RQ 35.5, die angegebenen Zahlenwerte stellen Breitenangaben in Metern dar.

Hinweis: Mittlerweile wurde die RAS-Q (1996) durch die Richtlinie für die Anlage von Autobahnen ersetzt (RAA, 2008). Der zu RQ 35.5 analoge Regelquerschnitt ist jetzt RQ 36, der einen 0.5 m breiteren Mittelstreifen aufweist. Diese Änderung liegt unterhalb der räumlichen Auflösung der Modellrechnungen. Auch haben Vergleiche der Ergebnisse von Modellrechnungen für einen RQ 31 zu RQ 35.5 keine relevanten Veränderungen gezeigt. Es kann deshalb eingeschätzt werden, dass die nachfolgend beschriebenen Ergebnisse auch für einen RQ 36 uneingeschränkt gelten.

Es wurden Einheitsemissionen verwendet, da im Projekt die Untersuchung der relativen Änderung zwischen dem Referenzfall und den Fällen mit den

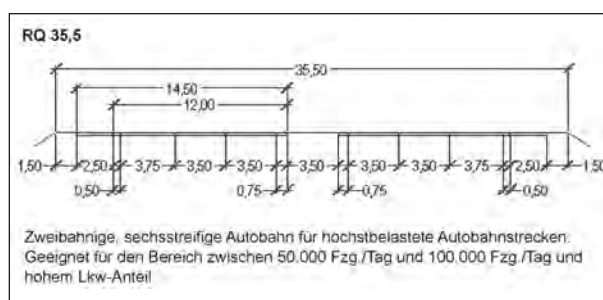


Bild 8-10: Schematische Darstellung des Straßenquerschnitts RQ 35.5; Längenangaben in m (Quelle: Richtlinie für die Anlage von Straßen – RAS-Q, 1996). Siehe auch Hinweise im Text

verschiedenen Lärmschutzmaßnahmen zu betrachten ist. Die Abbildung der zweibahnigen sechsstreifigen Autobahn erfolgte im Modell durch Linienquellen. Jede Fahrbahn weist eine Breite von 15 Boxen, d. h. 11.25 m, auf, der Mittelstreifen ist 3.75 m, die Seitenstreifen am jeweils äußeren Fahrbahnrand ohne Emission sind nochmals 3 m breit. Die Emissionen wurden vertikal von 0 m bis 3 m Höhe verschmiert.

Entsprechend Tabelle 8.1 sind ihm Rahmen des Projekts sowohl einseitige als auch beidseitige Wände und Wälle der Höhen 4 m, 6 m, 8 m und 10 m zu untersuchen. Eine zusätzliche Variationsgröße bei den Wänden ist der Abstand  $a_f$  zwischen Wand und Fahrbahnrand, dieser wird zwischen 1.5 m und 2.5 m variiert. Für die Wälle wurde eine Steigung von 2:3 festgelegt. Die angenommene Breite der Wallkrone beträgt 1 m. Es werden in der Untersuchung nur gerade straßenparallele Lärmschutzmaßnahmen betrachtet. Dies schränkt die Übertragbarkeit der Ergebnisse auf entsprechende Situationen ein, für gekrümmte Straßen bzw. Lärmschutzmaßnahmen oder nicht straßenparallele Maßnahmen sind weiterführende differenzierte Untersuchungen, die über das mit MLuS mögliche Screening hinausgehen, notwendig.

### **Überprüfung der Modellierung der Wand als zweidimensionales Hindernis**

Die VDI-Richtlinie 3783, Blatt 9 macht in Abschnitt 3.2 die Vorgabe: „In der Nähe des interessierenden Gitterpunktes müssen Gebäude mit mindestens drei Gitterpunkten aufgelöst werden.“

Vor diesem Hintergrund wurde überprüft, ob die Modellierung der Wand als 2-dimensionales Gebilde einen signifikanten Einfluss auf die Modellergebnisse hat. Hierzu wurden Vergleichsrechnungen für eine 500 m lange Wand bestehend aus einem drei Boxen breiten Gebäudeelement, für eine 500 m lange Wand bestehend aus einem eine Box breiten Gebäudeelement und für eine 500 m lange Wand in Form eines 2-dimensionalen Strömungshindernisses durchgeführt. Eine vergleichende Darstellung der Strömungsquerschnitte in Wandmitte bei einer senkrechten Anströmung zeigt Bild 8.11. Die Längen der Nachlaufwirbel unterscheiden sich für die unterschiedlich modellierten Wände nahezu nicht. Die Breite der Wand besitzt einen Einfluss darauf, wie stark die Strömung an der leeseitigen Wandoberkante in vertikale

Richtung abgelenkt wird. Dieser Effekt der vertikalen Ablenkung nimmt mit abnehmender Wandbreite zu, ist also für die 2-dimensionale Wand am stärksten.

In der Folge liegt für diese Wandkonfiguration auch die Zone niedriger Windgeschwindigkeiten hinter der Wand in einer etwas höheren vertikalen Schicht als bei den anderen Konfigurationen. Vergleicht man die Strömungsquerschnitte mit Messungen von C. FRANK (2005) (vgl. Bild 8.8), dann zeigt sich, dass dort die Zone niedrigster Windgeschwindigkeiten im Rezirkulationswirbel eher mit der für die 2-dimensionale Wand als mit denen für die breiteren Wände übereinstimmt. Damit kann eine 2-dimensionale Modellierung der Wand aus strömungsmechanischer Sicht als geeignet eingestuft werden.

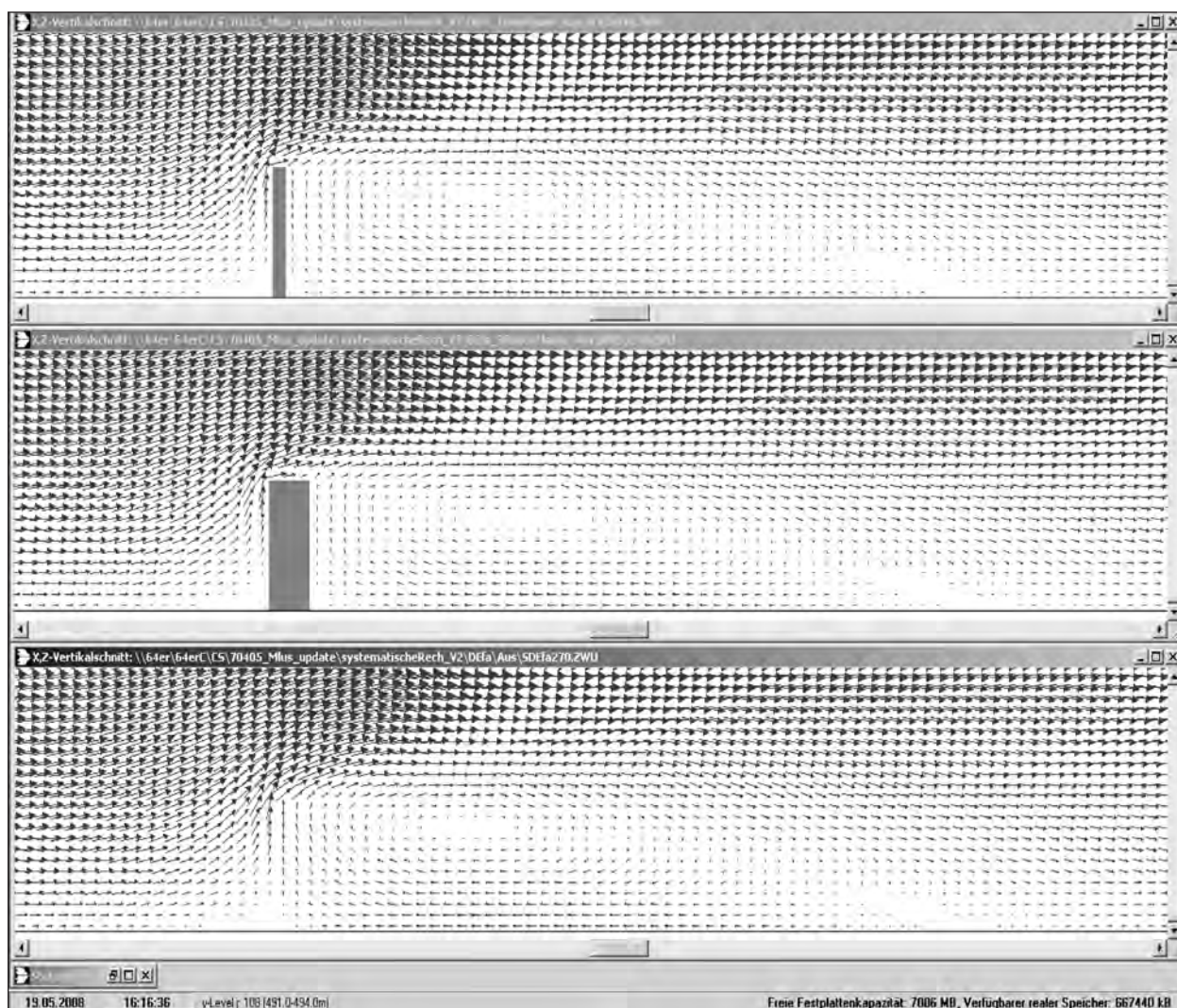
Bei der systematischen Untersuchung wurden die Wände als 2-dimensionale Strömungshindernisse modelliert.

### **8.3.3 Verwendete Windstatistik**

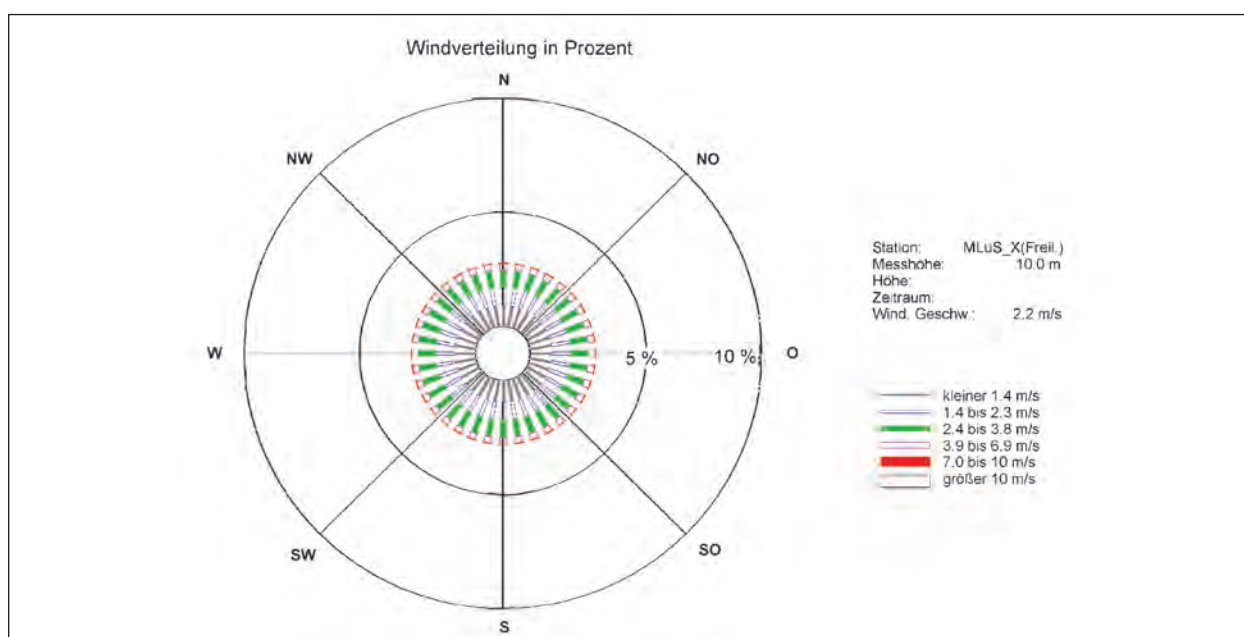
Entsprechend dem bisherigen Vorgehen in MLuS wurde zur Berechnung der statistischen Kennwerte die in Bild 8.12 dargestellte rotationssymmetrische Windstatistik verwendet. Die rotationssymmetrische Windstatistik hat die Eigenschaft, dass es kein Maximum in der Windrichtungsverteilung und damit auch keine bevorzugte Anströmrichtung gibt. Folglich wird der Effekt einer speziellen Hauptwindrichtung, die zumeist in der Realität vorhanden ist, in den Berechnungen vernachlässigt. Der Effekt einer Hauptwindrichtung auf die Immissionsituation ist abhängig von der jeweiligen räumlichen Konstellation Lärmschutzmaßnahme zu Anströmrichtung und kann damit nicht verallgemeinerbar abgebildet werden. Aus diesem Grund wird die Vereinfachung mittels der rotationssymmetrischen Statistik vorgenommen.

Die mittlere Windgeschwindigkeit beträgt in der verwendeten Statistik 2.2 m/s. Die Verteilung der Ausbreitungsklassen in der Windstatistik basiert auf einer in Deutschland gemessenen Verteilung.





**Bild 8.11:** Strömungsquerschnitte in Wandmitte bei einer senkrechten Anströmung mit unterschiedlicher Auflösung der Wand im Modell: oben – 1 Box breit, Mitte – 3 Boxen breit, unten – 2-dimensional



**Bild 8.12:** Rotationssymmetrische Windstatistik



## 8.4 Ergebnisse der Berechnungen

In diesem Kapitel werden die Auswirkungen bestimmter Parameter auf die Höhe der berechneten Immissionen im Sinne einer Sensitivitätsbetrachtung untersucht. Es werden sowohl einzelne Anströmrichtungen als auch unter Verwendung der Windstatistik berechnete Jahresmittelwerte ausgewertet.

Die Auswertung erfolgt vertikal in einer mittleren Höhe von 1.75 m (4. Box, 1.5 m bis 2 m). Die nachfolgenden Darstellungen stellen Schnitte entlang der x-Richtung des Gitters auf Höhe der Wandmitte bzw. Gittermitte in y-Richtung dar.

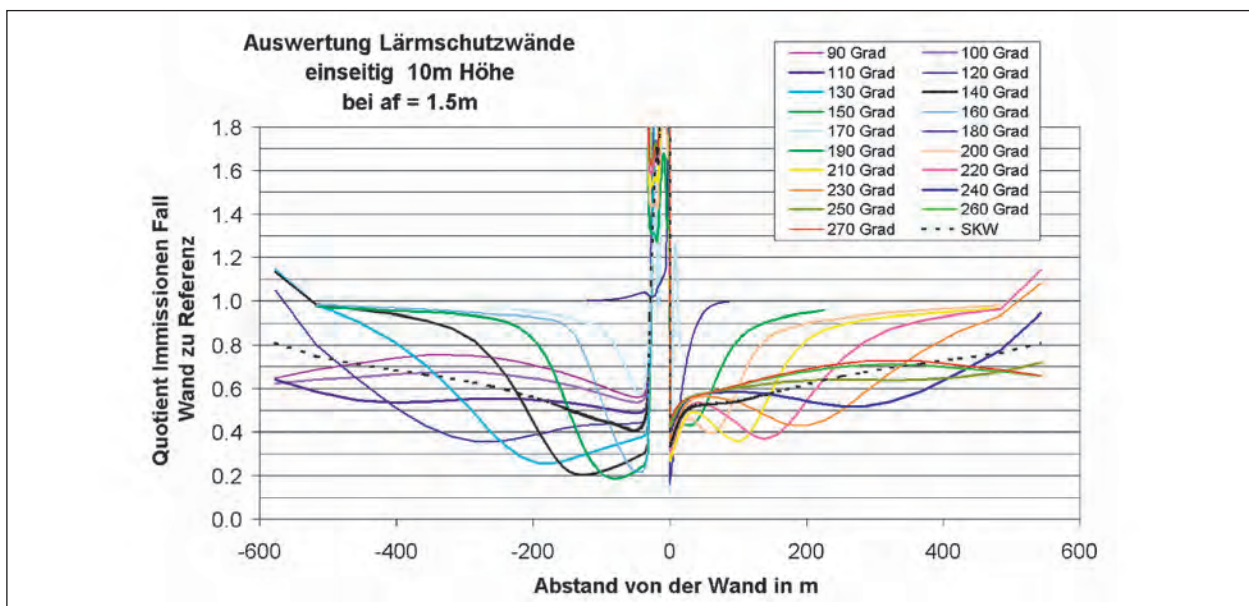
### 8.4.1 Auswertung einzelner Anströmrichtungen

In Bild 8.13 ist das Ergebnis einer exemplarischen systematischen Auswertung für die verschiedenen Anströmrichtungen bei einer einseitigen 10 m hohen Lärmschutzwand dargestellt. Es wurde der Quotient der Immissionen im Fall mit Maßnahme zum Referenzfall gebildet und auf der y-Achse aufgetragen, die x-Achse stellt einen kompletten Querschnitt durch das Rechengitter in Wandmitte dar. Neben den Quotienten für die einzelnen Anströmrichtungen wurde zusätzlich der Quotient für den Jahresmittelwert unter Berücksichtigung der Windstatistik bestimmt (schwarze gestichelte Linie, Kurve SKW). Die Wirkung der Wand bei einer bestimmten Anströmrichtung beschränkt

sich auf die Leeseite bzgl. der Emission, außer bei der straßenparallelen Anströmung aus 180 Grad, hier treten beidseitig Effekte auf. Generell sind die Reduktionswirkungen im für MLuS relevanten Bereich von  $\pm 200$  m zur Wand auf der der Maßnahme abgewandten Seite für die einzelnen Anströmrichtungen höher. Die Verhältnisse nähern sich immer mehr an, je senkrechter die Strömung auf die Wand trifft, d. h. hin zu Anströmung aus 90° bzw. 270°.

### 8.4.2 Vergleich einer einseitigen mit einer beidseitigen Lärmschutzmaßnahme

Im Rahmen der Untersuchung wurden sowohl einseitige als auch beidseitige Lärmschutzwände und -wälle betrachtet. In Bild 8.14 ist exemplarisch die Auswertung für 8 m hohe einseitige und beidseitige Lärmschutzwände dargestellt. Bei beidseitigen Lärmschutzmaßnahmen verhält sich der Quotient der Immissionen Fall Wand zu Referenz zu beiden Seiten der Autobahn symmetrisch (blau-schwarze Linie). Generell ist die Reduktionswirkung im Fall der beidseitigen Maßnahme größer als im Fall der einseitigen. Die einseitige Lärmschutzwand zeigt ein asymmetrisches Verhalten, die Wirkung ist auf der Seite der Autobahn, auf der sich die Maßnahme befindet, weniger stark ausgeprägt als auf der entgegengesetzten Seite. Prinzipiell nimmt die Reduktionswirkung mit zunehmendem Abstand zur Quelle ab. Für eine einseitige 8 m hohe Wand werden in der vorliegenden Konstellation in einem



**Bild 8.13:** Untersuchung der Reduktionswirkung für verschiedene Anströmrichtungen sowie im Jahresmittel (Kurve SKW) an einer 10 m hohen einseitigen Wand

konservativen Ansatz (d. h. auf der Seite mit Maßnahme, rechte Bildhälfte) mittlere Reduktionen von 35 % und Mindestreduktionen von 30 % berechnet. Bei einer beidseitigen 8 m hohen Wand kann die Reduktionswirkung im Mittel zu ca. 46 % und zu mindestens 40 % abgeschätzt werden. Damit beträgt der Unterschied zwischen einseitiger und beidseitiger Maßnahme für diesen exemplarisch betrachteten Fall ca. 10 % der Reduktionswirkung, um die die Wirkung der beidseitigen Maßnahmen höher ist.

Beim Vergleich zwischen einseitigen und beidseitigen Wällen ist der Unterschied betragsmäßig noch etwas größer.

### 8.4.3 Unterschiede in der Reduktionswirkung zwischen Wand und Wall

Es wurden sowohl Wände als auch Wälle in der jeweiligen Höhe und Konstellation untersucht. Bild 8.15 zeigt einen exemplarischen Vergleich zwischen einer 8 m hohen einseitigen Wand und einem 8 m hohen einseitigen Wall. Der Wall besitzt aufgrund seiner Höhe von 8 m, einer Steigung von 2:3 und eines symmetrischen Aufbaus eine Gesamtbreite von 24 m. Die durch die Modellierungen berechneten Reduktionswirkungen von der Wand sind deutlich höher als die des Walls. Zudem tritt beim Wall für die Seite mit Maßnahme in Nähe zur Maßnahme ein relatives Minimum der Reduktionswirkung auf, welches bei der Wand nur sehr schwach

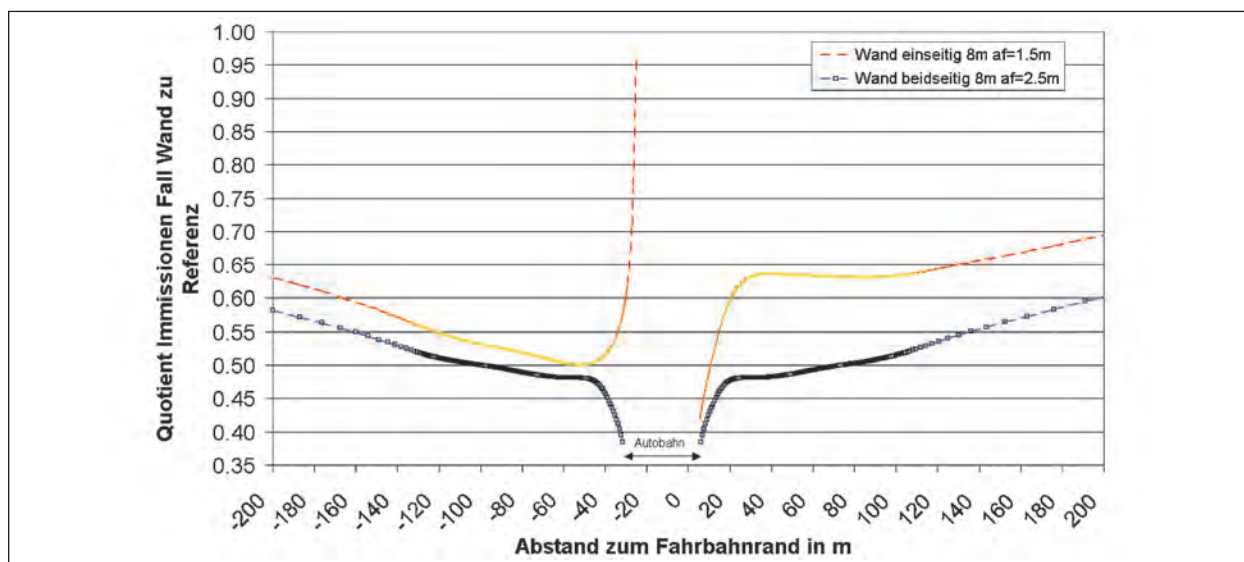


Bild 8.14: Vergleichende Auswertung für einseitige und beidseitige 8 m hohe Wand

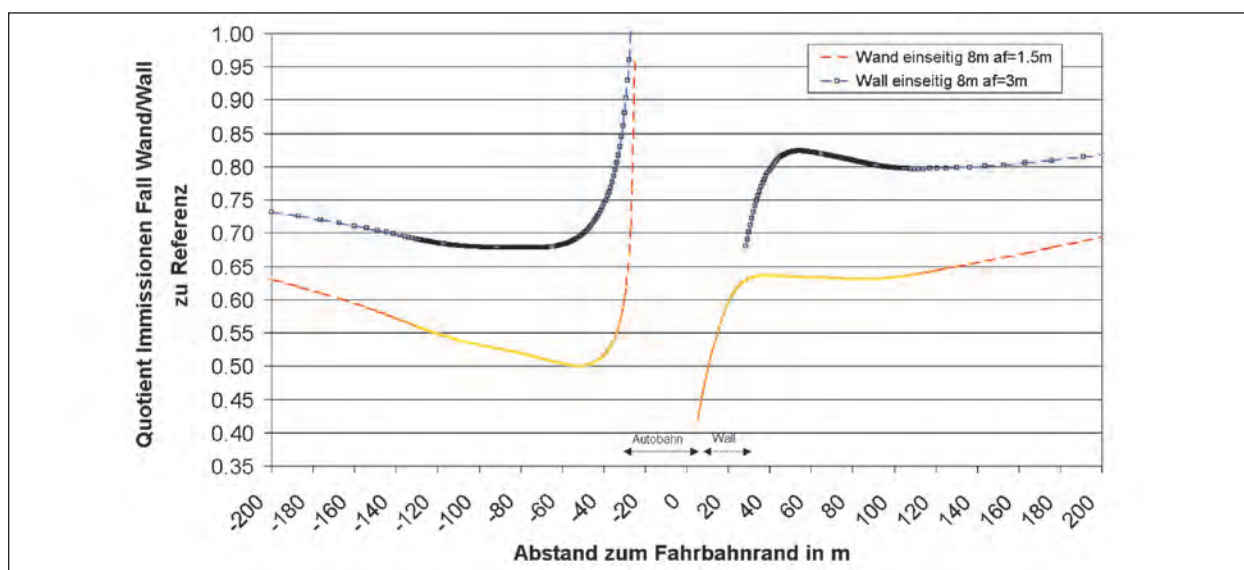


Bild 8.15: Vergleichende Auswertung für eine 8 m hohe einseitige Wand und einen 8 m hohen einseitigen Wall

ausgeprägt ist. Die mittlere Reduktionswirkung der 8 m hohen Wand beträgt ca. 35 %, die Mindestwirkung kann mit 30 % beziffert werden. Für den Wall könne eine mittlere Reduktionswirkung von ca. 18 % und eine Mindestwirkung von ca. 17 % abgeschätzt werden. Damit ist die Reduktionswirkung der Wand etwa zweimal so hoch wie die des Walls.

#### 8.4.4 Reduktionswirkung einer Kombination von Wand und Wall

Es wurde eine exemplarische Untersuchung einer einseitigen Wand-Wall-Kombination durchgeführt. Die Gesamthöhe der untersuchten Wand-Wall-Kombination ist 8 m, wobei die Wallhöhe 5 m und die Höhe der Wand 3 m beträgt. Die Wallkrone besitzt eine Breite von 2 m, die Wallneigung ist unverändert 1:1.5. In Bild 8.16 ist eine Auswertung der Reduktionswirkung dieser 8 m hohen Wand-Wall-Kombination verglichen mit einer 8 m hohen einseitigen Wand und einem einseitigen 8 m hohen Wall dargestellt. Die Reduktionswirkung der Wand-Wall-Kombination liegt zwischen der des Walls und der der Wand. Der Kurvenverlauf für die Wand-Wall-Kombination ist näher an dem für die Wand als an dem für den Wall. Die mittlere Reduktionswirkung der Wand-Wall-Kombination erreicht etwa 30 %.

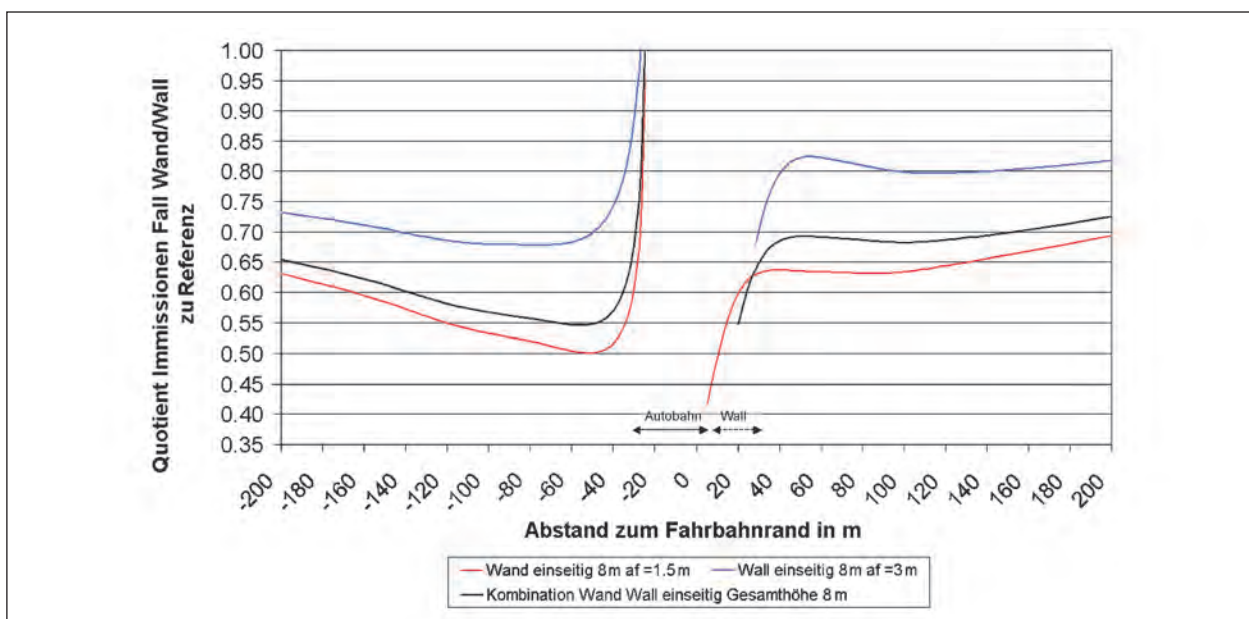
#### 8.4.5 Einfluss der Höhe der Lärmschutzmaßnahme auf die Reduktionswirkung

Es wurden im Rahmen der vorliegenden Untersuchung Lärmschutzmaßnahmen mit den folgenden

Höhen untersucht: 4 m, 6 m, 8 m und 10 m. Exemplarisch sind die Ergebnisse für einseitige Wände mit den entsprechenden verschiedenen Höhen in Bild 8.17 zusammengestellt. Prinzipiell nimmt die Reduktionswirkung mit zunehmender Wandhöhe zu, wobei die Erhöhung von 4 m auf 6 m Wandhöhe die größte relative Änderung bewirkt. Aus Bild 8.17 können die folgenden konservativ abgeschätzten (Auswertung der rechten Bildhälfte) mittleren Reduktionswirkungen abgelesen werden:

- 4 m hohe Lärmschutzwand: ca. 11 % Reduktionswirkung im Vgl. zum Referenzfall,
- 6 m hohe Lärmschutzwand: ca. 25 % Reduktionswirkung im Vgl. zum Referenzfall,
- 8 m hohe Lärmschutzwand: ca. 37 % Reduktionswirkung im Vgl. zum Referenzfall,
- 10 m hohe Lärmschutzwand: ca. 48 % Reduktionswirkung im Vgl. zum Referenzfall.

Zur zusätzlichen Veranschaulichung sind in Bild 8.18 Vertikalschnitte der berechneten Immissionskonzentrationen für den Referenzfall und einseitige Wände der Höhen 6 m und 10 m bei einer Anströmung senkrecht zur Maßnahme dargestellt. Die Quellen befinden sich im Luv der Maßnahme. Bild 8.18 zeigt sehr anschaulich, dass es aufgrund der Hinderniswirkung der Lärmschutzwände im Luv zu



**Bild 8.16:** Vergleichende Auswertung für eine Wand-Wall-Kombination mit einer Gesamthöhe von 8 m und jeweils eine 8 m hohe einseitige Wand bzw. einen 8 m hohen einseitigen Wall



deutlich höheren Immissionen (rötliche Farbe) kommt. Weiterhin ist die Abhängigkeit der Reduktionswirkung von der Wandhöhe durch den deutlich

größeren Bereich mit niedrigeren Konzentrationen in Gelb bei der 10 m hohen Wand verglichen mit der 6 m hohen Wand deutlich sichtbar.

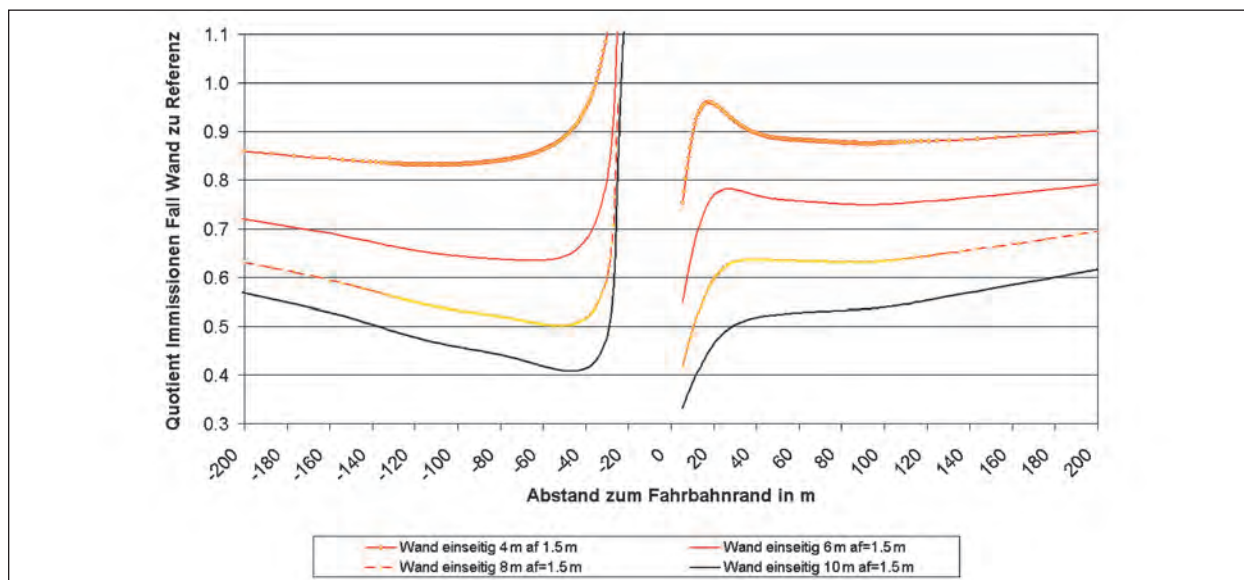


Bild 8.17: Vergleichende Auswertung für einseitige Wände der Höhen 4 m, 6 m, 8 m und 10 m

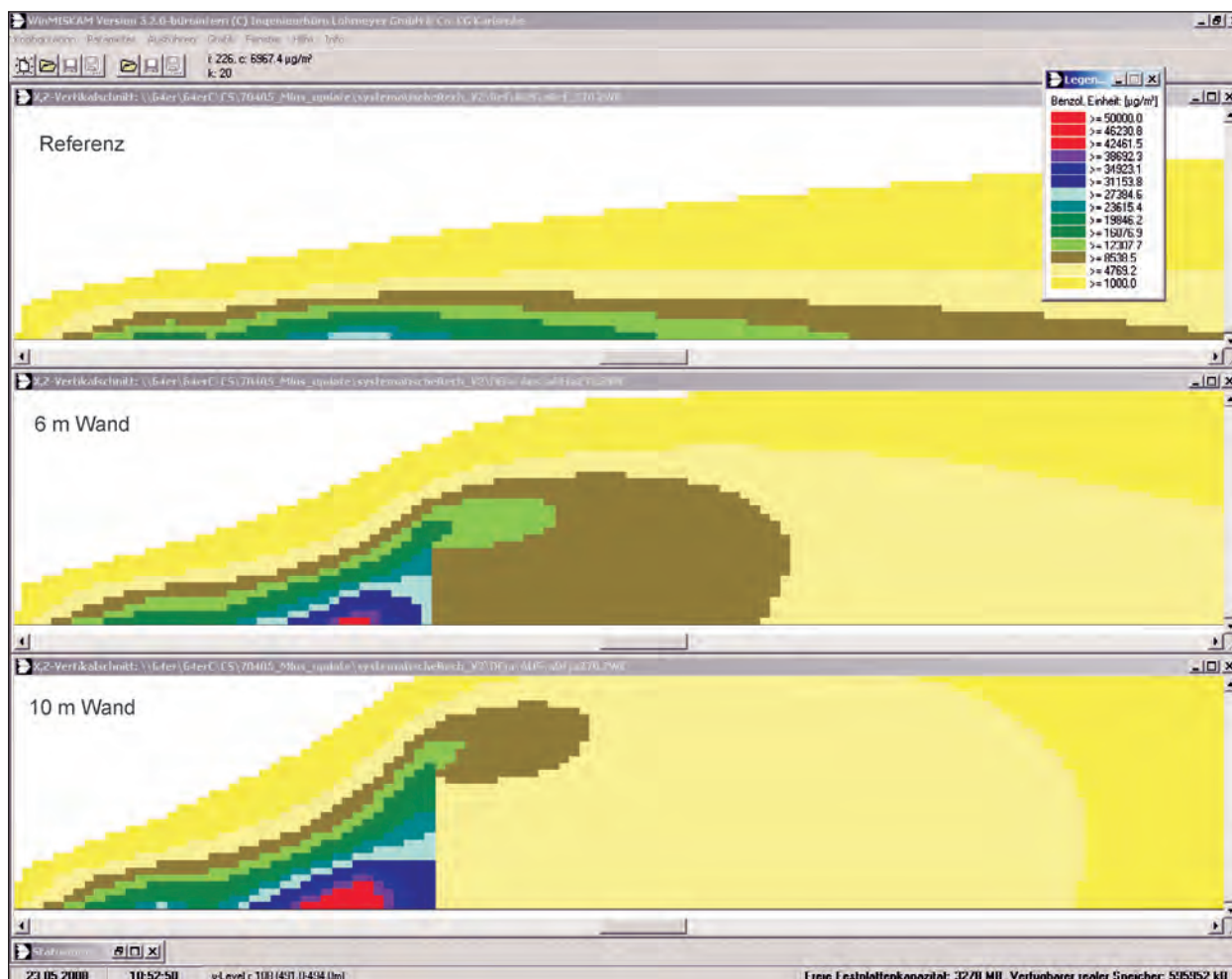


Bild 8.18: Vergleichende Darstellung der berechneten Immissionskonzentrationen im Vertikalschnitt für den Referenzfall und einseitige Wände der Höhen 6 m und 10 m bei einer Anströmung aus 270 Grad



### 8.4.6 Flächenhafte Auswertung der Reduktionswirkung

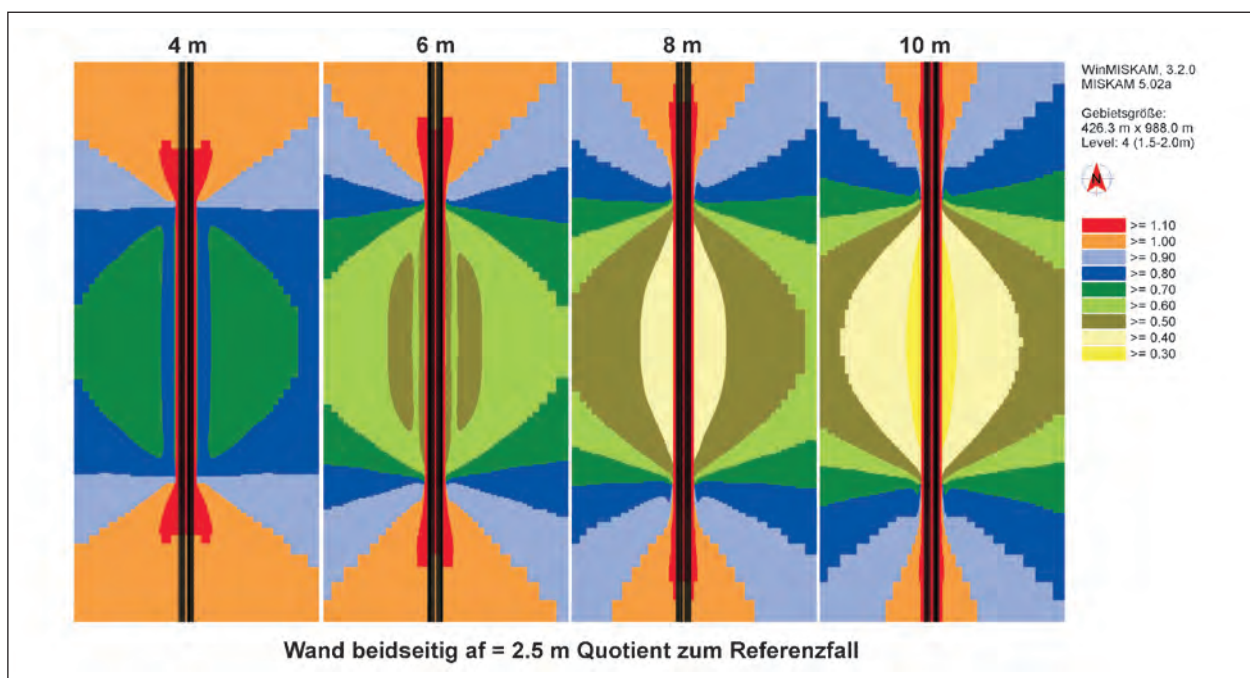
Insbesondere für die spätere Definition der Übergangsbereiche (zwischen Minderung und Zunahme der Immissionen durch die Maßnahme sowie kein Effekt mehr durch die Maßnahme) sind die nachfolgend zusammengestellten flächenhaften Auswertungen des Quotienten Immission mit Lärmschutzmaßnahme zu Immission im Referenzfall in der Höhenschicht von 1.5 m bis 2 m von Bedeutung.

In Bild 8.19 ist der Quotient für den Fall beidseitige Wand zu Referenz für die zunehmenden Wandhöhen (von links 4 m über 6 m und 8 m bis zu 10 m (rechts)) zusammengestellt. Die Ergebnisse für die beidseitigen Wände weisen unabhängig von der Wandhöhe ausgeprägte Achsensymmetrien zu den jeweiligen Gittermitten sowohl in x-Richtung als auch in y-Richtung auf. Dies ist in der Verwendung der rotationssymmetrischen Windstatistik und der nahezu symmetrischen Anordnung der Wände begründet, wobei der Auswertebereich rechts der Wände einige Boxen weiter reicht als der links der Wände. Entsprechend den Auswertungen im vorherigen Kapitel 8.4.5 zeigen sich eine Abnahme des Quotienten und damit eine zunehmende Reduktionswirkung (in Form von sich vergrößernden Flächen in helleren Grün- bzw. in Gelbtönen) mit zunehmender Wandhöhe.

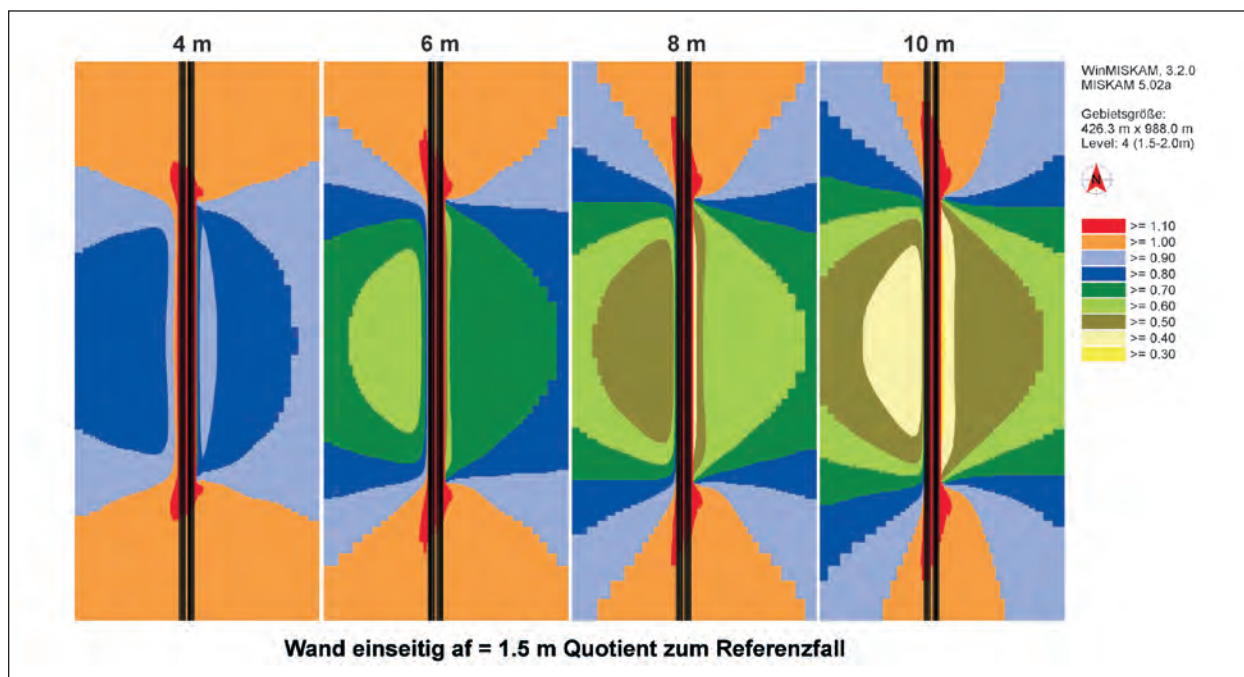
Gleichzeitig verlängert sich mit zunehmender Wandhöhe auch der in Bild 8.19 rot markierte Bereich in direkter Quellnähe, der eine Zunahme der Immissionen um 10 % und mehr aufgrund der Lärmschutzmaßnahmen kennzeichnet. Der orangefarbene Bereich mit leichten Zunahmen von weniger als 10 % wird dagegen durch eine stärkere Kanalisierung mit zunehmender Wandhöhe schmaler.

Bild 8.20 zeigt die zu Bild 8.19 vergleichbare Darstellung für den Quotienten im Fall einseitige Wand zu Referenzfall. Hier bleibt nur eine Achsensymmetrie zur x-Achse auf Höhe der Gittermitte in y-Richtung verursacht durch die rotationssymmetrische Windstatistik erhalten. Auch im Fall einseitige Wand werden die Bereiche mit einer Zunahme der Immissionen durch die Maßnahme mit zunehmender Wandhöhe schmaler. Wie bereits auch schon in den vorherigen Kapiteln beschrieben, ist die Reduktionswirkung bei einseitigen Maßnahmen auf der linken, d. h. auf der Seite ohne Maßnahme, größer als auf der Seite mit Maßnahme (rechts).

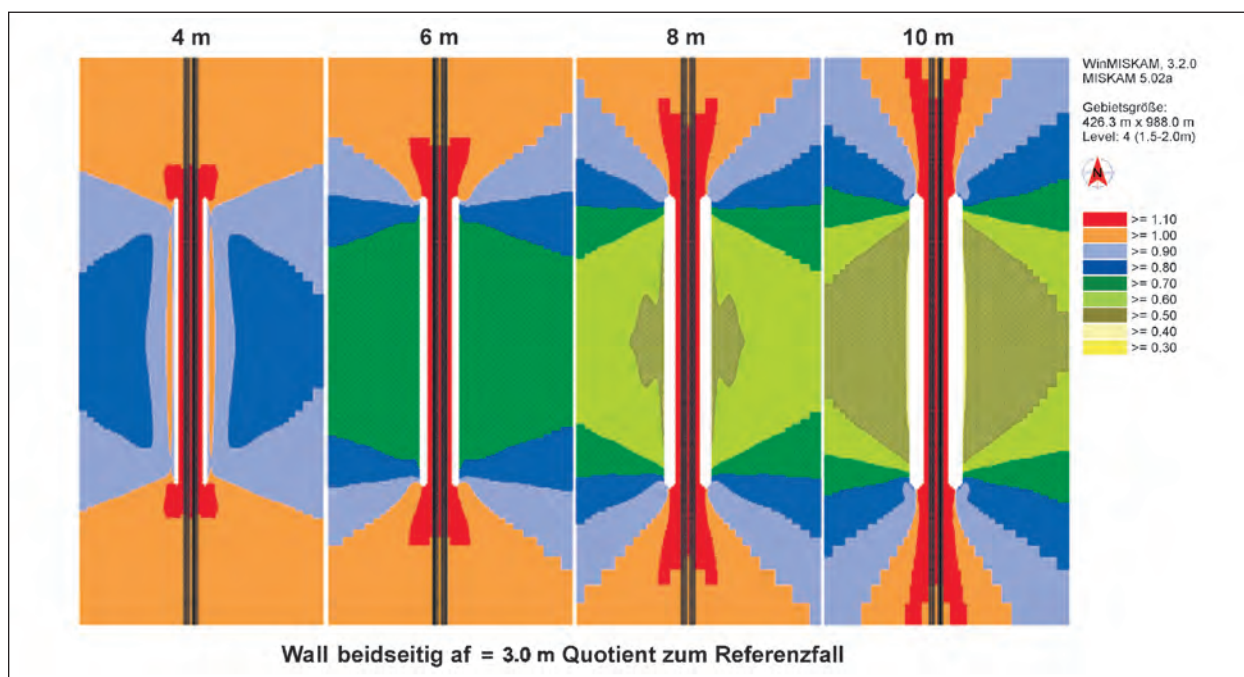
Die geringere Reduktionswirkung durch die einseitige Wand verglichen mit den beidseitigen Wänden zeigt sich beim Vergleich zwischen Bild 8.19 und Bild 8.20. Dieser Unterschied ist ausführlich in Kapitel 8.4.2 beschrieben.



**Bild 8.19:** Flächenhafte Auswertung des Quotienten der Immissionen im Fall Wand beidseitig zu den Immissionen im Referenzfall für die verschiedenen Wandhöhen 4 m, 6 m, 8 m und 10 m



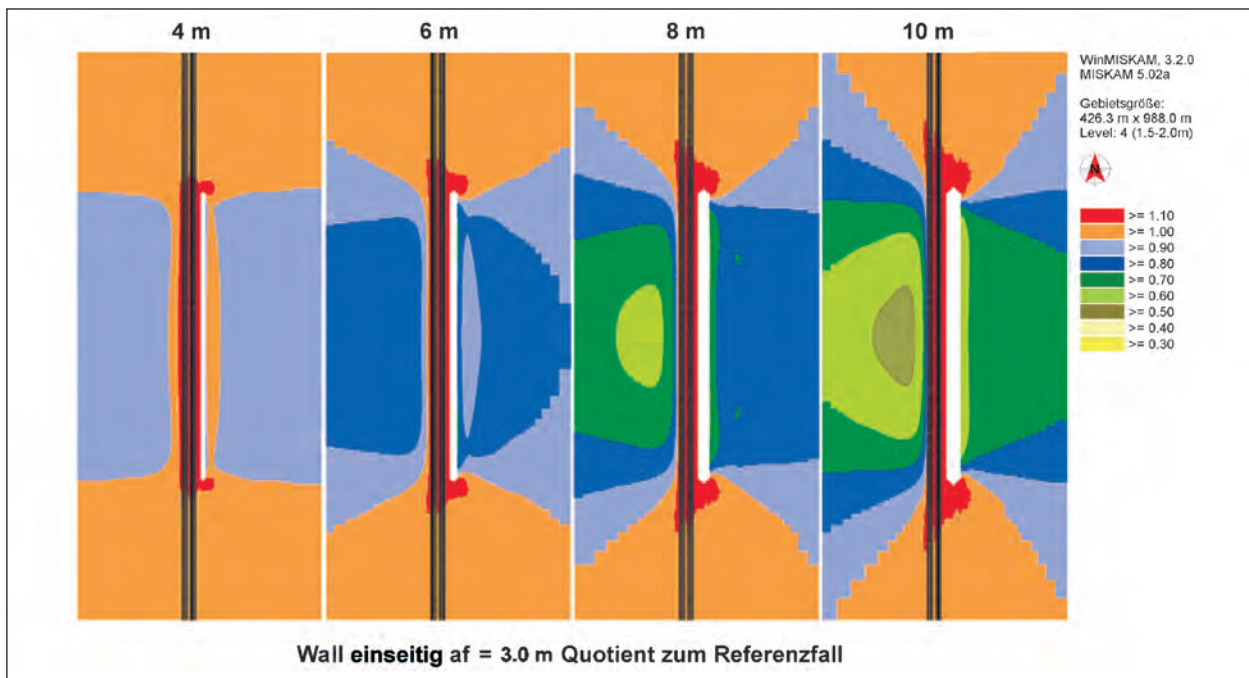
**Bild 8.20:** Flächenhafte Auswertung des Quotienten der Immissionen im Fall Wand einseitig zu den Immissionen im Referenzfall für die verschiedenen Wandhöhen 4 m, 6 m, 8 m und 10 m



**Bild 8.21:** Flächenhafte Auswertung des Quotienten der Immissionen im Fall Wall beidseitig zu den Immissionen im Referenzfall für die verschiedenen Wallhöhen 4 m, 6 m, 8 m und 10 m

In den Bildern 8.21 und 8.22 sind die entsprechenden Auswertungen für beidseitige und einseitige Wälle dargestellt. Die Achsensymmetrien sind für die Wälle in vergleichbarer Weise zu den Wänden

festzustellen. Auch die Bereiche mit einem Quotienten von größer gleich 1 verhalten sich für die Wälle entsprechend zu den bereits für die Wände festgestellten Systematiken.



**Bild 8.22:** Flächenhafte Auswertung des Quotienten der Immissionen im Fall Wall einseitig zu den Immissionen im Referenzfall für die verschiedenen Wallhöhen 4 m, 6 m, 8 m und 10 m

#### 8.4.7 Einfluss der verkehrserzeugten Turbulenz

Standardmäßig wurden für die Auswertungen der MISKAM-Berechnungen die statistischen Kennwerte ohne Berücksichtigung der verkehrserzeugten Turbulenz bestimmt.

Berechnet man die statistischen Kennwerte unter Berücksichtigung der verkehrserzeugten Turbulenz mit den Defaultwerten aus WinMISKAM (Schwelligengeschwindigkeit 3.8 m/s, Exponent 0.35 und additive Geschwindigkeitskonstante 0 m/s), führt diese zu einer größeren Verdünnung der bodennahen Schadstoffkonzentrationen. Dies bewirkt, dass für einen exemplarisch ausgewerteten Fall (einseitige Wand der Höhe 4 m mit  $a_f = 1.5$  m) in der betrachteten bodennahen Schicht die Immissionen im Fall mit verkehrserzeugter Turbulenz flächenhaft 80 % der Werte im Fall ohne verkehrserzeugte Turbulenz betragen. Es handelt sich um einen konstanten (von der verwendeten Windstatistik abhängigen) flächenhaften Faktor zwischen der Berechnung mit verkehrserzeugter Turbulenz bzw. ohne, der keinen Effekt bzgl. der zu bestimmenden Reduktionswirkung der Lärmschutzeinrichtung hat, da er sowohl im Referenzfall als auch im Fall mit Lärmschutzeinrichtung auftritt und folglich im Quotienten entfällt.

#### 8.4.8 Einfluss des Abstands von der Wand zur Fahrbahn auf die Reduktionswirkung

Es wurden Vergleichsrechnungen für unterschiedliche Abstände zwischen Fahrbahnrand und Lärmschutzwand für 6 m und 10 m hohe einseitige Wände durchgeführt. Die Abstände zwischen Wand und Fahrbahnrand wurden von 1.5 m auf 2.5 m variiert.

Bild 8.23 zeigt die Ergebnisse der unterschiedlichen Rechnungen, jeweils bereits als Quotient aus dem statistischen Kennwert für den Fall mit Lärmschutzmaßnahme und dem statistischen Kennwert des Referenzfalls aufbereitet. Die Variation der Abstände wirkt sich gemäß Bild 8.23 nur im Bereich der Fahrbahn auf den Quotienten aus und dies auch nur in sehr geringem Maß. Da in MLuS für den Bereich der Fahrbahn keine Aussagen getroffen werden, liegen in den relevanten Bereichen keine signifikanten Unterschiede zwischen den ansonsten identischen Fällen mit variierenden  $a_f$ -Werten vor. Folglich wurde auf eine weitere Variation der Abstände verzichtet und  $a_f$  für einseitige Wände standardmäßig mit 1.5 m festgelegt.



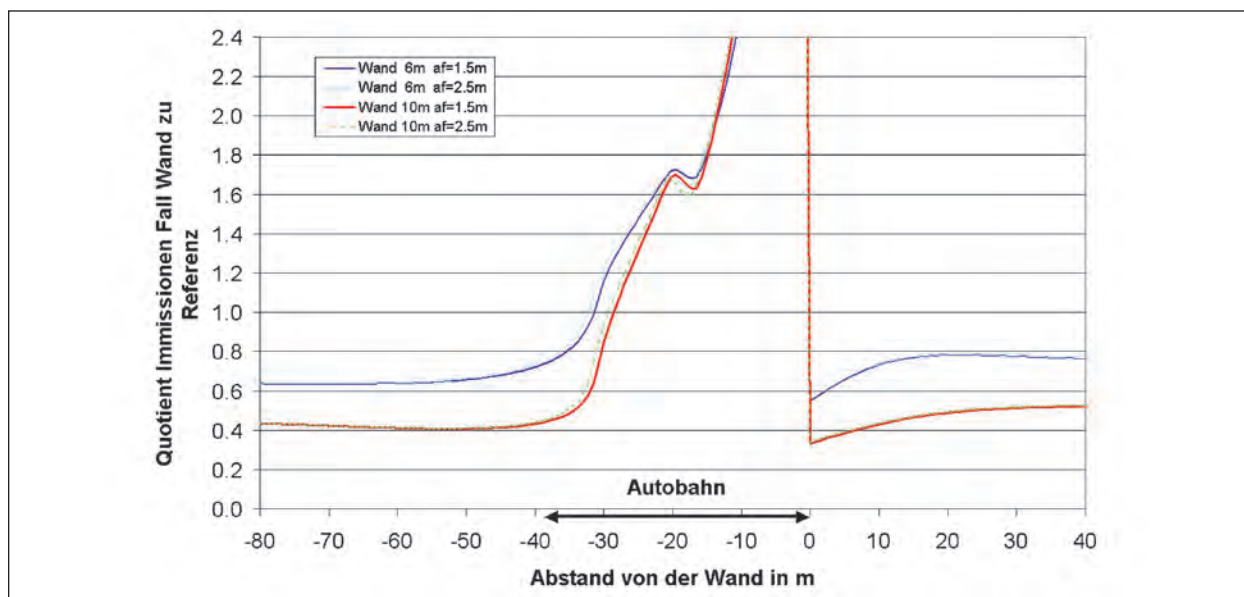


Bild 8.23: Auswirkungen der Variation des Abstands zwischen einseitiger Wand und Fahrbahnrand von 1.5 m auf 2.5 m bei 6 m bzw. 10 m hohen Wänden

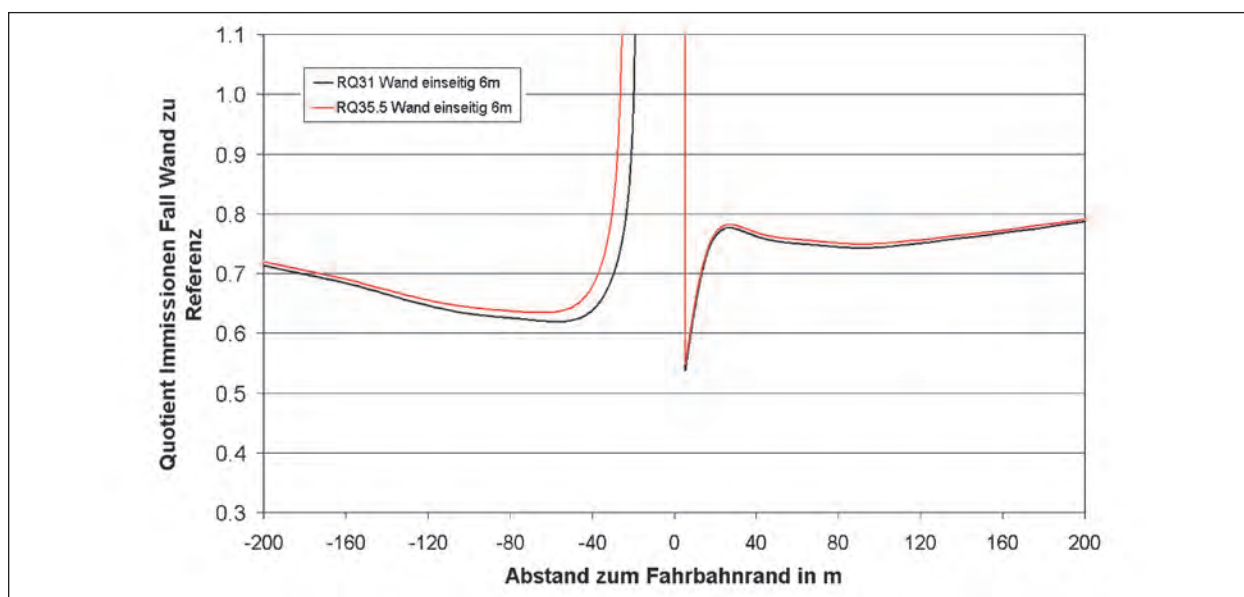


Bild 8.24: Auswirkungen der Variation des Fahrbahnquerschnitts von RQ 35.5 auf RQ 31

#### 8.4.9 Einfluss der Fahrbahnbreite auf die Reduktionswirkung

Es wurde eine Vergleichsrechnung zu dem standardmäßig gewählten Straßenquerschnitt RQ 35.5 mit dem kleineren Straßenquerschnitt RQ 31 durchgeführt. Das Ergebnis der Vergleichsrechnung zeigt Bild 8.24. In beiden Fällen wurde die Reduktionswirkung einer 6 m hohen Wand betrachtet. Der RQ 31 hat einen Mittelstreifen von 4 m Breite und zwei Richtungsfahrbahnen, die wie folgt aufgebaut sind: 3 m Seitenstreifen, 0.75 m Randstreifen, ins-

gesamt 7.5 m mit zwei Fahrstreifen und nochmals 0.75 m Randstreifen, sowie 1.5 m Wandfußabstand  $a_f$  (vergleiche auch mit RQ 35.5 in Bild 8.10). Die Reduktionswirkungen zwischen den beiden Varianten unterscheiden sich nicht relevant. Der parallele Verlauf der beiden Kurven in der linken Bildmitte wird nur durch die geringere Fahrbahnbreite und damit die räumlich nach einem geringeren Abstand zum rechten Fahrbahnrand einsetzende Reduktionswirkung verursacht. Die absoluten Höhen der Reduktionswirkungen sind nahezu identisch.



## 8.5 Vergleich der Ergebnisse mit denen aus der Literatur

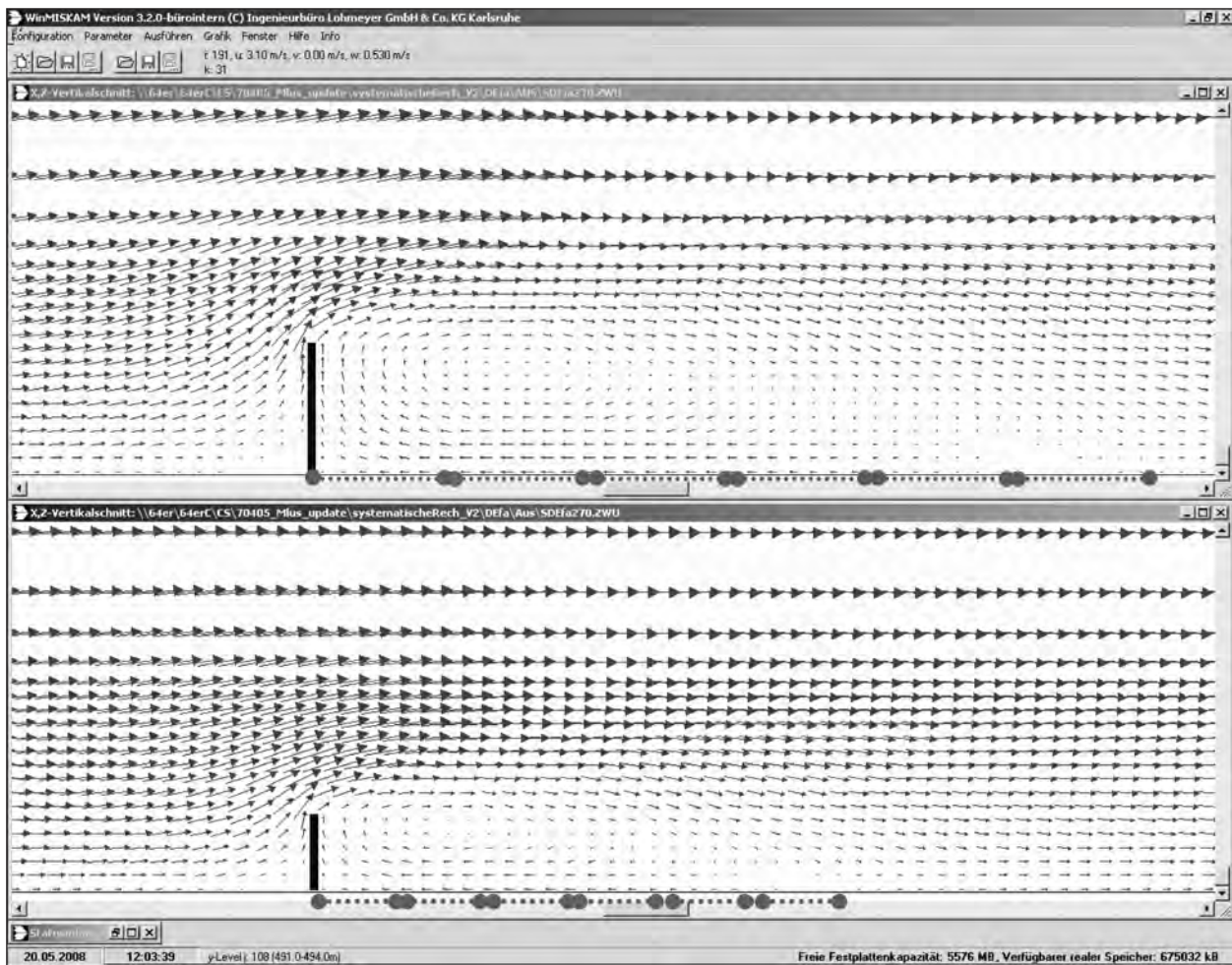
Für einen Vergleich mit den Angaben in der Literatur (vgl. Kapitel 8.2) werden die Strömungsvertikalschnitte bei einer Anströmung senkrecht zur Wand herangezogen. Berechnete Konzentrationen sind für einen Vergleich weniger gut geeignet, da dort die verwendeten Emissionen sowie die Wind- und Ausbreitungsverhältnisse in das Ergebnis eingehen und die Vergleichbarkeit einschränken.

In der Literatur (vgl. Kapitel 8.2) werden die aus Experimenten im Windkanal ermittelten Längen der Störzonen bei sehr langen Wänden mit einer Bandbreite zwischen ca.  $6 H_D$  bis  $10 H_D$  angegeben.

In Bild 8.25 sind die in der vorliegenden Untersuchung mit MISKAM berechneten Strömungsfelder bei Anströmrichtung  $270^\circ$ , d. h. senkrecht zur

Wand, für die beiden Wandhöhen ( $H_D$ ) 10 m und 6 m dargestellt. Für die hier modellierten 500 m langen Wände ergeben sich aus den MISKAM-Strömungsvertikalschnitten die Längen der Rezirkulationszonen zu ca.  $6 H_D$ . Damit liegen die Ergebnisse der MISKAM-Modellierungen bezüglich der horizontalen Erstreckung der Rezirkulationszonen eher am unteren Rand der in der Literatur beschriebenen Bandbreite.

Die vertikale Ausdehnung der Ablöseblase im Lee der Maßnahme, welche für die Verdünnung der zu betrachtenden Schadstoffe maßgeblich ist, ist in den MISKAM-Strömungsvertikalschnitten eher geringer, als die Literaturwerte (u. a. von C. FRANK (2005), vgl. Kapitel 8.2) erwarten lassen. Dies führt dazu, dass die Berechnungen mit MISKAM aufgrund der geringeren Verdünnung eher zu höheren Immissionen und damit zu einer eher konservativen Wirkungsabschätzung führen.



**Bild 8.25:** Strömungsfeld bei Anströmrichtung  $270^\circ$ , d. h. senkrecht zur Wand, oben: für die Wandhöhe 10 m, unten: für die Wandhöhe 6 m, die Abstände zwischen zwei dicken Punkten bezeichnen eine Wandhöhe, es ist die Länge der Rezirkulationszone als Vielfaches der Wandhöhe eingezeichnet

## 8.6 Reduktionsfunktionen für die Integration ins RLUS

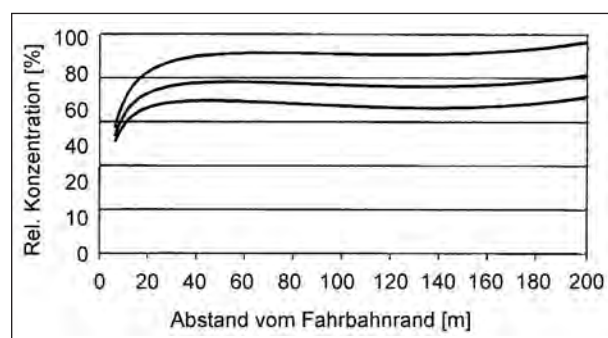
Im nachfolgenden Kapitel wird zunächst der im MLuS 02 verwendete Ansatz für Lärmschutzmaßnahmen zusammenfassend dargestellt. Danach wird ein direkter Vergleich zwischen den Reduktionsfunktionen des MLuS 02 mit den neu erarbeiteten Ergebnissen dieser Untersuchung vorgenommen. Anschließend wird ein Ansatz für die neue RLUS-Version basierend auf den vorliegenden Untersuchungsergebnissen vorgeschlagen.

### 8.6.1 Bisher in MLuS verwendeter Ansatz

Die in MLuS 02 (geänderte Fassung 2005) verwendeten Ansätze basieren auf Windkanaluntersuchungen von ROMBERG (1998) und Messungen an einem BAB-Querschnittabstand von J. ESSER und H. HASSKELO (2000).

Es werden dort Reduktionswirkungen von Lärmschutzwänden der Höhen 4 m, 5 m und 6 m mit dem in Bild 8.26 dargestellten Diagramm beschrieben. Gemäß dieser Darstellung beträgt die Immission im Abstand von 100 m zum Fahrbahnrand bei einer 4 m hohen Wand ca. 90 % der Immissionen im Bezugsfall ohne Wand, bei einer 6 m hohen Wand sind es noch ca. 68 %.

Ein entsprechendes Diagramm aus MLuS 02 (geänderte Fassung 2005) für die 4 m/5 m und 6 m hohen Wälle zeigt Bild 8.27. Bei den Wällen weist die Reduktionswirkung im Bereich des Fahrbahnabstands von 5 m bis ca. 60 m ein (unterschiedlich stark ausgeprägtes) lokales Minimum auf bzw. die Konzentrationen übersteigen für den 4 m Wall sogar die des Referenzfalls. Ab ca. 80 m Abstand zum Fahrbahnrand verlaufen die Reduktionswirkungen der drei verschiedenen hohen Wälle nahezu

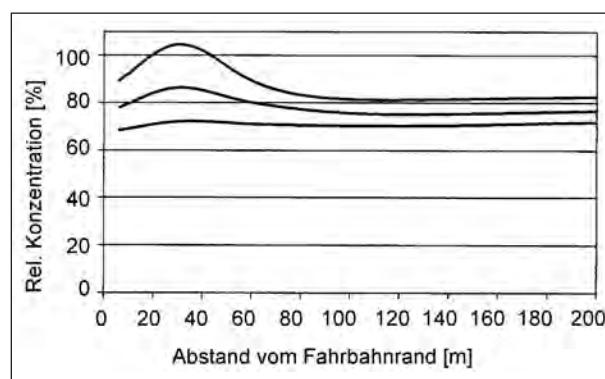


**Bild 8.26:** Bild 3.5.1 aus MLuS 02 (geänderte Fassung 2005), Lärmschutzwände  $a_f = 7$  m;  $h = 4/5/6$  m (oben/Mitte/unten)

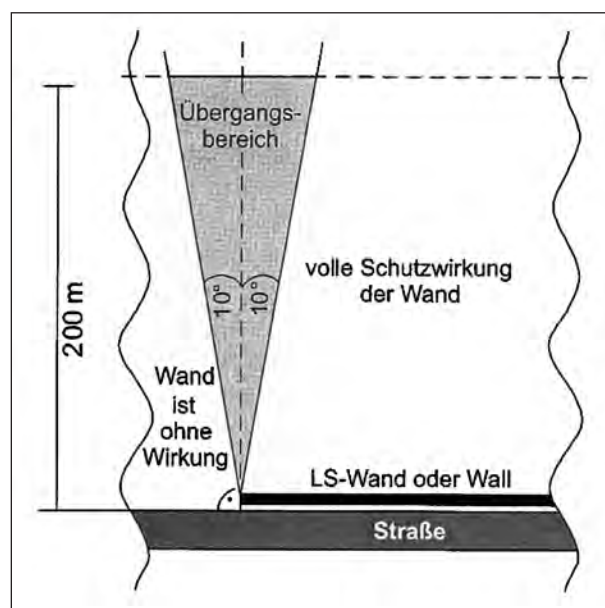
parallel und erreichen Werte von ca. 83 % (4 m hoher Wall) bis 70 % (6 m hoher Wall) bezogen auf den Fall ohne Maßnahme.

Zusätzlich zu den relativen Konzentrationsänderungen im direkten Einflussbereich der Lärmschutzmaßnahmen ist die Reichweite der Gültigkeit dieser in Abhängigkeit vom Abstand vom Ende der Maßnahme von Bedeutung. Hierzu wird in MLuS 02 (geänderte Fassung 2005) der in Bild 8.28 dargestellte Übergangsbereich in einem symmetrischen insgesamt 20 Grad breiten Sektor verwendet. Im Übergangsbereich werden von MLuS 02 keine Aussagen zu den dort herrschenden Immissionskonzentrationen getroffen.

Das Abschirmmodell für Lärmschutzmaßnahmen von MLuS 02 (geänderte Fassung 2005) gilt für die



**Bild 8.27:** Bild 3.5.2 aus MLuS 02 (geänderte Fassung 2005) Lärmschutzwälle  $a_f = 5.5$  m;  $h = 4/5/6$  m (oben/Mitte/unten)



**Bild 8.28:** Bild 3.5.3 aus MLuS 02 (geänderte Fassung 2005), Übergangsbereich an den Enden einer Abschirmung

folgenden Parameterbereiche bzw. Randbedingungen und impliziert die nachfolgend beschriebenen Annahmen (vgl. auch „PC-Berechnungsverfahren zum Merkblatt über Luftverunreinigungen an Straßen, MLuS 02, geänderte Fassung 2005“, Handbuch mit Hintergrundinformationen, Version 6.0):

- MLuS kann nicht angewendet werden zwischen Lärmschutzbauwerk und Fahrbahn.

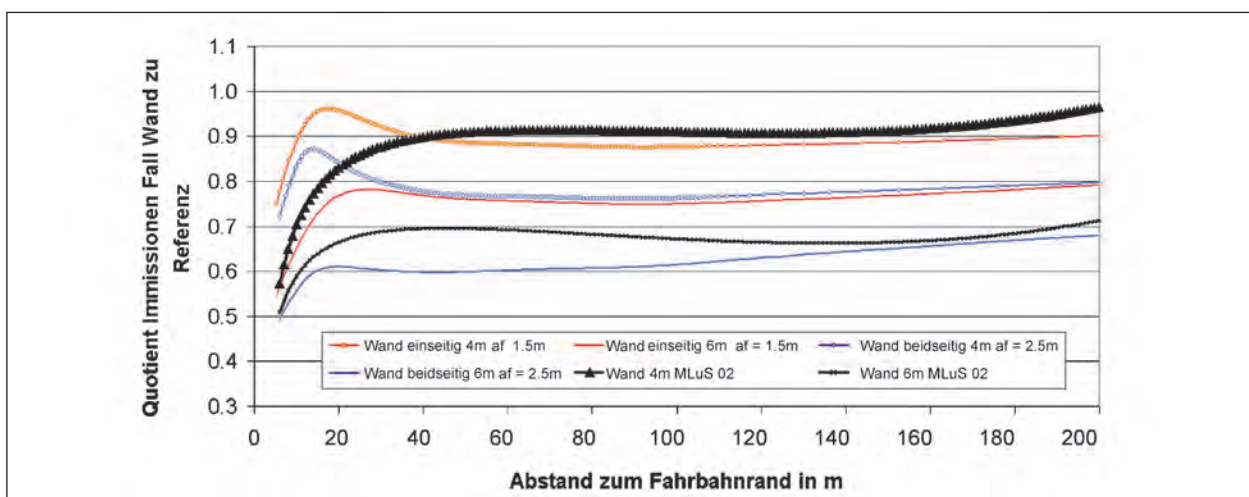
- Aussagen über die Belastungen auf dem Wall sind nicht möglich, auch wenn zufällig solch eine Konstellation erzeugt wird.
- MLuS berechnet nur den Bereich hinter dem Lärmschutzbauwerk.
- Für Lärmschutzmaßnahmen mit Höhen unter 4 m sind im Rahmen der Anwendung von MLuS keine relevanten Wirkungen anzusetzen. D. h., für solche Bedingungen sind mit MLuS Immissionsbestimmungen ohne Berücksichtigung des Lärmschutzmoduls durchzuführen.
- Im MLuS 02, geänderte Fassung 2005 wird immer das Ergebnis für einseitige Wand bzw. Wall ausgegeben. Einseitige und beidseitige Lärmschutzbauwerke werden in MLuS 02 (geänderte Fassung 2005) bei der Immissionsbestimmung gleich behandelt.
- Kombinationen des Lärmschutzmoduls mit dem Tunnelmodul sind möglich.
- Kombinationen des Lärmschutzmoduls mit „Kreuzende Straße berücksichtigen“ sind nicht möglich.

### 8.6.2 Direkter Vergleich zwischen den Reduktionsfunktionen in MLuS 02 und den in der vorliegenden Untersuchung erarbeiteten Ergebnissen

Die Bilder 8.29 und 8.30 zeigen die bisherigen Reduktionsfunktionen aus MLuS 02 (geänderte Fassung 05) für 4 m und 6 m hohe Wände bzw. Wälle in Schwarz und die entsprechenden im vorliegenden Projekt neu berechneten Reduktionsfunktionen in Farbe.

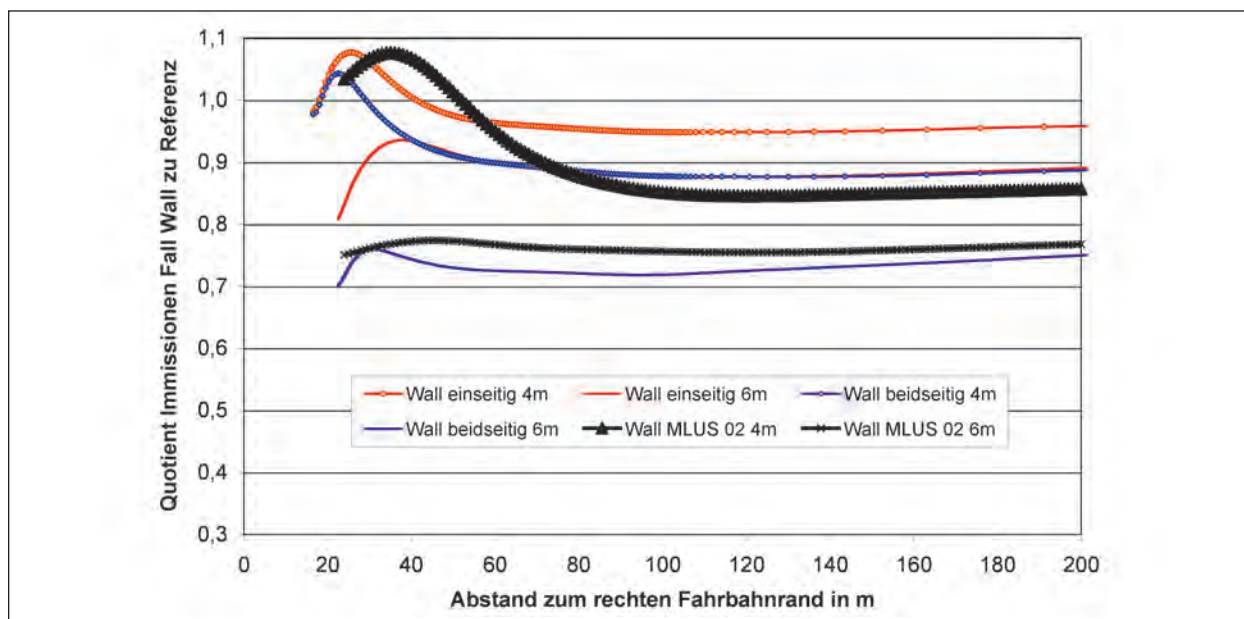
Für die einseitige Wand mit 4 m Höhe stimmt die bisherige Reduktionsfunktion ab einem Abstand von ca. 45 m zum Fahrbahnrand in Bild 8.29 relativ gut mit dem neu berechneten Ergebnis überein. So liegt die bisherige Reduktionsfunktion für diesen Fall ganz leicht oberhalb der neu berechneten. Für die 6 m hohe einseitige Wand ist eine größere Abweichung festzustellen, die neu berechnete Reduktion fällt um ca. 5-10 % geringer aus als die für diese Wandhöhe bisher verwendete. Ab ca. 150 m Anstand zum Fahrbahnrand ist der Verlauf für die beidseitige 6 m Wand gemäß den neuen Berechnungen ähnlich zu der bisherigen Reduktionsfunktion für 6 m Wände. Damit wurde in der bisherigen Fassung die Reduktionswirkung von 6 m hohen (einseitigen) Wänden bezogen auf die neu berechneten Ergebnisse als zu hoch eingeschätzt.

Bild 8.30 zeigt den Vergleich für die Lärmschutzwälle. Für den 4 m hohen Wall überschätzt die bisherige Reduktionsfunktion ab einem Abstand von ca. 50 m vom Fahrbahnrand die Wirkung. Die bisherige Reduktionsfunktion für den 6 m Wall verläuft nahezu parallel oberhalb der neu berechneten Reduktionsfunktion für den beidseitigen 6 m Wall.



**Bild 8.29:** Vergleich der Ergebnisse für die 4 m und 6 m hohen Lärmschutzwände mit denen in MLuS 02





**Bild 8.30:** Vergleich der Ergebnisse für die 4 m und 6 m hohen Lärmschutzwälle mit denen in MLuS 02

Damit sind die neu berechneten Reduktionen für die einseitigen Wälle geringer als in den bisherigen Reduktionsfunktionen berücksichtigt.

### 8.6.3 Anhand der vorliegenden Untersuchung erarbeiteter Vorschlag für einen neuen Ansatz

Die in Kapitel 8.6.1 aufgeführten Parameterbeschränkungen und Randbedingungen gelten auch weiterhin für das neue MLuS-Update (RLuS).

Die in RLuS verwendeten Funktionen für die Reduktionswirkung von Lärmschutzwänden und Lärmschutzwällen basiert auf einer Windverteilung, die keine ausgeprägte Hauptwindrichtung aufweist. Liegt für einen konkreten Fall eine Hauptwindrichtung vor, die im Wesentlichen senkrecht zur Straße ausgerichtet ist, so können sich u. U. höhere als mit RLuS berechnete Minderungen durch Lärmschutzmaßnahmen ergeben. In diesem Fall ist RLuS konservativ bezüglich der berechneten Minderungen durch Lärmschutzmaßnahmen.

Liegt im umgekehrten Fall eine Hauptwindrichtung vor, die straßenparallel ist, so sind geringere als mit RLuS berechnete Minderungen durch Lärmschutzmaßnahmen zu erwarten. In der Regel liefern aber solche Windsituationen auch nur geringe Beiträge zur Zusatzbelastung, sodass diese Überschätzung der Wirkung durch RLuS tolerabel erscheint.

### Reduktionswirkung der Lärmschutzwände

Die Wirkung von Wänden der Höhen 4 m, 6 m, 8 m und 10 m wird basierend auf den neuen Berechnungen für einseitige Wände mit den in Bild 8.31 dargestellten Minderungsfunktionen beschrieben. Hierbei handelt es sich um eine konservative Bestimmung der Reduktionswirkung, da nur die Ergebnisse für die geringer wirkenden einseitigen Maßnahmen berücksichtigt werden. Damit wird der bereits in MLuS 02 (geänderte Fassung 05) angewandte konservative Ansatz basierend auf den neuen Ergebnissen fortgeführt.

### Reduktionswirkung der Lärmschutzwälle

Die Wirkung von Wällen der Höhen 4 m, 6 m, 8 m und 10 m wird basierend auf den neuen Berechnungen für einseitige Wälle mit den in Bild 8.32 dargestellten Minderungsfunktionen beschrieben. Hierbei handelt es sich um eine konservative Bestimmung der Reduktionswirkung, da nur die Ergebnisse für die geringer wirkenden einseitigen Maßnahmen berücksichtigt werden.

### Festlegung des Übergangsbereichs

Der Übergangsbereich wird pauschal vergrößert auf einen symmetrischen 90°-Sektor. Der Nutzer gibt den Abstand von der Wandmitte an und RLuS macht keine Ergebnisausgabe außerhalb des Gültigkeitsbereichs. Das Vorgehen ist in Bild 8.33 anschaulich dargestellt.



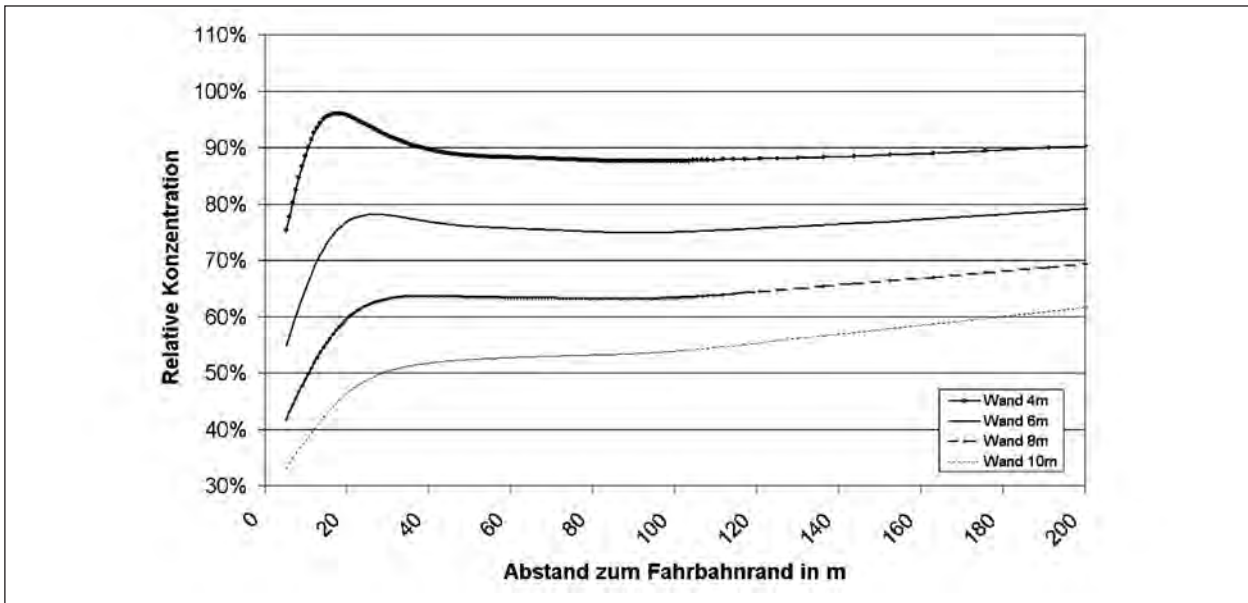


Bild 8.31: Neu bestimmte Reduktionsfunktionen für Wände der Höhen 4 m, 6 m, 8 m und 10 m

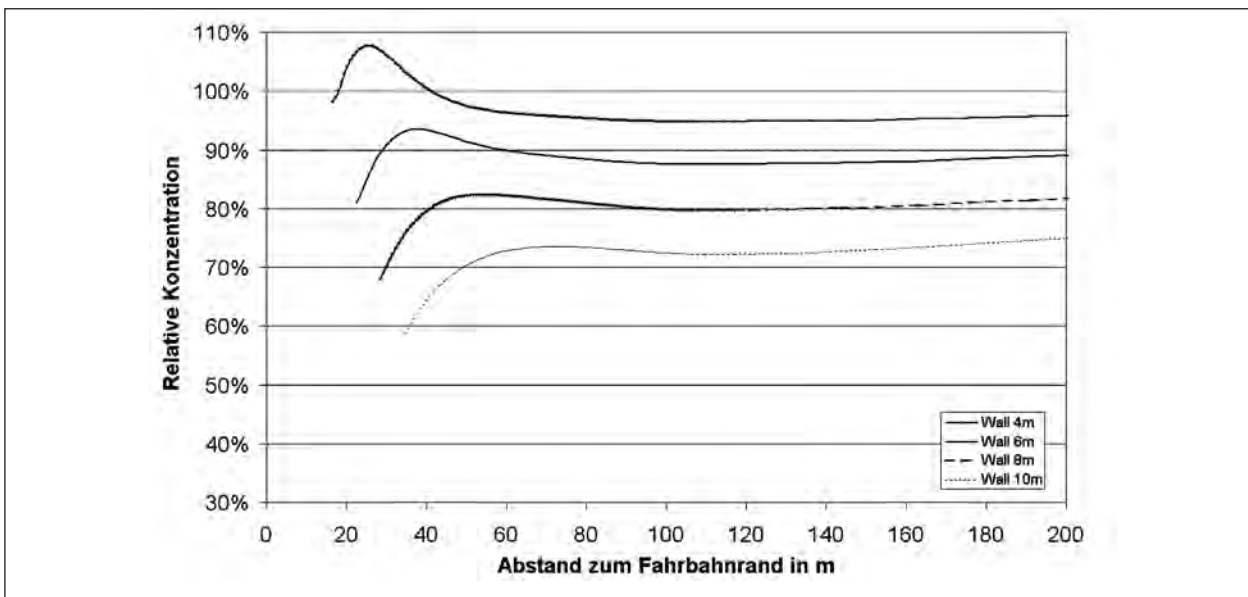


Bild 8.32: Neu bestimmte Reduktionsfunktionen für Wälle der Höhen 4 m, 6 m, 8 m und 10 m

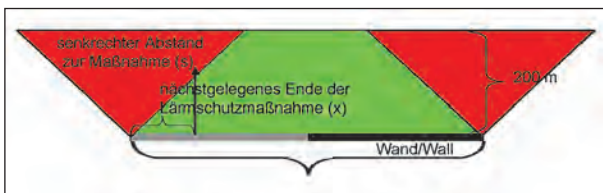


Bild 8.33: Darstellung des zulässigen Auswertebereichs (grün) und des Übergangsbereichs (rote Flächen)

Es werden vom Nutzer als zusätzliche Parameter die Länge der Lärmschutzmaßnahme (L) abgefragt und der Abstand der zu betrachtenden Schnittebene vom nächstgelegenen Ende der Lärmschutzmaßnahme (x). Der senkrechte Abstand zur Maß-

nahme (s) beginnt am Fahrbahnrand. Im Fall, dass dieser senkrechte Abstand zur Maßnahme (s) dazu führt, dass der zu untersuchende Punkt im Übergangsbereich liegt, würde im RLuS-Programm folgende Meldung ausgegeben: „Bei diesen Abständen zum Beginn der LS-Maßnahme und senkrecht zur Maßnahme befindet sich der Auswertepunkt außerhalb des Bereichs, innerhalb dessen mittels RLuS-Screenings Aussagen über die Reduktionswirkung der Lärmschutzwand getroffen werden können.“

Dies würde die Anwendung des Screenings auf Fälle beschränken, in denen eine Übertragung der

hier vorliegenden Untersuchungsergebnisse auf die zu betrachtende Situation zulässig und angemessen ist. So wäre eine Auswertung über den gesamten senkrechten Abstand von 200 m erst ab einer Gesamtlänge der Lärmschutzmaßnahme von 400 m möglich, welches den hier modellierten 500 m langen Maßnahmen zumindest annähernd entspricht.

## 9 Aktualisierung der Tabellen für die Hintergrundbelastung und deren Reduktion für Bezugsjahre bis 2025

### 9.1 Datengrundlagen

#### 9.1.1 Stickoxide (NO, NO<sub>2</sub>)

In der vorliegenden Untersuchung werden Daten der Bundesländer und des Umweltbundesamtes der Jahre 2000 bis 2006 berücksichtigt. Die Daten wurden vom Umweltbundesamt in Form der gemessenen Zeitreihen als Halbstundenwerte der Stoffe NO, und NO<sub>2</sub> zur Verfügung gestellt.

Die gelieferten Daten wurden gesichtet und auf Plausibilität überprüft. Aus den Halbstundenwerten wurden Stundenwerte durch den arithmetischen Mittelwert gebildet. War nur ein Halbstundenwert pro Stunde vorhanden, wurde dieser als Stundenwert angesetzt. War kein Halbstundenwert während einer Stunde vorhanden, wurde diese Stunde verworfen.

Es wurden alle Datensätze eliminiert, bei denen der 98-Perzentilwert größer war als der 19-höchste Stundenwert. Dies bedeutet, dass weniger als ca. 11 % der maximal verfügbaren Daten vorlagen. Es wurden für die Auswertung insgesamt 1.324 Datensätze verwendet.

#### 9.1.2 Feinstaubpartikel (PM<sub>10</sub>)

Die Jahresmittelwerte der PM<sub>10</sub>-Konzentrationen der Messstationen der Länder und des UBA wurden für die Jahre 2000 bis 2006 aus <http://www.env-it.de/umweltbundesamt/luftdaten/documents.fwd?comp=PM1#PM10> heruntergeladen.

#### 9.1.3 Benzol, CO und SO<sub>2</sub>

Die Jahresmittelwerte der o. g. Schadstoffkomponenten der Messstationen der Länder und des UBA

wurden ebenfalls für die Jahre 2000 bis 2006 vom Umweltbundesamt zur Verfügung gestellt.

### 9.2 Datenanalysen

Die Messstationen waren vom Umweltbundesamt bzgl. des Emissionsquelltypes in „städtisch“, „vorstädtisch“ und „ländlich“ sowie bezüglich des Umgebungstypes in „Hintergrund“, „Industrie“ und „Verkehr“ klassifiziert.

Davon ausgehend wurden zunächst die Stationen mit Umgebungstyp „Verkehr“ aus der weiteren Auswertung ausgeschlossen.

Dann erfolgte entsprechend der Klassifizierung in der MLuS-Vorbelastungstabelle eine Einteilung aller „städtischen“ und „vorstädtischen“ Messstationen in Groß-, Mittel- bzw. Kleinstadt. Die „ländlichen“ Hintergrundstationen wurden der Kategorie „Freiland“ zugeordnet.

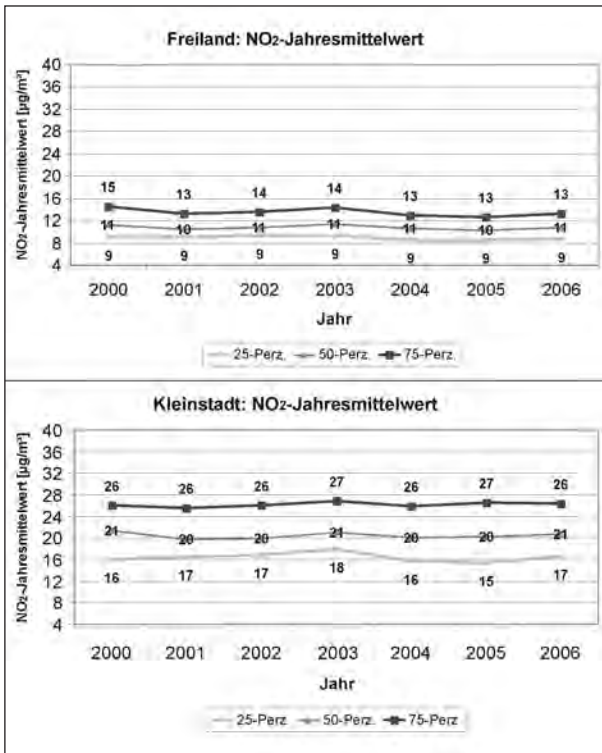
Für die dann vorliegenden vier Kategorien wurden jeweils für jedes Jahr (2000 bis 2006) über alle entsprechenden Messstationen die 25-, 50- und 75-Perzentilwerte bestimmt.

Der 25-Perzentilwert wird dann entsprechend als „geringe“ Belastung, der 50-Perzentilwert als „mittlere“ Belastung und der 75-Perzentilwert als „hohe Belastung“ klassifiziert.

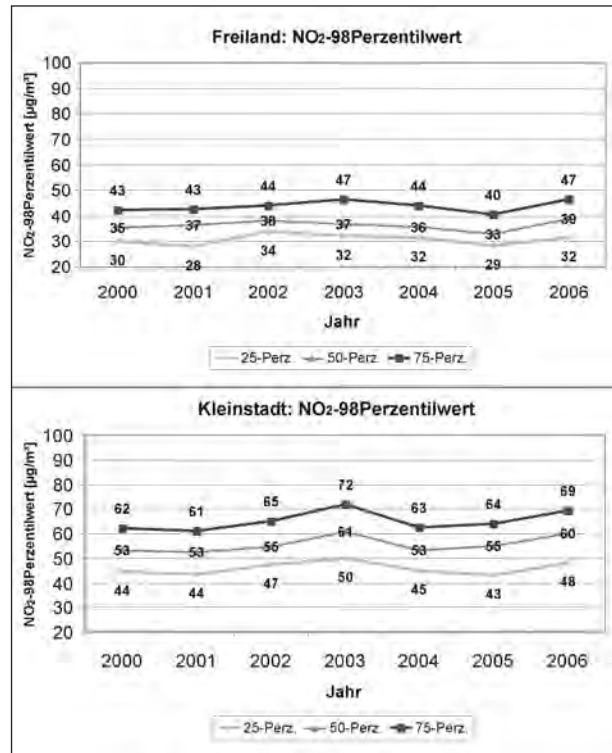
#### 9.2.1 Ergebnisse für NO<sub>2</sub>

Die Ergebnisse für die NO<sub>2</sub>-Jahresmittelwerte sind in Bild 9.1 und Bild 9.2 sowie für die NO<sub>2</sub>-98-Perzentilwerte in den Bildern Bild 9.3 und Bild 9.4 dargestellt. Folgendes ist zu erkennen:

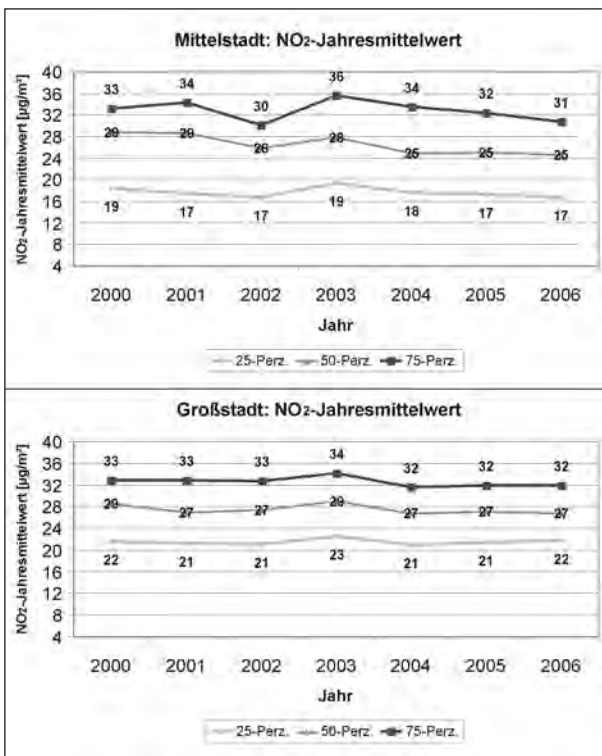
- Die NO<sub>2</sub>-Jahresmittelwerte variieren zwischen den einzelnen Jahren. Die Konzentrationen aus dem Jahr 2003 zeigen tendenziell höhere Werte als in den anderen Jahren. Diese Unterschiede sind aber erwartungsgemäß nicht so hoch wie beim PM<sub>10</sub> (siehe unten).
- Es gibt außer bei den Mittelstädten keine einheitliche Tendenz bei der zeitlichen Entwicklung der Jahresmittelwerte; die Jahresmittelwerte 2000/2001 entsprechen etwa denen in den Jahren 2005/2006. In den Mittelstädten scheinen die 50- und 75-Perzentilwerte der NO<sub>2</sub>-Jahresmittelwerte eine Abnahme um ca. 2 bis 4 µg/m<sup>3</sup> zu zeigen.



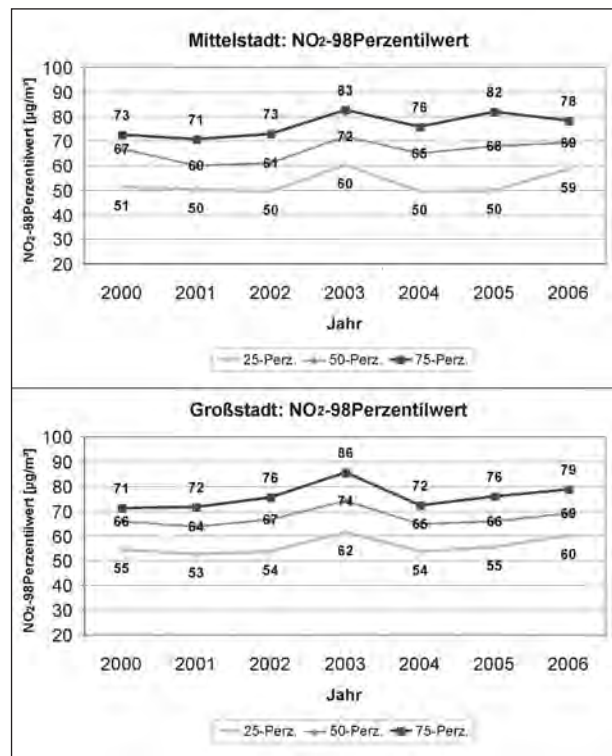
**Bild 9.1:** Zeitliche Entwicklung der ausgewerteten Perzentile der NO<sub>2</sub>-Jahresmittelwerte für die Stationskategorien Freiland (oben) und Kleinstadt (unten)



**Bild 9.3:** Zeitliche Entwicklung der ausgewerteten Perzentile der NO<sub>2</sub>-98-Perzentilwerte für die Stationskategorien Freiland (oben) und Kleinstadt (unten)



**Bild 9.2:** Zeitliche Entwicklung der ausgewerteten Perzentile der NO<sub>2</sub>-Jahresmittelwerte für die Stationskategorien Mittelstadt (oben) und Großstadt (unten)



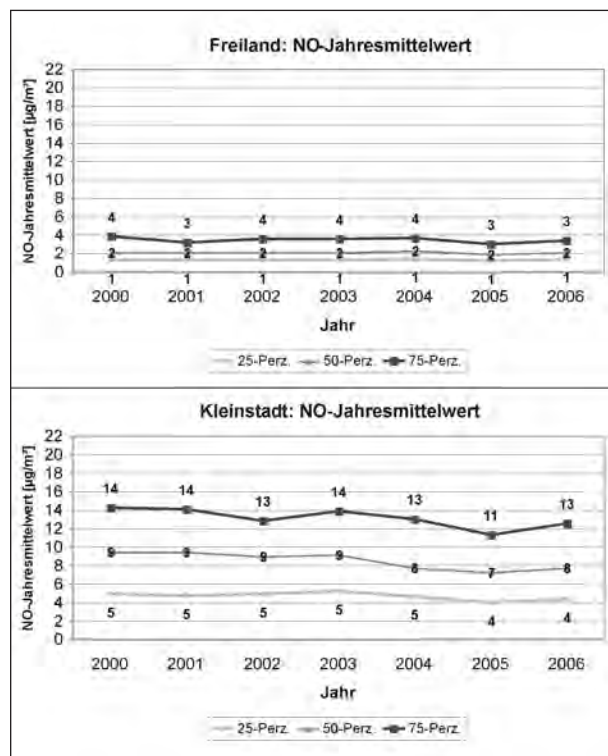
**Bild 9.4:** Zeitliche Entwicklung der ausgewerteten Perzentile der NO<sub>2</sub>-98-Perzentilwerte für die Stationskategorien Mittelstadt (oben) und Großstadt (unten)

- Bei den 98-Perzentilwerten gibt es zwischen den Jahren 2000 und 2006 eine ansteigende Tendenz bei allen Stationskategorien um ca. 10 %.
- Die Konzentrationsunterschiede zwischen Mittelstadt und Großstadt sind gering.

### 9.2.2 Ergebnisse für NO

Die Ergebnisse für die NO-Jahresmittelwerte sind in Bild 9.5 und Bild 9.6 dargestellt. Folgendes ist zu erkennen:

- Die NO-Jahresmittelwerte variieren zwischen den einzelnen Jahren. Die Konzentrationen aus dem Jahr 2003 zeigen tendenziell höhere Werte als in den anderen Jahren. Diese Unterschiede sind aber erwartungsgemäß ebenfalls nicht so hoch wie beim PM10 (siehe unten).
- Es gibt bei allen Stationskategorien eine abnehmende Tendenz bei der zeitlichen Entwicklung. Die Reduktionen liegen zwischen den Jahren 2000 und 2006 bei ca. 10 bis 20 %.
- Die Konzentrationsunterschiede zwischen Mittelstadt und Großstadt sind auch hier gering.

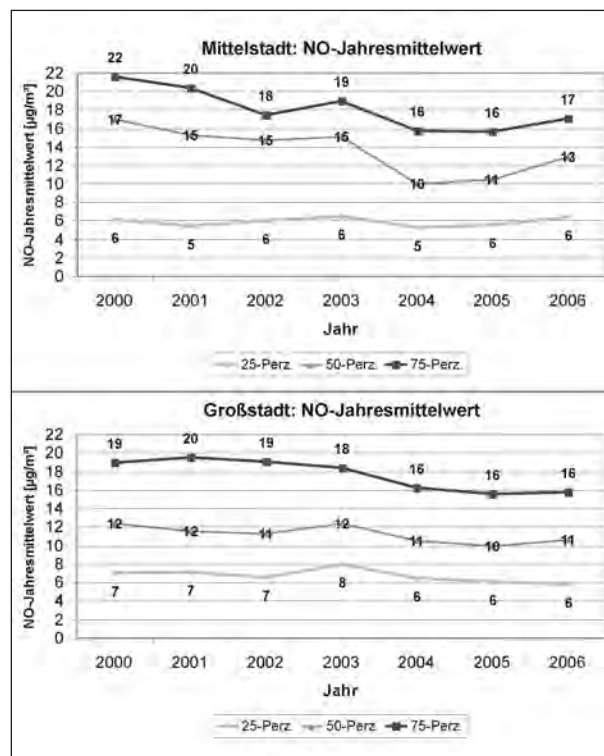


**Bild 9.5:** Zeitliche Entwicklung der ausgewerteten Perzentile der NO-Jahresmittelwerte für die Stationskategorien Freiland (oben) und Kleinstadt (unten)

### 9.2.3 Ergebnisse für PM10

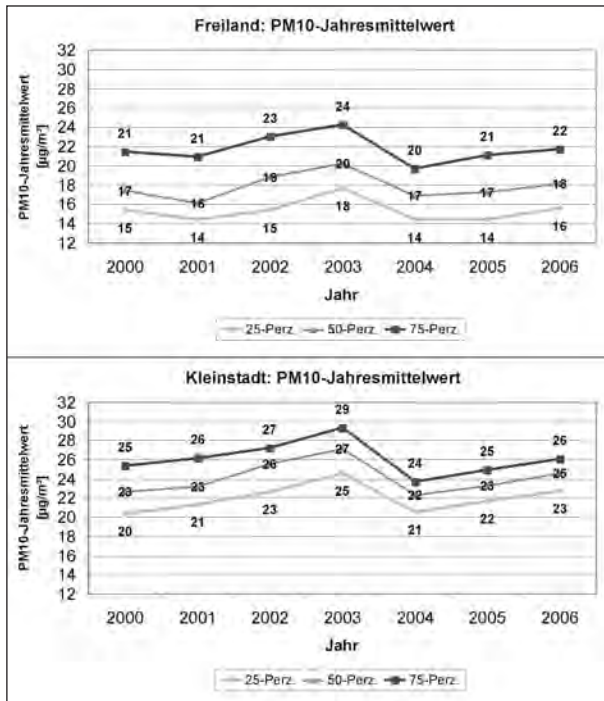
Die Ergebnisse für die PM10-Jahresmittelwerte sind in Bild 9.7 und Bild 9.8 dargestellt. Folgendes ist zu erkennen:

- Die PM10-Jahresmittelwerte variieren zwischen den einzelnen Jahren zum Teil erwartungsgemäß deutlich. Insbesondere die PM10-JM-Werte 2003 (besonders hoch) bzw. 2004 (besonders niedrig) weichen stark von denen der anderen Jahre ab.
- Es gibt keine einheitliche Tendenz bei der zeitlichen Entwicklung der Werte; die Jahresmittelwerte 2000/2001 entsprechen etwa denen in den Jahren 2005/2006.
- Die Konzentrationsunterschiede zwischen Mittelstadt und Großstadt sind gering.
- Die 25-Perzentilwerte an den Kleinstadtstationen liegen tendenziell höher als die 25-Perzentilwerte an den Mittelstadt-Stationen.

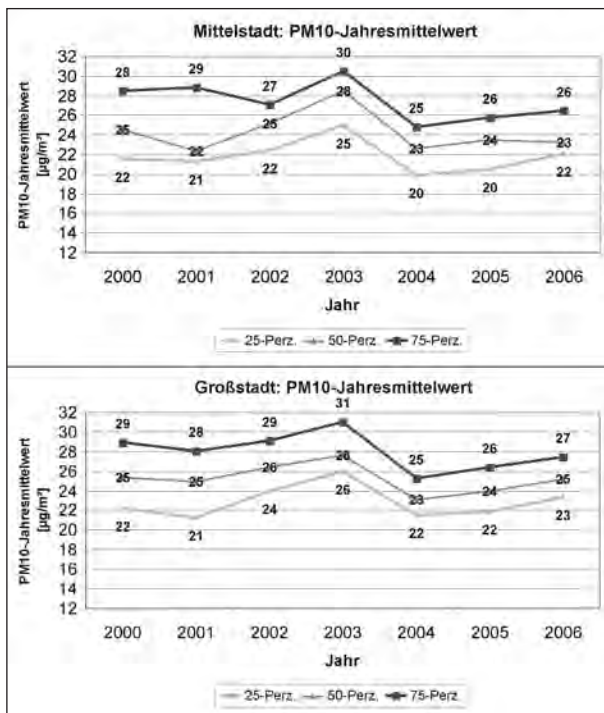


**Bild 9.6:** Zeitliche Entwicklung der ausgewerteten Perzentile der NO-Jahresmittelwerte für die Stationskategorien Mittelstadt (oben) und Großstadt (unten)





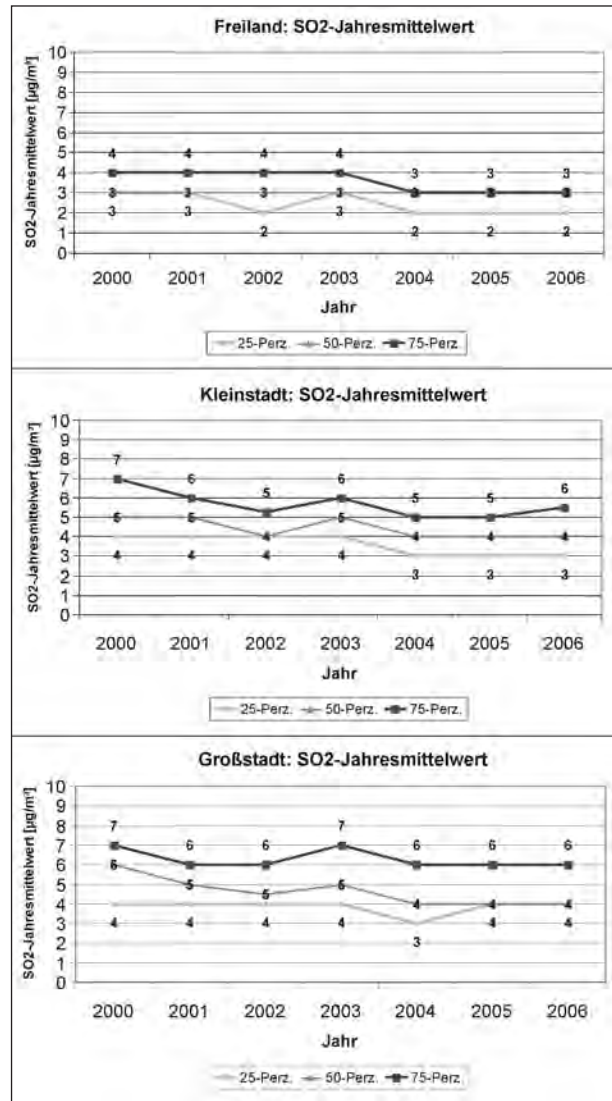
**Bild 9.7:** Zeitliche Entwicklung der ausgewerteten Perzentile der PM10-Jahresmittelwerte für die Stationskategorien Freiland (oben) und Kleinstadt (unten)



**Bild 9.8:** Zeitliche Entwicklung der ausgewerteten Perzentile der PM10-Jahresmittelwerte für die Stationskategorien Mittelstadt (oben) und Großstadt (unten)

**9.2.4 Ergebnisse für SO<sub>2</sub>, CO, Benzol und Blei**

Die SO<sub>2</sub>-Konzentrationen liegen bei allen Gebietskategorien auf einem sehr niedrigen Niveau (siehe Bild 9.9). Im Freiland werden in den Jahren



**Bild 9.9:** Zeitliche Entwicklung der ausgewerteten Perzentile der SO<sub>2</sub>-Jahresmittelwerte

2005/2006 SO<sub>2</sub>-Jahresmittelwerte von ca. 2 µg/m<sup>3</sup> (25-Perzentil) bis 3 µg/m<sup>3</sup> (75-Perzentil) und im städtischen Hintergrund von ca. 3 bis 6 µg/m<sup>3</sup> gemessen. Die Unterschiede zwischen Großstadt, Mittelstadt und Kleinstadt sind sehr gering.

Die CO-Konzentrationen liegen ebenfalls auf einem sehr niedrigen Niveau (nicht grafisch dargestellt). Im Freiland werden in den Jahren 2005/2006 CO-Jahresmittelwerte von ca. 100 bis 300 µg/m<sup>3</sup> und im städtischen Hintergrund von ca. 200 bis 500 µg/m<sup>3</sup> gemessen.

Auch die Hintergrundbelastungen an Benzol liegen gemessen am Grenzwert (5 µg/m<sup>3</sup>) auf einem relativ niedrigen Niveau (siehe Bild 9.10). Auch zeigen die Auswertungen eine abnehmende Tendenz zwischen den Jahren 2000/2001 und 2005/2006. Im städtischen Hintergrund werden Benzol-Jahresmit-

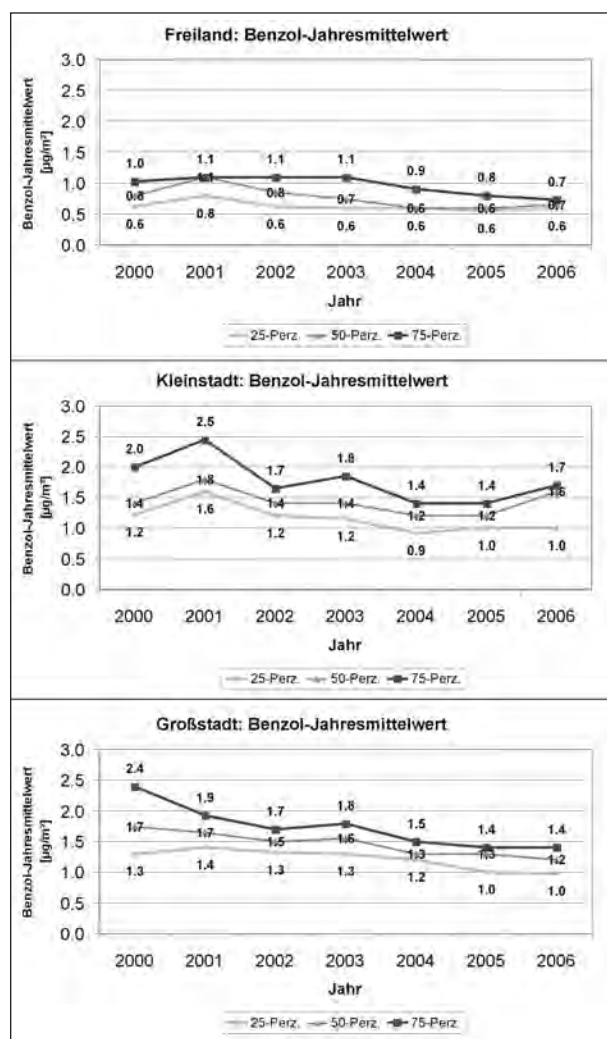


Bild 9.10: Zeitliche Entwicklung der ausgewerteten Perzentile der Benzol-Jahresmittelwerte

telwerte zwischen ca. 1 und 2  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ , in wenigen Einzelfällen von 3  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  festgestellt. An Freilandstationen liegen die Konzentrationen bei ca. 0.6 bis 0.8  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ .

Die Bleikonzentrationen in der Luft sind in den letzten Jahren weiter gesunken. Zwischen 1997 und 2006 sanken die Konzentrationen in Mecklenburg-Vorpommern um ca. 75 % (siehe z. B. [http://www.lung.mv-regierung.de/umwelt/luft/trend/jast\\_pb.htm](http://www.lung.mv-regierung.de/umwelt/luft/trend/jast_pb.htm)).

### 9.3 Aktualisierte Tabelle der Hintergrundbelastungen für MLuS

Aus den im vorherigen Kapitel ausgeführten Datenanalysen werden für das Bezugsjahr 2006 die in der Tabelle 9.1 aufgeführten gebietstypischen Hintergrundkonzentrationen vorgeschlagen. Dabei

wurden die Werte für die Jahre 2005/2006 zum Ansatz gebracht, um meteorologische Schwankungen auszugleichen. Der 25-Perzentilwert wird den „niedrig“, der 50-Perzentilwert den „mittel“ und der 75-Perzentilwert den „hohen“ Schadstoffbelastungen zugeordnet. Bei sehr starken Streuungen in den Messdaten werden die Maximalwerte mit berücksichtigt. Teilweise wurden auch Rundungen der Konzentrationswerte vorgenommen.

Hinweise aus der projektspezifischen Betreuergruppe wurden hier bereits berücksichtigt.

Zum Vergleich sind in der genannten Tabelle die Konzentrationswerte aus MLuS 02 (Bezugsjahr 1997) mit aufgeführt.

Diese aufgeführten Hintergrundbelastungswerte wurden mit UBA und LAI abgestimmt.

Hinweis: Auf Wunsch des fachbegleitenden Arbeitskreises sollten nach Abschluss der erläuterten Analysen zusätzlich auch Vorbelastungsdaten für PM<sub>2.5</sub> angegeben werden. Hier wurde pragmatisch vorgegangen: Entsprechend den Angaben aus mehreren Forschungsprojekten kann ein mittlerer Anteil PM<sub>2.5</sub>- an PM<sub>10</sub>-Konzentrationen zwischen 0.5 und 0.7 abgeleitet werden. Als PM<sub>2.5</sub>-Vorbelastung wird vorgeschlagen, die PM<sub>10</sub>-Vorbelastungen mit 0.7 zu multiplizieren.

## 9.4 Reduktionsfaktoren der Hintergrundbelastung

### 9.4.1 Ausgangssituation

In Tabelle A2 des MLuS 02 sind Schätzwerte für die Reduktion der Hintergrundbelastung bis zum Jahr 2020 angegeben. Diese sind in Tabelle 9.2 dargestellt. Diese Werte basieren auf Ergebnissen eines F&E-Vorhabens der BAST (LOHMEYER et al., 2001) und wurden mit dem Länderausschuss für Immissionsschutz (LAI) abgestimmt. Diese Daten spiegeln den Erkenntnisstand des Jahres 2000 wider. Aufbauend auf diesen Reduktionsfaktoren sollte anhand von in der Literatur veröffentlichten Prognoseberechnungen geprüft werden, ob und wenn ja wie eine Anpassung dieser Werte erfolgen kann.

Die Reduktionsfaktoren der Tabelle 9.2 geben an, auf welchen Anteil des 1997 vorgelegenen Hintergrundbelastungswertes die Konzentration in den entsprechenden Bezugsjahren absinkt.

|                  | Großstadt „gering“   |            | Großstadt „mittel“   |            | Großstadt „hoch“   |            |
|------------------|----------------------|------------|----------------------|------------|--------------------|------------|
|                  | Vorbel. I1           | Vorbel. I2 | Vorbel. I1           | Vorbel. I2 | Vorbel. I1         | Vorbel. I2 |
| CO               | 300 (1.000)          |            | 400 (1.500)          |            | 500 (2.000)        |            |
| NO               | 10 (30)              |            | 15 (50)              |            | 20 (70)            |            |
| Blei             | 0,05 (0,2)           |            | 0,2 (0,6)            |            | 0,3 (1)            |            |
| SO <sub>2</sub>  | 4 (20)               |            | 5 (35)               |            | 6 (50)             |            |
| Benzol           | 1.7 (2,5)            |            | 2.5 (3,5)            |            | 3 (5)              |            |
| NO <sub>2</sub>  | 22 (30)              | 70 (70)    | 30 (45)              | 80 (110)   | 35 (60)            | 90 (150)   |
| PM <sub>10</sub> | 23 (30)              |            | 26 (40)              |            | 27 (50)            |            |
|                  | Mittelstadt „gering“ |            | Mittelstadt „mittel“ |            | Mittelstadt „hoch“ |            |
|                  | Vorbel. I1           | Vorbel. I2 | Vorbel. I1           | Vorbel. I2 | Vorbel. I1         | Vorbel. I2 |
| CO               | 200 (400)            |            | 300 (800)            |            | 400 (1.500)        |            |
| NO               | 10 (20)              |            | 15 (30)              |            | 20 (40)            |            |
| Blei             | 0,03 (0,1)           |            | 0,08 (0,3)           |            | 0,13 (0,5)         |            |
| SO <sub>2</sub>  | 4 (10)               |            | 5 (20)               |            | 6 (30)             |            |
| Benzol           | 1.5 (2)              |            | 2 (3)                |            | 2.5 (4)            |            |
| NO <sub>2</sub>  | 20 (30)              | 60 (60)    | 25 (40)              | 70 (90)    | 32 (50)            | 80 (130)   |
| PM <sub>10</sub> | 22 (25)              |            | 26 (30)              |            | 26 (35)            |            |
|                  | Kleinstadt „gering“  |            | Kleinstadt „mittel“  |            | Kleinstadt „hoch“  |            |
|                  | Vorbel. I1           | Vorbel. I2 | Vorbel. I1           | Vorbel. I2 | Vorbel. I1         | Vorbel. I2 |
| CO               | 200 (300)            |            | 300 (700)            |            | 400 (1.100)        |            |
| NO               | 4 (10)               |            | 10 (20)              |            | 15 (30)            |            |
| Blei             | 0,02 (0,06)          |            | 0,02 (0,08)          |            | 0,03 (0,1)         |            |
| SO <sub>2</sub>  | 3 (7)                |            | 4 (12)               |            | 5 (15)             |            |
| Benzol           | 1 (1,5)              |            | 1.5 (2)              |            | 2 (3)              |            |
| NO <sub>2</sub>  | 17 (20)              | 50 (50)    | 21 (25)              | 60 (75)    | 27 (30)            | 70 (100)   |
| PM <sub>10</sub> | 22 (20)              |            | 25 (25)              |            | 26 (30)            |            |
|                  | Freiland „gering“    |            | Freiland „mittel“    |            | Freiland „hoch“    |            |
|                  | Vorbel. I1           | Vorbel. I2 | Vorbel. I1           | Vorbel. I2 | Vorbel. I1         | Vorbel. I2 |
| CO               | 100 (100)            |            | 200 (300)            |            | 300 (600)          |            |
| NO               | 1 (2)                |            | 3 (3)                |            | 3 (5)              |            |
| Blei             | 0,005 (0,02)         |            | 0,01 (0,04)          |            | 0,02 (0,06)        |            |
| SO <sub>2</sub>  | 2 (2)                |            | 3 (8)                |            | 4 (12)             |            |
| Benzol           | 0.6 (1)              |            | 0.8 (2)              |            | 1 (2,5)            |            |
| NO <sub>2</sub>  | 9 (6)                | 30 (25)    | 11 (12)              | 40 (35)    | 15 (20)            | 50 (60)    |
| PM <sub>10</sub> | 15 (15)              |            | 22 (20)              |            | 22 (25)            |            |

**Tab. 9.1:** Vorschlag für gebietstypische Hintergrundbelastungswerte in  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  (Stand 2006) (Werte in Klammern = Stand 1997 aus MLuS 2002, geänderte Fassung 2005)

Die im vorhergehenden Kapitel erläuterte Datenauswertung beinhaltete Messwerte der Jahre 2000 bis 2006. In den nachfolgend beschriebenen, der Literatur entnommenen Szenarienberechnungen wird immer auf das Jahr 2000 Bezug genommen. Deshalb sind in Tabelle 9.3 die Reduktionsfaktoren

der Tabelle 9.2 auf das Jahr 2000 bezogen dargestellt. Diese Werte wurden direkt aus den Angaben der Tabelle 9.2 abgeleitet und enthalten zunächst noch keine neuen Erkenntnisse. So ergibt sich z. B. der Reduktionsfaktor für NO<sub>2</sub> in Groß- und Mittelstädten zwischen den Jahren 2000 und

| Schadstoff       | Gebiet                | 2000 | 2005 | 2010 | 2015 | 2020 |
|------------------|-----------------------|------|------|------|------|------|
| NO <sub>2</sub>  | Groß- und Mittelstadt | 0.95 | 0.90 | 0.85 | 0.82 | 0.80 |
|                  | Kleinstadt            | 0.95 | 0.88 | 0.82 | 0.78 | 0.76 |
|                  | Freiland              | 1.00 | 0.95 | 0.91 | 0.88 | 0.86 |
| NO               | Groß- und Mittelstadt | 0.91 | 0.82 | 0.75 | 0.71 | 0.69 |
|                  | Kleinstadt            | 0.91 | 0.81 | 0.73 | 0.69 | 0.67 |
|                  | Freiland              | 1.00 | 0.93 | 0.88 | 0.84 | 0.81 |
| PM <sub>10</sub> | Groß- und Mittelstadt | 0.92 | 0.89 | 0.84 | 0.82 | 0.81 |
|                  | Kleinstadt            | 0.92 | 0.89 | 0.84 | 0.82 | 0.81 |
|                  | Freiland              | 1.00 | 0.95 | 0.90 | 0.88 | 0.87 |
| SO <sub>2</sub>  | Alle Gebietstypen     | 0.58 | 0.47 | 0.43 | 0.41 | 0.41 |
| Benzol           | Alle Gebietstypen     | 0.77 | 0.64 | 0.59 | 0.56 | 0.55 |
| CO               | Alle Gebietstypen     | 0.90 | 0.73 | 0.71 | 0.68 | 0.66 |
| Blei             | Alle Gebietstypen     | 0.95 | 0.90 | 0.90 | 0.90 | 0.90 |

Tab. 9.2: Gebietstypische Schätzwerte der Reduktionsfaktoren für die Hintergrundbelastungswerte zwischen 2000 und 2020 (Bezugsjahr 1997) entsprechend MLuS 02

| Schadstoff       | Gebiet                | 2000 | 2005                    | 2010 | 2015 | 2020 |
|------------------|-----------------------|------|-------------------------|------|------|------|
| NO <sub>2</sub>  | Groß- und Mittelstadt | 1.00 | 0.95 ( <b>0.97</b> )    | 0.89 | 0.86 | 0.84 |
|                  | Kleinstadt            | 1.00 | 0.93 ( <b>1.00</b> )    | 0.86 | 0.82 | 0.80 |
|                  | Freiland              | 1.00 | 0.95 ( <b>1.00</b> )    | 0.91 | 0.88 | 0.86 |
| NO               | Groß- und Mittelstadt | 1.00 | 0.90 ( <b>0.83</b> )    | 0.82 | 0.78 | 0.76 |
|                  | Kleinstadt            | 1.00 | 0.89 ( <b>0.89</b> )    | 0.80 | 0.76 | 0.74 |
|                  | Freiland              | 1.00 | 0.93 ( <b>0.88</b> )    | 0.88 | 0.84 | 0.81 |
| PM <sub>10</sub> | Groß- und Mittelstadt | 1.00 | 0.97 ( <b>1.00</b> )    | 0.91 | 0.89 | 0.88 |
|                  | Kleinstadt            | 1.00 | 0.97 ( <b>1.00</b> )    | 0.91 | 0.89 | 0.88 |
|                  | Freiland              | 1.00 | 0.95 ( <b>1.00</b> )    | 0.90 | 0.88 | 0.87 |
| SO <sub>2</sub>  | Alle Gebietstypen     | 1.00 | 0.81                    | 0.74 | 0.71 | 0.71 |
| Benzol           | Alle Gebietstypen     | 1.00 | 0.83 ( <b>0.6-0.8</b> ) | 0.77 | 0.73 | 0.71 |
| CO               | Alle Gebietstypen     | 1.00 | 0.81                    | 0.79 | 0.76 | 0.73 |
| Blei             | Alle Gebietstypen     | 1.00 | 0.95                    | 0.95 | 0.95 | 0.95 |

Tab. 9.3: Gebietstypische Schätzwerte der Reduktionsfaktoren für die Hintergrundbelastungswerte zwischen 2000 und 2020 (Bezugsjahr 2000) entsprechend MLuS 02. Werte in Klammer entsprechen den aus den Messwerten (Kapitel 9.3) abgeleiteten Reduktionen

2010 aus dem Quotienten der Reduktionsfaktoren  $0.85/0.95 = 0.89$ . Zusätzlich sind die aus den Messwerten (Kapitel 9.3) abgeleiteten Reduktionen aufgeführt.

Es zeigt sich, dass zwischen den Jahren 2000 und 2005

- die Messdaten bei NO<sub>2</sub> 3 % bis keine Reduktion aufzeigen; MLuS von 5 % bis 7 % Minderung ausgegangen ist, der Ansatz in MLuS ist somit etwas zu optimistisch,
- die Messdaten bei NO Reduktionen zwischen 11 % und 17 % aufzeigen, MLuS von 7 % bis 11 % Minderung ausgegangen ist. Der Ansatz in MLuS ist somit eher konservativ,
- die Messdaten bei PM<sub>10</sub> keine relevante Reduktion aufzeigen, MLuS von 3 % bis 5 % Minderung ausgegangen ist. Der Ansatz in MLuS ist somit etwas zu optimistisch und
- die Messdaten bei Benzol 20 % bis 40 % Reduktion aufzeigen, MLuS von 7 % Minderung



ausgegangen ist. Der Ansatz in MLuS ist somit eher konservativ.

#### 9.4.2 Literaturlauswertung

Das Umweltbundesamt (UBA) veröffentlichte eine Studie zur „Anwendung des REM-CALGRID-Modells für die Immissionsprognose 2010 und 2020 in Deutschland auf der Basis hoch aufgelöster Emissionsdaten“ (UBA, 2006).

Mittels des REM-CALGRID-Modells (RCG) wurden dort mit einer räumlichen Auflösung von  $0.25^\circ$  geografischer Länge und  $0.125^\circ$  geografischer Breite, dies entspricht einer Gittergröße von ca. 16 km bis 18 km (Nord-Süd-Richtung) · 14 km (Ost-West-Richtung), Ausbreitungsberechnungen für verschiedene Emissionsszenarios durchgeführt.

Emissionsseitig erfolgte ein Abgleich der Datenbasen für 2000, 2010 und 2020 auf nationaler Ebene mit den entsprechenden von EMEP im Rahmen des CAFE-BASELINE-Prozesses verwendeten Emissionsdaten (AMANN et al., 2005). Die Immissionsprognosen 2010 und 2020 liefern die Immissionsänderungen, die auf Grund der von 2000 nach 2010 bzw. 2020 entsprechend dem CLE-Szenario („Current Legislation“) prognostizierten Emissionsänderung zu erwarten sind. Das CLE-Szenario beschreibt die Emissionsentwicklung, die sich aus der Umsetzung bereits heute festgeschriebener Maßnahmen für das Jahr 2010 und 2020 ergeben. Die Immissionsprognosen 2010 und 2020 wurden auf der Basis des meteorologischen Jahres 2000 erstellt.

In Tabelle 9.4 und Tabelle 9.5 sind die den o. g. Berechnungen zu Grunde gelegten Änderungen der deutschen Emissionen, aufgeteilt nach Verursacherggruppen, aufgeführt.

Die für Deutschland berechneten Immissionen sind für PM10 in Bild 9.11 und für NO<sub>2</sub> in Bild 9.12 dargestellt. Im Bericht des UBA (2006) heißt es dazu:

..., Die höchsten PM10-Konzentrationen von ca.  $35 \mu\text{g}/\text{m}^3$  werden (für das Jahr 2000) im Gebiet Duisburg berechnet. Nach den Berechnungen muss in Städten im Jahre 2010 noch mit urbanen Hintergrundkonzentrationen von 15 bis  $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$ , in den größeren Ballungsgebieten von 20 bis  $25 \mu\text{g}/\text{m}^3$ , in Teilen des Ruhrgebiets sogar von 25 bis  $28 \mu\text{g}/\text{m}^3$  gerechnet werden. In eher ländlichen Regionen werden noch 10 bis  $15 \mu\text{g}/\text{m}^3$  PM10 erreicht. Bezogen auf die Basissimulation mit den Emissionen des Jahres 2000 entspricht dies Abnahmen von 3 bis

$6 \mu\text{g}/\text{m}^3$  in städtischen Regionen und 2 bis  $3 \mu\text{g}/\text{m}^3$  in ländlichen Regionen. Bis 2020 sinken die urbanen PM10-Hintergrundkonzentrationen um weitere 2 bis  $3 \mu\text{g}/\text{m}^3$ , die Konzentrationen in den ländlichen Regionen um weitere 1 bis  $2 \mu\text{g}/\text{m}^3$  ab.

Hohe NO<sub>2</sub>-Konzentrationen mit Jahresmittelwerten über  $35 \mu\text{g}/\text{m}^3$  werden in Teilen des Ruhrgebiets sowie in den Ballungsräumen München, Stuttgart, Rhein-Main und Berlin berechnet. Nach den Berechnungen muss in Städten im Jahre 2010 noch mit urbanen NO<sub>2</sub>-Hintergrundkonzentrationen von 25 bis  $30 \mu\text{g}/\text{m}^3$ , in den größeren Ballungsgebieten von 30 bis  $35 \mu\text{g}/\text{m}^3$  und vereinzelt bis  $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$  gerechnet werden. In eher ländlichen Regionen werden noch NO<sub>2</sub>-Jahresmittelwerte von 5 bis  $15 \mu\text{g}/\text{m}^3$  erreicht. Bezogen auf die Basissimulation mit den Emissionen 2000 entspricht dies Abnahmen von 6 bis  $11 \mu\text{g}/\text{m}^3$  in städtischen Regionen und zwischen 1 und  $6 \mu\text{g}/\text{m}^3$  in eher ländlichen Regionen. Bis 2020 sinken die urbanen NO<sub>2</sub>-Hintergrundkonzentrationen um weitere 6 bis  $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ , die Konzentrationen in den ländlichen Regionen um weitere 1 bis  $3 \mu\text{g}/\text{m}^3$  ab. Im urbanen Hintergrund werden die NO<sub>2</sub>-Jahresmittelwerte im Jahre 2020 damit überwiegend unter  $30 \mu\text{g}/\text{m}^3$  liegen. ...“

Die Europäische Umweltagentur (European Environment Agency, EEA) veröffentlichte im Jahr 2006 Studien über die Entwicklung der Luftqualität vom Jahr 2000 bis zum Jahr 2030 (EEA, 2006a und 2006b). Hier wurden mittels Modellkombinationen EMEP (regionale Skala mit  $50 \text{ km} \cdot 50 \text{ km}$  Auflösung), OFIS (urbane Skala) und OSPM (Straßenschlucht) NO<sub>2</sub>-, PM10- und Ozon-Konzentrationen u. a. für mehrere europäische Städte für das Referenzjahr 2000 und für das Jahr 2030 berechnet.

Für das Jahr 2030 wurden mehrere Szenarien betrachtet:

- Das Baseline-Szenario für das CAFE-Programm (CLE) berücksichtigt alle bereits heute festgeschriebenen Maßnahmen.
- Das Climate-Action-Szenario (CA) beinhaltet weitere Maßnahmen zur Verringerung der Klimagase durch eine Erhöhung der CO<sub>2</sub>-Steuern über 20 EUR/t CO<sub>2</sub> im Jahr 2020 (Air Strategy-Szenario) auf 65 EUR/t CO<sub>2</sub> im Jahr 2030.
- Das Climate-Action-Maximum-Feasible Reduction-Szenario (MFR) beinhaltet alle möglichen technischen Maßnahmen zur Verringerung der Klimagase unabhängig von deren Kosten.

| Change 2000-2010 %           | NOX   | NM VOC | SOX   | NH3   | CO    | PM25  | PM10  |
|------------------------------|-------|--------|-------|-------|-------|-------|-------|
| Energy transformation        | -24.2 | -0.8   | -19.2 |       | 54.7  | -11.2 | -11.8 |
| Small combustion sources     | -1.8  | 10.0   | -51.4 |       | 53.2  | 7.1   | 2.6   |
| Industrial combustion        | -17.7 | -16.7  | -36.4 |       | -87.5 | -6.6  | -10.1 |
| Industrial process emissions | -5.9  | -8.4   | -22.1 | -1.8  | -16.5 | -12.1 | -10.3 |
| Extraction of fossil fuels   |       | -45.5  |       |       |       | -12.5 | -7.8  |
| Solvent and product use      |       | -24.1  |       |       |       |       |       |
| Road transport               |       |        | -70.8 |       |       |       |       |
| Gasoline                     | -36.2 | -56.2  |       | -65.9 | -30.5 | -42.4 | -42.4 |
| Diesel                       | -36.2 | -56.2  |       | -64.3 | -30.5 | -43.2 | -43.2 |
| Brake and tyrewear           |       |        |       |       |       | -41.9 | 9.2   |
| Volatilisation losses        |       | -56.2  |       |       |       |       |       |
| Non road transport           | -27.4 | -27.3  | -77.4 |       | 229.3 | -32.3 | -32.0 |
| Waste handling and disposal  |       |        |       |       |       | -0.8  | -0.8  |
| Agriculture                  |       |        |       | 0.0   |       | 4.4   | 5.3   |
| Nature                       |       |        |       |       |       |       |       |
| Shipping                     |       |        |       |       |       |       |       |
| Sum over all sectors         | -28.6 | -30.6  | -29.9 | -2.3  | -11.0 | -20.3 | -14.3 |

Tab. 9.4: Änderung der deutschen Emissionen 2000 nach 2010 in %, bezogen auf 2000. Quelle: UBA, 2006

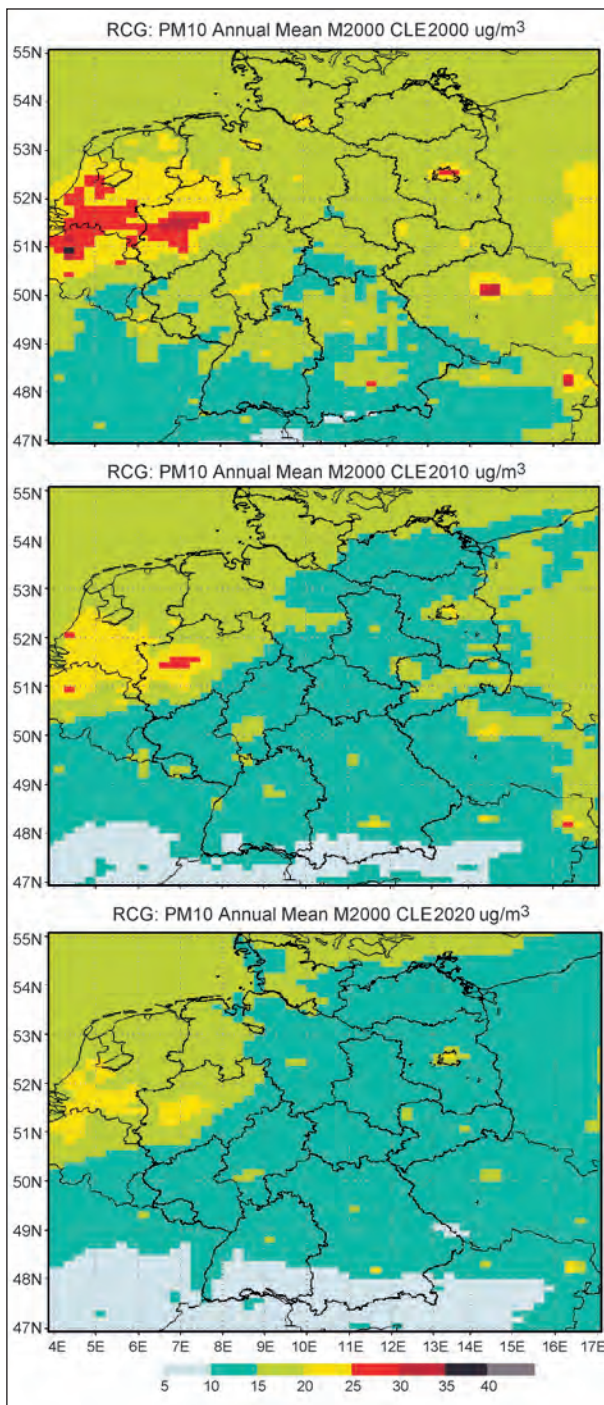
| Change 2000-2020 %           | NOX   | NM VOC | SOX   | NH3   | CO    | PM25  | PM10  |
|------------------------------|-------|--------|-------|-------|-------|-------|-------|
| Energy transformation        | -27.2 | 3.6    | -23.2 |       | 66.1  | -15.0 | -12.7 |
| Small combustion sources     | -1.2  | 12.0   | -55.5 |       | 55.5  | 7.4   | 2.5   |
| Industrial combustion        | -20.2 | -23.6  | -44.9 |       | -88.2 | -2.4  | -6.4  |
| Industrial process emissions | -5.6  | -8.8   | -20.2 | -1.9  | 1.7   | -9.7  | -8.2  |
| Extraction of fossil fuels   |       | -47.7  |       |       |       | -16.3 | -14.3 |
| Solvent and product use      |       | -36.2  |       |       |       |       |       |
| Road transport               |       |        | -69.8 |       |       |       |       |
| Gasoline                     | -60.9 | -70.7  |       | -81.2 | -46.5 | -60.5 | -60.5 |
| Diesel                       | -60.9 | -70.7  |       | -81.1 | -46.6 | -60.5 | -60.5 |
| Brake and tyrewear           |       |        |       |       |       | -60.3 | 18.1  |
| Volatilisation losses        |       | -70.8  |       |       |       |       |       |
| Non road transport           | -48.9 | -61.4  | -74.3 |       | 233.4 | -68.8 | -68.8 |
| Waste handling and disposal  |       |        |       |       |       | 11.2  | 11.2  |
| Agriculture                  |       |        |       | -2.3  |       | 3.4   | 4.7   |
| Nature                       |       |        |       |       |       |       |       |
| Shipping                     |       |        |       |       |       |       |       |
| Sum over all sectors         | -45.3 | -43.0  | -33.6 | -5.0  | -16.1 | -30.3 | -20.1 |

Tab. 9.5: Änderung der deutschen Emissionen 2000 nach 2020 in %, bezogen auf 2000. Quelle: UBA, 2006

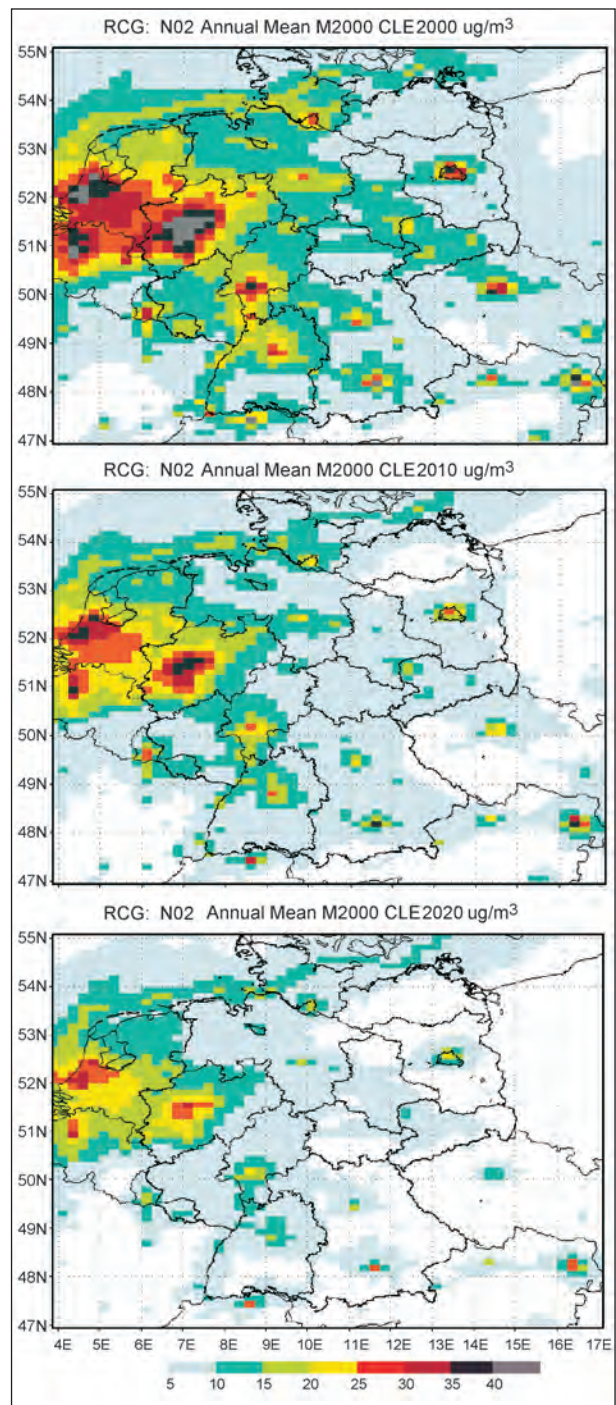
Bild 9.13 stellt die den Berechnungen zu Grunde gelegten Emissionsentwicklungen in der EU-25-Region dar.

Flächendeckende Informationen der PM10- und NO<sub>2</sub>-Jahresmittelwerte werden nicht ausgewiesen. Die Bilder 9.14 (PM10) und 9.15 (NO<sub>2</sub>) zeigen aber





**Bild 9.11:** Für Deutschland berechnete PM10-Jahresmittelwerte für 2000 (oben), 2010 (Mitte) und 2020 (unten).  
Quelle: UBA (2006)

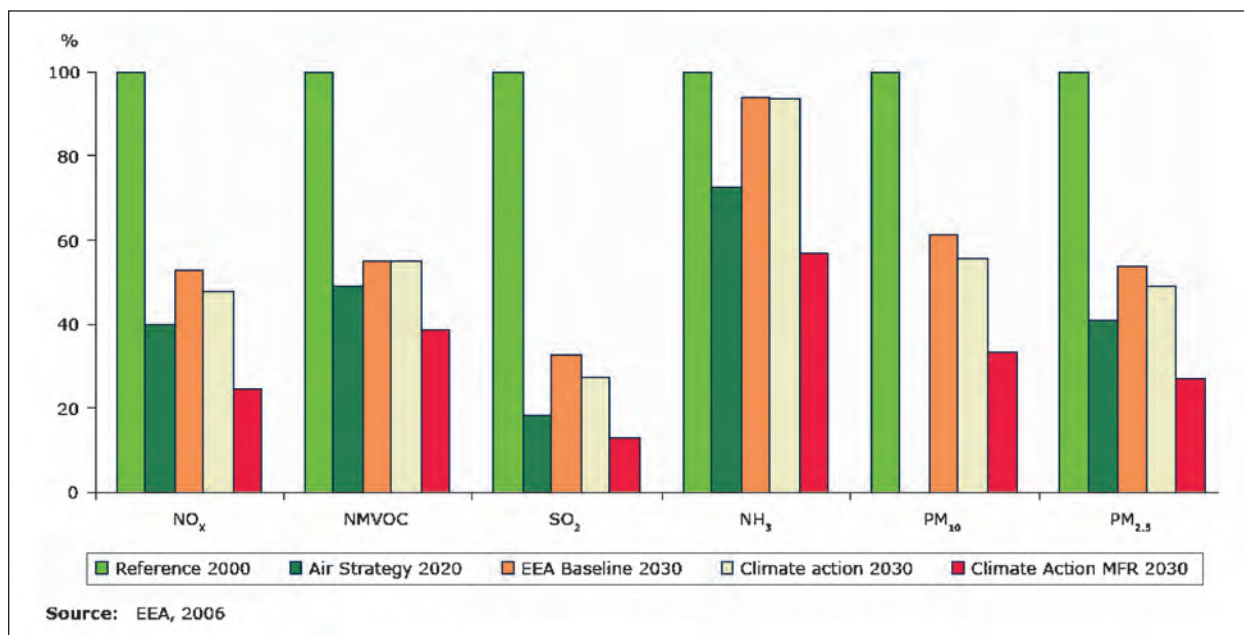


**Bild 9.12:** Für Deutschland berechnete NO<sub>2</sub>-Jahresmittelwerte für 2000 (oben), 2010 (Mitte) und 2020 (unten).  
Quelle: UBA (2006)

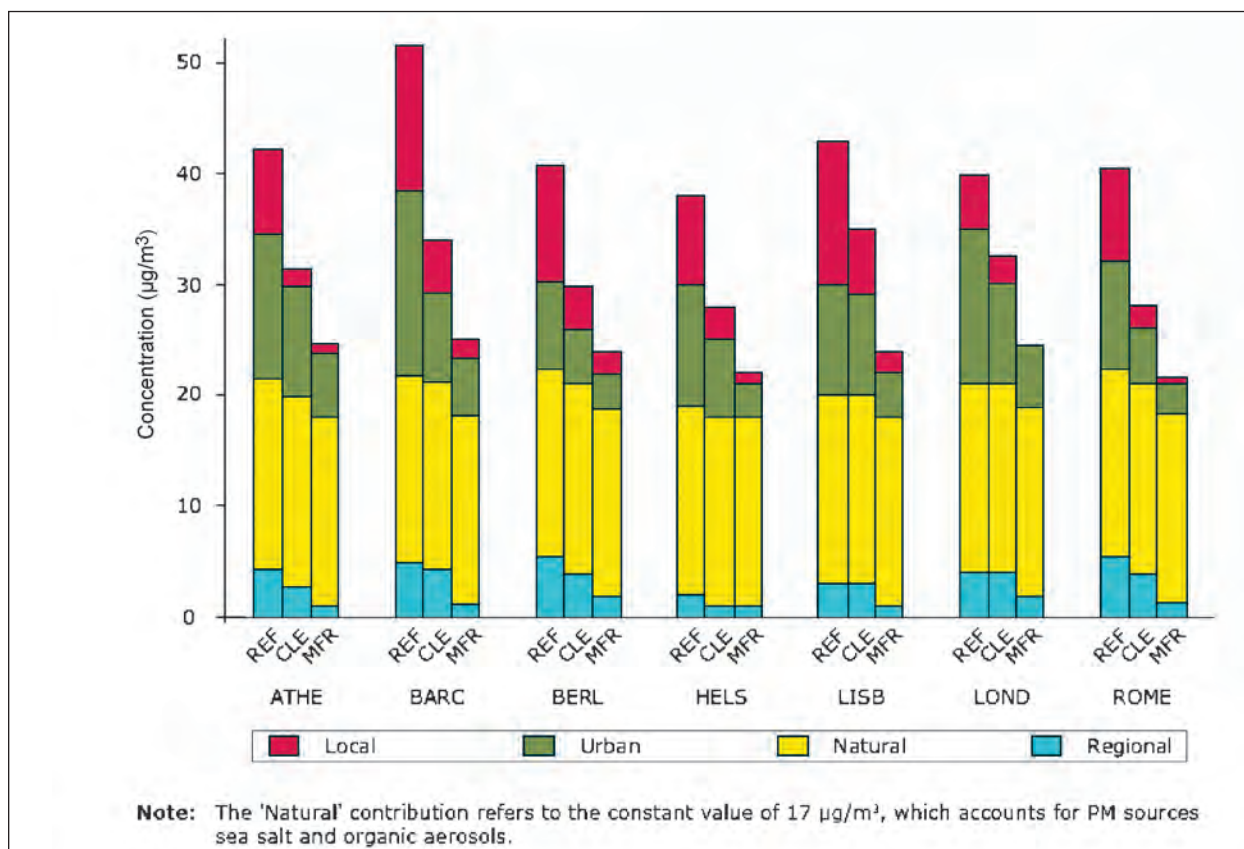
die berechneten Konzentrationen für mehrere europäische Großstädte auf. Differenziert wird nach regionalem Hintergrund, städtischer Zusatzbelastung und lokaler Zusatzbelastung (in einer typischen Straßenschlucht). Bei PM10 wird noch eine sog. natürliche Hintergrundbelastung von  $17 \mu\text{g}/\text{m}^3$  angesetzt, welche mit Winderosion, Seesalz und organischen Aerosolen begründet wird. Dieser Bei-

trag wird konstant über ganz Europa und unabhängig vom Bezugsjahr angesetzt.

Für die Region Berlin (= BERL) werden hierbei beim PM10-Jahresmittelwert Verringerungen der regionalen (plus „natürlichen“) Hintergrundbelastung von  $22 \mu\text{g}/\text{m}^3$  im Jahr 2000 auf 19 bis  $21 \mu\text{g}/\text{m}^3$  im Jahr 2030 berechnet. Dies entspricht einer Reduktion um 1 bis  $3 \mu\text{g}/\text{m}^3$ , also ca. 5 % bis 14 %.



**Bild 9.13:** In den Berechnungen von EEA angesetzte relative Änderung der Luftschadstoffemissionen in der EU-25-Region zwischen den Jahren 2030 und 2000 (ohne Schiffsemissionen). Quelle: EEA (2006b)

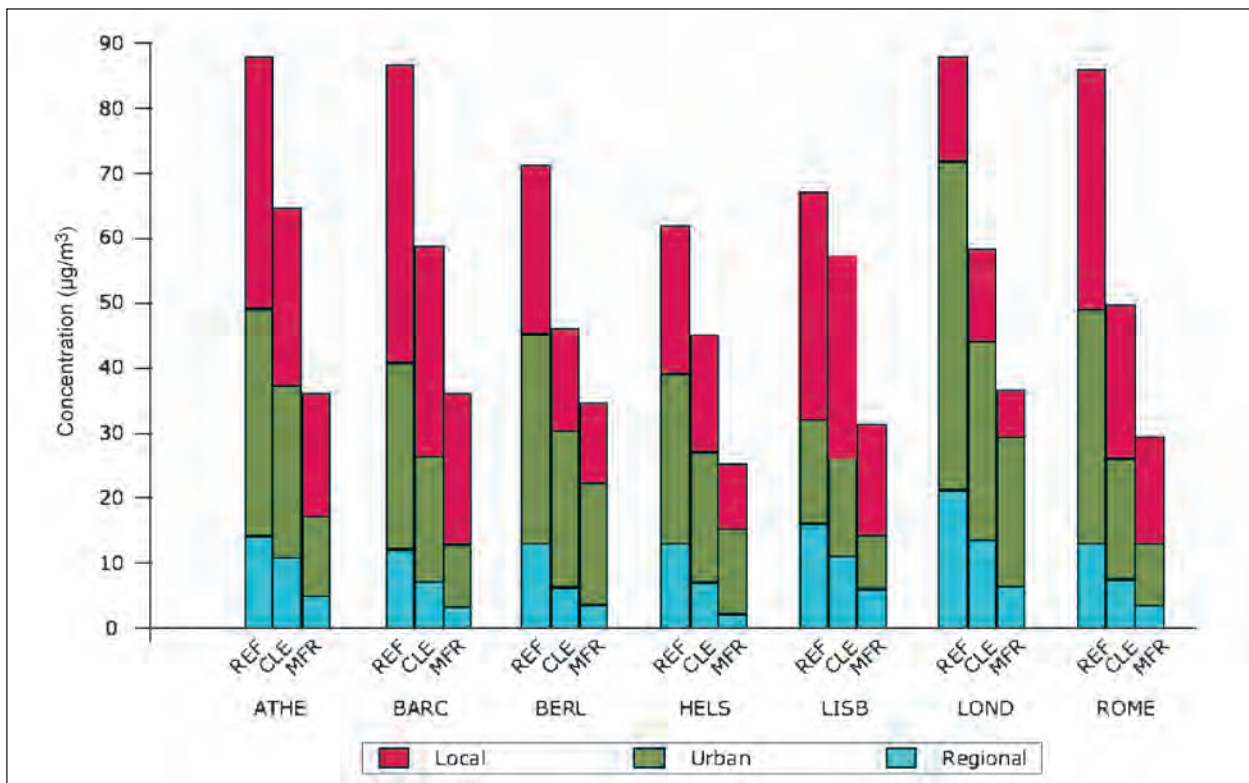


**Bild 9.14:** PM<sub>10</sub>-Jahresmittelwerte der regionalen Hintergrundbelastung (EMEP-Berechnungen), der urbanen Zusatzbelastung (OFIS) und der lokalen Zusatzbelastung in einer typischen Straßenschlucht (OSPM) für verschiedene europäische Städte für das Jahr 2000 (REF) sowie für das Jahr 2030 (CLE- und MFR-Szenarios). Quelle EEA (2006b)

Die städtische Zusatzbelastung sinkt dort im gleichen Zeitraum von 10 µg/m<sup>3</sup> auf 4 bis 7 µg/m<sup>3</sup>. Die städtische Hintergrundbelastung in Berlin soll sich

demnach von 32 µg/m<sup>3</sup> auf 23 bis 28 µg/m<sup>3</sup>, also um ca. 13 % bis 28 %, reduzieren.





**Bild 9.15:** Berechnete NO<sub>2</sub>-Jahresmittelwerte der regionalen Hintergrundbelastung (EMEP-Berechnungen), der urbanen Zusatzbelastung (OFIS) und der lokalen Zusatzbelastung in einer typischen Straßenschlucht (OSPM) für verschiedene europäische Städte für das Jahr 2000 (REF) sowie für das Jahr 2030 (CLE- und MFR-Szenarios). Quelle EEA (2006b)

Für die Region Berlin werden beim NO<sub>2</sub>-Jahresmittelwert Verringerungen der regionalen Hintergrundbelastung von 15 µg/m<sup>3</sup> im Jahr 2000 auf 5 bis 8 µg/m<sup>3</sup> im Jahr 2030 berechnet. Dies entspricht einer Reduktion um ca. 50 bis 70 %. Die städtische Zusatzbelastung sinkt dort im gleichen Zeitraum von 30 µg/m<sup>3</sup> auf 15 bis 19 µg/m<sup>3</sup>. Die städtische Hintergrundbelastung in Berlin soll sich demnach von 45 µg/m<sup>3</sup> auf 27 bis 30 µg/m<sup>3</sup>, also um ca. 30 bis 40 %, reduzieren.

Im Rahmen des Umweltforschungsplanes des UBA wird derzeit das Forschungsprojekt „Strategien zur Verminderung der Feinstaubbelastung“ (PAREST) bearbeitet.

Ziel des Projekts ist es, die Ursachen für die Überschreitungen des Grenzwertes von PM<sub>10</sub> und des Grenzwertes von PM<sub>2.5</sub> zu ermitteln und geeignete emissionsmindernde Maßnahmen zur Reduzierung der Feinstaubbelastung zu identifizieren. Die Minderungspotenziale von Maßnahmenbündeln und die damit verbundenen Kosten sollen ermittelt werden. Dafür werden durch das Konsortium auch flächendeckende Immissionsberechnungen für verschiedene Bezugsjahre durchgeführt. Das Projekt startete am 25. März 2007. Ergebnisse der Immis-

sionsberechnungen lagen bis zum Abschluss dieses Arbeitspaketes (Dezember 2009) nicht vor.

Weitere Ergebnisse deutschlandweiter immissionsseitiger Prognoseszenarios lagen bis zum Abschluss dieses Arbeitspaketes (Dezember 2009) ebenfalls nicht vor.

### 9.4.3 Vorschlag für Reduktionsfaktoren der Hintergrundbelastung

Die Tabelle 9.6 systematisiert die in UBA (2006) prognostizierten Hintergrundbelastungsdaten bis zum Jahr 2020.

Insgesamt wird von einer Abnahme der NO<sub>2</sub>-Hintergrundbelastung vom Jahr 2000 bis 2020 zwischen ca. 30 % und 50 % ausgegangen. Es wird weiterhin von einer Abnahme der PM<sub>10</sub>-Hintergrundbelastung vom Jahr 2000 bis 2020 zwischen ca. 20 % und 30 % ausgegangen.

Aus den Daten der Tabelle 9.2 und Tabelle 9.6 sowie unter Beachtung der prognostizierten Emissionsentwicklung (siehe Tabelle 9.4 und Tabelle 9.5 sowie Bild 9.13) werden die in Tabelle 9.7 aufgeführten Reduktionsfaktoren für die Hintergrundbe-

| <b>NO<sub>2</sub>-Hintergrundbelastung/Reduktionsfaktor relativ zum Jahr 2000</b>  |                                     |  |  |
|--|-------------------------------------|--|--|
| <b>Gebietstyp/Jahr</b>   | <b>2000</b>                         | <b>2010</b>                                  | <b>2020</b>                                  |
| ländlich   | 6 bis 21 µg/m <sup>3</sup><br>1.00  | 5 bis 15 µg/m <sup>3</sup><br>0.71 bis 0.83  | 4 bis 12 µg/m <sup>3</sup><br>0.57 bis 0.67  |
| städtisch  | 31 bis 41 µg/m <sup>3</sup><br>1.00 | 25 bis 30 µg/m <sup>3</sup><br>0.73 bis 0.81 | 19 bis 20 µg/m <sup>3</sup><br>0.49 bis 0.61 |
| Ballungsraum   | 36 bis 46 µg/m <sup>3</sup><br>1.00 | 30 bis 35 µg/m <sup>3</sup><br>0.76 bis 0.83 | 24 bis 25 µg/m <sup>3</sup><br>0.54 bis 0.67 |
| Ruhrgebiet   | 46 bis 51 µg/m <sup>3</sup><br>1.00 | 40 µg/m <sup>3</sup><br>0.78 bis 0.87        | 30 µg/m <sup>3</sup><br>0.59 bis 0.65        |
| <b>PM<sub>10</sub>-Hintergrundbelastung/Reduktionsfaktor relativ zum Jahr 2000</b> |                                     |  |  |
| <b>Gebietstyp/Jahr</b>   | <b>2000</b>                         | <b>2010</b>                                  | <b>2020</b>                                  |
| ländlich   | 12 bis 18 µg/m <sup>3</sup><br>1.00 | 10 bis 15 µg/m <sup>3</sup><br>0.83          | 9 bis 13 µg/m <sup>3</sup><br>0.72 bis 0.75  |
| städtisch  | 18 bis 26 µg/m <sup>3</sup><br>1.00 | 15 bis 20 µg/m <sup>3</sup><br>0.77 bis 0.83 | 13 bis 17 µg/m <sup>3</sup><br>0.65 bis 0.72 |
| Ballungsraum   | 23 bis 31 µg/m <sup>3</sup><br>1.00 | 20 bis 25 µg/m <sup>3</sup><br>0.81 bis 0.87 | 18 bis 22 µg/m <sup>3</sup><br>0.71 bis 0.78 |
| Ruhrgebiet   | 28 bis 34 µg/m <sup>3</sup><br>1.00 | 25 bis 28 µg/m <sup>3</sup><br>0.82 bis 0.89 | 23 bis 25 µg/m <sup>3</sup><br>0.73 bis 0.82 |

**Tab. 9.6:** Systematisierung der vom UBA (2006) modellierten Hintergrundbelastungsdaten. Erläuterungen siehe Text

| <b>Schadstoff</b> | <b>Gebiet</b>         | <b>2005</b> | <b>2010</b> | <b>2015</b> | <b>2020</b> | <b>2025</b> |
|-------------------|-----------------------|-------------|-------------|-------------|-------------|-------------|
| NO <sub>2</sub>   | Groß- und Mittelstadt | 1.00        | 1.00        | 0.88        | 0.75        | 0.70        |
|                   | Kleinstadt            | 1.00        | 1.00        | 0.89        | 0.78        | 0.75        |
|                   | Freiland              | 1.00        | 1.00        | 0.90        | 0.80        | 0.80        |
| NO                | Groß- und Mittelstadt | 1.00        | 0.95        | 0.83        | 0.71        | 0.66        |
|                   | Kleinstadt            | 1.00        | 0.95        | 0.84        | 0.74        | 0.71        |
|                   | Freiland              | 1.00        | 0.95        | 0.85        | 0.76        | 0.76        |
| PM <sub>10</sub>  | Groß- und Mittelstadt | 1.00        | 1.00        | 0.95        | 0.90        | 0.85        |
|                   | Kleinstadt            | 1.00        | 1.00        | 0.95        | 0.90        | 0.90        |
|                   | Freiland              | 1.00        | 1.00        | 0.95        | 0.90        | 0.90        |
| SO <sub>2</sub>   | Alle Gebietstypen     | 1.00        | 0.91        | 0.87        | 0.87        | 0.87        |
| Benzol            | Alle Gebietstypen     | 1.00        | 0.92        | 0.88        | 0.86        | 0.84        |
| CO                | Alle Gebietstypen     | 1.00        | 0.97        | 0.93        | 0.90        | 0.87        |
| Blei              | Alle Gebietstypen     | 1.00        | 1.00        | 1.00        | 1.00        | 1.00        |

**Tab. 9.7:** Vorschlag für gebietstypische Schätzwerte der Reduktionsfaktoren für die Hintergrundbelastungswerte zwischen 2005 und 2025 (Bezugsjahr 2005)

lastung bis zum Jahr 2025 vorgeschlagen. Folgende Überlegungen/Randbedingungen sind hierbei eingeflossen:

- Die Auswertung der Messdaten in Kapitel 9.2 und aktueller Messdaten zeigt, dass bei den NO<sub>2</sub>-Hintergrundbelastungen zwischen den Jahren 2005 und 2007/2008 eher Stagnation zu verzeichnen ist. Wegen in den nächsten Jahren zunehmender primärer NO<sub>2</sub>-Emissionen und

Ozonkonzentrationen (siehe nächstes Kapitel) wird ein deutlicher Rückgang der NO<sub>2</sub>-Hintergrundbelastungen bis 2010 nicht mehr erwartet. Deshalb sind die Reduktionsfaktoren für 2010 relativ zum Jahr 2005 für alle Gebietstypen auf 1.0 gesetzt. Zwischen den Jahren 2010 und 2020 weisen die Berechnungen des UBA (2006) auf Reduktionen zwischen 20 % und 30 % hin, wobei im ländlichen Raum die Minderungen tendenziell geringer als im städtischen Gebiet prognostiziert

werden. Die Abschätzung des Minderungspotenzials zwischen 2020 und 2030 ist wegen der unterschiedlichen Berechnungsprogramme und der geringen Repräsentativität der Daten für 2030 schwierig. Insbesondere für den ländlichen Raum scheint sie wegen der dort vorliegenden niedrigen Konzentrationen eher gering zu sein.

Deshalb wird hier zwischen den Jahren 2020 und 2025 keine Minderung angesetzt. Im städtischen Bereich, wo die Konzentrationen und damit die Minderungspotenziale höher sind, werden 3 % bis 5 % mehr Reduktion relativ zum Jahr 2005 zum Ansatz gebracht. Insgesamt werden damit zwischen den Jahren 2005 und 2025 Minderungen der  $\text{NO}_2$ -Hintergrundbelastung von 20 % (Freiland) bis 30 % (Groß- und Mittelstadt) angesetzt. Dies ist weniger als die in EEA (2006b) für die Region Berlin prognostizierten Minderungen um 50 % bis 70 % (Freiland) bzw. 30 % bis 40 % (Stadt) zwischen den Jahren 2000 und 2030.

- Die Auswertung der Messdaten in Kapitel 9.2 und aktueller Messdaten zeigt, dass bei den  $\text{NO}$ -Hintergrundbelastungen im Trend zwischen den Jahren 2005 und 2010 eher eine geringe Abnahme von ca. 5 % erwartet werden kann. Dies entspricht etwa  $\frac{1}{4}$  der in UBA (2006) angegebenen  $\text{NO}_2$ -Minderungen zwischen den Jahren 2000, 2005 und 2010. Mit den aus den Messdaten abgeleiteten  $\text{NO}$ -Minderungen von 11 % bis 17 % zwischen den Jahren 2000 und 2005 ergäbe sich damit eine  $\text{NO}$ -Minderung zwischen den Jahren 2000 und 2010 von 16 % bis 22 %. Dies entspricht ca. 50 % bis 75 % der emissionsseitig erwarteten  $\text{NO}_x$ -Reduktionen in Deutschland (siehe Tabelle 9.4). Für die weiteren Jahre wurden die  $\text{NO}_2$ -Reduktionsfaktoren relativ zu denen des Jahres 2010 auch auf  $\text{NO}$  angewendet.
- Die Auswertung der Messdaten in Kapitel 9.2 und aktueller Messdaten zeigte, dass bei den  $\text{PM}_{10}$ -Hintergrundbelastungen zwischen den Jahren 2005 und 2007/2008 eher Stagnation zu verzeichnen ist. Deshalb sind die Reduktionsfaktoren für 2010 für alle Gebietstypen auf 1.0 gesetzt. Es wird also zwischen den Jahren 2000 und 2010 keine Reduktion der Hintergrundbelastung zum Ansatz gebracht. Emissionsseitig geht das Umweltbundesamt deutschlandweit von 14 % Emissionsreduktion aus (siehe Tabelle 9.4). Zwischen den Jahren 2010 und 2020

weisen die Immissionsberechnungen des UBA (2006) unabhängig vom Gebietstyp auf Reduktionen der  $\text{PM}_{10}$ -Hintergrundbelastung von ca. 10 % hin. Dies wurde so angesetzt. Die Abschätzung des Minderungspotenzials zwischen 2020 und 2030 ist wegen der unterschiedlichen Berechnungsprogramme schwierig. Insbesondere für den ländlichen Raum scheint es wegen der dort vorliegenden niedrigen Konzentrationen eher geringer als in den Ballungsräumen zu sein. Deshalb wird für Freiland und für Kleinstädte zwischen 2020 und 2025 keine Minderung angesetzt. Für Groß- und Mittelstädte wird eine zusätzliche Reduktion von 5 % relativ zum Jahr 2005 zum Ansatz gebracht, weil dort die Konzentrationen und damit die Minderungspotenziale höher sind. Insgesamt werden somit zwischen den Jahren 2000 und 2025 Minderungen von 10 % (Freiland, Kleinstadt) bis 15 % (Groß- und Mittelstadt) vorgeschlagen. Dies liegt innerhalb der in EEA (2006b) aufgezeigten 5 % bis 14 % Minderung im Freiland bzw. 13 % bis 28 % Minderung in Berlin zwischen den Jahren 2000 und 2030. Für  $\text{PM}_{2.5}$  werden die gleichen Reduktionsfaktoren wie für  $\text{PM}_{10}$  vorgeschlagen.

- Die Hintergrundbelastungen für  $\text{SO}_2$ , Benzol,  $\text{CO}$  und Blei liegen schon jetzt auf einem sehr niedrigen Niveau verglichen mit den entsprechenden Grenzwerten. Flächendeckende Szenarioberechnungen wie bei  $\text{NO}_2$  und  $\text{PM}_{10}$  liegen nicht vor. Deshalb wurden hier die Reduktionsfaktoren aus MLuS 02 übernommen und der dort berücksichtigte Trend zwischen 2015 und 2020 bis zum Jahr 2025 fortgeführt.

Diese vorgeschlagenen Reduktionsfaktoren wurden im Dezember 2009 mit dem LAI und UBA abgestimmt.

## 10 $\text{NO}/\text{NO}_2$ -Konversion

### 10.1 Derzeitiger Kenntnisstand

MLuS beinhaltet derzeit ein empirisches Konversionsmodell (Gleichung 1), welches auf Basis der  $\text{NO}_x$ -Zusatzbelastung die  $\text{NO}_2$ -Zusatzbelastung bestimmt und additiv mit der  $\text{NO}_2$ -Hintergrundbelastung (HB) verknüpft. Dieses Konversionsmodell basiert auf Datenauswertungen vor dem Jahr 1998.

$$[NO_2] = 0.57 \cdot [NO_x]^{0.4} \exp(-0.09 \cdot [NO_x]) + [NO_2]^{HB} \quad (1)$$

Die Bildung von  $NO_2$  aus  $NO$  ist ein komplexer fotochemischer Prozess (siehe Bild 10.1). Dieser ist wesentlich abhängig u. a. von der Gesamtmenge des vorliegenden  $NO_x$  (nicht nur von der Zusatzbelastung) und vom Ozonangebot.

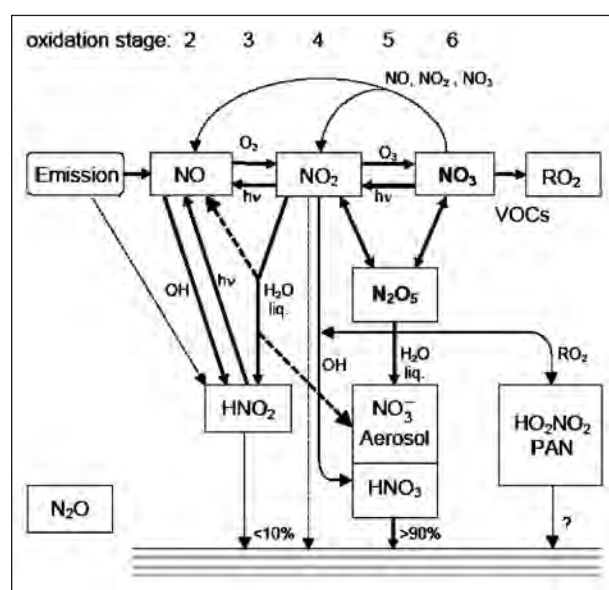
Die  $NO_2$ -Konzentration in der Luft ist außerdem vom primär emittierten  $NO_2$  abhängig. Sowohl die Ozonkonzentration als auch die primäre  $NO_2$ -Emission sind vom Bezugsjahr abhängige Größen. Keine dieser Einflussgrößen wird durch das bisherige Konversionsmodell berücksichtigt.

Bei Ausbreitungsberechnungen wird bisher häufig das empirische Konversionsmodell nach ROMBERG et al. (1996) angewendet. Dieses beschreibt die Konversion in Form der Gleichung  $[NO_2] = f([NO_x])$  mit

$$[NO_2] = \frac{A \cdot [NO_x]}{[NO_x] + B} + C \cdot [NO_x] \quad (2)$$

Dabei sind A, B und C Parameter der Regression. Parameter gibt es für die Jahresmittelwerte und die 98-Perzentilwerte.

Dieses Modell lieferte zwar bisher gute Ergebnisse, kann allerdings den Trend stagnierender bzw. leicht ansteigender  $NO_2$ -Konzentrationen trotz sinkender  $NO_x$ -Emissionen, wie er seit den letzten 2 bis 3



**Bild 10.1:** Übersicht über die wichtigsten oxidierten Stickstoffverbindungen in der Atmosphäre. Die Pfeile geben die Hauptreaktionspfade an (Quelle: PLATT, 2008)

Jahren in den Daten straßennaher Messstationen beobachtet wird, nicht beschreiben (BÄCHLIN et al., 2006). Dies liegt wahrscheinlich an den gegenüber der Modellentwicklung zugrunde liegenden Ozonwerten vor 1996 sowie den in den letzten Jahren zunehmenden primären  $NO_2$ -Emissionen wegen der Zunahme von installierten Abgasnachbehandlungssystemen (Oxikats).

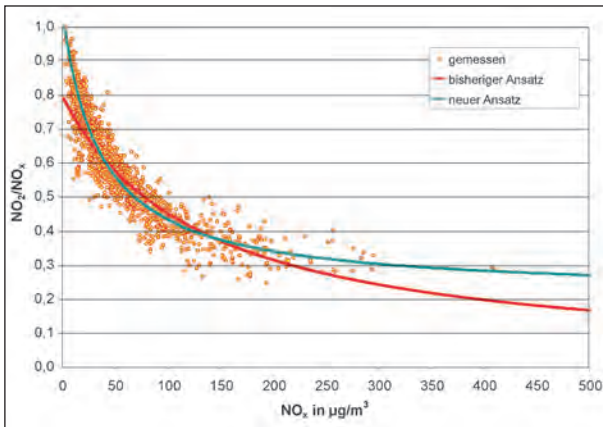
Aus diesem Grund erfolgte im Rahmen eines Forschungsprojektes für das Landesumweltamt NRW eine Anpassung des empirischen Ansatzes nach ROMBERG et al. (1996) an aktuelle Messdaten. Aufbauend auf dem o. g. von ROMBERG et al. (1996) verwendeten Ansatz bzw. der Gleichung (2) wurden für die neuen Datensätze die entsprechenden Koeffizienten für A, B und C ermittelt. Diese Anpassung erfolgte für die Jahresmittelwerte, die 98-Perzentilwerte und die 19-höchsten Stundenwerte. In Tabelle 10.1 sind die Konstanten nach Gleichung (2) für den Betrachtungszeitraum 2004 bis 2006 sowie die Parameter nach dem bisherigen Ansatz aufgelistet.

In Bild 10.2 sind die Ergebnisse dargestellt. Neben den gemessenen Werten sind mit aufgenommen die bisherige, in ROMBERG et al. (1996) beschriebene Anpassungsfunktion, gekennzeichnet als bisheriger Ansatz, sowie die Anpassung an die aktuellen Daten, bezeichnet als neuer Ansatz. Die Funktionsparameter entsprechen denen aus Tabelle 10.1. Mit dem neuen Ansatz ergeben sich für  $NO_x$ -Werte  $< ca. 36 \mu g/m^3$  höhere Umwandlungsraten. Im Bereich von  $ca. 36 \mu g/m^3$  bis  $ca. 140 \mu g NO_x/m^3$  ergeben sich etwas niedrigere Umwandlungsraten. Für  $NO_x$ -Werte  $> 140 \mu g/m^3$  liefert der neue Ansatz aber deutlich höhere Umwandlungsraten. In diesem Bereich liegen viele der straßennahen Messorte.

| Immissionskenngröße      | Funktionsparameter |          |          |
|--------------------------|--------------------|----------|----------|
|                          | A                  | B        | C        |
| <b>Bisheriger Ansatz</b> |                    |          |          |
| Jahresmittelwert         | 103                | 130      | 0.005    |
| 98-Perzentilwert         | 111                | 119      | 0.039    |
| <b>Neuer Ansatz</b>      | <b>A</b>           | <b>B</b> | <b>C</b> |
| Jahresmittelwert         | 29                 | 35       | 0.217    |
| 98-Perzentilwert         | 40                 | 20       | 0.170    |
| 19-höchster Stundenwert  | 43                 | 10       | 0.151    |

**Tab. 10.1:** Parameter der Regression für den  $NO_2$ -Umwandlungsgrad nach Gleichung (1) entsprechend BÄCHLIN et al. (2007)



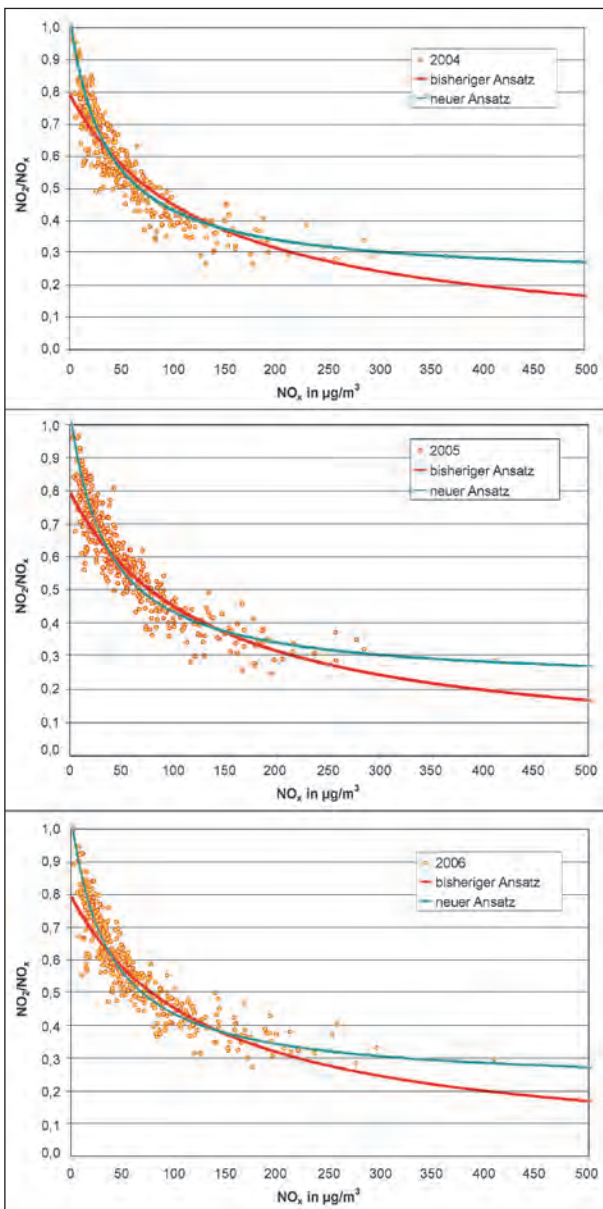


**Bild 10.2:** Umwandlungsgrad  $\text{NO}_2/\text{NO}_x$  für die Jahresmittelwerte und alle betrachteten Stationen und Jahre. Quelle: BÄCHLIN et al. (2007)

| Jahr      | Standardabweichung [ $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ] bezogen auf |              |
|-----------|---|--------------|
|           | bisherigen Ansatz   | neuen Ansatz |
| 2004      | 4.0   | 3.3          |
| 2005      | 4.4   | 3.6          |
| 2006      | 4.7   | 3.6          |
| 2004-2006 | 4.4   | 3.5          |

**Tab. 10.2:** Standardabweichung der Regression für die Jahresmittelwerte für die einzelnen Jahre in [ $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ]. Quelle: BÄCHLIN et al. (2007)

In dem betrachteten Zeitraum 2004 bis 2006 beträgt die berechnete Standardabweichung zwischen den gemessenen  $\text{NO}_2$ -Werten und den nach dem bisherigen Ansatz berechneten  $\text{NO}_2$ -Werten  $4.4 \mu\text{g}/\text{m}^3$ , mit dem neuen Ansatz sinkt die Standardabweichung auf  $3.5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ . Ein weiterer Fokus liegt auf der zeitlichen Entwicklung der Umwandlungsraten. Deshalb werden die einzelnen Jahre getrennt betrachtet. Die Gegenüberstellungen für die hier betrachteten Jahre sind in Bild 10.3 gezeigt. Untergliedert nach den Jahren sind hier die Messwerte und Kurven mit dem Ansatz nach ROMBERG sowie dem neuen Ansatz aufgetragen.



**Bild 10.3:** Umwandlungsgrad  $\text{NO}_2/\text{NO}_x$  für die Jahre 2004 bis 2006. Quelle: BÄCHLIN et al. (2007)

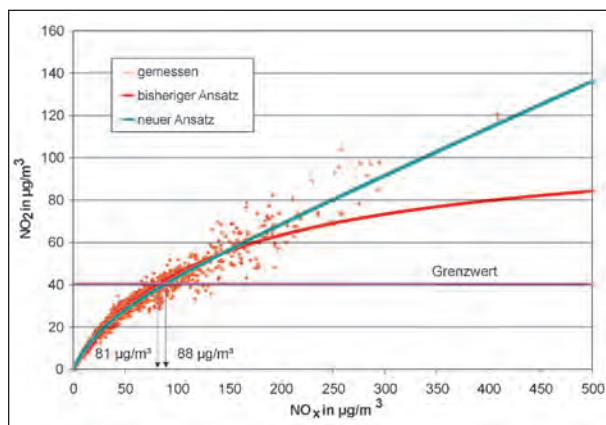
Auch für die einzelnen Jahre wurden die Standardabweichungen bestimmt. Sie sind in Tabelle 10.2 aufgelistet. Es ist zu erkennen, dass die Standardabweichungen für den neuen Ansatz wesentlich niedriger sind als für den bisherigen Ansatz. Es zeigt sich weiterhin, dass sich die einzelnen Jahre nur geringfügig unterscheiden.

Wie auch optisch aus Bild 10.3 zu erkennen, streuen die Werte in den Jahren 2005 und 2006 gegenüber dem Jahr 2004 etwas stärker, was sich auch in den leicht höheren Werten für die Standardabweichung ausdrückt.

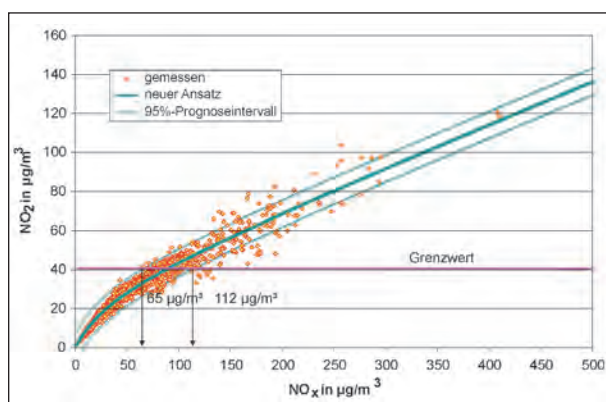
In Bild 10.4 sind die gemessenen  $\text{NO}_2$ -Immissionswerte in Abhängigkeit von  $\text{NO}_x$  für beide Ansätze dargestellt. Es ist deutlich zu erkennen, dass bei hohen  $\text{NO}_x$ -Werten der Ansatz nach ROMBERG et al. (1996) zu niedrige  $\text{NO}_2$ -Werte liefert. Nach dem bisherigen Ansatz ergaben sich bei einem  $\text{NO}_x$ -Wert von ca.  $81 \mu\text{g}/\text{m}^3$   $\text{NO}_2$ -Werte im Bereich des zukünftigen Grenzwertes von  $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$ . Mit dem neuen Ansatz ergeben sich in diesem Wertebereich geringfügig niedrigere Umwandlungsraten. Das Jahresmittel von  $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$  würde nach dem neuen Ansatz bei einem  $\text{NO}_x$ -Jahresmittelwert von ca.  $88 \mu\text{g}/\text{m}^3$  erreicht.

Werden mit diesen Funktionen  $\text{NO}_2$ -Jahresmittelwerte berechnet, so sind diese Aussagen mit bestimmten Sicherheiten behaftet. In Bild 10.5 sind die Messdaten, der neue Ansatz und das 95%-Prognoseintervall mit eingetragen. Das 95%-Prognoseintervall liegt für den zukünftigen Grenzwert von  $40 \mu\text{g NO}_2/\text{m}^3$  zwischen ca.  $65$  und  $112 \mu\text{g NO}_x/\text{m}^3$ . Für einen Wert von mehr als  $112 \mu\text{g NO}_x/\text{m}^3$  ergibt sich somit eine Aussagesicherheit von 97.5 %, dass der Grenzwert überschritten ist.

Dieses Konversionsmodell ist an den Bezugszeitraum (2004 bis 2006) angepasst und könnte nach Freigabe durch das Landesumweltamt NRW ins MLuS übernommen werden. Prognosen, in denen die relevanten Randbedingungen (z. B. Ozonkonzentrationen, Strahlung, primäre  $\text{NO}_2$ -Emissionen) sich gegenüber den vorliegenden Verhältnissen ändern, sind allerdings unsicher bzw. deren Einflüsse lassen sich damit nicht explizit erfassen.



**Bild 10.4:** Gemessene  $\text{NO}_2$ -Werte in Abhängigkeit von  $\text{NO}_x$  und die beiden Regressionskurven. Quelle: BÄCHLIN et al. (2007)



**Bild 10.5:** Gemessene  $\text{NO}_2$ -Jahresmittelwerte in Abhängigkeit der  $\text{NO}_x$ -Jahresmittelwerte und die neue Regressionskurve. Zusätzlich eingezeichnet ist das 95%-Prognoseintervall. Quelle: BÄCHLIN et al. (2007)

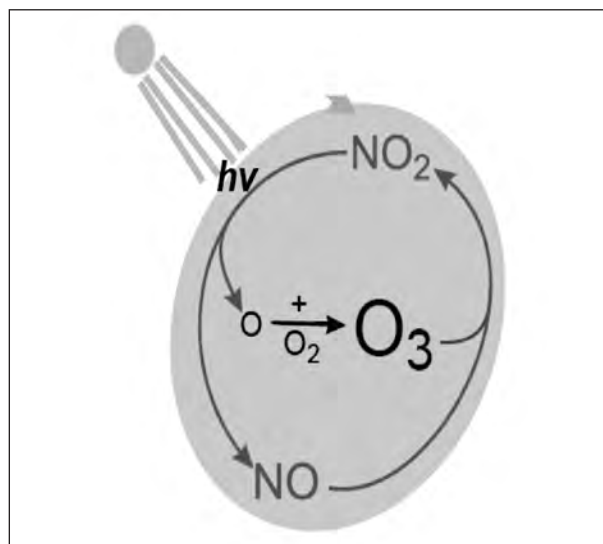
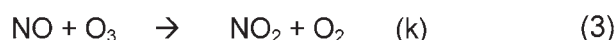
Diese Schwäche zeigt ebenfalls das in AUSTAL2000 integrierte Konversionsmodell, welches für die Ausbreitungsberechnung von abgehobenen Industriequellen abgeleitet wurde.

Diese Einflüsse auf die Konversionen können mittels nachgeschalteter Chemiemodelle gewonnen werden. Häufig wird dazu eine vereinfachte Beziehung (siehe auch schematische Darstellung in Bild 10.6) für die Beschreibung der chemischen Umwandlung im Gleichgewicht der Stoffe  $\text{NO}_2$ ,  $\text{NO}$  und Ozon verwendet (siehe z. B. HLOG, 2005; KESSLER et al., 2005; PALMGREN et al., 2007b; BERKOWICZ, 2000).

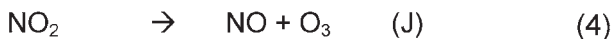
Die Annahmen, die zu den Vereinfachungen führen, sind:

- Ein Gleichgewicht im System  $\text{NO}_2$ - $\text{NO}$ - $\text{O}_3$  stellt sich schnell ein,
- Umsetzungen mit OGD (organische Gase und Dämpfe) werden nicht betrachtet,
- Mischungsprozesse und Senken (also Advektion, turbulente Diffusion, Einfluss der Randbedingungen, Deposition) werden über eine Mischungszeit  $\tau$  parametrisiert,
- Der Beitrag der Verkehrsemissionen wird aus der Differenz der gemessenen  $\text{NO}_x$ -Konzentrationen zweier Luftmessstationen geschätzt,
- Der Windrichtungseinfluss wird nicht betrachtet.

Die betrachteten Reaktionen sind



**Bild 10.6:** Vereinfachte Darstellung der  $\text{NO}$ - $\text{NO}_2$ -Ozon-Chemie



J ist die Photolysefrequenz des  $\text{NO}_2$ , k ist die Reaktionsgeschwindigkeit. In der Atmosphäre findet rasch eine Gleichgewichtseinstellung zwischen den drei Stoffen statt. Das photochemische Gleichgewicht bezeichnet den Zustand, bei dem die drei Differentialquotienten (siehe u.) identisch null ergeben, das heißt Aufbau und Abbau eines Stoffes sind gleich groß und die Summe ist null. Die Differentialausdrücke, die den Abbau von  $\text{NO}_2$ , NO und  $\text{O}_3$  bei alleiniger Betrachtung dieser Reaktion beschreiben, sind:

$$\frac{d[\text{NO}_2]}{dt} = k \cdot [\text{NO}] \cdot [\text{O}_3] - J \cdot [\text{NO}_2] + \frac{[\text{NO}_2]_{\text{VV}}}{\tau} + \frac{[\text{NO}_2]_{\text{B}} - [\text{NO}_2]}{\tau} \quad (5)$$

$$\frac{d[\text{NO}]}{dt} = k \cdot [\text{NO}] \cdot [\text{O}_3] + J \cdot [\text{NO}_2] + \frac{[\text{NO}]_{\text{VV}}}{\tau} + \frac{[\text{NO}]_{\text{B}} - [\text{NO}]}{\tau} \quad (6)$$

$$\frac{d[\text{O}_3]}{dt} = -k \cdot [\text{NO}] \cdot [\text{O}_3] + J \cdot [\text{NO}_2] + \frac{[\text{O}_3]_{\text{B}} - [\text{O}_3]}{\tau} \quad (7)$$

Die ersten beiden Terme auf der rechten Seite beschreiben die chemische Umwandlung durch thermische und photochemische Reaktion. Der nächste Term in den Gl. 5, 6 beschreibt die Wirkung der Emission (Index VV). Der letzte Term beschreibt die Mischung in Abhängigkeit des Konzentrationsunterschiedes zwischen Hintergrundstation (Index B) und dem Aufpunkt, an dem die Konzentration berechnet werden soll, hier die Verkehrsstation (im weiteren Index V): Ist die Konzentration am Aufpunkt höher als die des Hintergrundes, ist dieser Term negativ und die Konzentration vermindert sich durch Einmischung von Luft mit geringerer Konzentration in das gedachte Kontrollvolumen.

Die Konzentrationen  $[\text{NO}]_{\text{VV}}$  und  $[\text{NO}_2]_{\text{VV}}$  sind der Beitrag, der durch Verkehrsemissionen als Erhöhung der Konzentration über die Hintergrundkonzentration erzeugt worden ist.  $[\text{NO}_x]$  ist die gemessene Konzentration der Verkehrsstation,  $[\text{NO}]_{\text{B}}$  und  $[\text{NO}_2]_{\text{B}}$  sind die gemessenen Hintergrundkonzentrationen.  $[\text{NO}_2]_{\text{VV}}$  wird berechnet aus der  $\text{NO}_x$ -Differenz zwischen den Messwerten der Verkehrsstation und der Hintergrundstation als

$$[\text{NO}_2]_{\text{VV}} = p([\text{NO}_x]_{\text{V}} - [\text{NO}_x]_{\text{B}}) \quad (8)$$

mit  $p = \text{NO}_2/\text{NO}_x$  (vorgegeben) und  $[\text{NO}_x]_{\text{V}}$  als der Konzentration, die an der Verkehrsstation gemessen

wird. Die unbekanntes Größen sind  $[\text{NO}$ ,  $\text{NO}_2$ ,  $\text{O}_3]$ . Mit der Annahme, dass sich das Gleichgewicht rasch einstellt, werden aus den drei Differentialgleichungen (Gl. 5 bis 7) drei algebraische Bestimmungsgleichungen. Ihre Lösung ergibt die analytische Formel für die Konzentration:

$$[\text{NO}_2] = 0.5 \left( B - \sqrt{B^2 - 4([\text{NO}_x]_{\text{V}} [\text{NO}_2]_{\text{O}} + [\text{NO}_2]_{\text{n}} / k\tau)} \right) \quad (9)$$

Mit den Größen:

$$[\text{NO}_2]_{\text{n}} = [\text{NO}_2]_{\text{VV}} + [\text{NO}_2]_{\text{B}}$$

$$[\text{NO}_2]_{\text{O}} = [\text{NO}_2]_{\text{n}} + [\text{O}_3]_{\text{B}}$$

$$B = [\text{NO}_x]_{\text{V}} + [\text{NO}_2]_{\text{O}} + \frac{1}{k} \left( J + \frac{1}{\tau} \right)$$

Diese Gleichung wird im Ausbreitungsmodell OSPM zur Berechnung der  $\text{NO}_2$ -Bildung verwendet (PALMGREN et al., 2007b; BERKOWICZ, 2000), wobei dort der Parameter  $\tau$  aus meteorologischen Werten (z. B. Windgeschwindigkeit und Turbulenz) sowie der Straßengeometrie berechnet wird.

Diese Gleichungen sind streng genommen nur anwendbar in Zeitreihenrechnungen, da z. B. die Parameter J und k von meteorologischen Parametern abhängig sind. Im Folgenden wird geprüft, ob dennoch für die Nutzung in Screeningmodellen auch die Nutzung unter Verwendung von Jahresmittelwerten erfolgen könnte.

## 10.2 $\text{NO}/\text{NO}_2$ -Konversionsmodell auf Basis eines vereinfachten Chemiemodells

Als Grundlage der folgenden Analysen dienen die Gleichungen (8) und (9). Die Parameter wurden einheitlich wie folgt festgelegt:

- J = 0.0045 pro Sekunde,
- k = 0.00039 (ppb s)<sup>-1</sup>,
- $\tau$  = 40 Sekunden.

Die Eingabegrößen sind wie bisher:

- $\text{NO}_x$ -JM an Verkehrsstation (im Modell = Rechenwert),
- $\text{NO}_x$ -JM an Hintergrundstation,
- $\text{NO}_2$ -JM an Hintergrundstation.



Sowie neu:

- Ozon-JM an Hintergrundstation,
- $p$  = Anteil primärer  $\text{NO}_2$ -Emissionen an  $\text{NO}_x$ -Emission.

Der Anteil primärer  $\text{NO}_2$ -Emissionen an den  $\text{NO}_x$ -Emissionen wurde für die betrachteten Messstellen mittels Handbuchs für Emissionsfaktoren (HBEFA 3.1) berechnet.

Mit diesen Werten wurden die Konversionsberechnungen für Messdaten an Außerortsstraßen durchgeführt. Die  $\text{NO}_x$ -Konzentrationen, die  $\text{NO}_2$ -Konzentration der Hintergrundbelastung und die Ozonkonzentrationen wurden als Jahresmittelwerte für die jeweilige Verkehrs- bzw. dazugehörige repräsentative Hintergrundstation angesetzt. Die Ergebnisse sind in Bild 10.7 für Messstellen an Bundesautobahnen dargestellt.

Es zeigt sich Folgendes:

- Ansatz nach BÄCHLIN et al. (2007) funktioniert; er ist für die vorhandenen BAB-Messdaten eher konservativ.
- Bisheriger MLuS-Ansatz funktioniert auch. Liefert tendenziell geringere  $\text{NO}_2$ -Konzentrationen als BÄCHLIN et al. (2007).

- Vereinfachtes Chemiemodell funktioniert auch. Die Trends werden gut wiedergegeben. Bei den vorhandenen BAB-Messdaten besser als BÄCHLIN et al. (2007) und MLuS 02.
- Weitere Messdaten von BAB bzw. AO-Strassen wären für eine weitere Optimierung notwendig.

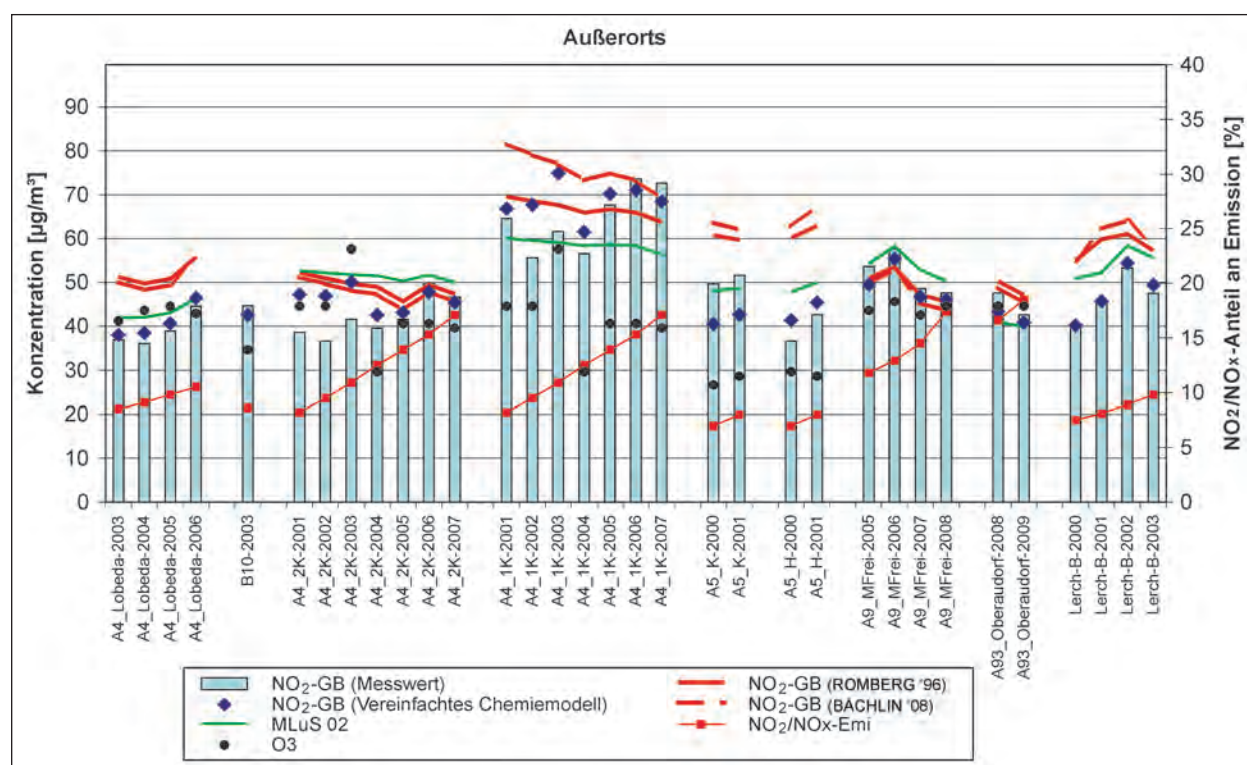
Das vereinfachte Chemiemodell ist auch für Innerortsmessstationen anwendbar. Nachfolgend sind einige Beispiele aufgeführt. Die Parametereinstellungen wurden beibehalten, nur der Zeitparameter  $\tau$  wurde entsprechend DÜRING et al. (2010) auf 100 Sekunden erhöht, da im Gegensatz zur freien Ausbreitung an den Autobahnen die möglichen Reaktionszeiten innerhalb der Straßenräume deutlich höher sind.

Diese Beispiele sind in den Bildern 10.8 und 10.9 aufgezeigt.

Das vereinfachte Chemiemodell funktioniert auch für die Außerortsstraßen, wenn man mit einheitlichen Ozonwerten arbeitet. Im Folgenden ist der Ozon-JM für alle Stationen einheitlich wie folgt festgelegt:

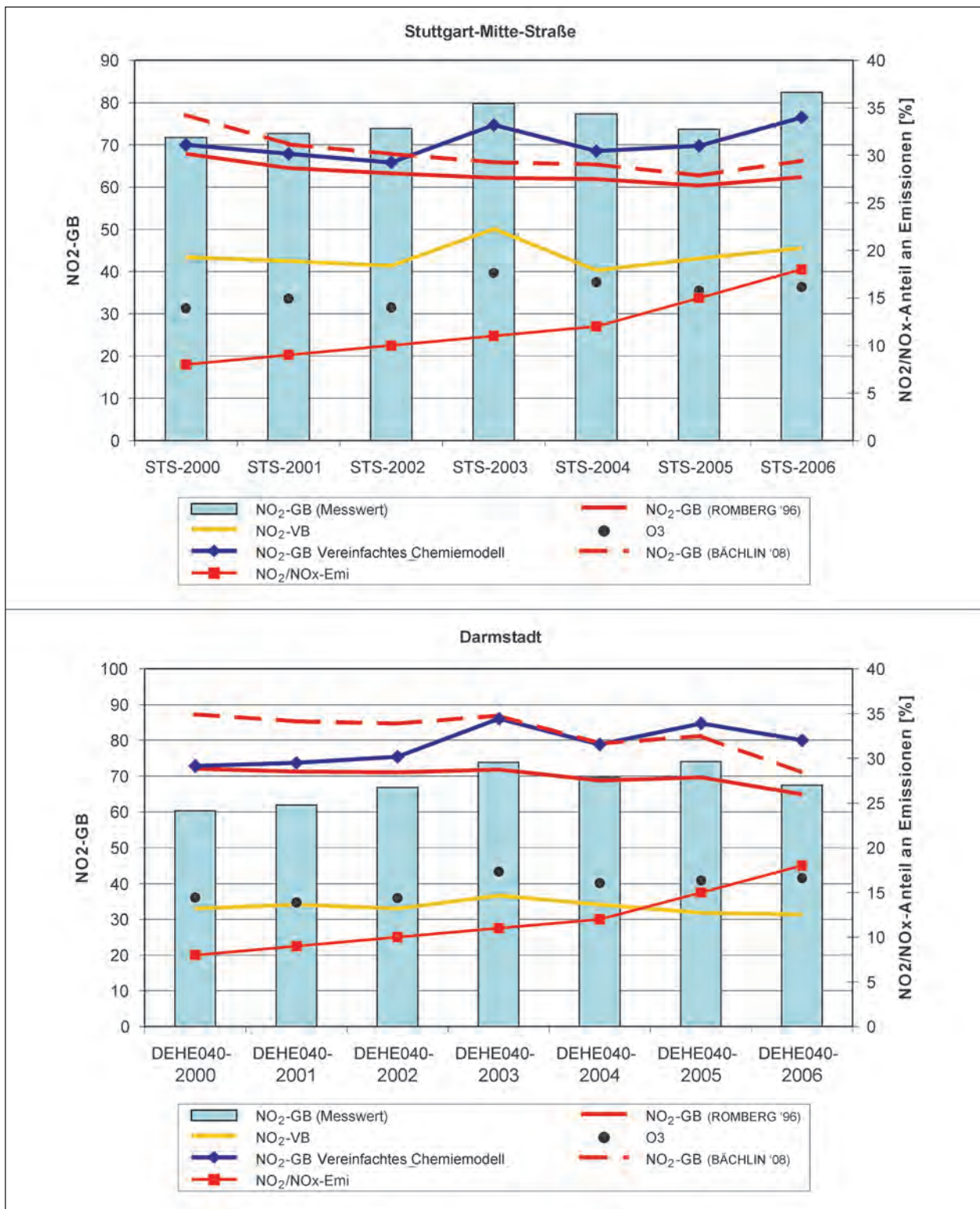
- Ozon-Jahresmittelwert im Jahr 2000 =  $42 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ,
- dann Steigerung um  $0.6 \mu\text{g}/\text{m}^3/\text{Jahr}$ .

Es wird deshalb das vereinfachte Chemiemodell als  $\text{NO}-\text{NO}_2$ -Konversionsmodell in RLuS integriert.

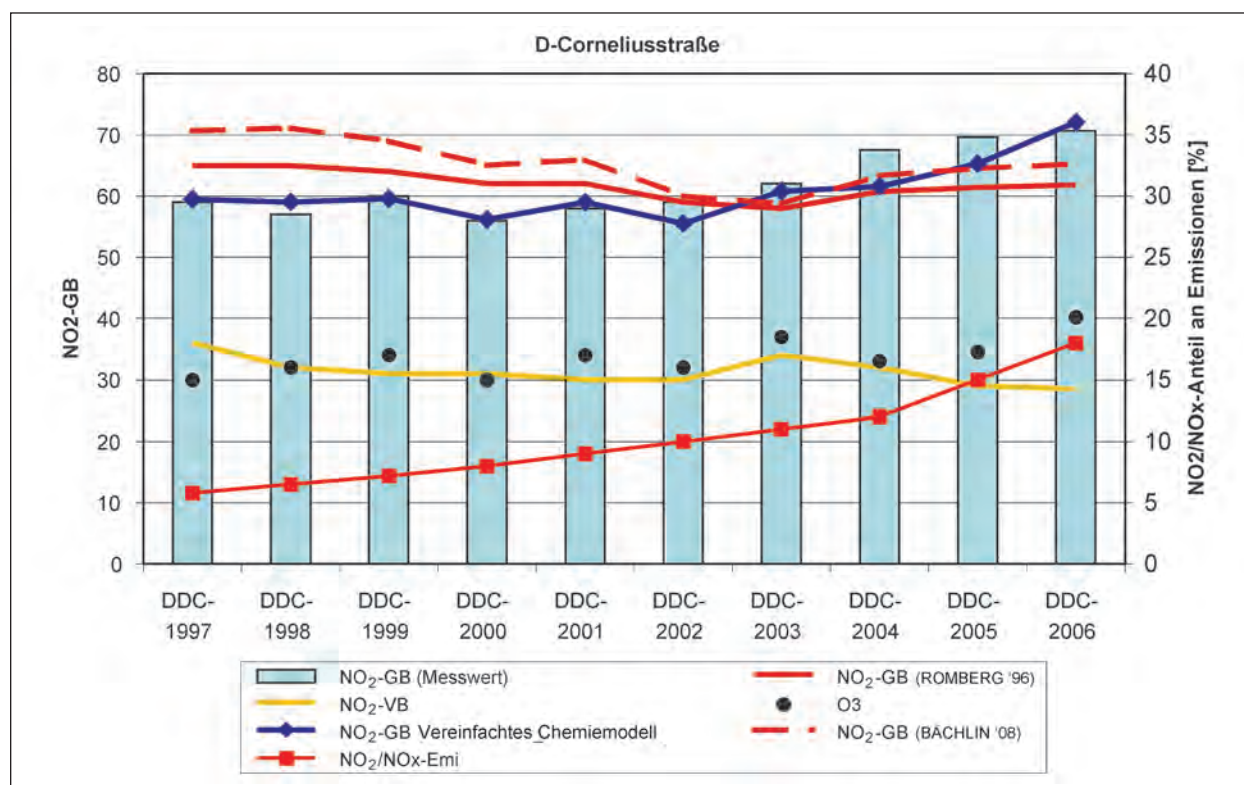


**Bild 10.7:**  $\text{NO}_2$ -Jahresmittelwerte an BAB-Messstationen (blaue Säulen) inklusive der mittels verschiedener Konversionsmodelle berechneter Werte. Erläuterung siehe Text. GB = Gesamtbelastung

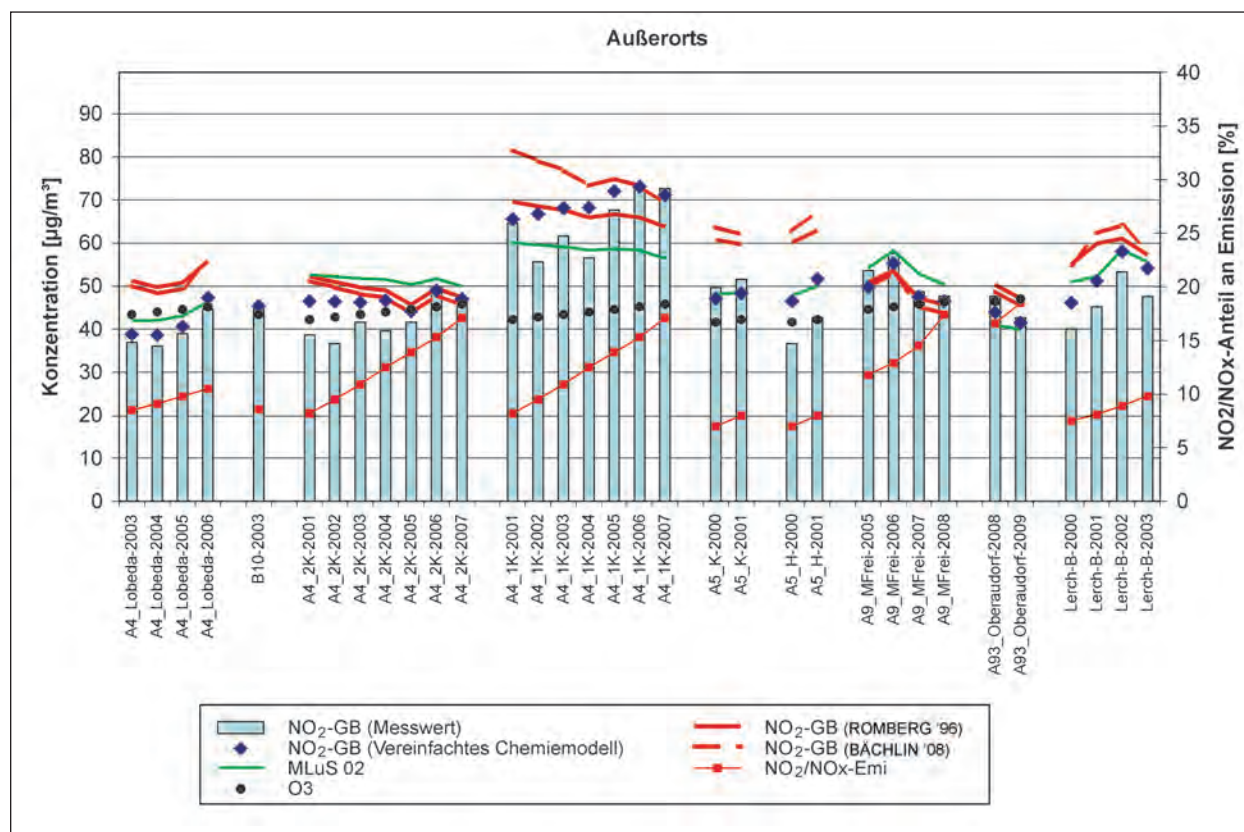




**Bild 10.8:** NO<sub>2</sub>-Jahresmittelwerte an der Station Stuttgart-Mitte-Straße bzw. Darmstadt (blaue Säulen) inkl. der mittels verschiedener Konversionsmodelle berechneten Werte. Erläuterung siehe Text. VB = Hintergrundbelastung; GB = Gesamtbelastung



**Bild 10.9:** NO<sub>2</sub>-Jahresmittelwerte an der Corneliusstraße in Düsseldorf (blaue Säulen) inklusive der mittels verschiedener Konversionsmodelle berechneten Werte. Erläuterung siehe Text. VB = Hintergrundbelastung; GB = Gesamtbelastung



**Bild 10.10:** NO<sub>2</sub>-Jahresmittelwerte an BAB-Messstationen (blaue Säulen) inkl. der mittels verschiedener Konversionsmodelle unter Verwendung standardisierter Ozonkonzentrationen berechneter Werte. Erläuterung siehe Text. VB = Hintergrundbelastung; GB = Gesamtbelastung

## 11 Überschreitungshäufigkeiten Stickstoffdioxid

Die Grenzwerte zum Schutz der menschlichen Gesundheit sind als Jahresmittelwert für  $\text{NO}_2$  ( $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ) bzw. als Überschreitungshäufigkeit von  $200 \mu\text{g NO}_2/\text{m}^3$  gemittelt über 1 Stunde (nicht öfter als 18 Stunden im Kalenderjahr, entspricht etwa dem 99.8-Perzentilwert) definiert.

Im MLuS 02 ist eine Korrelation zwischen Jahresmittelwert und der Überschreitungshäufigkeit von  $200 \mu\text{g}/\text{m}^3$  integriert, welche folgenden funktionalen Zusammenhang aufweist:

$$\text{Anzahl 1-h-Wert} > 200 \mu\text{g}/\text{m}^3 = 1.62 \cdot \exp(0.061 \cdot \text{NO}_2 (\text{Jahresmittel}))$$

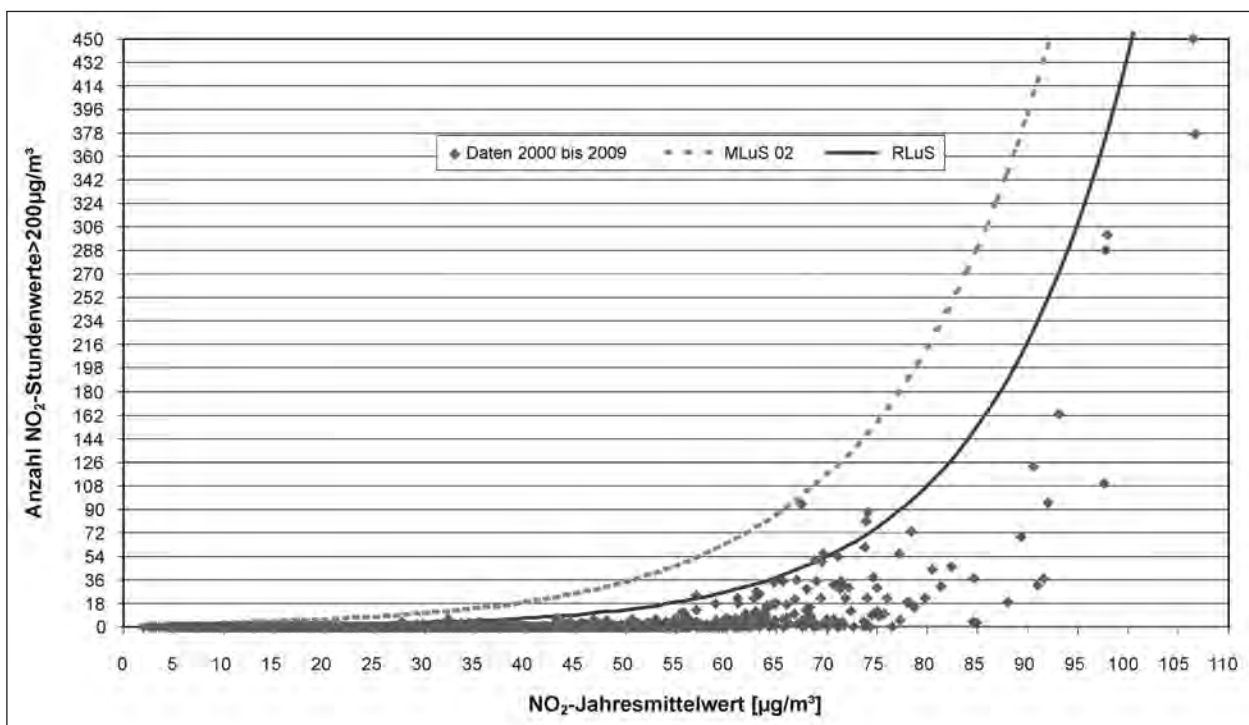
Diese Funktion wurde aus Messdaten der Jahre 1990 bis 1999 abgeleitet. Sie war im Sinne einer Einhüllenden als eine sehr konservative Abschätzung anzusehen. Es wurde damals (in LOHMEYER, 2002) darauf hingewiesen, dass die tatsächliche Anzahl von Überschreitungen eher geringer sein wird. Da aber die Überschreitung des Grenzwertes für  $\text{NO}_2$  bereits durch den Jahresmittelwert bestimmt wird, wurde diese konservative Abschätzung akzeptiert und ins MLuS 02 integriert.

Es bestand nunmehr die Aufgabe, die o. g. Funktion anhand aktueller Messdaten zu überprüfen bzw. ggf. anzupassen. Hierzu wurden Messdaten aus den Landes- und UBA-Messnetzen der Jahre 2000 bis 2009 ausgewertet. Das Bild 11.1 zeigt die Anzahl von  $\text{NO}_2$ -Stundenwerten größer  $200 \mu\text{g}/\text{m}^3$  in Abhängigkeit vom  $\text{NO}_2$ -Jahresmittelwert. Zusätzlich ist die o. g. Funktion aus MLuS 02 eingezeichnet.

Es ist zu erkennen, dass bei den vorliegenden Messdaten eine Überschreitung der pro Jahr erlaubten  $\text{NO}_2$ -Stundenwerte erst ab einem  $\text{NO}_2$ -Jahresmittelwert von  $57 \mu\text{g}/\text{m}^3$  eingetreten ist. Die Wahrscheinlichkeit des Eintretens ist allerdings auch da sehr gering. Es wurde deshalb o. g. Funktion wie folgt angepasst (siehe auch Bild 11.1):

$$\text{Anzahl 1-h-Wert} > 200 \mu\text{g}/\text{m}^3 = 0.4 \cdot \exp(0.07 \cdot \text{NO}_2 (\text{Jahresmittel}))$$

Dies stellt wiederum (insbesondere im relevanten Bereich um die 18 Überschreitungen) die Einhüllende an die aktuellen Messdaten dar. Auch hier wird oft die tatsächliche Anzahl von Überschreitungen eher geringer sein als die Messdaten. Da aber die Überschreitung des Grenzwertes für  $\text{NO}_2$  weiterhin bereits durch den Jahresmittelwert bestimmt wird, wurde diese konservative Abschätzung akzeptiert und ins RLuS integriert.



**Bild 11.1:** Anzahl von  $\text{NO}_2$ -Stundenwerten größer  $200 \mu\text{g}/\text{m}^3$  in Abhängigkeit vom  $\text{NO}_2$ -Jahresmittelwert für ca. 5.650 Datensätze. Erläuterung siehe Text



## 12 Programmtechnische Umsetzung

Mit den in den zuvor erläuterten Kapiteln dargestellten Ergebnissen wurde eine grundlegende Aktualisierung des PC-Programms durchgeführt. In Absprache mit dem zuständigen FGSV-Arbeitskreis wird das Programm „Richtlinien zur Ermittlung der Luftqualität an Straßen ohne oder mit lockerer Randbebauung“ (RLuS) heißen.

Hierbei sei auf das Programm selbst sowie auf das entsprechende Handbuch verwiesen.

## 13 Vergleich der RLuS-Rechen- ergebnisse mit Messdaten sowie Sensitivitätsbetrach- tungen

### 13.1 Vergleich RLuS mit Messdaten

Einen Vergleich des in den vorhergehenden Kapiteln aufgezeigten Berechnungsmodells RLuS (Ver-

sion 1.0 vom 10.02.2011) mit Messdaten zeigen die folgenden Ausführungen. Die RLuS-relevanten Kenngrößen für die PM10-Berechnung sind in der Tabelle 13.1 zusammengefasst. Es sei auf Folgendes verwiesen:

- Für die A 4 (BASt) und die A 93 (Oberaudorf) wurden die dortigen Lärmschutzwände mittels Lärmschutzmoduls berücksichtigt.
- In RLuS sind die Emissionsfaktoren erst ab dem Bezugsjahr 2005 hinterlegt. Für Messungen vor 2005 wurden die motorbedingten Emissionsfaktoren mittels HBEFA 3.1 berechnet, die Berechnungen mit RLuS für das Bezugsjahr 2005 durchgeführt und die motorbedingten Zusatzbelastungen aus dem Verhältnis der Emissionen der beiden Bezugsjahre auf das Bezugsjahr der Messungen umgerechnet (Dreisatzmethode) und dann die Anteile aus Vorbelastung, motorbedingter und nicht motorbedingter Zusatzbelastung zur Gesamtbelastung addiert.

Der Vergleich zwischen RLuS-Berechnung und den PM10-Messwerten ist in Bild 13.1 für die Jahresmittelwerte dargestellt.

| Quelle   | Station             | Jahr | DTV<br>[Kfz/24h] | Lkw<br>Anteil | Verkehrssituation | Tempolimit<br>[km/h] | FS | Abstand | WG<br>[m/s] | PM10-VB-<br>[µg/m³] | PM10-<br>Messwert<br>[µg/m³] |
|--|---------------------|------|------------------|---------------|-------------------|----------------------|----|---------|-------------|---------------------|------------------------------|
| Lohmeyer (2004)                                | B10 Karlsruhe Süd   | 2003 | 75500            | 0.14          | Autobahn          | 100                  | 8  | 7 m     | 1.6         | 21                  | 28                           |
| Lohmeyer (2004)                                | B10 Karlsruhe Nord  | 2003 | 75500            | 0.14          | Autobahn          | 100                  | 8  | 7 m     | 1.6         | 21                  | 28                           |
| Lohmeyer (2004)                                | A5 Holzhausen       | 2001 | 60700            | 0.13          | Autobahn          | >130                 | 4  | 12 m    | 2.1         | 18                  | 25                           |
| Lohmeyer (2004)                                | A5 Kenzingen        | 2001 | 56700            | 0.13          | Autobahn          | >130                 | 4  | 12 m    | 2.8         | 18                  | 24                           |
| Lohmeyer (2004)                                | Lerchpfad           | 2002 | 177000           | 0.06          | Autobahn          | 80                   | 8  | 10 m    | 3.1         | 31                  | 40                           |
| Lohmeyer (2004)                                | Lerchpfad           | 2001 | 177000           | 0.06          | Autobahn          | 80                   | 8  | 10 m    | 3.1         | 26                  | 35                           |
| Lohmeyer (2004)                                | Lerchpfad           | 2000 | 177000           | 0.06          | Autobahn          | 80                   | 8  | 10 m    | 3.1         | 24                  | 32                           |
| Lohmeyer (2004)                                | A4 BASt             | 2002 | 72600            | 0.09          | Autobahn          | >130                 | 4  | 13 m    | 2.4         | 15                  | 18                           |
| Lohmeyer (2004)                                | A4 BASt             | 2003 | 72600            | 0.09          | Autobahn          | >130                 | 4  | 13 m    | 2.4         | 16                  | 21                           |
| Lohmeyer (2004)                                | A4 Jena             | 2003 | 66000            | 0.15          | Autobahn          | 100                  | 4  | 35 m    | 1.5         | 23                  | 28                           |
| Gehrig (2003)                                  | A1 Birrhardt        | 2001 | 66200            | 0.11          | Autobahn          | 110/120              | 4  | 20 m    | 2.5         | 14                  | 18                           |
| Gehrig (2003)                                  | A1 Humlikon         | 2001 | 40000            | 0.13          | Autobahn          | 100                  | 4  | 20 m    | 2.5         | 18                  | 21                           |
| Gehrig (2003)                                  | Aathal              | 2001 | 26000            | 0.06          | IO>50             | 60                   | 2  | 5 m     | 2.5         | 15                  | 22                           |
| Lohmeyer (2004)                                | Pasing              | 2002 | 43000            | 0.06          | IO>50             | 60                   | 4  | 5 m     | 1.2         | 25                  | 34                           |
| Lohmeyer (2004)                                | Westendstraße       | 2002 | 20000            | 0.04          | IO>50             | 60                   | 2  | 6 m     | 1.2         | 25                  | 29                           |
| Lohmeyer (2004)                                | Theodor Heussstraße | 2002 | 14800            | 0.01          | IO>50             | 60                   | 2  | 5 m     | 1.6         | 23                  | 25                           |
| Lohmeyer (2004)                                | Residenzstraße      | 2002 | 28093            | 0.06          | IO>50             | 60                   | 2  | 15 m    | 1.6         | 23                  | 28                           |
| Gehrig et al. (2009)                           | A2 bei Reiden       | 2007 | 47000            | 0.15          | Autobahn          | 110/120              | 4  | 6 m     | 2.5         | 17                  | 22                           |
| LfU Bayern (2008)                              | A8 Zusmarshausen    | 2008 | 53700            | 0.14          | Autobahn          | >130                 | 4  | 3 m     | 2.0         | 20                  | 28                           |
| LfU Bayern (2008)                              | A8 Zusmarshausen    | 2007 | 53700            | 0.14          | Autobahn          | >130                 | 4  | 3 m     | 2.0         | 20                  | 27                           |
| LfU Bayern (2008)                              | A93 Oberaudorf      | 2008 | 46655            | 0.16          | Autobahn          | >130                 | 4  | 13.5 m  | 1.4         | 18                  | 22                           |
| LfU Bayern (2008)                              | A93 Oberaudorf      | 2009 | 46655            | 0.16          | Autobahn          | >130                 | 4  | 13.5 m  | 1.4         | 18                  | 21                           |
| Verkehrstechnik Heft V137<br>eigene Auswertung | A4 BASt             | 2004 | 72800            | 0.09          | Autobahn          | >130                 | 4  | 13 m    | 2.4         | 20                  | 24                           |
| Verkehrstechnik Heft V172                      | A4 BASt             | 2005 | 72600            | 0.09          | Autobahn          | >130                 | 4  | 13 m    | 2.4         | 21                  | 26                           |
| Verkehrstechnik Heft V172                      | A4 BASt             | 2007 | 70600            | 0.08          | Autobahn          | >130                 | 4  | 13 m    | 2.4         | 21                  | 24                           |
| IUTA (2008)                                    | A61BASt             | 2004 | 72900            | 0.22          | Autobahn          | >130                 | 4  | 16 m    | 2.1         | 20                  | 25                           |
| Verkehrstechnik Heft V172                      | A61BASt             | 2006 | 72000            | 0.20          | Autobahn          | >130                 | 4  | 16 m    | 2.1         | 19                  | 24                           |
| LfU Bayern (2008)                              | A61BASt             | 2007 | 72700            | 0.20          | Autobahn          | >130                 | 4  | 16 m    | 2.1         | 11                  | 21                           |
| LfU Bayern (2008)                              | A9 M-Freimann       | 2005 | 105220           | 0.06          | Autobahn          | 80                   | 6  | 20 m    | 1.7         | 24                  | 30                           |
| LfU Bayern (2008)                              | A9 M-Freimann       | 2006 | 99645            | 0.06          | Autobahn          | 80                   | 8  | 20 m    | 1.7         | 25                  | 31                           |
| LfU Bayern (2008)                              | A9 M-Freimann       | 2007 | 105218           | 0.06          | Autobahn          | 80                   | 8  | 20 m    | 1.7         | 21                  | 25                           |
| LfU Bayern (2008)                              | A9 M-Freimann       | 2008 | 100710           | 0.05          | Autobahn          | 80                   | 8  | 20 m    | 1.7         | 20                  | 24                           |
| Lohmeyer (2004)                                | A1 HH-Billwerder    | 2003 | 84000            | 0.22          | Autobahn          | 100                  | 4  | 16 m    | 3.8         | 20                  | 26                           |
| Lohmeyer (2004)                                | A1 HH-Billwerder    | 2004 | 84000            | 0.22          | Autobahn          | 100                  | 4  | 16 m    | 3.8         | 20                  | 27                           |
| Lohmeyer (2004)                                | A1 HH-Billwerder    | 2004 | 84000            | 0.22          | Autobahn          | 100                  | 4  | 16 m    | 3.8         | 20                  | 26                           |

Tab. 13.1: Eingangsdaten für den Vergleich zwischen Modellrechnung und Messung für PM10

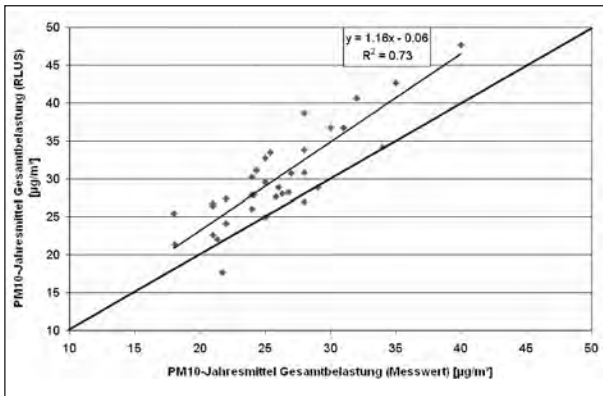


Es sei auf Folgendes verwiesen:

- Für die A 4 (BAST) und die A 93 (Oberaudorf) wurden die dortigen Lärmschutzwände mittels Lärmschutzmoduls berücksichtigt.
- Die Hintergrundwerte für die Messstellen an der A 4 bei der BAST wurden anhand der Messwerte am Labor (198 m Entfernung von der A 4) unter Berücksichtigung der mit PROKAS berechneten Zusatzbelastung abgeschätzt.

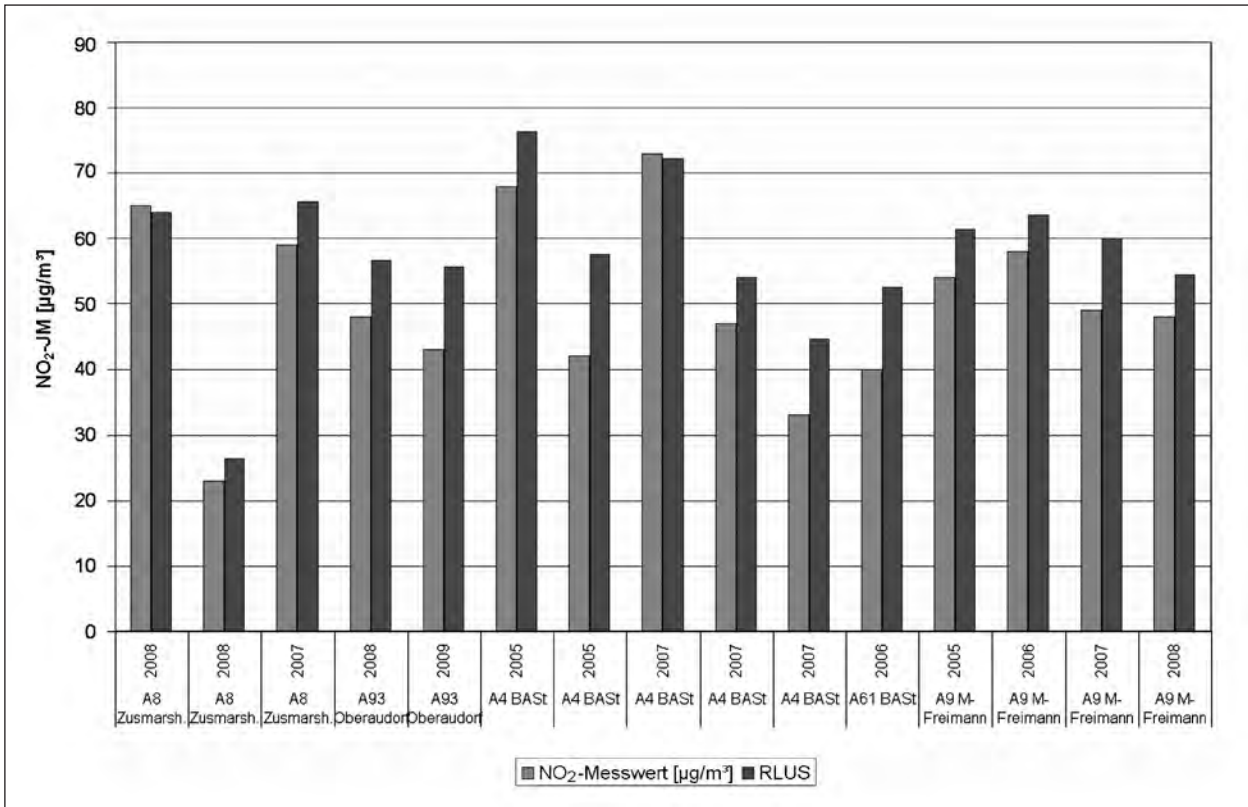
- Es wurden nur Messdaten nach 2005 mit RLU<sub>S</sub> verglichen, da für die Messdatensätze vor 2005 keine Ozon-Daten vorlagen.

Für ein Screeningmodell ist die Übereinstimmung zwischen Modellrechnung und Messung gut. Das Quadrat des Korrelationskoeffizienten liegt bei 0,7, der Anstieg der Korrelationsfunktion liegt bei 1,16 (im Mittel also 16 % Überschätzung durch das Modell) und der additive Term der Korrelationsfunktion geht gegen null. Nur zwei der 35 Datensätze werden durch RLU<sub>S</sub> unterschätzt.



**Bild 13.1:** Vergleich der mit RLU<sub>S</sub> berechneten PM10-Gesamtbelastungen (Jahresmittelwerte) im Vergleich zu Messdaten

Die RLU<sub>S</sub>-relevanten Kenngrößen für die NO<sub>2</sub>-Berechnung sind in der Tabelle 13.2 zusammengefasst. Der Vergleich zwischen RLU<sub>S</sub>-Berechnung und den NO<sub>2</sub>-Messwerten ist in Bild 13.2 für die Jahresmittelwerte dargestellt. (Hinweis: Da deutlich weniger Messdaten als bei PM10 vorliegen und die Bandbreiten nicht so groß waren, macht hier ein Scatterplot wie in Bild 13.1 wenig Sinn. Deshalb wird der Vergleich in Form eines Balkendiagramms geführt.) Im Sinne eines Abschätzmodells ist die Übereinstimmung zwischen Modellrechnung und Messung gut. Es wird im Mittel eine Überschätzung durch das Modell von ca. 16 % festgestellt. Nur zwei der 15 Datensätze werden durch RLU<sub>S</sub> unterschätzt (max. 2 %).



**Bild 13.2:** Vergleich der mit RLU<sub>S</sub> berechneten NO<sub>2</sub>-Gesamtbelastungen (Jahresmittelwerte) im Vergleich zu Messdaten

| Quelle                     | Station        | Jahr | DTV [Kfz/24h] | Lkw Anteil | Verkehrssituation | Tempolimit [km/h] | FS | Abstand | WG [m/s] | NO <sub>2</sub> -VB- [ $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ] | NO-VB- [ $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ] | O <sub>3</sub> -VB- [ $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ] | NO <sub>2</sub> -Messwert [ $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ] |
|----------------------------|----------------|------|---------------|------------|-------------------|-------------------|----|---------|----------|---|-------------------------------------|--|--|
| LfU Bayern (2009)          | A8 Zusmarsh.   | 2008 | 53700         | 0.14       | Autobahn          | >130              | 4  | 3 m     | 2.0      | 18  | 6                                   | 45   | 65   |
| LfU Bayern (2009)          | A8 Zusmarsh.   | 2008 | 53700         | 0.14       | Autobahn          | >130              | 4  | 200 m   | 2.0      | 18  | 6                                   | 45   | 23   |
| LfU Bayern (2009)          | A8 Zusmarsh.   | 2007 | 53700         | 0.14       | Autobahn          | >130              | 4  | 3 m     | 2.0      | 18  | 6                                   | 45   | 59   |
| LfU Bayern (2009)          | A93 Oberaudorf | 2008 | 46855         | 0.16       | Autobahn          | >130              | 4  | 13,5 m  | 1.4      | 17  | 6                                   | 45   | 48   |
| LfU Bayern (2009)          | A93 Oberaudorf | 2009 | 46855         | 0.16       | Autobahn          | >130              | 4  | 13,5 m  | 1.4      | 17  | 6                                   | 45   | 43   |
| eigene Auswertung          | A4 BAST        | 2005 | 72800         | 0.09       | Autobahn          | >130              | 4  | 1,5 m   | 2.4      | 28  | 11                                  | 41   | 68   |
| eigene Auswertung          | A4 BAST        | 2005 | 72800         | 0.09       | Autobahn          | >130              | 4  | 11 m    | 2.4      | 28  | 11                                  | 41   | 42   |
| Verkehrstechnik Heft V 172 | A4 BAST        | 2007 | 70600         | 0.08       | Autobahn          | >130              | 4  | 1,5 m   | 2.4      | 27  | 12                                  | 40   | 73   |
| Verkehrstechnik Heft V 172 | A4 BAST        | 2007 | 70600         | 0.08       | Autobahn          | >130              | 4  | 11 m    | 2.4      | 27  | 12                                  | 40   | 47   |
| Verkehrstechnik Heft V 172 | A4 BAST        | 2007 | 70600         | 0.08       | Autobahn          | >130              | 4  | 49 m    | 2.4      | 27  | 12                                  | 40   | 33   |
| IUTA (2009)                | A61 BAST       | 2006 | 72000         | 0.20       | Autobahn          | >130              | 4  | 16 m    | 2.1      | 12  | 2                                   | 38   | 40   |
| LfU Bayern (2008)          | A9 M-Freimann  | 2005 | 105220        | 0.06       | Autobahn          | 80                | 6  | 20 m    | 1.7      | 24  | 9                                   | 44   | 54   |
| LfU Bayern (2008)          | A9 M-Freimann  | 2006 | 99645         | 0.06       | Autobahn          | 80                | 8  | 20 m    | 1.7      | 25  | 9                                   | 46   | 58   |
| LfU Bayern (2008)          | A9 M-Freimann  | 2007 | 105218        | 0.06       | Autobahn          | 80                | 8  | 20 m    | 1.7      | 21  | 9                                   | 43   | 49   |
| LfU Bayern (2008)          | A9 M-Freimann  | 2008 | 100710        | 0.05       | Autobahn          | 80                | 8  | 20 m    | 1.7      | 20  | 9                                   | 45   | 48   |

Tab. 13.2: Eingangsdaten für den Vergleich zwischen Modellrechnung und Messung für NO<sub>2</sub>

## 13.2 Sensitivitätsbetrachtungen

Im Rahmen einer Sensitivitätsuntersuchung wurden die verschiedenen Einflussparameter in realistischen Grenzen bei Konstanz der anderen Eingangsgrößen variiert. Dies ermöglicht durch den Vergleich mit Ergebnissen, die mit Referenzparametern erhalten wurden, eine Beurteilung des Einflusses des jeweiligen Parameters auf die Ergebnisvarianz. Als Referenzparameter wurden folgende Größen verwendet:

1. Prognosejahr: 2020,
2. Verkehrsstärke: 50.000 Kfz/24h,
3. Schwerverkehrs-Anteil (> 3.5 t): 25 %,
4. Verkehrssituation: BAB>130 (ohne Tempolimit),
5. Anzahl Fahrstreifen: 4,
6. Längsneigung: 0 %,
7. Entfernung zum Straßenrand: 10 m,
8. Windgeschwindigkeit: 2.0 m/s,
9. Ozonbelastung: 43  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ .

### 13.2.1 Abhängigkeit vom Prognosejahr

Das Bild 13.3 zeigt die Abhängigkeit der RLU<sub>S</sub>-Berechnungsergebnisse vom Prognosejahr. Bei allen betrachteten Schadstoffkomponenten nimmt die zukünftige Zusatzbelastung bei sonst gleichen Bedingungen ab. Die Ursache dafür liegt an der Veränderung der Fahrzeugflottenzusammensetzung, die eine Verringerung der mittleren fahrzeugspezifischen

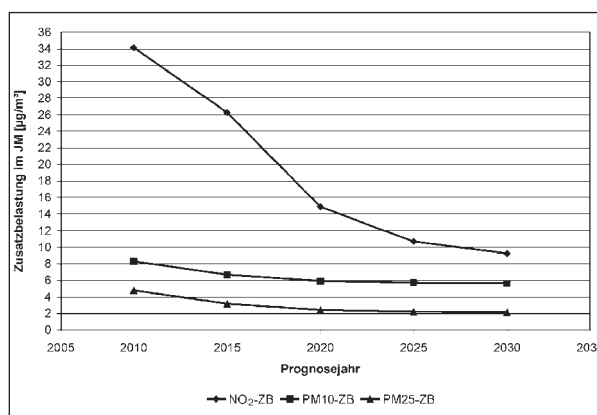


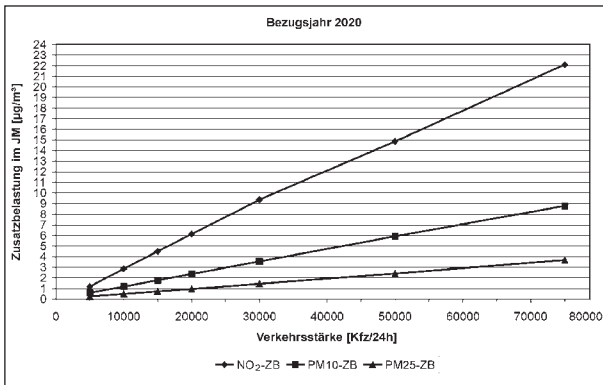
Bild 13.3: Abhängigkeit der Zusatzbelastungen vom Prognosejahr für die Schadstoffe NO<sub>2</sub>, PM10 und PM2.5 im definierten Referenzfall. Alles Jahresmittelwerte

emissionen mit sich bringt. Die Abnahme der Belastungen mit fortschreitendem Prognosejahr ist bei NO<sub>2</sub> mit ca. 70 % zwischen 2010 und 2030 deutlich größer ausgeprägt als bei PM10 (ca. 30 %) bzw. PM2.5 (ca. 55 %) in derselben Zeitspanne.

### 13.2.2 Abhängigkeit von der Verkehrsstärke

Bild 13.4 zeigt die Abhängigkeit der RLU<sub>S</sub>-Berechnungsergebnisse von der Verkehrsstärke. Bei PM10 und PM2.5 steigt die Zusatzbelastung bis 75.000 Kfz/24h praktisch linear mit der Verkehrsstärke. Bei der NO<sub>2</sub>-Zusatzbelastung ist ebenfalls ein Anstieg mit steigender Verkehrsstärke zu verzeichnen. Dieser ist jedoch nicht linear, was durch die Nichtlinearität der NO/NO<sub>2</sub>-Konversion bedingt ist.

Bei Verkehrsstärken von 5.000 Kfz/24h werden im Bezugsjahr 2020 im o. g. Referenzfall NO<sub>2</sub>- und PM10-Zusatzbelastungen von ca. 1  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  berechnet. Setzt man als Irrelevanzschwelle entsprechend TA-Luft 3 % vom Jahresgrenzwert (jeweils



**Bild 13.4:** Abhängigkeit der Zusatzbelastungen von der Verkehrsstärke für die Schadstoffe NO<sub>2</sub>, PM10 und PM2.5 im definierten Referenzfall. Alles Jahresmittelwerte

40 µg/m<sup>3</sup>) an, ergibt sich ein Wert von 1.2 µg/m<sup>3</sup>. Dieser wäre im o. g. Referenzfall für die NO<sub>2</sub>-Zusatzbelastung bei einer Verkehrsstärke von 5.000 Kfz/24h unterschritten, für die PM10-ZB bereits bei ca. 10.000 Kfz/24h.

### 13.2.3 Abhängigkeit vom Schwerverkehrsanteil

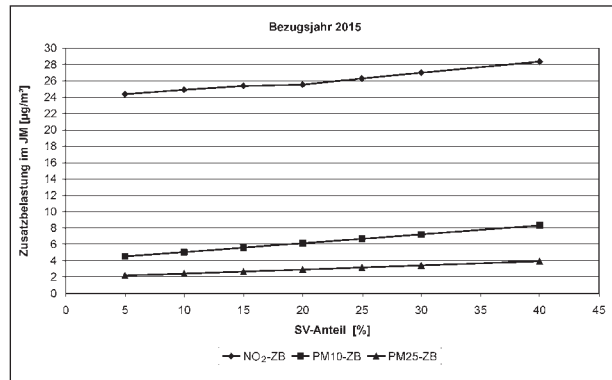
Die Bilder 13.5 und 13.6 zeigen die Abhängigkeit der RLuS-Berechnungsergebnisse vom Schwerverkehrsanteil für die Bezugsjahre 2015 und 2020.

Bei NO<sub>2</sub>, PM10 und PM2.5 steigt im Bezugsjahr 2015 die Zusatzbelastung praktisch linear mit dem SV-Anteil an. Zwischen 5 % und 40 % SV-Anteil erhöhen sich bei PM10 und PM2.5 die Zusatzbelastungen um ca. 80 %, bei NO<sub>2</sub> nur um ca. 20 %.

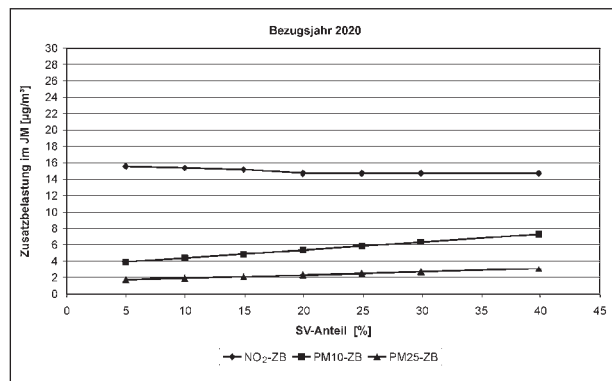
Im Bezugsjahr 2020 ist für PM10 und PM2.5 ebenfalls ein linearer Anstieg zu verzeichnen. Zwischen 5 % und 40 % SV-Anteil erhöhen sich bei PM10 und PM2.5 die Zusatzbelastungen um ca. 85 %. Die NO<sub>2</sub>-Zusatzbelastungen sinken tendenziell leicht ab. Dies resultiert weitgehend daraus, dass in diesem Bezugsjahr die NO<sub>x</sub>-SV-Emissionsfaktoren fast gleich denen für den Leichtverkehr sind.

### 13.2.4 Abhängigkeit von der Längsneigung

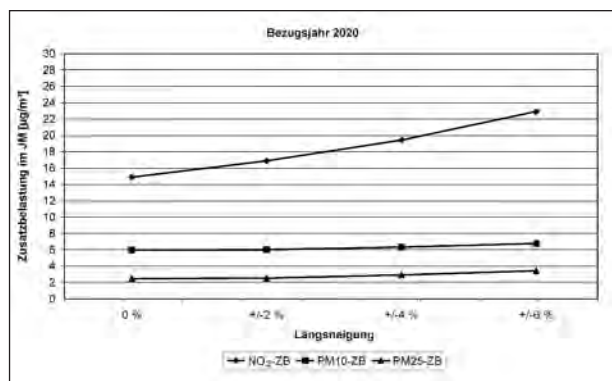
Mit zunehmender Längsneigung nimmt die verkehrsbedingte Zusatzbelastung am Straßenrand zu (siehe Bild 13.7). Die Zunahmen betragen beim Übergang von 0 % zu ±6 % Längsneigung ca. 50 % für NO<sub>2</sub>, ca. 15 % bei PM10 und ca. 40 % bei PM2.5.



**Bild 13.5:** Abhängigkeit der Zusatzbelastungen vom Schwerverkehrsanteil für die Schadstoffe NO<sub>2</sub>, PM10 und PM2.5 im definierten Referenzfall, aber Bezugsjahr 2015. Alles Jahresmittelwerte



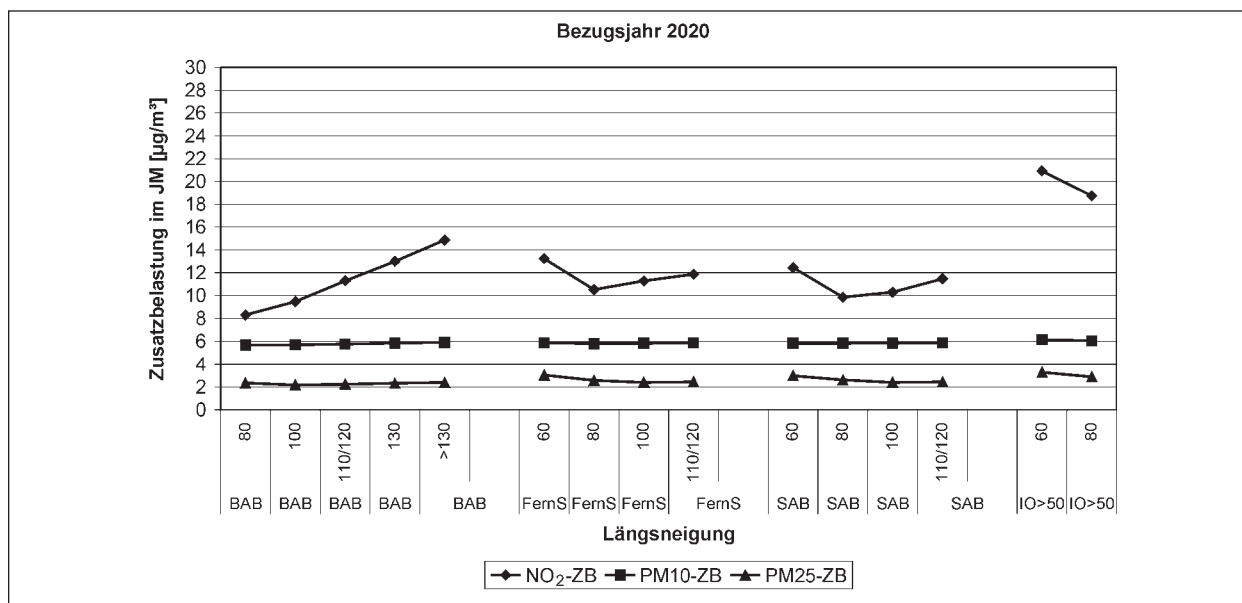
**Bild 13.6:** Abhängigkeit der Zusatzbelastungen vom Schwerverkehrsanteil für die Schadstoffe NO<sub>2</sub>, PM10 und PM2.5 im definierten Referenzfall. Alles Jahresmittelwerte



**Bild 13.7:** Abhängigkeit der Zusatzbelastungen von der Längsneigung für die Schadstoffe NO<sub>2</sub>, PM10 und PM2.5 im definierten Referenzfall. Alles Jahresmittelwerte

### 13.2.5 Abhängigkeit von der Verkehrssituation und vom Tempolimit

Das Bild 13.8 zeigt die Abhängigkeit der RLuS-Berechnungsergebnisse von der Verkehrssituation und vom Tempolimit.



**Bild 13.8:** Abhängigkeit der Zusatzbelastungen von Verkehrssituation und Tempolimit für die Schadstoffe NO<sub>2</sub>, PM10 und PM2.5 im definierten Referenzfall. Alles Jahresmittelwerte

Für die Autobahnen (BAB) ist ein Anstieg mit zunehmender Fzg-Geschwindigkeit zu verzeichnen. Die Zunahmen betragen beim Übergang von 80 km/h zu > 130 km/h ca. 80 % für NO<sub>2</sub>, ca. 4 % bei PM10 und ca. 3 % bei PM2.5.

Für die Fernstraßen (FernS) ist zwischen 80 km/h und 120 km/h für NO<sub>2</sub> ein Anstieg mit zunehmender Fzg-Geschwindigkeit zu verzeichnen. Bei PM10 und PM2.5 bleiben die Belastungen etwa gleich. Tendenziell liegen die Belastungen hier höher als für Autobahnen. Zu 60 km/h ist bei allen Schadstoffen ein Anstieg gegenüber 80 km/h zu verzeichnen.

Die Stadtautobahnen (SAB) weisen ähnliche Abhängigkeiten und ähnliche Belastungen wie die Fernstraßen auf.

Innerortsstraßen > 50 km/h liegen tendenziell höher als die Autobahnen und Fernstraßen. Sie zeigen ebenfalls einen Rückgang von 60 km/h zu 80 km/h um ca. 10 % bei NO<sub>2</sub> und PM2.5 bzw. 2 % bei PM10.

## 14 Broschüre

Es liegt eine Fassung der überarbeiteten Broschüre „Richtlinien zur Ermittlung der Luftqualität an Straßen ohne oder mit lockerer Randbebauung RLuS 2012“ vor.

## 15 Literatur

22. BImSchV (2002): Zweiundzwanzigste Verordnung zur Durchführung des Bundes-Immissionsschutzgesetzes (Verordnung über Immissionswerte). In: BGBl. I Nr. 66 vom 17.09.2002, S. 3626
22. BImSchV (2007): Zweiundzwanzigste Verordnung zur Durchführung des Bundes-Immissionsschutzgesetzes (Verordnung über Immissionswerte für Schadstoffe in der Luft – 22. BImSchV). Bundesgesetzblatt, Jahrgang 2007, Teil I, Nr. 25, ausgegeben zu Bonn am 12. Juni 2007 (nach Erscheinen der 39. BImSchV zurückgezogen)
39. BImSchV (2010): Neununddreißigste Verordnung zur Durchführung des Bundes-Immissionsschutzgesetzes (Verordnung über Luftqualitätsstandards und Emissionshöchstmengen – 39. BImSchV). S. 1065-1104. Bundesgesetzblatt, Jahrgang 2010, Teil I, Nr. 40, ausgegeben zu Bonn am 5. August 2010



- BÄCHLIN, W., BÖSINGER, R., BRANDT, A., SCHULZ, T. (2006): Überprüfung des NO-NO<sub>2</sub>-Umwandlungsmodells für die Anwendung bei Immissionsprognosen für bodennahe Stickoxidfreisetzung. Gefahrstoff – Reinhaltung der Luft, 66 (2006) Nr. 4, April
- BÄCHLIN et al. (2007): Vorentwurf Untersuchungen zu Stickstoffdioxid-Konzentrationen, Los 1. Überprüfung der Rombergformel. Ingenieurbüro Lohmeyer GmbH & Co. KG, Karlsruhe. Projekt 60976-04-01, Stand: Dezember 2007. Gutachten im Auftrag von: Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen, Recklinghausen
- BASELAU, C. (2006): Entwicklung eines Verfahrens zur Beurteilung der Verkehrsqualität auf Straßen mit 2+1-Verkehrsführung. Christian BASELAU. Dissertation an der Fakultät Bauingenieurwesen der Bauhaus-Universität Weimar. Weimar 2006
- BAST (2005): PM<sub>10</sub>-Emissionen an Außerortsstraßen mit Zusatzuntersuchung zum Vergleich der PM<sub>10</sub>-Konzentrationen aus Messungen an der A 1 Hamburg und Ausbreitungsrechnungen (DÜRING, I., BÖSINGER, R., LOHMEYER, A.). Berichte der Bundesanstalt für Straßenwesen, Verkehrstechnik, Heft V 125, ISBN 3-86509-307-8, Bergisch-Gladbach, Juni 2005
- BAST (2006): PM<sub>x</sub>-Belastungen an BAB. Berichte der Bundesanstalt für Straßenwesen (BAUM, A., HASSKELO, H., BECKER, R., WEIDNER, W.), Verkehrstechnik, Heft V 137. ISBN 3-86509-449-x. Bergisch Gladbach, März 2006
- BAST (2008): Luftqualität an BAB 2007. Berichte der Bundesanstalt für Straßenwesen (BAUM, A., HASSKELO, H., SIEBERTZ, I., WEIDNER, W.), Verkehrstechnik, Heft V 172. ISBN-10: 3865098525. Bergisch Gladbach, 1. Oktober 2008
- BAST (2010a): Zusendung von Verkehrszähl-daten ausgewählter automatischer Zählstellen an Bundesfernstraßen durch A. FITSCHEN. Bundesanstalt für Straßenwesen, 2010
- BAST (2010b): Verkehrsentwicklung auf Bundesfernstraßen 2008. Berichte der Bundesanstalt für Straßenwesen (FITSCHEIN, A., NORDMANN, H.). Verkehrstechnik, Heft V 191 + Datentabellen des Berichtes. Bergisch Gladbach 2010
- BAUMANN, W., ISMEIER, M. (1997): Exemplarische Erfassung der Umweltexposition ausgewählter Kautschukderivate bei der bestimmungsgemäßen Verwendung in Reifen und deren Entsorgung. Endbericht zum Forschungsvorhaben 206 02 081. Herausgeber: Institut für Umweltforschung INFU) der Universität Dortmund. Juli 1997
- BERKOWICZ, R. (2000): OSPM – A parameterised street pollution model. Environmental Monitoring and Assessment, Volume 65, Issue 1/2, pp. 323-331
- BRILON, W. (2010): Überprüfung der Bemessungswerte des HBS für Autobahnabschnitte außerhalb der Knotenpunkte. BRILON, W., GEISTEFELDT, J. (Ruhr-Universität Bochum, Lehrstuhl für Verkehrswesen). Forschungsberichte aus dem Forschungsprogramm des Bundesministeriums für Verkehr, Bau und Stadtentwicklung und der Forschungsgesellschaft für Straßen- und Verkehrswesen e. V., 2010
- BUKOWIECKI, N., GEHRIG, R., LIENEMANN, P., HILL, M., FIGI, R., BUCHMANN, B., FURGER, M., RICHARD, A., MOHR, C., WEIMER, S., PRÉVÔT, A., BALTENSBERGER, U. (2009): PM<sub>10</sub>-Emissionsfaktoren von Abriebspartikeln des Straßenverkehrs (APART). Forschungsauftrag ASTRA 2005/007, Bundesamt für Straßen, August 2009
- BWPLUS (2003): Ermittlung der Feinstaubemissionen in Baden-Württemberg und Betrachtung möglicher Minderungsmaßnahmen. Schlussbericht BWE 20005 von Thomas PREGGER und Rainer FRIEDRICH vom Institut für Energiewirtschaft und Rationelle Energieanwendung (IER) Universität Stuttgart, April 2003
- CARSLAW, D. C. (2005): Evidence of an increasing NO<sub>2</sub>/NO<sub>x</sub> emissions ration from road traffic emissions. Atmospheric Environment Vol. 39 (2005), pp. 4793-4802
- DÜRING, I., DÜNNEBEIL, F., ELLNER, H., FRIEDRICH, U., SCHAEFER, L., SCHÖNEFELD, T. (2010): Tendenzen der NO<sub>2</sub>-Belastung im Land Brandenburg von 1997 bis 2020. Immissionsschutz 03/10, Seiten 118-123. ISSN: 1430-9262. Erich Schmidt Verlag, Berlin

- EEA (2006a): Air pollution at street level in European cities. EEA Technical report Nr. 1/2006. ISSN 1725-2237
- EEA (2006b): Air quality and ancillary benefits of climate change policies. EEA Technical report Nr. 4/2006. ISSN 1725-2237
- EG-Richtlinie 2004/107/EG (2005): Richtlinie des Europäischen Parlaments und des Rates vom 15.12.2004 über Arsen, Kadmium, Quecksilber, Nickel und polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe in der Luft. Amtsblatt der Europäischen Gemeinschaft vom 26.01.2005, Nr. L23/3
- ESSER, J., HASSKELO, H. (2000): Ausbreitung von Luftschadstoffen ohne bzw. mit Lärmschutzwand. Schlussbericht zum AP-Projekt Nr. 93663/V3. Herausgeber: Bundesanstalt für Straßenwesen, Bergisch Gladbach, März 2000
- EU (2007): Entwurf einer Empfehlung für die zweite Lesung betreffend den Gemeinsamen Standpunkt des Rates im Hinblick auf den Erlass der Richtlinie des Europäischen Parlaments und des Rates über Luftqualität und saubere Luft für Europa (16477/2006 – C6-0000/2007 – 2005/0183(COD)) vom 31.07.2007 (vorläufig 2005/0183(COD))
- FACKRELL, J. E. (1984): Parameters characterising dispersion in the near wake of buildings. In: *J. of Wind Engineering and Industrial Aerodynamics* 16 (1984) 97-118
- FILLIGER, P., PUYBONNIEUX-TEXIER, V., SCHNEIDER, J. (1999): PM10 Population Exposure – Technical Report on Air Pollution, Prepared for the WHO Ministerial Conference for Environment and Health, London, June 1999, Published by Federal Department of Environment, Transport, Energy and Communications Bureau for Transport Studies, Bern, Switzerland
- FRANK, C. (2005): Wirksamkeit von dünnen Windschutzstreifen auf Sockelwällen in luv- und leeseitiger Anordnung. Dissertationsreihe am Institut für Hydromechanik der Universität Karlsruhe (TH); 2005, 1, Universitätsverlag Karlsruhe, Karlsruhe (<http://digbib.ubka.uni-karlsruhe.de/volltexte/1000003344>)
- GANDEMER, J., GUYOT, A. (1981): La protection contre le vent. Centre Scientifique et Technique du Bâtiment (CSTB), Paris
- GARBEN et al. (1996): Emissionskataster Kraftfahrzeugverkehr Berlin 1993. IVU GmbH, im Auftrag der Senatsverwaltung für Stadtentwicklung, Umweltschutz und Technologie, Berlin
- GEBBE, HARTUNG, BERTHOLD (1997): Quantifizierung des Reifenabriebs von Kraftfahrzeugen in Berlin. Teil II: Endbericht, Technische Universität Berlin, ISS-Fahrzeugtechnik, im Auftrag der Senatsverwaltung für Stadtentwicklung, Umweltschutz und Technologie, Berlin 1997
- GEISTEFELDT, J. (2008): Vierstreifige Richtungsfahrbahnen – Verkehrsablauf, Verkehrssicherheit und Gestaltung. J. GEISTEFELDT (Ruhr-Universität Bochum, Lehrstuhl für Verkehrswesen). Tagungsdokumentation zum Kolloquium „Richtlinien für die Anlage von Autobahnen“. Forschungsgesellschaft für Straßen- und Verkehrswesen (Hrsg.), Köln 2008
- GEHRIG, R., HILL, M., BUCHMANN, B., IMHOF, D., WEINGARTNER, E., BALTENSPERGER, U. (2003): Verifikation von PM10-Emissionsfaktoren des Straßenverkehrs. Abschlussbericht der Eidgenössischen Materialprüfungs- und Forschungsanstalt (EMPA) und des Paul Scherrer Institutes (PSI) zum Forschungsprojekt ASTRA 2000/415. Juli 2003. [www.empa.ch/plugin/template/empa/700/5750/---/l=1](http://www.empa.ch/plugin/template/empa/700/5750/---/l=1)
- GRICE, S., STEDMAN, J., KENT, A., HOBSON, M., NORRIS, J., ABBOTT, J., COOKE, S. (2007): The Impact of Changes in Vehicle Fleet Composition and Exhaust Treatment Technology on the Attainment of the Ambient Air Quality Limit Value for Nitrogen Dioxide in 2010. Report to European Commission Directorate-General Environment. AEA Energy & Environment, ED48527, AEAT/EN/R/2440 Issue 2, May 2007
- HANDLER, M., PULS, C., ZBIRAL, J., MARR, I., PUXBAUM, H., LIMBECK, A. (2008): Size and composition of particulate emissions from motor vehicles in the Kaisermühlen-Tunnel, Vienna. *Atmospheric Environment* 42 (2008) 2173-2186
- HBS (2009): Handbuch für die Bemessung von Straßenverkehrsanlagen – HBS 2001, Fassung 2009. Forschungsgesellschaft für Straßen- und Verkehrswesen (Hrsg.), Köln 2009
- HERPERTZ, St., TEGETHOF, U. (2005): Untersuchungen zu Fremdstoffbelastungen im Straßen-

- raum. Berichte der Bundesanstalt für Straßenwesen. Verkehrstechnik, Heft V 122, Mai 2005. ISBN 3-86509-280-2
- HLUG (2005): Ursachenanalyse für den Anstieg der NO<sub>2</sub>-Immissionen an verkehrsnahen Messstellen. Endbericht der IVU Umwelt GmbH im Auftrag des Hessischen Landesamtes für Umwelt und Geologie. Mai 2005
- HOSKER, R. P. (1982): Methods for estimating wake flow and effluent dispersion near simple block-like buildings. NUREG/CR-2521 ERL-ARL-108 RB. Ed.: National oceanic and atmospheric administration, Air resources atmospheric turbulence and diffusion laboratory, Oak Ridge, TN 37830
- HUBER, A. H., SNYDER, W. H., THOMPSON, R. S., LAWSON, R. E. (1976): Stack placement in the lee of a mountain ridge. A wind tunnel study EPA-600/4-76-047. Ed.: Environmental sciences research laboratory, Office of research and development, U.S. environmental protection agency, Research triangle park, N.C. 27711
- HÜGLIN, C., GEHRIG, R., HOFER, P., MONN, C., BALTENSBERGER, U. (2000): Partikelemissionen (PM<sub>10</sub> und PM<sub>2.5</sub>) des Straßenverkehrs. Chemische Zusammensetzung des Feinstaubes und Quellenzuordnung mit einem Rezeptormodell. Bericht des NFP41 „Verkehr und Umwelt“, Bericht C4. EMPA, Abt. Luftfremdstoffe/ Umwelttechnik, CH-8600 Dübendorf
- HUNG-LUNG, C., HUANG, Y.-S. (2009): Particulate matter emissions from on-road vehicles in a freeway tunnel study. Atmospheric Environment 43 (2009) 4014-4022
- INFRAS (2010): HBEFA – Handbuch Emissionsfaktoren des Straßenverkehrs, Version 3.1. INFRAS; Mario KELLER et al.; Bern, 2010
- ISRAËL, G. W., SCHLUMS, C., TREFFEISEN, R. PESCH, M. (1994): Rußimmissionen in Berlin, Herkunftsbestimmung – Kfz-Flottenemissionsfaktoren – Vergleichbarkeit von Probenahmemethoden. Fortschrittberichte VDI, Reihe Umwelttechnik, Nr. 152
- IUTA (2008): Ermittlung des Beitrages von Reifen-, Kupplungs-, Fahrbahnabrieb an den PM<sub>10</sub>-Emissionen von Straßen. (QUASS; U., JOHN, A., BEYER, M., LINDERMANN, J., KUHLBUSCH, T., HIRNER, A., SULKOWSKI, M., SULKOWSKI, M., HIPPLER, J.) Institut für Energie und Umwelttechnik (IUTA), Berichte der Bundesanstalt für Straßenwesen, Verkehrstechnik, Heft V 165 (ISSN 0943-9331), Bergisch Gladbach, März 2008
- JACOBS, A. (1984): The flow around a thin closed fence. In: Boundary-Layer Met. 28 (1984) 317-328
- KESSLER, Ch., NIEDERAU, A., SCHNEIDER, Ch. (2005): Auswertungen von Stationsmessungen zur Ermittlung der Variationsbreite des NO<sub>2</sub>/NO<sub>x</sub>-Anteils der Verkehrsemissionen. Schlussbericht im Auftrag des Landesamtes für Umweltschutz, BW, Dezember 2005
- KESSLER, Ch., SCHOLZ, W., AHRENS, D., NIEDERAU, A. (2007): Anstieg des NO<sub>2</sub>/NO<sub>x</sub>-Verhältnisses an Luftmessstationen in Baden-Württemberg zwischen 1995 und 2005. In: Immissionsschutz 2/2007, S. 68-72
- KLINGENBERG, H., SCHÜRMAN, D., LIES, K.-H. (1991): Dieselmotorabgas – Entstehung und Messung. In: VDI-Bericht Nr. 888, S. 119-131
- KEUKEN, M. P. (1997): Emissies dorr vrachten personenverkeer gemeten in de Drechtunnel. TNO-rapport, TNO-MEP-R 97/378, TNO Milieu, Energie en Procesinnovatie, Apeldoorn
- KEUKEN, M. P., TEEUWISSE, S., ten BRINK, H. M. (1999): Research on the contribution of road dust emissions to PM<sub>10</sub> concentrations in the Netherlands. TNO-MEP – R 99/505
- LAMBRECHT, U., DÜNNEBEIL, F., HÖPFNER, U. (2006): NO<sub>x</sub> development of emissions and air quality. Causes for unexpected values of ambient concentrations of NO<sub>2</sub>. Institute for Energy and Environmental Research Heidelberg. Internet: www.ifeu.de. EU level workshop on The impact of direct emissions of NO<sub>2</sub> from road vehicles on NO<sub>2</sub> concentrations. Brussels, September 19<sup>th</sup>, 2006
- LASCHOBBER, C., LIMBECK, A., RENDL, J., PUXBAUM H. (2004): Particulate emissions from on-road vehicles in the Kaisermühlen-tunnel (Vienna, Austria). Atmospheric Environment 38 (2004) S. 2187-2195
- LEE, S.-J., KIM, H.-B. (1999): Laboratory measurements of velocity and turbulence field

- behind porous fences. In: *J. of Wind Engineering and Industrial Aerodynamics* 80 (1999) 311-326
- LEENE, J. A., DELAUNAY, D., JENSEN, A. G. (1990): Handbook on obstacle wake effects related to wind turbine siting. TNO-Report 9 0-117. Ed.: TNO Division of Technology for Society, Apeldoorn (Netherlands)
- LfU Bayern (2008): Messbericht LfU-24-8720.06-7275/2008: Luftschadstoffmessungen an der BAB A 9 München-Nürnberg in München-Freimann. Bayerisches Landesamt für Umwelt, Augsburg, 29.05.2008
- LfU Bayern (2009): Messbericht LfU-24-8720.06-33228/2008: Luftschadstoffmessungen an der BAB A 8 bei Zusmarshausen und Vergleich mit der Berechnung nach MLuS 02, geänderte Fassung 2005. Bayerisches Landesamt für Umwelt, Augsburg, 21.07.2009
- LOHMEYER (2002): FE 02.207/2000/LRB: Prognose der Vorbelastung und Berücksichtigung der RL 96/62/EG im MLuS-2002. Ingenieurbüro Dr.-Ing. Achim Lohmeyer, Radebeul. Projekt 2266, Januar 2002. Schlussbericht im Auftrag von: Bundesanstalt für Straßenwesen, Bergisch Gladbach
- LOHMEYER (2004): FE 2.222/2002/LRB PM10-Emissionen an Außerortsstraßen. Ingenieurbüro Lohmeyer GmbH & Co. KG, Radebeul. Projekt 70016-03-10, Juni 2004. Schlussbericht im Auftrag von: Bundesanstalt für Straßenwesen, Bergisch Gladbach. Veröffentlicht in: *Verkehrstechnik*, Heft V 125
- LÜKEWILLE, A., BERTOK, I., AMANN, M., COFALA, J., GYARFAS, F., HEYES, C., KARVOSENOJA, N., KLIMONT, Z., SCHÖPP, W. (2002): A Framework to Estimate the Potential and Costs for the Control of Fine Particulate Emissions in Europe. IIASA – International Institute for Applied Systems Analysis, Interim Report IR-01-023
- MLuS 02 (2005): Merkblatt über Luftverunreinigungen an Straßen ohne oder mit lockerer Randbebauung (geänderte Fassung 2005). Hrsg.: Forschungsgesellschaft für Straßen- und Verkehrswesen e. V., Köln, Ausgabe 2005
- MUSCHAK, W. (1989): Straßenoberflächenwasser – eine diffuse Quelle der Gewässerbelastung. *Vom Wasser*, 72, S. 267-282
- OKE, T. R. (1987): *Boundary Layer Climates*. 2nd edition, London and New York: Methuen
- PALME, F., RABL, P. (2004): Korngrößen und Inhaltsstoffe von urbanen Stäuben – Einflüsse von Kfz-Emissionen. Workshop PM<sub>x</sub>-Quellenidentifizierung Mühlheim/Ruhr, 22.-23. Januar 2004
- PALMGREN, F., WAHLIN, P., BERKOWICZ, R., KETZEL, M., ILLERUP, J. B., NIELSEN, M., WINTHER, M., GLASIUS, M., JENSEN, B. (2003): *Aerosols in Danish Air (AIDA)*. Mid-term report 2000-2002. NERI Technical Report No. 460. [http://www.dmu.dk/1\\_Viden/2\\_Publikationer/3\\_fagrappporter/rappporter/FR460.PDF](http://www.dmu.dk/1_Viden/2_Publikationer/3_fagrappporter/rappporter/FR460.PDF)
- PALMGREN, F., BERKOWICZ, R., KETZEL, M., WINTHER, M. (2007a): Assessment of application of SCR catalyst on heavy duty vehicles as a measure to reduce the NO<sub>2</sub> pollution in larger Danish cities, NERI Technical Report No. 620, 44 pp. (in Danish, English summary)
- PALMGREN, F., BERKOWICZ, R., KETZEL, M., WINTHER, M. (2007b): Elevated NO<sub>2</sub> Pollution in Copenhagen due to Direct Emission of NO<sub>2</sub> from Road Traffic. 2<sup>nd</sup> ACCENT Symposium, Urbino, Italy, July, 23-27, 2007
- Platt (2008): <http://www.iup.uni-heidelberg.de/institut/studium/lehre/Atmosphaerenphysik/script2/TropChem1.pdf>
- RANDERSON, D. (1984): *Atmospheric science and power production*. Published by Technical information center, Office of scientific and technical information, United States department of energy. DOE/TIC-27601 (DE84005177). ISBN 0-87079-126-5
- RAUTERBERG-WULFF, A. (1999a): Determination of Emission Factors for Tire Wear Particles up to 10 µm by Tunnel Measurements. Paper presented at 8<sup>th</sup> International Symposium Transport and Air Pollution, Graz, Österreich 31. Mai-2. Juni 1999
- RAUTERBERG-WULFF, A. (1999b): Beitrag des Reifen- und Bremsenabriebs zur Rußemission an Straßen. *Fortschrittsberichte des VDI, Reihe 15: Umwelttechnik*, Nr. 202
- RLuS (2011): Richtlinie über Luftverunreinigungen an Straßen ohne und mit lockerer Randbebauung. RLuS 2011, Version 1.0 vom 10.02.2011. FGSV Forschungsgesellschaft für Straßen- und



- Verkehrswesen, Arbeitsgruppe Straßenentwurf, Köln
- ROMBERG, E., BÖSINGER, R., LOHMEYER, A., RUHNKE, R., RÖTH, R. (1996): NO-NO<sub>2</sub>-Umwandlung für die Anwendung bei Immissionsprognosen für Kfz-Abgase. In: Staub-Reinhal tung der Luft, Vol. 56, Nr. 6, p. 215-218
- SCHMID, H., PUCHER, E., ELLINGER, R., BIEBL, P., PUXBAUM, H. (2001): Decadal reductions of traffic emissions on a transit route in Austria – results of the Tauertunnel experiment 1997. In: Atmospheric Environment 35, pp. 3585-3593
- STECHMANN, H. (1993): Charakterisierung kraftfahrzeugspezifischer partikelförmiger Emissionen und Quantifizierung ihrer Beiträge zu Aerosolen und Gewässerverunreinigungen. Dissertation. Institut für Anorganische und Angewandte Chemie der Universität Hamburg. Schriftenreihe Analytik
- STERNBECK, J., SJÖDIN, A., ANDRÉASSON, K. (2002): Metal emissions from road traffic and the influence of resuspension – results from two tunnel-studies. Atmospheric Environment 36, 4735-4744
- TREMOD (2010): TREMOD – Transport Emission Model: Fortschreibung und Erweiterung „Daten- und Rechenmodell: Energieverbrauch und Schadstoffemissionen des motorisierten Verkehrs in Deutschland 1960-2030“. Im Auftrag des Umweltbundesamtes, FKZ 3707 45 101, Version 5.1, ifeu – Institut für Energie- und Umweltforschung, Heidelberg 2010
- TU Dresden (2010): Erarbeitung einer plausiblen Übertragung der Verkehrssituationen aus HBEFA 2.1 zu HBEFA 3.1. TU Dresden, Lehrstuhl für Verkehrsökologie. Prof. Dr.-Ing. Udo J. BECKER, Dr.-Ing. Falk RICHTER, Dipl.-Ing. Wolfram SCHMIDT. Forschungsbericht im Auftrag des Landesamtes für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie in Sachsen über Ingenieurbüro Lohmeyer GmbH & Co. KG. Oktober 2010
- TU München (2005): Skript zur Vorlesung Aerodynamik der Bauwerken, TU München WS 2005/06. Lehrstuhl für Aerodynamik, TU München
- UBA (1995) (HASSEL, D., JOST, P., WEBER, F. J., DURSBECK, F.): Abgas-Emissionsfaktoren von Nutzfahrzeugen in der Bundesrepublik Deutschland für das Bezugsjahr 1990. Abschlussbericht. Umweltforschungsplan des Bundesministers für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit – Luftreinhaltung. UBA-FB 95-049. UBA-Berichte 5/1995
- UBA (2004): Handbuch Emissionsfaktoren des Straßenverkehrs, Version 2.1/April 2004. Dokumentation zur Version Deutschland erarbeitet durch INFRAS AG Bern/Schweiz in Zusammenarbeit mit IFEU Heidelberg. Hrsg: Umweltbundesamt Berlin. Herunterladbar unter <http://www.hbfa.net/>
- UBA (2006): Anwendung des REM-CALGRID-Modells für die Immissionsprognose 2010 und 2020 in Deutschland auf der Basis hoch aufgelöster Emissionsdaten. Bericht zum F&E-Vorhaben FKZ 202 43 270 von Rainer STERN für das Umweltbundesamt Berlin, Mai 2006
- UBA (2010): Handbuch Emissionsfaktoren des Straßenverkehrs, Version 3.1/Januar 2010. Dokumentation zur Version Deutschland erarbeitet durch INFRAS AG Bern/Schweiz in Zusammenarbeit mit IFEU Heidelberg. Hrsg.: Umweltbundesamt Berlin. <http://www.hbfa.net/d/start.html>
- URBAN, H., HÜBNER, C., ELLINGER, R. (2007): Road traffic emission factors for PAH, heavy metals, primary NO<sub>2</sub> and further particulate and gaseous components. Gefahrstoffe – Reinhaltung der Luft Nr. 10, 2010, Seiten 429-438
- US-EPA Environmental Protection Agency (1995): Compilation of air pollutant emission factors. Vol. I: Stationary point and area sources, 5<sup>th</sup> edition, AP-42, Washington January 1995
- VDI (2003): Umweltmeteorologie – Kfz-Emissionsbestimmung – Luftbeimengungen. VDI-Richtlinie VDI 3782, Blatt 7. Hrsg.: Kommission Reinhaltung der Luft (KRdL) im VDI und DIN-Normenausschuss, Düsseldorf, November 2003
- VDI 3783 Blatt 9 (2005): Umweltmeteorologie – Prognostische mikroskalige Windfeldmodelle, Evaluierung für Gebäude- und Hindernisströmung. VDI/DIN-Handbuch Reinhaltung der Luft, Band 1b. November 2005
- WECKWERTH, G. (2004): Persönliche Mitteilung (Universität zu Köln, Inst. Für Mineralogie und Geochemie)

---

WIEDMANN, T., KERSTEN, J., BALLSCHMITER, K. (2000): Art und Menge von stofflichen Emissionen aus dem Verkehrsbereich, Literaturstudie. Akademie für Technikfolgenabschätzung in Baden-Württemberg, Stuttgart, Arbeitsbericht Nr. 146/Mai 2000. ISBN 3-932013-84-0, ISSN 0945-9553

WOLFSEHER, U., GERTIS, K.: (1978): Bodennahe Aerodynamik. Darstellung der lokalen Windverhältnisse über unbebauten und bebauten Flächen auf Grund vorhandener Literatur. Teil: Beschreibung des natürlichen Windes in Bodennähe. In: Gesundheits-Ingenieur 99 (1978), Heft 9

WUNDERLIN, D., KLAUS, T., SCHNEIDER, A., SCHLÄPFER, K. (1999): Emissionsfaktoren ausgewählter Nichtlimitierter Schadstoffe im Straßenverkehr. Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft (BUWAL) Arbeitsunterlage 12, März 1999

## Schriftenreihe

### Berichte der Bundesanstalt für Straßenwesen

#### Unterreihe „Verkehrstechnik“

## 2008

- V 165: Ermittlung des Beitrages von Reifen-, Kupplungs-, Brems- und Fahrbahnabrieb an den PM<sub>10</sub>-Emissionen von Straßen  
Quass, John, Beyer, Lindermann, Kuhlbusch, Hirner, Sulkowski, Sulkowski, Hippler € 14,50
- V 166: Verkehrsentwicklung auf Bundesfernstraßen 2006 – Jahresauswertung der automatischen Dauerzählstellen  
Fitschen, Koßmann € 26,00
- V 167: Schadstoffe von Bankettmaterial – Bundesweite Datenauswertung  
Kocher, Brose, Siebertz € 14,50
- V 168: Nutzen und Kosten nicht vollständiger Signalisierungen unter besonderer Beachtung der Verkehrssicherheit  
Frost, Schulze € 15,50
- V 169: Erhebungskonzepte für eine Analyse der Nutzung von alternativen Routen in übergeordneten Straßennetzen  
Wermuth, Wulff € 15,50
- V 170: Verbesserung der Sicherheit des Betriebspersonals in Arbeitsstellen kürzerer Dauer auf Bundesautobahnen  
Roos, Zimmermann, Riffel, Cyra € 16,50
- V 171: Pilotanwendung der Empfehlungen für die Sicherheitsanalyse von Straßennetzen (ESN)  
Weinert, Vengels € 17,50
- V 172: Luftschadstoffe an BAB 2007  
Baum, Hasskelo, Siebertz, Weidner € 13,50
- V 173: Bewertungshintergrund für die Verfahren zur Charakterisierung der akustischen Eigenschaften offenerporiger Straßenbeläge  
Altreuther, Beckenbauer, Männel € 13,00
- V 174: Einfluss von Straßenzustand, meteorologischen Parametern und Fahrzeuggeschwindigkeit auf die PM<sub>x</sub>-Belastung an Straßen  
Dieser Bericht liegt nur in digitaler Form vor und kann kostenpflichtig unter [www.nw-verlag.de](http://www.nw-verlag.de) heruntergeladen werden.  
Düring, Lohmeyer, Moldenhauer, Knörr, Kutzner, Becker, Richter, Schmidt € 29,00
- V 175: Maßnahmen gegen die psychischen Belastungen des Personals des Straßenbetriebsdienstes  
Fastenmeier, Eggerdinger, Goldstein € 14,50

## 2009

- V 176: Bestimmung der vertikalen Richtcharakteristik der Schallabstrahlung von Pkw, Transportern und Lkw  
Schulze, Hübel € 13,00
- V 177: Sicherheitswirkung eingefräster Rüttelstreifen entlang der BAB A24  
Lerner, Hegewald, Löhe, Velling € 13,50
- V 178: Verkehrsentwicklung auf Bundesfernstraßen 2007 – Jahresauswertung der automatischen Dauerzählstellen  
Fitschen € 26,00
- V 179: Straßenverkehrszählung 2005: Methodik  
Kathmann, Ziegler, Thomas € 15,50
- V 180: Verteilung von Tausalzen auf der Fahrbahn  
Hausmann € 14,50

- V 181: Voraussetzungen für dynamische Wegweisung mit integrierten Stau- und Reisezeitinformationen  
Hülsemann, Krems, Henning, Thiemer € 18,50

- V 182: Verkehrsqualitätsstufenkonzepte für Hauptverkehrsstraßen mit straßenbündigen Stadt-/Straßenbahnkörpern  
Sümmermann, Lank, Steinauer, M. Baier, R. Baier, Klemps-Kohnen € 17,00

- V 183: Bewertungsverfahren für Verkehrs- und Verbindungsqualitäten von Hauptverkehrsstraßen  
Lank, Sümmermann, Steinauer, Baur, Kemper, Probst, M. Baier, R. Baier, Klemps-Kohnen, Jachtmann, Hebel € 24,00

- V 184: Unfallrisiko und Regelakzeptanz von Fahrradfahrern  
Alrut, Bohle, Müller, Prahlow, Hacke, Lohmann € 19,00

- V 185: Möglichkeiten zur schnelleren Umsetzung und Priorisierung straßenbaulicher Maßnahmen zur Erhöhung der Verkehrssicherheit  
Gerlach, Kesting, Thiemeyer € 16,00

- V 186: Beurteilung der Streustoffverteilung im Winterdienst  
Badelt, Moritz € 17,00

- V 187: Qualitätsmanagementkonzept für den Betrieb der Verkehrsrechnerzentralen des Bundes  
Kirschfink, Aretz € 16,50

## 2010

- V 188: Stoffeinträge in den Straßenseitenraum – Reifenabrieb  
Kocher, Brose, Feix, Görg, Peters, Schenker € 14,00

- V 189: Einfluss von verkehrsberuhigenden Maßnahmen auf die PM<sub>10</sub>-Belastung an Straßen  
Düring, Lohmeyer, Pöschke, Ahrens, Bartz, Wittwer, Becker, Richter, Schmidt, Kupiainen, Pirjola, Stojiljkovic, Malinen, Portin € 16,50

- V 190: Entwicklung besonderer Fahrbahnbeläge zur Beeinflussung der Geschwindigkeitswahl  
Dieser Bericht liegt nur in digitaler Form vor und kann kostenpflichtig unter [www.nw-verlag.de](http://www.nw-verlag.de) heruntergeladen werden.  
Lank, Steinauer, Busen € 29,50

- V 191: Verkehrsentwicklung auf Bundesfernstraßen 2008  
Fitschen, Nordmann € 27,00  
Dieser Bericht ist als Buch und als CD erhältlich oder kann ferner als kostenpflichtiger Download unter [www.nw-verlag.de](http://www.nw-verlag.de) heruntergeladen werden.

- V 192: Anprall von Pkw unter großen Winkeln gegen Fahrzeugrückhaltesysteme  
Gärtner, Egelhaaf € 14,00

- V 193: Anprallversuche an motorradfahrerfreundlichen Schutzeinrichtungen  
Klöckner € 14,50

- V 194: Einbindung städtischer Verkehrsinformationen in ein regionales Verkehrsmanagement  
Ansorge, Kirschfink, von der Ruhren, Hebel, Johanning € 16,50

- V 195: Abwasserbehandlung an PWC-Anlagen  
Londong, Meyer € 29,50  
Dieser Bericht liegt nur in digitaler Form vor und kann kostenpflichtig unter [www.nw-verlag.de](http://www.nw-verlag.de) heruntergeladen werden.

- V 196: Sicherheitsrelevante Aspekte der Straßenplanung  
Bark, Kutschera, Baier, Klemps-Kohnen € 16,00

- V 197: Zählungen des ausländischen Kraftfahrzeugverkehrs auf den Bundesautobahnen und Europastraßen 2008  
Lensing € 16,50

- V 198: Stoffeintrag in Straßenrandböden – Messzeitraum 2005/2006  
Kocher, Brose, Chlubek, Karagüzel, Klein, Siebertz € 14,50

- V 199: Stoffeintrag in Straßenrandböden - Messzeitraum 2006/2007  
Kocher, Brose, Chlubek, Görg, Klein, Siebertz € 14,00

- V 200: Ermittlung von Standarts für anforderungsgerechte Datenqualität bei Verkehrserhebungen  
Bäumer, Hautzinger, Kathmann, Schmitz,  
Sommer, Wermuth € 18,00
- V 201: Quantifizierung der Sicherheitswirkungen verschiedener Bau-, Gestaltungs- und Betriebsformen auf Landstraßen  
Vieten, Dohmen, Dürhager, Legge € 16,00

## 2011

- V 202: Einfluss innerörtlicher Grünflächen und Wasserflächen auf die PM<sub>10</sub>-Belastung  
Endlicher, Langner, Dannenmeier, Fiedler, Herrmann,  
Ohmer, Dalter, Kull, Gebhardt, Hartmann € 16,00
- V 203: Bewertung von Ortsumgehungen aus Sicht der Verkehrssicherheit  
Dohmen, Vieten, Kesting, Dürhager, Funke-Akbiyik € 16,50
- V 204: Einfluss von Straßenrandbegrünung auf die PM<sub>10</sub>-Belastung  
Bracke, Reznik, Mölleken, Berteilt, Schmidt € 22,00  
Dieser Bericht liegt nur in digitaler Form vor und kann kostenpflichtig unter [www.nw-verlag.de](http://www.nw-verlag.de) heruntergeladen werden.
- V 205: Verkehrsentwicklung auf Bundesfernstraßen 2009  
Fitschen, Nordmann € 27,50  
Dieser Bericht ist sowohl als gedrucktes Heft der Schriftenreihe als auch als CD erhältlich oder kann außerdem als kostenpflichtiger Download unter [www.nw-verlag.de](http://www.nw-verlag.de) heruntergeladen werden.
- V 206: Sicherheitspotenzialkarten für Bundesstraßen nach den ESN  
Färber, Lerner, Pöppel-Decker € 14,50
- V 207: Gestaltung von Notöffnungen in transportablen Schutzeinrichtungen  
Becker € 16,00
- V 208: Fahrbahnquerschnitte in baulichen Engstellen von Ortsdurchfahrten  
Gerlach, Breidenbach, Rudolph, Huber, Brosch, Kesting € 17,50
- V 209: Stoffeintrag in Straßenrandböden - Messzeitraum 2008/2009  
Beer, Surkus, Kocher € 14,50

## 2012

- V 210: Schmale zweibahnig vierstreifige Landstraßen (RQ 21)  
Maier, Berger € 18,50
- V 211: Innliegende Linkseinfädeltstreifen an plangleichen Knotenpunkten innerorts und im Vorfeld bebauter Gebiete  
Richter, Neumann, Zierke, Seebo € 17,00
- V 212: Anlagenkonzeption für Meistereigehöfte – Optimierung von Arbeitsabläufen  
Schmauder, Jung, Paritschkow € 19,00
- V 213: Quantifizierung von Verkehrsverlagerungen durch Baustellen an BAB  
Laffont, Mahmoudi, Dohmen, Funke-Akbiyik, Vieten € 18,00
- V 214: Vernetzungseignung von Brücken im Bereich von Lebensraumkorridoren  
Schmellekamp, Tegethof  
Dieser Bericht liegt nur in digitaler Form vor und kann unter <http://bast.opus.hbz-nrw.de/> heruntergeladen werden.
- V 215: Stauprävention auf BAB im Winter  
Kirschfink, Poschmann, Zobel, Schedler € 17,00
- V 216: Verbesserung der Verkehrssicherheit auf einbahnig zweistreifigen Außerortsstraßen (AOSI)  
Lippold, Weise, Jährg € 17,50
- V 217: Verbesserung der Bedingungen für Fußgänger an Lichtsignalanlagen  
Alrutz, Bachmann, Rudert, Angenendt, Blase,  
Fohlmeister, Häckelmann € 18,50

- V 218: Empfehlungen zum richtigen Aufbringen von Tausalösungen  
Hausmann € 16,00
- V 219: Bewältigung großer Verkehrsmengen auf Autobahnen im Winter  
Roos, Zimmermann, Schulz, Riffel € 16,50

## 2013

- V 220: Maßnahmen zur Bewältigung der besonderen psychischen Belastung des Straßenbetriebsdienstpersonals – Pilotstudie  
Pöpping, Pollack, Müller € 16,00
- V 221: Bemessungsverkehrsstärken auf einbahnigen Landstraßen  
Arnold, Kluth, Ziegler, Thomas € 18,50
- V 222: Aktualisierung des MLuS 02 – Erstellung der RLuS  
Düring, Flassak, Nitzsche, Sörgel, Dünnebeil,  
Rehberger € 19,50

---

Alle Berichte sind zu beziehen beim:

Wirtschaftsverlag NW  
Verlag für neue Wissenschaft GmbH  
Postfach 10 11 10  
D-27511 Bremerhaven  
Telefon: (04 71) 9 45 44 - 0  
Telefax: (04 71) 9 45 44 77  
Email: [vertrieb@nw-verlag.de](mailto:vertrieb@nw-verlag.de)  
Internet: [www.nw-verlag.de](http://www.nw-verlag.de)

Dort ist auch ein Komplettverzeichnis erhältlich.