

Verursacher und Tendenzen für PM_{2,5} in Sachsen

Schriftenreihe, Heft 8/2012



Verursacher, flächenhafte Belastung und Tendenzen für PM_{2,5} in Sachsen

Diana Bretschneider, Wolfram Schmidt, Dr. rer. nat. Ingo Düring, Helmut Lorentz

unter Mitarbeit der TU Dresden, Lehrstuhl für Verkehrsökologie,
und dem Institut für Energie- und Umweltforschung Heidelberg GmbH

1	Aufgabenstellung.....	12
2	Ermittlung der Tendenzen für die PM2,5-Belastung in Sachsen im Vergleich zum bundesdeutschen Trend ..	12
2.1	Bewertung von PM2,5-Konzentrationen	12
2.2	Statistische Analyse der sächsischen Daten	13
2.2.1	Datenverfügbarkeit.....	13
2.2.2	Trends der PM2,5-Jahresmittelwerte	16
2.3	Vergleich mit bundesdeutschen Daten	23
2.4	Quantifizierung des meteorologischen Einflusses.....	26
2.4.1	Datengrundlage, Datenverdichtung und Ausreißereliminierung.....	26
2.4.1.1	Anzahl der trockenen Tage nach Niederschlag	26
2.4.1.2	Hauptwindrichtungsklassen	27
2.4.2	Korrelationsanalyse	27
2.4.3	Multiple lineare Regressionsanalyse.....	28
2.5	Prüfung eines möglichen Bedarfs für die Weiterentwicklung des sächsischen Luftmessnetzes.....	30
2.5.1	Rahmenbedingungen der 39. BImSchV.....	30
2.5.2	Redundante und für die flächenhafte Aussage in IMMIKART wichtige Messstandorte.....	30
3	Wissenschaftlicher Stand der PM2,5-Emissionsbestimmung	35
3.1	Verursacher/Quellen	35
3.2	Straßenverkehrsbedingte PM2,5-Emissionen.....	35
3.2.1	Motorbedingte PM2,5-Emissionsfaktoren	37
3.2.2	Nicht motorbedingte PM2,5-Emissionsfaktoren	40
3.2.3	Schlussfolgerungen aus der PM2,5-Literaturrecherche für Straßenverkehr	50
3.3	Flug- und Schienenverkehrsbedingte PM2,5-Emissionen	51
3.4	Schiffsbedingte PM2,5-Emissionen	52
3.5	PM2,5-Emissionen aus Industrie, Gewerbe und Hausbrand	52
3.5.1	Gesetzliche emissionsseitige Regelungen zur Begrenzung von Staubbelastungen.....	52
3.5.2	Industrie/Gewerbe (Großfeuerungsanlagen, genehmigungsbedürftige Anlagen, sonstige Feuerungsanlagen)	52
3.5.2.1	Genehmigungsbedürftige Anlagen/Industrielle Produktionsprozesse	52
3.5.2.2	Großfeuerungsanlagen	53
3.5.2.3	Kleinfeuerungsanlagen (Haushalte, Kleinverbraucher).....	53
3.5.2.4	Landwirtschaft (Tierhaltung)	54
3.6	Maschinen und Geräte in Land- und Bauwirtschaft	55
3.7	PM2,5-Emissionen und Trendentwicklung vom Jahr 2000 bis 2020 für Deutschland.....	56
4	Abschätzung verkehrsbedingter PM2,5-Emissionsfaktoren an sächsischen Messstationen	60
4.1	Methoden zur Bestimmung von PMx-Emissionsfaktoren.....	60
4.1.1	Die Tracer-Methode	62
4.1.2	Rückrechnung mit einem Ausbreitungsmodell.....	62
4.2	Abgeleitete PM2,5-Emissionsfaktoren	63
5	Vorschlag zur Bestimmung der sächsischen PM2,5-Emissionen	64
5.1	Verkehrsbedingte PM2,5-Emissionen.....	64
5.1.1	Straßenverkehr	64
5.1.2	Schienen-, Luft- und Schiffsverkehr	64
5.1.3	Landwirtschaftlicher Verkehr.....	65
5.2	Landwirtschaft.....	65
5.2.1	Feldarbeit und Nachbereitung der Ernte	65
5.2.2	Tierhaltung.....	67
5.3	Bautätigkeit	67
5.4	Industrie, Feuerungsanlagen	68
5.4.1	Genehmigungsbedürftige Anlagen/Industrie.....	68

5.4.2	Großfeuerungsanlagen	69
5.4.3	Kleinfeuerungsanlagen	70
6	PM_{2,5}-Immissionskarten für 2008, 2015 und 2020.....	70
7	Schlussfolgerungen für Maßnahmen zur Minderung der PM_{2,5}-Belastungen.....	73
7.1	Verursacher der PM _{2,5} -Belastungen (Emissionsbilanzen).....	73
7.2	Schlussfolgerungen für Minderungsmaßnahmen der PM _{2,5} -Emissionen	75
8	Literatur	77
Anhang A1: PM_x-Emissionsanteile (Industrie)		82
Anhang A2: PM_x-Emissionsanteile (Großfeuerungsanlagen).....		85
Anhang A3: PM_x-Emissionsanteile (kleine Feuerungsanlagen)		87
Anhang A4: PM_x-Emissionsanteile (Tierhaltung)		89
Anhang A5: Auswertung von Immissionsdaten an sächsischen Stationen.....		91
A5.1	Leipzig - Station Mitte (Willy-Brandt-Platz/Am Hallischen Tor).....	91
A5.1.1	Beschreibung der örtlichen Gegebenheiten	91
A5.1.2	Hintergrundbelastung.....	93
A5.1.3	Ergebnis.....	93
A5.2	Dresden – Messstation Nord (Schlesischer Platz)	93
A5.2.1	Beschreibung der örtlichen Gegebenheiten	93
A5.2.2	Hintergrundbelastung.....	95
A5.2.3	Berechnung mit dem Strömungs- und Ausbreitungsmodell MISKAM	95
A5.2.3.1	Vorgehensweise und Rechengebiet	95
A5.3.1	Beschreibung der örtlichen Gegebenheiten	98
A5.3.2	Hintergrundbelastung.....	98
A5.3.3	Berechnung mit dem Strömungs- und Ausbreitungsmodell MISKAM	101
A5.3.3.1	Vorgehensweise und Rechengebiet	101

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1:	Trends der PM _{2,5} -, Ruß- und PM ₁₀ -Jahresmittelwerte an Stationen in Dresden und Umgebung.....	17
Abbildung 2:	Trends der PM _{2,5} -, Ruß- und PM ₁₀ -Jahresmittelwerte an Stationen in Chemnitz und Leipzig sowie Sachsen-Anhalt	18
Abbildung 3:	Lineare Korrelationen zwischen den verfügbaren PM _{2,5} - und PM ₁₀ - (oben) bzw. NO _x -Jahresmittelwerten (unten) für die sächsischen Stationen	19
Abbildung 4:	Durch Nullpunkt verlaufende Lineare Korrelationen zwischen den verfügbaren PM _{2,5} - und PM ₁₀ - Jahresmittelwerten für die sächsischen Stationen	20
Abbildung 5:	Aus den PM ₁₀ -Jahresmittelwerten abgeschätzte PM _{2,5} -Jahresmittelwerte für 2008 und 2009 an sächsischen Messstationen.....	22
Abbildung 6:	Aus den PM ₁₀ -Jahresmittelwerten abgeschätzte PM _{2,5} -Jahresmittelwerte für 2010 an sächsischen Messstationen	23
Abbildung 7:	PM _{2,5} -Jahresmittelwerte an bundesdeutschen Messstationen (Auswahl) in den Jahren 2006 und 2008	24
Abbildung 8:	PM _{2,5} -Jahresmittelwerte 2010 an bundesdeutschen Messstationen nach ausgewählten Gebietskategorien ...	25
Abbildung 9:	Lage und Art der PM _{2,5} - bzw. PM ₁₀ -Messstationen in Sachsen und Umgebung	30
Abbildung 10:	PM _{2,5} -Jahresmittelwerte, Sensitivitätsberechnung mit IMMIKART mit tschechischen und polnischen Messstationen, mit der Messstation Riesa, aber ohne die Messstation Brockau	33
Abbildung 11:	PM _{2,5} -Jahresmittelwerte, Sensitivitätsberechnung mit IMMIKART mit tschechischen und polnischen Messstationen, ohne die Messstationen Riesa und Brockau.....	33
Abbildung 12:	PM _{2,5} -Jahresmittelwerte, Sensitivitätsberechnung mit IMMIKART ohne tschechische und polnische Messstationen, ohne die Messstation Riesa, aber mit der Messstation Brockau	34
Abbildung 13:	PM _{2,5} -Jahresmittelwerte, Sensitivitätsberechnung mit IMMIKART ohne tschechische und polnische Messstationen, ohne die Messstationen Riesa und Brockau.....	34
Abbildung 14:	Bestandsanteile Diesel-PKW 2010 nach Bundesländern (Quelle: KBA-Statistik).....	37
Abbildung 15:	PKW-Emissionsfaktoren für Auspuffpartikel nach Abgaskonzepten.....	38
Abbildung 16:	Emissionsfaktoren Auspuffpartikel nach Fahrzeugkategorien	38
Abbildung 17:	Motorbedingte PM ₁₀ -Emissionsfaktoren PKW nach ausgewählten Verkehrssituationen	39
Abbildung 18:	Einfluss Streckenlängsneigung auf Emissionsfaktoren [HBEFA3.1].....	40
Abbildung 19:	Abhängigkeit der PM ₁₀ -Emissionsfaktoren infolge Reifenabrieb von den Fahrzeuggeschwindigkeiten für die Fahrzeugklassen PKW (PC), leichte Nutzfahrzeuge (LDV), Schwerverkehr (HDV) mit 20 % bzw. 100 % Beladung (LF) sowie Motorräder (Quelle: CORINAIR 2007)	42
Abbildung 20:	Abhängigkeit der PM ₁₀ -Emissionsfaktoren infolge Bremsabrieb von den Fahrzeuggeschwindigkeiten für die Fahrzeugklassen PKW (PC), leichte Nutzfahrzeuge (LDV), Schwerverkehr (HDV) mit 20 % bzw. 100 % Beladung (LF) sowie Motorräder (Quelle: CORINAIR 2007)	43
Abbildung 21:	Fahrleistungsanteile der Achszahl für den Schwerverkehr auf Autobahnen in Anlehnung an HBEFA3.1	44
Abbildung 22:	Fahrleistungsanteile der Achszahl für den Schwerverkehr auf Außerortsstraßen in Anlehnung an HBEFA3.1 ..	45
Abbildung 23:	Fahrleistungsanteile der Achszahl für den Schwerverkehr auf Innerortsstraßen in Anlehnung an HBEFA3.1 ..	45
Abbildung 24:	Nicht motorbedingte PM _{2,5} -Emissionsfaktoren für Abriebe entsprechend CORINAIR (2007) für HBEFA3.1- Innerortsverkehrssituationen	46
Abbildung 25:	Nicht motorbedingte PM _{2,5} -Emissionsfaktoren für Abriebe entsprechend CORINAIR (2007) für HBEFA3.1- Außerorts- und Autobahnverkehrssituationen	46
Abbildung 26:	Vergleich der aus Messdaten abgeleiteten PM _{2,5} -Emissionsfaktoren mit den aus verschiedenen Emissionsansätzen ermittelten	51
Abbildung 27:	Schematische Darstellung des Lee-Luv-Konzeptes an Straßen ohne Randbebauung; Quelle: Gehrig et al. 2003	61
Abbildung 28:	Schematische Darstellung des Lee-Luv-Konzeptes in einer Straßenschlucht; Quelle: Palmgren 2003; TPT=Traffic produced Turbulenz	61
Abbildung 29:	PM _{2,5} -Jahresmittelwerte in Sachsen für das Bezugsjahr 2008.....	71
Abbildung 30:	PM _{2,5} -Jahresmittelwerte in Sachsen für das Bezugsjahr 2015.....	72
Abbildung 31:	PM _{2,5} -Jahresmittelwerte in Sachsen für das Bezugsjahr 2020.....	72

Abbildung 32:	Zusammensetzung PM2,5-Emissionen in Sachsen 2008 nach Emittenten.....	74
Abbildung 33:	Motorbedingte PM2,5 Emissionsfaktoren und Fahrleistungsanteile PKW nach Konzepten	75
Abbildung 34:	PM2,5-Emissionsbilanzen des Straßenverkehrs für 2008, 2015 und 2020	76
Abbildung 35:	Übersicht Leipzig-Mitte	92
Abbildung 36:	Blick auf die Einmündung der Straße „Am Hallischen Tor“, Messcontainer links	93
Abbildung 37:	Blick von der Antonstraße auf den Schlesischen Platz, Messcontainer in der Mitte links hinter den Fahrradständen	94
Abbildung 38:	Übersichtsplan Dresden-Nord	95
Abbildung 39:	Digitale Gebäudekonfiguration auf dem MISKAM-Rechengitter für Dresden-Nord	96
Abbildung 40:	Übersichtsplan Chemnitz-Leipziger Straße	99
Abbildung 41:	Blick in die Leipziger Straße mit Messcontainer stadtauswärts (oben) und stadteinwärts (unten).....	100
Abbildung 42:	Digitale Gebäudekonfiguration auf dem MISKAM-Rechengitter für Chemnitz-Leipziger Straße	101

Tabellenverzeichnis

Tabelle 1:	Luftmessnetz Sachsen Stationsübersicht (03/2011) U = urban, S = suburban, R = rural, RB = rural background. Grün = Messung noch aktiv. Rot = Messung abgeschaltet.....	14
Tabelle 2:	Stationseinstufung sowie verfügbare Messwerte für die Analyse für Dresden.....	15
Tabelle 3:	Stationseinstufung sowie verfügbare Messwerte für die Analyse für Leipzig.....	15
Tabelle 4:	Stationseinstufung sowie verfügbare Messwerte für die Analyse für Chemnitz.....	16
Tabelle 5:	Abgeschätzte Zusammensetzung der PM _{2,5} -Belastung an sächsischen Verkehrsmessstationen für die Jahre 2006, 2008 und 2010.....	21
Tabelle 6:	Ausgewertete Messstationen; in Klammern: verwendete Stationskennung.....	26
Tabelle 7:	Zuordnung der Hauptwindrichtungsklassen.....	27
Tabelle 8:	Korrelationskoeffizienten (Corr. Coef.) zwischen der PM _{2,5} Konzentration und den meteorologischen Parametern; in Klammern: Anzahl der Wertepaare (Pairwise frequency).....	28
Tabelle 9:	Standardkoeffizienten (Std. Coef.), Prognosegenauigkeit (Adj. squ. multiple R), Standardfehler (Standard error) und Anzahl der Datensätze (N) aus Regressionsanalysen der PM _{2,5} Konzentration und den meteorologischen Parametern.....	29
Tabelle 10:	Sensitivitätsberechnungen zu Grunde gelegte PM _{2,5} -Werte für das Prognosejahr 2015.....	31
Tabelle 11:	Relevante Quellen für die Entstehung von Feinstäuben sind vor allem der Betrieb von Dieselmotoren im Verkehr, die Verfeuerung der festen Brennstoffe Kohle und Holz und einige Prozesse in der Primärindustrie (Quelle: Pregger 2006).....	36
Tabelle 12:	Nicht motorbedingte PM _{2,5} -Emissionsfaktoren nach Lükewille et al. (2002).....	41
Tabelle 13:	Nicht motorbedingte PM _x -Emissionsfaktoren im Schweizer System zur Modellierung der PM _{2,5} - und PM ₁₀ -Immissionskarten (BUWAL 2003).....	47
Tabelle 14:	Nicht motorbedingte PM _x -Emissionsfaktoren im LOTOS-EUROS-Modell (TNO 2009).....	47
Tabelle 15:	Gegenüberstellung der in europäischen Datenbanken verwendeten nicht motorbedingten PM _{2,5} -Emissionsfaktoren.....	47
Tabelle 16:	Verkehrsstärken und Gesamtemissionsfaktoren am Messquerschnitt B 10 bei Karlsruhe. Der Emissionsfaktor PM ₁₀ wurde aus den kontinuierlichen ½-h-Mittelwerten abgeleitet, der PM _{2,5} - bzw. PM(2.5-10)-Wert aus den gravimetrischen Anteilen PM _{2,5} an PM ₁₀ bestimmt. n = Anzahl der Analysetage; (Quelle: BAST 2005).....	48
Tabelle 17:	Verkehrsmengen und PM _x -Emissionsfaktoren für die Merseburger Straße in Halle und den HC-Andersens-Blvd in Kopenhagen; Bezugsjahre jeweils 2003/2004; (Quelle: Ketzler et al. 2007).....	49
Tabelle 18:	Verkehrsmengen und PM _x -Emissionsfaktoren für die Marylebone Road in London; Bezugsjahre jeweils 2002/2003; (Quelle: Jones et al. 2006).....	49
Tabelle 19:	Verkehrsmengen und PM _x -Emissionsfaktoren für den Märkischen Ring in Hagen. Bezugsjahr 2006; abgeleitet aus Ludes et al. (2008).....	50
Tabelle 20:	Anteil PM _{2,5} am PM ₁₀ für Flugverkehr; (Quelle: BUWAL 2003).....	51
Tabelle 21:	Anteil PM _{2,5} am PM ₁₀ für Schienenverkehr; (Quelle: BUWAL 2003).....	52
Tabelle 22:	Zusammenfassende Übersicht der Anteile [in %] von PM ₁₀ und PM _{2,5} am Gesamtstaub; Quellen: Pregger (2006), KTBL (2006), Klimont et. al (2002).....	55
Tabelle 23:	Referenzszenarios für die PM _{2,5} -Emissionen in der BRD nach Jörß et al. (2007).....	58
Tabelle 24:	Zusätzliche Minderungspotenziale zur Minderung der PM _{2,5} -Emissionen nach Jörß et al. (2007).....	59
Tabelle 25:	Ermittelte PM _{2,5} -Emissionsfaktoren für die beiden Messstellen und je zwei Bezugsjahre; zu den Messdaten und Modellrechnungen siehe Anhang A5.....	63
Tabelle 26:	Auswahl der Emissionsfaktoren für Verkehr auf befestigter Straßen [mg/km].....	65
Tabelle 27:	Auswahl der Emissionsfaktoren für Nutzung unbefestigter Feldwege [g/km].....	65
Tabelle 28:	Zusammenfassung PM ₁₀ -Emissionsfaktoren für Feldarbeit [kg PM ₁₀ /ha].....	66
Tabelle 29:	Zusammenfassung PM _{2,5} -Emissionsfaktoren für Feldarbeit [kg PM _{2,5} /ha].....	66
Tabelle 30:	Auswahl Emissionsfaktoren in der Bauwirtschaft [t/ha-Monat].....	67
Tabelle 31:	Annahmen zur Berechnung der Gesamtemissionen in der Bauwirtschaft.....	68
Tabelle 32:	Feinstaubanteile der Emissionen aus genehmigungsbedürftigen Anlagen nach Verfahrensart/Anlagentyp (ART) und Abgasreinigung (AGR) (Abschätzungen basierend auf Literaturlauswertungen); Quelle: Pregger (2006).....	69

Tabelle 33:	In den Immissionsberechnungen mit IMMIKART verwendete PM _{2,5} -Jahresmittelwerte (über fünf Jahre gemittelt) für die Bezugsjahre 2008, 2015 und 2020; Lage der Messstationen siehe Abbildung 9.....	71
Tabelle 34:	PM _{2,5} -Emissionsbilanz Sachsen 2008.....	74
Tabelle 35:	Übersicht Emissionsfaktoren Feinstaub (PM ₁₀ , PM _{2,5}) für die Tierhaltung.....	90
Tabelle 36:	Messwerte, Eingangsdaten und Berechnungsergebnisse für NO _x , PM ₁₀ und PM _{2,5} an der Station Dresden-Nord	97
Tabelle 37:	Messwerte, Eingangsdaten und Berechnungsergebnisse für NO _x , PM ₁₀ und PM _{2,5} an der Station Chemnitz-Leipziger Straße.....	102

Abkürzungsverzeichnis

ABMG	Autobahnmautgesetz für schwere Nutzfahrzeuge
Adj. squ. multiple R	Prognosegenauigkeit
AO	außerorts
BAST	Bundesanstalt für Straßenwesen
BImSchV	Bundesimmissionsschutzverordnung
Corr. Coef.	Korrelationskoeffizienten
DTV	Durchschnittliche tägliche Verkehrsstärke
EF	Emissionsfaktor
EG	Europäische Gemeinschaft
EWG	Europäische Wirtschaftsgemeinschaft
f_{Brems}	Anteil der Partikelfraktion an TSP
FIS	Fachinformationssystem Umwelt und Verkehr
GFA	Großfeuerungsanlagen
HBEFA	Handbuch für Emissionsfaktoren
HDV	Schwerverkehr
HWR	Hauptwindrichtung
HWR_KL	Hauptwindrichtung_Kaltluft
IMMIKART	Immissionskataster
IO	innerorts
JM	Jahresmittel
KL	Kaltluft
KBA	Kraftfahrtbundesamtes
Kfz	Kraftfahrzeug
KraftStG	Kraftfahrzeugsteuergesetz
LCF	Beladungsgrad
LDV	leichte Nutzfahrzeuge
LF	Beladung
LKW	Lastkraftwagen
LNF	leichte Nutzfahrzeuge
LOS	Level of service
MLuS	Merkblattes für Luftverunreinigungen an Straßen
N	Anzahl der Datensätze
NA_NS	Anhaltende Tage ohne Niederschlag
NO _x	Stickoxid
NO ₂	Stickstoffdioxid
PC	Fahrzeuggeschwindigkeiten für die Fahrzeugklassen PKW
PKW	Personenkraftwagen
PM	Feinstaubpartikel
PM0.1	Feinstaubpartikel kleiner 0.1 µm
PM1	Feinstaubpartikel kleiner 1.0 µm
PM2,5	Feinstaubpartikel kleiner als 2.5 µm
PM10	Feinstaubpartikel kleiner als 10 µm
PM _x	Feinstaubpartikel unbestimmter Größe
R ²	Korrelationswert
RPA	relative positive acceleration
S _{Brems} (v)	Geschwindigkeitskorrekturfaktor
StVZO	Straßenverkehrs-Zulassungs-Ordnung
SVOC	halbflüchtige organische Verbindungen
TSP	Gesamtstaub

TPT	Traffic produced Turbulenz
UBA	Umweltbundesamt
VDI	Verein Deutscher Ingenieure
VOC	flüchtige bzw. halbflüchtige organische Verbindungen
WG	Windgeschwindigkeit
ZB	Zusatzbelastung

Glossar

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^3 Luft ($\mu\text{g}/\text{m}^3$ oder mg/m^3).

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 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ oder mg/m^3 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 (Äquivalenzwert)

An den betrachteten Untersuchungspunkten unterliegen die Konzentrationen der Luftschadstoffe in Abhängigkeit von Windrichtung, Windgeschwindigkeit, 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 Grenzwert für Jahresmittel so genannte Kurzzeitgrenzwerte der Konzentrationen eingeführt. Die Neununddreißigste Verordnung zur Durchführung des Bundes-Immissionsschutzgesetzes (39. BImSchV) fordert die Einhaltung von Kurzzeitgrenzwerten in Form des Stundenmittelwertes der NO_2 -Konzentrationen von $200 \mu\text{g}/\text{m}^3$, der nicht mehr als 18 Stunden pro Jahr überschritten werden darf, und des Tagesmittelgrenzwertes der PM_{10} -Konzentration von $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$, der maximal an 35 Tagen überschritten werden darf. Weil diese Werte derzeit nicht direkt berechnet werden können, erfolgt die Beurteilung hilfsweise anhand von abgeleiteten Äquivalenzwerten auf Basis der 98-Perzentil- bzw. Jahresmittelwerte. Diese Äquivalenzwerte sind aus Messungen abgeleitete Kennwerte, bei deren Unterschreitung auch eine Unterschreitung der Kurzzeitgrenzwerte 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/ PM_{10} / $\text{PM}_{2,5}$

Mit Feinstaub bzw. PM_{10} / $\text{PM}_{2,5}$ werden alle Partikel bezeichnet, die einen größe selektierenden Lufteinlass passieren, der für einen aerodynamischen Partikeldurchmesser von $10 \mu\text{m}$ bzw. $2,5 \mu\text{m}$ eine Abscheidewirksamkeit von 50 % aufweist. Die PM_{10} -Fraktion wird auch als inhalierbarer Staub bezeichnet. Die $\text{PM}_{2,5}$ -Fraktion gelangt bei Inhalation vollständig bis in die Alveolen der Lunge; sie umfasst auch den wesentlichen Masseanteil des anthropogen erzeugten Aerosols wie Partikel aus Verbrennungsvorgängen und Sekundärpartikel.

1 Aufgabenstellung

Das Sächsische Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie (LfULG) ist u. a. zuständig für die Überwachung der Luftqualität und die Prüfung von Maßnahmen zur Einhaltung von Grenzwerten bzw. zur Verminderung von Luftverunreinigungen. Mit der 39. BImSchV (2010) werden Ziel- und Grenzwerte für die Luftqualität mit Bezug auf die PM_{2,5}-Konzentration festgelegt. PM_{2,5} in der Außenluft wird in Sachsen seit 1999 gemessen. Es liegen nur zur PM₁₀-, nicht zur PM_{2,5}-Emission, Erkenntnisse vor. In Vorbereitung auf die Anforderungen der o. g. Verordnung sollen die Datengrundlagen zu PM_{2,5} für Sachsen verbessert werden, um bei Bedarf geeignete Maßnahmen zur Minderung der PM_{2,5}-Belastung ableiten zu können.

Wegen des langen Prognosezeitraumes (bis 2020) sollen auch die Auswirkungen der weiteren technischen Entwicklung auf die PM_{2,5}-Immissionsbelastung abgeschätzt werden. Perspektivisch soll auch der Einfluss sich ändernder meteorologischer Bedingungen (Klimawandel) grob abgeschätzt werden.

Es sollen folgende Ziele erreicht werden:

- Ermittlung der Tendenzen für die PM_{2,5}-Belastung in Sachsen im Vergleich zum bundesdeutschen Trend, Abschätzung des meteorologischen Einflusses auf die PM_{2,5}-Belastung
- Ermittlung der wesentlichen Verursacher für die PM_{2,5}-Belastung in Sachsen, Vergleich mit deutschlandweiten Daten (inkl. einer Übersicht zu vorhandenen PM_{2,5}-Emissionsfaktoren)
- Entwicklung einer Methodik zur flächenhaften Feststellung der PM_{2,5}-Belastung auf der Basis der vorhandenen Immissionsmessungen, des Immissionskatasters für PM₁₀ und der Erkenntnisse aus dem laufenden Projekt
- Prognose der PM_{2,5}-Belastung in Sachsen bis 2015 und 2020
- Ableitung von Schlussfolgerungen für Maßnahmen zur Minderung der PM_{2,5}-Belastung und für die Fortschreibung der Messnetzkonzeption

2 Ermittlung der Tendenzen für die PM_{2,5}-Belastung in Sachsen im Vergleich zum bundesdeutschen Trend

2.1 Bewertung von PM_{2,5}-Konzentrationen

In der Bundesrepublik werden Beurteilungswerte für Partikel in der 39. BImSchV definiert. Für PM_{2,5} werden u. a. zwei Beurteilungswerte festgelegt:

- ein Grenzwert von 25 µg/m³ im Jahresmittel, der ab 2015 einzuhalten ist und
- als Zielwert einen PM_{2,5}-Jahresmittelwert von 25 µg/m³, der bereits heute eingehalten werden sollte

Um den Immissionsgrenzwert für PM_{2,5} von 25 µg/m³ ab 2015 einzuhalten, wird eine Toleranzmarge von 5 µg/m³ erlassen, die sich ab dem 1. Januar 2009 jährlich um ein Siebentel (ca. 0,7 µg/m³) vermindert.

In der 39. BImSchV wird weiterhin als nationales Ziel gefordert, ab 2015 den Indikator für die durchschnittliche PM_{2,5}-Exposition von 20 µg/m³ im Jahresmittel einzuhalten. Die durchschnittliche PM_{2,5}-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 PM_{2,5}-Exposition eingehalten werden. Das Reduktionsziel beträgt in Abhängigkeit vom Ausgangswert im Referenzjahr 2010 bis zu 20 %, mindestens jedoch soll das Ziel von 18 µg/m³ erreicht werden.

2.2 Statistische Analyse der sächsischen Daten

Der Freistaat Sachsen betreibt zur Überwachung und Beurteilung der Luftqualität ein stationäres Luftgütemessnetz mit ca. 30 Messstationen. Erfasst werden an diesen Stationen neben den Stickoxiden (NO, NO₂) zum Teil auch Feinstäube PM₁₀ sowie PM_{2,5}. Teilweise wird Ruß als Bestandteil der PM₁₀-Partikel analysiert. Zusätzlich werden an allen Stationen auch meteorologische Komponenten gemessen.

Für die vom Auftraggeber bereitgestellten Messdaten (neben PM_{2,5} werden auch PM₁₀, Ruß und NO_x mitbetrachtet) wurden statistische Analysen durchgeführt. Die Ergebnisse der Analyse werden in Hinblick auf weitere Parameter (Klassifikation der Messstellen, Lage der jeweiligen Station relativ zu Emittenten, Bebauung, Verkehrsmengen, Verkehrsfluss, Meteorologie etc.) diskutiert. Ziel der Analyse der Daten ist es, Informationen über den Einfluss dieser Parameter zu erhalten und Gemeinsamkeiten bzw. Gründe bei Unterschieden untereinander sowie zu anderen Messstationen in Deutschland zu identifizieren.

2.2.1 Datenverfügbarkeit

Die **Tabelle 1** gibt eine Übersicht über alle verfügbaren Messdaten des Luftmessnetzes Sachsens. PM_{2,5}-Messdaten lagen nur an wenigen Messstationen und in unterschiedlichen Messzeiträumen vor. Mehrjährige Messreihen gibt es an den Stationen

- Chemnitz-Nord (02/1998–31.12.2009),
- Schwartenberg (10/1998)–31.12.2009),
- Dresden-Nord (ab 6/2001),
- Leipzig-Mitte (ab 2/1999),
- Chemnitz-Leipziger Str. (ab 1/2005) sowie
- Dresden-Bergstraße (ab 1/2005).

Für die Stationen Dresden-Herzogin Garten, Dresden-Mitte, Dresden-Winckelmannstraße, Leipzig-West, Collmberg und Niesky liegen nur kurze Messreihen vor. Für die folgende statistische Analyse ist es notwendig, nach regionaler Hintergrundstation, städtischer Hintergrundstation sowie Verkehrsstation zu unterscheiden. Wegen der vorliegenden Datenlage werden die in den Tabelle 2 bis Tabelle 4 genannten Stationen in den genannten Auswertzeiträumen in der Auswertung zusammen betrachtet.

Tabelle 2: Stationseinstufung sowie verfügbare Messwerte für die Analyse für Dresden

Stadt	Station	Stationseinstufung	Auswertzeitraum		
			PM2,5	PM10	NOx
Dresden	Dresden-Bergstr.	Verkehrsstation		01/2005-12/2010	
	Dresden-Nord	Verkehrsstation		01/2001-12/2010	
	Dresden-HerzoginGarten	Städtischer Hintergrund		09/2006-06/2008	
	Dresden-Winckelmannstr.	Städtischer Hintergrund		06/2008-12/2010	
	Schwartenberg	Ländlicher Hintergrund	01/2005-12/2009		01/2005-12/2010
	Niesky	Ländlicher Hintergrund	09/2006-08/2007	09/2006-12/2010	01/2010-12/2010
	Collmberg	Ländlicher Hintergrund	01/2010-12/2010	01/2005-12/2010	01/2000-12/2010

Tabelle 3: Stationseinstufung sowie verfügbare Messwerte für die Analyse für Leipzig

Stadt	Station	Stationseinstufung	Auswertzeitraum		
			PM2,5	PM10	NOx
Leipzig	Leipzig-Mitte	Verkehrsstation		01/2001-12/2010	
	Leipzig-West	Städtischer Hintergrund	01/2010-12/2010		01/2000-12/2010
	Schwartenberg	Ländlicher Hintergrund	01/2005-12/2009		01/2005-12/2010
	Collmberg	Ländlicher Hintergrund	01/2010-12/2010	01/2005-12/2010	01/2000-12/2010

Tabelle 4: Stationseinstufung sowie verfügbare Messwerte für die Analyse für Chemnitz

Stadt	Station	Stationseinstufung	Auswerteperiode		
			PM2,5	PM10	NO _x
Chemnitz	Chemnitz-Nord	Verkehrsstation	01/2000-12/2009	01/2000-12/2010	
	Chemnitz-Leipziger Str.	Verkehrsstation	01/2005-12/2010		
	Chemnitz-Mitte	Städtischer Hintergrund	-	01/2005-12/2010	
	Schwartenberg	Ländlicher Hintergrund	01/2005-12/2009	01/2005-12/2010	
	Collnberg	Ländlicher Hintergrund	01/2010-12/2010	01/2005-12/2010	01/2000-12/2010

2.2.2 Trends der PM_{2,5}-Jahresmittelwerte

Abbildung 1 und Abbildung 2 zeigen die Trends der PM_{2,5}-, PM₁₀- und Ruß-Jahresmittelwerte der Stationen in Dresden, Chemnitz und Leipzig im Vergleich zur ländlichen Hintergrundmessstelle Schwartenberg auf. Hierbei ist Folgendes festzustellen:

Der ab 2015 einzuhaltende Grenzwert von 25 µg/m³ wurde an den Messstationen in Sachsen, für die PM_{2,5}-Messdaten vorliegen, nicht überschritten. Die höchsten PM_{2,5}-Jahresmittelwerte traten hier 2003, 2005 und 2006 mit Werten von 23 µg/m³ bzw. 24 µg/m³ an den Verkehrsstationen Dresden-Nord, Dresden-Bergstraße, Leipzig-Mitte und Chemnitz-Leipziger Straße auf. In den Jahren 2007 und 2008 lagen die PM_{2,5}-Jahresmittelwerte an allen Stationen unter dem Zielwert von 20 µg/m³. Im Jahre 2010 wurde dieser Wert lediglich an der Station Dresden-Bergstraße mit 20,9 µg/m³ geringfügig überschritten.

Die PM_{2,5}-Jahresmittelwerte an den städtischen Hintergrundmessstellen in Dresden sowie an der Station Niesky lagen bei ca. 15 µg/m³. An der regionalen Hintergrundstation Schwartenberg wurden zwischen 2000 und 2009 ca. 9 bis 12 µg/m³ gemessen, wobei die Jahresmittelwerte der Jahre 2007 und 2008 etwa das Niveau der Jahre 2000 und 2001 aufweisen. An den Verkehrsstationen wurden 17 bis 24 µg/m³ gemessen.

Die Ruß-Jahresmittelwerte liegen bei ca. 3 µg/m³ bis 6 µg/m³ an den Verkehrsstationen sowie bei ca. 1 µg/m³ bis 3 µg/m³ an den Hintergrundmessstellen. Die PM_{2,5}-Jahresmittelwerte sind also ca. 4- bis 5-mal höher als die Ruß-Jahresmittelwerte. Die PM₁₀-Jahresmittelwerte liegen bei ca. 23 µg/m³ bis 39 µg/m³ an den Verkehrsstationen, bei ca. 22 µg/m³ bis 27 µg/m³ an den städtischen Hintergrundmessstellen sowie bei ca. 14 µg/m³ bis 23 µg/m³ im regionalen Hintergrund.

Leider wird in Sachsen (wie auch in anderen Bundesländern) bisher erst an wenigen Stationen PM_{2,5} gemessen. Eine wesentlich bessere räumliche Repräsentanz wäre möglich, wenn das deutlich dichtere Messnetz für die PM₁₀-Fraktionen oder für die NO_x-Konzentrationen herangezogen werden könnte. Deshalb werden in der Abbildung 3 die Korrelationen zwischen PM_{2,5} und PM₁₀ bzw. NO_x grafisch dargestellt. Die Regressionsgeraden wurden mit der Zielstellung aufgestellt, eine möglichst geringe Abweichung zu den vorhandenen Wertepaaren zu erhalten. Das dabei entstandene additive Glied in der dargestellten Funktionsgleichung ist jedoch aus physikalischer Sicht unplausibel, weil die Funktion prinzipiell durch den Nullpunkt verlaufen muss (siehe Abbildung 4).

Aus den durchgeführten Auswertungen können folgende Schlüsse gezogen werden:

Die Jahresmittelwerte der PM_{2,5}-Konzentrationen korrelieren mit einem R² von ca. 0.79 gut mit den PM₁₀-Jahresmittelwerten. Das mittlere Verhältnis zwischen PM_{2,5} und PM₁₀ liegt nach Abbildung 3 bei ca. 0.61 an den Verkehrsstationen und zwischen 0.63 und 0.85 an den (wenigen Messpunkten der) Hintergrundstationen. Der Anstieg der durch den Nullpunkt verlaufenden Geraden in Abbildung 4 ergibt einen Anteil von 63 % an den verkehrsnahen Messstationen und 68 % an den Hintergrundmessstellen.

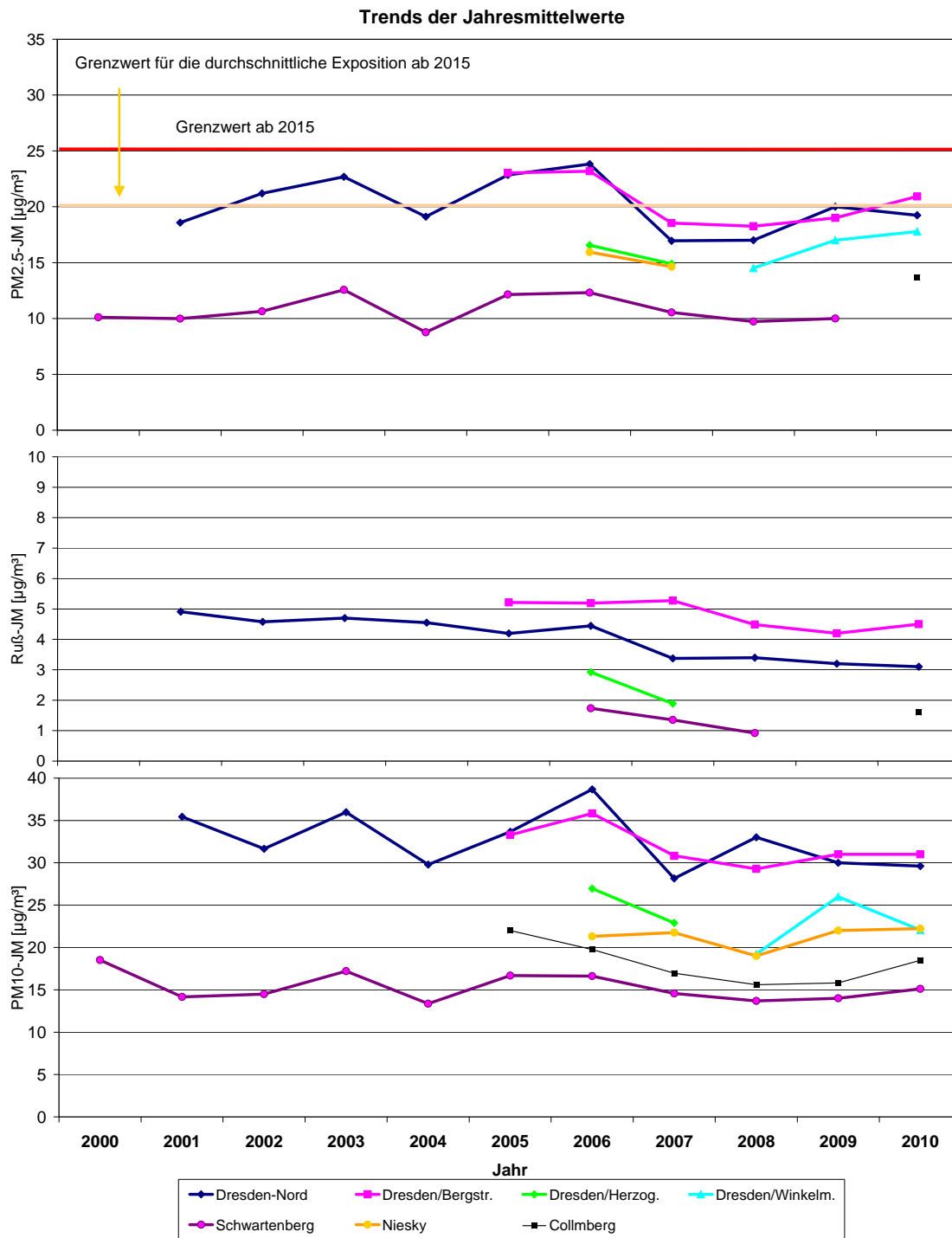


Abbildung 1: Trends der PM2,5-, Ruß- und PM10-Jahresmittelwerte an Stationen in Dresden und Umgebung

Trends der Jahresmittelwerte

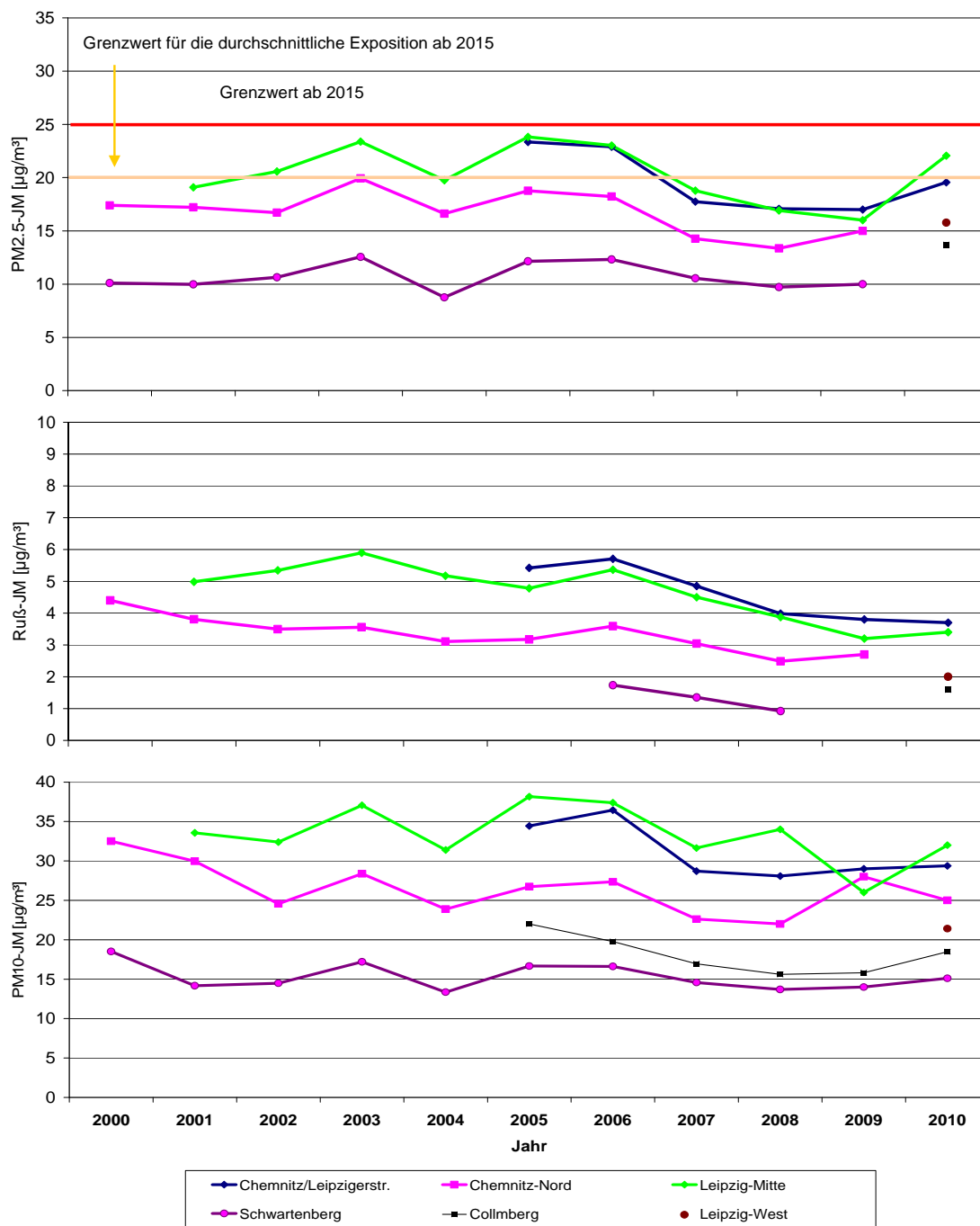


Abbildung 2: Trends der PM2,5-, Ruß- und PM10-Jahresmittelwerte an Stationen in Chemnitz und Leipzig sowie Schwartenberg

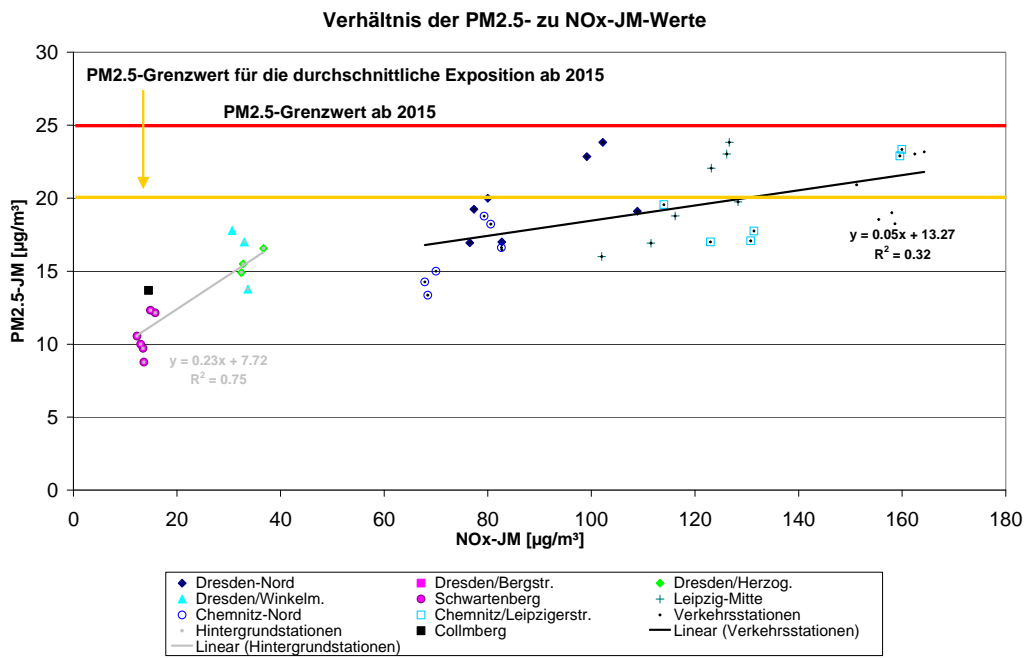
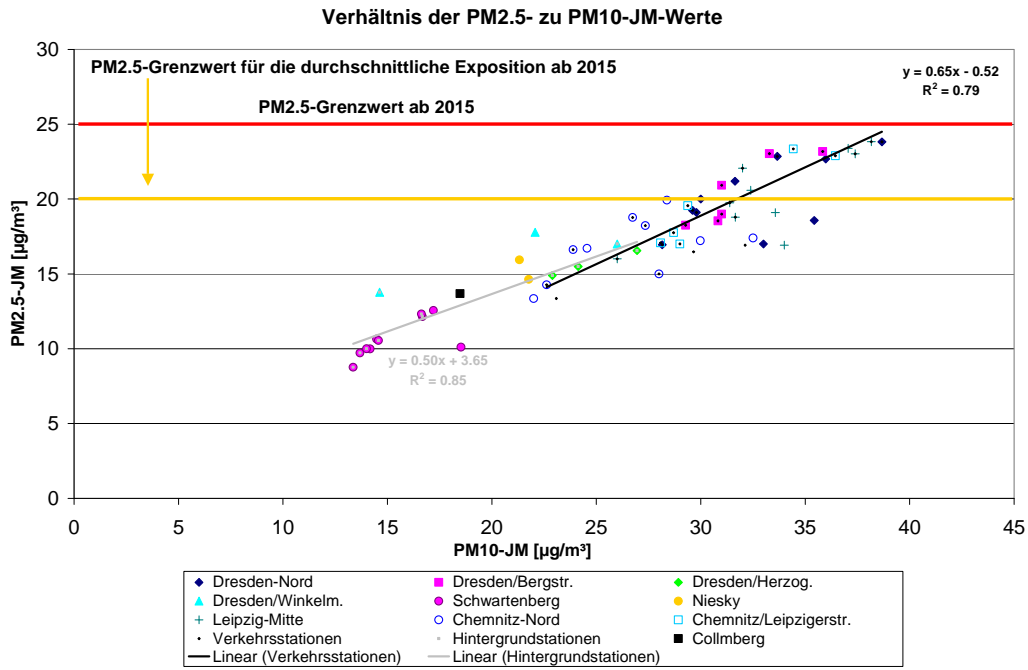


Abbildung 3: Lineare Korrelationen zwischen den verfügbaren PM2.5- und PM10- (oben) bzw. NO_x-Jahresmittelwerten (unten) für die sächsischen Stationen

Verhältnis der PM2.5- zu PM10-JM-Werte

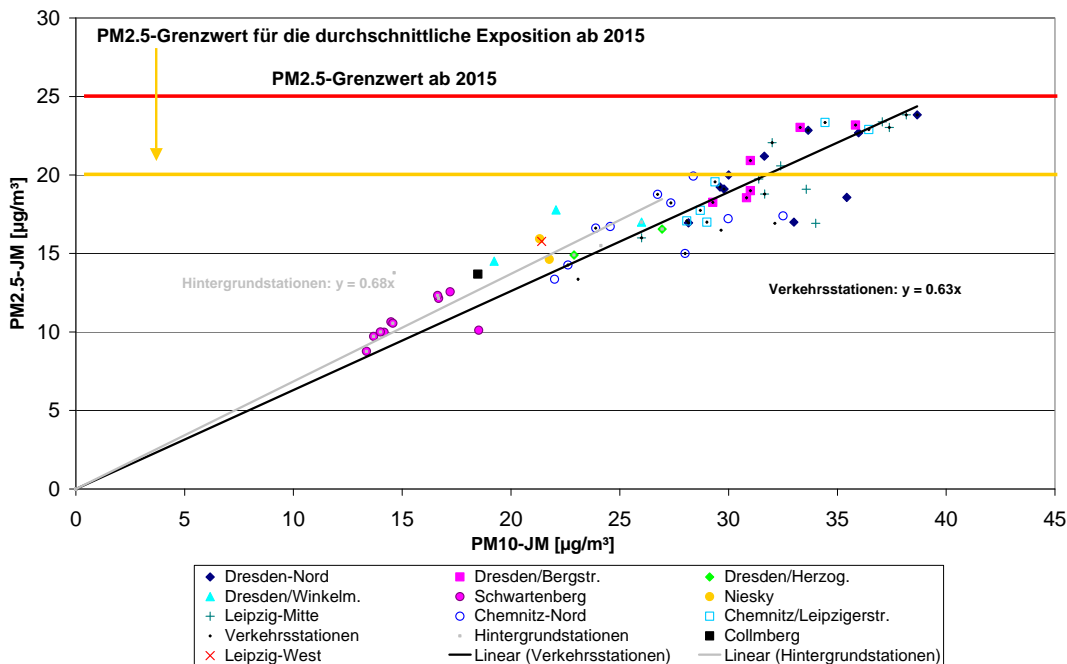


Abbildung 4: Durch Nullpunkt verlaufende Lineare Korrelationen zwischen den verfügbaren PM2,5- und PM10-Jahresmittelwerten für die sächsischen Stationen

Aus der Korrelation für die Verkehrsstationen nach Abbildung 3 lässt sich ableiten, dass bei PM10-Jahresmittelwerten von ca. 39 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ mit ca. 50%iger Wahrscheinlichkeit der ab 2015 einzuhaltende PM2,5-Grenzwert von 25 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ überschritten wird. Eine PM2,5-Überschreitung von 20 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ wird bei PM10-Jahresmittelwerten über 32 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ wahrscheinlich.

Die Korrelationen zwischen PM2,5 und NO_x sind für die Verkehrsstationen deutlich schlechter als beim PM10, für die Hintergrundmessstellen ähnlich gut. Dies gilt analog auch für die Korrelation zu Ruß (hier nicht dargestellt).

Wendet man die Korrelationsgleichung für die Verkehrsstationen auf alle PM10-Jahresmittelwerte für die Jahre 2006, 2008 sowie 2010 an, ergeben sich die in Abbildung 5 sowie Abbildung 6 PM2,5-Jahresmittelwerte. Zum Vergleich sind zusätzlich noch die PM2,5-Messwerte, wo vorhanden, eingetragen. Es zeigt sich, dass auch mit dieser Abschätzung an keiner Station der Grenzwert von 25 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ überschritten wird. In meteorologisch ungünstigen Jahren wie z. B. 2006 wird er an den Verkehrsstationen mit dichter Randbebauung jedoch fast erreicht.

Mit dieser Methodik lassen sich die unterschiedlichen PM2,5-Belastungsniveaus abschätzen. Dies ist in Tabelle 5 aufgezeigt. Bei Abschätzung der PM2,5-Konzentrationen aus den in Abbildung 4 dargestellten mittleren Verhältnissen von PM2,5 zu PM10 würden die Abweichungen zu den nach der o. g. Vorgehensweise abgeschätzten Werten an den Hintergrundstationen maximal 1.5 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, an den Verkehrsstationen maximal 0.1 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ betragen.

Tabelle 5: Abgeschätzte Zusammensetzung der PM_{2,5}-Belastung an sächsischen Verkehrsmessstationen für die Jahre 2006, 2008 und 2010

Station	Regionaler Hintergrund µg/m ³	Städtische Zusatzbelastung µg/m ³	Lokale Zusatzbelastung µg/m ³	PM _{2,5} -Jahresmittelwert µg/m ³
Dresden-Bergstr.	12	5	6	23 (2006)
	10	4	4	18 (2008)
	14	4	3	21 (2010)
Dresden-Nord	12	5	7	24 (2006)
	10	4	3	17 (2008)
	14	4	1	19 (2010)
Leipzig-Mitte	12	4	8	24 (2006)
	10	3	4	17 (2008)
	14	2	6	22 (2010)
Leipzig-Lützner Straße	12	4	8	24 (2006)
	10	3	7	20 (2008)
Chemnitz-Leipziger Str.	12	4	7	23 (2006)
	10	3	4	17 (2008)
	14	3	3	20 (2010)
Chemnitz-Nord	12	4	2	18 (2006)
	10	3	<1	13 (2008)

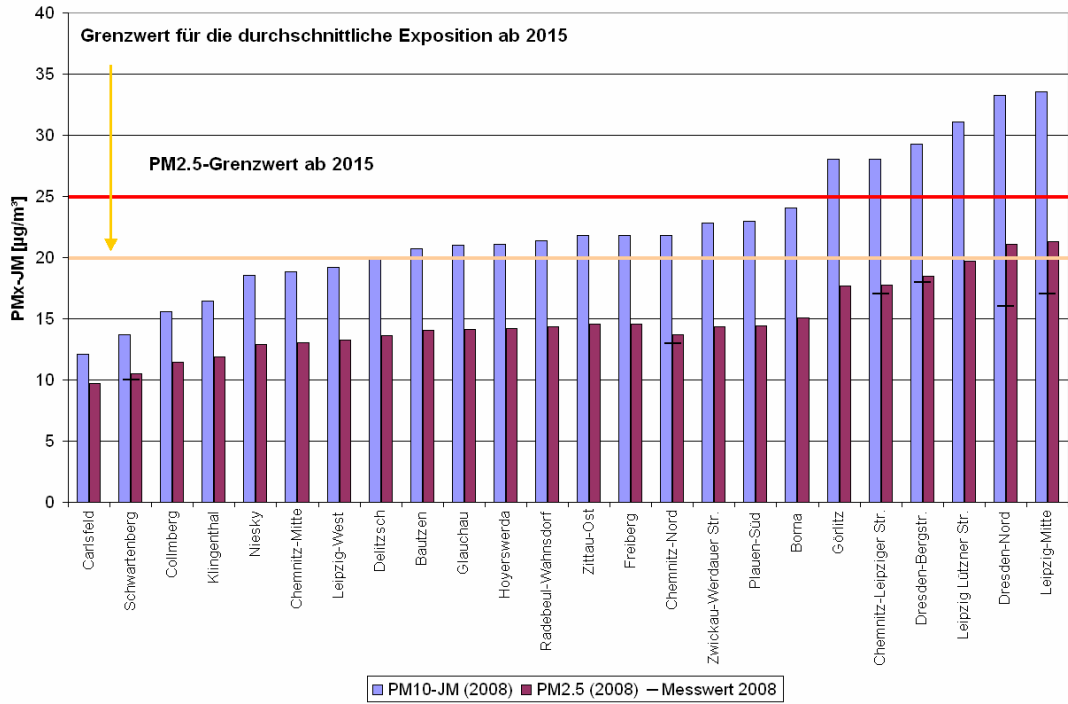
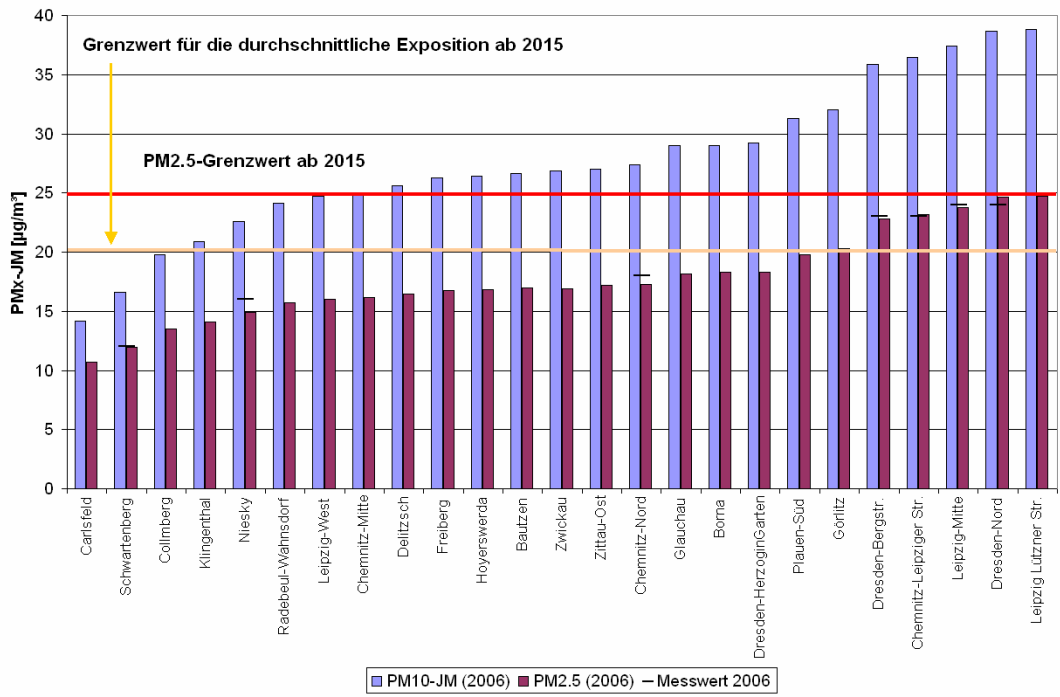


Abbildung 5: Aus den PM10-Jahresmittelwerten abgeschätzte PM2,5-Jahresmittelwerte für 2008 und 2009 an sächsischen Messstationen

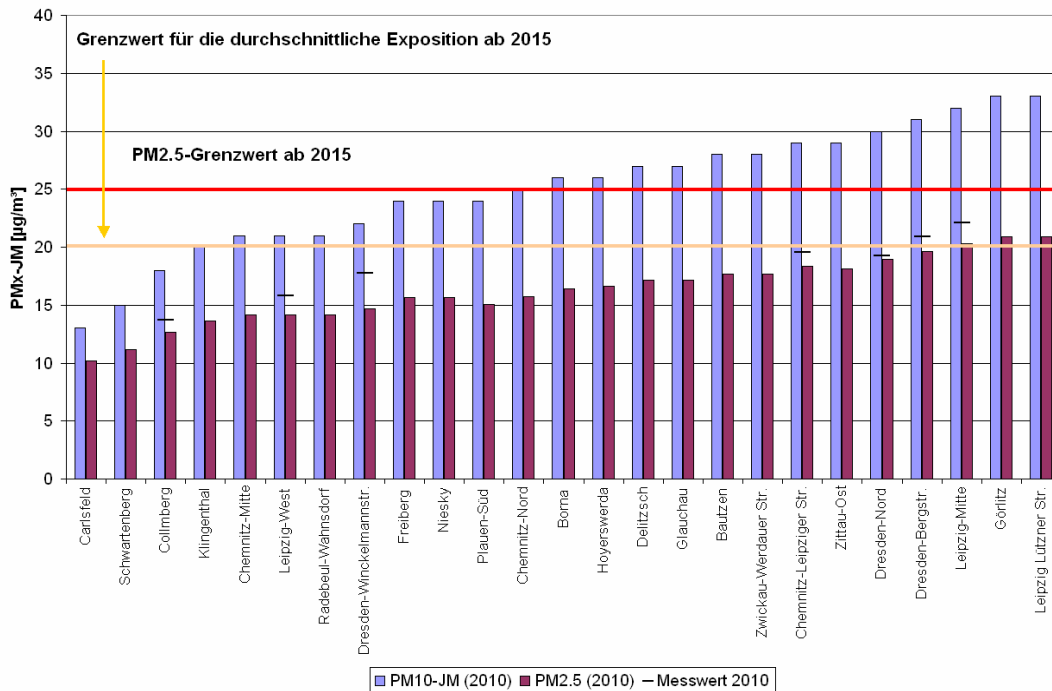


Abbildung 6: Aus den PM10-Jahresmittelwerten abgeschätzte PM2,5-Jahresmittelwerte für 2010 an sächsischen Messstationen

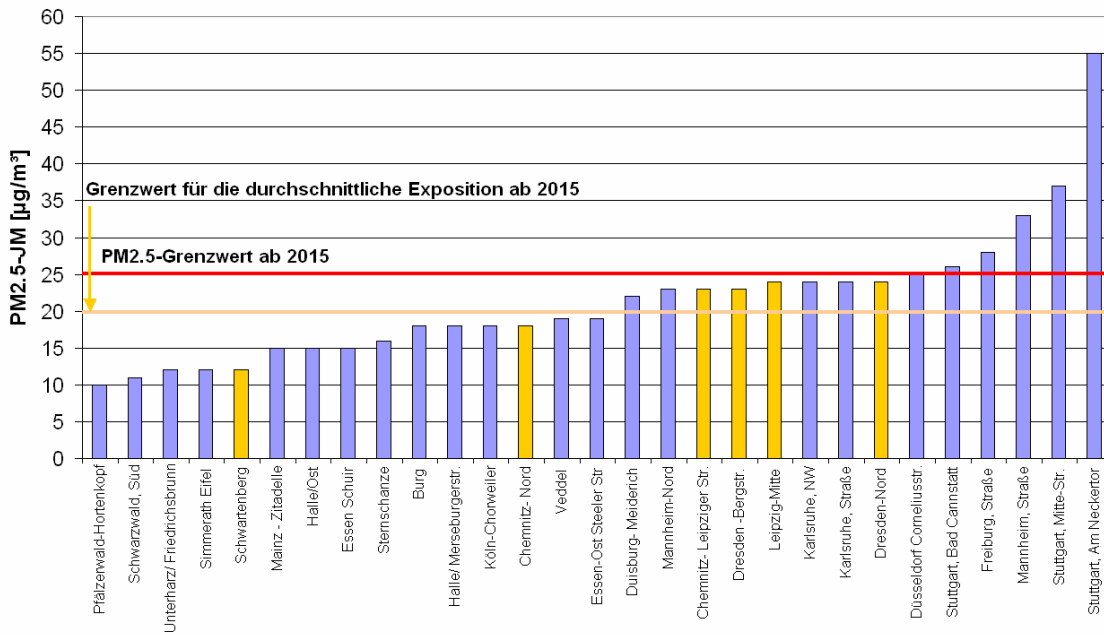
Demnach liegt der Anteil regionaler PM2,5-Hintergrundbelastung an der Gesamtbelastung der Verkehrsstationen bei ca. 50 % bis 75 %. Der Anteil städtischer Zusatzbelastung liegt bei etwa 20 %. Der Anteil lokaler PM2,5-Zusatzbelastungen liegt zwischen ca. 5 % bis 10 % (Chemnitz-Nord) und 25 % bis 33 % (Leipzig-Mitte).

2.3 Vergleich mit bundesdeutschen Daten

Abbildung 7 und Abbildung 8 vergleichen die an sächsischen Messstationen (orange hervorgehoben) erhobenen PM2,5-Jahresmittelwerte mit vorliegenden bundesweiten Messdaten des Jahres 2006, 2008 und 2010. Eine umfangreichere Zusammenstellung und Bewertung findet sich in BRUCKMANN et al. (2009). Es kann Folgendes festgestellt werden:

- Insgesamt ist das PM2,5-Messnetz deutlich lückenhafter als beispielsweise für PM10.
- Nur an wenigen Stationen wurde der ab 2015 einzuhaltende Grenzwert von 25 µg/m³ überschritten. Dies betrifft im Jahr 2008 z. B. die Stationen Stuttgart-Neckartor, Stuttgart-Mitte und Mannheim-Straße. Im (ungünstigeren) Jahr 2006 betrifft dies darüber hinaus die Stationen Mannheim-Straße, Freiburg-Straße und Stuttgart-Bad Cannstadt sowie entsprechend BRUCKMANN et al. (2009) Cottbus-Bahnhofstraße sowie Frankfurt/Oder-Leipziger Straße (diese Daten lagen den Autoren nicht vor). Im Jahre 2010 wird der Grenzwert lediglich an der Station Stuttgart-Neckartor knapp überschritten. An der Station Cottbus-Bahnhofstraße entspricht der gemessene Jahresmittelwert mit 25 µg/m³ genau der Höhe des Grenzwertes.
- Die PM2,5-Jahresmittelwerte an den sächsischen Stationen liegen in allen drei Betrachtungsjahren etwa im Mittelfeld der bundesdeutschen Konzentrationsniveaus in der jeweiligen Gebietskategorie.

PM2.5-JM im Jahr 2006



PM2.5-JM im Jahr 2008

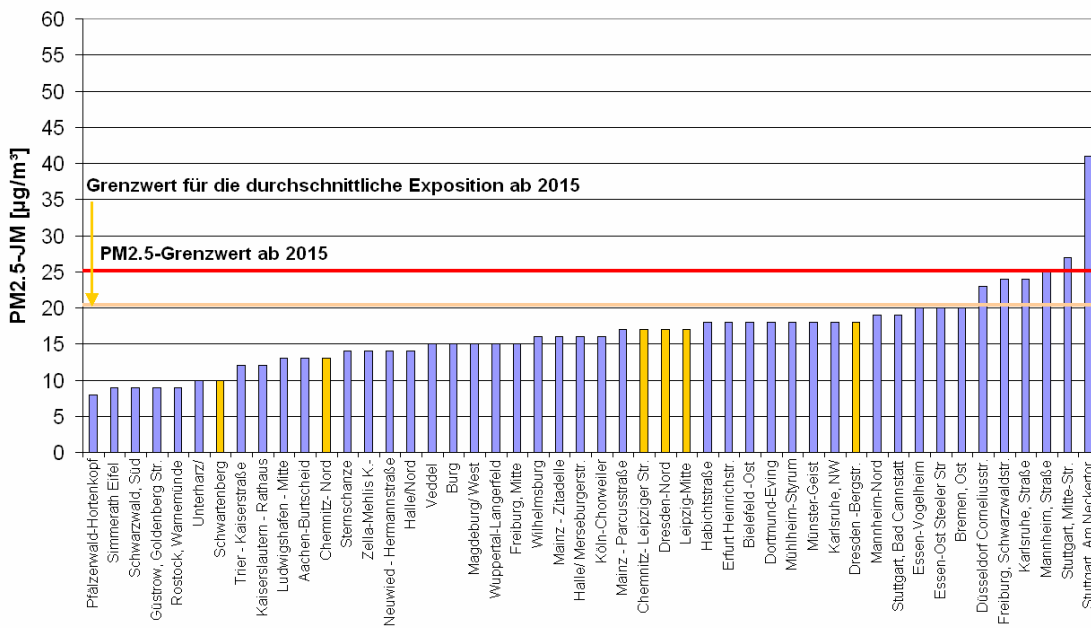


Abbildung 7: PM2,5-Jahresmittelwerte an bundesdeutschen Messstationen (Auswahl) in den Jahren 2006 und 2008

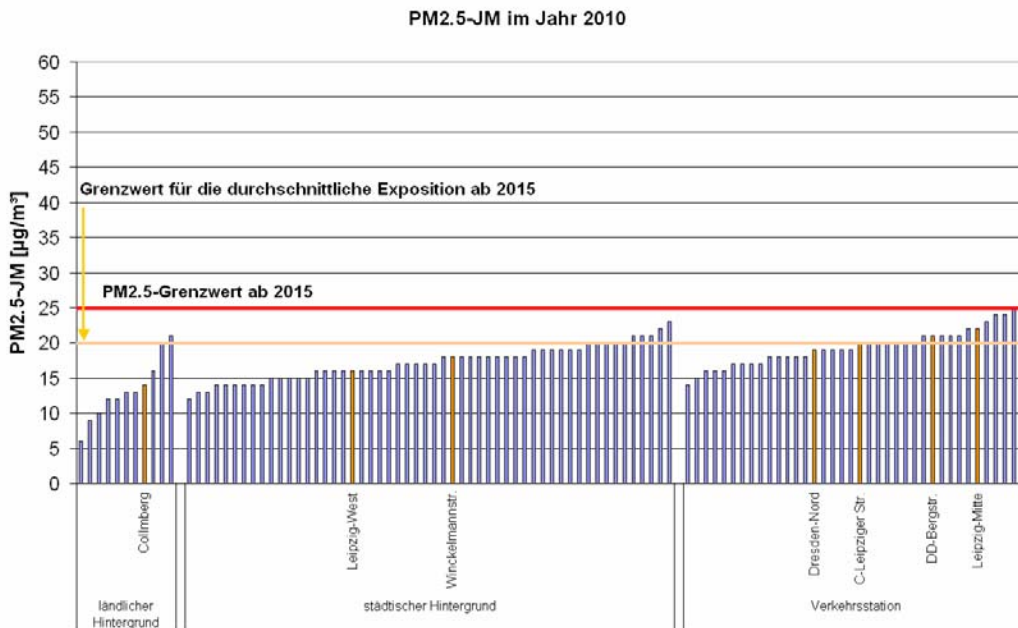


Abbildung 8: PM2,5-Jahresmittelwerte 2010 an bundesdeutschen Messstationen nach ausgewählten Gebietskategorien

Auch BRUCKMANN et al. (2009) korrelierten PM2,5 mit PM10-Jahresmittelwerten (82 deutsche Stationen aus 2006 und 2007), um Abschätzungen der PM2,5-Jahresmittelwerte an allen Messpunkten des PM10-Messnetzes durchführen zu können. Sie kamen dabei zu folgenden Schlüssen:

- Die Jahresmittel der Feinstaubfraktionen PM10 und PM2,5 korrelieren mit R^2 zwischen 0.81 und 0.92 eng miteinander.
- Das mittlere Verhältnis zwischen PM2,5 und PM10 liegt über alle Stationen zwischen 0.64 (2007) und 0.66 (2006). Nur für die Verkehrsstationen ergab sich für die Jahre 2006/2007 ein Wert von 0.60. Dieser liegt damit in der Größenordnung der aus den sächsischen Messdaten (0.61 siehe oben) abgeleiteten. Für die Hintergrundstationen ergab sich ein Wert von 0.66. Dieser ordnet sich in das Spektrum der an den sächsischen Stationen abgeleiteten Verhältnisse (zwischen 0.63 und 0.85 siehe oben) ein.

Werte der PM2,5 zu PM10-Verhältnisse zwischen 0.5 und 0.8 (im Mittel 0.62) für die Jahre 2004 bis 2006 erhielten DE LEEUW et al. (2009) bei der Auswertung europäischer Messdaten.

Auch BRUCKMANN et al. (2009) kamen zu dem Schluss, dass ab einem PM10-Jahresmittelwert von $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$ der ab 2015 einzuhalten PM2,5-Grenzwert mit 50%iger Wahrscheinlichkeit überschritten sein wird. Unterhalb eines PM10-Jahresmittels von $36 \mu\text{g}/\text{m}^3$ liegt die Wahrscheinlichkeit einer Grenzwertüberschreitung für PM2,5 bei 5 % an verkehrsnahen Stationen.

Hinweis: Diese beiden PM10-Schwellenwerte liegen noch deutlich über dem PM10-Äquivalenzwert zur Bewertung des PM10-Tagesgrenzwertes. Hier wird davon ausgegangen, dass bei einem PM10-Jahresmittelwert von ca. $31 \mu\text{g}/\text{m}^3$ mit 50%iger Wahrscheinlichkeit der PM10-Tagesgrenzwert überschritten ist. Dieser PM10-Tagesgrenzwert ist somit deutlich schärfer als der Grenzwert für das PM2,5-Jahresmittel von $25 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Anders verhält es sich mit dem PM2,5-Grenzwert für die durchschnittliche Exposition (d. h. im städtischen Hintergrund) von $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Dieser kann in Sachsen bei einem PM10-Jahresmittel von ca. $32 \mu\text{g}/\text{m}^3$ erreicht werden. Hier wären der PM10-Tagesgrenzwert und der PM2,5-Grenzwert für das Jahresmittel im städtischen Hintergrund etwa gleichwertig.

Ein PM10-Jahresmittelwert von $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$ wurde in den letzten Jahren an sächsischen Messstationen nicht überschritten. Der PM10-Schwellenwert von $36 \mu\text{g}/\text{m}^3$ wurde 2006 in Leipzig-Mitte, Dresden-Nord und Leipzig-Lützner Straße überschritten, 2008 und 2010 nicht. Ein PM10-Jahresmittelwert von $32 \mu\text{g}/\text{m}^3$ wurde 2006 in Plauen, Görlitz, Dresden, Chemnitz und Leipzig, 2008 in Dresden-Nord und Leipzig-Mitte sowie 2010 in Leipzig und Görlitz erreicht bzw. überschritten.

2.4 Quantifizierung des meteorologischen Einflusses

Aus verschiedenen Untersuchungen (z. B. LOHMEYER 2004; ANKE et al. 2002) ist bekannt, dass die Meteorologie insbesondere bei der kurzfristigen Variation der PM10-Konzentrationen eine entscheidende Rolle spielt (LOHMEYER et al. 2006). Entsprechend wurden auch hier, basierend auf dem PM2,5-Niveau des aktuellen Tages, die unmittelbare und längerfristige Wirkung der folgenden meteorologischen Faktoren untersucht:

- Einfluss des Niederschlages
- Einfluss der relativen Luftfeuchte
- Einfluss der Globalstrahlung
- Einfluss der Temperatur
- Einfluss der Windgeschwindigkeit
- Einfluss der Windrichtung

2.4.1 Datengrundlage, Datenverdichtung und Ausreißereliminierung

Die vom LfULG zur Verfügung gestellten Datensätze lagen im Wesentlichen als Halbstundenmittelwerte vor. Zur weiteren Bearbeitung wurden die Stundenwerte zu Tagesmittelwerten aufbereitet. Dabei wurden Tageswerte mit einer unvollständigen Datenverfügbarkeit der Stundenwerte nicht berücksichtigt. In Tabelle 6 sind die bei der Untersuchung ausgewerteten Messstationen aufgeführt.

Tabelle 6: Ausgewertete Messstationen; in Klammern: verwendete Stationskennung

Dresden	Leipzig	Chemnitz
Winckelmannstraße (WINCK)	Mitte (MITTE)	Leipziger Straße (LPZSTR)
Bergstraße (BERG)	West (WEST)	Nord (NORD)
HerzoginGarten (HERZ)		
Nord (NORD)		

Die aufbereiteten Daten wurden einer optische Prüfung unterzogen, um ggf. unplausible Ausreißer zu identifizieren. Dabei wurden zum Beispiel „Missing Data Values“ wie der Wert „-999“ gesucht und eliminiert. Zusätzlich erfolgte eine Kennzeichnung von Situationen, für die zu erwarten war, dass die PM2,5-Konzentrationen nicht maßgeblich von meteorologischen und/oder „normalen“ Emissionssituationen bestimmt waren. Dies betraf jeweils den 31. Dezember und 1. Januar wegen der erhöhten PM2,5-Konzentrationen infolge der Silvesterfeuerwerke.

2.4.1.1 Anzahl der trockenen Tage nach Niederschlag

Verschiedene Untersuchungen (z. B. SCHULZE 2002; LOHMEYER 2004; ANKE et al. 2004) haben aufgezeigt, dass an Tagen mit Niederschlag die Partikelkonzentrationen signifikant niedriger sind als an trockenen Tagen. Diese Minderung stellt sich bereits bei Tagesniederschlagssummen von 0.1 mm ein (SCHULZE 2002). Die Abhängigkeit der Partikelminderung von der Regenmenge wurde nicht betrachtet, weil aus o. g. Untersuchungen die Länge einer Trockenperiode einen höheren Einfluss auf die Partikelkonzentrationen hatte als die Niederschlagsintensität selbst.

Entsprechend wurde ein Parameter (NA_NS) eingeführt, der sich um 1 erhöht, wenn der vorhergehende Tag trocken war und der betrachtete Tag ebenfalls trocken ist. Der DWD bezeichnet als Regentag einen Tag mit Niederschlagssumme größer/gleich 0.1 mm. Deswegen wurden alle Tage mit Niederschlagssummen <0.1 mm als trockene Tage (Parameterwert = 0), sonst als Niederschlagstage (Parameterwert = Anzahl Tage ohne Niederschlag), gekennzeichnet.

2.4.1.2 Hauptwindrichtungsklassen

Zur Untersuchung des Einflusses des großräumigen Windes wurden für Dresden die Messwerte der Station Radebeul-Wahnsdorf, für Leipzig die Messwerte der Station Schkeuditz und für Chemnitz die Messwerte der Station Carlsfeld verwendet. Die an den jeweiligen Messstationen (vgl. Kapitel 2.4.1) gemessenen Windrichtungen lagen als Tageswerte vor. Zur Beurteilung der Windrichtung wurde die vorherrschende Windrichtung acht 45 Grad-Windrichtungssektoren zugeordnet. Weil die PM_{2,5}-Konzentrationen nicht linear mit den Windrichtungssektoren korrelieren, wurde der zusätzliche Parameter HWR_KL = Hauptwindrichtungsklasse der Gesamtbelastung eingeführt. Hierzu wurde beispielsweise der Hauptwindrichtungssektor 3 mit der im Mittel höchsten PM_{2,5}-Gesamtbelastung der HWR_KL = 1 zugeordnet. Der Windrichtungssektor 2 mit der im Mittel zweithöchsten PM_{2,5}-Gesamtbelastung der HWR_KL = 2 zugeordnet usw. Somit war eine Linearisierung der Windrichtungsabhängigkeit möglich (Tabelle 7) (LOHMEYER et al. 2006).

Tabelle 7: Zuordnung der Hauptwindrichtungsklassen

HWR_KL Radebeul-Wahnsdorf	N (1)	NO (2)	O (3)	SO (4)	S (5)	SW (6)	W (7)	NW (8)
DD Winck	3	5	4	2	1	8	7	6
DD Berg	3	5	2	4	1	8	6	7
DD Herz	4	3	1	2	8	5	6	7
DD Nord	3	4	5	2	1	8	7	6
HWR_KL Schkeuditz	N (1)	NO (2)	O (3)	SO (4)	S (5)	SW (6)	W (7)	NW (8)
Lpz Mitte	3	2	4	5	1	6	8	7
Lpz West	2	5	3	4	1	6	8	7
HWR_KL Carlsfeld	N (1)	NO (2)	O (3)	SO (4)	S (5)	SW (6)	W (7)	NW (8)
Chm LpzStr	4	3	5	2	1	6	7	8
Chm Mitte	4	3	5	2	1	7	8	6

Für die Messstationen Dresden-Bergstraße und Chemnitz-Leipziger Straße lagen keine Messwerte für Globalstrahlung und Windgeschwindigkeit vor. Hier wurden entsprechend der Messzeiträume ersatzweise die Messwerte der Station Dresden-Nord bzw. der Station Chemnitz-Nord verwendet. Des Weiteren lagen für Chemnitz nur unzureichende Niederschlagsinformationen vor, weshalb der Parameter NA_NS (Anhaltende Tage ohne Niederschlag) für die Messstationen Chemnitz-Leipziger Straße und Chemnitz-Nord nicht ausgewertet werden konnte.

2.4.2 Korrelationsanalyse

Zu einer ersten Analyse der Eingangsgrößen wurden in dem Statistikprogramm „SYSTAT 11“ der Firma „StatSoft“ einzelne Korrelationskoeffizienten (Pearson) zwischen der PM_{2,5}-Konzentration und einer zweiten Variable (Eingangsgröße) bestimmt. Dies erfolgte über die entsprechende Programmfunktion „Einfache Korrelation“. Der Korrelationskoeffizient hat einen Wertebereich von -1 bis +1 und stellt ein lineares Bestimmtheitsmaß dar. Das bedeutet, bei einem R = 0 besteht kein linearer Zusammenhang, die Variablen sind statistisch unabhängig voneinander. Die Grenzwerte -1 bzw. +1 verdeutlichen eine direkte negative bzw. positive Abhängigkeit der Variablen. Tabelle 8 zeigt die Korrelationskoeffizienten (Corr. Coef.) zwischen der PM_{2,5} Konzentration und dem jeweiligen meteorologischen Parameter.

Tabelle 8: Korrelationskoeffizienten (Corr. Coef.) zwischen der PM2,5 Konzentration und den meteorologischen Parametern; in Klammern: Anzahl der Wertepaare (Pairwise frequency)

PM2,5 Parameter	Dresden- WINCK Corr. Coef.	Dresden BERG Corr. Coef.	Dresden HERZ Corr. Coef.	Dresden NORD Corr. Coef.	Leipzig MITTE Corr. Coef.	Leipzig WEST Corr. Coef.	Chemn. LPZSTR Corr. Coef.	Chemn. NORD Corr. Coef.
NA_NS	0.141 (823)	0.19 (1233)	0.262 (196)	0.22 (2120)	0.295 (2076)	0.318 (348)		
rel. Luftfeuchte	0.214 (811)	0.242 (653)	0.134 (192)	0.207 (2085)	0.142 (2044)	0.271 (326)	0.111 (622)	0.049 (1598)
Global- strahlung	-0.288 (813)	-0.213 (1217)	-0.09 (192)	-0.222 (2083)	-0.127 (771)	-0.211 (346)	-0.121 (1206)	-0.082 (1597)
Temp. Maximum	-0.467 (823)	-0.389 (1218)	-0.194 (196)	-0.351 (2120)	-0.255 (2074)	-0.493 (348)	-0.317 (1196)	-0.2 (1618)
Temp. Minimum	-0.558 (817)	-0.475 (1214)	-0.277 (196)	-0.438 (2113)	-0.343 (2096)	-0.574 (344)	-0.424 (1193)	-0.188 (381)
Temp. Mittel	-0.518 (811)	-0.439 (1202)	-0.244 (192)	-0.405 (2085)	-0.301 (2045)	-0.54 (344)	-0.373 (1185)	-0.267 (1598)
WG Maximum	-0.191 (823)	-0.108 (1218)	-0.096 (196)	-0.28 (2120)	-0.267 (2057)	-0.136 (348)	-0.28 (1204)	-0.235 (1618)
HWR_KL	-0.326 (824)	-0.240 (1211)	-0.352 (195)	-0.336 (2099)	-0.253 (1461)	-0.261 (352)	-0.285 (1173)	-0.340 (1532)

Der Wertebereich der berechneten unabhängigen Korrelationskoeffizienten liegt zwischen -0.574 (Temp. Minimum/Leipzig-West) und 0.318 (NA_NS/Leipzig-West). Ausgenommen der Parameter NA_NS (Anhaltende Tage ohne Niederschlag) und der relativen Luftfeuchte zeigen alle anderen Parameter an alle untersuchten Messstationen eine negative statistische Abhängigkeit zur PM2,5 Konzentration. Der Einfluss des Temperaturminimums auf die PM2,5 Konzentration ist an allen Messstationen, ausgenommen Chemnitz-Nord, am größten. Die zweithöchsten Abhängigkeiten, ebenfalls an allen Messstationen, weist der Temperaturmittelwert auf. Dagegen haben die Globalstrahlung, die relative Luftfeuchte und das Windgeschwindigkeitsmaximum nur einen verhältnismäßig geringen direkten Einfluss auf die PM2,5 Konzentration.

2.4.3 Multiple lineare Regressionsanalyse

„Sie untersucht die lineare Abhängigkeit zwischen einer metrisch skalierten abhängigen Variablen (auch endogene Variable, Prognosevariable oder Regressand genannt) und einer oder mehreren metrisch skalierten unabhängigen Variablen (auch exogene Variablen, Prädiktorvariablen sowie Regressoren genannt). Mit Hilfe der linearen Regressionsanalyse können somit Zusammenhänge aufgedeckt und Prognosen erstellt werden.“ (SKIERA et al. 1998). Mit diesem Analysetool wurden mittels „SYSTAT“ die Abhängigkeiten der meteorologischen Parameter auf die PM2,5 Konzentration untersucht. Das Tool berechnet Regressionskoeffizienten, Standardkoeffizienten und Standardfehler der jeweiligen Größen sowie Prognosegenauigkeiten, Konstanten, den Toleranzbereich und Vieles mehr. Hierbei spielen die Prognosegenauigkeiten (Adjusted squared multiple R), und die Standardkoeffizienten (Std. Coef.) eine wesentliche Rolle. Zur Bestimmung der kombinierten Abhängigkeit der Parameter wurde die PM2,5-Tagesmittelkonzentration entsprechend als Regressand verwendet. Wichtig für die Bewertung der Sensitivität der jeweiligen physikalischen Parameter ist deren Einfluss auf den Prognosewert. Dies kann durch die Ermittlung der so genannten Standardkoeffizienten erreicht werden. Diese standardisierten Koeffizienten „... werden durch die Multiplikation des (unstandardisierten) Regressionskoeffizienten (...) mit der Standardabweichung der dazugehörigen unabhängigen Variablen (...) und anschließender Division mit der Standardabweichung der abhängigen Variablen (...) errechnet.“ (SKIERA et al. 1998). Diese Normierung der Wertebereiche der einzelnen Parameter ermöglicht dann deren Vergleichbarkeit. Die Absolutwerte der Standardkoeffizienten verdeutlichen so die Einflussstärken der unabhängigen Variablen. Hohe positive oder negative

Werte weisen auf einen hohen Einfluss der einzelnen Größen hin, Werte nahe Null beeinflussen das Ergebnis dagegen nur wenig. Die Ergebnisse der hier durchgeführten Regressionsanalyse sind in Tabelle 9 darstellt. Im Gegensatz zur Korrelationsanalyse ist hier, bei Betrachtung der kombinierten Abhängigkeiten der Eingangsgrößen, der Einfluss der Temperaturminima kaum relevant, wohingegen die maximalen Temperaturen deutlich an Bedeutung gewinnen und einen Vorzeichenwechsel aufzeigen.

Der geringe Einfluss der Globalstrahlung, der relativen Luftfeuchte und der maximalen Windgeschwindigkeiten wird hier auch durch die Regressionsanalyse bestätigt. Die Parameter „NA_NS“ und „HWR_KL“ zeigen als abgeleitete Größen hier in Kombination mit den anderen Eingangsgrößen einen etwas geringeren Einfluss als bei der Korrelationsanalyse. Der bereits angesprochene starke negative Zusammenhang zwischen der PM_{2,5}-Konzentration und der Tagesmitteltemperatur kommt auch hier deutlich zum Ausdruck. Die Ergebnisse lassen darauf schließen, dass (abwärtsgerichtete) thermodynamische Vertikalbewegungen der Luft einen wesentlichen Einfluss auf die PM_{2,5}-Konzentration haben. Weiterhin lässt der mit negativem Vorzeichen behaftete Einfluss der Hauptwindrichtungsklasse (HWR_KL) auf erhöhte PM_{2,5}-Konzentrationen bei Ost- bzw. Südostwetterlagen schließen. So kann davon ausgegangen werden, dass im Winter, bei niedrigen Temperaturen und geringen Windgeschwindigkeiten mit erhöhten PM_{2,5}-Feinstaubbelastungen zu rechnen ist. Im Sommer kann dieser Trend, wenn auch geringer, ebenfalls angenommen werden, wobei der höhere Einfluss der Maximumtemperaturen auf eine vermehrte Bildung von sekundären Aerosolen hinweisen könnte. Die Bedingungen hierfür sind allerdings aufgrund der hohen Komplexität noch nicht endgültig geklärt (vgl. WINIWARTER et al. 2001).

Weitere relevante Parameter wie die vertikale Mischungsschichthöhe bzw. die Dauer von Inversionsereignissen konnten in die Betrachtung nicht einbezogen werden, weil diese leider nicht vorlagen.

Tabelle 9: Standardkoeffizienten (Std. Coef.), Prognosegenauigkeit (Adj. squ. multiple R), Standardfehler (Standard error) und Anzahl der Datensätze (N) aus Regressionsanalysen der PM_{2,5} Konzentration und den meteorologischen Parametern

PM _{2,5}	Dresden WINCK	Dresden BERG	Dresden HERZ	Dresden NORD	Leipzig MITTE	Leipzig WEST	Chemn. LPZSTR	Chemn. NORD
Parameter	Std. Coef.	Std. Coef.	Std. Coef.	Std. Coef.	Std. Coef.	Std. Coef.	Std. Coef.	Std. Coef.
NA_NS	0.159	0.203	0.265	0.195	0.186	0.234		
rel. Feuchte	0.058	0.183	0.150	0.046	0.142	0.047	-0.057	-0.038
Globalstrahlung	0.082	0.130	-0.033	-0.084	0.131	0.109	0.087	0.004
Temp. Maximum	0.953	1.303	1.270	1.190	0.864	1.326	1.419	0.637
Temp. Minimum	0.005	-0.123	0.280	0.205	-0.180	0.271	-0.049	-0.016
Temp.Mittel	-1.533	-1.680	-1.701	-1.707	-1.031	-2.206	-1.899	-0.895
WG Maximum	-0.190	-0.103	-0.068	-0.175	-0.120	-0.200	-0.165	-0.240
HWR_KL	-0.167	-0.109	-0.315	-0.191	-0.118	-0.080	-0.176	-0.333
Adj. squ. multiple R	0.437	0.367	0.258	0.358	0.257	0.486	0.365	0.266
Standard error	10.515	10.734	8.317	10.217	11.422	10.566	10.033	8.127
N	812	644	191	2054	775	326	607	342

2.5 Prüfung eines möglichen Bedarfs für die Weiterentwicklung des sächsischen Luftmessnetzes

2.5.1 Rahmenbedingungen der 39. BImSchV

Der Gesetzgeber legt in der 39. BImSchV die Anzahl und Lage von Probenahmestellen fest. Die Kriterien für die Mindestanzahl der Probenahmestellen enthält Anlage 5 der 39. BImSchV. Für die diffusen Quellen wird klassifiziert zwischen Gebieten- bzw. Ballungsräumen, in denen die Belastungen oberhalb der oberen Beurteilungsschwelle ($17 \mu\text{g}/\text{m}^3$) bzw. zwischen oberer und unterer ($12 \mu\text{g}/\text{m}^3$) Beurteilungsschwelle liegen sowie nach Bevölkerungsanzahl in diesen Gebieten/Ballungsräumen.

Anhand der vorliegenden Messungen bzw. aus den aus PM10-Messdaten für 2008 und 2010 abgeleiteten PM2,5-Jahresmittelwerten lassen sich die Gebiete identifizieren, in denen o. g. Bedingungen erfüllt sind (siehe hierzu im Vorgriff auch das Kapitel 6). Darin zeigt sich, dass der o. g. Beurteilungswert von $17 \mu\text{g}/\text{m}^3$ weder im Bezugsjahr 2008 noch in den Prognosejahren 2015 und 2020 überschritten wird. Die Details für die Anforderungen an die Lage von Messstellen sind in der Anlage 3 der 39. BImSchV festgelegt.

2.5.2 Redundante und für die flächenhafte Aussage in IMMIKART wichtige Messstandorte

In Abbildung 9 ist die Lage und die Art der Messstationen in Sachsen sowie südlich und westlich angrenzender Länder dargestellt, an denen PM2,5 bzw. PM10 gemessen wird. Zur Aussage flächenhafter Belastungen mit IMMIKART werden davon jedoch lediglich die Stationen mit der Gebietscharakteristik „Freiland“, „Kleinstadt, wenig Emission in unmittelbarer Nähe“ sowie „Großstadt, relativ wenig Emission in unmittelbarer Nähe“ in die Berechnung einbezogen.

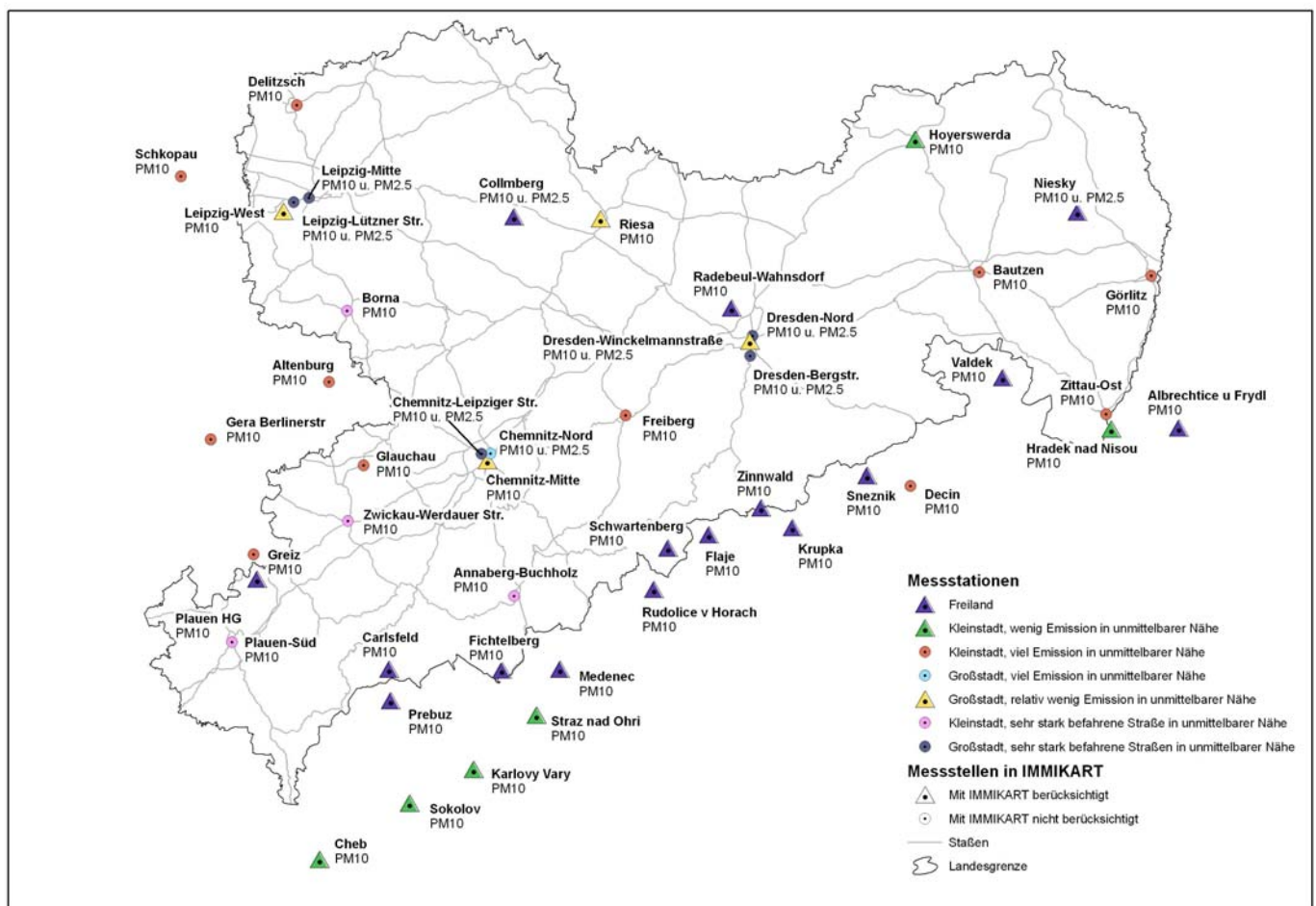


Abbildung 9: Lage und Art der PM2,5- bzw. PM10-Messstationen in Sachsen und Umgebung

Von den entsprechend der Gebietscharakteristik relevanten zwölf sächsischen Stationen werden an fünf Stationen neben PM10 auch PM2,5 gemessen. An den übrigen Stationen wurden die PM2,5-Werte über die in Abschnitt 2.2.2 beschriebenen Regressionsfunktionen auf der Basis von PM10-Daten berechnet (siehe Kapitel 6).

Danach zeigt sich, dass an den betrachteten Stationen in den letzten Jahren weder die gemessenen noch die berechneten PM2,5-Werte über dem Zielwert von 20 µg/m³ liegen. Dementsprechend liegen die maximalen Konzentrationswerte der flächenhaften Belastung bei ca. 19 µg/m³ (vgl. Kapitel 6). Zu Untersetzung der IMMIKART-Berechnung wird empfohlen, Messstationen aus der nördlichen und östlichen Umgebung außerhalb Sachsens in die Berechnung einzubeziehen.

Zur Beurteilung der lokalen Belastungen wird die Anzahl und Art der Messstationen in den potenziellen Schwerpunkten Dresden, Chemnitz und Leipzig mit jeweils mindestens einer verkehrsnahen und einer städtischen Hintergrundstation als ausreichend erachtet. Auf Grund der relativ guten Korrelation von PM2,5 und PM10 ($R^2=0.79$ für Verkehrsstationen/ $R^2=0.85$ für Hintergrundstationen) können auch die Daten der zahlreichen PM10-Messstationen zur Beurteilung der PM2,5-Belastungssituation mit ausreichender Genauigkeit einbezogen werden.

Um den Aufwand für die Bereitstellung von Messdaten für das Interpolationsverfahren von IMMIKART gering zu halten, ist es von Vorteil, so wenig wie möglich Messstationen betreiben bzw. Daten von Stationen aus Tschechien oder Polen abrufen zu müssen. Dazu wurden Sensitivitätsberechnungen mit IMMIKART durchgeführt, um folgende Messstationen auf ihre Relevanz hin zu überprüfen:

- Relevanz der Station Riesa
- Relevanz einer Messstation in Südwest-Sachsen
- Relevanz der Messstationen in Tschechien bzw. Polen

Den Sensitivitätsberechnungen wurden die Emissionen für das Prognosejahr 2015 aus Abschnitt 5.1.1 zu Grunde gelegt. Es wurden verschiedene IMMIKART-Berechnungen durchgeführt, wobei einzelne oder mehrere Messstationen aus dem Interpolationsverfahren ausgeblendet wurden. Für alle Rechenfälle wurden die PM2,5-Werte aus der Tabelle 33 verwendet. Um die Relevanz der Station Riesa zu beurteilen, wurde der PM2,5-Wert der entsprechenden Messstation aus Tabelle 10 (Nr. 2) ein- und ausgeblendet. Im Südwesten Sachsens wird seit Januar 2011 PM2,5 in Brockau gemessen. Für die Sensitivitätsbetrachtung der Station Brockau wurde der PM2,5-Wert gemittelt über 01.01.-10.10.2011 aus Tabelle 10 (Nr. 1) verwendet. Die Messstationen in Tschechien und Polen wurden mit den PM2,5-Werten aus Tabelle 10 (Nr. 3-14) auf ihre Relevanz hin überprüft. Die Ergebniskarten wurden visuell miteinander verglichen und bewertet.

Tabelle 10: Sensitivitätsberechnungen zu Grunde gelegte PM2,5-Werte für das Prognosejahr 2015

Nr.	Rechtsw. [m]	Hochw. [m]	H [m]	K	PM2,5 2015 [µg/m³]	Name der Station
1	4515050	5608070	430	1	12,1	Brockau (01.01.- 10.10.2011)
2	4589100	5685555	113	5	13,3	Riesa
3	4713800	5640480	535	1	13,7	Albrechtice u Frydl
4	4528580	5547670	488	2	8,7	Cheb
5	4612520	5617600	739	1	9,2	Flaje
6	4699230	5640170	250	2	11,7	Hradek nad Nisou
7	4561780	5567050	429	2	15,7	Karlovy Vary
8	4630550	5619150	533	1	15,2	Krupka

Nr.	Rechtsw. [m]	Hochw. [m]	H [m]	K	PM2,5 2015 [µg/m³]	Name der Station
9	4580420	5588610	827	1	8,7	Medenec
10	4543920	5581880	905	1	8,7	Prebuz
11	4600620	5605860	840	1	8,7	Rudolice v Horach
12	4646640	5630300	588	1	12,2	Sneznik
13	4547970	5559790	476	2	9,7	Sokolov
14	4675860	5651280	438	1	14,2	Valdek

Riesa

Die einmal mit und einmal ohne der Messstation Riesa berechneten PM2,5-Jahresmittelwerte (Abbildung 10 und Abbildung 11) lassen keine Unterschiede erkennen. Daraus lässt sich der Schluss ziehen, dass die Messstation in Riesa für das Interpolationsverfahren von IMMIKART keine Relevanz hat.

Südwest-Sachsen

Die Ergebniskarten der IMMIKART-Berechnungen einmal mit und einmal ohne der Station Brockau (Abbildung 12 und Abbildung 13) zeigen im Vergleich, dass der Gradient hin zum Westerzgebirge mit der Station Brockau deutlicher ausgeprägt ist als ohne die Berücksichtigung der Station Brockau. Ohne die Station Brockau werden die mit IMMIKART berechneten PM2,5-Jahresmittelwerte in West-Sachsen unterschätzt, weil die relativ niedrigen PM2,5-Werte der Freilandstationen im Westerzgebirge überrepräsentiert werden. Die Messstation Brockau wird benötigt, um den Gradient hin zum Westerzgebirge der PM2,5-Jahresmittelwerte mit IMMIKART besser abbilden zu können.

Tschechien und Polen

Beim Vergleich der mit IMMIKART berechneten PM2,5-Jahresmittelwerte einmal mit und einmal ohne die Berücksichtigung aller polnischen und tschechischen Messstationen (Abbildung 10 und Abbildung 13) zeigt sich, dass ohne die tschechischen und polnischen Messstationen die berechneten PM2,5-Jahresmittelwerte in gesamt Sachsen leicht höher liegen. Bei den in IMMIKART berücksichtigten tschechischen und polnischen Messstationen handelt es sich um überwiegend Freilandstationen, die relativ niedrige Werte aufweisen und daher zu einem generell niedrigeren Niveau in ganz Sachsen führen. Die tschechischen und polnischen Messstationen sollten nicht bei dem Interpolationsverfahren von IMMIKART berücksichtigt werden. Es wäre jedoch hilfreich, wenn auf polnischer Seite eine repräsentative Freilandstation zur Verfügung stünde, die mit den Messungen der Station Niesky vergleichbare Werte liefert. Bei Berücksichtigung einer solchen Station könnte der im Bereich Niesky zur polnischen Grenze vorhandene, aber nicht plausible Gradient verhindert werden.

Die Berechnungen der PM2,5-Jahresmittelwerte in Abschnitt 6 für die Prognosejahre 2010, 2015 und 2020 wurden nur mit den Messstationen aus Tabelle 33, aber ohne die polnischen und tschechischen Messstationen sowie ohne die Messstationen Riesa und Brockau durchgeführt.

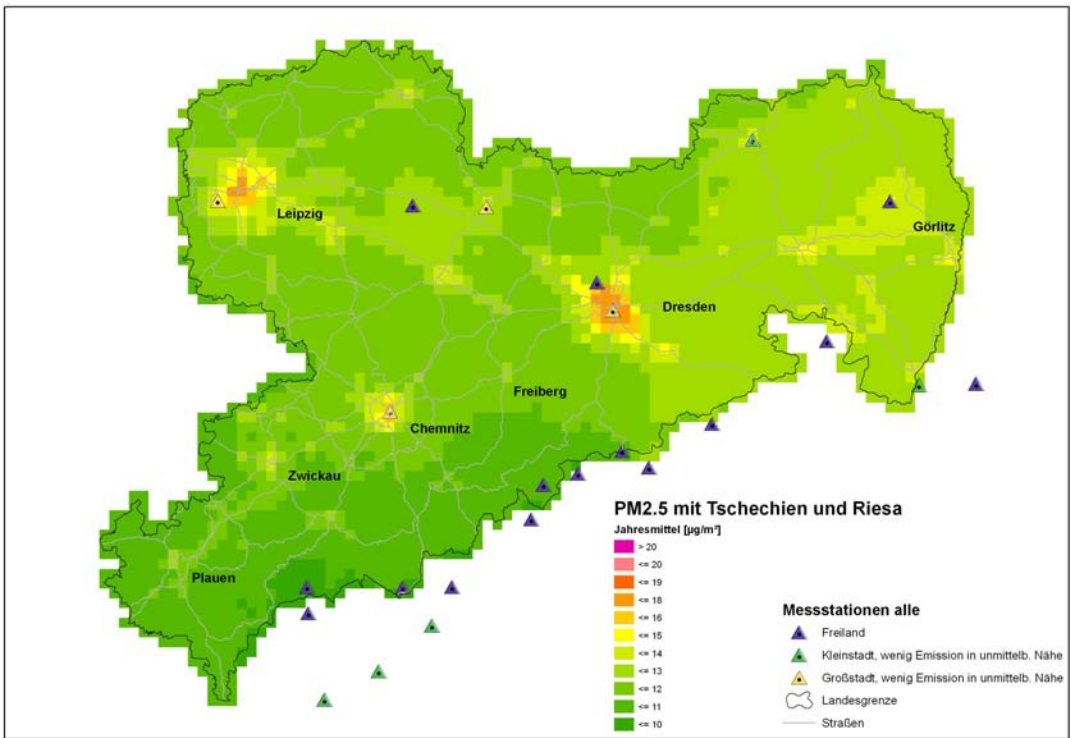


Abbildung 10: PM_{2,5}-Jahresmittelwerte, Sensitivitätsberechnung mit IMMIKART mit tschechischen und polnischen Messtationen, mit der Messtation Riesa, aber ohne die Messtation Brockau

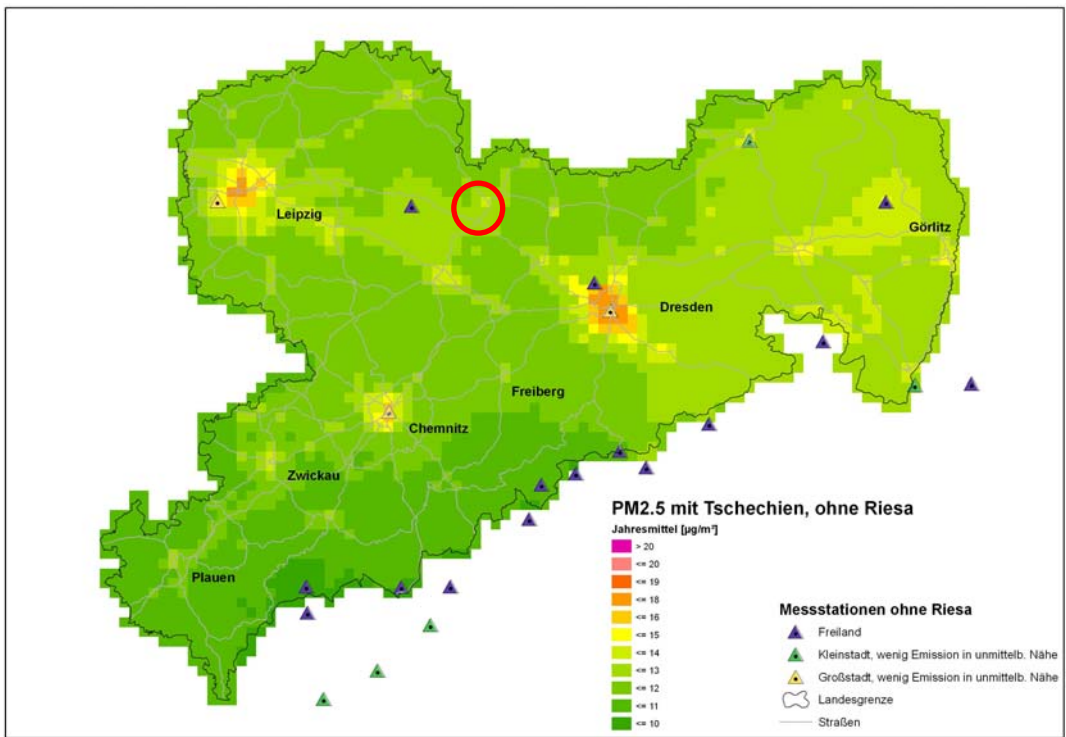


Abbildung 11: PM_{2,5}-Jahresmittelwerte, Sensitivitätsberechnung mit IMMIKART mit tschechischen und polnischen Messtationen, ohne die Messtationen Riesa und Brockau

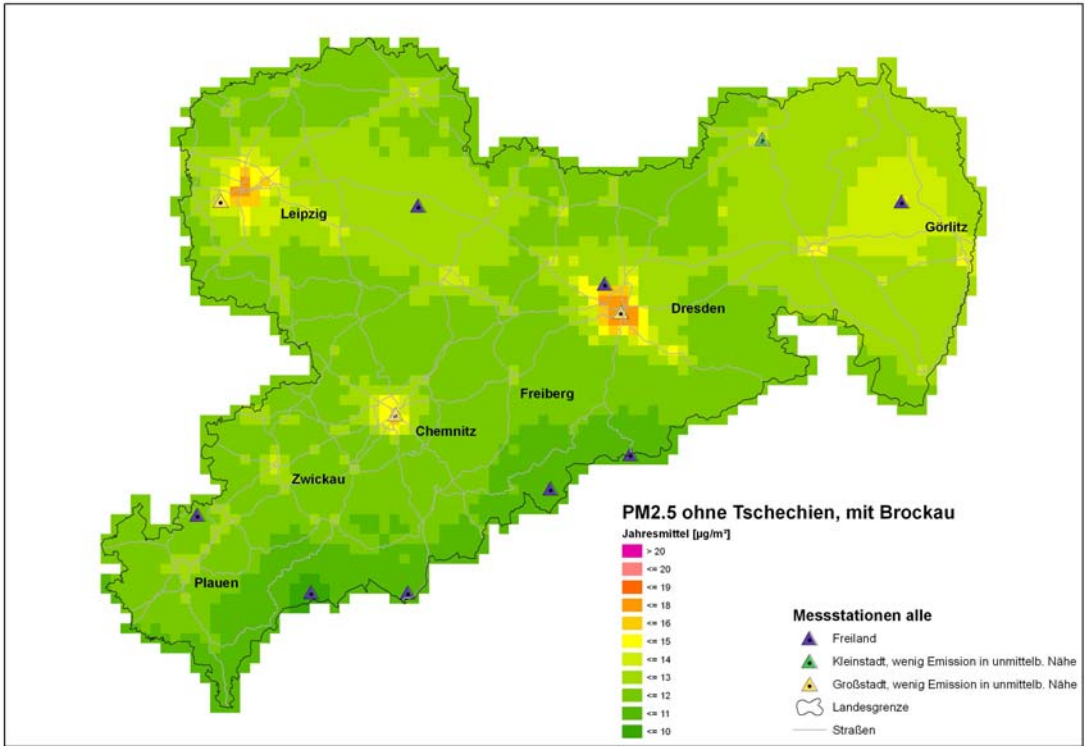


Abbildung 12: PM_{2,5}-Jahresmittelwerte, Sensitivätsberechnung mit IMMIKART ohne tschechische und polnische Messstationen, ohne die Messstation Riesa, aber mit der Messstation Brockau

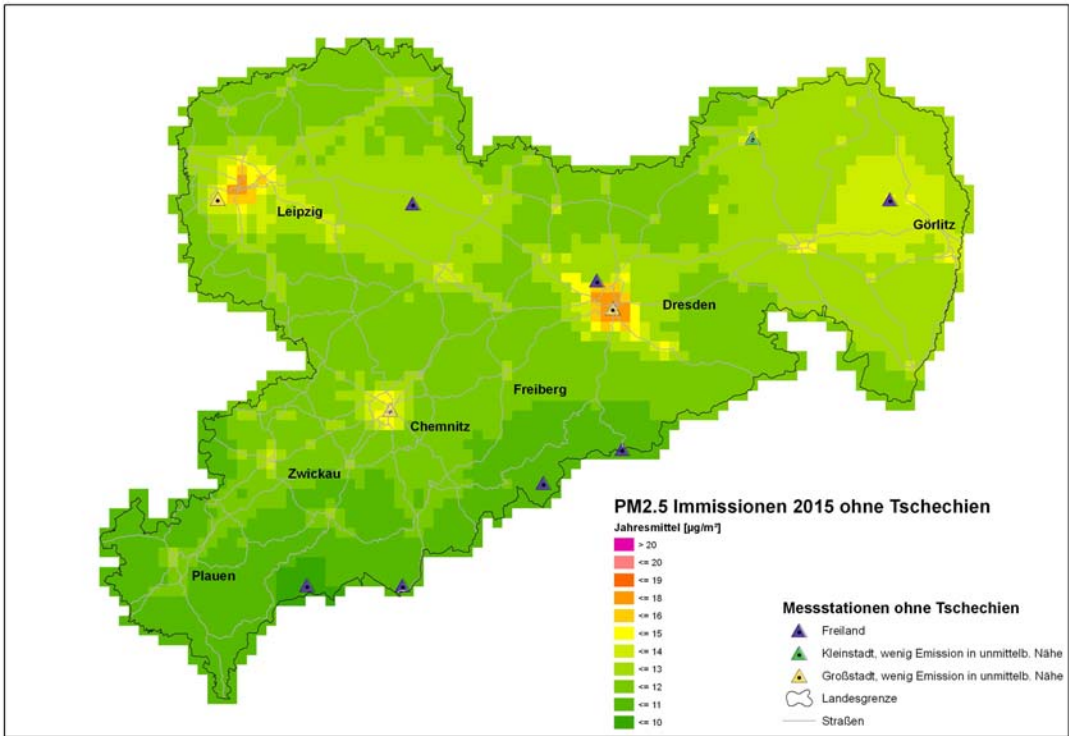


Abbildung 13: PM_{2,5}-Jahresmittelwerte, Sensitivätsberechnung mit IMMIKART ohne tschechische und polnische Messstationen, ohne die Messstationen Riesa und Brockau

3 Wissenschaftlicher Stand der PM_{2,5}-Emissionsbestimmung

Zum wissenschaftlichen Stand der PM_{2,5}-Emissionsbestimmung erfolgte eine umfangreiche Literaturrecherche und Auswertung. Die Ergebnisse werden im Folgenden quellgruppenspezifisch zusammengefasst.

3.1 Verursacher/Quellen

Grundsätzlich kann zwischen primären und sekundären Partikeln unterschieden werden. Erstere werden als primäre Emissionen direkt in die Atmosphäre abgegeben, letztere entstehen durch luftchemische Prozesse aus gasförmig emittierten Vorläufersubstanzen. Die bedeutendsten Vorläufersubstanzen sind einerseits Ammoniak, Schwefeldioxid und Stickstoffoxide, die anorganisches Ammoniumnitrat bzw. Ammoniumsulfat bilden, andererseits flüchtige bzw. halbflüchtige organische Verbindungen (VOC bzw. SVOC) (SCHNEIDER & LORBEER 2002).

Primäre Partikel können durch mechanische oder thermische Prozesse entstehen. Zahlreiche anthropogene Prozesse verursachen Partikel, die anteilig durch beide Mechanismen gebildet werden (PREGGER 2006).

Bei den thermischen Prozessen haben neben den meist industriellen Verfahren wie Schmelzen, Rösten, Sintern, Brennen oder Trocknen die Verbrennungsprozesse zur Wärme- und Energieerzeugung (Feuerungsanlagen und Prozessfeuerungen) die größte Bedeutung. Die Partikelemissionen aus Verbrennungsprozessen beinhalten hohe Anteile an Fein- und Ultrafeinstäuben. Zahlreiche Einflussfaktoren bedingen die Feinstaubbildung bei Verbrennungsprozessen wie Brennstoffart und -eigenschaften (z. B. Schwefel- und Aschegehalt), die Verfahrensart, der Typ und Betriebszustand der Anlage, Betriebsbedingungen wie Temperatur, Druck und Luftzahl sowie die Abgasreinigung.

Anthropogene Emissionen aus mechanischen Prozessen entstehen beispielsweise durch den Umschlag von staubenden Gütern und vielfältige Prozesse der Verarbeitung und Bearbeitung von festen Materialien wie Holz, Metall und mineralischen Baustoffen. Wesentliche Einflussfaktoren der Staubbildung sind die Art und Weise der Krafteinwirkung und die Staubbungsneigung der beteiligten Materialien.

Je nach Saison kann der Anteil der verschiedenen Quellengruppen an den Gesamtemissionen unterschiedlich sein. Auch repräsentieren diese Emissionsanteile nicht unbedingt den jeweiligen Anteil an der Exposition (Immission) der Bevölkerung. So erfolgen z. B. die straßenverkehrlichen Emissionen näher an einem größeren Teil der Bevölkerung als z. B. die Emissionen von Land- und Forstmaschinen. Tabelle 11 zeigt eine Übersicht über die wesentlichsten PM_{2,5}-Emissionsquellen, die nachfolgend näher betrachtet werden.

3.2 Straßenverkehrsbedingte PM_{2,5}-Emissionen

Die PM_{2,5}-Emissionen setzen sich aus „motorbedingten“ und „nicht motorbedingten“ (Reifenabrieb, Staubaufwirbelung etc.) Emissionsfaktoren zusammen. In der Fortschreibung des Merkblattes für Luftverunreinigungen an Straßen (MLuS) durch ein Forschungsvorhaben der Bundesanstalt für Straßenwesen (BASt) wird eine Literaturrecherche zum Thema ausgewertet (LOHMEYER 2009). Die wesentlichen Ergebnisse werden im Folgenden aufgeführt und methodisch fortgeschrieben.

Tabelle 11: Relevante Quellen für die Entstehung von Feinstäuben sind vor allem der Betrieb von Dieselmotoren im Verkehr, die Verfeuerung der festen Brennstoffe Kohle und Holz und einige Prozesse in der Primärindustrie

(Quelle: PREGGER 2006)

Verkehr – mobile Quellen	
Straßenverkehr	Abgasemissionen aus Diesel- und Ottomotoren (Warmbetrieb und Kaltstart), Reifen- und Bremsenabrieb, Aufwirbelung von Straßenstaub
Sonstiger Verkehr	Triebwerks- und Abriebemissionen des Flugverkehrs (LTO-Zyklen, Militär), Abgasemissionen der Dieseltraktion des Schienenverkehrs, Abriebemissionen des gesamten Schienenverkehrs, Abgase der Schiffsmotoren im Binnen- und Seeverkehr
Sonstige Fahrzeuge und mobile Geräte (Offroad-Fahrzeuge)	Abgasemissionen aus Diesel- und Ottomotoren, Emissionen durch Abrieb und Aufwirbelung in der Land-, Forst- und Bauwirtschaft, der Industrie, beim Militär, Emissionen aus dem Bereich Haushalte/Gartenpflege
Stationäre Feuerungsprozesse	
Öffentliche Kraft- und Heizwerke	Feuerungen mit unterschiedlichen gasförmigen, flüssigen und festen Brennstoffen, einschl. Müllverbrennung
Industrielle Kraft- und Heizwerke, übriger Umwandlungsbereich	Industrielle Feuerungen mit unterschiedlichen gasförmigen, flüssigen und festen Brennstoffen, einschl. Müllverbrennung und Feuerungsanlagen des übrigen Umwandlungsbereiches, ohne Prozessfeuerungen
Kleinfeuerungen	Feuerungen der Haushalte und Kleinverbraucher (einschl. Militär): Einzelöfen, Etagen-, Zentralheizungen
Produktionsprozesse (einschl. Prozessfeuerungen) und sonstige anthropogene Quellen	
Mineralstoffindustrie	Ziegel, Zement, Kalk, Gips, Frischbeton, Keramik, Glas, Glas-/Mineralfasern, Asphaltmischgut, Bauschuttzubereitung, Aufbereitung von Sand und Kies, Schotterwerke u. a.
Metallindustrie	Sinter, Roheisen, Stahl, Aluminium, NE-Metalle, EST-Guss, NE-Metallguss, Ferrolegerungen, Verzinkereien u. a.
Chemieindustrie	Anorganische Grundstoffe, Chemiefasern, Kunststoffe, Farben und Lacke, Karbide, Säuren, Gummi, Dünger, Bitumendachbahnen, Erdöl-Raffinerien u. a.
Nahrungsmittelindustrie	Räuchereien, Mahlen von Getreide, Rösten von Kaffee und Malz, Herstellung von Bier, Zucker und Pflanzenölen, Trocknen von Getreide und Grünfutter
Holz- und Papierindustrie	Spanplatten, Sperrholz, Furnierholz, sonst. Holzbe- und -verarbeitung (Schreinereien), Zellstoff, Papier
Kohleindustrie	Kokereien, Trocknen, Brikettieren, Aufbereiten von Kohlen
Sonstige Industrie	Druckereien, Lackierereien, Abfallaufbereitung, Salzgewinnung, Motorenprüfstände
Umschlagprozesse	Umschlag staubender Güter im Binnenschiff-, Eisenbahn- und LKW-Verkehr wie Getreide und Futtermittel, Kohle, Koks, Erze, Sand, Kies und Natursteine
Sonstige anthropogene Quellen	Krematorien, Tabakrauch, Feuerwerke, diffuse Prozesse in der Landwirtschaft (Tierhaltung, Ernten von Getreide, Bodenbearbeitung), diffuse Bauprozesse, Braten und Grillen von Lebensmitteln

3.2.1 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 µm (aerodynamischer Durchmesser) zugeordnet werden und fallen somit auch voll in die PM2,5-Fraktion.

Die Berechnung der motorbedingten Partikelemissionen erfolgt mithilfe des „Handbuchs für Emissionsfaktoren des Straßenverkehrs“ (HBEFA). Diese Emissionsfaktorendatenbank wurde erstmals 1995 veröffentlicht und liegt derzeit in der vierten Aktualisierungsversion aus dem Jahre 2010 als HBEFA3.1 vor. Damit hat sich die Datenbasis zur Berechnung der motorbedingten Emissionen gegenüber der Situation zu Beginn der Projektbearbeitung im Jahre 2009 wesentlich geändert, weil in HBEFA3.1 nicht nur Daten aktualisiert bzw. ergänzt wurden, sondern die gesamte Struktur der Verkehrssituationen geändert wurde. Aus diesem Grunde wurden abschließend sämtliche Berechnungen der Straßenverkehrsemissionen im Rahmen dieses Projektes auf der Basis des HBEFA3.1 durchgeführt bzw. aktualisiert.

In HBEFA werden die Auspuff-Partikelemissionen nur in der Größenklasse PM10 ausgewiesen, die Modellierung der motorbedingten PM2,5-Emissionen erfolgt deshalb unter der oben genannten Annahme, dass alle motorbedingten PM10-Partikel zu 100 % in die Größenklasse PM2,5 fallen.

HBEFA enthält Emissionsfaktoren in verschiedenen Disaggregationsstufen der Fahrzeuge für eine Vielzahl von Verkehrssituationen sowie Streckenlängsneigungsklassen. Dabei gliedert sich der Fahrzeugbestand zunächst nach Fahrzeugkategorien wie z. B. PKW, LKW oder Busse. Jede dieser Kategorien setzt sich aus Fahrzeugschichten zusammen, die ein annähernd gleiches Emissionsverhalten aufweisen. Gliederungskriterien sind dabei im Wesentlichen die Antriebsart, die EURO-Abgasnormen sowie der Hubraum bzw. das Fahrzeuggewicht. So gliedert sich beispielsweise die Fahrzeugkategorie PKW in 75 unterschiedliche Fahrzeugschichten. Für jede dieser einzelnen Schichten liegen Emissionsfaktoren vor, die - bei gleichem Fahrverhalten - zum Teil sehr unterschiedlich sind. So ist der PM10-Emissionsfaktor eines Diesel-PKW EURO1 im Innerortsverkehr ca. 60-fach höher als der eines Diesel-PKW EURO4 mit Partikelfilter. Zur Ermittlung eines repräsentativen Emissionsfaktors für eine Kategorie sind deshalb die Fahrleistungsanteile der einzelnen Schichten innerhalb ihrer Kategorie relevant. In HBEFA werden dazu standardmäßig Deutschland-Mittelwerte verwendet.

Dass die regionalen Abweichungen zum bundesdeutschen Durchschnitt relativ groß sein können, zeigt beispielhaft der Bestandsanteil an Diesel-PKW nach deutschen Bundesländern in Abbildung 14. Danach liegen in allen fünf neuen Bundesländern die Diesel-Anteile deutlich unter dem bundesdeutschen Durchschnitt - Sachsen weist mit 19 % im Bundesvergleich sogar den geringsten Anteil auf. Der Bestandsanteil beträgt in HBEFA3.1 im Bundesdurchschnitt 27 %, dieser Wert wird durch die statistischen Daten des Kraftfahrt-Bundesamtes (KBA) bestätigt.

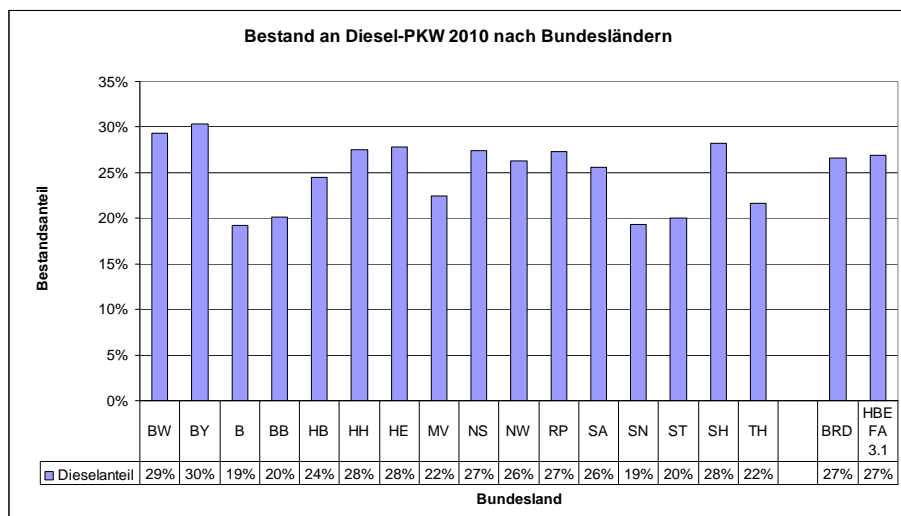


Abbildung 14: Bestandsanteile Diesel-PKW 2010 nach Bundesländern (Quelle: KBA-Statistik)

In Anbetracht der in Abbildung 15 exemplarisch dargestellten großen Unterschiede der Emissionsfaktoren innerhalb der Dieselschichten, vor allem aber, weil motorbedingte Partikelemissionen überwiegend durch dieselgetriebene Fahrzeuge verursacht werden, sind diese regionalen Abweichungen vom Bundesdurchschnitt nicht zu vernachlässigen. Vielmehr sollte mit einer regionalspezifischen, dem realen Fahrzeugbestand des Bezugsjahres möglichst genau entsprechenden Flottenzusammensetzung gerechnet werden. Eine gute Datengrundlage liefert dazu die Statistik des KBA.

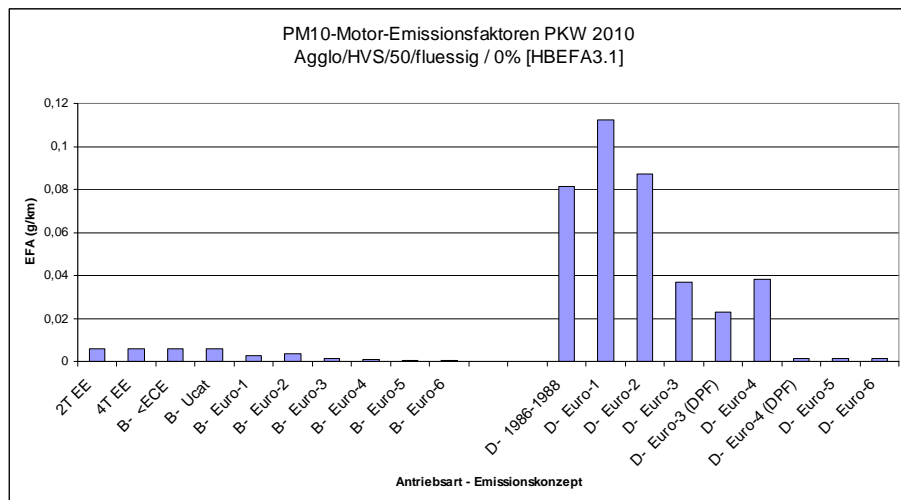


Abbildung 15: PKW-Emissionsfaktoren für Auspuffpartikel nach Abgaskonzepten

Die gewichteten Emissionsfaktoren der einzelnen Fahrzeugkategorien sind auf Grund der spezifischen Bauart und Motorleistung sehr unterschiedlich (siehe Abbildung 16). Zur Berechnung eines Emissionsfaktors, der das gesamte Fahrzeugkollektiv widerspiegeln soll, sind deshalb genaue Angaben zur Verkehrszusammensetzung, das heißt den Anteilen der einzelnen Fahrzeugkategorien am Gesamtverkehr notwendig. Datenquellen sind dazu automatische Pegelzählstellen, mobile automatische Zählgeräte mit Fahrzeuglängenklassenerfassung oder auch manuelle Erhebungen.

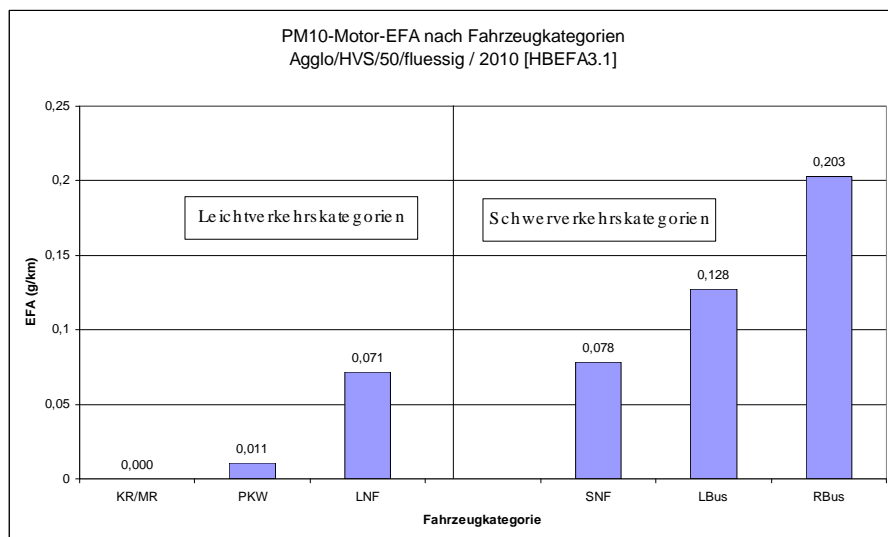


Abbildung 16: Emissionsfaktoren Auspuffpartikel nach Fahrzeugkategorien

Die Emissionshöhe hängt außerdem stark vom Fahrverhalten ab (siehe Abbildung 17). In HBEFA wird das Fahrverhalten über Verkehrssituationen beschrieben.

Aus Kombination der Kriterien

- Gebiet (Agglomerationsraum/ländlicher Raum),
- Straßentyp (Erschließungsstraße, Hauptverkehrsstraße, Autobahn ...),
- Tempolimit und
- Level of service (LOS) (flüssig, dicht, gesättigt, stop+go)

werden im HBEFA3.1 insgesamt 276 Verkehrssituationen definiert. Als Fahrverhaltenskennwerte werden dazu jeweils

- Reisegeschwindigkeit,
- Standanteil und
- RPA (relative positive acceleration)

angegeben.

Der RPA ist die geschwindigkeitsbezogene durchschnittliche positive Beschleunigung der Fahrzeuge und wird folgendermaßen berechnet:

$$RPA = \frac{\int_0^T (v_i * a_i^+) * dt}{x}$$

Dabei stellt T die Gesamt-Fahrzeit, x die Gesamt-Fahrstrecke, v die Momentangeschwindigkeit und a die Momentanbeschleunigung dar. In Abbildung 17 ist exemplarisch der Einfluss der Verkehrssituation auf die motorbedingten PM10-Emissionsfaktoren der PKW dargestellt.

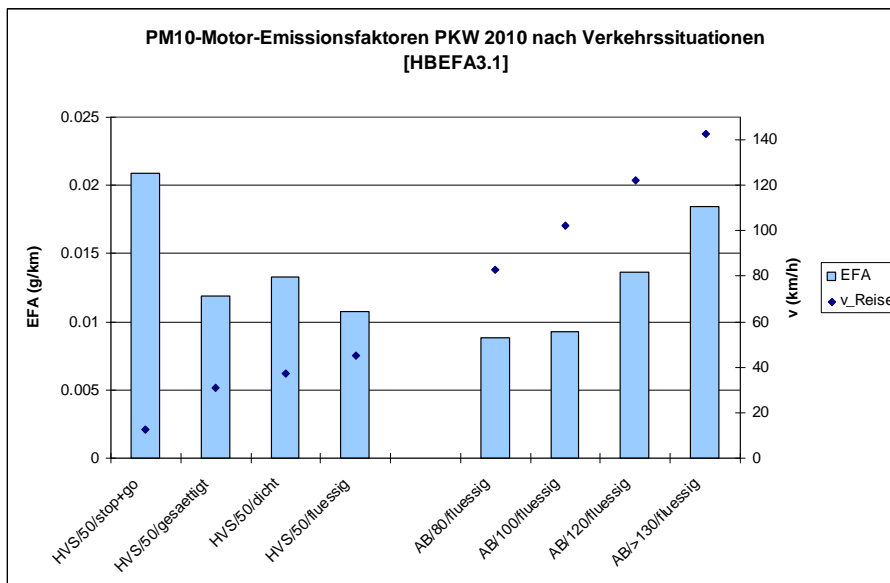


Abbildung 17: Motorbedingte PM10-Emissionsfaktoren PKW nach ausgewählten Verkehrssituationen

Die Bestimmung der Verkehrssituation – insgesamt die Bestimmung des LOS - ist mit z. T. großen Unsicherheiten verbunden. Eine exakte Ermittlung kann nur durch messtechnische Erfassungen aller genannten Fahrverhaltenskennwerte erfolgen. Zur Berücksichtigung des Einflusses der Streckenlängsneigung liegen in HBEFA Emissionsfaktoren für die Längsneigungsklassen 2 %, 4 % und 6 % vor. Wie in Abbildung 18 dargestellt, erhöhen sich die Emissionsfaktoren bei 6 % Steigung um bis zu 100 %. Bei Gefälle sinkt der Emissionsfaktor zwar, jedoch nicht in gleichem Maße, wie er bei Steigung zunimmt, sodass es bei Straßen mit einer Streckenlängsneigung, auf denen der Verkehr im Tagesmittel in beiden Richtungen nahezu gleich verteilt ist, zu einer generellen Erhöhung des Emissionsfaktors kommt. Im HBEFA ist für diesen Fall der Längsneigungseinfluss für Steigung und

Gefälle standardmäßig gemittelt. Wegen des relativ steilen Verlaufs der Funktionen bei Steigungen kann angenommen werden, dass es bei Straßen mit einer Streckenlängsneigung von über 6 % zu einer weiteren Erhöhung des Emissionsfaktors kommen muss. Für diese Anwendungsfälle liegen jedoch im HBEFA3.1 Daten vor. Eventuelle Extrapolationen aus den vorhandenen Werten sind mit Unsicherheiten verbunden.

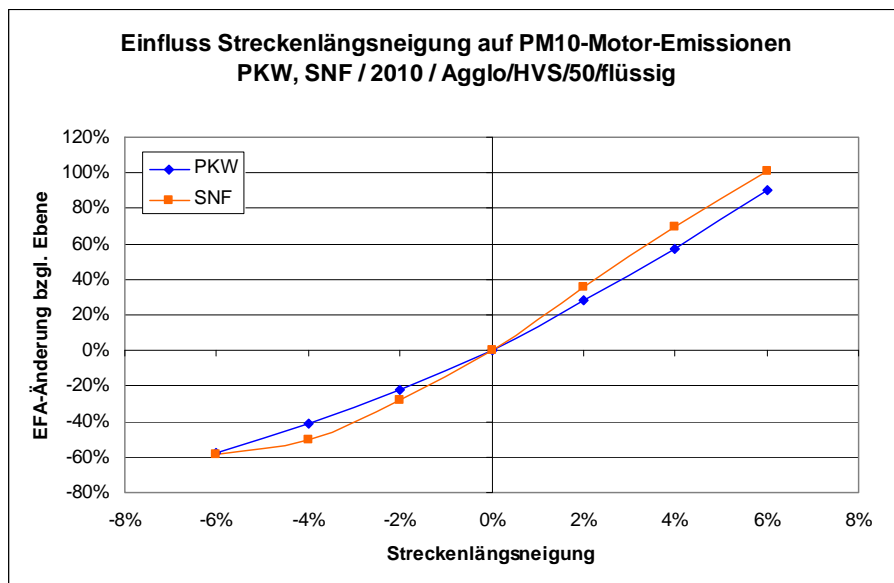


Abbildung 18: Einfluss Streckenlängsneigung auf Emissionsfaktoren [HBEFA3.1]

3.2.2 Nicht motorbedingte PM_{2,5}-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 zufriedenstellender 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 PM_{2,5}-Emissionen aus Abrieben (Reifen, Bremsen, Straßenbelag) folgende Werte an:

Reifenabrieb PM_{2,5} (g/km)

Leichte Nutzfahrzeuge: 0.0003

PKW: 0.0003

Schwere Nutzfahrzeuge: 0.0020

Motorräder: 0.0001

Bremsabrieb PM_{2,5} (g/km)

Leichte Nutzfahrzeuge: 0.0022

PKW: 0.0022

Schwere Nutzfahrzeuge: 0.0071

Motorräder: 0.0003

Straßenabrieb PM_{2,5} (g/km)

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 & 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 PM_{2,5}-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 (PM_{2,5} bis PM₁₀) beinhaltet ist und somit keinen relevanten Beitrag zur PM_{2,5}-Emission liefert. Kupplungsabrieb wird weitestgehend in den Kupplungsgehäusen zurückgehalten und liefert keinen relevanten Anteil zur PM_{2,5}-Emission.

Die Summe aller Abriebe (Reifen, Bremsen und Straße) ergibt somit entsprechend o. g. Randbedingungen die in Tabelle 12 aufgeführten PM_{2,5}-Emissionsfaktoren.

Tabelle 12: Nicht motorbedingte PM_{2,5}-Emissionsfaktoren nach LÜKEWILLE et al. (2002)

Nicht motorbedingte PM _{2,5} -Emissionsfaktoren [mg/km]	
LNF	6.7
PKW	6.7
Schwerverkehr	30
Motorräder	2.0

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) setzen z. B. die PM_{2,5}-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_x-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:

$$EF_{\text{Reifen}} [\text{mg}/(\text{Fzg} \cdot \text{km})] = f_{\text{Reifen}} EF_{\text{TSPReifen}} S_{\text{Reifen}}(v) \quad (3.1)$$

f_{Reifen} = Anteil der Partikelfraktion an TSP
 $EF_{\text{TSPReifen}}$ = TSP-Emissionsfaktor Reifenabrieb bei einer Geschwindigkeit von 80 km/h
 $S_{\text{Reifen}}(v)$ = 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:

Reifenabrieb	$EF_{\text{TSPReifen}}$ [mg/km]
PKW:	10.7
Leichte Nutzfahrzeuge:	16.9
Schwere Nutzfahrzeuge:	45.0*
Motorräder:	4.6

*(falls Anzahl der Achsen und Beladungsgrad nicht bekannt sind, sonst $EF_{\text{TSPReifen}} (\text{LKW}) = \text{Anzahl Achsen} \cdot \text{LCF} \cdot EF_{\text{TSPReifen}} (\text{PKW})/2$;

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

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 %er 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	:	$f_{\text{Reifen}} = 1.000$
PM10	:	$f_{\text{Reifen}} = 0.600$
PM2,5	:	$f_{\text{Reifen}} = 0.420$
PM1	:	$f_{\text{Reifen}} = 0.060$
PM0.1	:	$f_{\text{Reifen}} = 0.048$

Die Abbildung 19 zeigt beispielhaft die PM10-Emissionsfaktoren in Abhängigkeit von der Fahrzeuggeschwindigkeit. Es ist festzustellen, dass bei niedrigen Fahrzeuggeschwindigkeiten, 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.

Correlation between emission factors and mean trip speed

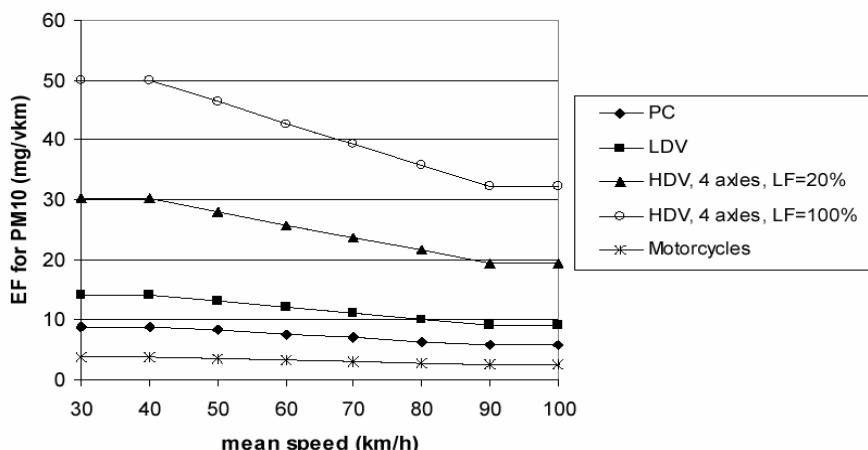


Abbildung 19: Abhängigkeit der PM10-Emissionsfaktoren infolge Reifenabrieb von den Fahrzeuggeschwindigkeiten für die Fahrzeugklassen PKW (PC), leichte Nutzfahrzeuge (LDV), Schwerverkehr (HDV) mit 20 % bzw. 100 % Beladung (LF) sowie Motorräder (Quelle: CORINAIR 2007)

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

$$EF_{\text{Brems}} [\text{mg}/(\text{Fzg} \cdot \text{km})] = f_{\text{Brems}} EF_{\text{TSPBrems}} S_{\text{Brems}}(v) \quad (3.2)$$

f_{Brems} = Anteil der Partikelfraktion an TSP

EF_{TSPBrems} = TSP-Emissionsfaktor Bremsabrieb bei einer Geschwindigkeit von 65 km/h

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

mit

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

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

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

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

Bremsabrieb	$EF_{TSP_{Brems}}$ [mg/km]
PKW:	7.5
Leichte Nutzfahrzeuge:	11.7
Schwere Nutzfahrzeuge:	32.7*
Motorräder:	3.7

*(falls Beladungsgrad nicht bekannt ist, sonst

$EF_{TSP_{Brems}} (LKW) = 3.13 \cdot LCF \cdot EF_{TSP_{Brems}} (PKW)$;

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

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	:	$f_{Brems} = 0.39$
PM1	:	$f_{Brems} = 0.10$
PM0.1	:	$f_{Brems} = 0.08$

Die Abbildung 20 zeigt beispielhaft die PM10-Emissionsfaktoren in Abhängigkeit von der Fahrzeuggeschwindigkeit.

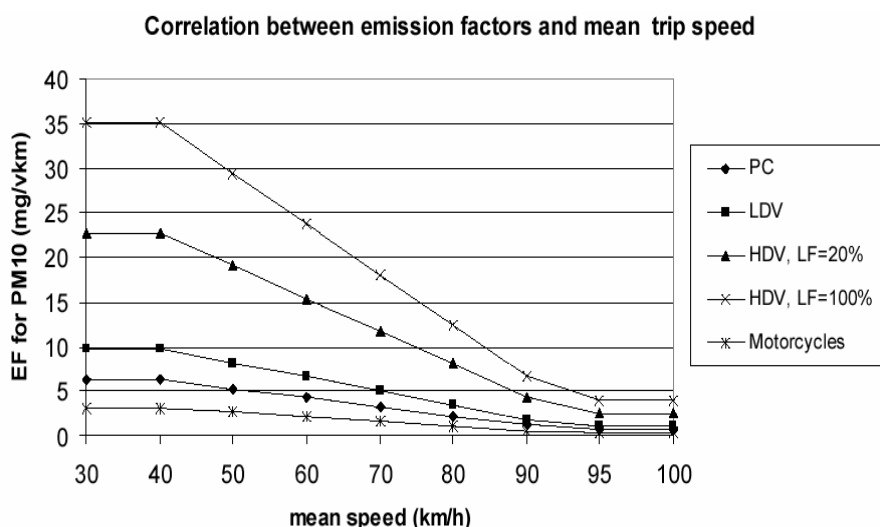


Abbildung 20: Abhängigkeit der PM10-Emissionsfaktoren infolge Bremsabrieb von den Fahrzeuggeschwindigkeiten für die Fahrzeugklassen PKW (PC), leichte Nutzfahrzeuge (LDV), Schwerverkehr (HDV) mit 20 % bzw. 100 % Beladung (LF) sowie Motorräder (Quelle: CORINAIR 2007)

Wesentliche Festlegungen bei der Ableitung dieser Emissionsfaktoren waren neben den aus der Literatur zusammengefassten Emissionsfaktoren für TSP, Gesamtabrieb bzw. PM10 z. B. ein 50 %er 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 $EF_{TSP_{Straße}}$ werden in Abhängigkeit von der Fahrzeugklasse folgende Größen vorgeschlagen:

Straßenabrieb	$EF_{TSP_{Straße}}$ [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:

TSP:	$f_{\text{Straße}} = 1.00$
PM10:	$f_{\text{Straße}} = 0.5$
PM2,5:	$f_{\text{Straße}} = 0.27$

Auf Grundlage des in Gleichung (3.1) und (3.2) dargestellten Geschwindigkeitseinflusses und der in HBEFA zur Beschreibung der Verkehrssituationen enthaltenen Angaben zur mittleren Reisegeschwindigkeit können die Emissionsfaktoren für Reifen- und Bremsabrieb den Verkehrssituationen des HBEFA3.1 zugeordnet werden. Für den Straßenabrieb erfolgt in CORINAIR keine Geschwindigkeitskorrektur, somit sind diese Emissionsfaktoren nicht verkehrssituationsabhängig.

Für den Schwerverkehr sind die PM2,5-Emissionen auch von der Achszahl und dem Beladungsgrad abhängig. Der Beladungsgrad wird entsprechend HBEFA3.1 zu 0.5 (entspricht 50 %) angesetzt.

Die mittlere Achszahl der Schwerverkehrfahrzeuge wird ebenfalls auf Basis des HBEFA3.1 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 Abbildung 21 bis Abbildung 23 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 (2009) deshalb für die Autobahnen und Außerortsstraßen fünf Achsen sowie für die Innerortsstraßen drei Achsen unabhängig vom Bezugsjahr festgelegt.

Der Kupplungsanteil wird auch hier, wie in RAINS (siehe LÜKEWILLE et al. 2002), 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 Emissionsfaktoren nach CORINAIR (2007) sind als Summe aller Abriebe (Reifen, Bremsen und Straße) für alle im FIS enthaltenen HBEFA3.1-Verkehrssituationen in Abbildung 24 bis Abbildung 25 dargestellt.

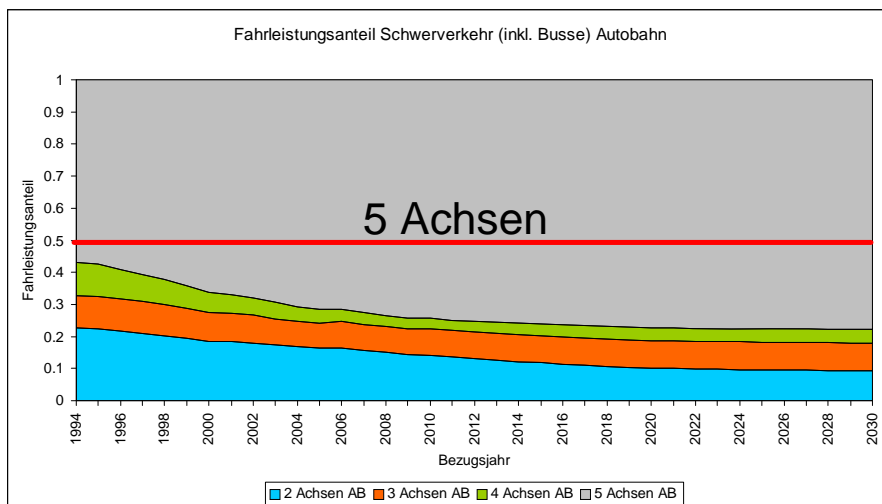


Abbildung 21: Fahrleistungsanteile der Achszahl für den Schwerverkehr auf Autobahnen in Anlehnung an HBEFA3.1

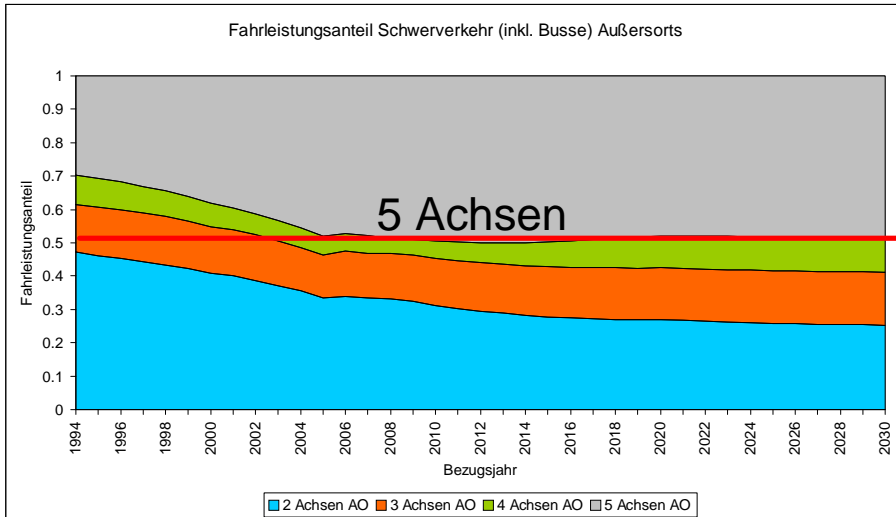


Abbildung 22: Fahrleistungsanteile der Achszahl für den Schwerverkehr auf Außerortsstraßen in Anlehnung an HBEFA3.1

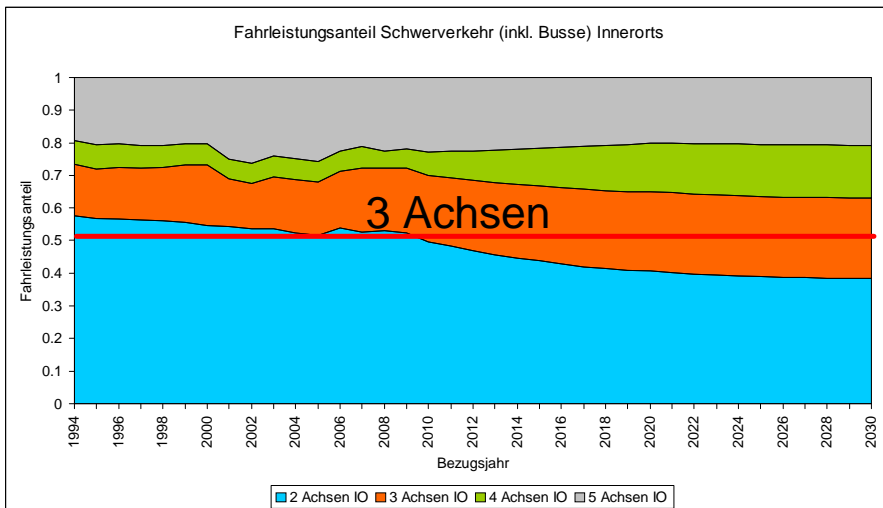


Abbildung 23: Fahrleistungsanteile der Achszahl für den Schwerverkehr auf Innerortsstraßen in Anlehnung an HBEFA3.1

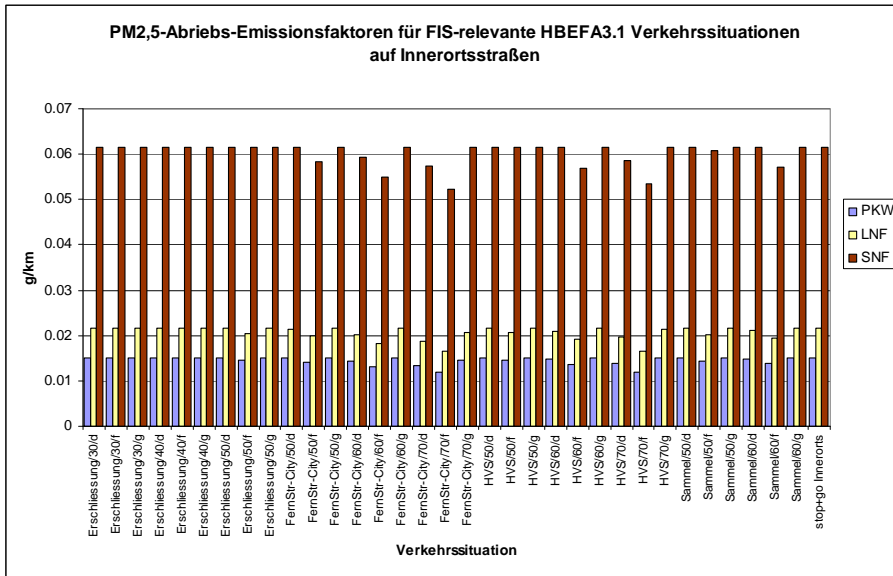


Abbildung 24: Nicht motorbedingte PM2,5-Emissionsfaktoren für Abriebe entsprechend CORINAIR (2007) für HBEFA3.1-Innerortsverkehrssituationen

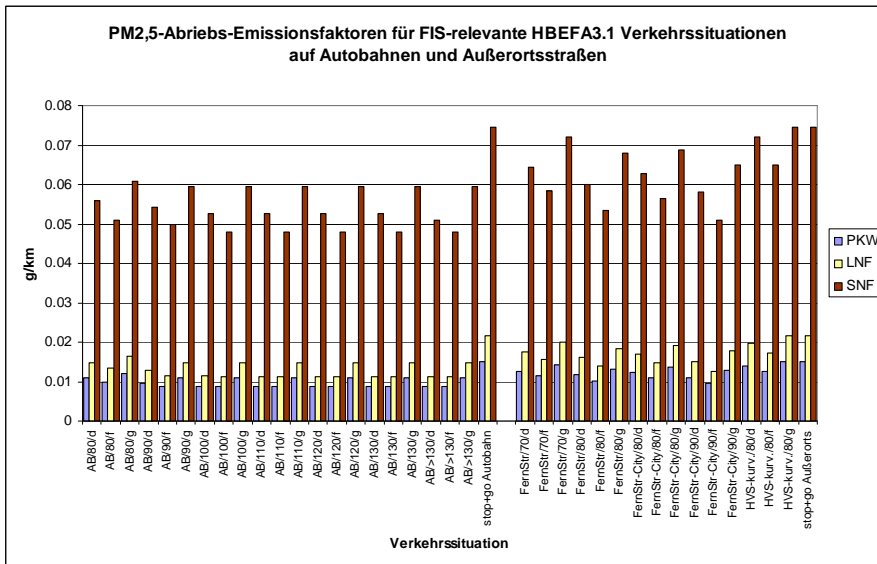


Abbildung 25: Nicht motorbedingte PM2,5-Emissionsfaktoren für Abriebe entsprechend CORINAIR (2007) für HBEFA3.1-Außerorts- und Autobahnverkehrssituationen

Diese Werte sind damit etwa 2- bis 3-mal höher als die von LÜKEWILLE et al. (2002) verwendeten.

Die Schweizer BUWAL (2003) erstellt seit 2003 Konzentrationskarten u. a. für PM10 und PM2,5. Dort werden die in Tabelle 13 aufgeführten, nicht motorbedingten PM2,5- bzw. PM10-Emissionsfaktoren angesetzt. Diese setzen sich aus Beiträgen von Reifen- und Bremsabrieb sowie aus Straßenabrieb und Staubaufwirbelung zusammen. Der Kupplungsabrieb wird vernachlässigt, weil 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 und unabhängig vom Verkehrsfluss angesetzt.

Tabelle 13: Nicht motorbedingte PMx-Emissionsfaktoren im Schweizer System zur Modellierung der PM2,5- und PM10-Immissionskarten (BUWAL 2003)

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/Staubaufwirbelung	7.4 / 29.7	7.4 / 29.7	113 / 450
Summe	9.2 / 45	11.4 / 59	134 / 650

Die hier angesetzten PM2,5-Emissionsfaktoren sind bei den PKW vergleichbar mit den Werten von LÜKEWILLE et al. (2002), aber tendenziell niedriger als bei CORINAIR (2007). Beim Schwerverkehr sind die BUWAL-Emissionsfaktoren ca. 2- bis 3-mal höher als bei CORINAIR (2007) bzw. 4-mal so hoch wie bei LÜKEWILLE et al. (2002).

TNO (2009) benutzt im Rahmen des PAREST-Projektes (siehe www.parest.de) als Resultat einer Literaturrecherche die in Tabelle 14 aufgeführten, nicht motorbedingten PM10-Emissionsfaktoren. Die nicht motorbedingten PM2,5-Emissionsfaktoren werden pauschal mit 10 % der nicht motorbedingten PM10-Emissionsfaktoren angesetzt (THORPE et al. 2007).

Tabelle 14: Nicht motorbedingte PMx-Emissionsfaktoren im LOTOS-EUROS-Modell (TNO 2009)

Nicht motorbedingte PM2,5/PM10-Emissionsfaktoren [mg/km]			
	Autobahn	Außerortsstraßen	Innerortsstraßen
PKW inkl. LNF	2.2 / 22	4.8 / 48	4.8 / 48
Schwerverkehr	20 / 198	43 / 432	43 / 432

Diese PM2,5-Emissionsfaktoren sind für alle Fahrzeuggruppen niedriger als die in den Tabelle 12 und Tabelle 13 aufgeführten. Die Tabelle 15 fasst die PM2,5-Emissionsfaktoren zusammen.

Tabelle 15: Gegenüberstellung der in europäischen Datenbanken verwendeten nicht motorbedingten PM2,5-Emissionsfaktoren

Nicht motorbedingte PM2,5-Emissionsfaktoren [mg/km]							
	PKW		LNF		LKW		
	BAB	Innerorts	BAB	Innerorts	BAB	Innerorts	
LÜKEWILLE et al. (2002)	6.7		6.7		30		
CORINAIR (2007)	9 bis 15	13 bis 16	11 bis 22	18 bis 22	48 bis 75	55 bis 61	
BUWAL (2003)	9.2		11.4		134		
TNO (2009)	2.2	4.8	2.2	4.8	20	43	

Ergebnisse von Einzeluntersuchungen

In BAST (2005) wird aus Immissionsdaten an der B 10 bei Karlsruhe für das Jahr 2003 PM10- und PM2,5-Emissionsfaktoren entsprechend Tabelle 16 abgeleitet. Die PM10-Emissionsfaktoren wurden dabei 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 16 zusammen mit den zugehörigen Verkehrsstärken aufgezeigt.

Der PM2,5-Anteil am PM10 liegt hier somit bei ca. 50 %. Ca. 80 % (werktags) bzw. 50 % (sonntags) der PM2,5-Emissionen können mit den Auspuffemissionen nach HBEFA 2.1 erklärt werden. KETZEL et al. (2007) geben auf Grundlage der Auswertung von Daten von Dauermessstellen in Straßenschluchten die in Tabelle 17 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.

Tabelle 16: Verkehrsstärken und Gesamtemissionsfaktoren am Messquerschnitt B 10 bei Karlsruhe. Der Emissionsfaktor PM10 wurde aus den kontinuierlichen ½-h-Mittelwerten abgeleitet, der PM2,5- bzw. PM(2.5-10)-Wert aus den gravimetrischen Anteilen PM2,5 an PM10 bestimmt. n = Anzahl der Analysetage; (Quelle: BAST 2005)

	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)]*	86	67
PM2,5-Efaktor [mg/(km · Fzg)]*	43	31
PM(2.5-10)-Efaktor [mg/(km · Fzg)]*	43	37
PM-Efaktor nach HBEFA2.1 [mg/(km · Fzg)] für BAB 100km/h	34	15
PM2,5 minus PM nach HBEFA2.1 [mg/(km · Fzg)]	9	16

Tabelle 17: Verkehrsmengen und PMx-Emissionsfaktoren für die Merseburger Straße in Halle und den HC-Andersens-Blvd in Kopenhagen; Bezugsjahre jeweils 2003/2004; (Quelle: KETZEL et al. 2007)

	Merseburger Straße/Halle	HC-Andersens-Blvd./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

Auf Basis einer umfangreichen Datenauswertung an der sechsstreifigen Marylebone Road (Straßenschlucht) in London gaben JONES et al. (2006) die in Tabelle 18 aufgeführten mittels NO_x-Tracermethode gewonnenen PMx-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 PMx-Emissionen werden nicht gemacht.

Aus Ergebnissen von Messdatenauswertungen am Märkischen Ring in Hagen leiteten LÜDES et al. (2008) die in Tabelle 19 aufgeführten PMx-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).

Tabelle 18: Verkehrsmengen und PMx-Emissionsfaktoren für die Marylebone Road in London; Bezugsjahre jeweils 2002/2003; (Quelle: JONES et al. 2006)

	Gesamtflotte	PKW inkl. LNF	Schwerverkehr
Schwerverkehr [Kfz/d]			8000
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

Tabelle 19: Verkehrsmengen und PM_x-Emissionsfaktoren für den Märkischen Ring in Hagen. Bezugsjahr 2006; abgeleitet aus LÜDES et al. (2008)

	Gesamtflotte	PKW inkl. LNF	Schwerverkehr
Schwerverkehr [Kfz/d]			1600
PKW inkl. Lieferwagen [Kfz/d]		37.900	
PM ₁₀ -Efaktor [mg/(km · Fzg)]	57	38.5	478
PM _{2,5} -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
PM _{2,5} minus PM Auspuff [mg/(km · Fzg)]	11	8.4	72

Die IVU GmbH aus Freiburg verwendet in ihrem IMMIS-Luft-Emissionsmodul einen nicht motorbedingten PM_{2,5}-Anteil an den nicht motorbedingten PM₁₀-Emissionen von 54 %. Dieser Wert wurde aus Emissionsbilanzen einer Studie des Umweltbundesamtes (JÖRß et al. 2007) abgeleitet. Die nicht motorbedingten PM_{2,5}-Emissionsfaktoren variieren damit zwischen 12 und 49 mg/km (PKW) bzw. 108 bis 432 mg/km (LKW).

LAWRENCE et al. (2009) werteten PM_x-Messungen aus 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 PM_{2,5}-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 PM_{2,5}-Emissionsfaktor von ca. 2 mg/km (entspricht etwa 16 % der PM_{2,5}-Emissionen) bzw. ein nicht motorbedingter PM₁₀-Emissionsfaktor von 25.3 mg/km (entspricht etwa 70 % der PM₁₀-Emissionen) ableiten.

Bezüglich der Auswertung an sächsischen Messstationen sei im Vorgriff auf das Kapitel 4 verwiesen. Weitere relevante Literaturstellen zu nicht motorbedingten PM_{2,5}-Emissionsfaktoren auf befestigten Straßen in Europa wurden nicht gefunden.

3.2.3 Schlussfolgerungen aus der PM_{2,5}-Literaturrecherche für Straßenverkehr

Zunächst kann festgestellt werden, dass alle Fachleute davon ausgehen, dass auch die PM_{2,5}-Emissionen neben den Motor-emissionen einen Anteil Emissionen aus Abrieben und ggf. der Wiederaufwirbelung von Straßenstaub beinhalten.

Die Bandbreite der angegebenen PM_{2,5}-Emissionsfaktoren sowie der Anteil an den PM₁₀-Emissionen streut erheblich. So wird der Anteil der nicht motorbedingten PM_{2,5}-Emissionen an den nicht motorbedingten PM₁₀-Emissionen mit 10 % bis 54 % angegeben.

Es gibt nur wenige, aus Immissionsmessdaten abgeleitete PM_{2,5}-Emissionsfaktoren. Einen Vergleich dieser Emissionsfaktoren mit den oben diskutierten Emissionsansätzen zeigt die Abbildung 26. 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.

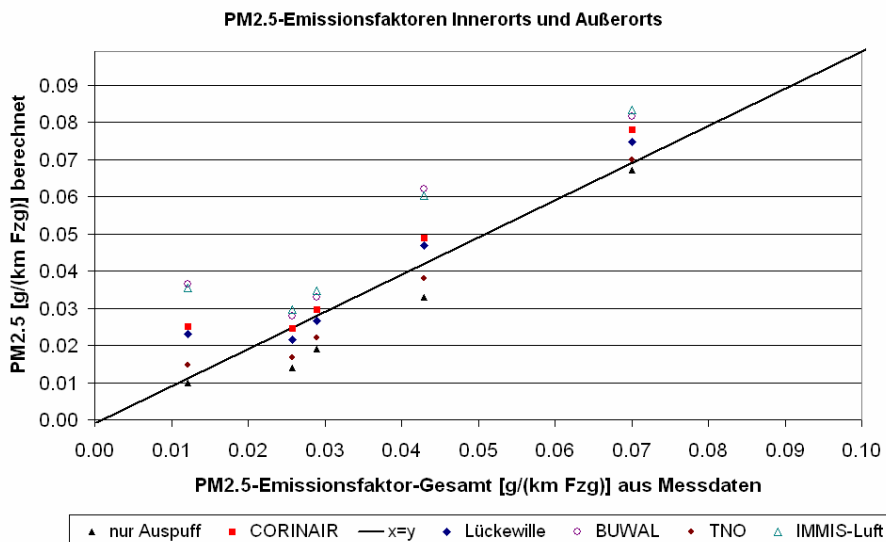


Abbildung 26: Vergleich der aus Messdaten abgeleiteten PM_{2,5}-Emissionsfaktoren mit den aus verschiedenen Emissionsansätzen ermittelten

Die Ansätze von LÜKEWILLE et al. (2002) und CORINAIR (2007) vergleichen sich am besten mit den (wenigen) Messdaten, wobei davon der Ansatz aus CORINAIR keinen Messwert unterschätzt. Es wird deshalb vorgeschlagen, bezüglich der nicht motorbedingten PM_{2,5}-Emissionen den Ansatz aus CORINAIR (2007) ins sächsische Emissionskataster zu integrieren. Solange keine eigenständige PM_{2,5}-Emissionsberechnung im E-Kataster möglich ist, sollte die nicht motorbedingte PM_{2,5}-Emission aus den nicht motorbedingten PM₁₀-Emissionen für alle Fahrzeugklassen und Straßenkategorien mittels Faktor von 0.5 abgeschätzt werden.

Um eine deutliche Verbesserung der Aussagesicherheit zu erhalten, sind dringend weitere PM_{2,5}-Immissionsdatenauswertungen nötig.

3.3 Flug- und Schienenverkehrsbedingte PM_{2,5}-Emissionen

Das Schweizer BUWAL (2003) setzt auf Grundlage eigener Untersuchungen in seinem PM₁₀-Emissionskataster für den Flugverkehr folgende Anteile PM_{2,5} an PM₁₀ (Tabelle 20) an:

Tabelle 20: Anteil PM_{2,5} am PM₁₀ für Flugverkehr; (Quelle: BUWAL 2003)

Quellgruppe	Anteil PM _{2,5} an PM ₁₀
Motorbedingte Partikel	100 %
Reifenabrieb	10 %
Abrieb von Rollfeld	25 %

Im Rahmen von Bewertungen der Partikelimmissionen am Flughafen Frankfurt/Main setzten IER (2003) einen PM_{2,5}-Anteil an der Gesamt PM₁₀-Emission von 80 % an. Diese Anteile übernimmt auch PREGGER (2006) in seiner Systematisierung.

PREGGER (2006) bezieht sich in seiner Systematisierung schienengebundener Partikelemissionen auf Untersuchungen des BUWAL (2001) und gibt PM_{2,5}-Anteile an Gesamtstaub von 15 % sowie an PM₁₀ zwischen 15 % (Fahrleitungsabrieb) und

50 % (Bremsabrieb) an. Das Schweizer BUWAL (2003) setzt auf Grundlage eigener aktuellerer Untersuchungen in seinem PM10-Emissionskataster für den Schienenverkehr folgende Anteile PM2,5 an PM10 (Tabelle 21) an:

Tabelle 21: Anteil PM2,5 am PM10 für Schienenverkehr; (Quelle: BUWAL 2003)

Quellgruppe	Anteil PM2,5 an PM10
Motorbedingte Partikel	100 %
Schienen und Radabrieb	10 %
Bremsen und Fahrleitung	20 %
Aufwirbelung	25 %

Weitere Hinweise wurden nicht gefunden. In Emissionsanalysen des Umweltbundesamtes (JÖRIS et al. 2007) werden diese PM2,5-Emissionen nicht behandelt. Auch CORINAIR (2007) und die US-EPA geben keine nicht motorbedingten PM2,5-Emissionen durch Flug- und Schienenverkehr an. Ebenso sind diese Emissionsbeiträge nicht im dänischen Emissionskataster enthalten.

3.4 Schiffsbedingte PM2,5-Emissionen

Schiffsbedingte PM2,5-Emissionen resultieren nur aus motorbedingten Emissionen. Diese können zu 100 % der PM2,5-Fraktion zugeordnet werden.

3.5 PM2,5-Emissionen aus Industrie, Gewerbe und Hausbrand

3.5.1 Gesetzliche emissionsseitige Regelungen zur Begrenzung von Staubbelastungen

Für die stationären Quellen in Deutschland werden gesetzliche Anforderungen an die Staubemissionen vom Bundes-Immissionsschutzgesetz (BImSchG) bzw. den darauf basierenden Verordnungen (BImSchV) und der Verwaltungsvorschrift TA Luft gestellt. Neben Verordnungen, die Grenzwerte für besondere Quellgruppen enthalten, wie etwa die 13. BImSchV für Großfeuerungen, nennt die TA Luft (2002) weitere Emissionsgrenzwerte für genehmigungsbedürftige Anlagen, deren Überschreiten nach dem Stand der Technik vermeidbar ist. Die Grenzwerte wurden im Rahmen der Novellierung der TA Luft bis Mitte 2002 überarbeitet und an den bestehenden Stand der Technik angepasst.

Bislang existieren lediglich Reglementierungen des Gesamtstaubs. Für die Staubfraktionen PM10 und PM2,5 gibt es im deutschen Umweltrecht keine weiteren Anforderungen. Bei Kraftwerken und anderen genehmigungsbedürftigen Quellen wird vielmehr von hohen PM10-, aber auch PM2,5-Anteilen ausgegangen, sodass geringere Emissionswerte für Gesamtstaub auch bezüglich PM10 für annähernd wirksam gehalten werden.

3.5.2 Industrie/Gewerbe (Großfeuerungsanlagen, genehmigungsbedürftige Anlagen, sonstige Feuerungsanlagen)

3.5.2.1 Genehmigungsbedürftige Anlagen/Industrielle Produktionsprozesse

Bei industriellen Produktionsprozessen entstehen Partikelemissionen in der Regel durch mehrere Anlagen bzw. Prozessstufen, die Partikel aus unterschiedlichen Entstehungsmechanismen und dadurch mit unterschiedlicher Partikelgrößenverteilung und chemischer Zusammensetzung beitragen. Emissionen entstehen auch durch die Prozessfeuerung und eventuell vor- oder nachgelagerte Transport- oder mechanische Aufbereitungsschritte (siehe hierzu auch Tabelle 11).

In der Regel werden die Stäube von einer oder mehreren zentralen Abgasreinigungen erfasst. Es können aber auch diffuse Emissionen durch ungereinigtes Abgas, beispielsweise über Dachreiter oder Hallenöffnungen, entstehen. Auch mechanische Prozesse im Freien auf dem Betriebsgelände, beispielsweise zur Aufbereitung von Einsatzstoffen oder Anlieferung/Abfuhr, können diffuse Emissionen verursachen.

Aus mehreren Messprogrammen liegen zum Teil sehr detaillierte Informationen über die Feinstaubemissionen aus industriellen Prozessen vor. Zur Darstellung der PM_{2,5}-Anteile sind allerdings bei einigen Prozessen noch keine Messdaten verfügbar. In diesen Fällen werden häufig Anhaltswerte von vergleichbaren Prozessen angesetzt (PREGGER 2006).

Bei den Produktionsprozessen sind die wesentlichen Quellen energieintensive Prozesse in der Primärindustrie, vor allem zur Herstellung von Metallen und Baustoffen. Der Umschlag staubender Güter führt zu hohen Gesamtstaubemissionen, die aber nur relativ geringe Feinstaubanteile besitzen.

Der Umschlag staubender Güter geschieht zu einem Großteil als Teilprozess von industriellen Herstellungsprozessen und ist zum Teil in den Emissionserklärungen der Betreiber genehmigungsbedürftiger Anlagen mit erfasst. Größere Aktivitäten außerhalb genehmigungsbedürftiger Anlagen finden beispielsweise in Form des Getreideumschlags bei landwirtschaftlichen Annahmestellen und beim Umschlag von Sand und Kies bei Bauprozessen und in Häfen statt. Der Umschlag verursacht Emissionen mit relativ geringen Feinstaubanteilen und führt vor allem im Nahbereich einer Quelle zu Staubbelastungen. Einflussfaktoren sind hier lt. Richtlinie VDI 3790, Blatt 3 (E), 2008 das Staubverhalten der bewegten Materialien, der Feuchtegehalt und die Agglomerationsneigung des Materials sowie Parameter der Umschlagtechnik (Fallhöhe, Reibung, Hindernisse o. ä.).

Bei im Auftrag des LfU Bayern (2000) vermessenen Industrieanlagen (Zement-, Glas-, Keramik-, Metallindustrie, Asphaltmischanlagen, Schweröfuerungsanlagen) lag der Anteil von PM₁₀ am Gesamtstaub bei durchschnittlich 90 % (Schwankungsbreite 87 % bis 99 %) und der Anteil PM_{2,5} am Gesamtstaub bei ca. 50 % (Schwankungsbreite 18 % bis 88 %). Die entsprechenden Einzelwerte finden sich im Anhang A1. Ein signifikanter Einfluss der Art der Abgasreinigung (Elektrofilter oder Gewebefilter) auf die Korngrößenverteilung konnte nicht festgestellt werden. Die Messergebnisse zeigen, dass der überwiegende Anteil der Gesamtstaubemissionen als Feinstaub emittiert wird.

Auch PREGGER (2006) sowie das Landesamt für Umweltschutz Sachsen-Anhalt (z. B. EHRlich et al. 2007) setzen sich mit den Partikelgrößenverteilungen infolge industrieller Prozesse auseinander. Die entsprechenden Anteile PM_{2,5} am Gesamtstaub sind ebenfalls im Anhang A1 aufgeführt.

3.5.2.2 Großfeuerungsanlagen

Öffentliche und industrielle Kraft- und Heizwerke und Feuerungsanlagen des übrigen Umwandlungsbereiches stellen zumeist genehmigungsbedürftige Anlagen dar (Obergruppe 01 „Wärmeerzeugung, Bergbau, Energie“ des Anhangs der 4. BImSchV) und besitzen in der Regel eine Entstaubung, sofern es sich um den Einsatz fester Brennstoffe handelt. Dementsprechend sind die in der Literatur zu findenden Emissionsfaktoren relativ niedrig und die Feinstaubanteile relativ hoch. Bedingt durch die hohe Aktivität dieser Anlagen insgesamt werden nach wie vor bedeutende Partikelemissionen verursacht. Emissionen aus Prozessfeuerungen der Industrie sind nicht den energiebedingten Emissionen, sondern dem Sektor Produktionsprozesse zugeordnet. Während bei den öffentlichen Kraft- und Heizwerken die Verfeuerung von Braunkohle (vor allem Rohbraunkohle) und Steinkohle die weitaus höchsten Emissionen verursacht, haben bei den industriellen Kraft- und Heizwerken zudem die Verfeuerung von schwerem Heizöl und anderen Mineralölprodukten bedeutende Emissionsanteile.

Systematisierungen von Partikelemissionsfaktoren bzw. deren Partikelauftteilung in PM₁₀ und PM_{2,5} finden sich in PREGGER (2006) sowie EHRlich et al. (2007) und werden im Anhang A2 tabellarisch aufgeführt.

3.5.2.3 Kleinf Feuerungsanlagen (Haushalte, Kleinverbraucher)

Feuerungen von Haushalten und Kleinverbrauchern sind eine bedeutende Quellgruppe, die größtenteils aus nicht genehmigungsbedürftigen, durch die 1. BImSchV geregelten Anlagen besteht. Bei den Haushalten und Kleinverbrauchern verursacht der Einsatz von Brennholz die weitaus höchsten Emissionen (HAUSMANN 2010). Die Emissionen aus den privaten Haushalten

liegen hierbei deutlich höher als die der Kleinverbraucher. Bei den Haushaltsfeuerungen haben auch die verbliebenen Kohlefeuerungen und aufgrund der großen Aktivität die Ölfeuerungen bedeutende Emissionen (siehe z. B. PREGGER 2006; UBA 2008; JÖRß et al. 2007).

Die Emissionen aus Hausbrandfeuerungsanlagen (speziell Holzfeuerungen) können die lokale Partikelkonzentration in der Luft erhöhen. Weil Hausbrandfeuerungsanlagen dort vorkommen, wo Menschen einen Großteil ihrer Zeit verbringen, war es Anlass für detaillierte Untersuchungen (UBA 2008; GLASIUS et al. 2006). In Europa verursachten die Haushalte im Jahr 2000 ca. 30 % der PM10-Emissionen bzw. ca. 40 % der PM2,5-Emissionen (UBA 2007). In Deutschland werden derzeit für das Bezugsjahr 2000 ca. 18 % der PM2,5-Emissionen den Kleinf Feuerungsanlagen zugeschrieben. Für die Jahre 2010 und 2020 werden ebenfalls 18 % bei absolut sinkenden Emissionen abgeschätzt (JÖRß et al. 2007).

Zusammenstellungen von PM10- sowie PM2,5-Emissionsanteilen an Gesamtstaub sind im Anhang A3 aufgeführt. Diese Werte beziehen sich auf Angaben aus PREGGER (2006), EHRlich et. al (2007) und UBA (2008).

3.5.2.4 Landwirtschaft (Tierhaltung)

Das Umweltbundesamt (2010) gibt für das Jahr 2007 den Anteil der Landwirtschaft an der jährlichen Emissionsmenge für PM10 (Ackerbau und Viehhaltung) mit 18 % und für PM2,5 (nur Ackerbau) mit 4 % an.

Bezüglich PM10 wird die Tierhaltung als größte Quelle innerhalb der Landwirtschaft gesehen. In EMEP/EEA (2009) wird abgeschätzt, dass die Tierhaltung zwischen 9 % und 35 % der gesamten Feinstaubemissionen (PM10) bezogen auf das EMEP-Gebiet erzeugt. Wiederum werden Geflügel- und Schweinezucht als Hauptverursacher für Feinstaubemissionen (PM10: ca. 85 -90 %, PM2,5: ca. 80 % Anteil an Tierhaltung) in der Tierhaltung angesehen (EMEP 2007 und 2009).

Faktoren, die die Staubkonzentrationen hauptsächlich beeinflussen sind Tierart, Haltungsform, Fütterung, Tierzahl und Stallklima (CAMBRA-LOPEZ 2010).

Die größte Datenbasis für Emissionsfaktoren zur Abschätzung der durch die Tiere mechanisch erzeugten Feinstaubemissionen (PM10, PM2,5) aus der Tierhaltung liefert das EMEP (European Monitoring and Evaluation Programme). Hier sind die umfassendsten Angaben zu verschiedenen Tierarten und eine Differenzierung für die häufigsten Haltungsformen (z. B. Festmist vs. Flüssigmist, Käfig vs. Voliere) gegeben. Die EMEP-Emissionsfaktoren (EEA/EMEP 2007, 2009) für PM10 und PM2,5 beziehen sich auf Untersuchungen von SCHNEIDER & BÜSCHER (2006), HINZ (2005, 2007) und HINZ & TAMOSCHAT-DEPOLT (2007). Die EMEP-Emissionsfaktoren wurden auch für die Berechnung der Feinstaubemissionen aus der deutschen Landwirtschaft (Bereich Tierhaltung) im aktuellen Nationalen Emissionsbericht (HAENEL 2010) herangezogen. Im Tabellenband des Nationalen Emissionsberichtes werden darüber hinaus mittlere nationale (deutsche) bzw. mittlere länderspezifische (u. a. sächsische) Werte für PM10 - und PM2,5 - Emissionsfaktoren aufgeführt.

Weitere Angaben zu PM10-Emissionfaktoren sind z. B. im Entwurf der Richtlinie VDI 3894 Blatt 1 (2009), der KTBL-Schrift 447 (KTBL 2006) oder Veröffentlichungen des Sächsischen Landesamtes für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie (LfULG 2007 und 2008) zu finden. Zu den Untersuchungen die neben PM10 auch PM2,5 berücksichtigen zählt neben EMEP (EEA/EMEP 2009) v.a. PREGGER (2006). Es sind dort nur mittlere Emissionsfaktoren für eine bestimmte Tierart angegeben, ohne weitere Unterscheidung nach Haltungsformen o. Ä. PREGGER bezieht sich hierbei auf Untersuchungen von TAKAI et al. (1998) und BRANDL et al. (2000).

Eine Übersicht zu den tierplatzbezogenen PM10- und PM2,5-Emissionfaktoren liefert die Tabelle 35 im Anhang A4. Zusätzlich sind in Tabelle 22 die Anteile von Feinstaub (PM10, PM2,5) an Gesamtstaub verschiedener Studien zusammengefasst. Anhand der PM2,5-Anteile der Tabelle 22 wurden für einige Untersuchungen zusätzlich PM2,5-Emissionsfaktoren aus den PM10-Faktoren abgeleitet (in Tabelle 35 hellgrün hinterlegt).

Tabelle 22: Zusammenfassende Übersicht der Anteile [in %] von PM10 und PM2,5 am Gesamtstaub;

Quellen: PREGGER (2006), KTBL (2006), KLIMONT et. al (2002)

	Gesamtstaub	PM10	PM2,5
Schweine	100	31 - 45	8 - 12
Geflügel	100	15 - 46	20
Masthühner	100	40 - 58	9
Legehennen	100	30 - 60	3
Rinder	100	30 - 64	10
Schafe	100	40	12
Pferde	100	40	12
Enten/Gänse	100	58	9
Truthühner/Puten	100	25 - 58	9
alle Tiere	100	45	8 - 10

Die Spannweiten der recherchierten PM2,5-Emissionsfaktoren sind in Tabelle 35 in Spalte 18 angegeben. Eine Vergleichbarkeit der recherchierten PM2,5-Emissionsfaktoren untereinander ist hauptsächlich für die mittleren Emissionsfaktoren möglich. Der Faktor zwischen Minimum und Maximum der Spannweite der zusammengestellten PM2,5-Werte liegt zwischen 1.5 und 8. Eine Ausnahme bilden die PM2,5-Emissionsfaktoren für Milchkühe (Flüssigmist) mit Faktor 20.

3.6 Maschinen und Geräte in Land- und Bauwirtschaft

Beim Betrieb von Maschinen in der Land- und Bauwirtschaft entstehen neben den Auspuffemissionen auch Partikelemissionen durch Abrieb an Reifen-, Bremsen- und Straßenbelag sowie durch Aufwirbelung von Staub (Baustellen, Ackerflächen, Straßen). Zusätzlich entstehen Partikelemissionen auf dem Gelände eines landwirtschaftlichen Betriebes bei Prozessen wie Abladen, Reinigen und Trocknen.

Emissionsfaktoren für diese Prozesse wurden für das Emissionskataster Sachsen bereits 2004 (siehe IFEU 2004) abgeleitet. Methodik und Datengrundlage zur Ableitung dieser Emissionsfaktoren werden in diesem Arbeitsbericht mit Fokus auf PM2,5 aktualisiert. Zusätzlich wird das Verhältnis von PM2,5 zu PM10 näher betrachtet, weil bei einigen Partikelquellen (z. B. Reifenabrieb) nur Werte für die verursachten PM10-Emissionen vorliegen.

Die Emissionsfaktoren wurden entsprechend der bisher für das sächsische Emissionskataster verwendeten Aktivitätsraten (z. B. Baustellenanzahl, genutzte landwirtschaftliche Flächen) abgeleitet und ermöglichen damit eine Bilanzierung der Gesamtemissionen. Im Einzelnen werden Faktoren für nichtauspuffbedingte PM10- und PM2,5-Emissionen bei

- Fahrten zum Feld (Straßen und Feldwege),
- Arbeit auf dem Feld (Bodenbearbeitung und Ernte) und dem landwirtschaftlichen Betrieb (Trocknen, Reinigen und Abladen von Getreide) und
- Arbeit auf Baustellen

abgeleitet. Andere Quellen von Partikelemissionen in der Landwirtschaft wie Tierhaltung, Abgasemissionen der Maschinen oder Bodenerosion werden hier ausdrücklich nicht berücksichtigt.

Auf Basis einer umfangreichen Literaturrecherche werden neue Ansätze und Datengrundlagen dargestellt und die für das Emissionskataster vorgeschlagenen Emissionsfaktoren gegebenenfalls angepasst. Diese Arbeiten wurden durch das Institut für Energie und Umweltforschung Heidelberg (IFEU 2004) durchgeführt.

Wichtige Änderungen zum Bericht 2004

Deutliche Änderungen ergeben sich im Bereich Landwirtschaft vor allem bei den Partikelemissionen durch Aufwirbelung auf unbefestigten Feldwegen und für die Feldarbeit. So liegt der aktualisierte PM₁₀-Emissionsfaktor für die Nutzung unbefestigter Feldwege nun etwa viermal höher als 2004 geschätzt. Aufgrund des gegenüber der 2004er-Studie geringeren PM_{2,5}/PM₁₀-Verhältnisses liegt der PM_{2,5}-Emissionsfaktor jedoch nur etwa 50 % höher als bisher ermittelt. Auch der für Feldarbeiten ermittelte Emissionsfaktor für PM₁₀ liegt nun etwas höher. Dies ist vor allem durch die Berücksichtigung weiterer Prozesse begründet. Wegen des geringeren PM_{2,5}/PM₁₀-Verhältnisses liegt hier der PM_{2,5}-Emissionsfaktor unter dem 2004 abgeleiteten Wert. In der Bauwirtschaft wurden für den Bau von Straßen und Nichtwohngebäuden höhere PM₁₀-Emissionsfaktoren abgeleitet als bisher. Auch hier liegen die PM_{2,5}-Emissionsfaktoren jedoch unter den bisher ermittelten Werten, weil auf Basis neuer Erkenntnisse ein geringerer Anteil von PM_{2,5} an PM₁₀ angesetzt wurde.

Unsicherheiten

Messtechnisch und methodisch bleibt die präzise Ermittlung diffuser Staubemissionen schwierig. Durch die Aktualisierung konnten die Emissionsfaktoren aber auf eine breitere Grundlage gestellt werden als bisher. Mit der Darstellung der landwirtschaftlichen Feldarbeit (EMEP/EEA 2009) liegen nun für Europa einheitliche Emissionsfaktoren vor. Die abgeleiteten Faktoren beinhalten jedoch zahlreiche Annahmen und basieren auf Werten aus wenigen Feldmessungen.

Es verbleiben also Unsicherheiten, in der Größenordnung wurden die bisher abgeleiteten Emissionsfaktoren jedoch bestätigt. Darüber hinaus müssen in der Anwendung aber auch zusätzliche vereinfachende Annahmen gemacht werden, deren Unsicherheiten oft mit den Unsicherheiten bei den Emissionsfaktoren selbst vergleichbar sind. So konnten die Emissionsfaktoren für die betrachteten Bereiche in einigen Fällen - wie z. B. beim Verkehr auf unbefestigten Feldwegen - nur über Analogieschlüsse aus anderen Bereichen ermittelt werden.

In anderen Bereichen wie z. B. der Bauwirtschaft hängen die Gesamtemissionen wiederum entscheidend von zusätzlichen Annahmen zur durchschnittlichen Baustellenfläche und zur durchschnittlichen Baudauer ab. Letztere kann insbesondere im Straßenbau kaum konsistent angegeben werden. Die Bedeutung des Straßenneubaus nimmt jedoch immer weiter ab, sodass diese Unsicherheit in der Gesamtbilanz nur noch wenig ins Gewicht fällt. So können die dargestellten Emissionsfaktoren trotz der beschriebenen Unsicherheiten helfen, die mengenmäßige Bedeutung des Beitrags der Land- und Bauwirtschaft zu den Gesamtemissionen einzuordnen (siehe IFEU 2011).

3.7 PM_{2,5}-Emissionen und Trendentwicklung vom Jahr 2000 bis 2020 für Deutschland

JÖRß et al. (2007) stellten die Ergebnisse des UFOPLAN-Projektes 204 42 202/2 zur Emissions- und Maßnahmenanalyse Feinstaub der Jahre 2000 bis 2020 zusammen. Darin wurden alle bis zum 31.12.2005 beschlossenen umweltpolitischen Maßnahmen berücksichtigt. Die bedeutendsten der berücksichtigten Maßnahmen sind:

Stationäre Feuerungen und Industrieprozesse

- 13. BImSchV (Großfeuerungsanlagen-Verordnung), in der auch alle Novellen der EU-Großfeuerungsanlagen-Richtlinie umgesetzt sind
- 17. BImSchV (Verordnung über die Verbrennung von Abfällen)
- 1. BImSchV (Verordnung über kleine und mittlere Feuerungsanlagen)
- 3. BImSchV (Verordnung über den Schwefelgehalt flüssiger Kraft- und Brennstoffe), in der auch die Richtlinie 1999/32/EG umgesetzt wird

- TA Luft (Technische Anleitung zur Reinhaltung der Luft), in der u. a. Emissionsgrenzwerte für genehmigungsbedürftigen Anlagen festgelegt sind und die einen Teil der Umsetzung der IVU-Richtlinie 96/61/EG darstellt

Mobile Quellen

- Straßenverkehrs-Zulassungs-Ordnung (StVZO), in der die technischen Anforderungen für die Zulassung von Kraftfahrzeugen in Deutschland festgelegt sind. Durch die StVZO wird auch die Gesetzgebung der Europäischen Union zur Verminderung von Schadstoffen aus Kfz-Abgasen in nationales Recht umgesetzt, z. B. bei PKW und leichten Nutzfahrzeugen: Richtlinien 91/441/EWG und 93/59/EWG (Euro 1), 94/12/EG und 96/69/EG (Euro 2) sowie 98/69/EG (Euro 3, Euro 4)
- Schwere Nutzfahrzeuge und Busse: Richtlinien 91/542/EWG (Euro 1, Euro 2) und 1999/96/EG (Euro 3 - Euro 5)
- Motorisierte Zweiräder: Richtlinien 97/24/EG (Euro 1 und Euro 2 bei Kleinkrafträdern, Euro 1 bei Krafträdern), 2002/51/EG (Euro 2, Euro 3 bei Krafträdern)
- Land- und forstwirtschaftliche Zugmaschinen: Richtlinie 2000/25/EG
- Kraftfahrzeugsteuergesetz (KraftStG), in dem die Besteuerung von PKW und LKW in Abhängigkeit u. a. von der Grenzwertstufe festgelegt ist, womit im Pkw-Sektor eine gewisse Lenkungswirkung zur vorzeitigen Einführung neuer Grenzwertstufen ausgeübt wird
- 28. BImSchV, (Verordnung über Emissionsgrenzwerte für Verbrennungsmotoren), in der die Gesetzgebung der Europäischen Union zur Verminderung von Schadstoffen aus Abgasen mobiler Maschinen und Geräte sowie dieselbetriebener Lokomotiven und Triebwagen umgesetzt wird, z. B. für neue Dieselmotoren: Richtlinien 97/68/EG, 2004/26/EG und für neue Ottomotoren >18kW: Richtlinie 2002/88/EG
- 3. BImSchV (Verordnung über den Schwefelgehalt flüssiger Kraft- und Brennstoffe), in der auch die Richtlinie 1999/32/EG umgesetzt wird
- 10. BImSchV (Verordnung über die Beschaffenheit und die Auszeichnung der Qualitäten von Kraftstoffen), in der auch die Richtlinie 2003/17/EG umgesetzt wird

Nicht berücksichtigt: LKW-Maut

- seit 01.01.2005 gilt in Deutschland auf Bundesautobahnen eine Maut für LKW >12 t. Grundlage dafür ist das Gesetz über die Erhebung von streckenbezogenen Gebühren für die Benutzung von Bundesautobahnen mit schweren Nutzfahrzeugen (ABMG) aus dem Jahr 2002. Zum Abschluss der Referenzprognose waren noch keine verlässlichen Aussagen zur Wirkung der Maut auf Bestände und Fahrleistungen von Lkw im Straßengüterverkehr möglich. Daher ist diese Maßnahme in der Referenzprognose nicht berücksichtigt.

Nicht berücksichtigt: Richtlinie 2005/69/EG

- Mit der EU-Richtlinie 2005/69/EG soll sich ab 2010 die Zusammensetzung von Fahrzeugreifen hinsichtlich der Weichmacheranteile ändern. Dies dürfte auch Einfluss auf die Abriebemissionen des Straßenverkehrs haben. Weil aber in der Emissionsmodellierung des UBA für die Abriebemissionen mangels besserer Wissensbasis ohnehin mit den zeitlich konstanten Default-Emissionsfaktoren des CORINAIR-Guidebook gerechnet wird, konnte die Richtlinie 2005/69/EG nicht berücksichtigt werden.

Die folgende Tabelle 23 listet die entsprechenden PM_{2,5}-Emissionen für die Referenzszenarien auf. Es ist zu erkennen, dass die wesentlichen emissionsverursachenden Quellgruppen bei PM_{2,5} in der BRD im Jahr 2000 der Straßenverkehr, die Kleinfeuerungsanlagen, die mobilen Maschinen, die Großfeuerungsanlagen und die Eisen- und Stahlindustrie sind. Bis zum Jahr 2020 reduzieren sich die PM_{2,5}-Emissionen um 40 %. Die größten Beiträge zur Minderung liefern der Straßenverkehr und die mobilen Maschinen sowie die Kleinfeuerungsanlagen. Das o. g. Projekt setzt sich auch mit der Wirkung zusätzlicher Emissionsminderungsmaßnahmen auseinander. Die entsprechenden Minderungspotenziale sind in der Tabelle 24 aufgeführt.

Wesentliche Maßnahmen sind:

- Verschärfung des Emissionsgrenzwertes auf 10 mg/m³ für Großfeuerungsanlagen ab 2015
- Novellierung der 1. BImSchV mit Senkung der Staubgrenzwerte sowie einer Senkung der Leistungsgrenze für den Geltungsrahmen dieser Grenzwerte bei Holzfeuerungsanlagen. Allerdings ist zusätzlich zu berücksichtigen, dass gegenüber dem o. g.

Referenzszenario mit hoher Wahrscheinlichkeit von einer Zunahme der Verwendung von Holz als Energieträger in Haushalten ausgegangen werden muss. Dies führt dazu, dass bezogen auf das o. g. Referenzszenario 2020 von einer Erhöhung der PM_{2,5}-Emissionen dieser Quellgruppe um ca. 5 kT ausgegangen werden muss.

- Die Förderung schwefelarmen Heizöls könnte bei angenommener Verdopplung des Marktanteiles im Jahr 2020 zu einer Minderung um 0.2 kT führen.
- Die Wirkung der Einführung von Schwerverkehr-EUROVI, LKW-Maut und Partikelfilternachrüstung wird mit 1.8 kT im Jahr 2020 angegeben.
- Maßnahmen bei PKW und LNF (Einführung EURO5 und 6, Nachrüstung Partikelfilter, Angleichung Dieselsteuer an Benzin etc.) hat ein Minderungspotenzial von ebenfalls 1.8 kT im Jahr 2020

Tabelle 23: Referenzszenarios für die PM_{2,5}-Emissionen in der BRD nach JÖRß et al. (2007)

PM _{2,5} - Emissionen in Deutschland [kt]						
NFR	Quellgruppe	2000	2005	2010	2015	2020
1 A	Verbrennung von Brennstoffen	82,97	70,68	48,46	39,23	34,73
1 A 1	Energieindustrie	10,36	10,33	8,62	8,39	8,84
1 A 2	Produzierendes Gewerbe	1,88	1,73	1,78	1,64	1,63
1 A 3	Transport	35,54	25,38	14,39	8,55	6,30
1 A 4	Andere Sektoren (Haushalte + Kleinverbrauch)	34,90	32,96	23,41	20,38	17,69
1 A 5	Andere: Militär	0,28	0,27	0,26	0,26	0,26
1 B	Flüchtige Brennstoffemissionen	0,47	0,43	0,37	0,35	0,34
1 B 1	Feste Brennstoffe	0,47	0,43	0,37	0,35	0,34
2	Industrieprozesse	17,47	15,80	13,52	13,00	12,48
2 A	Mineralstoffindustrie	5,61	4,43	4,30	4,30	4,28
2 B	Chemische Industrie	0,34	0,30	0,29	0,29	0,29
2 C	Metallproduktion	10,34	9,92	7,85	7,34	6,83
2 D	Andere Industrieprozesse	1,19	1,15	1,07	1,07	1,08
4	Landwirtschaft*	4,77	4,65	4,39	4,39	4,39
4 B	Tierhaltung (Wirtschaftsdünger-Management)*	4,77	4,65	4,39	4,39	4,39
4 D	Bewirtschaftung von Ackerland*	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
6	Abfallwirtschaft	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01
6 C	Müllverbrennung: Krematorien	0	0	0	0	0
7	Sonstiges	30,45	29,57	28,91	29,29	29,59
7 A	Schüttgutumschlag	6,14	4,84	4,58	4,58	4,58
7 B	Straßenverkehr - Abrieb	10,15	10,59	11,18	11,67	12,08
7 C	Sonstiges	14,16	14,15	13,14	13,04	12,94
	Summe	136,13	121,13	95,64	86,26	81,53
	Thematische Strategie Baseline (CLE)	171,35	146,93	126,75	115,03	110,61
	Überschreitung (+) / Unterschreitung (-) von CLE	-35,22	-25,80	-31,11	-28,77	-29,07
	Thematische Strategie Szenario (TSZ)					90,00
	Deckungslücke (+) / Übererfüllung (-) TSZ 2020					-8,47

* Die landwirtschaftlichen Emissionen 2015 - 2020 stellen eine provisorische konstante Fortschreibung der für 2010 prognostizierten Emissionen dar.

Tabelle 24: Zusätzliche Minderungspotenziale zur Minderung der PM_{2,5}-Emissionen nach JÖRS et al. (2007)

Zusätzliche Minderungspotenziale* zur Minderung der PM _{2,5} -Emissionen [kt]				
Sektor	Maßnahme	2010	2015	2020
Großfeuerungsanlagen: Kohlefeuerung	Filterertüchtigung: 10 mg/m ³ Tagesmittel	0	-3,35	-3,60
Kleinfeuerungsanlagen: Holzfeuerung in Haushalten	Korrektur der Aktivitätsrate des Energierferenzszenarios	7,30	9,90	12,30
Kleinfeuerungsanlagen: Holzfeuerung in Haushalten	Novelle 1.BImSchV + Förderung Pelletkessel (unkorrigierte AR)	-1,50	-3,00	-4,10
Kleinfeuerungsanlagen: Holzfeuerung in Haushalten	Kombinierte Wirkung: korrigierte AR und Novelle 1.BImSchV sowie Förderung Pelletkessel	5,10	4,90	4,60
Kleinfeuerungsanlagen: Heizöl, leicht	Verstärkte Einführung von schwefelarmem Heizöl	-0,08	-0,14	-0,19
Straßenverkehr Lkw / Bus (Abgasemissionen)	Einführung einer Grenzwertstufe Euro VI für schwere Nutzfahrzeuge	-0,06	-1,18	-1,76
Straßenverkehr Lkw (Abgasemissionen)	Bestehende Lkw-Maut sowie Anpassung an neue EU-Regelungen	-0,18	-0,20	-0,14
Straßenverkehr Lkw / Bus (Abgasemissionen)	Kombinierte Wirkung: Einführung von Euro VI + Anpassung der Lkw-Maut	-0,25	-1,36	-1,83
Straßenverkehr Lkw (Abgasemissionen)	Förderung der Nachrüstung von Partikelfiltern bei Lkw	-0,18	-0,05	-0,01
Straßenverkehr Lkw / Bus (Abgasemissionen)	Kombinierte Wirkung: Einführung von Euro VI + Anpassung der Lkw-Maut + Förderung Partikelfilternachrüstung	-0,42	-1,41	-1,84
Straßenverkehr Lkw (Abrieb)	Bestehende Lkw-Maut sowie Anpassung an neue EU-Regelungen	0	-0,16	-0,16
Straßenverkehr Pkw+LNF (Abgasemissionen)	Einführung von Grenzwertstufen Euro 5 und Euro 6 für Pkw und Leichte Nutzfahrzeuge	-0,19	-0,77	-1,12
Straßenverkehr Pkw (Abgasemissionen)	Förderung der Nachrüstung von Partikelfiltern bei Diesel-Pkw	-0,07	-0,03	-0,01
Straßenverkehr Pkw (Abgasemissionen)	Stufenweise Angleichung der Mineralölsteuer von Diesel an Otto-Kraftstoff	-0,08	-0,08	-0,06
Straßenverkehr Pkw+LNF (Abgasemissionen)	Summe der Maßnahmen bei Pkw und Leichten Nutzfahrzeugen	-0,34	-0,88	-1,18
Straßenverkehr Pkw (Abrieb)	Stufenweise Angleichung der Mineralölsteuer von Diesel an Otto-Kraftstoff	-0,06	-0,15	-0,16
Mobile Maschinen	Fortschreibung der Abgasgesetzgebung für Dieselmotoren >18 kW in Mobilien Maschinen	0	0	-0,01
Schienerverkehr	Weiterentwicklung der bestehenden Grenzwertgesetzgebung für Diesellokomotiven	0	0	-0,04
Schienerverkehr	Differenzierung der Trassenpreise im Schienenverkehr nach Emissionsstandard	0	0	-0,03
Binnenschifffahrt	Weiterentwicklung der bestehenden Grenzwertgesetzgebung in der Binnenschifffahrt	0	-0,03	-0,12
	Summe / Kombination aller Maßnahmen	4,19	-1,20	-2,72

* Negative Vorzeichen der Minderungspotenziale bedeuten in dieser Tabelle Emissionsminderungen gegenüber dem Referenzszenario, während positive Vorzeichen auf eine gegenüber dem Referenzszenario erhöhte Emission weisen.

4 Abschätzung verkehrsbedingter PM_{2,5}-Emissionsfaktoren an sächsischen Messstationen

Es wurden für Messstationen des sächsischen Luftschadstoffmessnetzes Datenauswertungen und Modellrechnungen mit MISKAM durchgeführt. Der Schwerpunkt dieser Auswertung lag entsprechend der Datenlage auf den Verkehrsmessstationen Dresden-Nord und Chemnitz/Leipziger Straße. Mittels NO_x-Tracermethode bzw. durch Rückrechnung mit dem geeigneten mikroskaligen Strömungs- und Ausbreitungsmodell werden nachfolgend die PM_{2,5}-Emissionsfaktoren abgeleitet und diskutiert. Details zu den Messdaten und Modellrechnungen sind dem Anhang 6 zu entnehmen.

4.1 Methoden zur Bestimmung von PM_x-Emissionsfaktoren

Zur Bestimmung von standortspezifischen PM_x-Emissionsfaktoren infolge Straßenverkehrs können im Allgemeinen drei voneinander unabhängige Methoden angewendet werden:

1. die so genannte Tracer Methode
2. die Rückrechnung mittels Ausbreitungsmodell
3. die Massenbilanzierung in einem Tunnel (wird im Folgenden nicht weiter betrachtet, zu Details siehe z. B. ISRAEL et al. 1994)

Es muss bei den Methoden 1 und 2 durch eine entsprechende Anordnung von Immissionsmessstationen die Möglichkeit geschaffen werden, aus der in Straßennähe gemessenen Konzentration (=Gesamtbelastung) die so genannte Vorbelastung (also diejenige Konzentration, die ohne den verursachenden Verkehr bereits vorhanden ist) zu separieren. Die Differenz zwischen der Gesamtbelastung und der Vorbelastung stellt die Zusatzbelastung dar, die durch den lokal vorbeifahrenden Straßenverkehr verursacht wird. Diese Zusatzbelastung dient dann zusammen mit den Verkehrszahlen (möglichst aufgelöst nach Schwerverkehr, PKW und LNF) zur Berechnung der mittleren Emissionsfaktoren für diese Fahrzeugtypen.

Eine eindeutige Bestimmung der Vorbelastung gestaltet sich im Allgemeinen unter realen Bedingungen vor Ort schwierig. Für Straßen ohne oder mit lockerer Randbebauung wird idealerweise das sog. Lee-Luv-Konzept (Abbildung 27) realisiert.

Beide Messstationen/Messwagen sollten in geringem Abstand zur Straße (möglichst außerhalb des Einflussbereiches der fahrzeugerzeugten Turbulenzen) aufgestellt werden. Welche Station sich in Lee und welche in Luv befindet, muss über eine zeitlich korrelierte Windrichtungsmessung bestimmt werden. An Straßen mit dichter Randbebauung ist dort wegen der besonderen Strömungsverhältnisse (Strömungswalze) eine ideale Lee-Luv-Differenzierung nur mit einer Überdachstation (Vorbelastung siehe Station 1 in Abbildung 28 und einer oder zwei Messstationen am Straßenrand durchzuführen. Weil die in der Straßenschlucht emittierten Schadstoffe innerhalb der Strömungswalze im Durchschnitt ca. zwei- bis dreimal zirkulieren, ehe sie die Strömungswalze verlassen, ist eine saubere Trennung der Vorbelastung von der Gesamtbelastung nur mit zwei Straßenstationen (2 und 3 in Abbildung 28) nicht möglich.

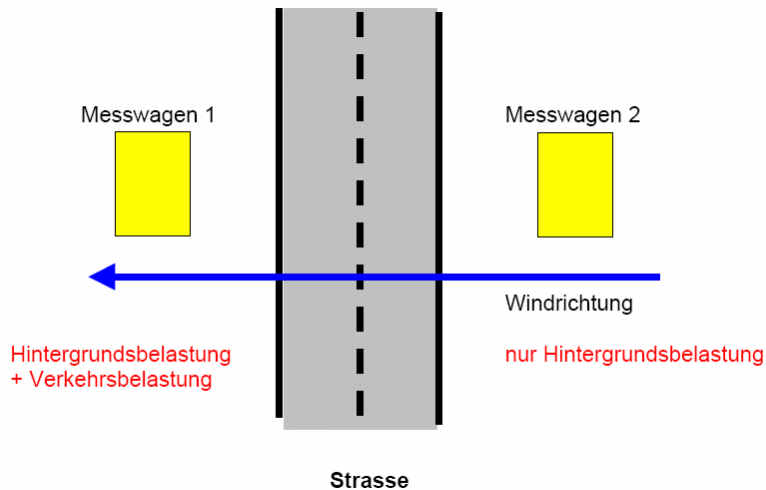


Abbildung 27: Schematische Darstellung des Lee-Luv-Konzeptes an Straßen ohne Randbebauung;

Quelle: GEHRIG et al. 2003

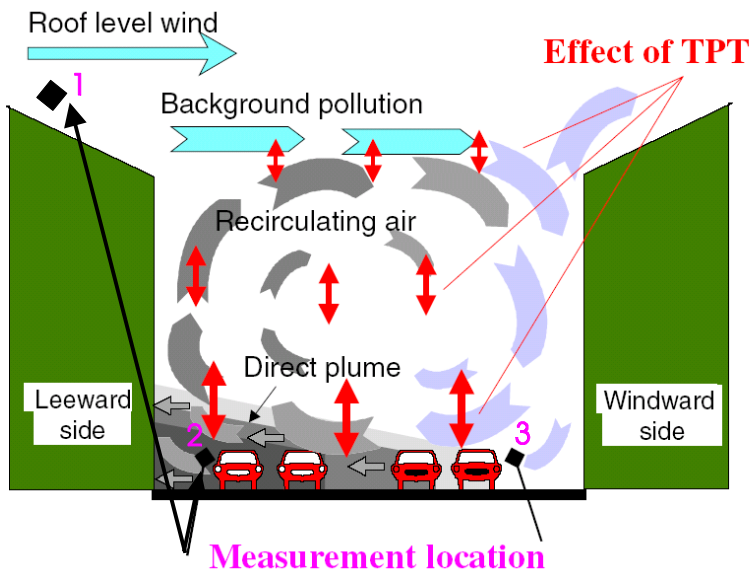


Abbildung 28: Schematische Darstellung des Lee-Luv-Konzeptes in einer Straßenschlucht;

Quelle: PALMGREN 2003; TPT=Traffic produced Turbulenz

Hilfsweise können analoge Informationen sowohl an Straßen ohne Randbebauung als auch in Straßenschluchten, aber auch mit einem Messkonzept erhalten werden, in welchem statt der Lee-Luv-Differenzen die Differenzen eines direkt verkehrsbelasteten Standortes und eines nahe gelegenen „Hintergrundstandortes“ gebildet werden.

Eine direkte Berechnung von Emissionsfaktoren aus den gemessenen Konzentrationsdifferenzen ist nicht ohne weiteres möglich, weil diese auch für vergleichbare Verkehrsstärken und -zusammensetzungen je nach meteorologischen Verhältnissen (Ausbreitungsbedingungen werden im Wesentlichen geprägt durch Windrichtung, Windgeschwindigkeit und Stabilität der Atmosphäre) stark schwanken können. Deshalb ist zur Ableitung der Emissionsfaktoren entweder die Analyse eines Tracer-Stoffes oder die Kenntnis der Variation des Ausbreitungsverhaltens notwendig.

4.1.1 Die Tracer-Methode

Bei dieser Methode wird vorausgesetzt, dass die Emissionsfaktoren der Tracersubstanz bekannt sind. Im Allgemeinen werden hierbei die Stickoxide (NO_x) verwendet, weil diese derzeit die am besten untersuchten verkehrsbezogenen Emissionsfaktoren darstellen und das Verhältnis zwischen verkehrsbedingter Zusatzbelastung zu Vorbelastung im Nahbereich von Straßen ausreichend groß ist. Die Berechnung der NO_x -Emissionsfaktoren kann mittels Handbuch für Emissionsfaktoren (HBEFA) in der aktuellsten Version erfolgen. Das Verhältnis zwischen NO_x -Emissionsdichte und NO_x -Zusatzbelastung stellt das so genannte Verdünnungsverhältnis dar. Weiterhin wird begründet angenommen, dass sich $\text{PM}_{2,5}$ aufgrund seiner kleinen Partikelgrößen quasi wie ein Gas ausbreitet und dass deshalb das für NO_x abgeleitete Verdünnungsverhältnis auch für PM_x gilt. Wird dann die messtechnisch erfasste PM_x -Zusatzbelastung mit dem Verdünnungsfaktor multipliziert, erhält man die PM_x -Emissionsdichte:

$$\begin{aligned}\text{NO}_x\text{-ZB} / E(\text{NO}_x) &= \text{PM}_{2,5}\text{-ZB} / E(\text{PM}_{2,5}) = \text{Verdünnungsfaktor} = \text{konst. bzw.} \\ E(\text{PM}_{2,5}) &= \text{PM}_{2,5}\text{-ZB} * E(\text{NO}_x) / \text{NO}_x\text{-ZB},\end{aligned}$$

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

Der Vorteil dieser Methode liegt in der Unabhängigkeit von einem Ausbreitungsmodell und dessen Fehlern bzw. Unsicherheiten in der Modellierung. Bei dieser Methode wird allerdings davon ausgegangen, dass die jeweils verwendeten NO_x -Emissionsfaktoren die Realität richtig widerspiegeln.

4.1.2 Rückrechnung mit einem Ausbreitungsmodell

Das o. g. Verdünnungsverhältnis kann auch mit entsprechenden, situationsangepassten Ausbreitungsmodellen bestimmt werden. Hierzu wird zunächst eine (beliebige) PM_x -Emissionsdichte vorgegeben und unter Berücksichtigung der meteorologischen und ggf. weiterer (z. B. Bebauung) Verhältnisse Ausbreitungsberechnungen (z. B. mit dem Strömungs- und Ausbreitungsmodell MISKAM) durchgeführt. Die somit berechnete PM_x -Zusatzbelastung wird mit der vor Ort gemessenen Zusatzbelastung verglichen. Aus der Abweichung des Rechenwertes vom Messwert kann auf die „tatsächliche“ PM_x -Emissionsdichte rückgerechnet werden.

Bei dieser Methode wird vorausgesetzt, dass das Ausbreitungsmodell die Ausbreitung von PM_x ausreichend genau beschreiben kann. Der Vorteil bei Anwendung dieser Methode ist, dass eine Emissionsfaktorenbestimmung auch erfolgen kann, wenn keine Konzentrationsmessungen eines Referenzstoffes (z. B. NO_x) vorhanden sind. Nachteil ist, dass meist der Fehler des Ausbreitungsmodells nicht bekannt ist.

4.2 Abgeleitete PM_{2,5}-Emissionsfaktoren

Die Ergebnisse der Emissionsbestimmung sind in der Tabelle 25 aufgeführt. Daraus lassen sich folgende Schlussfolgerungen ziehen:

Tabelle 25: Ermittelte PM_{2,5}-Emissionsfaktoren für die beiden Messstellen und je zwei Bezugsjahre; zu den Messdaten und Modellrechnungen siehe Anhang A5

Messstation	Dresden-Nord		Chemnitz/Leipziger Straße	
	2007	2009	2005	2009
DTV [Kfz/d] (Mo-So)	20 998	20 776	55 470	42 805
SV >3.5 t [%] (Mo-So)	3.5	4.3	2.1	3.6
Fahrmuster	s. Anhang A5	s. Anhang A5	s. Anhang A5	s. Anhang A5
PM _{2,5} -Emissionsfaktor entsprechend Abschnitt 3.2 in mg/(Fzg km)	44.8	49.6	44.9	38.0
PM _{2,5} -Emissionsfaktor-Gesamt rückgerechnet mit MISKAM [mg/(Fzg km)]	35.9	57.3	39.3	18.7
Motorbedingter PM _{2,5} -Emissionsfaktor entsprechend HBEFA3.1 [mg/(Fzg km)]	27.1	31.0	27.5	21.3
PM _{2,5} -Emissionsfaktor-Auf/Ab rückgerechnet mit MISKAM [mg/(Fzg km)]	8.8	26.3	11.8	-2.6
PM _{2,5} -Emissionsfaktor-Gesamt aus NO _x -Tracer [mg/(Fzg km)]	38.8	57.1	46.0	18.7
Motorbedingter PM _{2,5} -Emissionsfaktor entsprechend HBEFA3.1 [mg/(Fzg km)]	27.1	31.0	27.5	21.3
PM _{2,5} -Emissionsfaktor-Auf/Ab aus NO _x -Tracer [mg/(Fzg km)]	11.7	26.1	18.5	-2.6

Dresden-Nord

- Der ermittelte PM_{2,5}-Gesamtemissionsfaktor für Dresden-Nord liegt zwischen ca. 35 mg/km (2007) und ca. 60 mg/km (2009). Die Unterschiede zwischen der Rückrechnung mit MISKAM und der NO_x-Tracermethode sind gering (kleiner 10 %).
- Diese aus den Immissionsmessdaten abgeleiteten PM_{2,5}-Gesamtemissionsfaktoren vergleichen sich auch gut mit denen aus dem Emissionsansatz (Abschnitt 3.2) abgeleiteten. Der Unterschied ist hier kleiner 25 %.
- Zieht man vom PM_{2,5}-Gesamtemissionsfaktor die Emissionsfaktoren entsprechend HBEFA3.1 ab, so erhält man ein Maß für die nicht motorbedingten PM_{2,5}-Emissionen (maßgeblich Abriebe). Gemäß MISKAM-Rückrechnung liegt dieser Emissionsanteil zwischen ca. 30 % (2007) und 50 % (2009).
- Die Veränderung der abgeleiteten PM_{2,5}-Gesamtemissionsfaktoren vom Jahr 2007 auf 2009 war höher als dies aus dem Emissionsmodell erwartet wurde.

Chemnitz/Leipziger Straße

- Der ermittelte PM_{2,5}-Gesamtemissionsfaktor für die Leipziger Straße liegt zwischen ca. 39 bis 46 mg/km (2005) und ca. 19 mg/km (2009). Die Unterschiede zwischen der Rückrechnung mit MISKAM und der NO_x-Tracermethode sind für das Jahr 2005 etwas höher als an der Station Dresden-Nord (ca. 20 %).
- Diese aus den Immissionsmessdaten abgeleiteten PM_{2,5}-Gesamtemissionsfaktoren vergleichen sich für das Jahr 2005 sowohl bei Rückrechnung mit MISKAM als auch bei Anwendung der NO_x-Tracermethode gut mit denen aus dem Emissionsansatz (Abschnitt 3.2) abgeleiteten (max. 12 %). Im Jahre 2009 liefert sowohl die NO_x-Tracermethode als auch die Rückrechnung mit MISKAM ca. 50 % kleinere Werte als mit dem genannten Emissionsansatz berechnet wurden.
- Zieht man vom PM_{2,5}-Gesamtemissionsfaktor die Emissionsfaktoren entsprechend HBEFA3.1 ab, so erhält man ein Maß für die nicht motorbedingten PM_{2,5}-Emissionen (maßgeblich Abriebe). Gemäß MISKAM-Rückrechnung liegt dieser Emissionsanteil zwischen ca. 30 % (2005) und 0 % (2009).

- Die Veränderung der abgeleiteten PM_{2,5}-Gesamtemissionsfaktoren vom Jahr 2005 auf 2009 war höher, als dies aus dem Emissionsmodell erwartet wurde.

Zusammenfassend lässt sich festhalten, dass mit dem Emissionsansatz aus Abschnitt 3.2 die Immissionsmessdaten der betrachteten Stationen bei Berechnungen mit Ausbreitungsmodellen mit guter Genauigkeit reproduziert werden können (Abweichungen hier bei Anwendung von MISKAM in der PM_{2,5}-Gesamtbelastung kleiner 20 %).

Die aus den Immissionsmessdaten abgeleiteten PM_{2,5}-Emissionsfaktoren unterscheiden sich um weniger als 25 % (Rückrechnung mit MISKAM) bzw. weniger als 50 % (NO_x-Tracermethode) von denen aus dem Emissionsansatz des Abschnitts 3.2.

5 Vorschlag zur Bestimmung der sächsischen PM_{2,5}-Emissionen

5.1 Verkehrsbedingte PM_{2,5}-Emissionen

5.1.1 Straßenverkehr

Motorbedingte Emissionen

Die Berechnung der Straßenverkehrsemissionen erfolgt für Sachsen am LfULG im „Fachinformationssystem Umwelt und Verkehr“ (FIS) auf der Grundlage der Emissionsfaktoren des HBEFA3.1. Die in Abschnitt 3.2.1 beschriebenen emissionsrelevanten Parameter sind darin georeferenziert enthalten, sodass die Ergebnisse strecken- oder gemeindefein ausgewiesen werden.

Die Berechnung erfolgt für die drei Szenarien 2008, 2015 und 2020. Die Wichtung der Emissionsfaktoren erfolgt dabei für das Jahr 2008 auf Basis der sächsischen Flottenzusammensetzung, für die Prognosejahre 2015 und 2020 wird die bundesdeutsche Flottenzusammensetzung aus HBEFA3.1 angenommen. Die Verkehrsmengen werden auf Basis der sächsischen Gesamtverkehrsmengen des Jahres 2008 sowie der streckenspezifischen Verkehrsmengen für die Jahre 2009 und 2020 berechnet.

Die Datenqualität zur Verkehrssituation ist im FIS sehr unterschiedlich. Im Außerortsbereich und im ländlichen Gebiet werden die Verkehrssituationen auf der Basis formaler Kriterien wie Straßenlage oder DTV zugeordnet, für Stadtgebiete hingegen liegen differenziertere Daten zur Verkehrssituationen vor, die z. T. - wie in Dresden und Chemnitz - durch Messfahrten ermittelt wurden. Die vorliegenden Verkehrssituationen werden bei der Berechnung der drei Emissionsszenarien als konstant angenommen.

Nicht motorbedingte Emissionen

Zur Berechnung nicht motorbedingte PM_{2,5}-Emission des Straßenverkehrs wurde der Ansatz aus CORINAIR (2007) entsprechend Tabelle 16 im FIS integriert. Der Geschwindigkeitseinfluss wurde dazu auf die Verkehrssituationen des HBEFA3.1 entsprechend Abbildung 24 und Abbildung 25 übertragen.

5.1.2 Schienen-, Luft- und Schiffsverkehr

Motorbedingte Emissionen

Die motorbedingten PM_{2,5}-Emissionen entsprechen denen der PM₁₀-Partikelfraktion und können deshalb aus den PM₁₀-Berechnungen übernommen werden.

Nicht motorbedingte Emissionen

Es wird mangels Alternativen vorgeschlagen, die Umrechnungsfaktoren aus Tabelle 19 und Tabelle 20 zu verwenden.

5.1.3 Landwirtschaftlicher Verkehr

Motorbedingte Emissionen

Die motorbedingten PM_{2,5}-Emissionen entsprechen denen der PM₁₀-Partikelfraktion und können deshalb aus den PM₁₀-Berechnungen übernommen werden.

Nicht motorbedingte Emissionen auf befestigten und unbefestigten Straßen bzw. Wegen

Nach IFEU (2011) werden die Emissionsfaktoren für Verkehr auf befestigten Straßen und unbefestigten Feldwegen entsprechend Tabelle 26 und Tabelle 27 vorgeschlagen.

Tabelle 26: Auswahl der Emissionsfaktoren für Verkehr auf befestigter Straßen [mg/km]

Emission in [mg/km]	PM _{2,5}	Quelle
Reifenabrieb	26	[CORINAIR 2007]
Bremsabrieb	29	[CORINAIR 2007]
Straßenabrieb	30	[CORINAIR 2007]
Summe	85	

Tabelle 27: Auswahl der Emissionsfaktoren für Nutzung unbefestigter Feldwege [g/km]

Quelle	PM ₁₀ in [g/km]	PM _{2,5} in [g/km]	Verhältnis PM _{2,5} /PM ₁₀
[IFEU, 2004]	105	27.7	0.27
[EPA, 2006] SNF	412	41.2	0.1
[EPA, 2006] LNF	77	7.7	0.1
IFEU 2009	412	41.2	0.1

5.2 Landwirtschaft

5.2.1 Feldarbeit und Nachbereitung der Ernte

Für die Feldbearbeitung können nun gegenüber 2004 differenziertere Emissionsfaktoren berücksichtigt werden. So werden vier Getreidearten unterschieden und zusätzlich Prozesse der Nachbearbeitung erfasst. Die Emissionsfaktoren (siehe Tabelle 28 und Tabelle 29) liegen sowohl für PM₁₀ als auch für PM_{2,5} in der derselben Größenordnung (IFEU 2004).

Tabelle 28: Zusammenfassung PM10-Emissionsfaktoren für Feldarbeit [kg PM10/ha]

	IFEU 2004	IFEU 2009	IFEU 2009	IFEU 2009	Anmerkung
	2*Bo + Er	2*Bo + Er	Gesamt	Gesamt Ø	
Weizen	1.36	0.99	1.74	1.67	
Roggen		0.87	1.4		
Gerste		0.91	1.5		
Hafer		1.12	2.03		
Andere Feldfrucht		-	0.25		nur Bo
Gras		-	0.5		nur Bo + Er
Er = Ernte, Bo = Bodenbearbeitung, Tr =Trocknen, Re = Reinigen Gesamt = Summe aus Er, Bo, Tr und Re					

Tabelle 29: Zusammenfassung PM2,5-Emissionsfaktoren für Feldarbeit [kg PM2,5/ha]

	IFEU 2004	IFEU 2009	IFEU 2009	IFEU 2009	Anmerkung
	2*Bo + Er	2*Bo + Er	Gesamt	Gesamt Ø	
Weizen	0.30	0.05	0.227	0.21	
Roggen		0.045	0.164		
Gerste		0.046	0.183		
Hafer		0.055	0.265		
Andere Feldfrucht			0.015		nur Bo
Gras			0.025		nur Bo + 1*Er
Er = Ernte, Bo = Bodenbearbeitung, Tr =Trocknen, Re = Reinigen Gesamt = Summe aus Er, Bo, Tr und Re					

Zur Berechnung der Gesamtemissionen in der Landwirtschaft müssen folgende Aktivitäts- bzw. Flächendaten vorliegen:

- von landwirtschaftlichen Fahrzeugen zurückgelegte Kilometer sowohl auf Straßen als auch auf unbefestigten Feldwegen
- landwirtschaftlich genutzte Fläche, möglichst differenziert nach Getreidearten bzw. dort angebauter Feldfrucht
- Daten zur landwirtschaftlichen Nutzfläche, differenziert nach Kultur- und Fruchtarten, können den Erhebungen des Statistischen Landesamtes (StaLA 2009a) entnommen werden. Zur Abschätzung der von landwirtschaftlichen Fahrzeugen zurückgelegten Kilometer auf Hektar-Basis kann auf die Annahmen von IFEU (2004) zurückgegriffen werden. Basierend auf LfULG (2004) beträgt die pro Hektar und Arbeitsgang zurückzulegende Entfernung 0.17 km, wobei 12.5 Arbeitsgänge pro Jahr angesetzt werden. Darunter befinden sich dann auch Arbeitsgänge, die keine Feldarbeit im Sinne der oben berücksichtigten Prozesse darstellen (Düngung, Pestizidausbringung etc.). Aufgrund fehlender Daten wird angenommen, dass die Wegstrecke zur einen Hälfte auf befestigten Straßen und zur anderen Hälfte auf unbefestigten Feldwegen zurückgelegt wird. Beispielrechnungen sind im Anhang 4 zu finden.

5.2.2 Tierhaltung

Wegen der umfangreicheren und detaillierteren Datenlage schlagen die Autoren vor, die Werte aus EMEP (EEA/EMEP 2009) bzw. dem Nationalen Emissionsbericht (HAENEL 2010) zu übernehmen. Darin nicht vorhandene Faktoren für Schafe und Legehennen (Bodenhaltung/Kotbunker) werden aus den jeweiligen Studien ergänzt (Tabelle 35 im Anhang A4). Die empfohlenen EMEP-Emissionsfaktoren repräsentieren überwiegend die maximalen ermittelten Werte (Rinder, Ferkel, Mastschweine, Legehennen). Nur bei den mittleren Emissionsfaktoren für Schweine, Geflügel, Puten/Truthühner, Enten/Gänse stellen die Empfehlungswerte den unteren Spannbreitenwert dar. Von Vorteil ist darüber hinaus, dass mit den empfohlenen Emissionsfaktoren ein Inventar entsteht, welches national vergleichbar ist. Aus diesem Grund wurde bei den mittleren Emissionsfaktoren den deutschen Durchschnittswerten der Vorzug gegenüber regionalen sächsischen Werten gegeben, zumal die Unterschiede eher marginal sind.

Voraussetzung zur Emissionsermittlung sind die Tierplatzzahlen (zur Produktion besetzte Tierplätze). Je nach Datenlage kann zur Emissionsabschätzung für die verschiedenen Tierhaltungen entweder der Tierarten-spezifische mittlere PM_{2,5}-Emissionsfaktor oder der differenzierte PM_{2,5}-Emissionsfaktor (z. B. bei Informationen zur Häufigkeitsverteilung von Gülle- und Festmistverfahren) verwendet werden.

5.3 Bautätigkeit

In der Bauwirtschaft werden Emissionen aus Arbeitsvorgängen im Hoch- und im Tiefbau betrachtet. Im Hochbau werden dabei Gebäudetypen unterschieden, während im Tiefbau ausschließlich der Neubau von Straßen betrachtet wird. Es werden Emissionsfaktoren für die nicht-auspuffbedingten Partikelemissionen, die durch Abrieb und Aufwirbelungen beim Betrieb von Maschinen auf Baustellen entstehen, abgeleitet. Emissionen werden im Bauprozess vor allem durch Erdbewegungen und Befahren von nicht befestigten Flächen verursacht (siehe Tabelle 30).

Tabelle 30: Auswahl Emissionsfaktoren in der Bauwirtschaft [t/ha-Monat]

	IFEU (2004)		IFEU (2011)	
	PM10	PM2,5	PM10	PM2,5
Wohnhäuser	0.035	0.007	0.035	0.0035
Apartments	0.125	0.025	0.125	0.0125
Nichtwohngebäude	0.125	0.025	0.21	0.021
Straßenbau	0.27	0.054	0.47	0.047

Es wird dabei die Methodik der U.S. EPA zur Erfassung der Emissionen beibehalten. Der Emissionsfaktor wird in t PM₁₀/ha Monat angegeben. Die Baudauer und die durch den Bau betroffene Fläche sind damit wichtige Parameter für die Berechnung der Gesamtemissionen.

Gegenüber 2004 hat sich der PM₁₀-Emissionsfaktor bei Nichtwohngebäuden und im Straßenbau deutlich erhöht. Im Straßenbau ist dies durch die Annahme begründet, dass für die Emissionen fast ausschließlich die schweren Erdbewegungen verantwortlich sind. Aufgrund der Absenkung des PM_{2,5}/PM₁₀-Verhältniswertes auf 0.1 (nach MRI 2006) sind die PM_{2,5}-Emissionsfaktoren dieser Bereiche jedoch niedriger als 2004 abgeleitet. Die Berechnung der Gesamtemissionen erfolgt über die

- Anzahl der neu errichteten Gebäude und deren durchschnittliche Grundfläche,
- Länge der neuen Straßen und die Breite der dadurch beeinträchtigten Fläche,
- Baudauer in Monaten für Gebäude und Straßen.

Weil zu diesen Parametern keine neuen Erkenntnisse vorliegen, wird vorgeschlagen, die Werte aus IFEU (2004) zu übernehmen. Weil beim Hochbau deutlich mehr als nur die Gebäudegrundfläche betroffen ist, wird vorgeschlagen, die doppelte in Tabelle 31 angegebene Fläche als durch die Baustelle beeinträchtigt anzusetzen.

Tabelle 31: Annahmen zur Berechnung der Gesamtemissionen in der Bauwirtschaft

	Grundfläche/Baustellenbreite	Baudauer
Einfamilienhäuser	100 m ²	15 Monate
Zweifamilienhäuser	120 m ²	18 Monate
Mehrfamilienhäuser	200 m ²	21 Monate
Wohnheime	400 m ²	24 Monate
Nichtwohngebäude	*	15 Monate
Straßenbau	7 m Bundesstraßen, 12 m Autobahnen**	1 Monat

* Über Gesamtfläche berechnet
** Beeinträchtigte Breite

5.4 Industrie, Feuerungsanlagen

5.4.1 Genehmigungsbedürftige Anlagen/Industrie

Hier wird vorgeschlagen, die Systematisierung von PREGGER (2006) zu übernehmen. Er differenziert hierbei nach Anlagenart/-typ (ART) und Abgasreinigung (AGR) und weist diesen mittlere PM10- bzw. PM2,5-Anteile am Gesamtstaub zu (siehe folgende Tabelle 32).

Die entsprechenden PM2,5-Anteile an Gesamtstaub finden sich für eine große Anzahl von Prozessen im Anhang A1. Für die im sächsischen Emissionskataster aufgeführten Prozesse können die entsprechenden Anteilsfaktoren übernommen werden.

Tabelle 32: Feinstaubanteile der Emissionen aus genehmigungsbedürftigen Anlagen nach Verfahrensart/Anlagentyp (ART) und Abgasreinigung (AGR) (Abschätzungen basierend auf Literaturlauswertungen); Quelle: PREGGER (2006)

ART-Nr.	AGR-Nr.	Anteil PM10	Anteil PM2.5	ART-Nr.	AGR-Nr.	Anteil PM10	Anteil PM2.5
1	1	0.43	0.30	1	4	0.94	0.80
2	1	0.91	0.77	2	4	1.00	0.97
3	1	0.99	0.99	3	4	0.99	0.99
4	1	0.52	0.40	6	4	0.94	0.77
5	1	0.99	0.95	7	4	0.97	0.83
6	1	0.60	0.40	8	4	0.92	0.75
7	1	0.90	0.56	9	4	0.92	0.84
8	1	0.44	0.20	10	4	0.85	0.52
9	1	0.70	0.54	11	4	0.85	0.52
10	1	0.20	0.02	12	4	0.85	0.52
11	1	0.31	0.20	1	5	0.94	0.85
12	1	0.18	0.15	2	5	0.94	0.90
1	2	0.73	0.49	4	5	0.94	0.86
2	2	0.95	0.80	6	5	0.94	0.77
4	2	0.84	0.64	7	5	0.94	0.77
6	2	0.74	0.52	8	5	0.92	0.75
7	2	0.92	0.60	9	5	0.94	0.66
8	2	0.50	0.23	10	5	0.96	0.68
9	2	0.80	0.60	12	5	0.96	0.68
10	2	0.34	0.09	1	6	0.94	0.75
11	2	0.49	0.19	2	6	0.97	0.85
12	2	0.34	0.09	3	6	0.99	0.99
1	3	0.90	0.53	4	6	0.97	0.86
2	3	0.97	0.85	5	6	0.99	0.95
4	3	0.94	0.69	6	6	0.80	0.70
5	3	0.99	0.95	7	6	0.92	0.60
6	3	0.83	0.50	8	6	0.61	0.26
7	3	0.89	0.59	9	6	0.85	0.64
8	3	0.84	0.60	10	6	0.66	0.29
9	3	0.91	0.51	11	6	0.66	0.29
10	3	0.53	0.15	12	6	0.66	0.29
11	3	0.87	0.29				
12	3	0.87	0.29				

AGR-Nr.	Bezeichnung	ART-Nr.	Bezeichnung
1	Keine	1	Feuerung mit festen Brennstoffen
2	Primäre Maßnahmen	2	Feuerung mit flüssigen Brennstoffen
3	Zyklone	3	Feuerung mit gasförmigen Brennstoffen
4	Gewebefilter	4	Feuerung mit gemischten Brennstoffen
5	Wäscher	5	Brennkraftmaschinen (Dieselmotoren)
6	Elektrofilter	6	Wärmebehandeln - Schmelzen, Warmhalten, Härten u. a.
7	Sonstige	7	Wärmebehandeln - Gießen, Walzen
		8	Wärmebehandeln - Glühen, Trocknen, Kalzinieren, Rösten u. a.
		9	Sonstige industrielle Prozesse
		10	Aufwirbelung (Fördern, Verladen und Abfüllen, Lagern)
		11	Abrieb (Schleifen, Strahlen u. a.)
		12	Sonstige mechanische Prozesse

5.4.2 Großfeuerungsanlagen

Die im Anhang A2 aufgeführten PM2,5-Anteile bei untersuchten Großfeuerungsanlagen variieren je nach untersuchter Anlage und Einsatzstoff. Es werden folgende PM10 bzw. PM2,5-Anteile am Gesamtstaub vorgeschlagen, die sich im Wesentlichen an den Obergrenzen der angegebenen Bandbreiten bzw. bei Holz (wegen der höheren Anzahl vorliegender Messungen) am Mittelwert orientieren:

- Gaskraftwerke: 100 % (PM10) sowie 100 % (PM2,5)
- Braunkohlekraftwerke, Steinkohlekraftwerke, Ölkraftwerke und Abfallverbrennung: 95 % (PM10) sowie 80 % (PM2,5)
- Holzverbrennung: 95 % (PM10) sowie 70 % (PM2,5).

5.4.3 Kleinf Feuerungsanlagen

Die im Anhang A3 aufgeführten PM_{2,5}-Anteile bei untersuchten Kleinf Feuerungsanlagen variieren je nach untersuchter Anlage und Einsatzstoff. Es werden folgende PM₁₀- bzw. PM_{2,5}-Anteile am Gesamtstaub vorgeschlagen, die sich im Wesentlichen an den Werten des UBA (2008) bzw. bei Holz (wegen der höheren Anzahl vorliegender Messungen) am Mittelwert orientieren:

- Gas- und Ölfeuerung: 100 % (PM₁₀) sowie 100 % (PM_{2,5})
- Braunkohle, Steinkohle: 95 % (PM₁₀) sowie 85 % (PM_{2,5})
- Holzfeuerung: 95 % (PM₁₀) sowie 85 % (PM_{2,5})

6 PM_{2,5}-Immissionskarten für 2008, 2015 und 2020

Die Berechnung der PM_{2,5}-Immissionskarten erfolgte mittels des Programmsystems IMMIKART. Folgende Vorgehensweise wurde hierzu gewählt:

- Das LfULG stellte als notwendige Eingangsdaten über fünf Jahre gemittelte PM₁₀- und PM_{2,5}-Jahresmittelwerte für sächsische (Tabelle 33 und Abbildung 9) für die Jahre 2008 und 2010 zur Verfügung. Für die Messstationen, an denen nur PM₁₀ gemessen wurde, wurden die PM₁₀-Jahresmittelwerte mit der Regressionsgleichung aus Abbildung 3 in PM_{2,5}-Werte umgerechnet. Für die Prognosejahre 2015 und 2020 wurden die für 2010 repräsentativen PM_{2,5}-Hintergrundwerte mittels Informationen aus deutschlandweiten PM_{2,5}-Immissionsberechnungen für die Jahre 2000, 2010 und 2020 (STERN 2006) reduziert. Diese Berechnungen weisen für Sachsen und für deren grenznahen Bereiche Reduktionen der PM_{2,5}-Jahresmittelwerte im regionalen und urbanen Hintergrund zwischen den Jahren 2010 und 2020 von 1 bis 2 µg/m³ auf. Für das Bezugsjahr 2015 wurden deshalb ausgehend von 2010 die PM_{2,5}-Hintergrundwerte um 1 µg/m³ und für das Jahr 2020 um 2 µg/m³ reduziert. Die Tabelle 33 stellt diese Werte zusammen.
- Die für die Jahre 2008, 2015 und 2020 ermittelten Messdaten wurden für IMMIKART aufbereitet und dienen als Grundlage für das in IMMIKART implementierten Interpolationsverfahrens.
- Die TU Dresden stellte aus dem FIS unter Anwendung der Vorgehensweise aus Abschnitt 5.1.1 die verkehrlichen PM_{2,5}-Emissionsdaten für 2008, 2015 und 2020 zur Verfügung.
- Mit diesen Daten wurden die Berechnungen mit IMMIKART durchgeführt.

Die entsprechenden PM_{2,5}-Immissionskarten für 2008, 2015 und 2020 sind in Abbildung 29 bis Abbildung 31 dargestellt.

Im städtischen Hintergrund von Leipzig und Dresden werden 2008 PM_{2,5}-Jahresmittelwerte zum Teil zwischen 16 und 19 µg/m³ berechnet. Sonst liegen die PM_{2,5}-Jahresmittelwerte deutlich unter 19 µg/m³, im ländlichen Hintergrund zwischen 10 und 14 µg/m³ (siehe Abbildung 29).

Die mit IMMIKART für 2015 berechneten PM_{2,5}-Jahresmittelwerte weisen im städtischen Hintergrund von Leipzig und Dresden leicht niedrigere Werte (15 und 18 µg/m³) als die für 2008 berechneten Wert auf (siehe Abbildung 30). Auch im ländlichen Hintergrund liegen die berechneten PM_{2,5}-Jahresmittelwerte niedriger als 2008.

Die berechneten PM_{2,5}-Jahresmittelwerte sind 2020 niedriger als 2015 und 2008. Im städtischen Hintergrund von Leipzig und Dresden werden für 2020 PM_{2,5}-Jahresmittelwerte zwischen 14 und 16 µg/m³ prognostiziert. Sonst liegen die PM_{2,5}-Jahresmittelwerte unter 14 µg/m³, im ländlichen Hintergrund bei weniger als 12 µg/m³ (siehe Abbildung 31).

Tabelle 33: In den Immissionsberechnungen mit IMMIKART verwendete PM2,5-Jahresmittelwerte (über fünf Jahre gemittelt) für die Bezugsjahre 2008, 2015 und 2020; Lage der Messstationen siehe Abbildung 9

Nr.	Rechtsw. [m]	Hochw. [m]	H [m]	K	PM2,5 2008 [µg/m³]	PM2,5 2010 [µg/m³]	PM2,5 2015 [µg/m³]	PM2,5 2020 [µg/m³]	Name der Station
1	4543530	5588620	896	1	10,4	10,4	9,4	8,4	Carlsfeld
2	4570510	5685900	313	1	13,0	13,7	12,7	11,7	Collmburg
3	4564720	5633430	300	5	15,0	15,0	14,0	13,0	Chemnitz-Mitte
4	4621309	5659163	112	5	17,1	16,2	15,2	14,2	Dresden-Winckelmannstraße
5	4656900	5702620	117	2	15,3	15,3	14,3	13,3	Hoyerswerda
6	4520770	5687150	115	5	14,5	15,8	14,8	13,8	Leipzig-West
7	4617350	5666310	246	1	14,4	14,4	13,4	12,4	Radebeul-Wahnsdorf
8	4603680	5614710	787	1	10,7	11,3	10,3	9,3	Schwartenberg
9	4623740	5623320	877	1	11,1	11,1	10,1	9,1	Zinnwald
10	4691926	5686984	148	1	14,6	15,3	14,3	13,3	Niesky

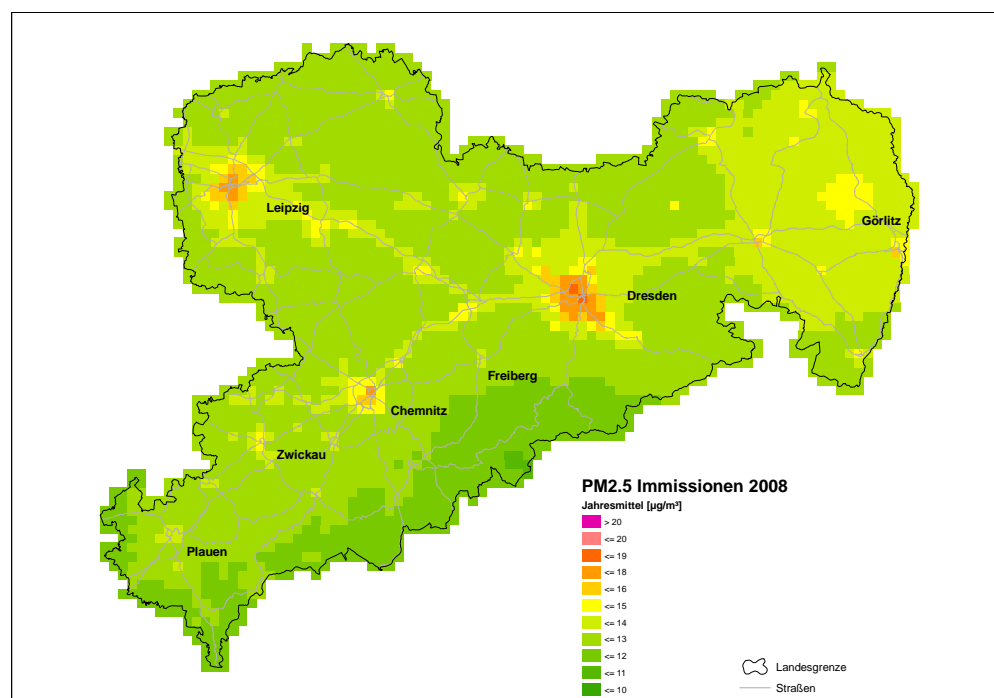


Abbildung 29: PM2,5-Jahresmittelwerte in Sachsen für das Bezugsjahr 2008

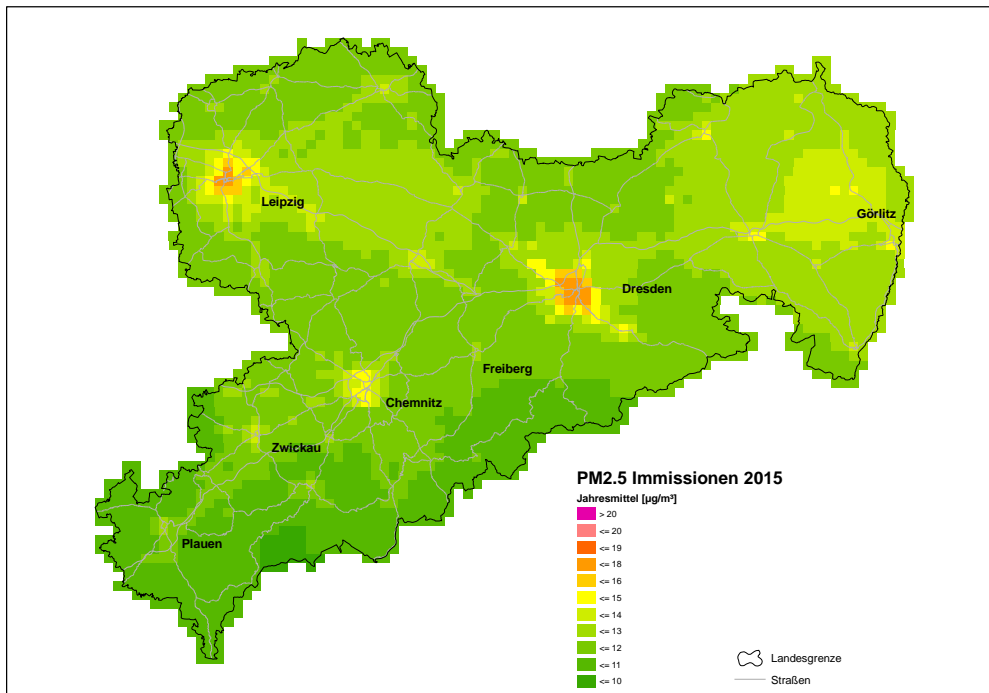


Abbildung 30: PM_{2,5}-Jahresmittelwerte in Sachsen für das Bezugsjahr 2015

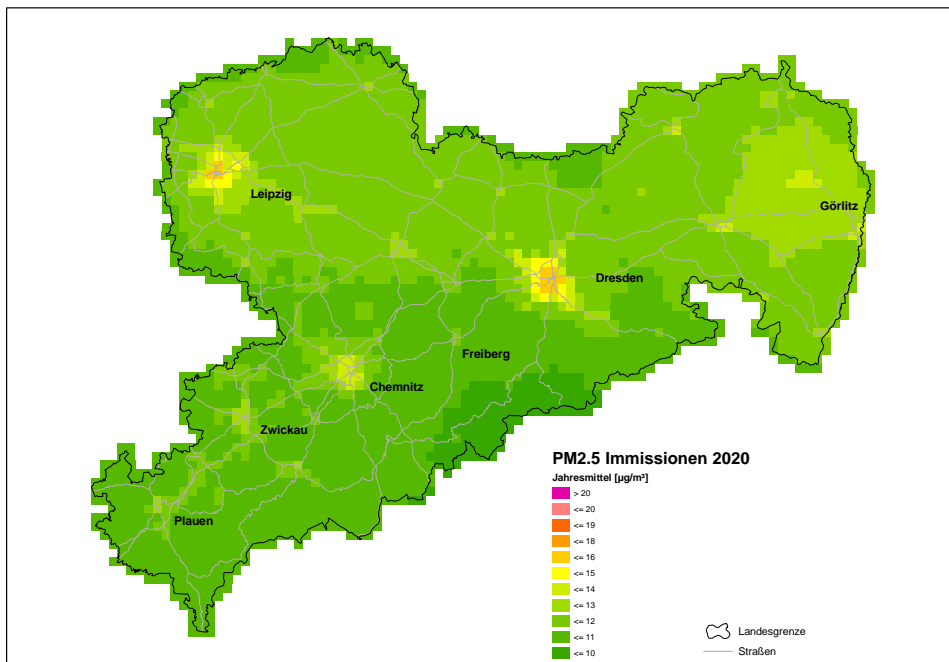


Abbildung 31: PM_{2,5}-Jahresmittelwerte in Sachsen für das Bezugsjahr 2020

7 Schlussfolgerungen für Maßnahmen zur Minderung der PM_{2,5}-Belastungen

7.1 Verursacher der PM_{2,5}-Belastungen (Emissionsbilanzen)

Die Bilanzen der sächsischen PM_{2,5}-Emissionen werden jährlich vom LfULG im Rahmen der Berichtserstellung zur Emissionssituation in Sachsen auf Basis des Emissionskatasters erstellt.

In Tabelle 34 ist die PM_{2,5}-Emissionsbilanz des Jahres 2008 nach Emittenten dargestellt. Dazu wurden die Emissionen der Groß- und Kleinf Feuerungsanlagen sowie die landwirtschaftlichen Emissionen aus der Tierhaltung und dem verkehrsbedingten Dieselverbrauch aus dem sächsischen Emissionskataster entnommen ⁽¹⁾.

Die Emissionen der Bauwirtschaft sowie der Landwirtschaftsemissionen aus den Bereichen Pflanzenbau und nicht motorbedingtem Verkehr wurden in IFEU (2011) berechnet ⁽²⁾. Dazu ist anzumerken, dass die dargestellten Emissionen der Bauwirtschaft lediglich die durch den Hochbau verursachten Emissionen beinhalten. Die Emissionen des Straßenbaus konnten auf Grund nicht vorliegender Aktivitätsdaten für das Jahr 2008 nicht berechnet werden. Zur Relevanzabschätzung wurden die Straßenbauemissionen auf Basis der aktualisierten Emissionsfaktoren und der vorliegenden Aktivitätsdaten aus dem Jahre 2004 berechnet. Danach betragen die Straßenbauemissionen mit 2.26 t nur ca. 12 % der Hochbauemissionen.

Die verkehrlichen PM_{2,5}-Emissionen wurden entsprechend der in Abschnitt 5.1 erläuterten Vorgehensweise im FIS berechnet ⁽³⁾.

Die grafische Darstellung der Anteile der einzelnen Emittenten in Abbildung 32 zeigt, dass der überwiegende Teil der PM_{2,5}-Emissionen mit ca. 44 % durch den Straßenverkehr sowie mit 26 % durch Kleinf Feuerungsanlagen aus Haushalten verursacht werden. Die Straßenverkehrsemissionen setzen sich wiederum zu ca. 40 % aus nicht motorbedingten und 60 % motorbedingten Emissionen zusammen. Bei den Kleinf Feuerungsanlagen in Haushalten wird mit ca. 80 % der größte Teil durch Holzfeuerung emittiert.

Tabelle 34: PM2,5-Emissionsbilanz Sachsen 2008

Emittent	PM2,5-Emissionen (t)
Großfeuerungsanlagen (GFA) ¹	235
Emissionserklärungspflichtige Anlagen (ohne GFA und Tierhaltungsanlagen) ¹	423
Kleinverbraucher (Feuerungen) ¹	84
Haushalte (Feuerungen) - Gas, Öl ¹	33
Haushalte (Feuerungen) - Holz ¹	875
Haushalte (Feuerungen) - Kohle ¹	197
Verkehr - Straße motorbedingt ³	1 162
Verkehr - Straße nicht motorbedingt ³	707
Verkehr - Schiene ³	106
Verkehr - Flug ³	5
Verkehr - Binnenschifffahrt ³	9
Landwirtschaftlicher Verkehr (Dieselverbrauch) ¹	116
Landwirtschaftlicher Verkehr (nicht motorbedingt) ²	34
Landwirtschaft (Tierhaltung) ¹	193
Landwirtschaft (Pflanzenbau, inkl. Dauergrünland und Mähweide) ²	100
Bauwirtschaft (nur Hochbau) ²	19
gesamt	4 297

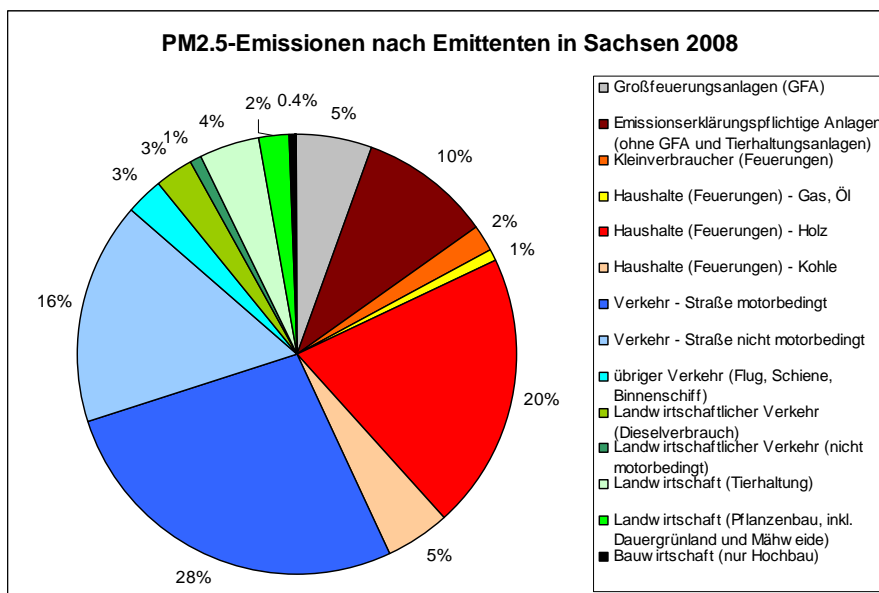


Abbildung 32: Zusammensetzung PM2,5-Emissionen in Sachsen 2008 nach Emittenten

7.2 Schlussfolgerungen für Minderungsmaßnahmen der PM_{2,5}-Emissionen

Prinzipiell kann festgestellt werden, dass der ab 2015 geltende Grenzwert für den PM_{2,5}-Jahresmittelwert von 25 µg/m³ in den Jahren 2006 bis 2010 an keiner der sächsischen PM_{2,5}-Messstationen überschritten wurde. Auch der ab 2015 geltende Wert von 20 µg/m³ als Indikator für die durchschnittliche PM_{2,5}-Exposition, d. h. der Wert an den Hintergrundmessstellen, wurde in diesem Zeitraum nicht überschritten. Minderungen sind jedoch zum Erreichen des in LfULG (2011) für 2020 anvisierten nationalen Zielwertes für die durchschnittliche PM_{2,5}-Exposition von 13,6 µg/m³ notwendig, weil dieser Wert derzeit an allen sächsischen Messstationen im städtischen Hintergrund überschritten wird. Darüber hinaus zeigen auch die mit IMMIKART flächendeckend berechneten PM_{2,5}-Werte diese Überschreitungen (siehe Abbildung 29 bis Abbildung 31).

Hauptverursacher der PM_{2,5}-Emissionen waren im Jahre 2008 der Straßenverkehr mit ca. 44 % sowie Holzkleinfeuerungsanlagen mit ca. 20 %.

Die fahrleistungsspezifischen Emissionsfaktoren des Straßenverkehrs nehmen auf Grund der ständigen Flottenmodernisierung perspektivisch ab. Diese Modernisierung wirkt sich jedoch nur auf die motorbedingten Emissionen aus, weil die Abriebsemissionen nach dem derzeitigen Stand der Technik als bezugsjahrunabhängig betrachtet werden. Abbildung 33 zeigt exemplarisch für PKW die Entwicklung des Flottenemissionsfaktors in Abhängigkeit vom Fahrleistungsanteil der verschiedenen EURO-Normen. So sinkt der PKW-Flottenemissionsfaktor trotz steigenden Dieselanteils von 39 % im Jahre 2008 auf 50 % bzw. 53 % in den Jahren 2015 bzw. 2020 auf Grund des steigenden Fahrleistungsanteils der EURO5 und EURO6 Fahrzeuge um ca. 80 % im Jahre 2020 gegenüber 2008.

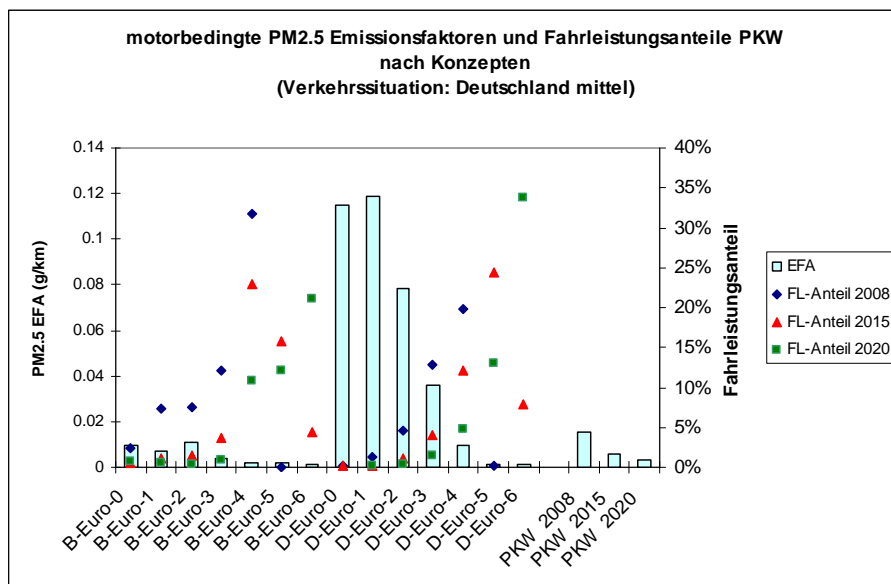


Abbildung 33: Motorbedingte PM_{2,5} Emissionsfaktoren und Fahrleistungsanteile PKW nach Konzepten;
Quelle: HBEFA3.1

So nehmen unter Annahme der bundesdeutschen Flottenentwicklung in HBEFA3.1 die Gesamtemissionen in Sachsen gegenüber 2008 im Jahre 2015 um 42 % sowie im Jahre 2020 um 55 % ab (Abbildung 34). Der Anteil nicht motorbedingter Emissionen steigt jedoch von 38 % im Jahre 2008 auf 57 % im Jahre 2015 sowie 74 % im Jahre 2020.

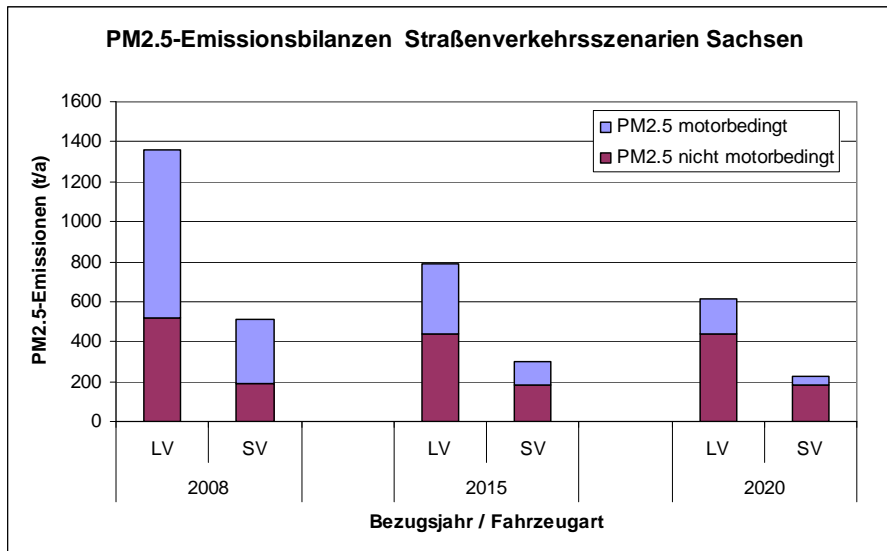


Abbildung 34: PM2,5-Emissionsbilanzen des Straßenverkehrs für 2008, 2015 und 2020

Die Minderung der motorbedingten PM2,5-Emissionen könnte demnach durch eine Förderung der frühzeitigeren Einführung von EURO6-Fahrzeugen beschleunigt werden, auf Grund des relativ großen Anteils der nicht motorbedingten Emissionen wäre die Wirkung dieser Maßnahme bzgl. der Gesamtemissionen jedoch eher gering. Maßnahmen zur Reduzierung der Gesamt-PM2,5-Emissionen sollten vielmehr auf eine Reduktion der Fahrleistung fokussiert sein.

Die Emissionen der Holzkleinfeuerungsanlagen in Sachsen werden zwar nach HAUSMANN (2010) überwiegend in ländlichen Gebieten verursacht, in denen kaum Grenzwertüberschreitungen registriert werden, allerdings hat diese regionale Hintergrundbelastung jedoch mittelbar Auswirkungen auf die Grenzwertüberschreitungen in den Städten.

Mit der in der novellierten 1. BImSchV vorgesehenen Typprüfung für neue Einzelraumfeuerungsanlagen wird mittelfristig eine Minderung der Emissionen aus HKFA erwartet.

8 Literatur

- ANKE, K., SÄHN, E., KLINGER, M. (2002): Pilotprojekt zur Auswertung von Immissionsdatensätzen auf Basis von Screeningfunktionen. Fraunhofer Institut für Verkehrs- und Infrastruktursysteme Dresden, Im Auftrag des Landesamtes für Umwelt und Geologie Sachsen, September 2002.
- BAUMANN, W., ISMEIER, M. (1997): Exemplarische Erfassung der Umweltextposition 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.
- BAST (2005): PM₁₀-Emissionen an Außerortsstraßen mit Zusatzuntersuchung zum Vergleich der PM₁₀-Konzentrationen aus Messungen an der A 1 Hamburg und Ausbreitungsrechnungen (Düring, I., Böisinger, R., Lohmeyer, A.). Berichte der Bundesanstalt für Straßenwesen, Verkehrstechnik, Heft V 125, ISBN 3-86509-307-8, Bergisch-Gladbach, Juni 2005.
1. BImSchV22ÄndV (2007): Erste Verordnung zur Änderung der Verordnung über Immissionswerte für Schadstoffe in der Luft (1. BImSchV22ÄndV). In BGBl. I vom 27.02.2007, S. 241.
1. BImSchV (2003): Verordnung über kleine und mittlere Feuerungsanlagen. Erste Verordnung zur Durchführung des Bundes-Immissionsschutzgesetzes (Artikel 1 der Verordnung zur Neufassung der Ersten und Änderung der Vierten Verordnung zur Durchführung des Bundes-Immissionsschutzgesetzes). Stand: Oktober 2003.
3. BImSchV (2009): Dritte Verordnung zur Durchführung des Bundes-Immissionsschutzgesetzes (Verordnung über den Schwefelgehalt bestimmter flüssiger Kraft- oder Brennstoffe) vom 24. Juni 2002 (BGBl. I S. 2243), die durch die Verordnung vom 3. Juli 2009 [BGBl. I S. 1720 (3140)] geändert worden ist.
10. BImSchV (2009): Zehnte Verordnung zur Durchführung des Bundes-Immissionsschutzgesetzes (Verordnung über die Beschaffenheit und die Auszeichnung der Qualitäten von Kraftstoffen). Stand: Januar 2009.
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).
28. BImSchV (1998): Achtundzwanzigste Verordnung zur Durchführung des Bundes-Immissionsschutzgesetzes (Verordnung über Emissionsgrenzwerte für Verbrennungsmotoren - 28. BImSchV). Bundesgesetzblatt, Jahrgang 1998, Teil I, Nr. 75, November 1998.
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.
- BUWAL (2001): Maßnahmen zur Reduktion der PM₁₀-Emissionen. Umweltmaterialien Heft Nr. 136, 2001.
- BUWAL (2003): Modelling of PM₁₀ and PM_{2,5} ambient concentrations in Switzerland 2000 and 2010. Environmental Documentation No. 169, Air. Published by the Swiss Agency for the Environment, Forests and Landscape SAEFL, Berne 2003.
- BRANDL, A., SAMHAMMER, H., PRESSLER, A., STROBL, J., SCHMIDT, J. (2000): Grundsatzuntersuchung über die Korngrößenverteilung im Abgas verschiedener Emittenten (<PM_{2,5} und <PM₁₀). Projekt I und II. TÜV Ecomplan Umwelt GmbH bzw. TÜV Süddeutschland im Auftrag des Bayerischen Landesamtes für Umweltschutz (LfU), Augsburg 2000.
- BRUCKMANN, P., OTTO, R., WURZLER, S., PFEFFER, U., DOPPELFELD, A., BEIER, R. (2009): Welche Anforderungen stellen die neuen europäischen Regelungen zu der Feinstaubfraktion PM_{2,5} an den Immissionsschutz? Immissionsschutz 3/09.
- CAMBRA-LOPEZ (2010): Control of particulate matter emission from poultry and pig houses. Universidad Politecnica de Valencia, July 2010. dspace.upv.es/xmlui/bitstream/handle/10251/8501/tesisUPV3346.pdf
- CORINAIR (2007): EMEP/CORINAIR Emission Inventory Guidebook - 2007. EEA (European Environment Agency). Publish date: 5 Dec 2007. In: Technical report No 16/2007.
- DE LEEUW, F., HORÁLEK, J. (2009): Assessment of the health impacts of exposure to PM_{2,5} at a European level. ETC/ACC Technical Paper 2009/1. European Topic Centre on Air and Climate Change, June 2009.
- DIEGMANN, V., NEUNHÄUSERER, L., WURSTHORN, H., STEVEN, H. (2011): Tendenzen und Verursacher für die NO₂-Belastung in Sachsen. Schriftenreihe des LfULG, Heft 5/2011
- DWD (2005): Bestimmung der in AUSTAL2000 anzugebende Anemometerhöhe. Offenbach am Main. http://www.dwd.de/bvbw/generator/DWDWWW/Content/Oeffentlichkeit/KU/KU1/KU12/Klimadaten/Ausbreitungen/V_Anemo

meterh_C3_B6hen,templateId=raw,property=publicationFile.pdf/V_Anemometerh&
letzter Zugriff: 03.02.2011

- EICHHORN, J. (2005): MISKAM Handbuch zu Version 5.01. Giese-Eichhorn Umwelt-meteorologische Software. Wackersheim.
- EEA/EMEP (2007): emission inventory guidebook 2007.
<http://www.eea.europa.eu/publications/EMEPCORINAIR5/B1100vs1.pdf>
- EEA/EMEP (2009): emission inventory guidebook 2009, updated June 2010. 4.B Animal husbandry and manure management.
<http://www.eea.europa.eu/publications/emep-eea-emission-inventory-guidebook-2009>
- EHRlich, C., NOLL, G., KALKOFF, W.-D., BAUMBACH, G., DREISEIDLER, A. (2007): PM10, PM2,5 and PM1.0 - Emissions from industrial plants - Results from measurement programmes in Germany. Atmospheric Environment 41 (2007) 6236-6254.
- EG-Richtlinie 1997/68/EG (1997): Richtlinie des Europäischen Parlaments und des Rates vom 16.12.1997 zur Angleichung der Rechtsvorschriften der Mitgliedsstaaten über Maßnahmen zur Bekämpfung der Emission von gasförmigen Schadstoffen und luftverunreinigenden Partikeln aus Verbrennungsmotoren für mobile Maschinen und Geräte. Amtsblatt der Europäischen Gemeinschaft vom 27.02.1998, Nr. L059.
- EG-Richtlinie 1999/96/EG (1999): Richtlinie des Europäischen Parlaments und des Rates vom 13.12.1999 zur Angleichung der Rechtsvorschriften der Mitgliedsstaaten über Maßnahmen gegen die Emission gasförmiger Schadstoffe und luftverunreinigender Partikel aus Selbstzündungsmotoren zum Antrieb von Fahrzeugen und die Emission gasförmiger Schadstoffe aus mit Erdgas oder Flüssiggas betriebenen Fremdzündungsmotoren zum Antrieb von Fahrzeugen und zur Änderung der Richtlinie 88/77/EWG des Rates.
- EG-Richtlinie 2002/88/EG (2002): Richtlinie des Europäischen Parlaments und des Rates vom 09.12.2002 zur Änderung der Richtlinie 97/68/EG zur Angleichung der Rechtsvorschriften der Mitgliedsstaaten über Maßnahmen zur Bekämpfung der Emission von gasförmigen Schadstoffen und luftverunreinigenden Partikeln aus Verbrennungsmotoren für mobile Maschinen und Geräte.
- EG-Richtlinie 2003/17/EG (2003): Richtlinie des Europäischen Parlaments und des Rates vom 03.03.2003 zur Änderung der Richtlinie 98/70/EG über die Qualität von Otto- und Dieselmotoren (Text von Bedeutung für den EWR).
- EG-Richtlinie 2004/26/EG (2004): Richtlinie des Europäischen Parlaments und des Rates vom 21.04.2004 zur Änderung der Richtlinie 97/68/EG zur Angleichung der Rechtsvorschriften der Mitgliedsstaaten über Maßnahmen zur Bekämpfung der Emission von gasförmigen Schadstoffen und luftverunreinigenden Partikeln aus Verbrennungsmotoren für mobile Maschinen und Geräte. Amtsblatt der Europäischen Gemeinschaft vom 25.06.2004, Nr. L225/3.
- EG-Richtlinie 2005/69/EG (2005): Richtlinie des Europäischen Parlaments und des Rates vom 16.12.1997 zur 27. Änderung der Richtlinie 76/69/EWG des Rates zur Angleichung der Rechts- und Verwaltungsvorschriften der Mitgliedstaaten betreffend Beschränkungen des Inverkehrbringens und der Verwendung gewisser gefährlicher Stoffe und Zubereitungen (polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe in Weichmacherölen und Reifen). Amtsblatt der Europäischen Gemeinschaft vom 09.12.2005, Nr. L323.
- EG-Richtlinie 2008/50/EG (2008): Richtlinie des Europäischen Parlaments und des Rates vom 21.05.2008 über Luftqualität und saubere Luft für Europa. Amtsblatt der Europäischen Gemeinschaft vom 11.06.2008, Nr. L152/1.
- EPA (1995): Compilation of air pollution emission factors, Vol. 1 and Vol. 2, AP-42, 5th edition.
- EPA (2006): Compilation of Air pollutant Emission Factors. Vol. I: Stationary and area sources. AP 42. Section 13.2.2. Unpaved roads. U.S. Environmental Protection Agency. Washington D.C. 2006.
- 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.
- GEHRIG, R., HILL, M., BUCHMANN, B., IMHOF, D., WEINGARTNER, E., BALTENSBERGER, 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
- GLASIUS et al. (2006): Impact of wood combustion on particle levels in a residential area in Denmark. Atmospheric Environment 40 (2006) 7115-7124.

- HAENEL (Hrsg.) (2010): Berechnung der Emissionen aus der deutschen Landwirtschaft - Nationaler Emissionsbericht (NIR) 2010 für 2008. Landbauforschung. Sonderheft 334.
- HAUSMANN, A. (2010): Holzkleinfeuerungsanlagen in Sachsen, Schriftenreihe LfULG Sachsen, Heft 17/2010
- HINZ (2005): Messung luftgetragener Partikel in und aus der Geflügelmast. Landtechnik 60, pp. 100–101.
- HINZ & TAMOSCHAT-DEPOLT (2007): Particulate Matter in and from Agriculture. Special Issue 308, Landbauforschung Völknerode.
- HÜGLIN, C., GEHRIG, R., HOFER, P., MONN, C., BALTENSPERGER, U. (2000): Partikelemissionen (PM10 und PM2,5) 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.
- IFEU (2004): Auswirkungen neuer Erkenntnisse auf die Berechnungen der Partikel- und NO_x-Emissionen des Straßenverkehrs. Kurzstudie im Auftrag des Ministeriums für Umwelt und Verkehr des Landes Baden-Württemberg, Oktober 2004, Heidelberg.
- IFEU (2011): Nichtauspuffbedingte Partikelemissionen von Maschinen und Geräten in Land- und Bauwirtschaft, Aktualisierung der Emissionsfaktoren. Grundlagendaten für das Projekt: Verursacher, flächenhafte Belastung und Tendenzen für PM2,5 in Sachsen. AG: Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Umwelt, Dresden. Heidelberg, September 2011.
- ISRAËL, G. W., SCHLUMS, C., TREFFEISEN, R., PESCH, M. (1996): Rußimmission in Berlin - Herkunftsbestimmung, KFZ-Flottenemissionsfaktoren, Vergleichbarkeit von Probenahmemethoden. Fortschrittberichte VDI, Reihe 15: Umwelttechnik Nr. 152, ISBN 3-18-315215-0, VDI-Verlag Düsseldorf, Februar 1996.
- JÖRB, W., HANDKE, V., LAMBRECHT, U., DÜNNEBEIL, F. (2007): Forschungsbericht 204 42 202/2, UVBA-FB 000965 - Emissionen und Maßnahmenanalyse Feinstaub 2000 - 2020. Texte 38/07, ISSN 1862-4804.
- KETZEL, M., OMSTEDT, G., JOHANSSON, C., DÜRING, I., POHJOLA, M., OETTL, D., GIDHAGEN, L. WÄHLIN, P., LOHMEYER, A., HAAKANA, M., BERKOWICZ, R. (2007): Estimation and validation of PM2,5/PM10 exhaust and non-exhaust emission factors for practical street pollution modelling. Atmospheric Environment 41, Issue 40, December 2007, Pages 9370-9485.
- KLIMONT et. al (2002): Modelling Particulate Emissions in Europe. A Framework to Estimate Reduction Potential and Control Costs. Interim Report IR-02-076. International Institute for Applied Systems Analysis.
- KLINGENBERG, H., SCHÜRMAN, D., LIES, K.-H. (1991): Dieselmotorabgas - Entstehung und Messung. In: VDI-Bericht Nr. 888, S. 119-131.
- KTBL (2006): Handhabung der TA Luft bei Tierhaltungsanlagen – Ein Wegweiser für die Praxis. KTBL-Schrift 447, Darmstadt.
- LAWRENCE, S., SOKHI, R.S., MAO, H., RAVINDRA, K., BULL, I.D. (2009): QUANTIFICATION OF ATMOSPHERIC PARTICLE EMISSIONS FROM NON-EXHAUST SOURCES USING TUNNEL MEASUREMENTS AND SOURCE APPORTIONMENT MODELLING. 7th International Conference on Air Quality - Science and Application. 24-27 March 2009, Istanbul, Turkey.
- LfU Bayern (2000): Grundsatzuntersuchung über die Ermittlung der Korngrößenverteilung im Abgas verschiedener Emittenten (< PM 2,5 und < PM 10) - Projekt I: Anlagen der Zement-, Glas-, Keramik- und Metallindustrie, Asphaltmischanlagen, Schwerölfeuerungsanlagen. Bayerisches Landesamt für Umweltschutz und TÜV Süddeutschland.
- LfULG (2007): Emissionsminderung in der Legehennenhaltung (Schriftenreihe, Heft 3/2007).
- LfULG (2008): Quantifizierung von Emissionen in der Rinderhaltung (Schriftenreihe, Heft 33/2008).
- LfULG (2011): Leitfaden Luftreinhaltepläne in Sachsen (Schriftenreihe, Heft 30/2011).
- LOHMEYER (2000): Klimaökologische Bewertung des Flächennutzungsplanes der Stadt Chemnitz. Projekt-Nr. 2193. Ingenieurbüro Lohmeyer GmbH & Co. KG im Auftrag der Stadt Chemnitz. März 2000.
- LOHMEYER (2004): Berechnung der Kfz-bedingten Feinstaubemissionen infolge Aufwirbelung und Abrieb für das Emissionskataster Sachsen. Ingenieurbüro Dr.-Ing. Achim Lohmeyer, Radebeul unter Mitarbeit der IFEU Heidelberg GmbH und der TU Dresden, Institut für Verkehrsökologie. Projekt 2546, November 2004. Gutachten im Auftrag von: Sächsischen Landesamt für Umwelt und Geologie, Dresden. Herunterladbar unter <http://www.lohmeyer.de/Literatur.htm>.
- LOHMEYER, A., DÜRING, I., LORENTZ, H., SÖRGEL, C., ZIPPACK, L., HOFFMANN, T. (2006): Entwicklung eines Prognosemodells für Feinstaubkonzentrationen an verschiedenen Messorten des Luftüberwachungssystems Sachsen-Anhalt (LÜSA). Ingenieurbüro Lohmeyer GmbH & Co. KG, Karlsruhe / Radebeul, Mai 2006: 8-37.
- LOHMEYER (2009): Aktualisierung des MLuS 02, geänderte Fassung 2005 bezüglich Emission, Lärmschutzmodul, NO/NO₂-Konversion, Vorbelastung und Fortschreibung 22. BImSchV, FE 02.0255/2004/LRB. Ingenieurbüro Lohmeyer GmbH & Co. KG, Radebeul. Projekt 70405-08-01. Sachstandsbericht vom 29.06.2009. Gutachten im Auftrag von: Bundesanstalt für Straßenwesen, Bergisch Gladbach.

- LOHMEYER (2011): Einbindung des HBEFA 3.1 in das FIS Umwelt und Verkehr sowie Neufassung der Emissionsfaktoren für Aufwirbelung und Abrieb des Straßenverkehrs. Ingenieurbüro Lohmeyer GmbH & Co. KG, Radebeul unter Mitarbeit der TU Dresden sowie der BEAK Consultants GmbH. Projekt 70675-09-10, Juni 2011. Gutachten im Auftrag von: Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie, Dresden.
- LUDES, G., SIEBERS, B., KUHNBUSCH, T., QUASS, U., BEYER, M., WEBER, F. (2008): UBA-Forschungsbericht 205 45 130 - Feinstaub und NO₂ - Entwicklung und Validierung einer Methode zur immissionsseitigen dynamische Verkehrssteuerung. Abschlussbericht. August 2008.
- 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.
- PALMGREN, F., WAHLIN, P., BERKOWICZ, R., KETZEL, M., ILLERUP, J. B., NIELSEN, M., WINTHER, M., GLASJUS, 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/rapporter/FR460.PDF
- PREGGER, T. (2006): Ermittlung und Analyse der Emissionen und Potenziale zur Minderung primärer anthropogener Feinstäube in Deutschland. Dissertation, IER Universität Stuttgart.
- RAUTERBERG-WULFF, A. (1999a): Determination of Emission Factors for Tire Wear Particles up to 10 µm by Tunnel Measurements. Paper presented at 8th 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.
- SCHNEIDER & BÜSCHER (2006): Emissionsfaktoren in der Geflügelmast. Landtechnik 61, pp. 90–91.
- SCHNEIDER, J. UND LORBEER, G. (2002): Inhaltsstoffe von PM10- und PM2,5 an zwei Messstationen. Berichte BE-208. Umweltbundesamt GmbH, Wien, Juni 2002. ISBN 3-85457-649-8.
- SCHULZE, E. (2002): Räumliche und zeitliche Analyse von kontinuierlichen Luftschadstoffmessungen in Berlin. Einfluss von Regen und Luftfeuchte auf die PM10-Emission und -Immission. Diplomarbeit an der Technischen Universität Dresden, Institut für Geographie, Lehrstuhl für Landschafts- und Geoökologie zur Erlangung des akademischen Grades Diplom-Geographin.
- SKIERA, B., ALBERS, S. (1998): Regressionsanalyse, Vorabversion des Beitrags: Albers, S. / Skiera, B. (1999), "Regressionsanalyse", in: Herrmann, A. / Homburg, C. (Hrsg.), "Marktforschung. Grundlagen - Methoden - Anwendungen", Wiesbaden, S. 205-236, Februar 1998: 1-7. http://prodman.wuwien.ac.at/~mild/Skiera_regressionsanalyse.pdf [16.05.2007].
- SFI (2001): Handbuch WinMISKAM. SFI GmbH - Software für Immissionsberechnungen, Karlsruhe, Stand 01/2001.
- SMU (1997): Klimatologische Grundlagen für die Landes- und Regionalplanung. In: Materialien zur Landesentwicklung 1/1997, Hrsg.: Staatsministerium für Umwelt und Landesentwicklung (SMU).
- SMUL (2008): Immissionsschutzrechtliche Regelung. Rinderanlagen. Sächsisches Staatsministerium für Umwelt und Landwirtschaft. März 2008.
- SMUL - Sächsisches Staatsministerium für Umwelt und Landwirtschaft (2009a): Forschungs- und Entwicklungsvorhaben: Einfluss kleiner Holzfeuerungen auf die Immissionssituation - Teil Immissionsmessung. Az: 13-0345.42/275. Berichtszeitraum 01.10.2007 - 31.03.2008.
- SMUL - Sächsisches Staatsministerium für Umwelt und Landwirtschaft (2009b): Forschungs- und Entwicklungsvorhaben: Untersuchung der sommerlichen Belastung mit Holzverbrennungstracern in Seiffen. Az: 13-0345.42/275. Berichtszeitraum 15.08. bis 04.09.2008.
- Stadt Leipzig (2001): Bericht Verträglichkeitsanalyse Hauptverkehrsstraßennetz Leipzig/Umweltmonitoring. Kassel, März 2001.
- Stern, R. (2006): FE-Vorhaben UFOPLAN Nr. 202 43 270. Anwendung des REM-CALGRID-Modells für die Immissionsprognose 2010 und 2020 in Deutschland auf der Basis hoch aufgelöster Emissionsdaten. Auftraggeber: Umweltbundesamt Dessau. Freie Universität Berlin, Institut für Meteorologie, Troposphärische Umweltforschung. Mai 2006.
- STEVEN, H. (2009): Draft Cross reference between the traffic situations of HBEFA 2.1 and HBEFA 3.1. Status: 18.09.2009.
- TAKAI, H., PEDERSEN, S., JOHNSON, J.O. (1998): Concentrations and emissions of airborne dust in livestock buildings in Northern Europe. Journal of Agricultural Engineering Research, Vol. 70, pp. 59-77, 1998.
- TA Luft (2002): 1. Allg. Verwaltungsvorschrift zum Bundes-Immissionsschutzgesetz (Technische Anleitung zur Reinhaltung der Luft - TA Luft). GMBI. 2002, Heft 25 - 29, S.511 - 605).
- TNO (2009): Regional Modelling of Particulate Matter for the Netherlands. Technical Report BOP. Report Nr. 555004001. TNO Built Environment and Geosciences, Apeldoorn, Netherlands.

- UBA (2007): Neuentwicklungen von regional hoch aufgelösten Wetterlagen für Deutschland und Bereitstellung regionaler Klimaszenarios auf der Basis von globalen Klimasimulationen mit dem Regionalisierungsmodell WETTREG auf der Basis von globalen Klimasimulationen mit ECHAM5/MPI-OM T63L31 2010 bis 2100 für die SRES-Szenarios B1, A1B und A2. Forschungsprojekt im Auftrag des Umweltbundesamtes, FuE-Vorhaben Förderkennzeichen 204 41 138, Spekat, A., Enke, W., Kreienkamp, F., Januar 2007.
- UBA (2008): Effiziente Bereitstellung aktueller Emissionsdaten für die Luftreinhaltung. Forschungsbericht 205 42 322, UBA-FB 001217. (Struschka, M., Kilgus, D., Springmann, M., Baumbach, G.) Universität Stuttgart, Institut für Verfahrenstechnik und Dampfkesselwesen (IVD) unter Mitwirkung der Landesinnungsverbände des Schornstefegerhandwerks von Baden-Württemberg, Bayern, Sachsen und Nordrhein-Westfalen sowie der Kaminkehrer-Innung Niederbayern. Texte 44/08. ISSN 1862-4804.
- UBA (2010): Daten zur Umwelt - Umweltzustand in Deutschland. Staub-Emissionen <http://www.umweltbundesamt-daten-zur-umwelt.de/umweltdaten/public/theme.do?nodeldent=3579>
letzter Zugriff 12.11.2010
- UBA (2010): Handbuch Emissionsfaktoren des Straßenverkehrs, Version 3.1/Januar 2010. INFRAS AG Bern/Schweiz in Zusammenarbeit mit IFEU Heidelberg. Hrsg.: Umweltbundesamt Berlin. <http://www.hbefa.net/d/start.html>.
- US-EPA Environmental Protection Agency (1995): Compilation of air pollutant emission factors. Vol. I: Stationary point and area sources, 5th edition, AP-42, Washington January 1995.
- VDI 3783 Blatt 9 (2005): Umweltmeteorologie Prognostische mikroskalige Windfeldmodelle, Evaluierung für Gebäude- und Hindernisströmung. VDI/DIN-Handbuch Reinhaltung der Luft, Band 1b. November 2005.
- VDI 3790, Blatt 3 (2010): Umweltmeteorologie - Emissionen von Gasen, Gerüchen und Stäuben aus diffusen Quellen: Lagerung, Umschlag und Transport von Schüttgütern. Hrsg.: Kommission Reinhaltung der Luft (KRdL) im VDI und DIN - Normenausschuss, Düsseldorf, September 2008.
- VDI 3894, Blatt 1 (2009): Entwurf: Emissionen und Immissionen aus Tierhaltungsanlagen - Haltungsverfahren und Emissionen - Schweine, Rinder, Geflügel, Pferde. Stand: 10/2009.

Anhang A1: PM_x-Emissionsanteile (Industrie)

Anlage	Quelle	Einsatzstoff	Abgasreinigung	EF PM	PM2.5	PM10
					%	%
Zementwerk	Abgas Lepolofen		Elektrofilter		51	87
	Klinkerkühler Lepolofen		Elektrofilter		68	99
	Wärmetauscherofen Direktbetrieb		Elektrofilter		84	97
Feinkeramik	Wärmetauscherofen		Elektrofilter		66	97
	Isostatische Presse		Gewebefilter		60	88
Glasindustrie	Flachglasherstellung		Kalkzugabe, Elektrofilter		48	94
	Behälterglasherstellung		Kalkzugabe, Elektrofilter		56	95
	Behälterglasherstellung		Kalkreaktor, Gewebefilter		-	-
Aluminiumschmelze	Schmelzofen		Kalkreaktor, HOK Zugabe, Gewebefilter		75	99
	Spänetrockner		TNV, Kühler, Gewebefilter		53	95
Eisengießerei	Kupolofen Oberlichtabsaugung		Gewebefilter		47	88
	Induktionsofen		Gewebefilter		50	78
	Sandaufbereitung Nassguss		Gewebefilter		38	88
	Abgas Kupolofen		Zyklon, Venturiwäscher, Rekuperator		88	96
	Auspacktrommel mit Gusstransport		Gewebefilter		18	79
Asphaltmischanlage	Absaugung Sandaufbereitung		Elektrofilter		18	79
	Abluft Misch- und Trockentrommel		Gewebefilter		33	95
Siliziumherstellung	Elektro-Niederschichtöfen		Gewebefilter		41	96
	Schweröfenerzeugung mit SNCR		Additiv		70	91
	ohne SNCR		Additiv		66	87

Quelle: LfU Bayern (2000): Grundsatzuntersuchung über die Ermittlung der Korngrößenverteilung im Abgas verschiedener Emittenten (< PM 2.5 und < PM 10)

Düngemittelherstellung			ja		78	95
Düngemittelherstellung			ja		36	97
Brecheranlage	Kalkstein/Dolomit		ja		22	72
Zementherstellung	Drehrohrofen		ja		75	97
Zementherstellung	Klinkerkühlung		ja		4	37
Zementherstellung	Drehrohrofen		ja		51	87
Zementherstellung	Klinkerkühlung		ja		68	99
Eisengießerei			ja		55	99
Eisengießerei			ja		50	97
Holzspantrocknung			ja		95	99
Aluminiumschmelzanlage			ja		75	99
Feinkeramikerstellung			ja		60	94
Flachglasherstellung			ja		48	94
Asphaltmischanlage			ja		33	96
Spritzlackierung von Automobilen			ja		85	98

Quelle: Pregger (2006): Ermittlung und Analyse der Emissionen und Potenziale zur Minderung primärer anthropogener Feinstäube in Deutschland. Tab. 3-19

		kg/t		
Umschlag Getreide/Futtermittel		0.0625-0.125	14	49
Umschlag sonstige Güter		0.007 - 0.05	5	35

Quelle: Pregger (2006): Ermittlung und Analyse der Emissionen und Potenziale zur Minderung primärer anthropogener Feinstäube in Deutschland. Tab. 3-21

Zementindustrie	Drehrohrofen (DRO), Direktbet BK-Staub, Altöl		EGR (horizontal)	77 - 88	95 - 98
Zementindustrie	Drehrohrofen (DRO), Verbund BK-Staub, Altöl		EGR (horizontal)	65 - 74	95 - 98
Zementindustrie	Rostkühler Messung M1,		Gewebeabscheider	2.5 - 4.7	39 - 48
Zementindustrie	Rostkühler Messung M2,		Gewebeabscheider	1.2 - 3.6	19 - 26
Kupferindustrie	Konverter,	Koks	Schlauchabscheider	76 - 78	95 - 97
Braunkohleveredlung	Industriekraftwerk (IKW),	Extrahierte Trockenbraunk	EGR (horizontal), Wäscher	69 - 80	88 - 93
Zuckerindustrie	Industriekraftwerk (IKW),	Braunkohlenbrikett	EGR (horizontal)	70 - 77	86 - 98
Wirbelschichtfeuerung	Industriekraftwerk (IKW),	Rohbraunkohle	EGR (horizontal)	63 - 68	94 - 99
Kleinfeuerungsemissior	Durchbrandöfen	Braunkohlenbrikett		76 - 95	88 - 98

Quelle: Feinstaubemissionsuntersuchungen in S-At: PM10-, PM2,5- und PM1,0-Emissionen aus Industrie und Hausbrand. Berichte des LfU Sachsen-Anhalt 2001 - Sonderheft 1

Anlage	Quelle	Einsatzstoff	Abgasreinigung	EF PM	PM2.5	PM10
					%	%
Zementindustrie	Drehrohrofen (DRO), Direktbet BK-Staub, Altöl		EGR (horizontal)		82	97
Zementindustrie	Drehrohrofen (DRO), Verbund BK-Staub, Altöl		EGR (horizontal)		70	96
Zementindustrie	Lepolofen	Kohle, Altöl, Altreifen	EGR		50	92
Zementindustrie	Wärmetauscher	Schweröl, Altreifen	EGR		75	99
Zementindustrie	Wärmetauscher	Schweröl, Altreifen	EGR		62	100
Zementindustrie	Drehrohrofen (DRO), Direktbet BK-Staub, Rohmehl		EGR		78	96
Zementindustrie	Drehrohrofen (DRO), Direktbet BK-Staub, Rohmehl		EGR		56	90
Zementindustrie	Drehrohrofen (DRO), Direktbet BK-Staub, Rohmehl		EGR		49	91
Zementindustrie	Klinkerkühler		FF		3,8	43,3
Zementindustrie	Klinkerkühler		FF		2,6	23,6
Zementindustrie	Klinkerkühler		EGR, multi-CC, CC		64,5	98
Glasherstellung	Glas	Gas	Kalksorption, EGR		53,5	95,3
Glasherstellung	Flachglas	Gas	EGR, FGD		44,8	93,2
Glasherstellung	Becherglas	Gas	FF		53,3	93,4
Glasherstellung	Becherglas- Bearbeitung		FF		49,5	83,9
Asphaltmischanlage			FF		29,2	93,1
Feinkeramikerstellung			FF		57,4	94,9
Naturstein	Brecher Kalkstein		FF		14,2	69,2
Naturstein	Sieben Kalkstein		FF		5,9	59,2
Sand	Aufbereitung		FF		11,9	68,7
Sand	Trocknung		FF		18,9	87,3
Naturstein	Lehm, Gley		FF		34,4	80,4

Quelle: Ehrlich, C., Noll, G. et al. (2007): PM10, PM2.5 and PM1.0-Emissions from industrial plants - Results from measurement programmes in Germany. Table 2

Anlage	Quelle	Einsatzstoff	Abgasreinigung	EF PM	PM2.5	PM10	
					%	%	
Steinkohlaufbereitung (Trocknen)				0,025	kg/t	16	31
Steinkohlenkettierung				0,180	kg/t	16	30
Steinkohlenkokeieren				0,150	kg/t	46	64
Braunkohlaufbereitung				0,400	kg/t	16	30
Braunkohlenkettierung				0,400	kg/t	16	30
Holzkohleproduktion				1,550	kg/t	80	95
Refination von Erdöl				0,011	kg/t Rohöl	72	97
Roheisenproduktion				0,750	kg/t	16	60
Sinterproduktion				0,465	kg/t	33	69
Aufblasstahlproduktion				0,150	kg/t	80	90
Elektrostahlproduktion				0,186	kg/t	61	90
Eisen-, Stahl- und Temper (EST)-Gießereien				0,200	kg/t	40	79
Leichtmetallgießereien				0,366	kg/t	48	76
Buntmetallgießereien				0,366	kg/t	48	76
Produktion von Ferrolegierungen				0,240	kg/t	49	83
Primäraluminiumproduktion				2,960	kg/t	33	69
Umschmelz aluminiumsproduktion				0,500	kg/t	58	95
Primärkupferproduktion				0,100	kg/t	80	95
Sekundärkupferproduktion				0,600	kg/t	70	90
Primärbleiproduktion				0,100	kg/t	50	95
Sekundärbleiproduktion				0,100	kg/t	50	95
Bleioxidproduktion				0,430	kg/t	60	90
Primärzinkproduktion				0,100	kg/t	80	90
Sekundärzinkproduktion				0,100	kg/t	60	90
Nickelproduktion				0,600	kg/t	50	83
Feuerverzinkung				0,020	kg/t	58	82
Kalkproduktion				0,201	kg/t	42	77
Gipsproduktion				0,066	kg/t	36	67
Zementproduktion				0,250	kg/t	50	81
Produktion von feuerfestem Zement, Mörtel				0,250	kg/t	50	81
Betonmischwerke				0,024	kg/t	10	28
Leichtzuschlagstoffproduktion				0,166	kg/t	43	63
Ziegelproduktion				0,147	kg/t	50	81
Produktion von feuerfesten Materialien				0,147	kg/t	50	81
Aufbereitung von Feldspat				0,170	kg/t	12	32
Keramikproduktion				0,159	kg/t	60	94
Aufbereitung von Bentoniten				0,079	kg/t	59	91
Glasproduktion				0,070	kg/t	45	76
Glasfaserdämmstoffproduktion				0,301	kg/t	70	90
Textilglasfaserverproduktion				0,070	kg/t	70	90
Mineralfaserproduktion				0,401	kg/t	70	90
Schleifmittelproduktion				0,007	kg/t	11	56
Aufbereitung von Sand und Kies				0,017	kg/t	15	82
Schotterwerke, Aufbereitung von Natursteinen				0,038	kg/t	9	62
Aufbereitung von Flußspat				0,375	kg/t	10	48
Gewinnung von Stein-/Hütten-/Salinsalz				0,085	kg/t	5	9
Gewinnung von Kalisalz				0,150	kg/t	5	9
Produktion von Asphaltmischgut				0,006	kg/t	40	96
Produktion von Bitumenendachbahnen				0,063	kg/t	35	98
Rußproduktion				0,250	kg/t	49	90
Siliziumproduktion				0,026	kg/t	41	96
Kalziumkarbidproduktion				0,470	kg/t	50	80
Adipinsäureproduktion				0,005	kg/t	70	90
Phtalsäureanhydridproduktion				0,425	kg/t	70	90
Polyvinylchloridproduktion				0,175	kg/t	50	90
Polypropylenproduktion				0,075	kg/t	50	90
Vulkanisation/Gummiverarbeitung				0,103	kg/t	50	90
Polysterfaserproduktion				0,145	kg/t	56	86
Polyamidfaserproduktion				0,221	kg/t	56	86
Polyolefinfaserproduktion				0,010	kg/t	56	86
Polyacrylfaserproduktion				0,519	kg/t	56	86
Zellulosefaserproduktion				0,071	kg/t	56	86
Farben- und Lackproduktion				0,055	kg/t	50	80
Produktion von Stickstoff-Düngemitteln				1,060	kg/t	30	70
Produktion von Phosphor-Düngemitteln				0,410	kg/t	20	65
Produktion von Kali-Düngemitteln				0,320	kg/t	15	47
Mischen und Abfüllen von Düngemitteln				0,111	kg/t	15	53
Fluorwasserstoffproduktion				0,016	kg/t	50	90
Phosphorsäureproduktion				0,130	kg/t P2O5	50	90
Natriumcarbonatproduktion				0,142	kg/t	50	90
Schwefelsäureproduktion				0,030	kg/t Schwefel	48	87
Borsäureproduktion				0,110	kg/t	3	11
Spanplattenproduktion				0,300	kg/t	51	77
Sperholz- und Furnierholzproduktion				0,130	kg/m³	60	80
Zellstoffproduktion				0,071	kg/t Pulpe	50	77
Räuchereien				1,035	g/t Rauchergut	90	95
Grastrocknung				1,700	kg/t	41	53
Kaffeeröstereien				0,090	kg/t	59	61
Bierproduktion				0,019	kg/t	15	50
Malzrösten				0,070	kg/t	59	61
Zuckerproduktion				0,160	kg/t	31	55
Lackierereien				3,460	kg/Lack	78	82
Aufbereitung von Bauschutt, Straßenaufbruch				0,042	kg/t	15	48
Abfallaufbereitung, Sortierung				0,019	kg/t	15	48
Kalwalzwerk Aluminium				0,015	kg/t Aluband	40	75
NE-Metallpulverherstellung				0,036	kg/t	80	90
Druckanlagen				0,223	g/t Lösemittel	50	90
Strahlanlagen				0,135	g/Beschäftigte	40	80
Produktion von Hartbrandkohlen/Elektrographit				0,255	kg/t	80	95
Papierproduktion				0,015	kg/t	80	95
Behandlung edelmetallhaltiger Abfälle				0,232	kg/t	80	95
Pflanzenölherstellung				0,065	kg/t Saatgut	10	40
Aluminiumoxidproduktion				0,005	kg/t	30	80
Schneiereien (Holzbe- und -verarbeitung)				15,660	g/Beschäftigte	14	80
Korundherstellung				0,285	kg/t	70	80
Motorenprüfstände				0,070	g/Beschäftigte	85	95
Magnetherstellung				1,043	g/Beschäftigte	50	80
Oberflächenbehandlung von Metallen				0,026	g/Beschäftigte	20	40
Baugroesse (diffus)				0,183	kg/m³	5	50
Umschlag Getreide/Futterm., Seeschiffe				0,125	kg/t	14	49
Umschlag Getreide/Futterm., Binnenschiffe				0,125	kg/t	14	49
Umschlag Getreide/Futterm., LKW, Bahn				0,063	kg/t	14	49
Umschlag chemische Düngemittel				0,050	kg/t	5	35
Umschlag natürliche Düngemittel				0,025	kg/t	5	35
Umschlag Braunkohlen				0,025	kg/t	5	35
Umschlag Steinkohlen, Steinkohlekoks				0,075	kg/t	5	35
Umschlag Kohlebräts				0,025	kg/t	5	35
Umschlag Petrolkoks				0,044	kg/t	5	35
Umschlag Eisenerze				0,050	kg/t	5	35
Umschlag Bauxit, Aluminiumerze				0,150	kg/t	5	35
Umschlag sonstige NE-Metallerze				0,050	kg/t	5	35
Umschlag Sand/Kies, Natursteine				0,018	kg/t	5	35
Umschlag Zementklinker				0,015	kg/t	5	35
Umschlag Gips				0,075	kg/t	5	35
Umschlag Kali-, Stein- und Siedesalz				0,075	kg/t	5	35
Umschlag Schwefelkies				0,010	kg/t	5	35
Umschlag Schwefel				0,075	kg/t	5	35
Umschlag Eisen- und Stahlabfälle				0,025	kg/t	5	35

Quelle: Pregger (2006): Ermittlung und Analyse der Emissionen und Potenziale zur Minderung primärer anthropogener Feinstäube in Deutschland. Anhang Tab. 0-2

Anhang A2: PM_x-Emissionsanteile (Großfeuerungsanlagen)

Einsatzstoff	Art	Abgasreinigung	BRD 2000				
			EF PM kg/TJ	PM kt/a	PM10 %	PM2.5 %	PM1
Braunkohle	öffentliche Kraft-/Heizwerke		3,86	6	91	77	
Steinkohle	öffentliche Kraft-/Heizwerke		3,89	4,7	91	79	
Heizöl- und Mineralölprodukte	öffentliche Kraft-/Heizwerke		4,35	0,18	90	81	
Gase	öffentliche Kraft-/Heizwerke		0,29	0,14	100	100	
Braunkohle	industrielle Heiz-/Kraftwerke		16,1	1,47	91	77	
Steinkohle	industrielle Heiz-/Kraftwerke		5,25	1,1	90	74	
Heizöl- und Mineralölprodukte	industrielle Heiz-/Kraftwerke		5,57	1,35	88	79	
Gase	industrielle Heiz-/Kraftwerke		0,24	0,17	100	100	
Abfallverbrennung			0,5	0,05	100	82	

Quelle: Pregger (2006): Ermittlung und Analyse der Emissionen und Potenziale zur Minderung primärer anthropogener Feinstäube in Deutschland. Abb. 4-6 bzw. Anhang Tab. 8-1

Steinkohle	Kraftwerk	ja	91	79
Heizöl S, Erdgas	Industriekraftwerk	ja	93	84
Braunkohle	Industriekraftwerk	ja	91	74-77
Holz, Holzreste	Industriekraftwerk	ja	92	71
Heizöl S	Industriekraftwerk	ja	96	75

Quelle: Pregger (2006): Ermittlung und Analyse der Emissionen und Potenziale zur Minderung primärer anthropogener Feinstäube in Deutschland. Tab. 3-16

Braunkohle	Kraftwerk 180 MW	ESP, Wäscher	91	76	52
Braunkohle	Wirbelschichtfeuerung 119 MW	MESP, FGD, NOx	97	66	26
Steinkohle	Kraftwerk 1000 MW	ESP, FGD, NOx	88	69	51
Steinkohle	Kraftwerk 1000 MW	ESP, FGD, NOx	91	72	50
Schweröl	Verbrennung 10 MW	Additive	98	82	64
Schweröl	Verbrennung 10 MW	Additive	91	65	50
Schweröl	Verbrennung 10 MW	Additive, SNCR	97	78	56
Schweröl	Verbrennung 10 MW	Additive, SNCR	94	68	51
Dampf, Schweröl	Verbrennung	SNCR	93	69	49
Schweröl	Verbrennung 270 MW	NOx	87	71	63
Schweröl	Verbrennung 270 MW	Additive, Nox	94	86	77
Schweröl	Verbrennung 270 MW	NOx	97	89	76
Schweröl	Verbrennung 270 MW	Additive, Nox	96	87	69
Sägespäne	Rostbefeuerung 1.4 MW	CC	99	70	49
Sägespäne	Rostbefeuerung 1.4 MW	CC	98	68	45
Sägespäne	Rostbefeuerung 0.8 MW	CC	98	63	36
Hackschnitzel	Rostbefeuerung 3 MW	CC	98	92	85
Spanplattenreste	Rostbeschicker 2.3 MW	Multi-CC	95	73	59
Holzstücke, Sägespäne	Rostbefeuerung 1.1 MW	CC	90	55	43
Holzabfall, Hackschnitzel	Rostbefeuerung 2 MW	ESP	98	67	62
Hackschnitzel, Holz	Rostbefeuerung 7-9 MW	ESP	74	54	46
Gas, Holz, Hackschnitzel	Rostbefeuerung 7-9 MW	ESP	81	57	46
Holzabfall, Hackschnitzel	Rostbefeuerung 15 MW	ESP	87	53	34
Hackschnitzel	Rostbefeuerung 1.5 MW	CGC, multi-CC	100	100	96
Hackschnitzel	Rostbefeuerung 1.5 MW	CGC, multi-CC	100	97	93
Dampf, Altholz	Kraftwerk	CC, FF, Nox	80	31	14

Quelle: Ehrlich, C., Noll, G. et al. (2007): PM10, PM2.5 and PM1.0-Emissions from industrial plants - Results from measurement programmes in Germany. Table 2

Anhang A3: PM_x-Emissionsanteile (kleine Feuerungsanlagen)

	Einsatzstoff	Art	Abgasreinigung	EF PM	PM10	PM2.5	PM1
				kg/TJ	%	%	%
Haushaltsfeuerung	Steinkohlekoksfeuerung			16	100	100	
Haushaltsfeuerung	Steinkohlefeuerung ABL			86	100	99	
Haushaltsfeuerung	Steinkohlefeuerung NBL			92	100	100	
Haushaltsfeuerung	Braunkohlefeuerung ABL			89	96	88	
Haushaltsfeuerung	Braunkohlefeuerung NBL			88	96	88	
Haushaltsfeuerung	Öffeuerung EL			1,7	100	100	
Haushaltsfeuerung	Gasfeuerung			0,03	100	100	
Haushaltsfeuerung	Torffeuerung			350	98	93	
Haushaltsfeuerung	Holzfeuerung			116	97	90	
Kleinverbraucher	Steinkohlekoksfeuerung			17	100	100	
Kleinverbraucher	Steinkohlefeuerung			18	98	95	
Kleinverbraucher	Braunkohlefeuerung ABL			89	96	88	
Kleinverbraucher	Braunkohlefeuerung NBL			88	96	88	
Kleinverbraucher	Öffeuerung S			38	83	67	
Kleinverbraucher	Öffeuerung EL			1,7	100	100	
Kleinverbraucher	Gasfeuerung			0,03	100	100	
Kleinverbraucher	Holzfeuerung			73	95	82	
Quelle: Pregger (2006): Ermittlung und Analyse der Emissionen und Potenziale zur Minderung primärer anthropogener Feinstäube in Deutschland. Tab. 3-17 und 3-18							
Haushaltsfeuerung	Braunkohle LAUBAG				93	85	77
Haushaltsfeuerung	Braunkohle LAUBAG				92	84	76
Haushaltsfeuerung	Braunkohle MIBRAG				96	84	64
Haushaltsfeuerung	Braunkohle MIBRAG				91	81	63
Haushaltsfeuerung	Braunkohle Polnische				96	81	65
Haushaltsfeuerung	Braunkohle Polnische				94	77	63
Haushaltsfeuerung	Braunkohle Baschkirische				91	81	71
Haushaltsfeuerung	Braunkohle MIBRAG				94	86	75
	Hackschnitzel	Feuerungsanlage 175 kW	CC		94	84	80
	Pressplatten	Feuerungsanlage 175 kW	CC		99	86	80
	Hackschnitzel	Feuerungsanlage 150 kW	nein		95	72	67
	Hackschnitzel	Feuerungsanlage 150 kW	nein		100	94	87
	Tischlerabfall	Feuerungsanlage 150 kW	nein		74	58	53
	Farbstoffabfall	Feuerungsanlage 150 kW	nein		71	44	39
	Rundholz	Feuerungsanlage 450 kW	multi-CC		100	97	89
	Rundholz	Feuerungsanlage 450 kW	multi-CC		98	80	63
	Rundholz Buche	Kleinfeuerungsanlage 9 kW	nein		99	96	93
	Rundholz Buche	Kleinfeuerungsanlage 9 kW	nein		98	90	71
	Rundholz Kiefer	Kleinfeuerungsanlage 9 kW	nein		99	95	92
	Rundholz Kiefer	Kleinfeuerungsanlage 9 kW	nein		99	98	94
	Rundholz Buche	Kaminöfen 6 kW	nein		100	98	87
	Rundholz Buche	Kaminöfen 6 kW	nein		98	96	87
	Holzpellets	Pelletöfen 8.5 kW	nein		99	95	93
Quelle: Ehrlich, C., Noll, G. et al. (2007): PM10, PM2.5 and PM1.0-Emissions from industrial plants - Results from measurement programmes in Germany. Table 4							
Haushaltsfeuerung	Heizöl EL	Ölöfen mit Verdampfungsbrennern, Heizkessel mit Ölgebläseburner	k. A.		100	100	85
Haushaltsfeuerung	Steinkohlen	Dauerbrandöfen, Kachelöfen, Kamine, Kaminöfen, Badeöfen, Herde	k. A.		95	85	78
Haushaltsfeuerung		Heizkessel	k. A.		95	85	78
Haushaltsfeuerung	Steinkohlenkoks, Steinkohlenbriketts	Dauerbrandöfen, Kachelöfen, Kamine, Kaminöfen, Badeöfen, Herde	k. A.		95	86	72
Haushaltsfeuerung		Heizkessel	k. A.		95	86	72
Haushaltsfeuerung	Braunkohlenbriketts	Dauerbrandöfen, Kachelöfen, Kamine, Kaminöfen, Badeöfen, Herde	k. A.		95	85	78
Haushaltsfeuerung		Heizkessel	k. A.		95	85	78
Haushaltsfeuerung	naturbelassenes Holz	Dauerbrandöfen, Kachelöfen, Kamine, Kaminöfen, Badeöfen, Herde	k. A.		99	96	92
Haushaltsfeuerung	Holzpellets	Pelletöfen	k. A.		99	95	93
Haushaltsfeuerung		Heizkessel	k. A.		97	84	80
Haushaltsfeuerung	Stückholz	Heizkessel	k. A.		92	79	71
Haushaltsfeuerung	Holz hackschnitzel	Heizkessel	k. A.		94	87	84
Gewerbe, Handel, Dienstleistung	Heizöl EL	Ölöfen mit Verdampfungsbrennern, Heizkessel mit Ölgebläseburner	k. A.		100	100	85
Gewerbe, Handel, Dienstleistung	Braunkohlenbriketts	Dauerbrandöfen, Kachelöfen, Kamine, Kaminöfen, Badeöfen, Herde	k. A.		95	85	78
Gewerbe, Handel, Dienstleistung		Heizkessel	k. A.		95	85	78
Gewerbe, Handel, Dienstleistung	Steinkohlen	Dauerbrandöfen, Kachelöfen, Kamine, Kaminöfen, Badeöfen, Herde	k. A.		95	85	78
Gewerbe, Handel, Dienstleistung		Heizkessel	k. A.		95	85	78
Gewerbe, Handel, Dienstleistung	Steinkohlenkoks, Steinkohlenbriketts	Dauerbrandöfen, Kachelöfen, Kamine, Kaminöfen, Badeöfen, Herde	k. A.		95	86	72
Gewerbe, Handel, Dienstleistung		Heizkessel	k. A.		95	86	72
Gewerbe, Handel, Dienstleistung	naturbelassenes Holz	Dauerbrandöfen, Kachelöfen, Kamine, Kaminöfen, Badeöfen, Herde	k. A.		99	96	92
Gewerbe, Handel, Dienstleistung		Heizkessel handbeschickt	k. A.		92	79	71
Gewerbe, Handel, Dienstleistung		Einblasfeuerungen, Unterschubfeuerungen, Vorofenfeuerungen	k. A.		97	88	77
Gewerbe, Handel, Dienstleistung	Holzpellets	Pelletöfen	k. A.		99	95	93
Gewerbe, Handel, Dienstleistung		Heizkessel	k. A.		97	84	80
Gewerbe, Handel, Dienstleistung	Stückholz	Heizkessel	k. A.		92	79	71
Gewerbe, Handel, Dienstleistung	Holz hackschnitzel	Heizkessel	k. A.		94	87	84
Gewerbe, Handel, Dienstleistung	Holzwerkstoffe	Heizkessel handbeschickt	k. A.		92	79	71
Gewerbe, Handel, Dienstleistung		Einblasfeuerungen, Unterschubfeuerungen, Vorofenfeuerungen	k. A.		88	70	64
Quelle: UBA (2008): Effiziente Bereitstellung aktueller Emissionsdaten für die Luftreinhaltung. Texte 44/08 44							

Anhang A4: PMx-Emissionsanteile (Tierhaltung)

Tabelle 35: Übersicht Emissionsfaktoren Feinstaub (PM10, PM2,5) für die Tierhaltung

	Unterteilung	EMEP Haanel		RAINS'6		Pregger		KTBL (2006)		VDI 3894 Bl 1		BeMIT		Verschiedene		Quelle	Spannbreite EF PM2,5 kg/TP a	Empfehlung EF PM2,5 kg/TP a	
		PM10 kg/TP a	PM2,5 kg/TP a	PM10 kg/TP a	PM2,5 kg/TP a	PM10 kg/TP a	PM2,5 kg/TP a	PM10 kg/TP a	PM2,5 kg/TP a	PM10 kg/TP a	PM2,5 kg/TP a	PM10 kg/TP a	PM2,5 kg/TP a	PM10 kg/TP a	PM2,5 kg/TP a				
Rinder (außer Milchkuh)	mittlerer EF	0,22	0,14	0,4335	0,0984	0,432	0,098										0,096 - 0,14	0,14	
	Flüssigmist	0,22	0,21															0,21	
	Festmist	0,21	0,16															0,16	
Milchkühe	mittlerer EF	0,380,47	0,240,3	0,4335	0,0984												0,0984 - 0,3	0,24	
	Flüssigmist	0,7	0,45					0,1 - 1,0	0,022 - 0,40	1,0	0,4	0,76	0,167	0,2 - 0,33	*1 *		0,022 - 0,45	0,45	
	Festmist	0,36	0,25					0,3 - 0,75	0,066 - 0,165	0,4	0,069	0,76	0,167	0,22 - 0,76	*1, *2, *5		0,066 - 0,23	0,23	
Kälber	mittlerer EF	0,16	0,1															0,1	
	Flüssigmist	0,15	0,1					0,1 - 0,24	0,022 - 0,065	0,26	0,065	0,14	0,031	0,08			0,022 - 0,1	0,1	
	Festmist	0,16	0,1					0,1 - 0,2	0,022 - 0,044	0,2	0,044	0,11	0,024	0,11			0,022 - 0,1	0,1	
Färsen	mittlerer EF	0,210,22	0,140,15															0,14 - 0,15	0,14
	Flüssigmist	0,35	0,21															0,21	
	Festmist	0,24	0,16															0,16	
Mastbulen	mittlerer EF	0,240,25	0,160,17															0,16 - 0,17	0,16
	Flüssigmist	0,35	0,21					0,25 - 0,45	0,055 - 0,099	0,4	0,088	0,36	0,079	0,16 - 0,29			0,055 - 0,21	0,21	
	Festmist	0,24	0,16					0,1 - 0,4	0,022 - 0,088	0,25	0,077	0,36	0,079	0,28 - 0,33			0,022 - 0,16	0,16	
Mutorkühe	mittlerer EF	0,130,16	0,090,1															0,09 - 0,1	0,09
	Flüssigmist	0,7	0,45															0,45	
	Festmist	0,36	0,23															0,23	
Zuchtbullen	mittlerer EF	0,53	0,34															0,34	
	Flüssigmist	0,7	0,45															0,45	
	Festmist	0,36	0,23															0,23	
Schweine	mittlerer EF	0,30,28	0,05	0,4371	0,0778	0,293	0,0521											0,05 - 0,0778	0,05
	Flüssigmist	0,480,43	0,08															0,08	
	Festmist	0,56	0,094					0,12 - 0,06	0,022 - 0,155			0,36	0,065				0,022 - 0,155	0,073	
Aufzuchtferkel	mittlerer EF	0,170,14	0,03															0,03	
	Flüssigmist	0,19	0,029					0,07 - 0,14	0,0126 - 0,025	0,08	0,0144	0,08	0,0144				0,0126 - 0,029	0,029	
	Festmist																		
Mastschweine	mittlerer EF	0,420,43	0,069															0,069	
	Flüssigmist	0,43	0,069					0,18 - 0,38	0,032 - 0,068	0,24	0,043	0,26	0,047				0,032 - 0,069	0,069	
	Festmist	0,5	0,081					0,24 - 0,38	0,043 - 0,068	0,32	0,058	0,36	0,065				0,043 - 0,081	0,081	
Eber	mittlerer EF	0,44	0,07															0,07	
	Flüssigmist	0,42	0,069															0,069	
	Festmist	0,5	0,081															0,081	
Pferde, Esel, Maultiere	mittlerer EF	0,14	0,1			0,18	0,144											0,1 - 0,144	0,1
	Festmist	0,18	0,12															0,12	
Schafe	mittlerer EF					0,018	0,0144											0,0144	0,0144
Geflügel	mittlerer EF	0,0370,038	0,006	0,0473	0,0106													0,005 - 0,0105	0,005
	Legehennen	0,030,034	0,0050,006			0,00165	0,0002											0,00015 - 0,006	0,005
	Kügel Voliere Baden/Kölbunker	0,017 0,061	0,0021 0,0063					0,003 - 0,009	0,0003 - 0,0008	0,006 0,15	0,0065 0,133	0,008 0,012	0,0007 0,0291	0,01595 0,00222	*3 *6		0,0003 - 0,00232	0,0021	
Masthähnchen	mittlerer EF	0,051	0,0068			0,019	0,003	0,01 - 0,03	0,002 - 0,005	0,015	0,002	0,010	0,0029	0,03	0,0013	*4	0,0013 - 0,0068	0,0068	
	Puten/Truthühne	0,022	0,004			0,079	0,012											0,004 - 0,029	0,004
	Erlern/Sänke	0,031	0,004			0,016	0,007											0,004 - 0,007	0,004

Übersicht Emissionsfaktoren Feinstaub (PM10, PM2,5) für die Tierhaltung
 Hinweis: mittlere EF Spalte 3 und 4 sind Werte aus Haanel für BRD/Sachsen, hellgrün: PM2,5-Werte wurden anhand der %-Anteile an PM10 (nach Pregger, 2006, siehe Abschnitt 3.5.2.4) abgeschätzt
 Quellen: EMEP (2009, Appendix B, Tier 2 Tables), Haanel (2010), *1: LfULG (2008), *2: SMUL (2008), *3: LfULG (2007), *4: Cambra-Lopez (2010), *5: LfULG Sachsen: emissionsfaktoren021208.xls, *6: Kilmont et al (2002)

Anhang A5: Auswertung von Immissionsdaten an säch- sischen Stationen

Es wurden für Messstationen des sächsischen Luftschadstoffmessnetzes Datenauswertungen durchgeführt. Unter Verwendung der gewählten Ansätze für die Emissionsfaktoren von Feinstaub der Fraktion PM_{2,5} (siehe Abschnitt 4) und der Daten an Messstationen des städtischen Hintergrundes bzw. des Daten-Interpolationssystems IMMIKART werden die jeweiligen Konzentrationsbeiträge ermittelt und mit PM_{2,5}-Messwerten an sächsischen Messstationen verglichen. Der Schwerpunkt dieser Auswertung lag auf hoch belasteten Verkehrsmessstationen in Leipzig, Dresden und Chemnitz, an denen PM_{2,5} messtechnisch erfasst wird bzw. erfasst wurde.

A5.1 Leipzig - Station Mitte (Willy-Brandt-Platz/Am Hallischen Tor)

A5.1.1 Beschreibung der örtlichen Gegebenheiten

Leipzig-Mitte ist eine innerstädtische Messstelle. Der Messcontainer steht auf einer kleinen Grünfläche am Willy-Brandt-Platz an der Ecke zur Straße „Am Hallischen Tor“ (siehe Abbildung 36). Direkt vor der Messstelle befindet sich eine sehr große, Ampel geregelte Kreuzung (Tröndlinring/Gerberstraße/Am Hallischen Tor) mit mehreren Fahrspuren in jeder Richtung sowie Straßenbahnverkehr. Der Straßenraum im Kreuzungsbereich nördlich der Messstelle nimmt inkl. Straßenbahngleise ca. 40 m ein. Die Straßenbreite von „Am Hallischen Tor“ beträgt ca. 20 m. Die Verkehrsdichte ist hoch (ca. 40.000 bis 50.000 Kfz/Tag).

Die der Messstation nächstgelegene Bebauung ist ein flaches Schnellrestaurant (Höhe ca. 3 m) im Süden. Die weitere Bebauung gestaltet sich großflächig und wird durch mehrgeschossige Büro-, Geschäfts- und Hotelbauten geprägt. In den Jahren 2007 bis 2011 herrschten durch Abriss und Neubau nahegelegener mehrgeschossiger Gebäude (u. a. „Blehbüchse“) wechselnde Strömungsbedingungen im Nahfeld der Messstelle vor.

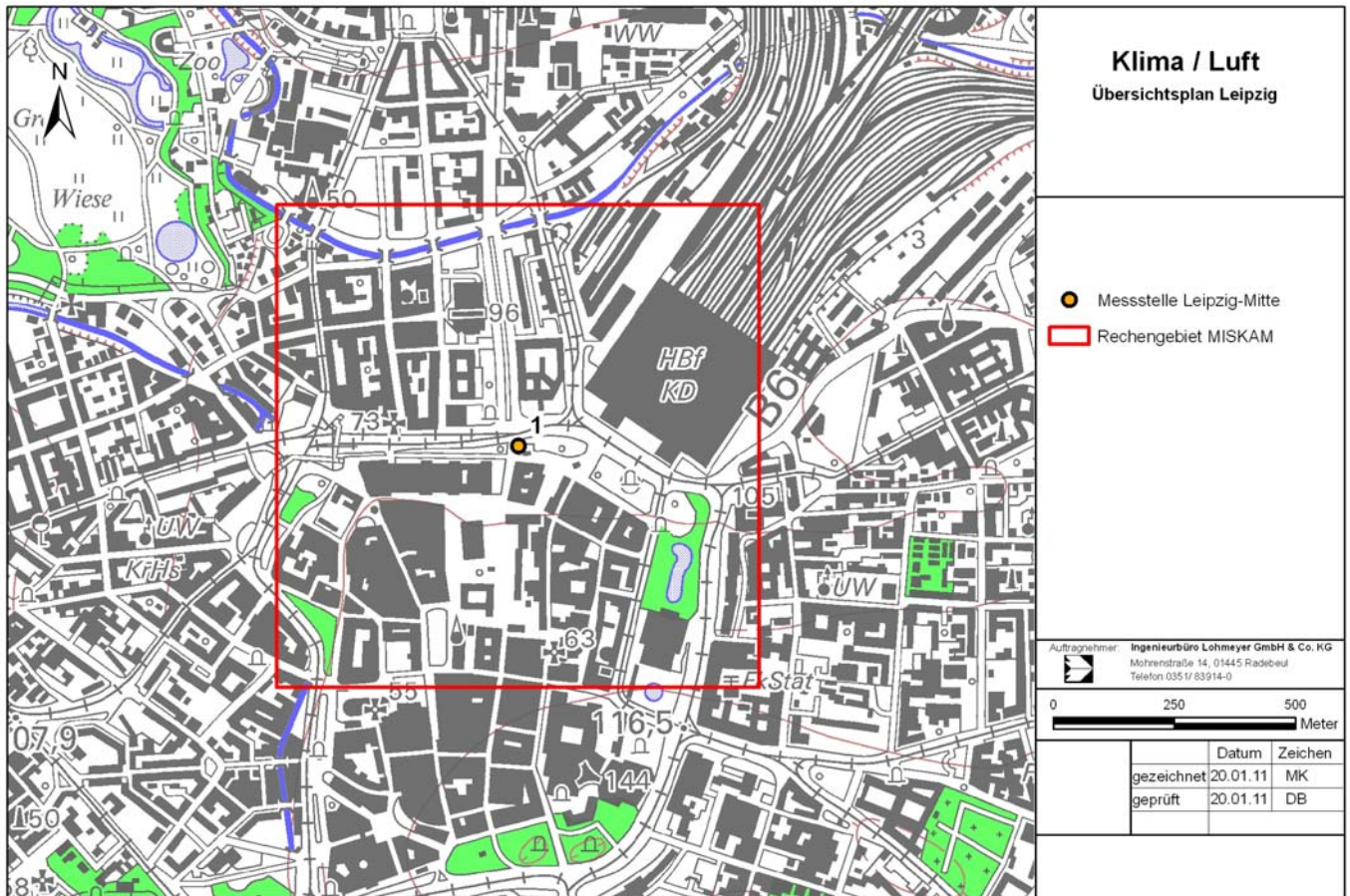


Abbildung 35: Übersicht Leipzig-Mitte

Bearbeitung: Ingenieurbüro Lohmeyer, Geobasisdaten: TK 25 © 2011, Staatsbetrieb Geobasisinformation und Vermessung Sachsen (GeoSN)



Abbildung 36: Blick auf die Einmündung der Straße „Am Hallischen Tor“, Messcontainer links

Foto: F. Schimmel (BfUL)

A5.1.2 Hintergrundbelastung

An der Station Leipzig-Mitte gab es keine explizite Hintergrundmessstelle, die kontinuierlich Daten über die Untersuchungszeiträume aufzeichnete. In Leipzig ist zur Messung der städtischen Hintergrundbelastung die LfULG-Dauermessstelle Leipzig-West (Nikolai-Rumjanzew-Str. 100) eingerichtet worden. Die Entfernung zur Messstelle Station Leipzig-Mitte beträgt ca. 6 km. An der Messstelle Leipzig-West werden neben meteorologischen Daten (z. B. Windrichtung, Windgeschwindigkeit) u. a. kontinuierlich auch PM₁₀ und NO_x gemessen, PM_{2,5} erst seit dem Jahr 2010. Ca. 40 km östlich von Leipzig befindet sich die Station Collmburg. Diese repräsentiert die regionale Hintergrundbelastung. Auch hier werden u. a. PM₁₀ und NO_x kontinuierlich gemessen. Zudem standen Werte aus dem Daten-Interpolationssystem IMMIKART zur Verfügung.

A5.1.3 Ergebnis

Wegen der wechselnden Strömungsbedingungen im Nahfeld der Messstelle (2007-2011) sowie der unsicheren Hintergrundbelastungen werden die Ergebnisse der Station Leipzig-Mitte nicht in weitere Auswertungen für die Ableitung von PM_{2,5}-Emissionsfaktoren einbezogen.

A5.2 Dresden – Messstation Nord (Schlesischer Platz)

A5.2.1 Beschreibung der örtlichen Gegebenheiten

Am Schlesischen Platz in Dresden wird vom LfULG die Messstation Dresden-Nord betrieben. Diese Messstation befindet sich an der Kreuzung Antonstraße/Hansastraße/Hainstraße (Abbildung 38), wobei der Messcontainer selbst an der Antonstraße (Abbildung 37) steht. In ca. 20 m Entfernung befindet sich die Kreuzung zweier Bundesstraßen (B 6/B 170) mit einem hohen Verkehrsaufkommen. Die Antonstraße weist in stadtauswärtiger Richtung zwei Fahrstreifen und einen Parkstreifen, in stadteinwärtiger Richtung einen Fahrstreifen auf. Die Verkehrsstärke beläuft sich auf fast 20.000 Kfz/Tag. In der Mitte der Antonstraße

befindet sich eine Haltestelleninsel der Dresdner Verkehrsbetriebe. Nördlich des Messcontainers schließt der Parkplatz des Bahnhofes Dresden-Neustadt an. Die Antonstraße weist einen neuwertigen Asphaltbelag auf. Es grenzen zu beiden Seiten Gehwege bzw. ein Fahrradweg (Breite ca. 3 m) und einseitig eine viergeschossige Bebauung. Die Hansastraße und Hainstraße, welche die Antonstraße kreuzen, sind ebenfalls zweistreifig je Fahrtrichtung. Die Kreuzung wird durch eine Lichtsignalanlage geregelt.



Abbildung 37: Blick von der Antonstraße auf den Schlesischen Platz, Messcontainer in der Mitte links hinter den Fahrradständern

Foto: G. Pausch

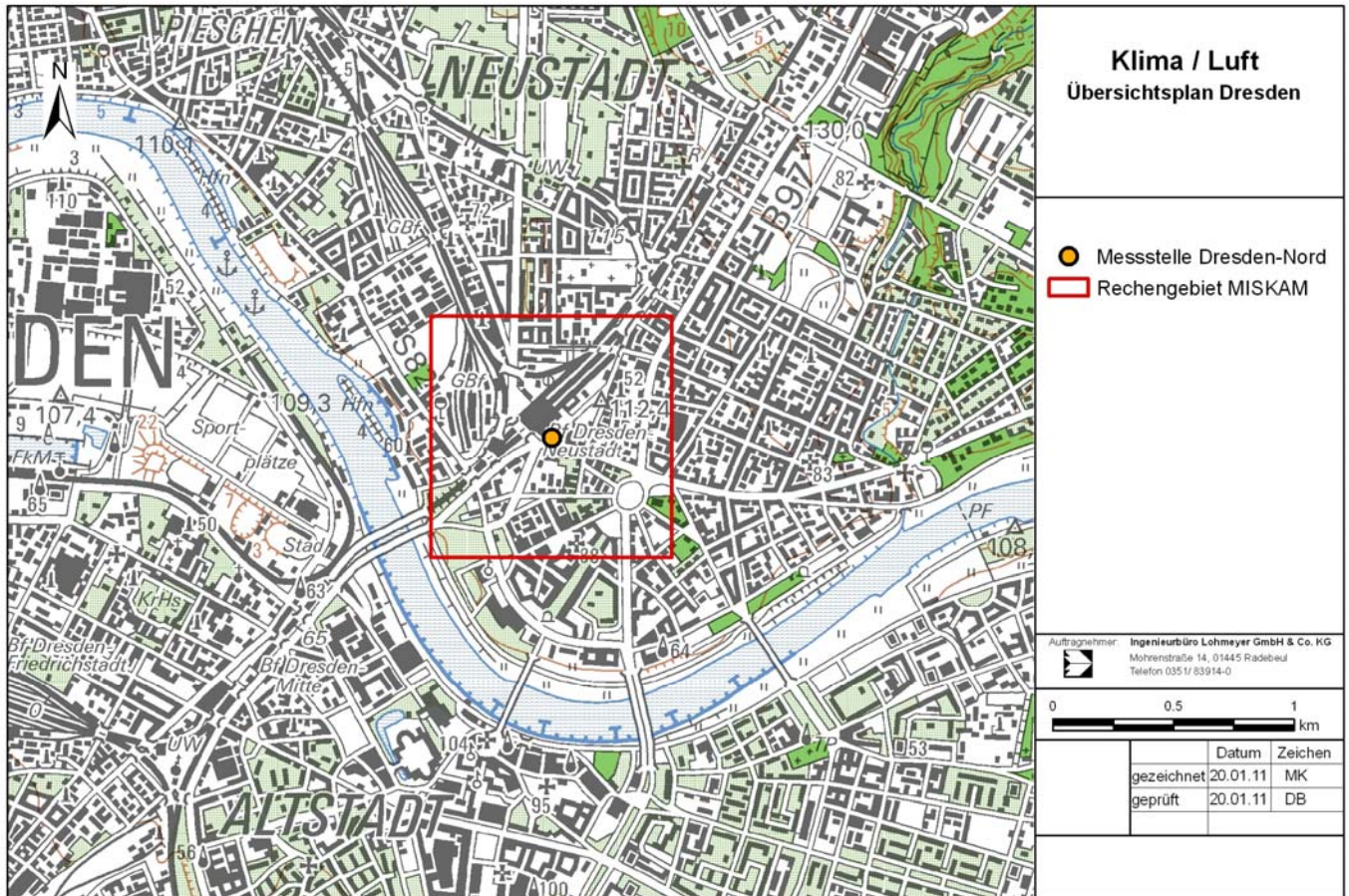


Abbildung 38: Übersichtsplan Dresden-Nord

Bearbeitung: Ingenieurbüro Lohmeyer, Geobasisdaten: TK 50 © 2011, Staatsbetrieb Geobasisinformation und Vermessung Sachsen (GeoSN)

A5.2.2 Hintergrundbelastung

Direkte Hintergrundmessungen für die Station Dresden-Nord lagen nicht vor. Ca. 3 km von der Messstelle entfernt befindet sich die Station Dresden-Winkelmannstraße in der Südvorstadt. Sie stellt eine städtische Hintergrundstation dar, weil sie weitgehend unbeeinflusst von umliegenden stark befahrenen Straßen ist. Zudem standen Werte aus dem Daten-Interpolationssystem IMMIKART zur Verfügung.

A5.2.3 Berechnung mit dem Strömungs- und Ausbreitungsmodell MISKAM

A5.2.3.1 Vorgehensweise und Rechengebiet

Die Immissionsberechnungen erfolgen mit dem Strömungs- und Ausbreitungsmodell MISKAM in Version 5.02 (EICHORN 2005). MISKAM gehört zu den prognostischen Modellen vom Eulertyp. Es besteht aus zwei Teilen, einem Strömungsteil für die Modellierung der Umströmungsverhältnisse der Gebäude und einem Ausbreitungsteil zur Berechnung des Immissionsfeldes. MISKAM iteriert jeweils solange, bis das Strömungs- bzw. Konzentrationsfeld quasi stationär ist. Bei den Berechnungen wurden die Hinweise aus EICHORN (2005) sowie der VDI-Richtlinie für prognostische Modelle beachtet (VDI 3783/9, 2005). Die Einhaltung des Kriteriums von RICHTLINIE VDI 3783/9 wurde anhand von Sensitivitätsrechnungen für die Göttinger Straße in Hannover für ein Rechengebiet nachgewiesen, dass zusätzlich zum Untersuchungsgebiet einen Umkreis von ca. 400 m berücksichtigt. Das Rechengebiet ist deutlich größer als die Fläche des Untersuchungsgebietes (siehe Abbildung 39). Die Höhe des Rechengebietes wurde auf 500 m festgelegt.

Es wurde auf einem nicht-äquidistanten Rechengitter iteriert, dessen horizontale Auflösung zwischen ca. 1 m in unmittelbarer Straßennähe und ca. 15 m am äußersten Gebietsrand variiert.

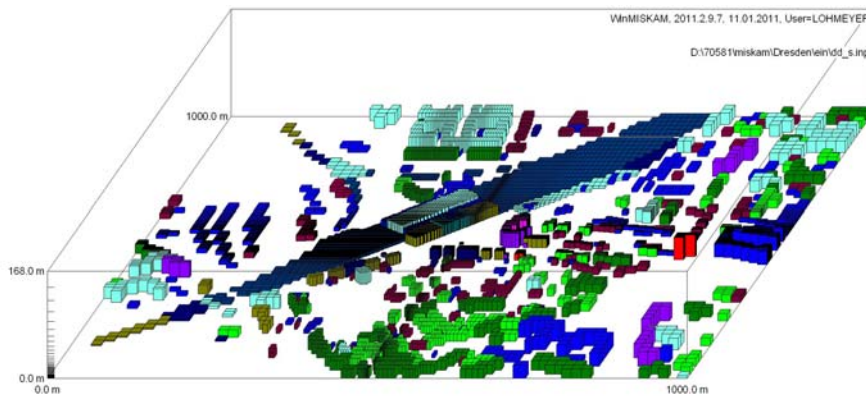


Abbildung 39: Digitale Gebäudekonfiguration auf dem MISKAM-Rechengitter für Dresden-Nord

Für jeden Schadstoff wurden aus den jeweils 36 Immissionsfeldern mit der Programmoberfläche WinMISKAM (SFI 2001) unter Verwendung der Windstatistik und der Emissionen infolge des Verkehrs flächendeckend die Jahresmittelwerte der Zusatzbelastung für NO_x , $\text{PM}_{10\text{Motor}}$ (= $\text{PM}_{2,5\text{Motor}}$), $\text{PM}_{10\text{Auf/Ab}}$ und $\text{PM}_{2,5\text{Auf/Ab}}$ berechnet.

A5.2.3.2 Meteorologie

Die für die Ausbreitungsrechnung verwendete Windrichtungs- und Windgeschwindigkeitsverteilung wird aus Windmessdaten einer einjährigen Messkampagne (Juli 1993 bis Juni 1994) an der zentral gelegenen Windmessstation „Großer Garten“ und synchronen Bewölkungsangaben der Wetterstation Dresden-Klotzsche abgeleitet. Die temporäre Station „Großer Garten“ wurde im Rahmen der Stadtklimauntersuchung von Dresden durch den Deutschen Wetterdienst betrieben und befand sich im nordwestlichen Teil des Großen Gartens in einer Höhe von 115 m üNN.

Die mittlere Windgeschwindigkeit der Messstelle Großen Garten beträgt 2,2 m/s. Die Landnutzungsunterschiede zwischen der Messstation und dem Untersuchungsstandort Dresden-Nord wirken sich auf die Windgeschwindigkeit aus. Aufgrund der aerodynamischen Rauigkeit im Untersuchungsgebiet durch die Bebauungsstrukturen im Vergleich zum Messstandort wurde die effektive Anemometerhöhe gemäß DWD (2005) auf 25 m erhöht.

A5.2.3.3 Emissionen

Die Ermittlung der motorbedingten Emissionen (NO_x , $\text{PM}_{10\text{Motor}}$) erfolgt entsprechend HBEFA Version 3.1 (UBA, 2010). Die nicht motorbedingten Emissionen aus Abrieben (Reifen, Bremsen, Straßenbelag) werden in der vorliegenden Untersuchung für PM_{10} entsprechend LOHMEYER (2011), für $\text{PM}_{2,5}$ entsprechend der im Emission Inventory Guidebook von EMEP/CORINAIR (CORINAIR 2007) beschriebenen Vorgehensweise angesetzt.

A5.2.3.4 Ergebnisse

Die Berechnungen wurden für die Bezugsjahre 2007 und 2009 (ausgewählt wegen der Verfügbarkeit von Verkehrszahlen) durchgeführt.

Die Tabelle 36 zeigt die für die Messstelle Dresden-Nord die Eingangsdaten (Verkehrszahlen, Fahrmuster) die berechneten Emissionen, die mit MISKAM berechneten Zusatzbelastungen von NO_x , $\text{PM}_{10\text{Motor}}$ (= $\text{PM}_{2,5\text{Motor}}$), $\text{PM}_{10\text{Auf/Ab}}$ und $\text{PM}_{2,5\text{Auf/Ab}}$, sowie die jeweiligen ermittelten Gesamtbelastungen und zum Vergleich die Messwerte.

Die berechneten NO_x -Jahresmittelgesamtbelastungen an der Station Dresden-Nord zeigen in beiden Bezugsjahren eine Überschätzung von ca. 5-15 %. Die Jahresmittelwerte von PM_{10} und $\text{PM}_{2,5}$ werden ebenso überschätzt (ca. 2-15 %) bzw. getroffen ($\text{PM}_{2,5}$: 2009).

Tabelle 36: Messwerte, Eingangsdaten und Berechnungsergebnisse für NO_x, PM10 und PM2,5 an der Station Dresden-Nord

Messzeitraum	Dresden-Nord (Schlesischer Platz)	
	2007	2009
DTV [Kfz/d] (Mo-So)	19 089	17 950
SV >3.5 t [%] (Mo-So)	4.6	6.0
Fahrmuster	Kernstadtmix_HBEFA21; Agglo/Sammel/50/gesaettigt	Kernstadtmix_HBEFA21; Agglo/Sammel/50/gesaettigt
PM2.5-Messwert [$\mu\text{g}/\text{m}^3$]	17	20
PM10-Messwert [$\mu\text{g}/\text{m}^3$]	28	30
NO _x -Messwert [$\mu\text{g}/\text{m}^3$]	76	80
NO ₂ -Messwert [$\mu\text{g}/\text{m}^3$]	39	39
NO-Messwert [$\mu\text{g}/\text{m}^3$]	24	27
PM2.5-städtischer Hintergrund [$\mu\text{g}/\text{m}^3$]	15	17
PM10-städtischer Hintergrund [$\mu\text{g}/\text{m}^3$]	26	24
NO _x -städtischer Hintergrund [$\mu\text{g}/\text{m}^3$]	33	33
NO ₂ -städtischer Hintergrund [$\mu\text{g}/\text{m}^3$]	25	24
NO-städtischer Hintergrund [$\mu\text{g}/\text{m}^3$]	5	6
PM2.5Auf/Ab-Zusatzbelastung (MISKAM)	1	1
PM10Auf/Ab-Zusatzbelastung (MISKAM)	4.8	4.9
PM10Motor-Zusatzbelastung (MISKAM)	1.5	1.6
NO _x -Zusatzbelastung (MISKAM)	47.2	59.5
PM2.5Auf/Ab-Emissionsdichte (mg/m ³ *h)	14.1	14.0
PM10Auf/Ab-Emissionsdichte (mg/m ³ *h)	71.5	75.1
PM10Motor-Emissionsdichte (mg/m ³ *h)	21.5	23.2
NO _x -Emissionsdichte (mg/m ³ *h)	665.2	671.5
GB NO_x (Berechnung) [$\mu\text{g}/\text{m}^3$]	80	93
Berechnung/Messung NO _x	105%	115%
GB PM10 (Berechnung) [$\mu\text{g}/\text{m}^3$]	32	31
Berechnung/Messung PM10	115%	102%
GB PM2.5 (Berechnung) [$\mu\text{g}/\text{m}^3$]	18	20
Berechnung/Messung PM2.5	103%	98%

A5.3 Chemnitz - Leipziger Straße

A5.3.1 Beschreibung der örtlichen Gegebenheiten

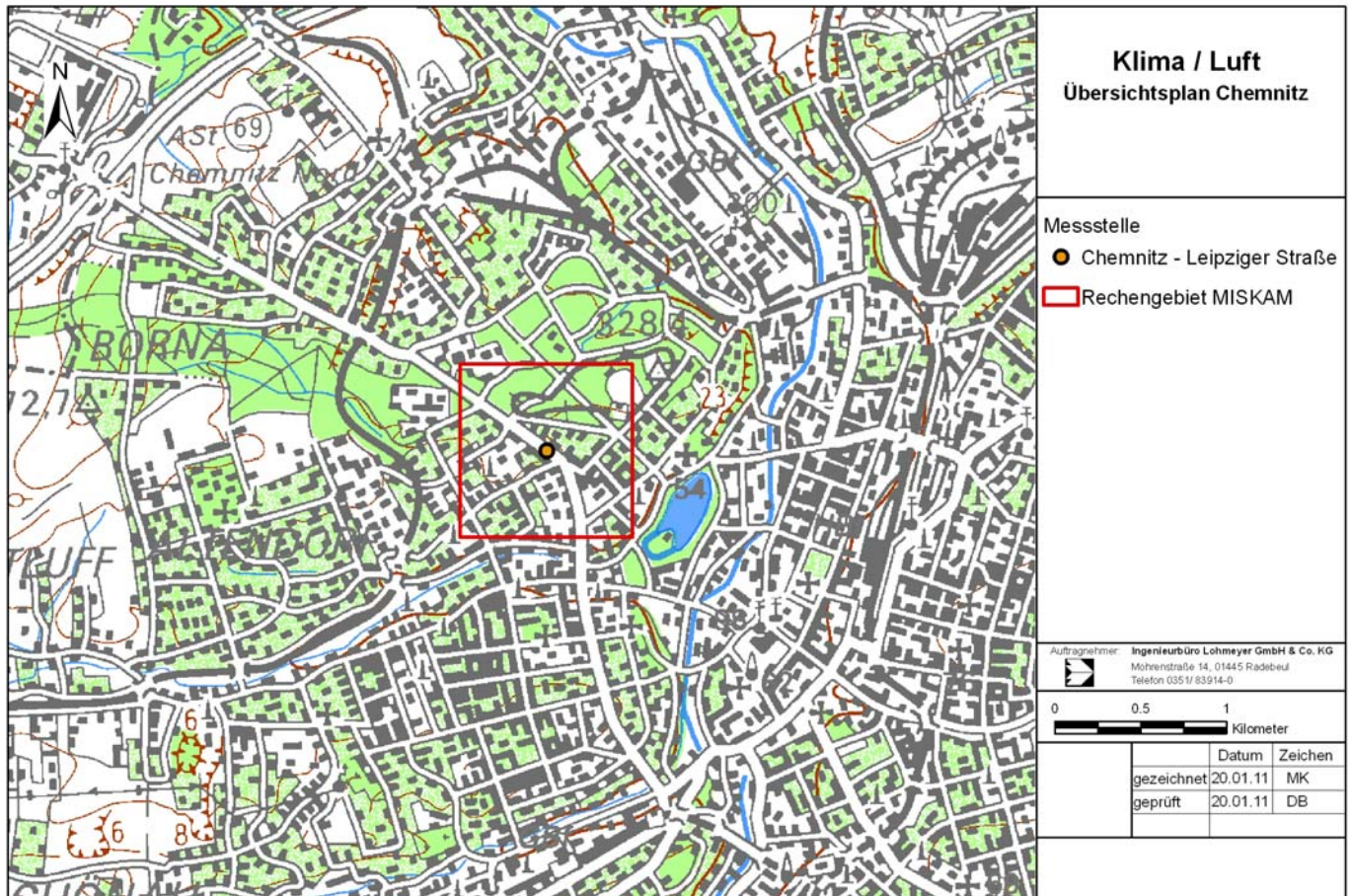
Die Messstelle befindet sich an der Leipziger Straße (B 95) im Chemnitzer Stadtteil Schloßchemnitz zwischen Glauchauer Straße und Altendorfer Straße (siehe dazu Abbildung 40). Der Messcontainer steht stadteinwärts auf dem rechten Bürgersteig der Leipziger Straße (Abbildung 41). Der Abstand der Messstelle zu den nächsten Ampelkreuzungen beträgt in stadtauswärtiger ca. 60 m und in stadteinwärtiger Richtung ca. 100 m.

Die Leipziger Straße (B 95) verbindet als eine der Hauptverbindungsstraßen die Autobahn A 4 aus westlicher Richtung mit der Innenstadt mit einem entsprechenden hohen Verkehrsaufkommen (ca. 30.000 bis 35.000 Kfz/Tag). Die Leipziger Straße weist im o. g. Bereich einen vierstreifigen Ausbau (je zwei Fahrspuren pro Fahrtrichtung) auf. Die Fahrspurbreite direkt an der Messstelle beträgt jeweils ca. 3,50 m. In dem angrenzenden östlichen Kreuzungsbereich Leipziger Straße/Altendorfer Straße weitet sich die stadtauswärtige Richtungsfahrbahn bis ca. 10 m auf. Auf beiden Seiten der Leipziger Straße schließen sich an die Fahrbahnen Fußwege (Breite jeweils ca. 3 m) an. Die Straßenschluchtbreite an der Messstelle beträgt ca. 22 m.

Der Untersuchungsort ist durch eine dichte, einseitig geschlossene und einseitig unterbrochene Randbebauung sowohl an der Leipziger Straße (bis 20 m Höhe) als auch an den einmündenden Straßen geprägt.

A5.3.2 Hintergrundbelastung

Direkte Hintergrundmessungen für die Station Chemnitz-Leipziger Straße lagen nicht vor. Ca. 1,5 km von der Messstelle entfernt befindet sich die Station Chemnitz-Mitte. Sie stellt eine städtische Hintergrundstation dar, weil sie weitgehend unbeeinflusst von umliegenden stark befahrenen Straßen ist. Zudem standen Werte aus dem Daten-Interpolationssystem IMMIKART zur Verfügung.



Klima / Luft
Übersichtsplan Chemnitz

Messstelle
 ● Chemnitz - Leipziger Straße
 □ Rechengebiet MISKAM

Auftragnehmer: Ingenieurbüro Lohmeyer GmbH & Co. KG
 Mohrenstraße 14, 01445 Radebeul
 Telefon 035 1/ 83914-0



	Datum	Zeichen
gezeichnet	20.01.11	MK
geprüft	20.01.11	DB

Abbildung 40: Übersichtsplan Chemnitz-Leipziger Straße

Bearbeitung: Ingenieurbüro Lohmeyer, Geobasisdaten: TK 100 © 2011, Staatsbetrieb Geobasisinformation und Vermessung Sachsen (GeoSN)



Abbildung 41: Blick in die Leipziger Straße mit Messcontainer stadtauswärts (oben) und stadteinwärts (unten)
Foto: W. Schmidt (Ingenieurbüro Lohmeyer)

A5.3.3 Berechnung mit dem Strömungs- und Ausbreitungsmodell MISKAM

A5.3.3.1 Vorgehensweise und Rechengebiet

Siehe Abschnitt A6.2.3.1.

Das Rechengebiet ist deutlich größer als die Fläche des Untersuchungsgebietes (siehe Abbildung 42). Die Höhe des Rechengebietes wurde auf 500 m festgelegt. Es wurde auf einem nicht-äquidistanten Rechengitter iteriert, dessen horizontale Auflösung zwischen ca. 1 m in unmittelbarer Straßennähe und ca. 15 m am äußersten Gebietsrand variiert.

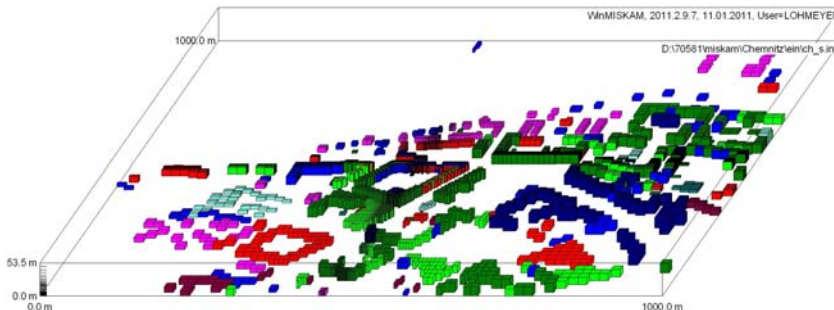


Abbildung 42: Digitale Gebäudekonfiguration auf dem MISKAM-Rechengitter für Chemnitz-Leipziger Straße

Für jeden Schadstoff wurden aus den jeweils 36 Immissionsfeldern mit der Programmoberfläche WinMISKAM (SFI 2001) unter Verwendung der Windstatistik und der Emissionen infolge des Verkehrs flächendeckend die Jahresmittelwerte der Zusatzbelastung für NO_x , $\text{PM}_{10\text{Motor}}$ (= $\text{PM}_{2,5\text{Motor}}$), $\text{PM}_{10\text{Auf/Ab}}$ und $\text{PM}_{2,5\text{Auf/Ab}}$ berechnet.

A5.3.3.2 Meteorologie

Die für die Ausbreitungsrechnung verwendete Windrichtungs- und Windgeschwindigkeitsverteilung wird aus der Ausbreitungs-klassenzeitreihe 2006 der Messstation des Deutschen Wetterdienstes in Chemnitz abgeleitet. Die dort gemessenen Winddaten (Messhöhe 15 m) sind für Freilandwerte im Umland von Chemnitz repräsentativ. Die mittlere Windgeschwindigkeit der Messstelle Chemnitz beträgt 4,1 m/s. Im Stadtgebiet von Chemnitz werden aufgrund von erhöhter Rauigkeit im Allgemeinen niedrigere Windgeschwindigkeiten erwartet. Dies zeigt auch eine flächendeckende Windfeldmodellierung für Chemnitz (LOHMEYER 2000). In 10 m Höhe werden dort für das Untersuchungsgebiet Leipziger Straße Windgeschwindigkeiten von 3,4 m/s bis 3,6 m/s ermittelt.

Die Landnutzungsunterschiede zwischen der Messstation und dem Untersuchungsstandort Chemnitz - Leipziger Straße wirken sich auf die Windgeschwindigkeit aus. Aufgrund der aerodynamischen Rauigkeit im Untersuchungsgebiet durch die Bebauungsstrukturen im Vergleich zum Messstandort wurde die effektive Anemometerhöhe gemäß DWD (2005) auf 28 m erhöht.

A5.3.3.3 Emissionen

Siehe Abschnitt A6.2.3.3

A5.3.3.4 Ergebnisse

Die Berechnungen wurden für die Bezugsjahre 2005 und 2009 (ausgewählt wegen der Verfügbarkeit von Verkehrszahlen) durchgeführt.

Die Tabelle 37 zeigt die für die Messstelle Dresden-Nord die Eingangsdaten (Verkehrszahlen, Fahrmuster) die berechneten Emissionen, die mit MISKAM berechneten Zusatzbelastungen von NO_x , $\text{PM}_{10\text{Motor}}$ (= $\text{PM}_{2,5\text{Motor}}$), $\text{PM}_{10\text{Auf/Ab}}$ und $\text{PM}_{2,5\text{Auf/Ab}}$ sowie die jeweiligen ermittelten Gesamtbelastungen und zum Vergleich die Messwerte.

Die berechneten NO_x - und PM_{10} -Jahresmittelgesamtbelastungen an der Station Dresden-Nord zeigen im Bezugsjahr 2009 eine gute Übereinstimmung (leichte Überschätzung von ca. 1-4 %). Die Jahresmittelwerte von PM_{10} und PM_{25} im Bezugsjahr 2005 werden um ca. 1 bis $2 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (ca. 7-8 %) überschätzt. Für die NO_x -Jahresmittelwerte in 2005 und die $\text{PM}_{2,5}$ -Jahresmittelwerte in 2009 werden ca. 14 % (NO_x) bzw. 18 % ($\text{PM}_{2,5}$) höhere Werte berechnet.

Tabelle 37: Messwerte, Eingangsdaten und Berechnungsergebnisse für NO_x, PM10 und PM2,5 an der Station Chemnitz-Leipziger Straße

Messzeitraum	Chemnitz Leipziger Straße	
	2005	2009
DTV [Kfz/d] (Mo-So)	35 312	31 685
SV >3.5 t [%] (Mo-So)	5.6	3.0
Fahrmuster	Agglo/FernStr-City/50/dicht; Agglo/HVS/50/fluessig	Agglo/FernStr-City/50/dicht; Agglo/HVS/50/fluessig
PM2.5-Messwert [$\mu\text{g}/\text{m}^3$]	23	17
PM10-Messwert [$\mu\text{g}/\text{m}^3$]	34	29
NO _x -Messwert [$\mu\text{g}/\text{m}^3$]	161	124
NO ₂ -Messwert [$\mu\text{g}/\text{m}^3$]	64	47
NO-Messwert [$\mu\text{g}/\text{m}^3$]	63	50
PM2.5-städtischer Hintergrund [$\mu\text{g}/\text{m}^3$]	16	14
PM10-städtischer Hintergrund [$\mu\text{g}/\text{m}^3$]	24	21
NO _x -städtischer Hintergrund [$\mu\text{g}/\text{m}^3$]	43	42
NO ₂ -städtischer Hintergrund [$\mu\text{g}/\text{m}^3$]	29	27
NO-städtischer Hintergrund [$\mu\text{g}/\text{m}^3$]	9	10
PM2.5Auf/Ab-Zusatzbelastung (MISKAM)	3.1	2.7
PM10Auf/Ab-Zusatzbelastung (MISKAM)	7.5	5.7
PM10Motor-Zusatzbelastung (MISKAM)	4.9	3.4
NO _x -Zusatzbelastung (MISKAM)	140.1	82.2
PM2.5Auf/Ab-Emissionsdichte (mg/m ³ h)	25.6	22.0
PM10Auf/Ab-Emissionsdichte (mg/m ³ h)	56.6	43.2
PM10Motor-Emissionsdichte (mg/m ³ h)	40.5	28.2
NO _x -Emissionsdichte (mg/m ³ h)	1139.5	670.9
GB NO_x (Berechnung) [$\mu\text{g}/\text{m}^3$]	183	125
Berechnung/Messung NO _x	114%	101%
GB PM10 (Berechnung) [$\mu\text{g}/\text{m}^3$]	36	30
Berechnung/Messung PM10	107%	104%
GB PM2.5 (Berechnung) [$\mu\text{g}/\text{m}^3$]	24	20
Berechnung/Messung PM2.5	104%	118%

Herausgeber:

Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie (LfULG)
Pillnitzer Platz 3, 01326 Dresden
Telefon: + 49 351 2612-0
Telefax: + 49 351 2612-1099
E-Mail: lfulg@smul.sachsen.de
www.smul.sachsen.de/lfulg

Autoren:

Diana Bretschneider, Wolfram Schmidt, Dr. Ingo Düring, Helmut Lorentz
Ingenieurbüro Lohmeyer GmbH & Co. KG
Mohrenstr. 14, 01445 Radebeul
Telefon: + 49 351 83914-0
Telefax: + 49 351 83914-59
E-Mail: info.dd@lohmeyer.de

Redaktion:

Dr. Andrea Hausmann
LfULG, Abteilung Klima, Luft, Lärm, Strahlen/Referat Luftqualität
Pillnitzer Platz 3, 01326 Dresden
Telefon: + 49 351 2612-5100
Telefax: + 49 351 2612-5199
E-Mail: andrea.hausmann@smul.sachsen.de

Fotos:

Ingenieurbüro Lohmeyer GmbH & Co. KG, Radebeul; G. Pausch; F. Schimmel

Redaktionsschluss:

30.11.2011

ISSN:

1867-2868

Hinweis:

Die Broschüre steht nicht als Printmedium zur Verfügung, kann aber als PDF-Datei unter <http://www.smul.sachsen.de/lfulg/6447.htm> heruntergeladen werden.

Verteilerhinweis

Diese Informationsschrift wird von der Sächsischen Staatsregierung im Rahmen ihrer verfassungsmäßigen Verpflichtung zur Information der Öffentlichkeit herausgegeben. Sie darf weder von Parteien noch von deren Kandidaten oder Helfern im Zeitraum von sechs Monaten vor einer Wahl zum Zwecke der Wahlwerbung verwendet werden. Dies gilt für alle Wahlen.

Missbräuchlich ist insbesondere die Verteilung auf Wahlveranstaltungen, an Informationsständen der Parteien sowie das Einlegen, Aufdrucken oder Aufkleben parteipolitischer Informationen oder Werbemittel. Untersagt ist auch die Weitergabe an Dritte zur Verwendung bei der Wahlwerbung. Auch ohne zeitlichen Bezug zu einer bevorstehenden Wahl darf die vorliegende Druckschrift nicht so verwendet werden, dass dies als Parteinahme des Herausgebers zugunsten einzelner politischer Gruppen verstanden werden könnte.

Diese Beschränkungen gelten unabhängig vom Vertriebsweg, also unabhängig davon, auf welchem Wege und in welcher Anzahl diese Informationsschrift dem Empfänger zugegangen ist. Erlaubt ist jedoch den Parteien, diese Informationsschrift zur Unterrichtung ihrer Mitglieder zu verwenden.