

Dissertation

**Ermittlung und Analyse  
der Emissionen und  
Potenziale zur Minderung  
primärer anthropogener  
Feinstäube in Deutschland**

Thomas Pregger



# **Ermittlung und Analyse der Emissionen und Potenziale zur Minderung primärer anthropogener Feinstäube in Deutschland**

Von der Fakultät Maschinenbau der Universität Stuttgart zur Erlangung der Würde eines  
Doktor-Ingenieurs (Dr.-Ing.) genehmigte Abhandlung

Vorgelegt von  
Dipl.-Ing. Thomas Pregger  
geboren in Rheinfelden/Baden

Hauptberichter:  
Mitberichter:

Prof. Dr.-Ing. Rainer Friedrich  
Prof. Dr.-Ing. Günter Baumbach

Tag der Einreichung:  
Tag der mündlichen Prüfung:

7. Juli 2004  
4. April 2005

Institut für Energiewirtschaft und Rationelle Energieanwendung (IER), Universität Stuttgart  
Prof. Dr.-Ing. Alfred Voß  
Abteilung Technikfolgenabschätzung und Umwelt (TFU)  
Prof. Dr.-Ing. Rainer Friedrich



## Inhaltsverzeichnis

<b>1</b>	<b>Einleitung .....</b>	<b>1</b>
<b>2</b>	<b>Grundlagen .....</b>	<b>4</b>
<b>2.1</b>	<b>Definition und Charakterisierung von atmosphärischen Partikeln .....</b>	<b>4</b>
2.1.1	Definition und Herkunft .....	4
2.1.2	Größenverteilung und relevante Fraktionen .....	5
2.1.3	Chemische Zusammensetzung in der Atmosphäre .....	8
<b>2.2</b>	<b>Umweltrelevanz von Partikeln.....</b>	<b>9</b>
2.2.1	Atmosphärische Konzentrationen.....	9
2.2.2	Gesundheitliche Wirkungen.....	12
2.2.3	Sonstige Wirkungen .....	15
<b>2.3</b>	<b>Entstehung primärer Partikelemissionen .....</b>	<b>15</b>
2.3.1	Anthropogene Emissionen durch thermische Prozesse .....	16
2.3.2	Anthropogene Emissionen durch mechanische Prozesse.....	16
2.3.3	Natürliche Emissionen.....	17
2.3.4	Größenverteilung und Inhaltsstoffe emittierter Partikel.....	17
<b>2.4</b>	<b>Gesetzliche Regelungen zur Begrenzung von Staubbelastungen.....</b>	<b>20</b>
2.4.1	Immissionsseitige Regelungen.....	20
2.4.2	Emissionsseitige Regelungen .....	21
<b>2.5</b>	<b>Stand des Wissens bei der Ermittlung von Feinstaubemissionen.....</b>	<b>23</b>
2.5.1	Methoden zur Identifizierung von Emissionsquellen .....	23
2.5.2	Bisherige Arbeiten zur Ermittlung von Emissionsdaten.....	25
<b>2.6</b>	<b>Weiterführende Ziele dieser Arbeit.....</b>	<b>29</b>
<b>3</b>	<b>Methoden und Datenquellen zur Ermittlung von Feinstaubemissionen.....</b>	<b>31</b>
<b>3.1</b>	<b>Einteilung der anthropogenen Quellgruppen.....</b>	<b>31</b>
<b>3.2</b>	<b>Methodik der Ermittlung von Jahresemissionen.....</b>	<b>32</b>
3.2.1	Prinzipielles Vorgehen.....	33
3.2.2	Straßenverkehr .....	34
3.2.3	Sonstiger Verkehr und sonstige Fahrzeuge und mobile Geräte .....	44
3.2.4	Feuerungsanlagen (energiebedingte Emissionen) .....	49
3.2.5	Produktionsprozesse und sonstige anthropogene Quellen (prozessbed. Emissionen).....	51
3.2.6	Betrachtung genehmigungsbedürftiger Anlagen am Beispiel Baden-Württembergs.....	55
3.2.7	Charakterisierung emittierter Stäube.....	57
<b>3.3</b>	<b>Methodik der Projektion von Emissionsdaten in das Jahr 2010.....</b>	<b>58</b>
3.3.1	Projektion von Aktivitätsraten .....	59
3.3.2	Projektion von prozessspezifischen Emissionsfaktoren .....	60

<b>4</b>	<b>Darstellung und Analyse der ermittelten Emissionen.....</b>	<b>65</b>
<b>4.1</b>	<b>Jahresemissionen in Deutschland im Jahr 2000 .....</b>	<b>65</b>
4.1.1	Sektor Verkehr.....	66
4.1.2	Sektor Stationäre Feuerungsprozesse.....	68
4.1.3	Sektor Produktionsprozesse und sonstige anthropogene Quellen.....	70
4.1.4	Sektorübergreifende Darstellung der relevanten Quellgruppen.....	71
4.1.5	Ergebnisse für genehmigungsbedürftige Anlagen in Baden-Württemberg.....	73
4.1.6	Partikelgrößenverteilung und Inhaltsstoffe der emittierten Stäube.....	76
<b>4.2</b>	<b>Jahresemissionen in Deutschland im Jahr 2010 .....</b>	<b>78</b>
<b>4.3</b>	<b>Unsicherheiten und Kenntnislücken .....</b>	<b>81</b>
4.3.1	Unsicherheiten bei den Basisdaten .....	82
4.3.2	Unsicherheiten bei der Datenauswahl.....	83
4.3.3	Bewertung der Unsicherheiten der Emissionsberechnung.....	84
4.3.4	Vergleich mit anderen Studien.....	88
<b>5</b>	<b>Maßnahmen zur Emissionsminderung .....</b>	<b>91</b>
<b>5.1</b>	<b>Darstellung technischer Maßnahmen und ihrer Wirksamkeit.....</b>	<b>91</b>
5.1.1	Mobile Quellen - primäre Maßnahmen .....	92
5.1.2	Mobile Quellen - sekundäre Maßnahmen.....	95
5.1.3	Stationäre Quellen - primäre Maßnahmen .....	98
5.1.4	Stationäre Quellen - sekundäre Maßnahmen.....	100
<b>5.2</b>	<b>Weitergehende Minderungspotenziale in Deutschland .....</b>	<b>105</b>
5.2.1	Annahmen und Randbedingungen für Minderungsszenarien.....	105
5.2.2	Ergebnisse der Minderungsszenarien.....	112
<b>5.3</b>	<b>Schlussfolgerungen für eine zukünftige Luftreinhaltestrategie.....</b>	<b>115</b>
5.3.2	Implementierung von Maßnahmen bei mobilen Quellen .....	116
5.3.3	Implementierung von Maßnahmen bei stationären Quellen.....	118
<b>6</b>	<b>Zusammenfassung und Schlussbetrachtungen .....</b>	<b>122</b>
<b>7</b>	<b>Literatur .....</b>	<b>126</b>
<b>8</b>	<b>Anhang.....</b>	<b>145</b>

## Tabellenverzeichnis

<b>Tabelle 2-1:</b> Charakterisierung der Staubimmissionen in Deutschland 2001 nach /Müller 2002/.....	8
<b>Tabelle 2-2:</b> Jahresmittlere Werte der Immissionen in Deutschland und Europa .....	10
<b>Tabelle 2-3:</b> Kurzzeitige Spitzenwerte der Immissionen in Deutschland .....	11
<b>Tabelle 2-4:</b> Beispiele für PM <sub>10</sub> - und PM <sub>2,5</sub> -Anteile von Staubimmissionen.....	12
<b>Tabelle 2-5:</b> Kurzzeiteffekte – Zunahme des relativen Risikos für die Sterblichkeit in der Gesamtbevölkerung bei einem Anstieg der Staubbelastung um 10 µg/m <sup>3</sup> PM <sub>10</sub> bzw. PM <sub>2,5</sub> im Tagesmittel .....	13
<b>Tabelle 2-6:</b> Langzeiteffekte – Zunahme des relativen Risikos für die Sterblichkeit in der Gesamtbevölkerung bei einer Zunahme der Staubbelastung um 5 µg/m <sup>3</sup> PM <sub>2,5</sub> in einem Jahresmittel .....	13
<b>Tabelle 2-7:</b> Schätzwerte für PM <sub>10</sub> -Anteile an der Gesamtstaubemission genehmigungsbedürftiger Anlagen nach /LUA NRW 1998/ .....	18
<b>Tabelle 2-8:</b> Vergleich der neuen europäischen Grenzwerte für PM <sub>10</sub> mit den früheren Grenzwerten und Richtwerten für Schwebstaub.....	21
<b>Tabelle 2-9:</b> Ausgewählte neue und alte Grenzwerte (GW) der TA Luft in mg/m <sup>3</sup> für die Staubkonzentration im Abgas genehmigungsbedürftiger Anlagen in Deutschland .....	22
<b>Tabelle 3-1:</b> Betrachtete Quellen der Feinstaubemissionen in Deutschland .....	32
<b>Tabelle 3-2:</b> Mittlere Emissionsfaktoren (EF) in mg/km Fahrleistung bzw. mg/Kaltstart und Feinstaubanteile für die Abgasemissionen der Otto- und Dieselmotoren.....	35
<b>Tabelle 3-3:</b> Emissionsfaktoren (EF) in mg/km Fahrleistung und Feinstaubanteile für Reifen- und Bremsenabrieb.....	36
<b>Tabelle 3-4:</b> Unterschiedliche Modellkonstanten nach /EPA 1997/ und /Venkatram 2000/ .....	40
<b>Tabelle 3-5:</b> Ermittelte durchschnittliche Fahrzeuggewichte in Deutschland.....	42
<b>Tabelle 3-6:</b> Fahrleistungen nach /UBA 2005a/ und ermittelte Werte für das mittlere Fahrzeuggewicht W und die Staubbeladung der Straßenoberfläche sL (PM <sub>75</sub> ) in Deutschland im Jahr 2000 .....	42
<b>Tabelle 3-7:</b> Gesamt-Emissionsfaktoren (EF) in g/km Fahrleistung für den Straßenverkehr auf unterschiedlichen Straßenklassen in Deutschland im Jahr 2000 .....	42
<b>Tabelle 3-8:</b> PM <sub>10</sub> -Emissionsfaktoren (EF) in g/km Fahrleistung für Abrieb/Aufwirbelung aus verschiedenen Literaturquellen .....	44
<b>Tabelle 3-9:</b> Emissionsfaktoren (EF) in kg/t Kraftstoff und Kraftstoffverbrauch des zivilen Flugverkehrs auf Verkehrsflughäfen und des Militärs in Deutschland im Jahr 2000.....	45
<b>Tabelle 3-10:</b> Emissionsfaktoren (EF) und Feinstaubanteile für den Abrieb im Flugverkehr. ....	45
<b>Tabelle 3-11:</b> Emissionsfaktoren (EF) des Schienenverkehrs aus der Literatur .....	46
<b>Tabelle 3-12:</b> Emissionsfaktoren (EF) und Feinstaubanteile für den Abrieb im Bahnverkehr. ....	46
<b>Tabelle 3-13:</b> Emissionsfaktoren (EF) in kg/TJ Kraftstoff für die Schifffahrt aus der Literatur .....	47
<b>Tabelle 3-14:</b> Emissionsfaktoren (EF) in kg/t Kraftstoff und Feinstaubanteile für Offroad Fahrzeuge .....	48
<b>Tabelle 3-15:</b> Emissionsfaktoren (EF) und PM <sub>10</sub> -Anteile für den Abrieb bei sonstigen Fahrzeugen und mobilen Geräten aus /BUWAL 2001/.....	48

<b>Tabelle 3-16:</b> Mittlere PM <sub>10</sub> - und PM <sub>2,5</sub> -Anteile aus Messprojekten für genehmigungsbedürftige Feuerungsanlagen mit Abgasreinigung .....	50
<b>Tabelle 3-17:</b> Mittlere Emissionsfaktoren (EF) in kg/TJ Brennstoff aus /Struschka et al. 2003/ und /Pfeiffer et al. 2000/ und Feinstaubanteile für die Feuerungen der Haushalte.....	51
<b>Tabelle 3-18:</b> Mittlere Emissionsfaktoren (EF) in kg/TJ Brennstoff aus /Struschka et al. 2003/ und /Pfeiffer et al. 2000/ und Feinstaubanteile für die Feuerungen der Kleinverbraucher.....	51
<b>Tabelle 3-19:</b> Mittlere PM <sub>10</sub> - und PM <sub>2,5</sub> -Anteile aus Messprojekten für industrielle Produktionsanlagen mit Abgasreinigung.....	53
<b>Tabelle 3-20:</b> Emissionsfaktoren (EF) in kg/t Umschlagsmenge für den Umschlag staubender Güter aus /UBA 1999c/.....	54
<b>Tabelle 3-21:</b> Feinstaubanteile am Gesamtstaub für den Umschlag staubender Güter.....	54
<b>Tabelle 3-22:</b> Ergebnisse der Auswertung von Emissionserklärungen 1996 für Gesamtstaub nach Bundesländern von /Pieper 2000/.....	56
<b>Tabelle 4-1:</b> Relevanteste Quellgruppen in Deutschland im Jahr 2000 .....	72
<b>Tabelle 4-2:</b> Emissionen ausgewählter Elemente als PM <sub>10</sub> -Inhaltsstoffe und organischer Verbindungen in Deutschland im Jahr 2000.....	77
<b>Tabelle 4-3:</b> PM <sub>10</sub> - und PM <sub>2,5</sub> -Emissionen in Deutschland in den Jahren 2000 und 2010 .....	79
<b>Tabelle 4-4:</b> Relevanteste Quellgruppen in Deutschland im Jahr 2010 .....	80
<b>Tabelle 4-5:</b> Qualitätsstufen der Datengrundlage (z. B. Messergebnisse) zur Ermittlung von Emissionsfaktoren und Feinstaubanteilen /EPA 1995/ .....	85
<b>Tabelle 4-6:</b> Bewertungsstufen für verwendete Emissionsfaktoren und Feinstaubanteile /EPA 1995/.....	86
<b>Tabelle 4-7:</b> Vergleich der Feinstaubemissionen in Deutschland für das Jahr 2000 mit Ergebnissen von /IIASA 2004/ und /EMEP 2004/.....	89
<b>Tabelle 4-8:</b> Vergleich der für Deutschland berechneten Feinstaubemissionen für das Jahr 2010 und Trendfaktoren (TF) 2010/2000 mit Ergebnissen von /IIASA 2004/.....	90
<b>Tabelle 5-1:</b> Szenarienannahmen für mobile Quellen im Jahr 2010 (Dieselmotoren).....	108
<b>Tabelle 5-2:</b> Szenarienannahmen für stationäre Quellen im Jahr 2010 .....	111
<b>Tabelle 8-1:</b> Mittlere Emissionsfaktoren (EF) in kg/TJ Brennstoffeinsatz für öffentliche und industrielle Kraft- und Heizwerke (einschließlich übriger Umwandlungsbereich) abgeleitet von /UBA 2005b/ und in dieser Arbeit verwendete Feinstaubanteile.....	145
<b>Tabelle 8-2:</b> Emissionsfaktoren (EF) und Feinstaubanteile für Produktionsprozesse und sonstige anthropogene Quellen .....	145
<b>Tabelle 8-3:</b> Feinstaubanteile der Emissionen aus genehmigungsbedürftigen Anlagen in Baden-Württemberg nach Verfahrensart/Anlagentyp (ART) und Abgasreinigung (AGR) (Abschätzungen basierend auf Literaturlauswertungen) .....	148
<b>Tabelle 8-4:</b> Verwendete Anteile an den Staubemissionen für die Abschätzung der Emissionen ausgewählter Elemente .....	149
<b>Tabelle 8-5:</b> Emissionsfaktoren für die Abschätzung der Emissionen organischer Verbindungen .....	151
<b>Tabelle 8-6:</b> Trendfaktoren 2010/2000 für die Aktivitätsraten (TFA) und Emissionsfaktoren (TFEF) der mobilen Quellen.....	152



<b>Tabelle 8-7:</b> Trendfaktoren 2010/2000 für die Aktivitätsraten (TFA) und Emissionsfaktoren (TFEF) der stationären Quellen .....	153
<b>Tabelle 8-8:</b> Ergebnisse der Ermittlung von Jahresemissionen für 2000 - Sektor Verkehr .....	156
<b>Tabelle 8-9:</b> Ergebnisse der Ermittlung von Jahresemissionen für 2000 - Sektor öffentliche Kraft- und Heizwerke und Industriefeuerungen.....	157
<b>Tabelle 8-10:</b> Ergebnisse der Ermittlung von Jahresemissionen für 2000 - Sektor Kleinf Feuerungen...	157
<b>Tabelle 8-11:</b> Ergebnisse der Ermittlung von Jahresemissionen für 2000 - Sektor Produktionsprozesse und sonstige anthropogene Quellen.....	158
<b>Tabelle 8-12:</b> Ergebnisse der Emissionsabschätzung für ausgewählte Elemente als Staubinhaltsstoffe und organische Verbindungen in Deutschland im Jahr 2000.....	160
<b>Tabelle 8-13:</b> Abgeleitete Emissionsfaktoren für das technisch erreichbare Emissionsniveau stationärer Anlagen.....	162
<b>Tabelle 8-14:</b> Einzelergebnisse der Minderungsszenarien: Minderungspotenziale in Deutschland für mobile Quellen absolut in t und in % der Gesamtemission aller anthropogenen Emissionen im Jahr 2010 (einschl. Staubaufwirbelung im Verkehr).....	163
<b>Tabelle 8-15:</b> Einzelergebnisse der Minderungsszenarien: Minderungspotenziale in Deutschland für stationäre Quellen absolut in t und in % der Gesamtemission aller anthropogenen Emissionen im Jahr 2010 (einschl. Staubaufwirbelung im Verkehr) .....	163

## Abbildungsverzeichnis

<b>Abbildung 2-1:</b> Die wichtigsten Quell-, Umwandlungs- und Depositionsmechanismen für das atmosphärische Aerosol und die dreimodale Verteilung der Partikelanzahlkonzentration in Anlehnung an /Whitby 1987/ .....	7
<b>Abbildung 2-2:</b> Chemische Zusammensetzung von Stäuben an einer viel befahrenen Straße und im städtischen Hintergrund in der Schweiz nach /Hüglin et al. 2000/ .....	9
<b>Abbildung 2-3:</b> Typische Größenverteilung von Partikeln aus einem Dieselmotor /Kittelson 2000/ ...	18
<b>Abbildung 2-4:</b> Partikelförmige und flüchtige Anteile emittierter Elemente aus einer Kleinf Feuerung mit angereichertem Heizöl EL nach /Pavageau et al. 2004/ .....	19
<b>Abbildung 2-5:</b> Datenmodell und Datenbasis für die Arbeit.....	30
<b>Abbildung 4-1:</b> Partikelemissionen aller Quellgruppen in Deutschland im Jahr 2000 .....	65
<b>Abbildung 4-2:</b> Partikelemissionen in Deutschland 2000: Sektor Verkehr .....	66
<b>Abbildung 4-3:</b> Partikelemissionen in Deutschland 2000: Dieselmotoren im Straßenverkehr .....	67
<b>Abbildung 4-4:</b> Partikelemissionen in Deutschland 2000: Abgasemissionen des sonstigen Verkehrs und der Offroad-Fahrzeuge.....	67
<b>Abbildung 4-5:</b> PM <sub>10</sub> -Emissionen in Deutschland 2000: Vergleich der mit unterschiedlichen Methoden berechneten Emissionen durch die Aufwirbelung von Straßenstaub .....	68
<b>Abbildung 4-6:</b> Partikelemissionen in Deutschland 2000: Öffentliche und industrielle Kraft- und Heizwerke, einschl. Feuerungsanlagen übriger Umwandlungsbereich .....	69
<b>Abbildung 4-7:</b> Partikelemissionen in Deutschland 2000: Kleinf Feuerungen von Haushalten (HH) und Kleinverbrauchern (KV) .....	70

<b>Abbildung 4-8:</b> Partikelemissionen in Deutschland 2000: Produktionsprozesse und sonstige anthropogene Quellen .....	71
<b>Abbildung 4-9:</b> PM- und abgeleitete PM <sub>10</sub> -, PM <sub>2,5</sub> -Emissionen aus gen.-bed. Anlagen in Baden-Württemberg 1996 nach verschiedenen Obergruppen der 4. BImSchV .....	74
<b>Abbildung 4-10:</b> Anteile der PM-, PM <sub>10</sub> - und PM <sub>2,5</sub> -Emissionen aus gen.-bed. Anlagen in Baden-Württemberg 1996 nach verschiedenen Abgasreinigungssystemen .....	74
<b>Abbildung 4-11:</b> PM- und abgeleitete PM <sub>10</sub> -, PM <sub>2,5</sub> -Emissionen aus gen.-bed. Anlagen in Baden-Württemberg 1996 nach verschiedenen Verfahrensarten .....	75
<b>Abbildung 4-12:</b> Partikelgrößenfraktionen der Emissionen in Deutschland im Jahr 2000 .....	76
<b>Abbildung 4-13:</b> Anteile der Quellgruppen an den Emissionen ausgewählter Elemente als PM <sub>10</sub> -Inhaltsstoffe und organischer Verbindungen in Deutschland im Jahr 2000.....	78
<b>Abbildung 4-14:</b> Prozentuale Veränderung der PM <sub>10</sub> -Emissionen in Deutschland bis zum Jahr 2010	79
<b>Abbildung 4-15:</b> Wertebereich der PM <sub>10</sub> - und PM <sub>2,5</sub> -Emissionen der industriellen Produktionsprozesse in Deutschland im Jahr 2000 infolge der Variation der Emissionsfaktoren (EF) und Feinstaubanteile (FA) .....	87
<b>Abbildung 4-16:</b> Vergleich von Gesamtstaub-Emissionsfaktoren (EF) für Deutschland nach /UBA 2005b/ mit aus den Emissionserklärungen von Baden-Württemberg 1996 /UMEG 1999/ abgeleiteten Daten (EERKL BW 1996).....	88
<b>Abbildung 5-1:</b> Wirksamkeit primärer Maßnahmen zur Minderung der Partikelemissionen von Dieselmotoren (Angaben aus verschiedenen Datenquellen, bezogen auf PM).....	94
<b>Abbildung 5-2:</b> Wirksamkeit sekundärer Maßnahmen zur Minderung der Partikelemissionen von EURO 2-Dieselmotoren im Straßenverkehr (Angaben aus verschiedenen Datenquellen, bezogen auf PM) .....	97
<b>Abbildung 5-3:</b> Mittlere Wirksamkeit von Brennstoffsubstitutionen bei öffentlichen Kraftwerken /UBA 2001b/ und Haushaltsfeuerungen /Pfeiffer et al. 2000/ (bezogen auf PM) .....	99
<b>Abbildung 5-4:</b> Abscheideraten stationärer Entstaubungssysteme für PM <sub>2,5</sub> aus /EPA 1995/ .....	104
<b>Abbildung 5-5:</b> Abgasreinigungssysteme bei genehmigungsbedürftigen Anlagen in Baden-Württemberg im Jahr 1996: Großfeuerungen 4. BImSchV-Nr. 01.01 .....	109
<b>Abbildung 5-6:</b> Abgasreinigungssysteme bei genehmigungsbed. Anlagen in Baden-Württemberg im Jahr 1996: Feuerungen 4. BImSchV-Nr. 01.02 und indirekte Prozessfeuerungen.....	110
<b>Abbildung 5-7:</b> Minderungspotenziale für mobile Quellen in Deutschland im Jahr 2010 in % der Gesamtemission aller betrachteten anthropogenen Quellen im Jahr 2010.....	113
<b>Abbildung 5-8:</b> Minderungspotenziale für die KFZ-Nachrüstung mit Dieselpartikelfilter (40 % spezifische Minderung) in Deutschland im Jahr 2010 für verschiedene Fahrzeugkonzepte in t PM <sub>10</sub> .....	113
<b>Abbildung 5-9:</b> Minderungspotenziale für stationäre Quellen in Deutschland im Jahr 2010 in % der Gesamtemission aller betrachteten anthropogenen Quellen im Jahr 2010.....	115
<b>Abbildung 5-10:</b> Minderungspotenziale zusammengefasst für mobile und stationäre Quellen in Deutschland im Jahr 2010 in % der Gesamtemission aller betrachteten anthropogenen Quellen im Jahr 2010 (ohne die Staubaufwirbelung im Verkehr) .....	116

## Abkürzungsverzeichnis

ABL	alte Bundesländer
AGR	Abgasreinigung
ARTEMIS	Assessment and Reliability of Transport Emission Models and Inventory Systems
As	Arsen
BaP	Benzo-a-pyren
BAT	Best Available Techniques, Stand der Technik
BImSchG	Bundes-Immissionsschutzgesetz
BImSchV	Verordnung zum Bundes-Immissionsschutzgesetz
BMBF	Bundesministerium für Bildung und Forschung
BREF	Best Available Techniques Reference Document
BS	Brennstoffe
BUWAL	Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft
BWPLUS	Projektträgerschaft Baden-Württemberg Programm Lebensgrundlage Umwelt und ihre Sicherung (BWPLUS)
CAROLA	Corona Aerosolabscheider
CEPMEIP	Co-ordinated European Programme on Particulate Matter Emission Inventories, Projections and Guidance
Cd	Cadmium
CLRTAP	Convention on Long-range Transboundary Air Pollution
CNG	komprimiertes Erdgas (compressed natural gas)
CO	Kohlenmonoxid
Cr	Chrom
CRT	Continuously Regenerating Trap
DME	Dimethylether
DOC	Diesel-Oxidationskatalysator (diesel oxidation catalyst)
DPF	Dieselpartikelfilter (diesel particulate filter)
EC	elementarer Kohlenstoff (elemental carbon)
EF	Emissionsfaktor, spezifische Emission pro Aktivitätseinheit
EnEV	Verordnung über energiesparenden Wärmeschutz und energiesparende Anlagentechnik bei Gebäuden (Energieeinsparverordnung)
EMEP	Co-operative Programme for the Monitoring and Evaluation of the Long-Range Transmission of Air Pollutants in Europe
EPA	United States Environmental Protection Agency
EPER	European Pollutant Emission Register
EST-Guss	Eisen-, Stahl-, Temperguss
EUROTRAC-2	EUREKA project on the transport and chemical transformation of trace constituents in the troposphere over Europe; second phase
FA	Feinstaubanteil
FIRE	Factor Information Retrieval System
Fzg	Fahrzeug
GW	Grenzwert
Heizöl EL, S	Heizöl extra leicht; Heizöl schwer
IVU	Integrierte Vermeidung und Verminderung der Umweltverschmutzung
IWS	ionisierender Nasswäscher

## VIII

KFZ	Kraftfahrzeuge
KRAD	Krafträder
LKW	Lastkraftwagen
LN	landwirtschaftliche Nutzfläche
LNF	leichte Nutzfahrzeuge
LNG	flüssiges Erdgas (liquefied natural gas)
LPG	flüssiges Propangas (liquefied petroleum gas)
LTO	landing & take-off
MEET	Methodologies for Estimating Air Pollutant Emissions from Transport
NBL	neue Bundesländer
NE-Metalle	Nichteisen-Metalle
NH <sub>3</sub>	Ammoniak
NMVOG	flüchtige organische Verbindungen ohne Methan (non methane volatile organic compounds)
NO <sub>x</sub> , NO <sub>2</sub>	Stickstoffoxide, Stickstoffdioxid
OC	organischer Kohlenstoff (organic carbon)
PAK	polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe
PARTICULATES	Characterisation of Exhaust Particulate Emissions from Road Vehicles
Pb	Blei
PCDD/F	polychlorierte Dibenzodioxine/-furane
PKW	Personenkraftwagen
PM	Masse des emittierten flugfähigen Gesamtstaubs (particulate matter)
PM <sub>10</sub> , PM <sub>2,5</sub> , PM <sub>1,0</sub> , PM <sub>0,1</sub>	Masse der Partikel mit einem aerodynamischen Durchmesser < 10 µm, < 2,5 µm, < 1,0 µm bzw. < 0,1µm
PM <sub>75</sub>	Masse der Partikel mit einem aerodynamischen Durchmesser < 75 µm
RAINS	Regional Acidification Information and Simulation Model
RME	Rapsölmethylester
Sb	Antimon
SCR	selektive katalytische Reduktion (selective catalytic reduction)
SCRT	Kombination aus CRT-Filtersystem und SCR
sL	silt load, PM <sub>75</sub> -Staubbelastung auf der Straßenoberfläche
SNF	schwere Nutzfahrzeuge
SO <sub>2</sub>	Schwefeldioxid
SZ	Sattelzugmaschinen
TA Luft	Verwaltungsvorschrift „Technische Anleitung Luft“
TEQ	Toxizitätsäquivalente
TF	Trendfaktor
TFEIP	United Nations Economic Commission for Europe (UNECE) - Task Force on Emission Inventories and Projections
TREMOD	Transport Emission Estimation Model
TSP	Gesamtschwebstaub (<30 µm Durchmesser) (total suspended particulates)
UMEG	Zentrum für Umweltmessungen, Umwelterhebungen und Gerätesicherheit
VDI	Verein Deutscher Ingenieure
VERT	Verminderung der Emissionen von Real-Dieselmotoren im Tunnelbau
W	mittleres Gewicht der Fahrzeugflotte auf einer Straße
WHO	World Health Organisation

## Kurzfassung

Aufgrund von neuen Erkenntnissen der Wirkungsforschung seit Mitte der 90er Jahre sind anthropogene Feinstäube wieder verstärkt ein Thema der Luftreinhaltung, nachdem die bisher ergriffenen Maßnahmen zur Minderung der Gefahren und Beeinträchtigungen durch Staubemissionen in den 80er Jahren und der ersten Hälfte der 90er Jahre ausreichend erschienen. Aufgrund dieser Maßnahmen gingen die atmosphärischen Gesamtstaubkonzentrationen in den letzten Jahren und Jahrzehnten stark zurück. Nun werden auch den derzeit in Deutschland gemessenen, im Vergleich zu früher deutlich niedrigeren Staubkonzentrationen in der Außenluft beträchtliche gesundheitliche Wirkungen zugesprochen. Für diese Wirkungen sollen vor allem feine lungengängige Partikel und ihre Bestandteile verantwortlich sein. Um eine wirksame Strategie für weitere Minderungsmaßnahmen entwickeln zu können, sind zunächst die wesentlichen Emissionsquellen dieser Partikel zu identifizieren. Im Gegensatz zu früheren Arbeiten stehen nun die Feinstaubfraktionen  $PM_{10}$  und  $PM_{2,5}$  im Mittelpunkt, so dass die jeweilige Partikelgrößenverteilung der Emissionen zu betrachten ist und einen großen Einfluss auf die lufthygienische Bewertung einer Quellgruppe hat. Ausgehend von einem detaillierten Quelleninventar können die Wirksamkeit und die Potenziale von technischen Möglichkeiten zur Emissionsminderung quantifiziert und analysiert werden.

Die vorliegende Arbeit hatte die Zielsetzung, eine umfassende Datengrundlage für eine solche Analyse zu schaffen. Die Kenntnislücken bei der Quantifizierung von primären anthropogenen Partikelemissionen und der Charakterisierung hinsichtlich Partikelgröße und ausgewählten Inhaltsstoffen konnten durch die Zusammenstellung und Anwendung des derzeitigen Stands des Wissens verkleinert werden. Dadurch konnte eine möglichst vollständige Emissionsdatenbasis für Deutschland für die Partikelfraktionen  $PM_{10}$  und  $PM_{2,5}$  entwickelt und über zeitliche Projektionen ein Trendszenario der zu erwartenden Emissionen im Jahr 2010 erstellt werden. Die Ergebnisse zeigen als relevante Quellen für die Entstehung von Feinstäuben vor allem den Betrieb von Dieselmotoren im Verkehr, die Verfeuerung der festen Brennstoffe Kohle und Holz und einige Prozesse in der Primärindustrie. Eine ausführliche Betrachtung und Bewertung möglicher technischer Optionen und ihrer spezifischen Wirksamkeit zur Minderung von Feinstaubemissionen stellte eine weitere Grundlage der Arbeit dar. Als wirksame technische Maßnahmen, die sich auch für die Minderung der feinen und ultrafeinen Partikel eignen, sind insbesondere Dieselpartikelfilter und Erdgasfahrzeuge im Verkehr und optimierte Filteranlagen, emissionsarme Holzfeuerungen und Brennstoffsubstitutionen bei den stationären Anlagen zu nennen. Ausgehend von diesen Grundlagen wurden die Minderungspotenziale bei relevanten Quellgruppen abgeschätzt und Schlussfolgerungen für eine zukünftige Minderungsstrategie abgeleitet.

## Abstract

Fine particulate matter in ambient air once again became an important issue of clean air policy caused by recent findings from epidemiological studies since the beginning of the 1990s. Technical measures implemented during the 1980s and 1990s appeared to be sufficient to abate health and other effects of particulate matter emissions. Atmospheric particle mass concentrations significantly decreased during the last decades. Now, however, currently measured concentrations that are relatively low in comparison to the former situation in Germany are also associated with considerable health risks. Comprehensive understanding of emission sources is required to be able to develop an effective strategy for a further emission reduction. In contrast to former studies, the particle mass fractions  $PM_{10}$  and  $PM_{2.5}$  are in the focus of interest and the particle size distribution of emissions has an important influence on the assessment of the environmental relevance of source groups.

A detailed source inventory is the basis for quantifying and analysing the effectiveness and abatement potential of additional measures in the future. The main objective of the study presented here was the development of an extensive data basis for such an analysis. Knowledge gaps were closed concerning the quantification of primary anthropogenic emissions and their characterisation with regard to particle size and selected component substances. The current state of knowledge was reviewed and applied for the development of an emission data base for  $PM_{10}$  and  $PM_{2.5}$  including all relevant source groups in Germany in the year 2000. Diesel engines, combustion of coal and wood and several processes in primary industries have been found to be the major sources of fine particles in Germany. A trend scenario for future emissions in 2010 was developed using source specific temporal projections. Another essential basis for the study was a detailed analysis of possible technical abatement measures and their effectiveness regarding fine particle emissions. Effective options that are able to reduce emissions of fine as well as ultrafine particles are diesel particulate filters, natural gas engines, improved dust filters for stationary plants, low-emission combustion of wood and the substitution of solid fuels. Finally, future abatement potentials were estimated for major emission sources and recommendations were derived for a future abatement strategy based on the data model developed.

## 1 Einleitung

Atmosphärische Partikelkonzentrationen sind aufgrund von Erkenntnissen aus der Wirkungsforschung wieder verstärkt ein Thema der Luftreinhaltung. In den 80er und frühen 90er Jahren schienen die Gefahren und Beeinträchtigungen durch anthropogene Staubemissionen aufgrund von Maßnahmen, die durch europäische Umweltrichtlinien und -verordnungen, das Bundes-Immissionsschutzgesetz, dessen Verordnungen und die Verwaltungsvorschrift TA Luft vorgeschrieben oder initiiert wurden, weitgehend beseitigt zu sein. Nun werden auch den im Vergleich zu früher relativ niedrigen Staubkonzentrationen, wie sie derzeit in der Außenluft in Deutschland häufig messbar sind, beträchtliche gesundheitliche Wirkungen zugesprochen. Für diese Wirkungen werden nun vor allem feine lungengängige Partikel und ihre Bestandteile verantwortlich gemacht. Seit Beginn der 90er Jahre konnten mehrere epidemiologische Studien sowohl in den USA als auch in Europa einen konsistenten und signifikanten Zusammenhang zwischen der Sterblichkeitsrate bzw. spezifischen Krankheitsfällen in der Bevölkerung und der Belastung an lungengängigen Stäuben nachweisen, wobei keine Wirkungsschwelle festgestellt wurde. Die abgeleiteten linearen Dosis-Wirkungsbeziehungen lassen auch bei dem derzeitigen Belastungsniveau in Deutschland relevante Wirkungen für die Gesundheit der Bevölkerung erwarten.

Die Europäische Kommission hat in Folge dieser neuen wirkungsseitigen Erkenntnisse im Rahmen der Richtlinie 99/30/EG (Richtlinie über Grenzwerte für Schwefeldioxid, Stickstoffdioxid und Stickstoffoxide, Partikel und Blei in der Luft) zur Begrenzung der Feinstaubbelastungen in Europa strenge Immissionsgrenzwerte für Partikel  $< 10 \mu\text{m}$  Durchmesser ( $\text{PM}_{10}$ ,  $\text{PM}$  = particulate matter) festgelegt. Die Grenzwerte der ersten Stufe wurden in der 22. BImSchV (22. Verordnung zum Bundes-Immissionsschutzgesetz) in deutsches Recht umgesetzt und sind seit dem Januar 2005 einzuhalten. Sie wurden jedoch in den vergangenen Jahren und auch bereits im Jahr 2005 von den Belastungen in den städtischen Siedlungsräumen Deutschlands teilweise überschritten. Zur flächendeckenden Einhaltung dieser Grenzwerte sind auch in Deutschland erhebliche weitere Anstrengungen zur Immissionsminderung, insbesondere in Innenstädten erforderlich. Laut den Vorgaben der EU-Richtlinie 99/30/EG müssen Maßnahmen zur Reduktion der  $\text{PM}_{10}$ -Belastungen jedoch auch im Hinblick auf die Fraktion der Partikel mit Durchmesser  $< 2,5 \mu\text{m}$  ( $\text{PM}_{2,5}$ ) durchgeführt werden. Bedingt durch die bisherige Ausrichtung der Luftreinhaltungspolitik auf die Verminderung der Gesamtstaubemissionen ( $\text{PM}$ ) sind die Konzentrationen dieser feinen alveolengängigen Partikel in den letzten Jahren und Jahrzehnten nur wenig, die Belastungen an ultrafeinen Partikeln sogar überhaupt nicht zurückgegangen (s. /Wichmann 2002/). Gerade die feinen Partikel in der Atmosphäre werden aufgrund bisheriger toxikologischer Erkenntnisse und auch epidemiologischer Studien für die festgestellten Wirkungen vor allem verantwortlich

gemacht. Kenntnisse über Emissionen und Immissionen sind somit sowohl hinsichtlich  $PM_{10}$  als auch  $PM_{2,5}$  und kleinerer Fraktionen wünschenswert, zumal ab 2010 voraussichtlich ein europaweiter  $PM_{2,5}$ -Immissionsgrenzwert in einer überarbeiteten EU-Richtlinie vorgeschrieben sein wird. Die stoffliche Zusammensetzung von Partikeln scheint ein weiterer wesentlicher Faktor für die gesundheitlichen Wirkungen zu sein und spielt eine große Rolle bei chemischen Umwandlungsprozessen in der Atmosphäre.

Aus den genannten Rahmenbedingungen ergibt sich die Motivation für diese Arbeit. Detaillierte Kenntnisse der Quellen von Feinstäuben und die Identifizierung relevanter Verursacher sind eine wesentliche Voraussetzung für eine weitergehende Emissionsminderungsstrategie. Im Gegensatz zu früheren Arbeiten stehen nun die Staubfraktionen  $PM_{10}$  und  $PM_{2,5}$  im Mittelpunkt der Luftreinhaltung, so dass die Partikelgrößenverteilung der Emissionen zu untersuchen ist und einen großen Einfluss auf die lufthygienische Bewertung einer Quellgruppe hat. Im Gegensatz zu den klassischen gasförmigen Verunreinigungen wie Schwefeldioxid und Stickoxide bestehen hier noch große Kenntnislücken. Die Quantifizierung von Gesamtstaubemissionen erfolgt schon seit einigen Jahren im Rahmen von Emissionskatastern für Deutschland oder für einzelne Bundesländer. Wenige Arbeiten in Deutschland beschäftigten sich bisher mit den Emissionen von lungengängigen Partikeln. Detaillierte Betrachtungen der Partikelgrößenverteilungen und insbesondere der  $PM_{2,5}$ -Emissionen fehlten bislang. Auch sind bisher noch kaum sektorübergreifende Betrachtungen von toxikologisch relevanten Inhaltsstoffen emittierter Partikel erfolgt. Zur Betrachtung von Minderungspotenzialen sind neben detaillierten Emissionsdaten auch Kenntnisse über mögliche technische Maßnahmen und ihre Wirksamkeit bei der Minderung von Feinstaubemissionen notwendig. Zu den Möglichkeiten und Potenzialen einer zusätzlichen Emissionsminderung gibt es für den Bezugsraum Deutschland ebenfalls noch keine ausreichenden Analysen.

Ziel dieser Arbeit ist es daher, zunächst eine detaillierte und weitgehend vollständige Emissionsdatenbasis für die Partikelfraktionen  $PM_{10}$  und  $PM_{2,5}$  zu erstellen, um darauf aufbauend relevante Quellgruppen und Potenziale möglicher technischer Minderungsmaßnahmen zu identifizieren. Die Kenntnislücken in den genannten Bereichen sollen vermindert und ein wesentlicher Beitrag zu einer Analyse der Emissionen und Emissionsquellen primärer Feinstäube in Deutschland geleistet werden. Die ermittelten anthropogenen Partikelemissionen sollen hinsichtlich ihrer Größenverteilung und ausgewählter Inhaltsstoffe mit dem derzeitigen Stand des Wissens charakterisiert werden. Ausgehend von den Emissionen in Deutschland im Bezugsjahr 2000 wird über eine zeitliche Projektion der Basisdaten für die Emissionsberechnung ein detailliertes Trendszenario für das Jahr 2010 entwickelt. Dies ermöglicht die Darstellung der zu erwartenden Emissionssituation zum Zeitpunkt der geplanten zweiten Stufe der Einführung der EU-Immissionsgrenzwerte und



berücksichtigt die Veränderungen, die durch bereits auf den Weg gebrachte gesetzliche Anforderungen zu erwarten sind. Das Trendszenario stellt somit das Referenzszenario für die nachfolgende Betrachtung von zusätzlichen Minderungsmaßnahmen dar. Für mögliche technische Maßnahmen der Emissionsminderung wird die Wirksamkeit hinsichtlich der Partikelfraktionen  $PM_{10}$  und  $PM_{2,5}$  dargestellt. Ausgehend von der erarbeiteten fundierten Datenbasis erfolgt für relevante Quellgruppen die Definition von Minderungsszenarien und die Abschätzung und Analyse zusätzlicher Minderungspotenziale.

Zunächst wird in Kapitel 2 die Definition und Charakterisierung atmosphärischer Partikel und ihrer Quellen und die zusammenfassende Beschreibung ihrer Wirkungen auf die Umwelt gegeben. Des Weiteren erfolgt eine Zusammenfassung der wichtigsten emissionsseitigen und immissionsseitigen gesetzlichen Reglementierungen, die für diese Arbeit bedeutend sind. Die Darstellung und Beurteilung bisheriger Arbeiten zur Erstellung von Emissionsdaten ermöglichte die Ableitung der weitergehenden Ziele dieser Arbeit. In Kapitel 3 erfolgt die Beschreibung der Methoden und Basisdaten zur Ermittlung der Feinstaubemissionen in Deutschland. In Kapitel 4.1 werden die Ergebnisse der Emissionsermittlung in Form von Jahresemissionen für das Jahr 2000 wiedergegeben. Zudem werden beispielhaft für Baden-Württemberg die Emissionen aus genehmigungsbedürftigen Anlagen differenziert nach technologischen Merkmalen dargestellt. Zur weiteren Charakterisierung der Emissionen werden prozessspezifische Informationen zu ausgewählten toxikologisch relevanten Staubinhaltsstoffen ausgewertet und partikelgebundene Emissionen abgeschätzt. Die Darstellung der im Jahr 2010 zu erwartenden Emissionen im Trend- bzw. Referenzszenario erfolgt in Kapitel 4.2. Eine Diskussion der Unsicherheiten der Emissionsermittlung und der bestehenden Kenntnislücken findet in Kapitel 4.3 statt. In Kapitel 5 werden abschließend die Betrachtung von Minderungsmaßnahmen und -potenzialen und die Ableitung von Schlussfolgerungen für eine zukünftige Minderungsstrategie ausgeführt.

Diese Arbeit soll einerseits zur Identifizierung wesentlicher Emissionsquellen gesundheitlich relevanter Feinstäube und erreichbarer Minderungspotenziale eine umfassende Grundlage schaffen. Sektorale Jahresemissionen stellen auch eine Voraussetzung für die Entwicklung von räumlich und zeitlich aufgelösten Emissionsdaten als Eingangsdaten für Modellierungen der atmosphärischen Ausbreitung von Luftschadstoffen dar. Diese Arbeit leistet somit auch einen Beitrag zur Erarbeitung von Methoden und Instrumenten, die über Emissions- und Immissionsmodellierungen die Entwicklung wirksamer Minderungsstrategien zur Einhaltung der zukünftigen europäischen Immissionsgrenzwerte ermöglichen.

## 2 Grundlagen

Die Untersuchung der Quellen anthropogener Partikel setzt grundlegende Kenntnisse der Begriffsdefinitionen, der Entstehung, der Messung und der Umweltrelevanz von Partikeln, der gesetzlichen Bestimmungen und des derzeitigen Stands des Wissens voraus.

### 2.1 Definition und Charakterisierung von atmosphärischen Partikeln

Die Definition und Charakterisierung von Partikeln erfolgt hinsichtlich Größe und chemischer Zusammensetzung. Die Partikeleigenschaften werden durch die Mechanismen der Entstehung, des Transports, der chemischen Umwandlung und der Deposition bestimmt.

#### 2.1.1 Definition und Herkunft

Partikel besitzen feste und flüssige Anteile und je nach Herkunft sehr unterschiedliche Größen, chemische Zusammensetzungen, Morphologien und Oberflächeneigenschaften. Die atmosphärischen Partikel entstehen durch unterschiedliche Mechanismen. Zum einen werden primäre Partikel über mechanische und über thermische Prozesse gebildet. Zum anderen entstehen Sekundäraerosole in der Atmosphäre über chemische Reaktionen von gasförmigen Vorläufersubstanzen. Diese sekundären Partikel können aus Stickstoffdioxid (NO<sub>2</sub>), Schwefeldioxid (SO<sub>2</sub>) und Ammoniak (NH<sub>3</sub>) gebildete anorganische Nitrate und Sulfate oder aus flüchtigen organischen Verbindungen (NMVOC) in vielfältiger Weise und Zusammensetzung entstandene feste und flüssige organische Partikel oder Partikelbestandteile sein. Die wichtigsten bekannten anthropogenen Vorläufersubstanzen für organische sekundäre Partikel stellen kleinere aromatische Verbindungen vor allem aus dem Einsatz fossiler Brenn- und Kraftstoffe stammend wie Benzol, Toluol, Xylole und Trimethylbenzole dar /Kalberer et al. 2004/. Sekundäre organische Partikel werden auch in nicht unerheblichem Maße aus natürlichen Substanzen wie Terpenen und Isoprenen gebildet, die durch die Vegetation freigesetzt werden. Die aerodynamischen Durchmesser der sekundären Partikel liegen im Bereich von 0,08 bis 2,5 µm /BUWAL 2001/, die Anteile an den Staubimmissionen in Deutschland je nach Standort bei 30 bis 50 % /Jost 2001/, weshalb auch ihnen ein wesentlicher Anteil an den gesundheitlichen Wirkungen zugesprochen wird. In den stärker belasteten urbanen Gebieten überwiegt der Anteil der primären anthropogenen Partikel in der Regel deutlich. Eine Betrachtung der Entstehung sekundärer Partikel ist nicht Gegenstand dieser Arbeit. Die vielfältigen Reaktionsmechanismen und Einfluss nehmenden Parameter sind derzeit noch Gegenstand intensiver Forschung, ebenso die dreidimensionale Modellierung der Entstehung und Ausbreitung in der Atmosphäre.

Unter Schwebstäuben bzw. Aerosolpartikeln versteht man die Gesamtheit der Partikel, die aufgrund der geringen Masse in der Luft suspendiert sind und eine relativ hohe

Aufenthaltsdauer in der Atmosphäre haben. Die mittlere Lebensdauer von der Emission bzw. Bildung bis zur Deposition in der unteren Atmosphäre liegt ungefähr bei einem Tag bis zu einer Woche je nach Partikelgröße, Niederschlagshäufigkeit und -dauer. Eine Ausscheidung von Partikeln aus der Atmosphäre erfolgt in Form von trockener oder nasser Deposition. Diese Mechanismen werden auch bei der Entstaubung von Abgasen genutzt. Trockene Depositionsmechanismen stellen die Sedimentation (Schwerkraftwirkung), Impaktion (Wirkung der Massenträgheit bei Umströmungen), Interzeption (Haftung an Hindernissen durch Direkteinfang) und Diffusion (Wirkung der Brown'schen Molekularbewegung) dar. Unter nasser Deposition versteht man die Mechanismen des Ausregnens (Einbinden von Partikeln in Nebeltröpfchen durch Kondensationsvorgänge) und Auswaschens (Kollisionen fallender Regentropfen mit Partikeln). Bei der Entfernung von sehr feinen Partikeln  $< 0,5 \mu\text{m}$  Durchmesser aus der Atmosphäre sind vor allem die Diffusion und das Ausregnen wirksam wohingegen für schwerere Partikel die Mechanismen basierend auf der Massenkraft wirksamer sind.

Die an einem Ort gemessene Staubimmission wird nur teilweise lokal erzeugt und je nach Quellen in der weiteren Standortumgebung und in Abhängigkeit von meteorologischen Bedingungen, wie den Wind- und Niederschlagsverhältnissen, der atmosphärischen Turbulenz und der Strahlung anteilig durch den Ferntransport bestimmt. So sind beispielsweise im Stadtgebiet von Berlin nur ein Drittel der gesamten  $\text{PM}_{10}$ -Immissionen und zwei Drittel der primären  $\text{PM}_{10}$ -Immissionen lokal bestimmt /Stern 2002/. Somit ist der Zusammenhang zwischen Emission und Immission über die Modellierung der Ausbreitung und der chemischen Umwandlung in der Atmosphäre erforderlich, um die Relevanz von Emissionsquellen und die Auswirkung von Minderungsmaßnahmen auf die Belastung der betroffenen Bevölkerung bewerten zu können.

### 2.1.2 Größenverteilung und relevante Fraktionen

Die atmosphärische Partikelgrößenverteilung ist bedingt durch die Entstehung, Koagulations- und Alterungsprozesse in der Atmosphäre und die je nach Partikelgröße unterschiedlich wirksamen Mechanismen der Deposition. Die Abbildung 2-1 gibt einen Überblick über die dreimodale Verteilung des atmosphärischen Aerosols und die unterschiedlichen Entstehungsmechanismen. Atmosphärische Partikel haben Durchmesser in einem Bereich von  $0,001 \mu\text{m}$  bis zu einer Obergrenze von etwa  $100 \mu\text{m}$ . Die Untergrenze ist durch den Übergang zu Molekülen gegeben, die Obergrenze durch die zunehmende Sedimentationsgeschwindigkeit der Partikel in der Atmosphäre. Der immissionsseitig gemessene Schwebstaub hat Partikeldurchmesser  $< 30 \mu\text{m}$ . Die obere Teilchengröße der bei Messungen erfassten Partikel hängt wesentlich ab vom eingesetzten Messgerät und Messparametern wie z. B. dem Volumenstrom und der Geometrie des Ansaugstutzens. Die Messung von Partikelgrößenverteilungen kann mittels mehrstufigen Impaktoren oder mit über

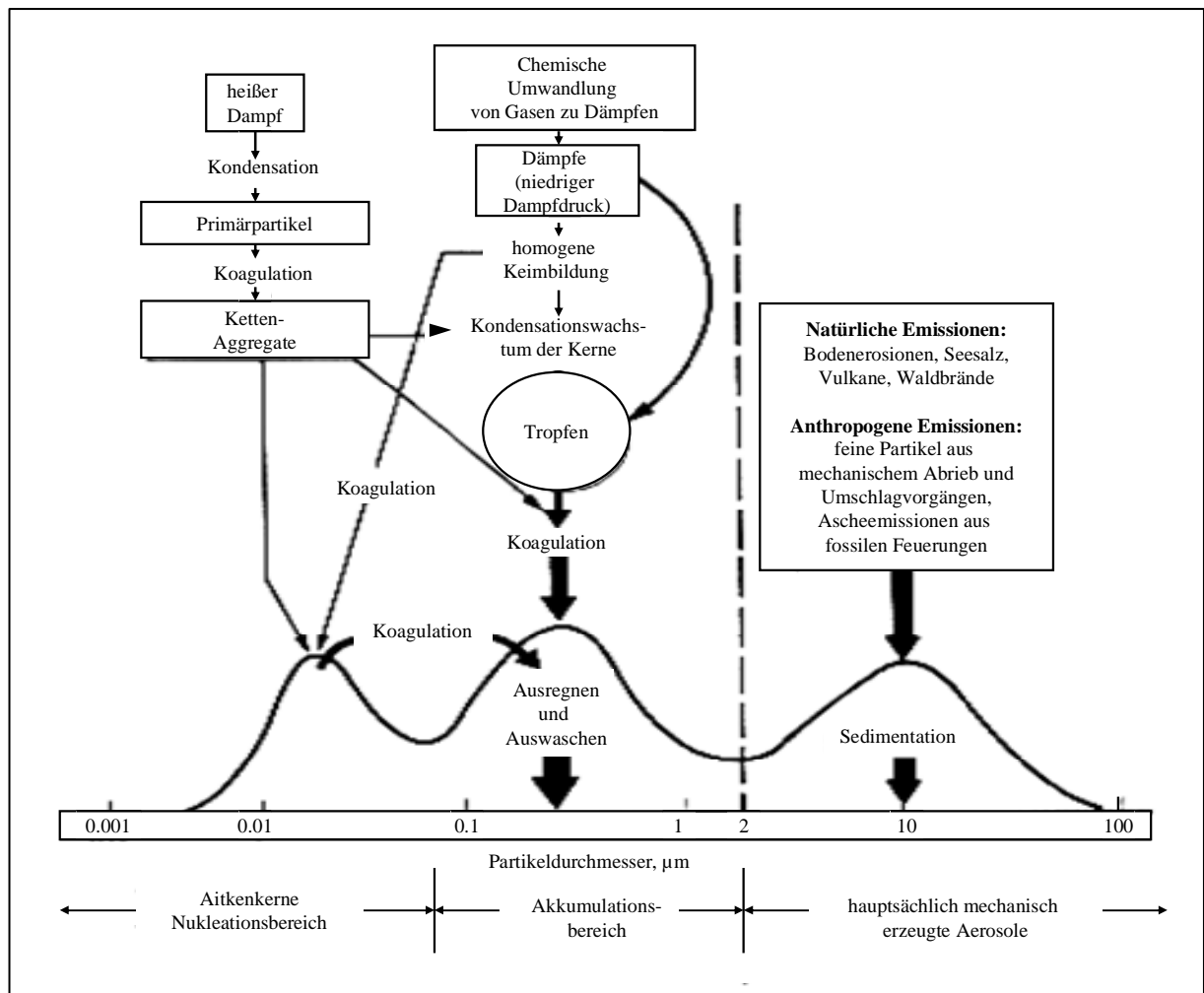
Impaktormessungen kalibrierten optischen oder elektrischen Verfahren erfolgen. Die Messung der Partikelmassen unterschiedlicher Größenfraktionen erfolgt bei stationären Anlagen in der Regel mit Impaktoren nach Vorgaben der Richtlinie VDI 2066, wobei der Endfilter der Messgeräte summarisch die Masse der kleinsten Partikelfraktion z. B.  $< 0,3 \mu\text{m}$  Durchmesser erfasst. Die Ergebnisse aus diesen Messungen geben den aerodynamischen Durchmesser der Partikel wieder, der bezogen ist auf das aerodynamische Verhalten von kugelförmigen Partikeln mit der Dichte  $1 \text{ g/cm}^3$ . Diese Definition ergibt sich durch die erforderliche Kalibrierung der Impaktoren mit definierten Teststäuben entsprechender Gestalt und Dichte. Die gemessenen Durchmesser von Partikeln stellen also keine reale, sondern eine idealisierte Größe dar, die unterschiedliche Dichten und Morphologien der Partikel nicht berücksichtigt. Der aerodynamische Durchmesser von Partikeln ist jedoch wesentlich für die atmosphärischen Prozesse, denen die Partikel unterworfen sind, wie etwa die Deposition.

Unter  $\text{PM}_{10}$  versteht man die Masse der Partikel  $< 10 \mu\text{m}$  aerodynamischem Durchmesser. Nach der Begriffsbestimmung der EU-Richtlinie 99/30/EG sind dies Partikel, die einen gröbselektierenden Lufteinlass passieren, der für einen aerodynamischen Durchmesser von  $10 \mu\text{m}$  eine Abscheidewirksamkeit von 50 % aufweist. Von diesem so genannten thorakalen Schwebstaub wird angenommen, dass er über den Kehlkopf hinaus in die Lunge gelangen kann.  $\text{PM}_{10}$  umfasst ein sehr weites Partikelspektrum, das über alle Bildungsmechanismen entsteht (thermische, mechanische Prozesse und Sekundäraerosole).  $\text{PM}_{2,5}$  bezeichnet alveolengängige Partikel mit einem aerodynamischen Durchmesser  $< 2,5 \mu\text{m}$ , die tief in die Lungen bis zu den Lungenbläschen (Alveolen) gelangen können. Sie werden größtenteils durch Verbrennungsprozesse und sekundär in der Atmosphäre gebildet. Die trockenen Depositionsmechanismen sind für die Hauptmasse dieser international in der Regel als Feinstäube bezeichneten Fraktion weniger wirksam, da sich die Massenkräfte und die Diffusion für Partikel im Bereich von etwa  $0,1$  bis  $1 \mu\text{m}$  überlagern und die jeweilige Wirksamkeit gestört wird. Eine Betrachtung dieser Fraktion schließt zu einem großen Teil mechanisch erzeugte Partikel aus. Die Partikelfraktion zwischen  $2,5$  und  $10 \mu\text{m}$  Durchmesser wird oft als  $\text{PM}_{\text{coarse}}$  bezeichnet. Diese Fraktion stellt überwiegend mechanisch erzeugte Partikel dar, die durch die Mechanismen der trockenen und nassen Deposition in relativ kurzer Zeit (Stunden bis Tage) aus der Atmosphäre ausgetragen wird.

Partikel  $< 1 \mu\text{m}$  ( $\text{PM}_{1,0}$ ) umfassen den Bereich der Primärkeime (Aitkenkerne) des so genannten Nukleationsbereichs und den Großteil des Akkumulationsbereiches, der feine Partikel aus Verbrennungsprozessen einschließt. Auch die Primärkeime mit Partikelgrößen von  $1$  bis  $50 \text{ nm}$  entstehen einerseits über Verbrennungsprozesse aus heißen Abgasen und andererseits als sekundäre Partikel in der Atmosphäre. Im Laufe der Abkühlung und Verdünnung eines Abgases koagulieren Primärpartikel innerhalb kurzer Zeit aufgrund hoher Diffusionsgeschwindigkeiten in den Akkumulationsbereich. Die Lebensdauer der Primärkeime

liegt nach /Kittelson 2000/ bei etwa 10 bis 20 Minuten, dann werden sie dem Akkumulationsbereich zugerechnet. Im Laufe der weiteren Alterungsprozesse in der Atmosphäre findet eine weitere Koagulation bis etwa  $2\ \mu\text{m}$  Partikeldurchmesser statt. Die bei Dieselmotoren gemessene Partikelemission, die dem Akkumulationsbereich zugeordnet wird, liegt größtenteils im Partikelgrößenbereich von 50 bis etwa  $300\ \text{nm}$  /Kittelson 2000/. Die Einteilung der unterschiedlichen Partikelgrößenfraktionen in Nukleations- und Akkumulationsbereich wird in der Literatur jedoch nicht einheitlich vorgenommen.

Ultrafeine Partikel  $< 100\ \text{nm}$  ( $\text{PM}_{0,1}$ ) stehen zunehmend im Mittelpunkt der Wirkungsforschung. Diese Fraktion besitzt an der Gesamtpartikelmasse in der Regel unbedeutende Anteile ist jedoch emissionsseitig in Abgasen thermischer Prozesse und immissionsseitig in urbanen Gebieten bei der Partikelanzahl dominierend. Diese Partikel besitzen eine sehr hohe spezifische Oberfläche, weshalb hier eine hohe toxikologische Relevanz vermutet wird (s. Kapitel 2.2).



**Abbildung 2-1:** Die wichtigsten Quell-, Umwandlungs- und Depositionsmechanismen für das atmosphärische Aerosol und die dreimodale Verteilung der Partikelanzahlkonzentration in Anlehnung an /Whitby 1987/

### 2.1.3 Chemische Zusammensetzung in der Atmosphäre

Die chemische Zusammensetzung bzw. der Gehalt an bestimmten Inhaltsstoffen kann eine wichtige Rolle spielen bei den Wirkungen atmosphärischer Partikel. Auch für die Rolle von Partikeln in der Atmosphärenchemie ist die chemische Zusammensetzung von großer Bedeutung. Im Laufe des atmosphärischen Alterungsprozesses verändert sich die Zusammensetzung der Aerosole ständig. Die Eigenschaft von Partikelbestandteilen, Wasser aus der Atmosphäre aufzunehmen und wieder abzugeben, hat hierbei einen wesentlichen Einfluss. Bei der Beschreibung dieser Prozesse sind noch viele Kenntnislücken vorhanden. Wesentlichen Einfluss auf die Aerosolzusammensetzung an einem Ort haben neben Alterungsprozessen in der Atmosphäre auch die Entstehung von sekundären Aerosolen aus gasförmigen Vorläufersubstanzen und die Partikeldeposition. Zwischen Stäuben aus dem Nahbereich anthropogener Quellen wie z. B. dem Verkehr oder der Industrie und urbanen und ländlichen Siedlungsbereichen lassen sich deutliche Unterschiede in der chemischen Zusammensetzung erkennen. Die Ergebnisse der Inhaltsstoffanalyse von lokalen Immissionen geben eine Mischung aus Aerosolen unterschiedlichen Alters und Herkunft wieder. Zuordnungen zu Emissionsquellen sind nur in eingeschränktem Maße möglich.

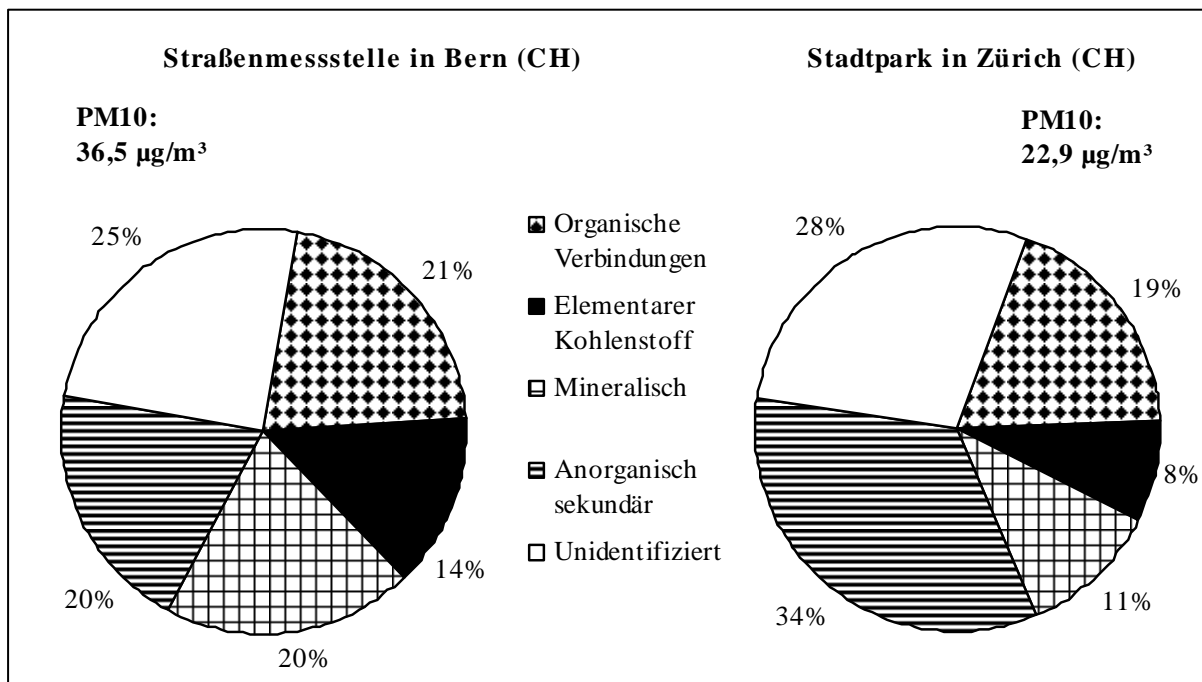
Nach /Müller 2002/ können die Staubimmissionen in urbanen Siedlungsräumen mit hohem Verkehrsanteil in Deutschland wie in Tabelle 2-1 wiedergegeben charakterisiert werden. Demnach bestehen die feinen Partikel  $< 2,5 \mu\text{m}$  überwiegend aus sekundären anorganischen Aerosolen des städtischen Hintergrunds und kohlenstoffhaltigen Partikeln, die zu einem Großteil vom Verkehr emittiert werden. Bei den Partikeln mit 2,5 bis  $10 \mu\text{m}$  Durchmesser überwiegt der Anteil der Metalloxide/Minerale, die über die Aufwirbelung von Straßenstaub, andere mechanische Prozesse und Ascheemissionen von Feststofffeuerungen in die Atmosphäre gelangen. Bei beiden Partikelfractionen lag der anthropogene Anteil bei über 90 %, was für verkehrsnah Standorte in Städten typisch ist.

**Tabelle 2-1:** Charakterisierung der Staubimmissionen in Deutschland 2001 nach /Müller 2002/

	<b>PM<sub>coarse</sub></b> <b>(2,5 - 10 <math>\mu\text{m}</math>)</b>	<b>PM<sub>fine</sub></b> <b>(&lt; 2,5 <math>\mu\text{m}</math>)</b>
Immission in $\mu\text{g}/\text{m}^3$	11	22
Anteil sekundär anorganisch	8 %	35 %
Anteil elementarer Kohlenstoff (EC)	9 %	21 %
Anteil organischer Kohlenstoff (OC)	10 %	24 %
Anteil Metalloxide/mineralisch	67 %	7 %
Anteil Chloride, Metallionen	2 %	7 %
Anteil Wasser, Rest	4 %	6 %

In Abbildung 2-2 sind Messergebnisse für die chemische Zusammensetzung von Staubimmissionen aus /Hüglin et al. 2000/ wiedergegeben. Der Einfluss der

Verkehrsemissionen lässt sich im Unterschied zum städtischen Hintergrund in einem Stadtpark vor allem beim Rußanteil und der mineralischen Fraktion aufgrund der Staubaufwirbelung von der Straße ablesen. Der Anteil sekundärer Partikel ist in der Hintergrundbelastung deutlich höher. Umfangreiche Untersuchungen der chemischen Zusammensetzung von Aerosolen wurden in den letzten Jahren auch im Teilprojekt AEROSOL (Composition/size evolution of the secondary aerosol) des europäischen Projekts EUROTRAC-2 vorgenommen (s. <http://www.gsf.de/eurotrac/>).



**Abbildung 2-2:** Chemische Zusammensetzung von Stäuben an einer viel befahrenen Straße und im städtischen Hintergrund in der Schweiz nach /Hüglin et al. 2000/

## 2.2 Umweltrelevanz von Partikeln

Atmosphärische Staubbelastungen können in Abhängigkeit von der Konzentration gesundheitliche Wirkungen verursachen. Darüber hinaus wurden Wirkungen auf das Wetter und das Klima festgestellt. Insgesamt besteht in der Wirkungsforschung noch ein hoher Forschungsbedarf und sind insbesondere die Mechanismen der gesundheitlichen Wirkungen noch nicht abschließend geklärt.

### 2.2.1 Atmosphärische Konzentrationen

In den letzten Jahren sind die Schwebstaubkonzentrationen in der Atmosphäre aufgrund von Maßnahmen zur Emissionsminderung sowohl von primären Partikeln als auch von gasförmigen Vorläufersubstanzen sekundärer Partikel kontinuierlich zurückgegangen. Immissionsmessungen von PM<sub>10</sub> werden erst in den letzten Jahren verstärkt vorgenommen. Ein flächendeckendes PM<sub>10</sub>-Immissionsmessnetz wurde durch die EU-Richtlinie 99/30/EG bis

zum Jahr 2005 in allen europäischen Ländern gefordert. Ebenso werden in der Verordnung repräsentative Immissionsmessungen und jährliche Berichte der Mitgliedsstaaten an die Kommission für die  $PM_{2,5}$ -Fraktion verlangt. Bislang gab es hierzu relativ wenige Messstellen und Messdaten. Tabelle 2-2 gibt beispielhaft gemessene Staubkonzentrationen in unterschiedlichen Siedlungsräumen wieder. Hohe Belastungen treten erwartungsgemäß in der Nähe von anthropogenen Quellen, wie etwa in städtischen Siedlungsräumen oder an Straßen auf. Die zukünftigen Immissionsgrenzwerte werden teilweise überschritten (vgl. Tabelle 2-8)

**Tabelle 2-2:** Jahresmittlere Werte der Immissionen in Deutschland und Europa

	$\mu\text{g}/\text{m}^3$	Quelle
<b>PM<sub>10</sub> - Verkehrsmessstellen</b>		
Europa, Mittelwert gesamt 2001	32	/Larssen 2003/
Europa, höchster Mittelwert 2001	78	/Larssen 2003/
Deutschland, typische Werte 2001	30 - 45	/LUA NRW 2005/
Berlin, drei Messstellen, 2003	41 - 47	/SenStadt 2004/
München, eine Messstelle, 1999	45	/LfU BY 2001a/
Pasing & Nürnberg, 1999	36	/LfU BY 2001a/
Stuttgart, eine Messstelle, 2001	35	/UMEG 2002/
<b>PM<sub>10</sub> - städtischer Hintergrund</b>		
Europa, Mittelwert gesamt 2001	25	/Larssen 2003/
Europa, höchster Mittelwert 2001	72	/Larssen 2003/
Deutschland, typische Werte 2001	20 - 30	/LUA NRW 2005/
Berlin, 2003	26 - 37	/SenStadt 2004/
Hessen, 2000	17 - 38	/HLUG 2001/
Baden-Württemberg, 2001	21	/UMEG 2002/
Saarland, 2000	18 - 27	/MfU SL 2001/
Augsburg, Mittel Einzelmessungen 1999	24	/LfU BY 2001a/
Ludwigshafen, 2001	24	/Junk & Helbig 2003/
<b>PM<sub>10</sub> - ländlicher Hintergrund</b>		
Europa, Mittelwert gesamt 2001	21	/Larssen 2003/
Europa, höchster Mittelwert 2001	64	/Larssen 2003/
Deutschland, typische Werte 2001	10 - 18	/LUA NRW 2005/
Baden-Württemberg, 2001	15	/UMEG 2002/
Saarland, 2000	16	/MfU SL 2001/
Bayern, Mittel Einzelmessungen 1999	20	/LfU BY 2001a/
Rheinland-Pfalz, 2001	13	/Junk & Helbig 2003/
<b>PM<sub>2,5</sub> - Verkehrsmessstellen</b>		
Deutschland, typische Werte 2001	25 - 30	/LUA NRW 2005/
Berlin, hoch belastete Messstelle 1998	32	/UBA 2001d/
Pasing & Nürnberg, 1999	25	/LfU BY 2001a/
<b>PM<sub>2,5</sub> - städtischer Hintergrund</b>		
Deutschland, typische Werte 2001	15 - 20	/LUA NRW 2005/
Leipzig, Mittel Einzelmessungen 2000	19	/SLUG 2001/
Augsburg, Mittel Einzelmessungen 1999	27	/LfU BY 2001a/
<b>PM<sub>2,5</sub> - ländlicher Hintergrund</b>		
Deutschland, typische Werte 2001	10 - 15	/LUA NRW 2005/
Sachsen, geringstes Mittel 2000	10	/SLUG 2001/
Bayern, Mittel Einzelmessungen 1999	15	/LfU BY 2001a/



Auch die kurzzeitig auftretenden Belastungsspitzen sind für die menschliche Gesundheit bedeutend. In Tabelle 2-3 sind hierzu einige Immissionsmesswerte wiedergegeben. Auch hier zeigen sich für die  $PM_{10}$ -Belastung Überschreitungen der zukünftigen Grenzwerte in Verkehrsnähe und zum Teil auch bei der städtischen Hintergrundbelastung. Typische Partikelanzahlkonzentrationen in urbanen Siedlungsbereichen liegen in der Größenordnung von  $10^6$  bis  $10^7/cm^3$  /McAughey 1999/.

**Tabelle 2-3:** Kurzzeitige Spitzenwerte der Immissionen in Deutschland

	$\mu g/m^3$	Quelle
<b><math>PM_{10}</math> - Verkehrsmessstellen</b>		
Berlin, drei Messstellen, 90,4 %-Wert 2003	67 - 82	/SenStadt 2004/
Baden-Württemberg, 98 %-Wert 2001	61	/UMEG 2002/
Trier, 98 %-Wert 2001	64	/Junk & Helbig 2003/
Deutschland, Spitzenwerte, Tagesmittel 2001	70 - 150	/LUA NRW 2005/
<b><math>PM_{10}</math> - städtischer Hintergrund</b>		
Berlin, 90,4 %-Wert 2003	46 - 65	/SenStadt 2004/
Baden-Württemberg, 98 %-Wert 2001	50	/UMEG 2002/
Hamburg, max. 24 h-Wert März 2001	55	/BUG 2002/
Saarland, max. 24 h-Wert 2000	52 - 81	/MfU SL 2001/
Ludwigshafen, 98 %-Wert 2001	58	/Junk & Helbig 2003/
Deutschland, Spitzenwerte, Tagesmittel 2001	60 - 100	/LUA NRW 2005/
<b><math>PM_{10}</math> - ländlicher Hintergrund</b>		
Baden-Württemberg, 98 %-Wert 2001	37	/UMEG 2002/
Saarland, max. 24 h-Wert 2000	45	/MfU SL 2001/
Rheinland-Pfalz, 98 %-Wert 2001	32	/Junk & Helbig 2003/
Deutschland, Spitzenwerte, Tagesmittel 2001	50 - 70	/LUA NRW 2005/
<b><math>PM_{2,5}</math> - Verkehrsmessstellen</b>		
Berlin, eine Messstelle, max. Monatsmittel 2001	55	/SenStadt 2003/
Deutschland, Spitzenwerte, Tagesmittel 2001	70 - 150	/LUA NRW 2005/
<b><math>PM_{2,5}</math> - städtischer Hintergrund</b>		
Berlin, max. Monatsmittel 2001	49	/SenStadt 2003/
Potsdam-Zentrum, 98 %-Wert 2002	54	/LUA BB 2003/
Deutschland, Spitzenwerte, Tagesmittel 2001	50 - 70	/LUA NRW 2005/
<b><math>PM_{2,5}</math> - ländlicher Hintergrund</b>		
Deutschland, Spitzenwerte, Tagesmittel 2001	40 - 70	/LUA NRW 2005/

Die Anteile von  $PM_{10}$  und  $PM_{2,5}$  an den Gesamtstaubimmissionen können je nach Standort und Einfluss lokaler Quellen sehr unterschiedlich sein. Für städtische und ländliche Hintergrundbelastungen werden in der Literatur ähnliche Feinstaubanteile genannt. Während die gröbere Partikelfraktion zwischen 2,5 und 10  $\mu m$  Durchmesser relativ schnell aus der Atmosphäre ausgeschieden wird, weisen  $PM_{2,5}$ -Belastungen eine längere Verweilzeit in der Atmosphäre auf. Somit stellen hohe  $PM_{10}$ -Belastungen eher lokale oder kleinräumige Spitzen in der Nähe von Emissionsquellen dar, wie etwa in urbanen Gebieten oder in Straßennähe, während die Belastungen an  $PM_{2,5}$  ein großflächigeres Problem darstellen und die

Unterschiede der Immissionen zwischen ländlichen und städtischen Gebieten geringer sind. In Tabelle 2-4 sind einige Angaben bezogen auf den gesamten Schwebstaub (TSP) wiedergegeben. /Larssen 2003/ nennt im europäischen Durchschnitt ein  $PM_{2,5}/PM_{10}$ -Verhältnis von 0,65 und ein  $PM_{1,0}/PM_{2,5}$ -Verhältnis von 0,75 in der Außenluft.

**Tabelle 2-4:** Beispiele für  $PM_{10}$ - und  $PM_{2,5}$ -Anteile von Staubimmissionen

	Anteil an TSP	Quelle
<b><math>PM_{10}</math></b>		
Mittelwert städtischer Hintergrund	85 %	/Baumbach 1992/
Mittelwert Hintergrund Schweiz	70 bis 85 %	/BUWAL 2001/
Saarland, ländlicher Hintergrund	84 %	/MfU SL 2001/
<b><math>PM_{2,5}</math></b>		
Bern, Verkehrsmessstelle	49 %	/Hüglin et al. 2000/
Schweden, Verkehrsmessstelle	43 bis 55 %	/Johansson 2002/
Schweden, städtischer Hintergrund	60 bis 68 %	/Johansson 2002/
Zürich, städtischer Hintergrund	63 %	/Hüglin et al. 2000/

## 2.2.2 Gesundheitliche Wirkungen

In mehreren epidemiologischen Studien wurde sowohl in den USA (z. B. /Schwartz 1993/, /Schwartz & Dockery 1992a/, /Schwartz & Dockery 1992b/, /Pope et al. 1995/, /Pope et al. 2002/) als auch in Europa (z. B. /Sunyer et al. 1996/, /Spix & Wichmann 1996/, /Verhoeff et al. 1996/) der Zusammenhang zwischen den  $PM_{10}$ -, zum Teil auch  $PM_{2,5}$ -Belastungen im Tagesmittel und gesundheitlicher Wirkungen als Kurzeffekte untersucht. Als Ergebnis dieser Studien wurde unter Berücksichtigung saisonaler und witterungsbedingter Einflüsse ein konsistenter und signifikanter Zusammenhang zwischen der atmosphärischen Staubkonzentration und der Mortalität und Morbidität aufgrund von Atemwegserkrankungen und Herz-Kreislaufkrankungen nachgewiesen. Umfangreiche Langzeitstudien von /Pope et al. 1995/ und /Dockery & Pope 1993/, eine Neuanalyse dieser Daten von /Krewski et al. 2000/ und aktualisierte Ergebnisse von /Pope et al. 2002/ belegen, dass es durch eine langfristige Belastung an Feinstäuben zu einer Verringerung der Lebenserwartung in der gesamten Bevölkerung kommt, so dass die als Kurzeffekte beobachteten Todesfälle bei vorerkrankten Menschen nur als Spitze des Eisbergs der tatsächlichen Effekte angesehen werden müssen. Es wurde auch gezeigt, dass die gesundheitlichen Wirkungen in stärkerem Maße mit der  $PM_{2,5}$ -Belastung als mit der  $PM_{10}$ -Belastung korrelieren /Peters et al. 1998/. Ergänzend wurde in Untersuchungen von /Schwartz et al. 1999/ festgestellt, dass erhöhte Konzentrationen an mineralischen Partikeln zwischen 2,5 und 10  $\mu\text{m}$  aerodynamischem Durchmesser aufgrund von natürlichen Staubemissionen keine messbaren gesundheitlichen Effekte in der betroffenen Bevölkerung haben. Die nachfolgenden Tabellen zeigen ausgewählte Ergebnisse aus epidemiologischen Studien in Form des Zusammenhangs zwischen der Staubbelastung und der Sterblichkeit. Eine weitergehende Übersicht der Ergebnisse aus

der Wirkungsforschung findet sich beispielsweise in /Peters et al. 1998/ und /Sloss 2004/. Trotz der statistischen Signifikanz der Ergebnisse ist die Kausalität zwischen Immissionen und gesundheitlichen Wirkungen nicht geklärt, da die eigentlichen Mechanismen der gesundheitlichen Wirkungen von Partikeln oder Partikelbestandteilen noch nicht abschließend erforscht sind und der Mensch vielen Einflüssen ausgesetzt ist, deren Wirkungen sich nicht leicht voneinander isolieren lassen.

**Tabelle 2-5:** Kurzzeiteffekte – Zunahme des relativen Risikos für die Sterblichkeit in der Gesamtbevölkerung bei einem Anstieg der Staubbelastung um  $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$   $\text{PM}_{10}$  bzw.  $\text{PM}_{2,5}$  im Tagesmittel

Staubfraktion	Anstieg der Sterblichkeit	Literaturquelle
$\text{PM}_{2,5}$	1,7 bis 2,3 %	/Dockery et al. 1992/
$\text{PM}_{2,5}$	0,8 bis 2,2 %	/Schwartz et al. 1996/
$\text{PM}_{10}$	1,6 bis 1,7 %	/Dockery et al. 1992/
$\text{PM}_{10}$	-0,5 bis 1,2 %	/Schwartz et al. 1996/
$\text{PM}_{10}$	1,6 %	/Pope et al. 1992/
$\text{PM}_{10}$	1,1 %	/Schwartz 1993/
$\text{PM}_{10}$	0,3 %	/Spix & Wichmann 1996/
$\text{PM}_{10}$	0,6 %	/Verhoeff et al. 1996/
$\text{PM}_{10}$	0,8 %	/Pope & Dockery 1999/
$\text{PM}_{10}$	0,4 bis 0,5 %	/Greenbaum 2000/

**Tabelle 2-6:** Langzeiteffekte – Zunahme des relativen Risikos für die Sterblichkeit in der Gesamtbevölkerung bei einer Zunahme der Staubbelastung um  $5 \mu\text{g}/\text{m}^3$   $\text{PM}_{2,5}$  in einem Jahresmittel

Zunahme Sterblichkeit	Literaturquelle
2 %	/Pope et al. 2002/ alle Todesursachen
3 %	/Pope et al. 2002/ Tod durch Herz-, Kreislauferkrankung
4 %	/Pope et al. 2002/ Tod durch Lungenkrebs
3,5 %	/Greenbaum 2000/ Mittelwert

Neben der Konzentration in Abhängigkeit von der Partikelgröße werden auch der chemischen Zusammensetzung, der Morphologie und der Oberflächenbeschaffenheit eine Relevanz für die gesundheitlichen Wirkungen zugesprochen. Zudem besitzen Stäube die Eigenschaft, in Abhängigkeit von der spezifischen Oberfläche und damit auch von der Partikelgröße als Träger von toxischen Verbindungen zu wirken. In Kombination mit gasförmigen Schadstoffen wie etwa Schwefeldioxid und Kohlenmonoxid wurden verstärkte gesundheitliche Wirkungen festgestellt /Peters et al. 1998/. Welche Partikelgrößenfraktion und welche Eigenschaften wirkungsseitig die wichtigste Rolle spielt ist noch nicht hinreichend geklärt. Die hinsichtlich Partikelanzahl und -oberfläche bedeutende ultrafeine Fraktion mit einem Durchmesser von

unter  $0,1 \mu\text{m}$  steht zunehmend im Mittelpunkt der Wirkungsforschung. Erste epidemiologische Studien zeigten, dass spezifische gesundheitliche Effekte mit der Belastung an Ultrafeinstäuben korrelieren (s. /Peters et al. 1998/). Diese Partikel sind besonders gut lungengängig, besitzen dort aufgrund der Wirkung der Diffusion eine hohe Depositionsrate und können Zellmembranen penetrieren. Damit können sie in den menschlichen Blutkreislauf übergehen und dort auf das Herz-/Kreislaufsystem einwirken. Feste Partikel sind biologisch nicht oder nur sehr langsam abbaubar und können durch Reizung des Lungengewebes und Entzündungsreaktionen Atemwegserkrankungen und auch Lungenkrebs verursachen.

Bezogen auf die Masse sind die Ultrafeinstäube nicht bedeutend. Somit stellt die Masse gegenüber der Partikelanzahl oder der Partikeloberfläche im Hinblick auf die Wirkungen ggf. ein weniger geeignetes Maß für die Bewertung einer Belastung oder Emission dar, vor allem wenn die Ultrafeinstaubanteile groß sind. Quellspezifische Unterschiede bei der Anzahl- und Größenverteilung emittierter Partikel bleiben bei der summarischen Betrachtung der Masse einer Partikelfraktion unberücksichtigt. Jedoch existieren bis heute keine standardisierten Messverfahren und Messbedingungen für die größenselektive Erfassung der Partikelanzahl und -oberfläche der Ultrafeinstaubfraktion. In Verbindung mit den Unklarheiten über die Mechanismen der gesundheitlichen Effekte gibt es somit bis heute keine Bewertungsgrundlage bezogen auf die Anzahl oder Oberfläche von Partikeln. Als Folge können derzeit sowohl sektorübergreifende emissionsseitige Betrachtungen der Quellgruppen von Stäuben als auch Bewertungen von Belastungssituationen und Minderungsmaßnahmen nur anhand der Partikelmasse vorgenommen werden. Nach /BUWAL 1999/ stellt die  $\text{PM}_{10}$ -Massenkonzentrationen bedingt durch die epidemiologischen Studienergebnisse ein durchaus geeignetes Maß dar, um die Gesamtwirkungen der derzeit messbaren Aerosolbelastungen auf die menschliche Gesundheit darzustellen. Gleiches kann in stärkerem Maße für die feine Fraktion  $\text{PM}_{2,5}$  angenommen werden.

Für gesundheitliche Wirkungen von Feinstäuben sind auch die chemische Zusammensetzung bzw. Gehalte an toxischen Elementen oder Verbindungen verantwortlich. So werden beispielsweise Partikel aus Dieselmotoren als eindeutig krebserregend eingestuft, während Partikel aus Ottomotoren eine andere Zusammensetzung und damit Toxizität besitzen. In Untersuchungen von /Morin et al. 2002/ wurde gezeigt, dass toxikologische Wirkungen ausgehend von Ottomotoren vor allem durch gasförmige Substanzen und weniger durch Partikel verursacht werden, wohingegen Dieselmotoren durch Partikelemissionen und gasförmige Verunreinigungen messbare Reaktionen auslösten. Im Zusammenhang mit den epidemiologisch festgestellten gesundheitlichen Wirkungen durch Partikel sollen insbesondere Übergangsmetalle und saure Bestandteile sekundärer Aerosole interessant sein /Oberdörster et al. 1998/. Aber auch Schwermetalle und organische Verbindungen werden diskutiert. Einige Schwermetalle wie Blei, Cadmium und Arsen, aber auch persistente organische Verbindungen

wie Dioxine oder polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK) können stoffspezifische gesundheitliche Effekte akuter oder chronischer Art auslösen (s. z. B. /Peters et al. 1998/). Eine weitere Wirkung von Inhaltsstoffen können allergische Reaktionen sein. In mehreren Studien wurde die Wirkung von Dieselruß als Adjuvans für Allergien festgestellt (z. B. /Diaz-Sanchez 1999/, /Bömmel 2000/, /Duschl 2000/). Für diese Wirkung, durch die eine Allergie gegen andere Allergene induziert und verstärkt wird, werden an den Dieselpartikeln adsorbierte organische Verbindungen (PAK) verantwortlich gemacht. Ebenso konnte in diesen Studien für das passive Einatmen von Zigarettenrauch eine Allergien fördernde Wirkung nachgewiesen werden. Die toxischen Wirkungen von Staubinhaltsstoffen sind abhängig von der biologischen Verfügbarkeit, d. h. der Wasserlöslichkeit der Substanzen. Beispielsweise zeigten Untersuchungen von /Costantini 2000/, dass nicht der Gesamtgehalt an Eisen, sondern nur der lösliche Anteil mit messbaren biologischen Effekten korreliert.

### **2.2.3 Sonstige Wirkungen**

Neben den gesundheitlichen Wirkungen haben atmosphärische Aerosole auch für das Wetter- und Klimageschehen eine große Bedeutung. Mögliche Effekte stellen Veränderungen des Strahlungshaushalts infolge von Lichtreflexionen an Partikeln, vor allem der mit  $< 1 \mu\text{m}$  Durchmesser, und Auswirkungen auf die Konvektion, Verdampfung von Meerwasser und Wolkenbildung in der Atmosphäre dar. Dies kann regionale Auswirkungen auf das Klima und die Lebensbedingungen von Tieren und Pflanzen haben. Neben der Lichtstreuung, die als verminderte Sichtweite in belasteten Gebieten wahrgenommen wird, sind auch Ruß und organische Verbindungen als Bestandteile von Partikeln in der Atmosphäre wichtige Einflussfaktoren auf den Strahlungshaushalt /Andreae 2000/. So gibt es die Erkenntnis von /Jakobson et al. 2000/, bestätigt z. B. von /Baltensperger & Seinfeld 2003/, wonach der atmosphärische elementare Kohlenstoff (EC) einen größeren Beitrag zum Treibhauseffekt leisten könnte als das derzeit im Mittelpunkt der Klimapolitik stehende Kohlendioxid.

Durch eine zunehmende Anzahl von Partikeln als Kondensationskeime kann die Entstehung von Regentropfen in der Atmosphäre vermindert werden und dies sowohl zu geringeren Regenmengen als auch zu einer geringeren Häufigkeit von Regenereignissen führen /Andreae 2000/. Andere Effekte von atmosphärischen Aerosolen betreffen Reaktionsmechanismen in der Atmosphärenchemie. Auch hier besteht noch ein großer Forschungsbedarf, insbesondere im Hinblick auf die Rolle der chemischen Zusammensetzung von Partikeloberflächen und deren Veränderungen im Laufe des Alterungsprozesses in der Atmosphäre.

## **2.3 Entstehung primärer Partikelemissionen**

Primäre Partikel können durch mechanische oder thermische Prozesse entstehen. Zahlreiche anthropogene Prozesse verursachen Emissionen, die anteilig durch beide Mechanismen gebildet werden. Entsprechend der unterschiedlichen Quellen weisen Staubemissionen stark

variierende Partikelgrößenverteilungen und chemische Zusammensetzungen auf. Auch natürliche Emissionen spielen eine Rolle für die Staubbelastung. Ob diese Partikel bei der Beurteilung der Emissionssituation zu berücksichtigen sind, hängt ab von ihrer gesundheitlichen Wirkung. Bei Partikeln durch Winderosionen und Seesalz wird z. B. von keiner bedeutenden Wirkung ausgegangen. Die natürlichen Emissionen werden in dieser Arbeit nicht quantitativ betrachtet, sollen aber der Vollständigkeit halber erwähnt werden. Die Untersuchung der Beiträge von natürlichen Quellen erfolgt bisher in der Regel über die Analyse der chemischen Zusammensetzung von atmosphärischen Konzentrationen und nicht ausgehend von quellorientierten Berechnungen.

### **2.3.1 Anthropogene Emissionen durch thermische Prozesse**

Bei den thermischen Prozessen haben neben den meist industriellen Verfahren, wie Schmelzen, Rösten, Sintern, Brennen oder Trocknen, die Verbrennungsprozesse zur Wärme- und Energieerzeugung die größte Bedeutung. Unter anthropogenen Verbrennungsprozessen werden sowohl stationäre Feuerungen (Feuerungsanlagen und Prozessfeuerungen) als auch mobile Quellen des Verkehrs (vor allem Diesel- und Ottomotoren) verstanden. Partikelemissionen entstehen durch die unvollständige Umsetzung von Brennstoffen, anorganische gasförmige Verbrennungsprodukte und inerte Aschebestandteile. Neben der Entstehung von elementarem Kohlenstoff (EC, Ruß) kommt es während der Abkühlung des Abgases zur Bildung von Kondensaten. Diese bestehen hauptsächlich aus unverbrannten Kohlenwasserstoffen, Metallen und Sulfaten, bilden feine, koagulierende, tröpfchenförmige Primärkeime oder lagern sich an den Oberflächen von Ruß- oder anderen festen Partikeloberflächen an. Die sulfatischen Anteile bilden sich aus dem im Brennstoff vorhandenen Schwefel über die Oxidation. 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 und die Abgasreinigung.

### **2.3.2 Anthropogene Emissionen durch mechanische Prozesse**

Andere Quellen primärer Staubemissionen stellen mechanische Prozesse dar, die über Kräfteinwirkungen auf vor allem festes Material Aufwirbelungen oder Abrieb verursachen. Anthropogene Emissionen entstehen beispielsweise durch den Umschlag von staubenden Gütern, den Reifen-, Bremsen- und Straßenabrieb im Verkehr und vielfältige Prozesse der Verarbeitung und Bearbeitung von festen Materialien wie Holz, Metall und mineralischen Baustoffen. Auch die Aufwirbelung von auf den Straßenoberflächen deponierten Stäuben kann in Straßennähe eine wesentliche Emissionsquelle darstellen. In vielen Fällen werden diese Stäube diffus erzeugt, d. h. nicht in einem Abgas- und ggf. einem Abgasreinigungssystem

erfasst. Wesentliche Einflussfaktoren der Staubbildung sind die Art und Weise der Krafteinwirkung und die Staubneigung der beteiligten Materialien.

### 2.3.3 Natürliche Emissionen

Mechanisch erzeugte natürliche Emissionen sind beispielsweise Winderosionen, Pollen und Seesalzaerosole. Auch natürliche thermische Prozesse wie Waldbrände können lokal und regional relevante Anteile an der Staubbelastung verursachen. Eine detaillierte Quantifizierung der natürlichen Emissionen in Deutschland existiert bislang nicht. Durch Analysen von Schwebstaubbelastungen können die Anteile der natürlichen Quellen an lokalen Belastungen gut abgeschätzt werden. So sind in Untersuchungen von /Glasius et al. 2000/ Anteile der natürlichen Quellen an den Gesamtstaubbelastungen von über 50 % in ländlichen Gebieten und von 20 bis 50 % in urbanen Gebieten festgestellt worden. Nach einer Abschätzung von /Heintzenberg 2001/ verursachen die natürlichen Quellen über 89 % aller globalen Gesamtstaubemissionen. Zu Feinstäuben liegen keine entsprechenden Daten vor. Da primäre natürliche Stäube zu einem großen Teil aus mechanischen Prozessen stammen, ist hier eine weitaus geringere Relevanz zu erwarten.

### 2.3.4 Größenverteilung und Inhaltsstoffe emittierter Partikel

Die lufthygienische Relevanz von Partikelemissionen ergibt sich über ihre quellenspezifischen Eigenschaften, wie etwa die Partikelgrößenverteilung und die chemische Zusammensetzung. Verfahrensart, Anlagentyp, Einsatzstoffe, Betriebsbedingungen und primäre oder sekundäre Minderungsmaßnahmen stellen auch hier wesentliche Einflussgrößen dar. Generell sind die Feinstaubanteile bei thermisch erzeugten Partikeln sehr hoch, im Gegensatz zu rein mechanisch erzeugten Emissionen. Die US-amerikanische Umweltbehörde (EPA) nennt für mechanische Prozesse als Anhaltswert einen  $PM_{2,5}$ -Anteil von 20 % bezogen auf die  $PM_{10}$ -Emissionen /EPA 1995/. Die gesundheitliche Wirkung dieser Emissionen wird im Vergleich zu Emissionen aus Verbrennungsprozessen geringer eingeschätzt. Die Abbildung 2-3 gibt beispielhaft eine typische Partikelanzahl- und Partikelmassenverteilung der Emissionen eines Dieselmotors wieder. Hier besteht ein Großteil sowohl der Masse als auch der Partikelanzahl aus Partikeln  $< 2,5 \mu m$  Durchmesser. Es wird deutlich in welchem Maße die Partikelanzahl durch Partikel im Nanometerbereich dominiert wird.

Vor allem bei industriellen Anlagen ist neben den Entstehungsmechanismen auch die Anwesenheit einer Abgasreinigungsanlage relevant für die Partikelgrößenverteilung. Tabelle 2-7 gibt beispielhaft einige Anhaltswerte für  $PM_{10}$ -Anteile in Abgasen nach unterschiedlichen Abgasreinigungen wieder. Massenkraftabscheider wie Zyklone sind vor allem für die Abscheidung der Grobstäube bis etwa  $5 \mu m$  geeignet, weshalb hier im Reingas ein größerer Partikelanteil mit einem Durchmesser  $> 2,5 \mu m$  zu finden ist. Filteranlagen haben sehr gute Abscheideraten auch bei den sehr feinen Stäuben. Im Bereich der so genannten

„Filterlücke“ überlagern sich die Mechanismen der Impaktion, Sedimentation und Interzeption für die größeren Stäube und Diffusion für die Partikel im Nanometerbereich und führen zu einer Störung der Abscheidung für Feinstäube mit etwa 0,1 bis 1  $\mu\text{m}$  Durchmesser. Entsprechend hat der Durchgang von Filteranlagen in diesem Größenbereich ein Maximum und das Reingas in der Regel einen hohen Feinstaubanteil.

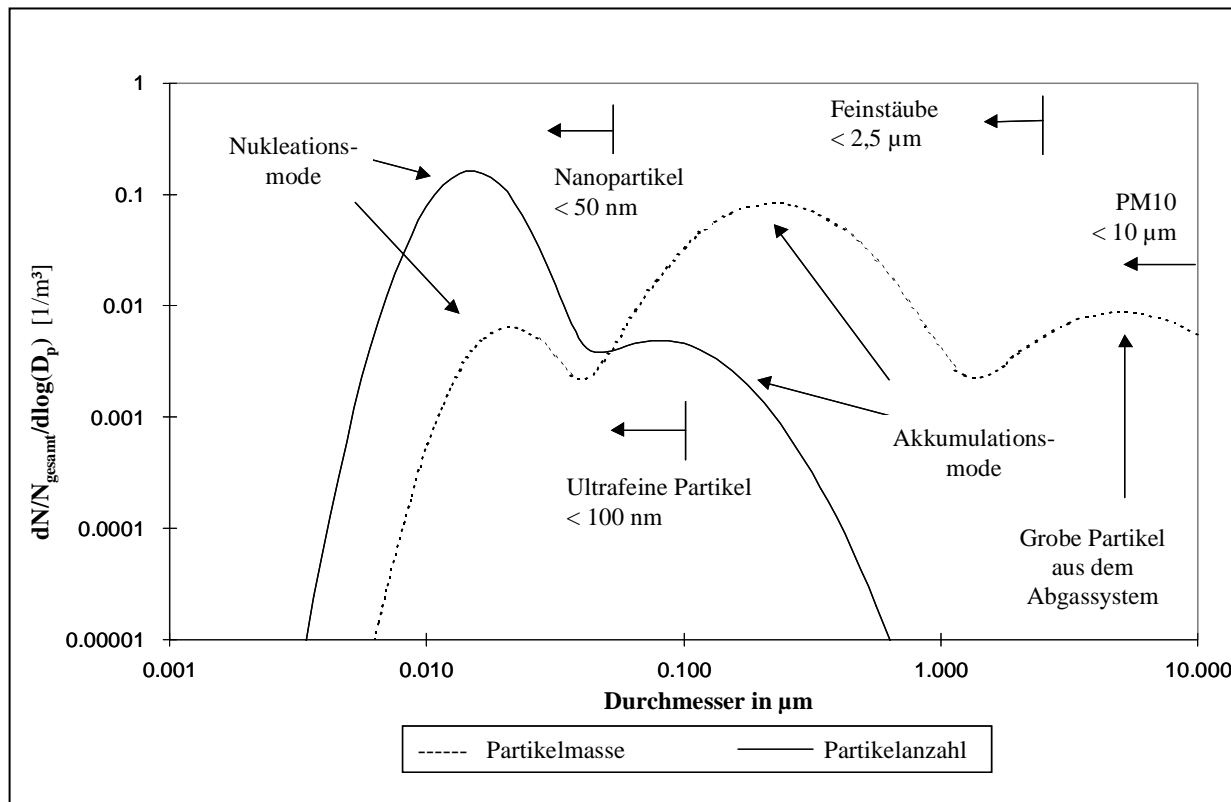


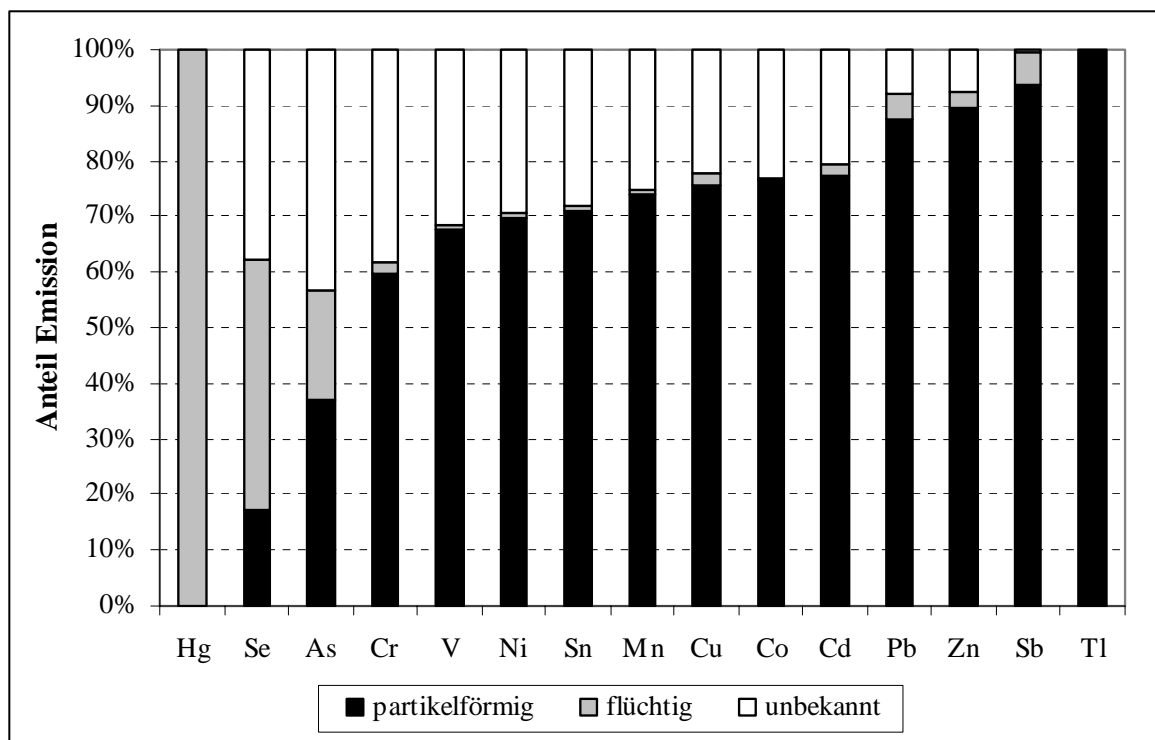
Abbildung 2-3: Typische Größenverteilung von Partikeln aus einem Dieselmotor /Kittelson 2000/

Tabelle 2-7: Schätzwerte für  $\text{PM}_{10}$ -Anteile an der Gesamtstaubemission genehmigungsbedürftiger Anlagen nach /LUA NRW 1998/

	Anteil $\text{PM}_{10}$
<b>Industrieanlagen außer Feuerungsanlagen</b>	
nach Gewebefilter	98,5 %
nach Elektrofilter	95 %
nach Wäscher	90 %
nach Fliehkraftabscheider	55 %
<b>Industrielle Großfeuerungsanlagen</b>	
nach Gewebefilter	95 %
nach Elektrofilter	95 %
<b>Diffuse Quellen ohne Abgasreinigung</b>	
Dachreiter	75 %
Hochofen-Winderhitzer (Cowper)	98 %
Gichtstaub emittierende Quellen	80 %
Halden, Lagerplätze	50 %



Auch die chemische Zusammensetzung variiert je nach Prozess, Technologie und der dort gehandhabten Stoffe. Bei den thermischen Prozessen haben die eingesetzten Brennstoffe einen wesentlichen Einfluss. Die chemische Zusammensetzung der mechanisch erzeugten Stäube ist durch die Zusammensetzung der eingesetzten Materialien bedingt. Eine Betrachtung der chemischen Zusammensetzung der Stäube wird in dieser Arbeit anhand von ausgewählten Elementen und persistenten organischen Verbindungen vorgenommen. Es können sowohl Analysen von Inhaltsstoffen in filterbarem Staub als auch Emissionsfaktoren, die anhand von Absorptionsverfahren aus dem Abgas bestimmt wurden, zur Quantifizierung verwendet werden. Bei den Emissionsfaktoren sind auch gas- oder dampfförmige Schadstoffanteile miterfasst, die sich unter den üblichen Bedingungen der emissionsseitigen Staubmessungen bei thermischen Prozessen nicht auf dem Messfilter abscheiden. So wurden beispielsweise von /Linnenberg et al. 2000/ im Abgas einer Steinkohlefeuerung 5 % des emittierten Zinks und 98 % des Quecksilbers als nicht partikelgebunden und damit filtergangig festgestellt. Auch von /Pavageau et al. 2004/ und /Pavageau et al. 2002/ wurden gasförmige und partikelförmige Anteile emittierter Elemente aus Feuerungen untersucht. In einer Kleinfeuerung wurde hierzu ein mit Elementen angereichertes Heizöl verbrannt und die Partikel bei 140 °C Abgastemperatur auf einem Filter gesammelt. Die flüchtigen Elementanteile wurden über Absorptionslosungen bestimmt. Die Ergebnisse sind in Abbildung 2-4 dargestellt. Neben dem fast vollständig gasförmig vorliegenden Quecksilber (Hg) zeigte sich auch für die Elemente Selen (Se) und Arsen (As) ein größerer gasförmiger Anteil und für Blei (Pb) und Antimon (Sb) noch Anteile von 5 % bzw. 6 % in der Gasphase.



**Abbildung 2-4:** Partikelförmige und flüchtige Anteile emittierter Elemente aus einer Kleinfeuerung mit angereichertem Heizöl EL nach /Pavageau et al. 2004/

Größenselektive Untersuchungen chemischer Inhaltsstoffe von Staubemissionen wurden in der Vergangenheit in Deutschland nur wenige vorgenommen. Die Messungen von /Brandl et al. 2000/ und /Kalkoff et al. 2001/ liefern Angaben zu Schwermetallen für die Fraktionen PM, PM<sub>10</sub> und PM<sub>2,5</sub> aus einigen industriellen Prozessen und Feuerungsanlagen. Diese Messdaten zeigen nicht generell eine Aufkonzentrierung der analysierten Elemente in der Feinstaubfraktion. Vielmehr sind unterschiedliche Gehalte an Inhaltsstoffen abhängig vom Element wie auch vom emittierenden Prozess. So fanden beispielsweise /Kalkoff et al. 2001/ eine beträchtliche Anreicherung der Metalle in der feinen Partikelfraktion für einen Zement-Rostkühler während bei anderen untersuchten Prozesse dieser Anreicherungseffekt kaum oder nicht vorhanden war. Inhaltsstoffangaben für unterschiedliche Partikelfraktionen sind für einige Prozesse zudem in der Datenbank SPECIATE der US-amerikanischen EPA vorhanden /EPA 2002/. Die Datensätze gelten als zum Teil veraltet und unvollständig, eine Übertragbarkeit auf deutsche Verhältnisse ist zudem fraglich. Darüber hinaus in der Fachliteratur verfügbare Daten geben Inhaltsstoffanalysen des Gesamtstaubs wieder.

## **2.4 Gesetzliche Regelungen zur Begrenzung von Staubbelastungen**

In der Umweltgesetzgebung werden einerseits die Konzentrationen bzw. Belastungen, denen die Bevölkerung oder andere Schutzgüter ausgesetzt sind, unter Berücksichtigung des Vorsorgeprinzips begrenzt. Andererseits werden die Emissionen von mobilen und stationären Anlagen entsprechend dem Stand der Technik über Grenzwerte beschränkt. Absehbare Veränderungen vor allem bei den emissionsseitigen Anforderungen wirken sich aus auf die zukünftig zu erwartenden Emissionen als Ergebnis eines Trendszenarios.

### **2.4.1 Immissionsseitige Regelungen**

Aufgrund der wirkungsseitigen Erkenntnisse aus epidemiologischen Studien hat die Europäische Kommission in der im April 1999 verabschiedeten Richtlinie 99/30/EG europaweit Immissionsgrenzwerte für PM<sub>10</sub> festgelegt. Die Immissionswerte dieser Tochterrichtlinie zur EU-Luftqualitäts-Rahmenrichtlinie ersetzen – in Deutschland umgesetzt in der 22. BImSchV – seit 2005 die nationalen Grenzwerte. Anstatt dem früheren Grenzwert der 22. BImSchV von 150 µg/m<sup>3</sup> für Schwebstaub im Jahresmittel wurden ab 2005 40 µg/m<sup>3</sup> für PM<sub>10</sub> als Immissionswert festgelegt. In Tabelle 2-8 sind die EU-Grenzwerte für PM<sub>10</sub> den früheren Grenzwerten der 22. BImSchV und weiteren Richtwerten für Schwebstaub gegenübergestellt. Die erhebliche Änderung der lufthygienischen Beurteilung atmosphärischer Staubbelastungen im Verlauf der 90er Jahre wird deutlich. Im Vergleich zu in Deutschland gemessenen Immissionen (s. Kapitel 2.2.1) zeigt sich, dass Überschreitungen der Grenzwerte vor allem in städtischen Siedlungsräumen und in Straßennähe seit Jahren zu erwarten waren. Besonders die kurzzeitigen Belastungen lagen in den letzten Jahren mancherorts relativ oft über dem neuen Grenzwert, wie beispielsweise die Messungen von /Junk & Helbig 2003/

zeigen. Bereits im März 2005 wurde folglich an Verkehrsmessstellen in zwei deutschen Städten die zulässige 35-fache Überschreitung des maximalen Tagesmittelwertes von  $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$  erreicht. Aufgrund dessen ist zu erwarten, dass die in der Richtlinie 99/30/EG genannten nochmals weitaus strengeren  $\text{PM}_{10}$ -Grenzwerte ab 2010 nicht umgesetzt werden. Voraussichtlich werden entsprechend einem Vorschlag der Europäischen Kommission (COM(2005) 447) die  $\text{PM}_{10}$ -Grenzwerte auch über 2010 hinaus beibehalten und wird zusätzlich ein Grenzwert für  $\text{PM}_{2,5}$  von  $25 \mu\text{g}/\text{m}^3$  im Jahresmittel vorgeschrieben.

**Tabelle 2-8:** Vergleich der neuen europäischen Grenzwerte für  $\text{PM}_{10}$  mit den früheren Grenzwerten und Richtwerten für Schwebstaub

	<b>Jahresmittelwert in <math>\mu\text{g}/\text{m}^3</math></b>	<b>Kurzzeitwert in <math>\mu\text{g}/\text{m}^3</math></b>
EU-Richtlinie 1999/30/EG verbindlich für 2005 ( $\text{PM}_{10}$ )	40	50 <sup>1</sup>
EU-Richtlinie 1999/30/EG Vorschlag für 2010 ( $\text{PM}_{10}$ )	20	50 <sup>1</sup>
Immissionswerte TA Luft 1986/ alte 22. BImSchV	150	300 <sup>2</sup>
Luftreinhalteverordnung Schweiz 1985	70	150 <sup>3</sup>
Luftreinhalteverordnung Schweiz 1998	20	50 <sup>4</sup>
WHO Richtwert 1992	50 <sup>5</sup>	125 <sup>5</sup>

<sup>1</sup> 24h-Mittel, 35 (2005) bzw. 7 (2010) Überschreitungen pro Jahr erlaubt

<sup>2</sup> 98-% aller 1/2h-Werte

<sup>3</sup> 95-% aller 1/2h- Werte

<sup>4</sup> 24h-Mittel, eine Überschreitung pro Jahr erlaubt

<sup>5</sup> Black smoke

#### 2.4.2 Emissionsseitige Regelungen

Für die Abgasemissionen der mobilen Quellen werden emissionsseitige Grenzwerte durch einige europäische Verordnungen festgelegt. Für den Straßenverkehr werden vor allem in der Richtlinie 98/69/EG über die EURO-Normen und für die Offroad-Fahrzeuge in den Richtlinien 97/68/EG bzw. 2000/25/EG für Neufahrzeuge Grenzwerte unter anderem für Partikel festgelegt. Für Altfahrzeuge gibt es keine nachträglichen Verschärfungen der einzuhaltenden Grenzwerte. Hier wird über unterschiedliche Steuersätze versucht emissionsärmere Fahrzeuge und den Austausch von Altfahrzeugen zu fördern.

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 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. In der Tabelle 2-9 werden einige der früheren Grenzwerte den seit Oktober 2002 für Neuanlagen und ab 2010 für

Altanlagen gültigen Werten der novellierten TA Luft gegenübergestellt. Es wird deutlich wie wenig die bis 2002 gültigen Grenzwerte dem derzeitigen Stand der Technik entsprachen. Bislang existieren lediglich Reglementierungen des Gesamtstaubs. Für die Staubfraktionen  $PM_{10}$  und  $PM_{2,5}$  gibt es im deutschen Umweltrecht keine weiteren Anforderungen. Bei Kraftwerken und anderen genehmigungsbedürftigen Quellen wird vielmehr von hohen  $PM_{10}$ -Anteilen ausgegangen, so dass geringere Emissionswerte für Gesamtstaub auch bezüglich  $PM_{10}$  für annähernd wirksam gehalten werden.

**Tabelle 2-9:** Ausgewählte neue und alte Grenzwerte (GW) der TA Luft in  $mg/m^3$  für die Staubkonzentration im Abgas genehmigungsbedürftiger Anlagen in Deutschland

in $mg/m^3$	GW 1986	GW 2002
Allgemeiner Grenzwert, falls Massenstrom im Abgas > 0,5 kg/h (ab 1986) bzw. > 0,2 kg/h (ab 2002)	50	20
Allgemeiner Grenzwert, falls Massenstrom im Abgas < 0,5 kg/h (ab 1986) bzw. < 0,2 kg/h (ab 2002)	150	150
Feuerungsanlagen f. Kohle, Koks, Kohlebriketts, Torf, Holz oder unbehandelte Holzreste mit Feuerungswärmeleistung 5 - 50 MW	50	20
Feuerungsanlagen f. Kohle, Koks, Kohlebriketts, Torf, Holz oder unbehandelte Holzreste mit Feuerungswärmeleistung < 5 MW	150	50
Verbrennungsmotoranlagen, Selbstzündungsmotoren mit flüssigen Kraftstoffen	130	80
Anlagen zur Trockendestillation von Steinkohle (Kokereien)	20	10
NE-Metallerzhütten	20	5
Bleihütten	10	5
Erzeugung von Ferrolegierungen nach elektrothermischen oder metallothermischen Verfahren	20	5
Herstellung von Aluminium, Elektrolyseöfen	30	10
Anlagen zum Feuerverzinken	10	5
Mineralölraffinerien, katalytisches Spalten im Fließbett-Verfahren	50	30
Herstellung von Holzfasерplatten oder Holzspanplatten, Trockner	50	10
Anlagen zur Trocknung von Grünfütter	150	75

Auf europäischer Ebene ist die Erarbeitung von Referenzdokumenten der besten verfügbaren Techniken (BREF) in umweltrelevanten Branchen auf der Grundlage der IVU-Richtlinie 96/61/EG (Integrierte Vermeidung und Verminderung der Umweltverschmutzung) ein wesentliches neues Element des emissionsseitigen Umweltschutzes. Dies sind umfangreiche Analysen des Stands der Technik sowohl bei der Anlagentechnologie als auch der Abgasreinigung, die beim IPTS (Institute for Prospective Technological Studies des JRC - Joint Research Centre, Sevilla) in Zusammenarbeit mit nationalen Experten und Industrieverbänden erarbeitet werden. Sie besitzen keinen verbindlichen Rechtsstatus, sondern stellen beschreibende Dokumente dar, an denen sich die Verwaltungen beispielsweise bei der Genehmigung von Anlagen orientieren sollen. Im Rahmen dieser Dokumente werden auch erreichbare Emissionsstärken der Anlagen beschrieben. Diese Emissionswerte stellen einen

Kompromiss zwischen den verschiedenen technologischen Niveaus in den unterschiedlichen Mitgliedsländern und verschiedenen beteiligten Interessengruppen dar. Somit liefern die BREFs in vielen Fällen nicht die benötigten Informationen zur Darstellung einerseits der Emissionssituation in Deutschland und andererseits des in der Praxis erreichbaren Stands der Technik. Ihre Relevanz für die europäische Umweltpolitik wird abhängig sein von der Berücksichtigung und Umsetzung bei der Anlagengenehmigung in den einzelnen Ländern.

## **2.5 Stand des Wissens bei der Ermittlung von Feinstaubemissionen**

Seit Ende der 90er Jahre sind zunehmend Arbeiten zur Ermittlung von Feinstaubemissionen und zur Identifizierung von anthropogenen Quellen erfolgt. Je nach den Methoden und dem Betrachtungsraum sind die Ergebnisse dieser Studien hinsichtlich Qualität und Differenziertheit sehr unterschiedlich zu bewerten.

### **2.5.1 Methoden zur Identifizierung von Emissionsquellen**

Es gibt zwei prinzipiell unterschiedliche Vorgehensweisen zur Analyse der Ursachen einer Luftbelastung in einem Betrachtungsraum. Einerseits können ausgehend von den Emissionsquellen die in einem betrachteten Gebiet entstehenden Emissionen mit je nach Quellgruppe unterschiedlicher Methode detailliert bestimmt und in einem Emissionskataster dargestellt werden. Hierbei können die wesentlichen Emittenten sektorübergreifend und ggf. differenziert nach technologischen Merkmalen identifiziert und charakterisiert werden. Dieser Ansatz stellt den Schwerpunkt der vorliegenden Arbeit dar. Aussagen zur Immissionsituation können nicht direkt aus Emissionskatastern abgeleitet werden, da die atmosphärische Ausbreitung der Partikel von meteorologischen Parametern abhängt, die starken Schwankungen unterworfen sind. Es besteht somit in der Regel kein linearer Zusammenhang zwischen Emissionen und Immissionen. Durch ein atmosphärisches Ausbreitungsmodell, das die Transmission der Luftverunreinigungen bestehend aus Transport, Verdünnung und chemischer Umwandlung in der Atmosphäre simuliert, kann ausgehend von Emissionsdaten und unter Berücksichtigung der meteorologischen und topographischen Bedingungen dieser Zusammenhang geschaffen werden. Die Emissionsdaten müssen hierzu entsprechend den Anforderungen des eingesetzten Ausbreitungsmodells räumlich und zeitlich hoch aufgelöst werden. Dann können sie mit entsprechend aufgelösten meteorologischen Daten wie Windgeschwindigkeit und -richtung, Strahlung und Turbulenz verknüpft und räumliche und zeitliche Verteilungen der atmosphärischen Belastung generiert werden. Die möglichst fundierte Ermittlung der Emissionen aus relevanten Quellen stellt bei dieser Methode eine zentrale Aufgabe dar. Angaben zur Größenverteilung von Partikelemissionen ermöglichen dabei die Untersuchung von unterschiedlich relevanten Staubfraktionen und sind wichtig zur Berücksichtigung der Deposition von Partikeln im Ausbreitungsmodell.

Eine andere Methode für die Zuordnung von Staubbelastungen zu den verursachenden Quellen liegt den so genannten Rezeptormodellen zugrunde. Diese Modelle stellen ausgehend von einer Analyse der chemischen Zusammensetzung von lokal gemessenen Immissionen einerseits und typischen Inhaltstoffen bzw. der chemischen Zusammensetzung von emittierten prozessspezifischen Partikeln andererseits einen Zusammenhang zwischen Belastungen an einem Ort und den verursachenden Quellgruppen her. Zur Herstellung dieses Zusammenhangs werden statistische Verfahren wie die chemische Massenbilanz oder multivariate Verfahren verwendet, wobei die atmosphärische Ausbreitung der Partikel unberücksichtigt bleiben kann /Steiger 1991/. Eine weitere Methode stellt die Verwendung eines Ausbreitungsmodells für die umgekehrte Betrachtung der Transmission (Inverse Modellierung) dar, wodurch eine räumliche und zeitliche Zuordnung der lokal gemessenen Konzentrationen zu möglichen Emissionsquellen erfolgen kann. Durch chemische Inhaltsstoffe der Partikel, die für einzelne Emittenten typisch sind und keine relevante Veränderung in der Atmosphäre erfahren (Tracer), können empirische Zusammenhänge zwischen Immissionen und Emissionen ermittelt werden. Um mit einem rezeptororientierten Modell eine detaillierte Quellenzuordnung vornehmen zu können, müsste für jede emissionsrelevante Quelle eine für das Modell als Tracer geeignete Komponente bzw. Eigenschaft betrachtet werden können. Da dies bei der Vielzahl unterschiedlicher Quellen und Quellgruppen bislang nicht möglich ist, liefern Rezeptormodelle nur für grobe Klassifizierungen der Verursacher zuverlässige Angaben (s. z. B. /Hüglin et al. 2000/). Vor allem gewerbliche und industrielle Quellen und der Straßenverkehr werden in der Regel nur summarisch erfasst. Aussagen können zudem nur zu den Emissionsquellen gemacht werden, die bedingt durch die meteorologischen Verhältnisse zur gemessenen Konzentration am Messpunkt beigetragen haben. Folglich sind quellenbezogene Untersuchungen der Emissionen eher in der Lage, ein sektoral hoch aufgelöstes Bild der Emissionssituation in einem Betrachtungsraum zu geben und somit weitaus besser geeignet, wesentliche Emittenten zu identifizieren und Minderungspotenziale bei einzelnen Quellgruppen festzustellen. Demgegenüber eignen sich Rezeptormodelle vor allem für Untersuchungen lokaler Belastungen und liefern darüber hinaus wichtige Informationen über die Beiträge und Umweltrelevanz von Feinstäuben, die sich klar aufgrund unterschiedlicher Entstehung voneinander abgrenzen lassen, wie etwa primäre und sekundäre oder anthropogene und natürliche Stäube oder verschiedene organische und anorganische Staubbestandteile. Somit können Rezeptormodelle der Ergänzung, Validierung und Verbesserung von Ergebnissen der Emissions- und Immissionsmodellierung in einem definierten Betrachtungsraum dienen.

## 2.5.2 Bisherige Arbeiten zur Ermittlung von Emissionsdaten

### Deutschland und einzelne Bundesländer

Schon vor einigen Jahren wurden erste detaillierte Ermittlungen von Staubemissionen sowohl für Deutschland als auch auf Länderebene vorgenommen und veröffentlicht. Diese Literaturquellen weisen oft lediglich Gesamtstaub aus. Erst seit wenigen Jahren werden  $PM_{10}$ -Emissionen und zum Teil auch  $PM_{2,5}$ -Emissionen dargestellt.

Beim Umweltbundesamt (UBA) erfolgen kontinuierliche Arbeiten zur Quantifizierung der Emissionen anthropogener Prozesse. Im Jahr 1989 erfolgte die Herausgabe eines ersten umfangreichen Berichts über relevante stationäre Prozesse und unter anderem deren Gesamtstaubemissionen nach Einführung der neuen TA Luft von 1986 /UBA 1989/. Abschätzungen der Staubemissionen werden kontinuierlich in Sektoren grob unterteilt im Rahmen der Daten zur Umwelt als Zeitreihe veröffentlicht (z. B. /UBA 2001d/). Im Vorfeld der Erarbeitung der EU-Richtlinie 99/30/EG wurden beim bzw. im Auftrag des UBA die  $PM_{10}$ -Emissionen in Deutschland erstmals abgeschätzt (/UBA 1998/ bzw. /Dreiseidler et al. 1999/) und mehrere Fachgespräche mit Experten aus Wissenschaft, Industrie und Behörden zur Erörterung der Kenntnislücken in diesem Bereich durchgeführt. Es wurden so relevante Prozesse für eine Untersuchung der Emissionen im Rahmen eines Messprogramms ausgewählt. Insbesondere bei der Größenverteilung emittierter Partikel wurden Wissenslücken festgestellt. Entsprechend der Anforderungen der EU-Richtlinie 99/30/EG stand vor allem  $PM_{10}$ , aber auch  $PM_{2,5}$  im Mittelpunkt der Betrachtungen. Die abschließenden Ergebnisse der Messprogramme des UBA (s. /Dreiseidler et al. 2001/) und mehrerer Bundesländer wie beispielsweise Bayern (s. /Brandl et al. 2000/) und Sachsen-Anhalt (s. /Kalkoff et al. 2001/) wurden veröffentlicht.

Während beim UBA für die sektoralen Emissionsabschätzungen in Deutschland bislang ausschließlich prozess- und branchenspezifische Emissionsfaktoren und Aktivitätsraten angesetzt werden, können die Länder für die genehmigungsbedürftigen Anlagen zusätzlich auf detaillierte Angaben der Aktivitäten und Gesamtstaubemissionen aus den Emissionserklärungen der Betreiber zurückgreifen. Mittlerweile liegen von fast allen Bundesländern Abschätzungen für Gesamtstaub vor, erste Emissionskataster berücksichtigen auch  $PM_{10}$ -Emissionen (z. B. /UMEG 2001/, /LUA NRW 1999/, /LfU BY 2001b/). Auch zur Ermittlung von Inhaltsstoffen von Staubemissionen gab es bislang nur wenige Studien, zumeist im Rahmen der Emissionskataster einzelner Länder (z. B. /UMEG 2001/, /Pregger et al. 2001/). Eine Zusammenstellung von verfügbaren Informationen zu Staubinhaltsstoffen wurde beispielsweise von /Heinrichs 1993/ und für ausgewählte krebserzeugende Komponenten in /LfU BW 2000/ vorgenommen.

## Europäisches Ausland

Im Jahr 1997 veröffentlichte das niederländische Institute of Environmental Sciences, Energy Research and Process Innovation (TNO) ein erstes europäisches Emissionskataster für die Staubfraktionen  $PM_{10}$ ,  $PM_{2,5}$  und  $PM_{0,1}$  /Berdowski et al. 1997a/. Dieses Kataster weist die Bezugsjahre 1990 und 1993 auf. Die Emissionsdaten beruhen auf einer ersten, unvollständigen Datenbasis an Emissionsfaktoren und Feinstaubanteilen mit einer geringen sektoralen Auflösung und großen Unsicherheiten. Weitere Studien wurden nachfolgend sowohl zur Erstellung einer Datenbasis für Partikelemissionen als auch zur Untersuchung von Minderungsmaßnahmen vorgenommen. Folgende Projekte sind hierbei hervorzuheben:

- Nach methodischen Weiterentwicklungen wurden von der TNO Emissionsdaten für Gesamtstaub,  $PM_{10}$  und  $PM_{2,5}$  für das Jahr 1995 im Rahmen des europäischen Programms CEPMEIP (Coordinated European Programme on Particulate Matter Emission Inventories, Projections and Guidance) ermittelt /TNO 2001/. Hierbei wurde versucht, nationale Emissionsdaten von Ländern abzufragen und zu berücksichtigen.
- Unter der Koordination der UNECE Task Force on Emission Inventories and Projections (TFEIP) erfolgte vom Institute for Applied Systems Analysis (IIASA) eine Erweiterung des RAINS-Modells zur Betrachtung von Partikelemissionen und -immissionen. Mit RAINS (Regional Acidification Information and Simulation Model) sollen auf europäischer Ebene die Auswirkungen von Minderungsszenarien auf die Immissionen primärer als auch sekundärer Partikel untersucht werden. Basierend auf einheitlichen Emissionsfaktoren für alle europäischen Staaten wurden hierbei die derzeitigen und projizierten Emissionen von Gesamtstaub,  $PM_{10}$  und  $PM_{2,5}$  ermittelt und mit offiziellen Angaben der Staaten abgestimmt (s. /Klimont et al. 2002/ und /IIASA 2004/). Mit dieser Datenbasis sollen Kosten und Potenziale von Minderungsstrategien auf europäischer Ebene analysiert werden. Die Arbeiten der TNO zur Emissionsermittlung wurden in dieses Projekt mit einbezogen.
- Das europäische Programm EMEP (Co-operative Programme for the Monitoring and Evaluation of the Long-Range Transmission of Air Pollutants in Europe) der UNECE, das für Europa von den Mitgliedsländern der Convention on Long-Range Transboundary Air Pollution (CLRTAP) berichtete Emissionsdaten in sektoraler Auflösung und räumlich im 50 x 50 km-Raster bereitstellt, wurde ebenso um Gesamtstaub,  $PM_{10}$  und  $PM_{2,5}$  erweitert. Ausgehend von diesen Emissionsdaten werden mit dem EMEP-Modell europaweit Immissionen modelliert. Datenlücken in den berichteten Emissionen wurden von EMEP mittels Expertenschätzungen geschlossen (s. /Vestreng 2003/).
- Auch im europäischen Schadstoffregister EPER sind Emissionsdaten für  $PM_{10}$  und staubgebundene Inhaltsstoffe wie Schwermetalle und organische Schadstoffe aus



stationären Punktquellen verfügbar (s. <http://www.eper.de>). Die Mitgliedsstaaten haben allerdings nur für die bedeutendsten Emissionsquellen eine Berichtspflicht, so dass EPER keinen vollständigen Überblick über die Emissionssituation geben kann.

Es gibt auf europäischer Ebene relativ wenige Studien zur Ermittlung von emittierten Staubinhaltsstoffen. Erste Abschätzungen sind im Rahmen eines Projekts der TNO im Auftrag des UBA für ausgewählte Schwermetalle und organische Verbindungen erfolgt /Berdowski et al. 1997b/. Hierbei wurde keine zusammenfassende Darstellung und Bewertung der verfügbaren Datenbasis vorgenommen. In einer weiteren europäischen Studie wurden die Emissionsdaten der Mitgliedstaaten und anthropogene und natürliche Quellen für Blei, Cadmium und Quecksilber dargestellt /Ilyin et al. 2002/.

Für eine detaillierte Beurteilung der Emissionssituation in Deutschland sind Ergebnisse aus den genannten Studien wenig geeignet. Auf der europäischen Ebene spielt vor allem die Erstellung von konsistenten Datensätzen für alle betrachteten Staaten ausgehend von Berechnungen oder nationalen Datenlieferungen eine Rolle. Für die offiziell berichteten Emissionen sind die zur Emissionsberechnung verwendeten Basisdaten wie Emissionsfaktoren und Feinstaubanteile in der Regel nicht verfügbar. Eine internationale Harmonisierung der Emissionsberechnung konnte bislang nicht erreicht werden. Bei Berechnungen werden mangels Informationen oftmals länderspezifische Daten auf andere Mitgliedsländer übertragen. In der Regel ist zur Vereinfachung der meist arbeitsintensiven Datenbeschaffung die sektorale Untergliederung relativ grob und es werden zahlreiche Quellen nicht berücksichtigt. Auch die Trendprojektion von Emissionen in die Zukunft wird in europäischen Arbeiten in der Regel mit sehr vereinfachten Methoden vorgenommen.

Neben diesen Projekten zur Erstellung von Emissionsinventaren erfolgten in den letzten Jahren oder laufen derzeit folgende bedeutende europäische Projekte zur Analyse der Emissionen einzelner Quellgruppen:

- MEET (Methodologies for Estimating Air Pollutant Emissions from Transport) für den Straßen-, Flug-, Schiffs- und Schienenverkehr, (s. z. B. /Trozzi & Vaccaro 1998a/, /Trozzi & Vaccaro 1998b/, /Jorgensen & Sorenson 1997/)
- VERT (Verminderung der Emissionen von Real-Dieselmotoren im Tunnelbau) für Dieselmotoren im Offroad-Bereich /Mayer et al. 2000/
- ARTEMIS (Assessment and Reliability of Transport Emission Models and Inventory Systems) ebenfalls für den Straßen-, Flug-, Schiffs- und Schienenverkehr (s. <http://www.trl.co.uk/artemis/>)
- PARTICULATES (Characterisation of Exhaust Particulate Emissions from Road Vehicles) für den Straßenverkehr (s. <http://vergina.eng.auth.gr/mech/lat/particulates/>)

- Ermittlung und Dokumentation des Stands der Technik für stationäre industrielle Quellen aufgrund der IVU-Richtlinie 96/61/EG (Integrierte Vermeidung und Verminderung der Umweltverschmutzung) koordiniert durch das IPTS in Sevilla. Die erstellten Referenzdokumente (BREF) beinhalten auch Emissionsfaktoren für Partikel.

Ergebnisse der genannten Studien können zumeist auf deutsche Verhältnisse übertragen werden, da sich die eingesetzten Technologien aufgrund der Marktverflechtungen zwischen den europäischen Ländern in vielen Bereichen wenig unterscheiden.

Es gibt auch zahlreiche nationale Arbeiten zur Untersuchung der Feinstaubemissionen. So wurden beispielsweise in Großbritannien und Holland in den letzten Jahren größere Projekte zur Erstellung von Emissionskatastern durchgeführt (/AEAT 2001/, /ER 1996/). Nationale Emissionskataster liegen auch für Schweden, Dänemark, Frankreich, Finnland und Italien vor. Auch in der Schweiz gab und gibt es zahlreiche Projekte, die sich mit Partikelemissionen beschäftigen. So wurde ein Emissionskataster für PM<sub>10</sub> erarbeitet /BUWAL 2001/ und umfangreiche Arbeiten zur Ermittlung der Emissionen einzelner Quellgruppen durchgeführt (z. B. /BUWAL 1996/, /BUWAL 2000a/, /INFRAS 1995/, /Mayer 1998/, /Mohn 2000/, /Mohr 2000/, /Mayer et al. 2000/, /Wieser et al. 2001/, /Hüglin et al. 2000/, /Matter & Siegmann 1997/, /Czerwinski et al. 2000/). Diese Projekte lieferten teilweise wesentliche Erkenntnisse, die weitgehend auf die Situation in Deutschland übertragbar sind.

### **Außereuropäisches Ausland**

Wertvolle Informationen liefern auch zahlreiche in den USA durchgeführte Studien. So sind in vielen Veröffentlichungen neue Messdaten und Erkenntnisse zu Partikelemissionen aus verschiedenen Prozessen zu finden. Von vielen dieser Arbeiten sind wesentliche Impulse für wissenschaftliche Aktivitäten in Europa zur Untersuchung der Relevanz einzelner Quellgruppen ausgegangen. Mit dem Emissionsfaktorhandbuch AP42 hat die US-amerikanische Umweltbehörde EPA die bislang umfangreichste Sammlung und Auswertung von anlagenspezifischen Emissionsfaktoren und Feinstaubanteilen veröffentlicht, die nach und nach aktualisiert wird /EPA 1995/. Auch Arbeiten, die sich mit der Erstellung von Emissionskatastern beschäftigen, wurden bei der EPA veröffentlicht (s. z. B. /EIIP 2001a/). Mit FIRE und SPECIATE wurden zwei Programmmodule erstellt, die umfangreiche Datenbanken zu Emissionsfaktoren bzw. Inhaltstoffen von Staubemissionen beinhalten (s. /EPA 2004/ und /EPA 2002/). Diese Datensammlungen bestehen zum Teil aus älteren Daten, die zur Betrachtung der heutigen Situation nur eingeschränkt verwendet werden können. Inwiefern die technologiespezifischen Daten auf deutsche Verhältnisse anwendbar sind, kann in vielen Fällen nicht beurteilt werden. In manchen Bereichen wie etwa bei Großfeuerungen oder den Abgasreinigungssystemen können die Anlagentechnologien als ähnlich und vergleichbar eingeschätzt werden.

## 2.6 Weiterführende Ziele dieser Arbeit

Zusammenfassend lassen sich zu den bisher erfolgten und veröffentlichten Arbeiten zur Ermittlung von Feinstaubemissionen folgende Aussagen treffen:

- Für Deutschland existierten bislang keine ausreichend detaillierten Analysen der Emissionssituation unter Berücksichtigung unterschiedlicher Feinstaubanteile. Insbesondere für  $PM_{2,5}$  und kleinere Fraktionen liegt noch keine fundierte Datenbasis vor.
- Bei den bisherigen Emissionsberechnungen blieben aufgrund von Kenntnislücken bedeutende Quellgruppen unberücksichtigt. Vor allem bei europäischen Studien werden nur wenige relevante Prozesse berücksichtigt, da die Aktivitätsraten mit hohem Aufwand zu bestimmen sind. Aufgrund von Kenntnislücken werden gemittelte oder geschätzte Emissionsfaktoren und keine länderspezifischen Werte angesetzt.
- Die Differenzierung der unterschiedlichen Quellgruppen und ihrer Beiträge wurde zumeist relativ grob vorgenommen. Die verwendeten Emissionsfaktoren und Feinstaubanteile der stationären Anlagen sind in der Regel mittlere prozess- oder branchenspezifische Werte, die unterschiedliche Entstehungsmechanismen, Technologien und Abgasreinigungen unberücksichtigt lassen.
- Die verwendeten Emissionsfaktoren und Feinstaubanteile wurden oftmals aus wenigen anlagenspezifischen und teilweise älteren Daten abgeleitet und auf heutige Prozesse und Branchen übertragen. Herkunft und Bezug dieser Daten wurden in vielen Fällen nicht ausreichend dokumentiert. Erst in den letzten Jahren erfolgten zunehmend Messprojekte zur Untersuchung der Feinstaubemission verschiedener Quellgruppen in Deutschland und anderen europäischen Ländern. Diese aktuellen Daten ermöglichen erhebliche Verbesserungen bei der Darstellung des Emissionsinventars in Deutschland.
- Die chemische Zusammensetzung und toxisch relevante Inhaltsstoffe von Staubemissionen wurden bislang in nur wenigen Arbeiten betrachtet. Eine systematische Zusammenstellung der verfügbaren Messdaten und die sektorübergreifende Verknüpfung mit Emissionsdaten fehlen bislang für den Betrachtungsraum Deutschland.
- Sektorübergreifende Analysen von Minderungsmaßnahmen und ihrer Wirksamkeit bezüglich Feinstäuben sind in Deutschland noch nicht vorhanden. Auch gibt es bislang keine fundierten Aussagen zu den Minderungspotenzialen bei einzelnen Quellgruppen. In diesem Zusammenhang fehlen ebenfalls detaillierte Trendszenarien zur Abbildung der zu erwartenden Entwicklung der Feinstaubemissionen in der Zukunft.

Aus diesen Kenntnislücken ergaben sich die konkreten Ziele dieser Arbeit. Der derzeitige Stand des Wissens zu Aktivitäten und spezifischen Emissionen möglichst aller relevanten anthropogenen Quellen soll recherchiert und zu einer detaillierten Analyse der

Emissionssituation in Deutschland im Jahr 2000 verwendet werden. Hierzu werden der derzeitige Stand des Wissens und bisher in Emissionskatastern nicht betrachtete Quellgruppen berücksichtigt. Neben den Größenfraktionen  $PM_{10}$  und  $PM_{2,5}$  erfolgen für ausgewählte Staubinhaltsstoffe sektorübergreifende Untersuchungen der Emissionen. Eine weitergehende differenzierte Analyse eines Emissionsinventars auf technologischer Ebene wird beispielhaft für die genehmigungsbedürftigen Anlagen in Baden-Württemberg vorgenommen. Die detaillierte Emissionsdatenbasis für Deutschland wird dazu genutzt, ein Referenzszenario für das Jahr 2010 zu erstellen. Mit dieser Datengrundlage und einer Zusammenstellung und Auswertung möglicher technischer Minderungsmaßnahmen und ihrer Wirksamkeit bezüglich feinen Partikeln können erstmals Minderungspotenziale bei relevanten Quellgruppen dargestellt und analysiert werden. Mit dieser Arbeit liegt eine Informationsbasis vor, die Schlussfolgerungen für eine wirksame Strategie zur Minderung der anthropogenen Partikelemissionen, vor allem im Hinblick auf die gesundheitlich relevante Feinstaubfraktion zulässt. Die Ergebnisse der Arbeit sind entsprechend der verfügbaren Messdaten einerseits und der emissions- und immissionsseitigen gesetzlichen Reglementarien andererseits auf die Partikelmasse bezogen. In der nachfolgenden Abbildung ist die Methodik der Arbeit insgesamt wiedergegeben. Ausgehend von prozessspezifischen Eingangsdaten zur Darstellung der Emissionen, der Trendprojektion und der zusätzlichen Minderungsmaßnahmen werden drei Emissionsdatenbasen in gleicher sektoraler Struktur entwickelt. Darauf aufbauend können über die Datenanalysen Aussagen getroffen werden zu den relevanten Quellen, den zu erwartenden Veränderungen bis zum Jahr 2010 und den Minderungspotenzialen durch zusätzliche technische Maßnahmen.

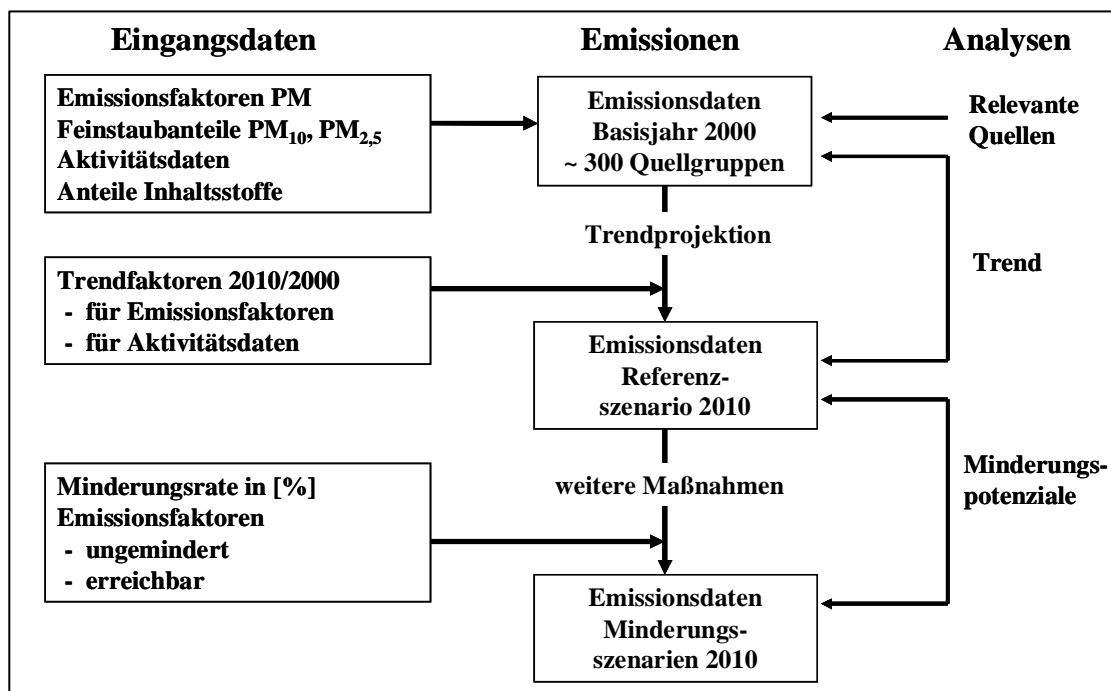


Abbildung 2-5: Datenmodell und Datenbasis für die Arbeit

### **3 Methoden und Datenquellen zur Ermittlung von Feinstaubemissionen**

Im folgenden Kapitel werden die Grundlagen der Emissionsermittlung und -projektion für die betrachteten anthropogenen Quellen dargestellt. Die Methoden der Emissionsermittlung sind bedingt durch die Verfügbarkeit prozessspezifischer Daten, wie Emissionsfaktoren und Aktivitäten. Ein wesentliches Problem liegt in der Zusammenstellung von typischen Basisdaten für eine möglichst fundierte Abbildung der Emissionen in einem Modell.

#### **3.1 Einteilung der anthropogenen Quellgruppen**

In der Tabelle 3-1 sind die Quellgruppen dargestellt, die bei der Emissionsermittlung berücksichtigt werden konnten. Die Vielzahl anthropogener Quellen lässt sich grob in die Bereiche Verkehr, Feuerungsprozesse, Produktionsprozesse und sonstige anthropogene Quellen einteilen. Der Sektor Verkehr bezeichnet die Summe der mobilen Quellen und wird in die Quellgruppen Straßenverkehr, sonstiger Verkehr wie Bahn-, Schiffs- und Flugverkehr und sonstige Fahrzeuge und mobile Geräte im Offroad-Betrieb unterteilt. Neben den Abgasemissionen entstehen durch mobile Quellen auch Emissionen durch Abrieb und Aufwirbelung infolge der Fahrzeugbewegungen.

Die Feuerungsprozesse werden in die Bereiche öffentliche Kraft- und Heizwerke, industrielle Kraft- und Heizwerke einschließlich Feuerungsanlagen des übrigen Umwandlungsbereiches und Feuerungen von Haushalten und Kleinverbrauchern eingeteilt. Die energiebedingten Emissionen von industriellen Prozessfeuerungen lassen sich nicht klar von den prozessbedingten Emissionen trennen. Hierzu wären differenzierte Betrachtungen der Prozesse und des Brennstoffeinsatzes erforderlich, wie sie mit Hilfe der Emissionserklärungen der Betreiber nur für einzelne Bundesländer möglich sind. Deshalb sind die energiebedingten Emissionen solcher industriellen Feuerungen bei den entsprechenden Produktionsprozessen mit erfasst.

Im Sektor Produktionsprozesse werden zahlreiche relevante Aktivitäten in den Grundstoffindustrien berücksichtigt. Teilweise sind dies Prozesse mit Prozessfeuerungen, wie etwa die Herstellung von Zement, teilweise rein mechanische Prozesse, wie der Umschlag staubender Güter. Für die Darstellung der Emissionen in Deutschland ist eine genaue Unterscheidung nach genehmigungsbedürftigen und nicht genehmigungsbedürftigen Anlagen in diesem Bereich nicht möglich. Hierzu müssten die Emissionserklärungen aller Bundesländer vorliegen und ausgewertet werden. Allerdings sind die meisten relevanten Industrieprozesse in Deutschland genehmigungsbedürftig. Unter sonstigen anthropogenen Quellen werden z. B. das Rauchen von Tabak, Feuerwerke und diffuse Prozesse in der Land- und Bauwirtschaft betrachtet.

**Tabelle 3-1:** Betrachtete Quellen der Feinstaubemissionen in Deutschland

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

### 3.2 Methodik der Ermittlung von Jahresemissionen

Für die einzelnen Quellgruppen werden im Folgenden die Methoden zur Emissionsberechnung und die verwendete Datengrundlage beschrieben. Für den Bereich der genehmigungsbedürftigen Anlagen wird anschließend eine Vorgehensweise zur detaillierten Darstellung und Analyse der Emissionen unter Verwendung der Emissionserklärungsdaten am Beispiel Baden-Württembergs erläutert.

### 3.2.1 Prinzipielles Vorgehen

Für die Ermittlung der jährlich emittierten Feinstäube aus Quellgruppen werden prozessspezifische Emissionsfaktoren (Emission pro Aktivitätseinheit), Feinstaubanteile und Angaben zum Umfang emissionsrelevanter Aktivitäten (Fahrleistungen, Produktions-, Verbrauchs-, Umschlagmengen u. a.) benötigt. In Formel (3-1) ist die Berechnung wiedergegeben. Es erfolgt für jede betrachtete Quellgruppe die Multiplikation von Emissionsfaktoren (EF) für Gesamtstaub (PM) mit der jeweiligen Aktivität (A) und zur Ermittlung der Fraktionen PM<sub>10</sub> und PM<sub>2,5</sub> mit durchschnittlichen Feinstaubanteilen (FA). Die Verknüpfung dieser Kennwerte erfolgt je nach Datenverfügbarkeit und -qualität in unterschiedlicher Detailtiefe.

$$E_{ij} = EF_i * A_i * FA_{ij} \quad (3-1)$$

mit  $E_{ij}$  Emission einer Quellgruppe i und einer Staubfraktion j  
 $EF_i$  Emissionsfaktor PM einer Quellgruppe i (spezifische Emission je Aktivitätseinheit)  
 $A_i$  Aktivität einer Quellgruppe i  
 $FA_{ij}$  Feinstaubanteil der Emission einer Quellgruppe i für die Staubfraktion j

Die wesentliche Aufgabe bei der Emissionsermittlung ist die Analyse verfügbarer Daten und der Gewinnung von im Idealfall repräsentativen oder zumindest typischen Kennwerten für die Emissionen der Quellgruppen. Zunächst muss umfangreiches Datenmaterial recherchiert und ausgewertet werden, um den Stand des Wissens zu erarbeiten. Erst ausgehend von und bedingt durch diesen Wissensstand können Methoden zur Emissionsabschätzung entwickelt werden. Im Idealfall stammen hierbei Emissionsfaktoren und Feinstaubanteile aus gröbenselektiven Messungen an typischen Anlagen. Aufgrund der Datensituation insgesamt müssen aber oftmals geschätzte Angaben aus verschiedenen Datenquellen verwendet werden.

Zur Emissionsermittlung in dieser Arbeit konnten größtenteils Emissionsfaktoren und Feinstaubanteile verwendet werden, die aus Messberichten an Einzelanlagen direkt ermittelt oder in anderen Studien aus einer Vielzahl von Messungen abgeleitet wurden. Hierbei waren oftmals Aggregationen und Extrapolationen erforderlich, um für die Quellgruppen in Deutschland entsprechend der Struktur der Aktivitätsraten die Kennwerte darstellen zu können. Teilweise wurden Emissionsfaktoren über eigene Berechnungen ermittelt (z. B. Aufwirbelung von Straßenstaub) oder Feinstaubanteile abgeschätzt. Für die Aktivitätsraten wurden zahlreiche öffentliche Statistiken, Verbandsangaben und ergänzend ebenfalls Literaturwerte und eigene Abschätzungen verwendet. Bei den mobilen Quellen und stationären Feuerungen fand ein Abgleich mit den beim Umweltbundesamt zur Emissionsberechnung im Zentralen System Emissionen verwendeten Aktivitäts- und Gesamtstaubdaten statt. Eine Aktualisierung des Abgleichs erfolgte im Dezember 2005.

### 3.2.2 Straßenverkehr

Der Straßenverkehr stellt eine wesentliche Quelle anthropogener Partikel dar, die vor allem im Nahbereich von Straßen erhebliche Belastungen verursacht. Zu unterscheiden sind die Abgasemissionen im Warmbetrieb und beim Kaltstart, mechanisch erzeugte Partikel durch Reifen- und Bremsenabrieb und Emissionen durch die Aufwirbelung von Straßenstaub.

#### Warmbetrieb und Kaltstart

Dieselmotoren stellen aufgrund der krebserzeugenden Wirkung der Dieselpartikel bzw. -partikelbestandteile (s. z. B. /Mangelsdorf et al. 1999/) besonders relevante Emissionsquellen des Straßenverkehrs dar. Dieselpartikel resultieren vor allem aus der unvollständigen Kraftstoffumsetzung im Brennraum und bestehen aus elementarem Kohlenstoff (EC), kondensierten organischen Kohlenwasserstoffen (OC) und in geringem Anteil aus inerten Aschebestandteilen und sulfatischen Kondensationsprodukten.

Für die Berechnung der Emissionen aus Dieselmotoren des Straßenverkehrs können Daten aus dem "Handbuch der Emissionsfaktoren des Straßenverkehrs" verwendet werden, das im Auftrag des UBA und des schweizerischen BUWAL entwickelt wurde (s. [www.hbefa.net](http://www.hbefa.net)). Im Jahr 1999 wurde die Version 1.2 und im April 2004 die aktuelle Version 2.1 des Handbuchs veröffentlicht, das Emissionsfaktoren für verschiedene Schadstoffe unterteilt nach Fahrzeugkategorien, Minderungskonzepten, Straßenkategorien, Längsneigungen etc. bereitstellt /UBA 1999a/ bzw. /UBA 2004/. Diese Daten stellen die detaillierteste und umfangreichste Datenquelle für den Straßenverkehr dar. Beim Umweltbundesamt werden ausgehend von diesen Emissionsfaktoren mit dem Emissions-Berechnungsmodell TREMOD über jährliche Fahrleistungsdaten des DIW (VIZ 2004) die Emissionen für Deutschland ermittelt. Für die Fahrzeugkategorien Personenkraftwagen (PKW), leichte Nutzfahrzeuge (LNF), Lastkraftwagen mit/ohne Anhänger, Busse und Sattelzüge (SZ) wurden mit dieser Datenbasis die Partikelemissionen der Dieselfahrzeuge und der Kraftstoffverbrauch des gesamten Straßenverkehrs für verschiedene Straßenkategorien berechnet /UBA 2005a/.

Informationen zu den Partikelemissionen aus Ottomotoren beinhaltet das UBA-Handbuch nicht. Hier besteht bislang noch keine vergleichbare Datenbasis. Diese Emissionen sind hinsichtlich ihrer Masse weitaus weniger bedeutend als Emissionen aus Dieselmotoren, können aber bezogen auf ihre Anzahlkonzentration bei hoher Motorlast eine vergleichbare Bedeutung bekommen (s. z. B. /Mangelsdorf et al. 1999/, /Graskow et al. 1998/). Die Partikel aus Ottomotoren bestehen hauptsächlich aus organischen Kondensaten mit gegenüber den Dieselpartikeln weitaus geringerem Anteil fester Bestandteile bzw. elementarem Kohlenstoff. Insgesamt existieren zahlreiche Messresultate, die Anhaltswerte für die Partikelemissionen von Ottomotoren geben können. Diese Werte streuen sehr stark in Abhängigkeit von Fahrzeugtyp, Leistung, Alter, Minderungskonzept und Zustand des Motors. Insbesondere bei alten Motoren



und Zweitakt-Fahrzeugen tritt aufgrund der Verbrennung von Schmieröl blauer Ödrauch im Abgas auf. Die Ermittlung der Partikelemissionen aus 4-Takt-Ottomotoren stützt sich in dieser Arbeit auf eine Auswertung von Messdaten aus zahlreichen Messprojekten (z. B. /Norbeck et al. 1998a/, /Norbeck et al. 1998b/, /ACEA 1999/, /ACEA 2002/, /CONCAWE 1998/, /Mohr 2000/, /Cadle et al. 2001/) und die Ableitung mittlerer Emissionsfaktoren für PKW und LNF. Für die 2-Takt Krafträder liegt ein Emissionsfaktor aus /Mayer 1998/ und geschätzte Feinstaubanteile aus /Lükewille et al. 2001/ vor. Für 4-Takt-Motorräder liegen Messdaten von /Czerwinski et al. 2000/ vor.

In Tabelle 3-2 sind die verwendeten Emissionsfaktoren und Feinstaubanteile für Diesel- und Ottomotoren wiedergegeben. Für die  $PM_{10}$ - und  $PM_{2,5}$ -Anteile in Abgasen von Kraftfahrzeugen liegen unterschiedliche Angaben vor. Teilweise wird in der Literatur generell von Partikeln kleiner 2,5  $\mu m$  Durchmesser ausgegangen. Bei Dieselmotoren können durch Ablagerungen im Abgassystem auch Partikel mit einem größeren Durchmesser entstehen, weshalb in anderen Quellen auch geringere  $PM_{10}$ -Anteile genannt werden, beispielsweise in /UMEG 2001/ 88 % bei PKW und 92 % bei LKW. Im Rahmen dieser Arbeit wurden Feinstaubanteile bei Kraftfahrzeugemissionen ebenfalls über die Auswertung verfügbarer Messdaten ermittelt (z. B. /Norbeck et al. 1998a/, /Norbeck et al. 1998b/).

**Tabelle 3-2:** Mittlere Emissionsfaktoren (EF) in mg/km Fahrleistung bzw. mg/Kaltstart und Feinstaubanteile für die Abgasemissionen der Otto- und Dieselmotoren

	EF PM	Einheit	$PM_{10}$ -Anteil	$PM_{2,5}$ -Anteil
<b>Ottomotoren</b>				
PKW mit geregelter Katalysator vor 1991, EURO 1 und EURO 2	4,6	mg/km	0,91	0,86
PKW mit geregelter Katalysator EURO 3 und EURO 4	3,0	mg/km	0,91	0,86
PKW mit ungeregelter Katalysator	8,2	mg/km	0,96	0,90
PKW ohne Katalysator	25	mg/km	0,96	0,90
PKW, LNF 2-Takt	314	mg/km	0,99	0,85
LNF mit geregelter Katalysator	5,1	mg/km	0,90	0,84
LNF mit ungeregelter Katalysator	9,4	mg/km	0,95	0,89
LNF ohne Katalysator	25	mg/km	0,95	0,89
KRAD 4-Takt ohne Katalysator	10	mg/km	0,96	0,90
KRAD 2-Takt	60	mg/km	0,99	0,85
<b>Dieselmotoren</b> (Emissionsfaktoren für 2000 je Fahrzeugkategorie abgeleitet aus /UBA 2004/)				
Warmbetrieb PKW	46 - 79	mg/km	0,99	0,95
Warmbetrieb LNF	79 - 157	mg/km	0,99	0,95
Warmbetrieb SNF (LKW, SZ, Busse)	190 - 574	mg/km	0,99	0,95
Kaltstart PKW, Flotte	80 - 117	mg/Start	0,99	0,95
Kaltstart LNF, Flotte	60 - 62	mg/Start	0,99	0,95

PKW: Personenkraftwagen

LNF: Leichte Nutzfahrzeuge

SZ: Sattelzüge

SNF: Schwere Nutzfahrzeuge

KRAD: Krafträder

LKW: Lastkraftwagen

### Reifen- und Bremsenabrieb

Bei den Fahrzeugbewegungen im Straßenverkehr entstehen neben den Abgasemissionen auch erhebliche Partikelemissionen durch Reifen- und Bremsenabrieb. In einer in Berlin durchgeführten Untersuchung wurde eine detaillierte Quantifizierung des gesamten Reifenabriebs vorgenommen und Emissionsfaktoren für verschiedene Fahrzeuge gebildet /Gebbe et al. 1998/. Diese Daten wurden mittels Profiltiefenmessungen für unterschiedliche Fahrzeugtypen, Leistungs-, Gewichtsklassen und Antriebsarten ermittelt. Da nicht der gesamte Abrieb flugfähigen Staub darstellt, sondern ein Teil direkt auf der Straßenoberfläche und am Straßenrand deponiert wird, erfolgt analog /RIVM 2001/ die Annahme, dass etwa 75 % des Abriebs als Gesamtstaubemission anfällt. Angaben zum Feinstaubanteil des Reifenabriebs liegen beispielsweise aus Untersuchungen von /Rauterberg-Wulff 1998/ vor, die für Straßenabschnitte in Berlin bestimmt wurden. Bei diesen Messungen konnten keine Partikel < 2,5 µm Durchmesser durch Reifenabrieb festgestellt werden. Wesentliche Einflussfaktoren auf die Emissionen sind die spezifische Verkehrszusammensetzung, die Fahrgeschwindigkeit und -beschleunigung, die Fahrbahnbeschaffenheit und die Witterungsbedingungen. Weitere gröbenselektive Messungen, insbesondere für Fahrsituationen außerorts in Deutschland, gab es bislang nicht. Entsprechend /Lükewille et al. 2001/ wurde in dieser Arbeit geschätzt, dass 5 % der PM<sub>10</sub>-Emission durch Reifenabrieb aus PM<sub>2,5</sub> besteht. In anderen Studien werden aber auch bedeutend höhere PM<sub>2,5</sub>-Anteile von 70 bis über 80 % angenommen (s. z. B. /Kumar & Lurmann 1996/, /AEAT 2001/, /Ntziachristos 2003/). Zum Bremsenabrieb liegen neben den Straßenmessungen von /Rauterberg-Wulff 1998/ Messdaten aus Prüfstandsmessungen in den USA vor /Garg et al. 2000/. In dieser Studie wurden mehrere marktgängige Bremsbeläge untersucht und die Emissionen gröbenselektiv bestimmt. Gegenüber den Straßenmessungen wurden höhere PM<sub>2,5</sub>-Anteile festgestellt, zu den PM<sub>10</sub>-Emissionen liefern beide Studien vergleichbare Werte. Die Messungen von /Garg et al. 2000/ zeigten, dass im Mittel nur etwa 30 % des gesamten Abriebs flugfähige Partikel bilden. Tabelle 3-3 stellt die aus diesen Ergebnissen resultierenden Basisdaten für den Reifen- und Bremsenabrieb dar.

**Tabelle 3-3:** Emissionsfaktoren (EF) in mg/km Fahrleistung und Feinstaubanteile für Reifen- und Bremsenabrieb

	EF PM in mg/km	PM <sub>10</sub> -Anteil	PM <sub>2,5</sub> -Anteil
<b>Reifenabrieb</b>			
PKW (4 Reifen)	39,6	0,15	0,008
KRAD (2 Reifen)	19,8	0,15	0,008
LNF (4,6 Reifen)	80,4	0,15	0,008
SNF (6,7 Reifen)	404,5	0,08	0,004
<b>Bremsenabrieb</b>			
PKW und KRAD	3,4	0,86	0,63
LNF	5,2	0,86	0,63
SNF	8,8	0,86	0,63

### **Aufwirbelung von Straßenstaub**

Die Aufwirbelung von Straßenstaub wurde bei der Ermittlung von Partikelemissionen in Deutschland bislang nicht berücksichtigt. Die Vorgehensweise und Datenbasis zur Entwicklung erster Emissionsabschätzungen sollen deshalb ausführlicher dargestellt werden. Umfangreiche Arbeiten zur Untersuchung der Staubeinstaubung und Entwicklung von Methoden zur Quantifizierung der Emissionen fanden in der Vergangenheit vor allem in den USA statt. In Deutschland und der Schweiz wurden erst in den letzten Jahren an einzelnen Straßen erste Messprojekte durchgeführt. Neue methodische Ansätze zur Quantifizierung der Emissionen in Deutschland gibt es bislang nicht. Im Folgenden soll zunächst die Methode der US-amerikanischen Umweltbehörde EPA diskutiert werden. Diese Methode wurde modifiziert und an deutsche Verhältnisse angepasst, um ihre Anwendbarkeit für eine Abschätzung der Emissionen in Deutschland untersuchen zu können. Weitere Abschätzungen mit fahrzeugspezifischen Emissionsfaktoren werden gegenübergestellt. In das Emissionsinventar übernommen wurden schließlich Emissionen, die basierend auf Emissionsfaktoren von /Düring & Lohmeyer 2004/ ermittelt wurden.

Straßenstaub kann aus zwei unterschiedlichen Mechanismen resultieren. Einerseits sind direkte Emissionen durch Straßenabrieb denkbar und andererseits Partikelfreisetzen ausgehend von auf der Straßenoberfläche deponiertem Staub. Die auf Fahrbahnoberflächen vorhandene Staubbiladung kann aus verschiedenen Quellen stammen. Neben vom Verkehr direkt emittierten Partikeln aus Abgasen, Reifen- und Bremsenabrieb kann es sich um groben Straßenabrieb, Winderosionen aus der Straßenumgebung, atmosphärische Depositionen, Einträge aus Baustellenausfahrten oder verschmutzten Seitenstraßen und auf die Fahrbahn aufgebracht Material (z. B. Streugut, Verschmutzungen) handeln. Sofern es sich bei den aufgewirbelten Partikeln um flugfähigen Staub handelt, der vorher aus der Atmosphäre deponiert worden ist, spricht man von Wiederaufwirbelung, die streng genommen keine primäre Emissionsquelle, sondern ein Prozess der Transmission von Partikeln darstellt. Allerdings ist eine Deposition und Wiederaufwirbelung von feinen Partikeln auf Straßen mit hoher Verkehrsbelastung und hohen Fahrgeschwindigkeiten aufgrund der ständigen Turbulenz und der messbaren geringen Staubbiladung auf den Straßenoberflächen nur in geringem Maße vorstellbar.

In den USA wurden die ersten Untersuchungen der Emissionen durch Straßenstaub schon in den 70er Jahren vorgenommen, da dort teilweise hohe Staubbiladungen auf Straßen zu sichtbar hohen Emissionen führen. Die dort betrachteten und quantifizierten Emissionen, waren vor allem durch die Staubbiladung der Straßenoberfläche bedingt /EPA 1997/. Die direkten Emissionen durch Abgase, Reifen und Bremsen wurden, was die Masse angeht, als weitaus weniger relevant eingeschätzt. Demgegenüber entstehen in Deutschland durch einen im Mittel höheren Vegetations- und Befestigungsgrad in Straßenumgebung geringere Einträge

an mineralischem Material. Dadurch ist die Staubbeladung auf Fahrbahnoberflächen im Mittel weitaus niedriger. Zudem ist die relative Luftfeuchtigkeit, die einen wesentlichen Einfluss auf die Staubneigung von auf der Straßenoberfläche liegendem Material hat, in den USA deutlich niedriger. Eine Übertragbarkeit von US-amerikanischen Daten auf deutsche Verhältnisse kann somit nicht ohne weiteres angenommen werden. Dennoch werden auch in Deutschland verhältnismäßig hohe Emissionen durch Straßenstaub in Straßennähe gemessen. Neuere Messungen an einer stark befahrenen Innerortsstraße in Deutschland haben gezeigt, dass nur 20 % der  $PM_{10}$ -Verkehrsemissionen aus dem Auspuff stammen und 80 % durch Abrieb und Aufwirbelung erzeugt werden und hierbei der Straßenstaub bis zu zwei Drittel der mechanisch erzeugten Partikel ausmacht /Bächlin et al. 2003/. Feinstäube entstehen somit als bedeutende primäre Emission durch direkten Straßenabrieb oder die Zerkleinerung von größerem Straßenstaub infolge der mechanischen Kräfte bei Fahrzeugbewegungen.

Von der EPA wurde ein statistischer Ansatz zur Bestimmung der Emissionen des Straßenverkehrs ausgehend von mit der Staubentstehung korrelierenden Parametern entwickelt /EPA 1997/ bzw. /EPA 2003/. Der Ansatz basiert auf einer Auswertung von 65 Messungen in den USA, die den Verkehrsbeitrag an der Staubbelastung in Straßennähe durch Messungen der Konzentrationen größtenteils mit der Aufwind-Abwind-Methode ermittelten. Parallel wurden die jeweilige Verkehrszusammensetzung, die Verkehrssituation und die Beschaffenheit der Fahrbahnoberfläche untersucht und mit den Konzentrationen in Beziehung gesetzt. Als Parameter mit einer signifikanten Korrelation zur Staubentstehung wurden folgende Messgrößen bestimmt:

- Staubgehalt  $PM_{75}$  (Partikel  $< 75 \mu m$  Durchmesser) auf der Fahrbahnoberfläche in  $g/m^2$
- mittleres Gewicht der Fahrzeugflotte in t

Ein eindeutiger Zusammenhang zwischen der Geschwindigkeit der Fahrzeuge und den Staubemissionen konnte bei den zugrunde liegenden Messungen nicht festgestellt werden. Unter Verwendung der oben genannten Parameter kann nach /EPA 1997/ ein mittlerer Emissionsfaktor für die Gesamtemissionen (Abgas, Abrieb und Aufwirbelung) des Straßenverkehrs auf einer befestigten Straße mit der folgenden empirischen Gleichung dargestellt werden:

$$EF = k * (sL)^p * (W)^b \quad (3-2)$$

- mit
- |      |   |
|------|---|
| EF   | Emissionsfaktor Staub (Einheit je nach der Einheit von k)   |
| k    | Faktor zur Darstellung der interessierenden Staubfraktion und Einheit:<br>$PM_{30}$ : $k = 2,94 \text{ g/km}$ ; $PM_{10}$ : $k = 0,56 \text{ g/km}$ ; $PM_{2,5}$ : $k = 0,135 \text{ g/km}$ |
| sL   | Beladung der Fahrbahnoberfläche mit Staub $< 75 \mu m$ Durchmesser ( $PM_{75}$ ) in $g/m^2$   |
| W    | durchschnittliches Gewicht der Fahrzeuge in US short tons   |
| p, b | empirische Konstanten, nach /EPA 1997/: $p = 0,65$ und $b = 1,5$  |

Die EPA geht davon aus, dass die Emissionen des Straßenverkehrs insgesamt zu einem Großteil auf die Staubaufwirbelung zurückzuführen sind. Dieser vereinfachte Ansatz eignet sich nach /EPA 1997/ weder zur Herleitung von gewichtsspezifischen Emissionsfaktoren, noch können damit unterschiedliche Fahrzeuggeschwindigkeiten betrachtet werden. Die Anwendung dieses Ansatzes gibt lediglich einen Anhaltswert für eine gesamte Fahrzeugflotte, die eine bestimmte Straße passiert. Das Modell wird von der EPA als gesichert bewertet, sofern gesicherte ortsspezifische Daten (sL, W) zu einer Abschätzung zur Verfügung stehen. Das Bestimmtheitsmaß ( $R^2$ ) liegt bei 0,75. Die wesentlichen Randbedingungen der Messungen waren:

- Staubbeladung ( $PM_{75}$ ) der Fahrbahnen von 0,02 bis 400 g/m<sup>2</sup>
- mittlere Fahrzeuggewichte von 1,8 bis 38 Mg (2 bis 42 US short tons)
- mittlere Fahrzeuggeschwindigkeiten von 16 bis 88 km/h
- ebene Straßenlage, flüssiger Verkehr, kein Stop & Go

Nach /Venkatram 2000/ besitzt das rein statistische Modell der EPA bedeutende Schwächen. Eine Analyse des Modells hinsichtlich der Differenzen zwischen den gemessenen Basisdaten und den sich aus dem Modell ergebenden Emissionsfaktoren zeigte, dass bei einer Anwendung der Gleichung (3-2) in 60 % der Fälle ein Emissionsfaktor berechnet wird, der gegenüber dem tatsächlichen um den Faktor 2 zu hoch oder zu tief liegt. Erklärt wird die Unsicherheit des Modells dadurch, dass

- keine mechanistischen Grundlagen berücksichtigt werden und die Variablen Staubgehalt der Straße und mittleres Fahrzeuggewicht nur ungenügend die Varianz der gemessenen Emissionsfaktoren wiedergeben können,
- der Ansatz und die einfließenden empirischen Faktoren von dem zur Modellentwicklung verwendeten gemessenen Basisdatensatz abhängig sind und bei einer Veränderung der Basisdaten sich die Konstanten der Modellgleichung erheblich ändern,
- die Richtigkeit des Modells bestimmt wird von den verwendeten Methoden zur Emissionsermittlung, die erhebliche Unsicherheiten besitzen.

Durch die Abhängigkeit des Modells von den zu Grunde liegenden empirischen Basisdaten resultiert eine hohe Unsicherheit. Zudem sind die Randbedingungen der Messungen so gewählt, dass sowohl die Staubbeladung als auch das mittlere Gewicht der Fahrzeuge auf deutschen Straßen demgegenüber am unteren Rand der Wertebereiche liegen. /Venkatram 2000/ zeigt, dass durch das EPA-Modell der mittlere Emissionsfaktor im üblichen Bereich der Staubbeladung auf Innerorts- und Außerortsstraßen in den USA ( $sL < 4$  g/m<sup>2</sup>) um bis zu 100 % und darüber überschätzt wird, wenn die gesamten 65 Messdaten der EPA mit sL-Werten zwischen 0,02 und 400 g/m<sup>2</sup> zur Entwicklung von empirischen Konstanten

Verwendung finden und nicht nur die 37 Messdaten bei realistischeren sL-Werten von 0,02 bis 4 g/m<sup>2</sup>. Für Staubbeladungen in Deutschland können Werte von in der Regel unter 1 g/m<sup>2</sup> angenommen werden. Tabelle 3-4 gibt die Modellkonstanten wieder, die einerseits nach EPA aus den gesamten 65 amerikanischen Datensätzen und andererseits in Anlehnung an Venkatram aus den Datensätzen mit Staubbeladungen < 4 g/m<sup>2</sup> resultieren. Der sich ergebende Unterschied bei der Bewertung der Relevanz der Aufwirbelung ist erheblich. Es überrascht nicht, dass bei den Modellparametern nach Venkatram das Fahrzeuggewicht gegenüber der Staubbeladung auf der Oberfläche an Einfluss gewinnt.

**Tabelle 3-4:** Unterschiedliche Modellkonstanten nach /EPA 1997/ und /Venkatram 2000/

Anzahl Messdaten	Staubgehalt < 75 µm (g/m <sup>2</sup> )	k (g/Fzg-km) für PM <sub>10</sub>	p	b	Bestimmtheitsmaß R <sup>2</sup>
65	0,02 bis 400	0,56	0,65	1,5	0,75
37	0,02 bis 4	0,18	0,52	2,14	0,66

Seit der Erarbeitung des EPA-Modells wurden die entwickelte empirische Gleichung und die darin verwendeten Parameterwerte in einigen Studien verifiziert und verbessert. So wurden etwa von /Cowherd & Kuykendal 1997/ Messungen an verschiedenen Straßen in den USA durchgeführt, um einerseits gemessene Emissionsfaktoren mit für die untersuchten Straßenabschnitte berechneten gegenüberzustellen und andererseits eine Überprüfung der PM<sub>2,5</sub>-Anteile an den Emissionen vorzunehmen. Die Vergleiche ergaben eine gute Übereinstimmung der Mess- und Rechenwerte, sofern die Straßenoberfläche einen trockenen Zustand aufwies und eine für die Aufwind-Abwind-Messung ausreichende Windgeschwindigkeit quer zur Fahrbahn herrschte. Waren diese Bedingungen nicht gegeben, traten große Unterschiede zwischen Messungen und Berechnungen auf, welche die eingeschränkte Anwendbarkeit des EPA-Modells zeigten. Die bei diesen Untersuchungen ermittelten sL-Werte lagen im Mittel bei 0,08 g/m<sup>2</sup> (0,01 bis 0,18 g/m<sup>2</sup>).

In ersten Untersuchungen in Deutschland wurden für stark befahrene Innerortsstraßen in Berlin und Leipzig die Staubbeladung der Straßenoberfläche gemessen (s. z. B. /Rauterberg-Wulff 2000/, /Düring & Lohmeyer 2001/). Aus diesen Studien ergaben sich für die Staubbeladung (sL) mittlere Werte von 0,16 und 0,21 g/m<sup>2</sup> für normale Fahrbahnverhältnisse und 0,38 g/m<sup>2</sup> für eine stark beschädigte Straße. Parallel zur Bestimmung der Staubbeladung wurden mittlere Beiträge des Verkehrs an den Staubbemissionen (PM<sub>10</sub>) in Straßennähe ermittelt. Mit diesen Daten und einer Bestimmung des Verkehrsflusses und der Flottenzusammensetzung wurden Emissionsfaktoren für die Gesamtemissionen des Verkehrs ermittelt und den Faktoren aus einem modifizierten EPA-Modell gegenübergestellt. Im Ergebnis zeigte sich, dass die ursprüngliche EPA-Gleichung die Emissionen des Verkehrs stark überschätzte, wohingegen eine modifizierte Gleichung für Verkehrssituationen innerorts

relativ gute Übereinstimmungen mit den modellierten Daten erzielen konnte. Mit weiteren Untersuchungen konnten mittlerweile sowohl für den Innerorts- als auch den Außerortsverkehr Emissionsfaktoren unterschieden nach leichten und schweren Fahrzeugen und verschiedenen Verkehrssituationen abgeleitet werden (s. /Düring & Lohmeyer 2004/, /Gehrig et al. 2003/). Für den Außerortsverkehr ergaben sich aufgrund von Messungen auch gegenüber einem modifizierten und an deutsche Verhältnisse angepassten EPA-Modell deutlich niedrigere Emissionsfaktoren.

Im Folgenden werden ausgehend von den oben genannten Grundlagen die Emissionen durch die Aufwirbelung von Straßenstaub in Deutschland mit mehreren Methoden abgeschätzt. Mit den Modellkonstanten aus /Venkatram 2000/ kann die EPA-Formel modifiziert werden. Im Vergleich zur Originalgleichung erscheint diese modifizierte Gleichung weitaus geeigneter für eine Emissionsabschätzung. Das mittlere Fahrzeuggewicht stellt einen wesentlichen Einflussparameter dar. Zur Ermittlung dieser Größe wurden Daten vom Kraftfahrt-Bundesamt zum zulässigen Gesamtgewicht des Fahrzeugbestands in Deutschland verwendet /KBA 1998/. Damit kann eine Abschätzung der tatsächlichen mittleren Gewichte der einzelnen Fahrzeugarten in Deutschland analog /Rauterberg-Wulff 2000/ erfolgen (s. Tabelle 3-5). Es werden hierzu unter Annahme einer im Mittel halben Zuladung für leichte Nutzfahrzeuge 80 %, für schwere Nutzfahrzeuge 68 % und für PKW 75 % des zulässigen Gesamtgewichts angesetzt. Für Krafträder wurden mittlere Gewichte angenommen. In Tabelle 3-6 sind Werte für das mittlere Fahrzeuggewicht  $W$  und die Staubbelastung  $sL$  der Straßenoberfläche für verschiedene Straßenklassen und zugeordnete Fahrleistungen der Fahrzeugflotten angegeben.

Für die Winterzeit können keine separaten Betrachtungen vorgenommen werden, da die Feinstaubemissionen infolge des Auftrags von Streugut weitgehend unbekannt sind und die winterlichen Verhältnisse in Deutschland nicht ohne weiteres in einem Modell abgebildet werden können. Bei Streugutauftrag ist von höheren  $PM_{10}$ -Emissionen auszugehen (s. /Rauterberg-Wulff 1998/). Es kann hier nur vereinfachend von ganzjährig normalen Fahrbahnverhältnissen ausgegangen werden. Der Einfluss von Feuchtigkeit bzw. von Niederschlag wird in /EPA 2003/ vereinfacht bezogen auf den Gesamtemissionsfaktor des Straßenverkehrs berücksichtigt. Da sich die Werte für  $sL$  auf trockene Straßenoberflächen beziehen, wird in dieser Arbeit zur Berücksichtigung von Regentagen nur den regenfreien Tagen eine Emission infolge von Staubaufwirbelung zugerechnet. Für Deutschland werden im Mittel 30 % Regentage angenommen. Über die Fahrleistung der verschiedenen Fahrzeugarten auf unterschiedlichen Straßenklassen können die in Tabelle 3-7 dargestellten Emissionsfaktoren für die Gesamtemission der jeweiligen mittleren Fahrzeugflotten berechnet werden. Die Faktoren beinhalten die Emissionen der Motoren, den Reifen- und Bremsenabrieb und die Aufwirbelung von Straßenstaub.

**Tabelle 3-5:** Ermittelte durchschnittliche Fahrzeuggewichte in Deutschland

Fahrzeugart	Gewicht in t
Leichte Nutzfahrzeuge (LNF)	1,97
Lastkraftwagen (LKW) mit Anhänger	11,82
Lastkraftwagen (LKW) ohne Anhänger	8,17
Motorräder	0,30 *
Kleinkrafträder	0,18 *
Personenwagen (PKW)	1,18
Busse	10,43
Sattelzüge (SZ)	11,61

\* geschätzt

**Tabelle 3-6:** Fahrleistungen nach /UBA 2005a/ und ermittelte Werte für das mittlere Fahrzeuggewicht W und die Staubbelastung der Straßenoberfläche sL (PM<sub>75</sub>) in Deutschland im Jahr 2000

	Mrd Fzg-km	W in t	sL in g/m <sup>2</sup>
Autobahnen	203,1	2,68	0,015
Innerortsstraßen	190,4	1,65	0,18
Bundesstraßen	107,4	1,88	0,06
Landesstraßen	90,8	1,70	0,10
Kreisstraßen	45,5	1,64	0,10
Gemeindestraßen	33,8	1,85	0,10

**Tabelle 3-7:** Gesamt-Emissionsfaktoren (EF) in g/km Fahrleistung für den Straßenverkehr auf unterschiedlichen Straßenklassen in Deutschland im Jahr 2000

in g/Fzg-km	EF PM	EF PM <sub>10</sub>	EF PM <sub>2,5</sub>
Autobahnen	0,387	0,165	0,068
Innerortsstraßen	0,506	0,215	0,089
Bundesstraßen außerorts	0,374	0,159	0,066
Landesstraßen außerorts	0,394	0,168	0,069
Kreisstraßen außerorts	0,365	0,155	0,064
Gemeindestraßen außerorts	0,468	0,199	0,082

Für eine Quantifizierung der Aufwirbelung von Straßenstaub werden von den mit dem empirischen Ansatz errechneten Gesamtemissionen der KFZ unter Annahme von ganzjährig normalen und trockenen Fahrbahnverhältnissen die bekannten Emissionen durch Abgase und Reifen- und Bremsenabrieb abgezogen. Da sich diese Emissionen der Fahrzeugflotten in den USA und in Deutschland unterscheiden und über andere Methoden ermittelt werden, ist diese Vorgehensweise mit großen Unsicherheiten behaftet. Sie liefert jedoch eine erste Vorstellung von der Größenordnung der Emissionen, die von der Staubaufwirbelung zu erwarten sind. Die Emissionen auf befestigten Straßen ergeben sich dann für unterschiedliche Staubfraktionen und Straßenklassen aus der folgenden Gleichung:



$$E_{\text{aufw},i,j} = (EF_{\text{ges},i,j} * A_j - E_{\text{abg},i,j} - E_{\text{abr},i,j}) * (1 - r) \quad (3-3)$$

mit	$E_{\text{aufw},i,j}$	Emission durch Aufwirbelung in t/a
	$EF_{\text{ges},i,j}$	Gesamt-Emissionsfaktor aus modifizierter EPA-Formel in g/Fzg-km
	$E_{\text{abg},i,j}$	Emission durch Abgase in t/a
	$E_{\text{abr},i,j}$	Emission durch Reifen- und Bremsenabrieb in t/a
	i	Index für die betrachtete Staubfraktion (PM, PM <sub>10</sub> oder PM <sub>2,5</sub> )
	j	Index für die betrachtete Straßenklasse
	$A_j$	Aktivität in Fzg-km/a
	r	Anteil Tage pro Jahr mit über 0,254 mm Niederschlag (Regentage)

Einen wesentlichen Einfluss auf die lufthygienische Relevanz der Emissionen besitzt die Partikelgrößenverteilung. Entsprechend der anzusetzenden k-Faktoren für Gleichung (3-2), schlägt die EPA einen PM<sub>10</sub>-Anteil bei den gesamten KFZ-Emissionen von 20 % und einen PM<sub>2,5</sub>-Anteil von 5 % vor. Diese Anteile sind jedoch dadurch bedingt, dass die EPA die Aufwirbelung als dominierende Staubquelle des KFZ-Verkehrs ansieht. Ausgehend von verfügbaren Messdaten (z. B. /Hüglin et al. 2000/, /Rauterberg-Wulff 2000/) und der Feinstaubanteile der berechneten Emissionen durch Abgas und Abrieb wurde für die Abschätzung davon ausgegangen, dass die durch den Verkehr erzeugten Partikel insgesamt zu 43 % aus PM<sub>10</sub> und zu 18 % aus PM<sub>2,5</sub> bestehen.

Die mit den oben dargestellten Daten berechneten Emissionsfaktoren können Emissionsfaktoren aus weiteren Studien gegenübergestellt werden. Zum einen können Modellwerte aus /BUWAL 2001/ angewendet werden, die zum Teil auch von den Arbeiten der EPA abgeleitet wurden. Straßenspezifische Emissionsfaktoren aus neueren Messungen liegen insbesondere aus /Hüglin et al. 2000/, /Fitz & Bufalino 2002/, /Düring & Lohmeyer 2004/ und /Gehrig et al. 2003/ vor. Nachfolgende Tabelle 3-8 gibt die verwendeten Emissionsfaktoren für PM<sub>10</sub> wieder. In das Emissionsinventar dieser Arbeit wurden Abschätzungen basierend auf Emissionsfaktoren von /Düring & Lohmeyer 2004/ übernommen.

**Tabelle 3-8:** PM<sub>10</sub>-Emissionsfaktoren (EF) in g/km Fahrleistung für Abrieb/Aufwirbelung aus verschiedenen Literaturquellen

<b>Straßenklasse/ Verkehrssituation</b>	<b>Fahrzeugtyp/ Flotte</b>	<b>EF PM<sub>10</sub> in g/km</b>	<b>Literaturquelle</b>
<b>Aufwirbelung und Abrieb</b>			
Autobahnen und sonst. Außerortsstraßen	PKW/ LNF	0,022	/Düring & Lohmeyer 2004/
Autobahnen und sonst. Außerortsstraßen	SNF	0,200	/Düring & Lohmeyer 2004/
Innerortsstraßen (verwendetes Mittel)	PKW/ LNF	0,050	/Düring & Lohmeyer 2004/
Innerortsstraßen (verwendetes Mittel)	SNF	0,450	/Düring & Lohmeyer 2004/
Autobahnen und sonst. Außerortsstraßen	PKW/ LNF	0,040	/Gehrig et al. 2003/
Autobahnen und sonst. Außerortsstraßen	SNF, RBus	0,200	/Gehrig et al. 2003/
Autobahnen und sonst. Außerortsstraßen	LBus	0,334	/Gehrig et al. 2003/
Innerortsstraßen	PKW/ LNF	0,054	/Gehrig et al. 2003/
Innerortsstraßen	SNF, RBus	0,541	/Gehrig et al. 2003/
Innerortsstraßen	LBus	0,438	/Gehrig et al. 2003/
<b>nur Aufwirbelung von Straßenstaub</b>			
Innerortsstraßen	PKW/ LNF	0,030	/Hüglin et al. 2000/
Innerortsstraßen	SNF	0,450	/Hüglin et al. 2000/
Mittel Schweiz	PKW/ LNF	0,031	/BUWAL 2001/
Mittel Schweiz	SNF	0,475	/BUWAL 2001/
Mittel Schweiz	Motorrad	0,016	/BUWAL 2001/
Mittel Schweiz	Mofa	0,008	/BUWAL 2001/
Autobahnen	PKW/ LNF	0,082	/Fitz & Bufalino 2002/
Innerortsstraßen	PKW/ LNF	0,098	/Fitz & Bufalino 2002/
Bundesstraßen	PKW/ LNF	0,129	/Fitz & Bufalino 2002/
Sonstige Außerortsstraßen	PKW/ LNF	0,064	/Fitz & Bufalino 2002/

### 3.2.3 Sonstiger Verkehr und sonstige Fahrzeuge und mobile Geräte

Die Quellgruppe sonstiger Verkehr umfasst den Flugverkehr, den Schienenverkehr und den Binnen- und Seeschiffsverkehr. Sonstige Fahrzeuge und mobile Geräte stellen vor allem Offroad-Fahrzeuge in der Land-, Forst- und Bauwirtschaft und beim Militär dar.

#### Flugverkehr

Für die Ermittlung der Emissionen aus dem zivilen und militärischen Flugverkehr liegen Emissionsfaktoren vor, die im Rahmen einer Studie für die Schweiz ermittelt wurden /BUWAL 2000a/. Beim zivilen Flugverkehr werden die Start- und Landevorgänge (Landing and Take Off, LTO- Zyklen) auf den Verkehrsflughäfen bis zu einer Höhe von 1.000 m betrachtet. Die Emissionen aus dem Reiseflug bleiben in Emissionskatastern in der Regel unberücksichtigt, da hierzu keine Aktivitätsraten vorliegen und sie hinsichtlich Transmission und Wirkung nicht mit den Emissionen in der unteren Atmosphäre vergleichbar sind. Insgesamt stehen nur wenige Angaben zu den Partikelemissionen von Flugzeugen zur Verfügung. Im Gegensatz zu gasförmigen Luftverunreinigungen wie Stickoxiden und

Kohlenwasserstoffen sind für die Partikelemissionen kaum flugzeug- und triebwerksbezogene Werte zu finden. Der Kraftstoffverbrauch des zivilen Flugverkehrs lässt sich nicht über die getankten Mengen aus Statistiken abbilden. Für die LTO-Zyklen auf den Verkehrsflughäfen in Deutschland wurde deshalb der Kraftstoffverbrauch ausgehend von jährlichen Flugbewegungen differenziert nach unterschiedlichen Flugzeug- und Triebwerkstypen mittels eines Modells ermittelt. Dieses am IER entwickelte Modell (s. auch /Friedrich et al. 2001/) beinhaltet insgesamt 886 Flugzeugtypen und 296 verschiedene Triebwerke mit jeweils für die Teilzyklen spezifischen Verbrauchsfaktoren der Triebwerke nach /ICAO 1999/. Bei den Turbopropmaschinen, Maschinen mit Kolbenmotoren und Helikoptern sind keine entsprechenden Daten vorhanden. Hier können mittlere Verbrauchs- und Emissionsfaktoren für einen gesamten LTO-Zyklus aus /BUWAL 2000a/ abgeleitet werden. Die Flugbewegungsdaten stellen die jährliche Summe aller Starts und Landungen dar. Der militärische Flugverkehr kann nur über die getankte Kraftstoffmenge betrachtet werden /MWV 2001/. Auch hierzu existiert ein mittlerer Emissionsfaktor aus /BUWAL 2000a/. Tabelle 3-9 gibt die Emissionsfaktoren und den ermittelten Kraftstoffverbrauch für Verkehrsflughäfen und das Militär wieder. Es wird angenommen, dass Partikel aus Flugzeugtriebwerken zu 100 %  $PM_{2,5}$  darstellen.

**Tabelle 3-9:** Emissionsfaktoren (EF) in kg/t Kraftstoff und Kraftstoffverbrauch des zivilen Flugverkehrs auf Verkehrsflughäfen und des Militärs in Deutschland im Jahr 2000

	EF PM in kg/t	Verbrauch in t
Turbojet zivil, LTO-Zyklen < 1.000 m (Kerosin)	0,90	492.441
Turboprop zivil, LTO-Zyklen < 1.000 m (Kerosin)	0,37	14.665
Hubschrauber zivil, LTO-Zyklen < 1.000 m (Kerosin)	0,99	2.590
Kolbenmotoren zivil, LTO-Zyklen < 1.000 m (Flugbenzin)	0,06	3.517
Flugverkehr Militär allgemein (Kerosin)	0,32	229.000

Für die Abrieb- und Aufwirbelungsprozesse im Flugverkehr werden in /BUWAL 2001/ und /CARBOTECH 2000/ Emissionsfaktoren genannt und Emissionsabschätzungen für  $PM$  und  $PM_{10}$  in der Schweiz vorgenommen. Diese dort genannten Faktoren sind grobe Schätzwerte, die nicht auf Messungen, sondern auf Abschätzungen von Materialverlusten beruhen. Hierbei ist keine Unterscheidung zwischen Abrieb und flugfähigem Staub gemacht worden. Mittels der genannten Literaturquellen konnte ein Datensatz zur groben Abschätzung der Abriebemissionen erstellt werden (Tabelle 3-10). Die  $PM_{2,5}$ -Anteile wurden teilweise aus dem Straßenverkehr übernommen oder abgeschätzt.

**Tabelle 3-10:** Emissionsfaktoren (EF) und Feinstaubanteile für den Abrieb im Flugverkehr.

	EF PM	Einheit	$PM_{10}$ -Anteil	$PM_{2,5}$ -Anteil
Luftfahrt Reifenabrieb	0,13	kg/LTO-Zyklus	0,30	0,02
Luftfahrt Bremsenabrieb	0,00003	kg/LTO-Zyklus	0,86	0,63
Luftfahrt Pistenabrieb	0,73	kg/LTO-Zyklus	0,19	0,05

### Schienenverkehr

Für die Ermittlung der Abgasemissionen der Dieselloks im Schienenverkehr liegen Daten des UBA und der Deutschen Bahn AG vor /UBA 1998/ /DB 1999/. Weitere Angaben finden sich in europäischen Arbeiten. Tabelle 3-11 stellt beispielhaft Emissionsfaktoren aus verfügbaren Studien dar. Die Berechnung der Emissionen erfolgt in dieser Arbeit mittels eines kraftstoffspezifischen Emissionsfaktors aus /DB 1999/. Der  $PM_{10}$ -Anteil wird analog /TNO 2001/ mit 95 % angenommen. Aus gröbenselektiven Messungen an Dieselloks im Auftrag des UBA resultiert ein  $PM_{2,5}$ -Anteil bezogen auf  $PM_{10}$  von 98 % /Pittermann 2002/.

**Tabelle 3-11:** Emissionsfaktoren (EF) des Schienenverkehrs aus der Literatur

	EF PM in kg/TJ	Bezugsjahr	Datenquelle
Dieseltraktion D	45,3	1996	/UBA 1998/
Diesellokomotive CH	103,9	1990	/BUWAL 2000a/
Dieseltraktion D	32,0	1998	/DB 1999/
Dieseltraktion D	107,2	2000	/IIASA 2002/
Mittelwert Diesellok EU	70,4	1995	/Jorgensen & Sorenson 1997/

Für die Abrieb- und Aufwirbelungsprozesse im Bahnverkehr werden wiederum in /BUWAL 2001/ und /CARBOTECH 2000/ geschätzte Emissionsfaktoren genannt. Mit Prüfstandsmessungen in der Schweiz sind die Emissionen durch Bremsvorgänge im Schienenverkehr erstmals untersucht worden /Heldstab 2002/. Aufgrund dieser neuen Erkenntnisse kann der Anteil flugfähiger Partikel am Bremsenabrieb auf 44 bis 72 % und der  $PM_{10}$ -Anteil auf etwa 32 % der Partikelemission abgeschätzt werden. Auch beim sonstigen Abrieb muss berücksichtigt werden, dass nur ein Teil flugfähiger Staub darstellt. In Tabelle 3-12 sind die aus den genannten Literaturquellen abgeleiteten Daten zur Abschätzung der Abriebemissionen dargestellt. Die  $PM_{2,5}$ -Anteile wurden teilweise aus dem Straßenverkehr übernommen oder abgeschätzt.

**Tabelle 3-12:** Emissionsfaktoren (EF) und Feinstaubanteile für den Abrieb im Bahnverkehr.

	EF PM	Einheit	$PM_{10}$ -Anteil	$PM_{2,5}$ -Anteil
Schienenverkehr Schienenabrieb	2,75	g/km Fahrleistung	0,50	0,15
Schienenverkehr Radabrieb	0,63	g/km Fahrleistung	0,50	0,15
Schienenverkehr Fahrleitungsabrieb	0,08	g/km Fahrleistung	1,00	0,15
Schienenverkehr Bremsenabrieb	6,03	g/km Fahrleistung	0,32	0,15

### Schiffsverkehr

Zu den Partikelemissionen des Schiffsverkehrs wurden in den letzten Jahren in einigen europäischen Projekten verfügbare Informationen zusammengestellt (s. z. B. /Trozzi & Vaccaro 1998a/, /Trozzi & Vaccaro 1998b/, /Dorland & Olsthoorn 1998/, /Klimont et al. 2002/). In der Tabelle 3-13 werden beispielhaft Emissionsfaktoren aus verschiedenen Studien

genannt. Beim Einsatz von schwerem Heizöl bestimmt aufgrund der Bildung von Sulfaten als Partikelbestandteil nach /Lloyd's Register 1995/ der Schwefelgehalt den Emissionsfaktor wesentlich. Bei den Dieselmotoren der Binnenschifffahrt werden in deutschen Studien weitaus niedrigere Emissionsfaktoren verwendet als in einigen ausländischen Arbeiten.

**Tabelle 3-13:** Emissionsfaktoren (EF) in kg/TJ Kraftstoff für die Schifffahrt aus der Literatur

	EF PM in kg/TJ	Bezugsjahr	Datenquelle
Seeschiffe, Heizöl S	125,0	1990	/Klimont et al. 2002/
Seeschiffe, Heizöl S	146,0	1995	/TNO 2001/
Seeschiffe, Heizöl S, 3% Schwefel	186,7	1994	/Lloyd's Register 1995/
Seeschiffe, Diesel, 0,2% Schwefel	28,2	1994	/Lloyd's Register 1995/
Binnenschiffe, Diesel	46,4	1996	/UBA 1998/
Binnenschiffe, Diesel (nur Ruß)	23,5	1996	/Schulz et al. 1999/
Binnenschiffe, Diesel 0,17% Schwefel	46,9	1995	/Dings et al. 1997/
Binnenschiffe, Diesel	97,0	1995	/TNO 2001/
Binnenschiffe, Diesel	117,0	1990	/Klimont et al. 2002/
Binnenschiffe, Diesel	117,0	1990	/BUWAL 2001/

Eine Abschätzung der Emissionen kann vereinfachend ausgehend vom Kraftstoffverbrauch aus der Bundesenergiebilanz mit einem mittleren brennstoffspezifischen Faktor erfolgen. Da dies nur die in Deutschland getankten Kraftstoffe erfasst, entsteht ein verfälschtes Bild der Emissionssituation infolge des grenzüberschreitenden Verkehrs, vor allem beim Seeverkehr. Eine bessere Methode stellt die Modellierung des Kraftstoffverbrauchs ausgehend von Schiffsbewegungen dar. Eine umfangreiche Sachbilanz des Schiffsverkehrs in Deutschland wurde von /Barzaga-Castellanos et al. 2000a/ bzw. /Barzaga-Castellanos et al. 2000b/ erstellt. Der bilanzierte Seeverkehr lag im Bereich der deutschen Nord- und Ostsee. Die Ergebnisse dieser Studien wurden für die Emissionsdarstellung verwendet. Zudem liegt für Sport- und Passagierschiffe eine Berechnung des Kraftstoffverbrauchs und der Emissionen in /IFEU 2004/ vor. Für PM<sub>10</sub>- und PM<sub>2,5</sub>-Anteile im Abgas von Schiffsmotoren existieren nur wenige Angaben. Für Dieselmotoren werden die Schätzwerte aus /TNO 2001/ von 95 % PM<sub>10</sub> und 90 % PM<sub>2,5</sub> angesetzt. Für mit schwerem Heizöl betriebene Motoren wird von 86 % PM<sub>10</sub> entsprechend /Trozzi & Vaccaro 1998a/ und 80 % PM<sub>2,5</sub> ausgegangen.

### Sonstige Fahrzeuge und mobile Geräte

Diese Emittentengruppe besteht aus sehr unterschiedlichen mobilen Quellen in der Land-, Forst- und Bauwirtschaft, der Industrie, beim Militär und im Bereich Haushalte/Grünpflege. Eine erste umfangreiche Analyse der Bestände, Kraftstoffverbräuche und Emissionen in Deutschland liegt mit /IFEU 2004/ vor. Zur Abschätzung der Partikelemissionen wurden zudem mittlere Brennstoffindizes aus /UBA 1989/ und /BUWAL 1996/ herangezogen. In der Energiebilanz ist der Kraftstoffverbrauch dem Bereich Haushalte und sonstige Verbraucher zugeordnet. Eine Differenzierung der Bereiche Landwirtschaft, Baumaschinen/Industrie und

Militär ist durch die Statistik des Mineralölwirtschaftsverbandes möglich /MWV 2000/. Die getrennte Erfassung des Dieserverbrauchs in der Landwirtschaft liegt aufgrund von Anträgen der Landwirte zur Gasölverbilligung vor. Für diese Arbeit verwendet wurden letztlich die in /IFEU 2004/ mittels statistischen Bestandsdaten, mittleren Nennleistungen, spezifischen Betriebsstunden und mittleren Lastfaktoren in einem Modell berechneten Kraftstoffverbräuche. In der Tabelle 3-14 sind die verwendeten Emissionsfaktoren wiedergegeben. Für die Feinstaubanteile liegen keine spezifischen Daten vor. Vereinfachend werden Schätzwerte für Dieselmotoren entsprechend /TNO 2001/ angenommen. Für die Ottomotoren werden Feinstaubanteile aus dem Straßenverkehr übernommen.

**Tabelle 3-14:** Emissionsfaktoren (EF) in kg/t Kraftstoff und Feinstaubanteile für Offroad-Fahrzeuge

	EF PM in kg/t	PM <sub>10</sub> -Anteil	PM <sub>2,5</sub> -Anteil
Baumaschinen/Industrie, Dieselmotoren	5,2	0,95	0,90
Land- und Forstwirtschaft, Dieselmotoren	8,0	0,95	0,90
Militär, Dieselmotoren	1,6	0,95	0,90
Haushalte/Grünpflege, Benzinmotoren 2-Takt	4,9	0,99	0,85
Alle Fahrzeuge, Benzinmotoren 4-Takt	1,4	0,95	0,89

Für Abrieb- und Aufwirbelungsprozesse beim Betrieb sonstiger Fahrzeuge und mobiler Geräte sind in /BUWAL 2001/ Emissionsfaktoren dargestellt, die sich auf den Materialverlust beziehen (s. Tabelle 3-15). Auch hier können für eine grobe Abschätzung der Feinstaubemissionen Anteile aus dem Straßenverkehr übernommen werden. Die Abriebemissionen in der Landwirtschaft werden über die landwirtschaftliche Nutzfläche (LN) abgeschätzt. Für Baumaschinen, industrielle und militärische Fahrzeuge können Emissionen lediglich über die Verhältnisse der Abgasemissionen in der Schweiz und in Deutschland als grobe Schätzung aus Ergebnissen von /BUWAL 2001/ abgeleitet werden.

**Tabelle 3-15:** Emissionsfaktoren (EF) und PM<sub>10</sub>-Anteile für den Abrieb bei sonstigen Fahrzeugen und mobilen Geräten aus /BUWAL 2001/

	EF Abrieb	Einheit	Anteil PM <sub>10</sub>
Fahrzeuge Baumaschinen – Reifenabrieb	29,3	g/Betriebsstunde	0,10
Fahrzeuge Baumaschinen – Fahrwerkabrieb	50,0	g/Betriebsstunde	0,10
Fahrzeuge Baumaschinen – Schaufelabrieb	75,0	g/Betriebsstunde	0,10
Fahrzeuge Landwirtschaft – Reifenabrieb	304,4	g/ha LN*	0,09
Fahrzeuge Landwirtschaft – Bremsenabrieb	15,1	g/ha LN*	1,00
Fahrzeuge Landwirtschaft - Straße/Aufwirbelung	8,2	g/ha LN*	0,15
Fahrzeuge Industrie – Reifenabrieb	3,8	g/Betriebsstunde	0,10
Fahrzeuge Industrie – Bremsenabrieb	0,1	g/Betriebsstunde	1,00
Fahrzeuge Industrie - Straße/Aufwirbelung	7,4	g/Betriebsstunde	0,19
Fahrzeuge Militär – Reifenabrieb	1,2	g/Betriebsstunde	0,10
Fahrzeuge Militär – Bremsenabrieb	0,01	g/Betriebsstunde	1,00
Fahrzeuge Militär - Straße/Aufwirbelung	211,3	g/Betriebsstunde	0,19

\* LN = landwirtschaftliche Nutzfläche

### 3.2.4 Feuerungsanlagen (energiebedingte Emissionen)

Dieser Sektor beinhaltet einerseits die überwiegend zu den genehmigungsbedürftigen Anlagen zählenden öffentlichen und industriellen Kraft- und Heizwerke einschließlich Feuerungsanlagen des übrigen Umwandlungsbereiches. Zudem sind Feuerungen von Haushalten und Kleinverbrauchern eine bedeutende Quellgruppe, die größtenteils aus nicht genehmigungsbedürftigen, durch die 1. BImSchV geregelten Anlagen besteht.

#### **Öffentliche und industrielle Kraft- und Heizwerke, übriger Umwandlungsbereich**

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.

Da sich je nach Anlagenkonfiguration sehr unterschiedliche Emissionen und Partikelgrößenverteilungen ergeben, sind Abschätzungen der Feinstaubemissionen aus Feuerungsanlagen unterteilt nach der Entstaubungsart, der Technologie und der Brennstoffspezifikation wünschenswert. Eine solche Betrachtung kann für einzelne Bundesländer auf Basis der Emissionserklärungen von Anlagenbetreibern oder mit detaillierten Bestandsanalysen erfolgen. Nach /LUA NRW 1998/ sind bei genehmigungsbedürftigen Feuerungsanlagen zudem etwa 35 % der Gesamtemissionen diffus, beispielsweise aus der Kohlelagerung und -aufbereitung. Da die Emissionserklärungsdaten nicht für Deutschland insgesamt zusammengeführt und ausgewertet werden und auch kein deutschlandweites fundiertes Anlageninventar zur Verfügung steht, können für die Darstellung der Emissionen von Feuerungsanlagen nur gemittelte brennstoffspezifische Emissionsfaktoren genutzt werden. Seit Mitte der 90er Jahre existiert beim Umweltbundesamt für genehmigungsbedürftige Feuerungsanlagen eine solche Datenbasis, die ständig aktualisiert und für die Emissionsberichterstattung verwendet wird. Die Grundlage für die derzeitige Datenbasis stellen die Ergebnisse eines neueren Projekts im Auftrag des UBA dar /Rentz et al. 2002/, für das auch Emissionserklärungen mehrerer Bundesländer ausgewertet wurden. Mit der Implementierung dieser neuen Datenbasis etwa ab dem Jahr 2004 ergab sich jedoch ein methodischer Bruch im Vergleich zur bisherigen Emissionsberechnung /UBA 2001/. In Folge dessen werden nun die Staubemissionen aus Feuerungen im Jahr 2000 im Vergleich zur bis 2003 verwendeten Datenbasis nur noch etwa halb so hoch angegeben. Es ist davon

auszugehen, dass auch die derzeit beim UBA verwendeten Emissionsfaktoren mit großen Unsicherheiten behaftet sind. Dennoch wurde aus Gründen der Harmonisierung in dieser Arbeit die aktuell beim UBA verwendeten Aktivitätsraten und Gesamtstaubemissionsfaktoren verwendet /UBA 2005b/ und nur bei Vorliegen neuerer Erkenntnisse von den Emissionsfaktoren des UBA abgewichen.

Auch für die PM<sub>10</sub>-Anteile liegen Schätzwerte des UBA vor /UBA 1998/. Es werden 95 % für Kraftwerksfeuerungen und 90 % für Industriefeuerungen vorgeschlagen. Diese Angaben stellen gemittelte Modellwerte über alle in der Praxis vorkommenden Anlagen, Brennstoffe und Abgasreinigungssysteme dar. Es liegen aber auch Ergebnisse aus verschiedenen Messprojekten an Einzelanlagen vor. Die Tabelle 3-16 gibt eine Auswahl gemessener Feinstaubanteile in Abgasen von Feuerungsanlagen wieder. Die ausgehend von der verfügbaren Datenbasis in dieser Arbeit verwendeten Emissionsfaktoren und Feinstaubanteile sind zusammengefasst in Tabelle 8-1 im Anhang wiedergegeben.

**Tabelle 3-16:** Mittlere PM<sub>10</sub>- und PM<sub>2,5</sub>-Anteile aus Messprojekten für genehmigungsbedürftige Feuerungsanlagen mit Abgasreinigung

	PM <sub>10</sub> -Anteil	PM <sub>2,5</sub> -Anteil	Datenquelle
Kraftwerk Steinkohle	0,91	0,79	/Dreiseidler et al. 2001/
Industriekraftwerk Heizöl S und Erdgas	0,93	0,84	/Dreiseidler et al. 2001/
Industriekraftwerk Braunkohle	0,91	0,74-0,77	/Kalkoff et al. 2001/
Industriekraftwerk Holz, Holzreste	0,92	0,71	/Baumbach et al. 1999/
Industriekraftwerk Heizöl S	0,96	0,75	/Brandl et al. 2000/

### Feuerungen Haushalte und Kleinverbraucher

Detaillierte Analysen des Anlagenbestands, des Brennstoffeinsatzes und der Emissionen von Kleinf Feuerungen der Haushalte und Feuerungsanlagen der Kleinverbraucher in Deutschland wurden im Auftrag des UBA vorgenommen /Pfeiffer et al. 2000/, /Struschka et al. 2003/. Die Darstellung der Emissionen in dieser Arbeit basiert auf den dort ermittelten brennstoffspezifischen Emissionsfaktoren. Für Feinstaubanteile liegen zahlreiche Messergebnisse vor (z. B. /Struschka et al. 2003/, /Baumbach et al. 1999/, /Wieser & Gaegauf 2000/, /Wieser et al. 2001/, /Mohn 2000/, /Spitzer et al. 1998/, /Kalkoff et al. 2001/). Die Tabellen 3-17 und 3-18 stellen die verwendeten Basisdaten dar.



**Tabelle 3-17:** Mittlere Emissionsfaktoren (EF) in kg/TJ Brennstoff aus /Struschka et al. 2003/ und /Pfeiffer et al. 2000/ und Feinstaubanteile für die Feuerungen der Haushalte

	EF PM in kg/TJ	Anteil PM <sub>10</sub>	Anteil PM <sub>2,5</sub>
Steinkohlekoksfeuerung	16	1,00	1,00
Steinkohlefeuerung ABL	86	1,00	0,99
Steinkohlefeuerung NBL	92	1,00	1,00
Braunkohlefeuerung ABL	89	0,96	0,88
Braunkohlefeuerung NBL	88	0,96	0,88
Ölfeuerung EL	1,7	1,00	1,00
Gasfeuerung	0,03	1,00	1,00
Torffeuerung	350	0,98	0,93
Holzfeuerung	116	0,97	0,90

**Tabelle 3-18:** Mittlere Emissionsfaktoren (EF) in kg/TJ Brennstoff aus /Struschka et al. 2003/ und /Pfeiffer et al. 2000/ und Feinstaubanteile für die Feuerungen der Kleinverbraucher

	EF PM in kg/TJ	Anteil PM <sub>10</sub>	Anteil PM <sub>2,5</sub>
Steinkohlekoksfeuerung	17	1,00	1,00
Steinkohlefeuerung	18	0,98	0,95
Braunkohlefeuerung ABL	89	0,96	0,88
Braunkohlefeuerung NBL	88	0,96	0,88
Ölfeuerung S	38	0,83	0,67
Ölfeuerung EL	1,7	1,00	1,00
Gasfeuerung	0,03	1,00	1,00
Holzfeuerung	73	0,95	0,82

### 3.2.5 Produktionsprozesse und sonstige anthropogene Quellen (prozessbedingte Emissionen)

In diesem Bereich werden industrielle Produktionsprozesse, Prozesse in der Landwirtschaft, im Bergbau und im Gewerbe, der Umschlag staubender Güter und sonstige anthropogene Quellen betrachtet. Bei den industriellen Prozessen sind auch Emissionen aus direkten und indirekten Prozessfeuerungen mit berücksichtigt. Die insgesamt für diesen Sektor verwendeten Basisdaten sind im Anhang in Tabelle 8-2 wiedergegeben.

#### 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. Beispielsweise entstehen Partikelemissionen bei der Stahlherstellung im Sauerstoffblasverfahren nach /Delhaes 1993/ sowohl über die Verdampfung von Elementen der Schmelze und das Verspritzen von Metall und Schlackenschmelze während des Blasvorganges als auch durch Abrieb und Aufwirbelungen

von Zuschlägen und Feuerfestmassen. Emissionen entstehen auch durch die Prozessfeuerung und eventuell vor- oder nachgelagerte mechanische Aufbereitungsschritte. Falls die Stäube nicht getrennt erfasst werden, ist eine quantitative Zuordnung zu den Entstehungsmechanismen prinzipiell über Untersuchungen der Staubzusammensetzung ableitbar. Solche Untersuchungen liegen jedoch für die wenigsten Prozesse vor. In der Regel werden die Stäube von einer oder mehreren zentralen Abgasreinigungen erfasst und können dort im Reingas als Emission gemessen werden, sofern sie nicht als diffuse Emissionen ungereinigt den Betrieb verlassen. Solche diffusen Emissionen können beispielsweise durch Dachreiter oder Hallenöffnungen entstehen und einen erheblichen Beitrag zu den Gesamtemissionen eines Betriebs leisten. Auch mechanische Prozesse im Freien auf dem Betriebsgelände, beispielsweise zur Aufbereitung von Einsatzstoffen, können diffuse Emissionen verursachen. Nach /LUA NRW 1998/ sind bei genehmigungsbedürftigen Anlagen im Bereich Steine und Erden etwa 30 %, in der Metallindustrie etwa 55 % der Staubemissionen diffus. Verfügbare Literaturangaben zu prozessbedingten Emissionen beschreiben oftmals die Summe aller emittierenden Anlagen in einem Betrieb. Hierbei sind oft auch die Emissionen aus direkten und indirekten Prozessfeuerungen mit enthalten.

In den letzten Jahren wurden im Auftrag mehrerer Bundesländer und des UBA mehrere Messprogramme an industriellen Anlagen durchgeführt (z. B. /Kalkoff et al. 2001/, /Brandl et al. 2000/, /Sporenberg 1999/, /Dreiseidler et al. 2001/, /LFUG SN 1999/). Diese Studien lieferten zum Teil sehr detaillierte Informationen über die Feinstaubemissionen aus industriellen Prozessen. Tabelle 3-19 gibt ausgewählte Ergebnisse aus diesen Messprojekten wieder. Es stehen zudem Emissionsfaktoren zur Verfügung, die von Fachvertretern des UBA ermittelt wurden und für die Emissionsberichterstattung verwendet werden (z. B. /UBA 2001c/, /UBA 2005b/). Zahlreiche andere Datenquellen zum Teil auch älteren Datums können genutzt werden, um die Emissionen weiterer Prozesse darzustellen. In Studien wie z. B. /EPA 1995/, /Dreiseidler et al. 1998/, /TNO 2001/, /Passant et al. 2002/ und /Klimont et al. 2002/ wurden verfügbare prozessspezifische Daten aus den USA und Europa zusammengestellt. Durch Auswertungen der Emissionserklärungen von Baden-Württemberg und Bayern im Rahmen von Projekten (s. /Pregger & Friedrich 2003/ und /Pregger et al. 2001/) und der Emissionserklärungen von Nordrhein-Westfalen /LUA NRW 2003/ und die Übertragung auf Gesamtdeutschland mittels sekundärstatistischer Größen wurden Emissionen weiterer Quellgruppen abgeschätzt. Zur Darstellung der PM<sub>2,5</sub>-Anteile sind bei einigen Prozessen noch keine Messdaten verfügbar. In diesen Fällen wurden Anhaltswerte von vergleichbaren Prozessen angesetzt. Die verwendeten Aktivitätsraten für die Produktionsprozesse stellen zumeist Produktionsmengen dar, die aus unterschiedlichen statistischen Quellen ermittelt wurden (z. B. /STBA 2001a/, /STBA 2001b/, /WVS 2000/, /WVM 2000/).

**Tabelle 3-19:** Mittlere PM<sub>10</sub>- und PM<sub>2,5</sub>-Anteile aus Messprojekten für industrielle Produktionsanlagen mit Abgasreinigung

	PM <sub>10</sub>	PM <sub>2,5</sub>	Datenquelle
Düngemittelherstellung	0,95	0,78	/Dreiseidler et al. 2001/
Düngemittelherstellung	0,97	0,36	/Brandl et al. 2000/
Brecheranlage, Kalkstein/Dolomit	0,72	0,22	/Dreiseidler et al. 2001/
Zementherstellung Drehrohrofen	0,97	0,75	/Kalkoff et al. 2001/
Zementherstellung Klinkerkühlung	0,37	0,04	/Kalkoff et al. 2001/
Zementherstellung Drehrohrofen	0,87	0,51	/Brandl et al. 2000/
Zementherstellung Klinkerkühlung	0,99	0,68	/Brandl et al. 2000/
Eisengießerei	0,99	0,55	/LFUG SN 1999/
Eisengießerei	0,97	0,50	/Sporenberg 1999/
Holzspantrocknung	0,99	0,95	/Dreiseidler et al. 2001/
Aluminiumschmelzanlage	0,99	0,75	/Brandl et al. 2000/
Feinkeramikherstellung	0,94	0,60	/Brandl et al. 2000/
Flachglasherstellung	0,94	0,48	/Brandl et al. 2000/
Asphaltmischanlage	0,96	0,33	/Brandl et al. 2000/
Spritzlackierung von Automobilen	0,98	0,85	/Brandl et al. 2000/

Zudem konnten einige nicht industrielle Produktionsprozesse und diffuse Quellen mittels Emissionsfaktoren aus der Literatur berücksichtigt werden. Für diese Quellen wurden bislang keine oder kaum gröbenselektive Emissionsmessungen vorgenommen. Ergebnisse von kleinräumigen Untersuchungen für Baden-Württemberg aus /UMEG 2001/ für Schreinereien und Steinbrüche wurden mit statistischen Größen auf die Situation in Deutschland übertragen. Für PM<sub>2,5</sub> können die Anteile nur grob abgeschätzt werden. Für die nicht dem BImSchG unterliegende Salzgewinnung liegt ein geschätzter Emissionsfaktor von /UBA 2001c/ vor. Mit Emissionsfaktoren aus /Takai et al. 1998/ und /Brandl et al. 2000/ konnten für verschiedene Tierhaltungen die durch die Tiere mechanisch erzeugten Staubemissionen abgeschätzt werden. Diese Studien liefern auch Anhaltswerte für die PM<sub>10</sub>- und PM<sub>2,5</sub>-Anteile. Die Aktivitäten in Deutschland wurden in Form der Viehbestandszahlen dargestellt /STBA 2001a/. Als weitere Emissionen aus der Landwirtschaft wurden das Ernten und das Trocknen von Getreide mit Informationen aus /EPA 1995/ berücksichtigt.

### Umschlag staubender Güter

Der Umschlag staubender Güter geschieht zu einem Großteil als Teilprozess von industriellen Herstellungsprozessen und ist beispielsweise in Baden-Württemberg 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 statt. Zudem existieren größere Umschlagaktivitäten in Häfen. Die Aktivitäten für die Abbildung des Umschlags wurden aus den Statistischen Jahrbüchern für Deutschland und Statistiken des Güterverkehrs abgeleitet (/STBA 1991-2004/, /BAG 2001/).

Hierbei wurde angenommen, dass alle produzierten und importierten Güter im Mittel einmal umgeschlagen werden. Für die Gesamtmengen an Sand, Kies und Gesteinen wurde angenommen, dass nur 60 % im staubtrockenen Zustand umgeschlagen werden.

Der Umschlag verursacht Emissionen mit relativ geringen Feinstaubanteilen und führt vor allem im Nahbereich einer Quelle zu Staubbelastungen. Einflussfaktoren sind hier das Staubverhalten der bewegten Materialien und hierbei vor allem die Partikelgrößen, der Feuchtegehalt und die Agglomerationsneigung des Materials /Pieper 1995/. Auch hinsichtlich der Umschlagtechnik gibt es Parameter, welche die Stofffreisetzungen stark beeinflussen. Hierzu gehören die Fallhöhe und Krafteinwirkungen während des Falls, wie Reibung oder Hindernisse. Auch dem Mengenstrom wird eine Bedeutung für die Emissionsentstehung zugeschrieben. Je größer die abgeworfene Menge, desto geringer sind die anteiligen Emissionen, da der Austritt von Partikeln zunehmend behindert wird /Pieper 1995/. Von /Pieper 1995/ wurde ein allgemeiner Ansatz für Aufnahme und Abwurf von Schüttgütern zur Ermittlung von stoff-, geräte- und ortsspezifischen Emissionsfaktoren entwickelt. Ausgehend von diesen Betrachtungen und einem UBA-Fachgespräch im Jahr 1998 wurde vom Umweltbundesamt ein Datensatz mit mittleren stoffspezifischen Emissionsfaktoren ermittelt /UBA 1999b/, /UBA 1999c/. Dieser in Tabelle 3-20 enthaltene Datensatz wurde im Folgenden verwendet. Er stellt Anhaltswerte dar und beruht nicht auf Messungen. PM<sub>10</sub>-Anteile wurden von /EPA 1995/ und PM<sub>2,5</sub>-Anteile von /EPA 1995/, /IIASA 2002/ und /TNO 2001/ abgeleitet (s. Tabelle 3-21).

**Tabelle 3-20:** Emissionsfaktoren (EF) in kg/t Umschlagsmenge für den Umschlag staubender Güter aus /UBA 1999c/

Güter	EF PM in kg/t	Güter	EF PM in kg/t
Getreide/Futtermittel Seeschiffe	0,125	Bauxit, Aluerze	0,150
Getreide/Futterm. Binnenschiffe	0,125	Sonstige NE-Metallerze	0,050
Getreide/Futterm. LKW, Bahn	0,0625	Sand/Kies, Natursteine	0,0175
Chemische Düngemittel	0,050	Zementklinker	0,015
Natürliche Düngemittel	0,025	Gips	0,075
Braunkohle	0,025	Salz	0,075
Steinkohle	0,075	Schwefelkies	0,010
Kohlebriketts	0,025	Schwefel	0,075
Steinkohlekoks	0,075	Eisen- und Stahlabfälle	0,025
Petrolkoks	0,044	Flugasche	0,007
Eisenerz	0,050	Kalk und Zement	0*

\* in der Regel geschlossener Umschlag

**Tabelle 3-21:** Feinstaubanteile am Gesamtstaub für den Umschlag staubender Güter

	Anteil PM <sub>10</sub>	Anteil PM <sub>2,5</sub>
Getreide und Futtermittel	0,49	0,14
Sonstige Güter	0,35	0,05

### **Sonstige anthropogene Quellen**

Weitere Quellen stellen zum einen Krematorien dar, für die ein Emissionsfaktor aus verfügbaren Emissionserklärungen abgeleitet wurde. Die Emissionen durch Feuerwerke werden über einen auf die Einwohnerzahl bezogenen Emissionsfaktor aus /BUWAL 2000b/ quantifiziert. Für das Rauchen von Tabak liegt ein Emissionsfaktor für die beim Rauchen in die Umwelt gelangende Staubmenge nach /Phillips et al. 1999/ und der jährliche Tabakkonsum entsprechend /STBA 2000/ vor. Partikel im Zigarettenrauch sind nach /Phillips et al. 1999/ generell kleiner 1 µm Durchmesser. Der PM<sub>10</sub>-Anteil für Feuerwerke wird mangels Messdaten mit 90 % angenommen, der PM<sub>2,5</sub>-Anteil mit 70 %. Zudem wurden Emissionsfaktoren bzw. Emissionsdaten von /Klimont et al. 2002/ bzw. /IIASA 2004/ für Aktivitäten im Baugewerbe (Bau und Abriss von Gebäuden), die Bodenbearbeitung in der Landwirtschaft und das Braten und Grillen von Lebensmitteln übernommen.

#### **3.2.6 Betrachtung genehmigungsbedürftiger Anlagen am Beispiel Baden-Württembergs**

Mit den Emissionserklärungen der Betreiber genehmigungsbedürftiger Anlagen kann für die hinsichtlich der Feinstaubemissionen bedeutenden Bereiche der Kraft- und Heizwerke und industriellen Prozesse auf eine sehr detaillierte Datenbasis zurückgegriffen werden. Diese Datenbasis umfasst Spezifikationen der Anlagen und ihrer Aktivitäten, wie etwa Anlagentyp, Verfahrensart, Leistung, Einsatz- oder Brennstoffe, Produkte und installierte Abgasreinigungssysteme. Für einzelne Emissionsquellen sind zudem die Jahresemissionen für Gesamtstaub und andere Luftverunreinigungen direkt angegeben. Die Emissionsangaben beruhen zu etwa einem Drittel auf Messungen an Anlagen und wurden in den anderen Fällen mit Emissionsfaktoren berechnet oder geschätzt. Hierbei werden in der Regel zwischen den zuständigen Landesbehörden abgestimmte Emissionsfaktoren verwendet. Mit den Informationen aus Emissionserklärungen lassen sich weitaus detaillierter das Emissionsinventar und relevante Quellen untersuchen, als dies allein mittels Literatur- und Statistikdaten möglich ist. Entsprechend differenziert können Feinstaubanteile zugeordnet und die PM<sub>10</sub>- und PM<sub>2,5</sub>-Emissionen ermittelt werden. Hierbei können Unterscheidungen zwischen mechanisch und thermisch erzeugten Partikeln und zwischen diffusen und gefassten Quellen erfolgen. Auch eine detaillierte Untersuchung des derzeitigen Standes in der Abgasreinigung ist möglich, wie sie für Gesamtdeutschland derzeit nicht ausführbar ist. Tabelle 3-22 gibt summarisch die Staubemissionsdaten aus den Emissionserklärungen der Bundesländer nach einer Zusammenstellung von /Pieper 2000/ wieder. Demnach wurden 1996 in Deutschland ca. 136 kt Gesamtstaub aus genehmigungsbedürftigen Anlagen emittiert.

Für eine Analyse des Emissionsinventars in Baden-Württemberg konnten die Emissionserklärungsdaten der Betreiber genehmigungsbedürftiger Anlagen für das Jahr 1996 ausgewertet werden (s. /Pregger & Friedrich 2003/). Aufgrund des spezifischen

Anlagenbestands in Baden-Württemberg sind die Ergebnisse aus diesen Untersuchungen in der Regel nicht für die Branchen in Deutschland insgesamt repräsentativ. So existiert beispielsweise in Baden-Württemberg nur ein Elektrostahlwerk, während weder die emissionsintensive Roheisenerzeugung noch die Stahlherstellung im Sauerstoffblasverfahren vorhanden sind.

Zur Ermittlung der PM<sub>10</sub>- und PM<sub>2,5</sub>-Emissionen wurden verfügbare Messdaten aus Messprojekten (s. o.) und anderen Studien nach Verfahrensart/Anlagentyp und Abgasreinigung zusammengestellt. In den Emissionserklärungen von 1996 wurden insgesamt 280 verschiedene Verfahrensarten/Anlagentypen und 276 verschiedene Abgasreinigungssysteme angegeben. Die auftretenden über 1.600 Kombinationen dieser Kategorien können durch die Gesamtheit der verfügbaren Emissionsmessdaten für Feinstaub nicht abgebildet werden, weshalb die Kategorien zu den in Tabelle 8-3 im Anhang wiedergegebenen Gruppen zusammengefasst wurden. Daraus ergeben sich etwa 70 verschiedene Kombinationen, zu denen PM<sub>10</sub>- und PM<sub>2,5</sub>-Anteile zugeordnet werden konnten. Die resultierenden Feinstaubanteile sind ebenfalls in Tabelle 8-3 wiedergegeben. Da anlagenspezifische Messdaten sehr stark von den Betriebsbedingungen abhängen und die Anzahl und Qualität der für die Kombinationen jeweils verfügbaren Feinstaubanteile sehr unterschiedlich sind, ist auch diese Vorgehensweise mit zum Teil großen Unsicherheiten behaftet.

**Tabelle 3-22:** Ergebnisse der Auswertung von Emissionserklärungen 1996 für Gesamtstaub nach Bundesländern von /Pieper 2000/

Bundesland	Emission PM in t
Brandenburg	21.100
Berlin	1.986
Baden-Württemberg	6.149
Bayern	8.760
Bremen	2.823
Hessen	4.109
Hamburg	2.884
Mecklenburg-Vorpommern	3.287
Niedersachsen	10.636
Nordrhein-Westfalen	35.387
Rheinland-Pfalz	1.895
Schleswig-Holstein	2.433
Saarland	7.149
Sachsen	10.100
Sachsen-Anhalt	9.605
Thüringen	7.558
<b>Summe</b>	<b>135.861</b>

### 3.2.7 Charakterisierung emittierter Stäube

Die Vorgehensweise und Datenquellen zur Betrachtung der Partikelgrößenverteilung anhand von Feinstaubanteilen sind oben bereits dargestellt. Generell verursachen Verbrennungsprozesse sehr feine Partikel, während mechanische Prozesse überwiegend Partikel größer 2,5 µm Durchmesser erzeugen. In den meisten Fällen kann bei der derzeitigen Datenlage der Einfluss von Parametern wie der Prozess- und Anlagenkonfiguration oder den eingesetzten Brenn- bzw. Kraftstoffen auf die Partikelgrößenverteilung nur teilweise in Form einer Differenzierung berücksichtigt werden. Zumeist muss mangels ausreichend differenzierter Emissionsfaktoren oder Aktivitätsraten auf Mittelwerte zurückgegriffen werden, die für einen durchschnittlichen Prozess und Anlagenbetrieb stehen.

Für emissionsseitige Betrachtungen von Staubinhaltsstoffen liegen nur relativ wenige chemische Analysen emittierter Stäube vor. In vielen Studien wurden die Emissionen ausgewählter Substanzen über absorptive oder andere Verfahren als Gesamtgehalt im Abgas bestimmt. Hierbei werden je nach Messbedingungen gas- oder dampfförmige Anteile mit erfasst. Insbesondere bei Messungen an Feuerungsanlagen sind organische Verbindungen und zum Teil auch Metalle im dampfförmigen Zustand und passieren den Staubmessfilter ungehindert. Ein Großteil dieser dampfförmigen Stoffe lagert sich unter atmosphärischen Bedingungen als Bestandteil an Aerosole an oder führt selbst zur Aerosolbildung. Diese Messdaten geben letztlich ein vollständigeres Bild der Emissionen betrachteter Stoffe wieder. Sollen ermittelte Staubemissionen hinsichtlich ihrer Inhaltsstoffe charakterisiert werden, sind chemische Analysen von Filterstäuben erforderlich.

Als Folge der in 2.3.4 beschriebenen Datenlage wurden für eine Abschätzung ausgewählter Elemente in dieser Arbeit Inhaltsstoffanteile aus der Literatur mit den ermittelten Gesamtstaubemissionen verknüpft. Eine Unterscheidung der Inhaltsstoffanteile je nach Partikelfraktion kann nicht erfolgen. Auch zu den löslichen und damit toxikologisch relevanten Anteilen der Staubinhaltsstoffe liegen derzeit kaum Messdaten vor, so dass hierzu keine Betrachtungen vorgenommen werden können. Im Folgenden werden als ausgewählte Inhaltsstoffe der Staubemissionen die Elemente Blei (Pb), Cadmium (Cd), Arsen (As) und Chrom (Cr) und als toxische organische Verbindungen polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK), Benzo(a)pyren (BaP) und Dioxine/Furane (PCDD/F) betrachtet. Zur Gruppe der PAK gehören mehr als 100 verschiedene Verbindungen, von denen in Messungen nur eine mehr oder weniger große Auswahl erfasst wird. Die verfügbaren Angaben zu den PAK-Emissionen aus unterschiedlichen Studien haben deshalb keinen einheitlichen Bezug. Für die Kleinf Feuerungen der Haushalte und Kleinverbraucher wird analog /AK EK 2001/ die Summe von 21 Substanzen ausgewiesen. In Arbeiten, die weniger die Dokumentation von Messprogrammen, sondern beispielsweise die ökologische Bewertung

komplexer Systeme zum Gegenstand haben, wird meist nur BaP als Leitsubstanz ausgewiesen /IFEU 1998/.

Für die Abschätzung der Elementemissionen wurden zahlreiche Angaben zu prozessspezifischen Anteilen in emittierten Stäuben verwendet. Die Emissionen aus Feuerungen wurden über den Brennstoffeinsatz und brennstoffspezifische Anteile abgeschätzt. Die Unsicherheit bei den Ergebnissen ist insgesamt hoch. Für die betrachteten organischen Verbindungen gibt es keine entsprechenden Angaben zu Anteilen in emittierten Stäuben. In der Literatur werden jedoch Emissionsfaktoren für diese Verbindungen genannt, die für eine Abschätzung der Emissionen insgesamt genutzt werden können. Die Datenbasis für organische Verbindungen ist relativ klein, und die verfügbaren Werte haben eine große Streubreite. In den Tabellen 8-4 und 8-5 im Anhang sind die für Abschätzungen verwendeten Anteile bzw. Emissionsfaktoren und die jeweiligen Literaturquellen zusammengestellt.

### **3.3 Methodik der Projektion von Emissionsdaten in das Jahr 2010**

In der europäischen Richtlinie 99/30/EG wurde für das Jahr 2010 eine zweite, sehr strenge Immissions-Grenzwertstufe für  $PM_{10}$  vorgesehen. Voraussichtlich wird anstatt dieser Vorgabe ein  $PM_{2,5}$ -Grenzwert festgelegt, der den Ergebnissen der Wirkungsforschung Rechnung trägt und wodurch die Wirksamkeit weiterer Minderungsmaßnahmen hinsichtlich der feinen Partikel bewertet werden muss. Bis zum Jahr 2010 werden sich sowohl bei den Aktivitäten als auch den spezifischen Emissionen der Quellgruppen Veränderungen ergeben. Die Beurteilung der Relevanz von Quellgruppen und die Betrachtung von Minderungspotenzialen weitergehender Maßnahmen muss diese sich ohnehin ergebenden Entwicklungen im Emissionsinventar berücksichtigen. Im Rahmen dieser Arbeit wurde deshalb ein Trendszenario über eine Trendprojektion in das Jahr 2010 entwickelt. Das Trendszenario stellt eine mögliche Entwicklung ausgehend von plausiblen Annahmen dar, ist jedoch nicht als Prognose zu werten, da lenkende politische, wirtschaftliche oder gesellschaftliche Rahmenbedingungen als Ursachen einer Entwicklung zumeist nicht berücksichtigt werden können. Die Projektion wird für Aktivitäten und Emissionsfaktoren getrennt vorgenommen. Für die Aktivitätsraten werden Projektionen ausgehend von Zeitreihen oder Prognosen zu mit den Aktivitäten im Zusammenhang stehenden statistischen Indikatoren entwickelt und Trendfaktoren für das Jahr 2010 bestimmt. Diese Trendfaktoren beschreiben das Verhältnis der betrachteten Aktivitäten von 2010 zu 2000. Darüber hinaus werden Trendfaktoren für prozessspezifische Emissionsfaktoren unter Berücksichtigung von geltenden oder absehbaren gesetzlichen Regelungen und von technologischen Entwicklungen abgeleitet. Zur Ermittlung der Emissionen der Quellgruppen im Jahr 2010 werden die Trendfaktoren, wie in der folgenden Formel dargestellt, mit den Emissionen für das Jahr 2000 verknüpft.



$$E_{2010} = EF_{2000} * TF_{EF} * A_{2000} * TF_A = E_{2000} * TF_{EF} * TF_A \quad (3-4)$$

mit	$E_{2010}$	Emission einer Quellgruppe im Jahre 2010
	$EF_{2000}$	Emissionsfaktor einer Quellgruppe im Jahre 2000
	$A_{2000}$	Aktivität einer Quellgruppe im Jahre 2000
	$E_{2000}$	Emission einer Quellgruppe im Jahre 2000
	$TF_{EF}$	Trendfaktor Emissionsfaktor einer Quellgruppe 2000 nach 2010
	$TF_A$	Trendfaktor Aktivität einer Quellgruppe 2000 nach 2010

Der Detaillierungsgrad der Trendfaktoren ist durch die Verfügbarkeit von Daten zur Projektion der Aktivitäten bedingt. Für die Emissionsfaktoren liegen keine größenspezifischen Informationen vor, so dass für alle Partikelfractionen ein einheitlicher Trendfaktor angegeben wird. Zur Auswahl der Methodik der zeitlichen Projektionen wurden insbesondere die Ausführungen von /Holtmann 1997/ genutzt. Das Vorgehen zur Bestimmung von Trendfaktoren soll möglichst einfach und nachvollziehbar bleiben. Die Auswahl von komplexeren Projektionsmethoden liefert nicht zwangsläufig eine realistischere Abbildung von emissionsbedingenden Entwicklungen und führt somit nicht unbedingt zu einer zutreffenderen Darstellung der zukünftigen Emissionssituation /Holtmann 1997/. Sofern für einzelne Quellgruppen auf den Betrachtungsraum übertragbare Szenarien aus anderen Studien vorlagen, wurden diese in das Trendszenario übernommen.

### 3.3.1 Projektion von Aktivitätsraten

Trendprojektionen von Produktionsmengen, Brennstoffeinsätzen, Fahrleistungen und anderen Aktivitätsraten sind eine wesentliche Grundlage des Szenarios. Sofern die Aktivitäten mangels Daten nicht direkt projiziert werden können, werden sekundäre emissionserklärende Parameter, wie beispielsweise wirtschaftliche Basisindikatoren genutzt. Sofern keine Informationen zu den zukünftig zu erwartenden Aktivitäten in Deutschland aus anderen veröffentlichten Studien verfügbar sind, müssen diese aus statistischen Daten abgeschätzt werden. Hierzu ist es erforderlich, entsprechende Zeitreihen der Aktivitäten in der Vergangenheit zu ermitteln und mit Hilfe von statistischen Projektionsfunktionen oder über bekannte Prognosen von mit der Aktivitätsentwicklung korrelierenden Basisindikatoren eine Zeitreihe von zukünftigen Aktivitätsraten zu entwickeln. Diese Extrapolation kann über einfache statistische Funktionen, wie etwa die lineare Ausgleichsgerade oder Sättigungskurven über die Annahme von Sättigungsendwerten bewerkstelligt werden. Bei dieser Vorgehensweise muss anhand der Gestalt der Zeitreihe der Vergangenheit ermittelt werden, welche Projektionsfunktion die Entwicklungen plausibel beschreiben kann. Für den Endwert im Jahr 2010 wird jeweils ein plausibler Wert abgeschätzt und ggf. mit Angaben aus anderen Quellen abgestimmt. Somit können bei dieser Vorgehensweise auch Aspekte berücksichtigt werden, die sich nicht aus der Statistik ableiten lassen. Dennoch werden mit diesem Ansatz Aussagen für die Zukunft vor allem ausgehend von den Ausprägungen des statistischen

Merkmals Aktivität bzw. der verwendeten Basisindikatoren in der Vergangenheit ermittelt. Die genauen Zusammenhänge zwischen den zu projizierenden Größen und den eigentlichen Ursachen der Entwicklungen müssen größtenteils unberücksichtigt bleiben und werden als in der Zukunft konstant bleibend angenommen.

Für die Projektion der Aktivitäten des Straßenverkehrs wurden Prognosen der Fahrleistungen von /IFEU 1999/, /Höpfner 2001/ und /Hopf & Voigt 2001/ berücksichtigt und abschließend Trendfaktoren mit den aktualisierten Fahrleistungsdaten für 2000 und 2004 nach /UBA 2005a/ abgeleitet. Hierbei wurde berücksichtigt, dass in den letzten Jahren der PKW-Dieselanteil bei den Neuzulassungen stark angestiegen ist. Prognosen für die mobilen Quellen insgesamt wurden auch in /PROGNOS 1999/ erstellt. Für den sonstigen Verkehr und die sonstigen Fahrzeuge wurden zum Teil auch Trendfaktoren ausgehend von statistischen Angaben zum Kraftstoffverbrauch abgeleitet. Die Aktivitätszeitreihen der stationären Quellen wurden vor allem aus Daten des Statistischen Bundesamtes /STBA 1991-2004/ und der Industrieverbände zusammengestellt. Für Produktionsprozesse konnten neben Produktionsmengen auch Zeitreihen von Produktionsindizes, Beschäftigten und anderen statistischen Parametern zusammengestellt und als Trendindikatoren verwendet werden. Zudem wurde auf Ergebnisse zurückgegriffen, die in Prognosen der Wirtschaftsentwicklung und des Energiemarktes in Deutschland veröffentlicht wurden (z. B. /PROGNOS 1993/, /PROGNOS 1995/, /PROGNOS 1999/). Als Basisdaten für Feuerungen wurden Zeitreihen zum Energieverbrauch unterteilt nach Brennstoffen aus /UBA 2001b/ und die Referenzprognose nach /IZT 2003/ verwendet. Für den Umschlag wurden Zeitreihen zur Einfuhr und Produktion von staubenden Gütern zusammengestellt. Die Emissionen aus der Tierhaltung konnten unterteilt nach Tierarten auf Basis von Tierbeständen aus den Statistischen Jahrbüchern /STBA 1991-2004/ projiziert werden. In den Tabellen 8-6 bis 8-7 im Anhang sind die insgesamt verwendeten Indikatoren zur Projektion von Aktivitätsraten und die resultierenden Trendfaktoren zusammengestellt.

### **3.3.2 Projektion von prozessspezifischen Emissionsfaktoren**

Für die Projektion der Emissionsfaktoren wurden Veränderungen durch emissionsseitige gesetzliche Regelungen berücksichtigt und Trends beim Stand der Technik und dessen Implementierung bei den verschiedenen Quellgruppen angenommen. Insgesamt wurden die nachfolgend genannten gesetzlichen Regelungen und deren Wirkung auf die Emissionssituation in Deutschland berücksichtigt:

- EU-Richtlinie 98/69/EG, Maßnahmen gegen die Verunreinigung der Luft durch Emissionen von Kraftfahrzeugen (EURO 3 und 4 Standards für PKW und leichte Nutzfahrzeuge)

- EU-Richtlinie 99/96/EG, Maßnahmen gegen die Emission gasförmiger Schadstoffe und luftverunreinigender Partikel aus Selbstzündungsmotoren zum Antrieb von Fahrzeugen (EURO 3, 4 und 5-Standards für schwere Nutzfahrzeuge)
- EU-Richtlinie 98/70/EG, Qualität der Treibstoffe im Straßenverkehr bzw. die zweite Verordnung zur Änderung der 10. BImSchV (Verordnung über die Beschaffenheit und die Auszeichnung der Qualitäten von Kraftstoffen)
- Novellierte EU-Richtlinie 2001/80/EG, Emissionen aus Großfeuerungen bzw. 13. BImSchV (Großfeuerungsanlagenverordnung), novelliert Juli 2004
- EU-Richtlinie 2002/51/EG, Verminderung der Schadstoffemissionen von zweirädrigen und dreirädrigen Kraftfahrzeugen bzw. EU-Richtlinie 97/24/EG über bestimmte Bauteile und Merkmale von zweirädrigen oder dreirädrigen Kraftfahrzeugen
- EU-Richtlinie 99/32/EG, Schwefelgehalt von bestimmten flüssigen Kraft- und Brennstoffen bzw. 3. BImSchV (Verordnung über den Schwefelgehalt bestimmter flüssiger Kraft- und Brennstoffe), novelliert Juni 2002
- EU-Richtlinie 97/68/EG, Maßnahmen bei Verbrennungsmotoren für mobile Maschinen und Geräte und EU-Richtlinie 2000/25/EG, Maßnahmen bei land- und forstwirtschaftlichen Zugmaschinen bzw. 28. BImSchV (Verordnung über Emissionsgrenzwerte für Verbrennungsmotoren), April 2004
- Technische Anleitung zur Reinhaltung der Luft (TA Luft), novelliert Oktober 2002
- 1. BImSchV (Kleinfeuerungsanlagenverordnung), zuletzt geändert August 2003
- Energieeinsparverordnung (EnEV), novelliert Mai 2004

Im Folgenden wird die Vorgehensweise zur Ermittlung von Trendannahmen in den einzelnen Hauptsektoren skizziert. Die resultierenden Trendfaktoren für die Emissionsfaktoren sind in den Tabellen 8-6 und 8-7 im Anhang wiedergegeben.

### **Straßenverkehr**

Im Straßenverkehr ergeben sich Minderungen der Emissionen vor allem infolge der EU-Richtlinien 98/69/EG und 99/96/EG. Durch die Einführung der EURO 3- und EURO 4-Normen in den Jahren 2000/2001 bzw. 2005/2006 für neue Dieselfahrzeuge sind zukünftig nochmals deutliche Emissionsminderungen zu erwarten. Gegenüber EURO 2 wird der Partikelgrenzwert für neu zugelassene PKW/LNF um ca. 75 % ab Januar 2006 und für schwere Nutzfahrzeuge um über 85 % ab Oktober 2006 reduziert. Voraussetzung ist, dass diese Minderung auch tatsächlich im Normalbetrieb und nicht nur bei den definierten Testzyklen der Typ- und Serienprüfung erreicht wird. Untersuchungen am Rollenprüfstand

beispielsweise von /Sturm 2003/ haben gezeigt, dass dies bisher nicht immer der Fall ist und die realen Emissionen der neueren schweren Nutzfahrzeuge bei hoher Last teilweise deutlich über den Grenzwerten der EURO 3-Norm liegen können.

Auch von der Begrenzung des Schwefelgehalts von Kraftstoffen durch die EU Richtlinie 98/70/EG können Auswirkungen abgeleitet werden. Im Jahr 1998 lag der Schwefelgehalt von Benzin bei etwa 60 bis 290 ppm, von Diesel bei etwa 350 ppm /Taximagazin 1999/. Infolge des europäischen Autoöl-Programms (s. <http://europa.eu.int/comm/environment/autooil/>) wurde der Schwefelgehalt europaweit für Otto- und Dieselmotoren ab 2005 auf maximal 50 ppm festgelegt. Ab 2009 sollen alle Kraftstoffe schwefelfrei (< 10 ppm Schwefelgehalt) sein. Schon seit Anfang 2003 sind schwefelfreie Kraftstoffe in Deutschland flächendeckend verfügbar. Die Reduktion des Schwefelgehalts von 350 auf 10 ppm mindert die emittierte Partikelmasse aus derzeitigen Diesel-PKW um etwa 7 % /ADAC 2001/. Eine Übertragung der Kraftstoffanforderungen im Straßenverkehr auf die sonstigen Fahrzeuge wird diskutiert, konnte aber bislang nicht durchgesetzt werden.

Aus dem Handbuch der Emissionsfaktoren des Straßenverkehrs /UBA 2004/ können für die Dieselmotoren im Straßenverkehr auf Fahrzeugkategorien bezogene Trendfaktoren für die spezifischen Emissionen abgeleitet werden. Nicht berücksichtigt werden konnte hierbei die zunehmende Anzahl von neuen PKW, die bereits mit einem Dieselpartikelfilter ausgerüstet sind. Für den Kaltstart wurden Faktoren aus den Annahmen zu Veränderungen bei den Kraftstoffqualitäten aus /IFEU 1999/ abgeleitet. Bei Reifen-, Bremsenabrieb und der Aufwirbelung von Straßenstaub wurde keine Änderung der spezifischen Emissionen, d. h. ein Trendfaktor von 1,0 angenommen. Für PKW und LNF mit Ottomotor und Katalysator wurden Minderungen infolge emissionsärmerer neuer Motoren im Fahrzeugbestand angenommen. Dies insbesondere aufgrund der Anforderungen der EURO-Normen bezüglich Kohlenwasserstoffe und Kohlenmonoxid und eines geringeren Kraftstoffverbrauchs, was sich auch auf die Partikelemissionen auswirkt. Bei Krafträdern sehen die EU-Richtlinien 2002/51/EG bzw. 97/24/EG verschärfte Grenzwerte zunächst ebenfalls für den Kraftstoffverbrauch, Kohlenwasserstoffe und Kohlenmonoxid vor. Zukünftig sollen auch Partikelgrenzwerte für Neufahrzeuge eingeführt werden.

### **Sonstiger Verkehr und sonstige Fahrzeuge und mobile Geräte**

Bei den Dieselmotoren im Bahn- und Schiffsverkehr sind die durchschnittlichen Lebensdauern relativ hoch, die Einführung neuer Technologien verläuft entsprechend langsam. Bei den Dieselloks werden ständig Umrüstungen und Modernisierungen vorgenommen, die seit 1998 zu einer Minderung der Partikelemissionen um über 30 % geführt haben /DB 2001/. Der Schwefelgehalt des verbrauchten Diesels ist im Jahr 2002 auf 50 ppm reduziert worden. Auch für im Schiffsverkehr eingesetzten Diesel sind geringere Schwefelgehalte zu erwarten. Für die

Projektion der spezifischen Emissionen des Schiffs- und Flugverkehrs wurden Trendfaktoren aus /IFEU 1999/ verwendet.

Änderungen der Emissionsfaktoren von sonstigen Fahrzeugen und mobilen Geräten ergeben sich durch die zukünftigen Emissionsgrenzwerte für neue Dieselmotoren, den Austausch von Altfahrzeugen und die Verminderung des Schwefelgehalts beim Diesel. Strengere Grenzwerte werden für die mobilen Maschinen und Geräte in der Richtlinie 97/68/EG und für land- und forstwirtschaftliche Zugmaschinen in der Richtlinie 2000/25/EG in mehreren Stufen eingeführt. Dadurch sind bis zum Jahr 2010 in Abhängigkeit von der durchschnittlichen Lebensdauer der Fahrzeuge auch hier deutliche Emissionsminderungen zu erwarten.

### **Öffentliche und industrielle Kraft- und Heizwerke, Industriefeuerungen**

Bei diesen meist genehmigungsbedürftigen Feuerungsprozessen sind Änderungen der spezifischen Emissionen infolge von Brennstoffsubstitutionen bereits in der Projektion der Aktivitäten in Form von Einsatzmengen unterschiedlicher Brennstoffarten berücksichtigt. Zudem sind Auswirkungen durch die Installation von Neuanlagen und verschärfte Emissionsgrenzwerte zu berücksichtigen. Seit Oktober 2002 gilt eine Neufassung der TA Luft, im Jahr 2004 erfolgte die Novellierung der 13. BImSchV für Großfeuerungen > 50 MW Feuerungswärmeleistung. Auswirkungen durch verschärfte Emissionsgrenzwerte, die für neu errichtete Anlagen und nach einer Übergangsfrist auch für Altanlagen gelten, wurden in der Trendprojektion basierend auf den Arbeiten von /Rentz et al. 2002/ berücksichtigt (s. Tabellen im Anhang). Da die Emissionsgrenzwerte als anlagenspezifische Konzentrationswerte (mg/Nm<sup>3</sup>) im Tagesmittel bzw. Halbstundenmittel festgelegt wurden, können die Auswirkungen auf die jahresmittleren spezifischen Emissionen der Quellgruppen nur mit großen Unsicherheiten abgeleitet werden.

### **Kleinf Feuerungen Haushalte und Kleinverbraucher**

Auch bei den Kleinf Feuerungen sind Änderungen der Emissionen durch Brennstoffsubstitutionen über die Aktivitäten bereits berücksichtigt. Verschärfte gesetzliche Anforderungen an die spezifischen Partikelemissionen sind derzeit nicht zu erwarten. Die 1. BImSchV legt leistungsabhängige Abgasverlustgrenzwerte für bestehende und neue öl- und gasbefeuerte Kleinf Feuerungsanlagen fest. Aufgrund dessen musste ein Großteil des Altanlagenbestands durch neue Geräte ersetzt werden /UBA 2001d/. Zudem verlangt die Energieeinsparverordnung (EnEV) den Austausch von veralteten Anlagen im Leistungsbereich von 4 bis 400 kW. Durch die verbesserte Verbrennungstechnik von Neuanlagen sind auch geringere Emissionen zu erwarten. Zur Darstellung der Veränderungen bei den Emissionsfaktoren wurden Trendfaktoren analog /Pfeiffer et al. 2000/ angesetzt.

### **Produktionsprozesse und sonstige anthropogene Prozesse**

Für die genehmigungsbedürftigen Anlagen wurden im Rahmen eines BWPLUS-Projekts die Änderungen der spezifischen Emissionen aus Anlagen in Baden-Württemberg infolge der novellierten TA Luft anhand der Emissionserklärungsdaten von 1996 abgeschätzt /Pregger & Friedrich 2003/. Allerdings waren insgesamt lediglich 47 % der ausgewiesenen Emissionen aus diesen Anlagen in den Erklärungen mit Konzentrationsangaben verknüpft, so dass sich nur eingeschränkt Erkenntnisse gewinnen ließen. Ausgehend von diesen Ergebnissen und weiteren Annahmen zu den Auswirkungen durch Neuanlagen und die novellierte TA Luft wurden für die industriellen Prozesse branchenweise Trendfaktoren abgeschätzt. So wurde beispielsweise in der Metallindustrie eine Minderung der spezifischen Emissionen von im Mittel 15 %, in der Ziegelindustrie von 20 % und in zahlreichen anderen Bereichen von nur 10 % angesetzt. Beim Umschlag wurde angenommen, dass technische Verbesserungen und Veränderungen in der Ausführung der Be- und Entladevorgänge, wie z. B. die Verminderung der Fallhöhen von Gütern, entsprechend der Anforderungen der TA Luft bis 2010 eine weitere Reduzierung der spezifischen Emissionen um im Mittel etwa 10 % erreichen. Bei nicht genehmigungsbedürftigen Umschlagprozessen wurden 5 % Minderung angenommen. Bei diffusen Prozessen wie Tierhaltungen, Feuerwerke oder Rauchen von Tabak sind keine Veränderungen bei den spezifischen Emissionen zu erwarten.

## 4 Darstellung und Analyse der ermittelten Emissionen

Im Folgenden werden die ermittelten Jahresemissionen dargestellt und diskutiert. Ergänzend folgen die Ergebnisse aus den weitergehenden Betrachtungen für genehmigungsbedürftige Anlagen am Beispiel Baden-Württembergs. Die Partikelgrößenverteilung und Ergebnisse für die Abschätzung von ausgewählten Inhaltsstoffen der Staubemissionen werden zusammengefasst dargestellt. Anschließend werden die projizierten Emissionsdaten für das Jahr 2010 betrachtet und die zu erwartenden Veränderungen erläutert. Die Ergebnisse werden anhand von graphischen Darstellungen diskutiert. Die Beschreibung der Quellsektoren ist in Tabelle 3-1, die detaillierten Zahlenwerte sind im Anhang wiedergegeben (Tabellen 8-8 bis 8-11). Abschließend erfolgt die Diskussion von Unsicherheiten und Kenntnislücken.

### 4.1 Jahresemissionen in Deutschland im Jahr 2000

In Abbildung 4-1 sind die Ergebnisse der Emissionsermittlung zusammengefasst dargestellt. Insgesamt ergeben sich mit der derzeit verfügbaren Datenbasis für das Jahr 2000 die Gesamtsummen von 506 kt PM, 248 kt PM<sub>10</sub> und 147 kt PM<sub>2,5</sub>, einschließlich diffuser Quellen wie die Aufwirbelung von Straßenstaub (basierend auf /Düring & Lohmeyer 2004/), für die derzeit nur sehr unsichere Angaben möglich sind. Ohne die Aufwirbelung von Straßenstaub liegen die Emissionen bei etwa 380 kt PM, 222 kt PM<sub>10</sub> und 140 kt PM<sub>2,5</sub>, wobei hier der Anteil der thermischen Quellen bei PM<sub>10</sub> 67 % und bei PM<sub>2,5</sub> 87 % beträgt.

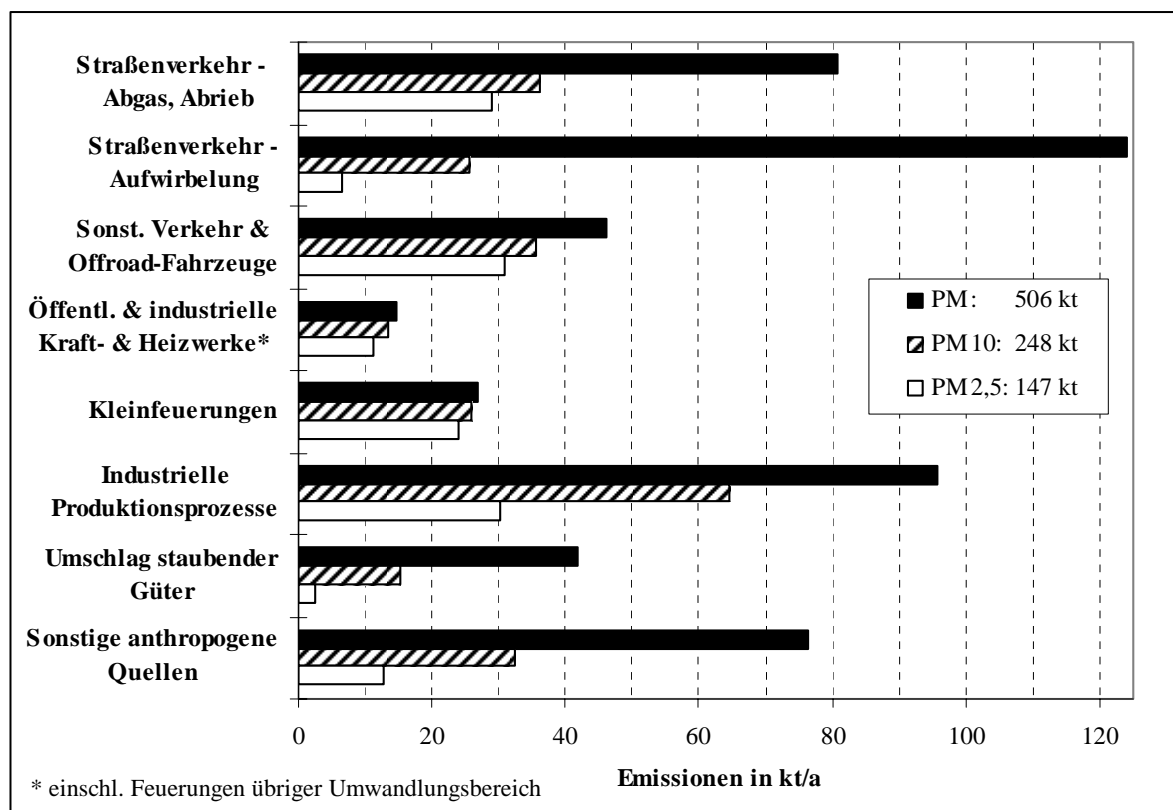
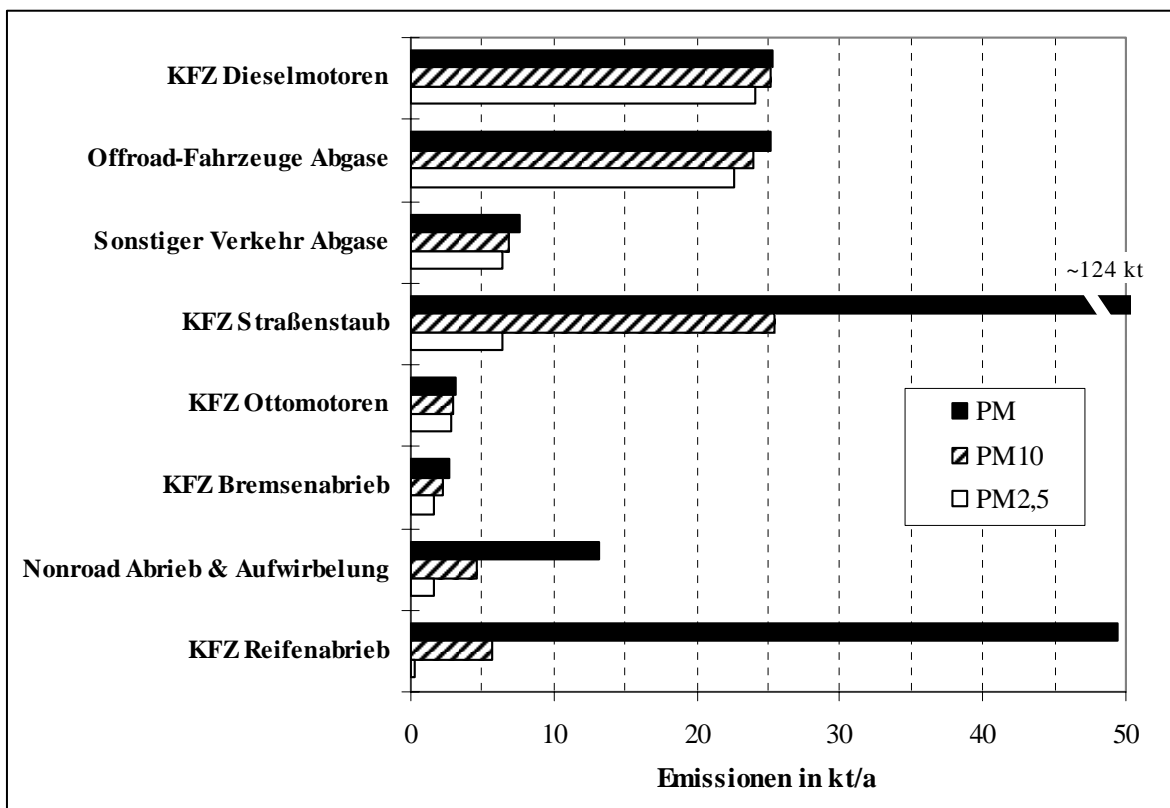


Abbildung 4-1: Partikelemissionen aller Quellgruppen in Deutschland im Jahr 2000

Die bedeutendsten Quellgruppen insgesamt stellen bezogen auf die Feinstäube  $PM_{2,5}$  die mobilen Quellen, die industriellen Produktionsprozesse und die Kleinfeuerungen dar.

#### 4.1.1 Sektor Verkehr

Abbildung 4-2 zeigt die Emissionen der mobilen Quellen in differenzierter Darstellung nach  $PM_{2,5}$  sortiert. Die Feinstaubemissionen werden größtenteils durch Dieselmotoren im Straßenverkehr und im Offroad-Bereich verursacht. Ausgehend von der aktuellen Datenbasis liegen diese Emissionen in der gleichen Größenordnung, wobei auf der Seite der Offroad-Fahrzeuge weitaus größere Unsicherheiten anzunehmen sind. Der Reifenabrieb im Straßenverkehr verursacht hohe Gesamtstaubemissionen, erzeugt jedoch nur einen geringen Anteil an Feinstäuben. In Bezug auf die Partikelmasse weniger bedeutend sind auch der sonstige Verkehr und Bremsenabrieb und Ottomotoren im Straßenverkehr. Im Vergleich zum Straßenverkehr sind die Ergebnisse für die mechanisch erzeugten Partikel (Abrieb und Aufwirbelung) durch die anderen mobilen Quellen (Nonroad) deutlich niedriger. Abbildung 4-3 zeigt die Emissionen aus den Dieselmotoren im Straßenverkehr nach verschiedenen Fahrzeugkategorien, basierend auf den Berechnungen des UBA /UBA 2005a/. Die Relevanz der Diesel-PKW aber auch der schweren Nutzfahrzeuge insgesamt wird deutlich.



**Abbildung 4-2:** Partikelemissionen in Deutschland 2000: Sektor Verkehr

Die Emissionen des sonstigen Verkehrs und der Offroad-Fahrzeuge sind in Abbildung 4-4 dargestellt. Hier sind Diesel-Fahrzeuge in der Land- und Forstwirtschaft und Baumaschinen an



erster Stelle zu nennen. Bedeutende Emissionen kommen auch aus dem Einsatz von stark schwefelhaltigen Kraftstoffen im Seeverkehr.

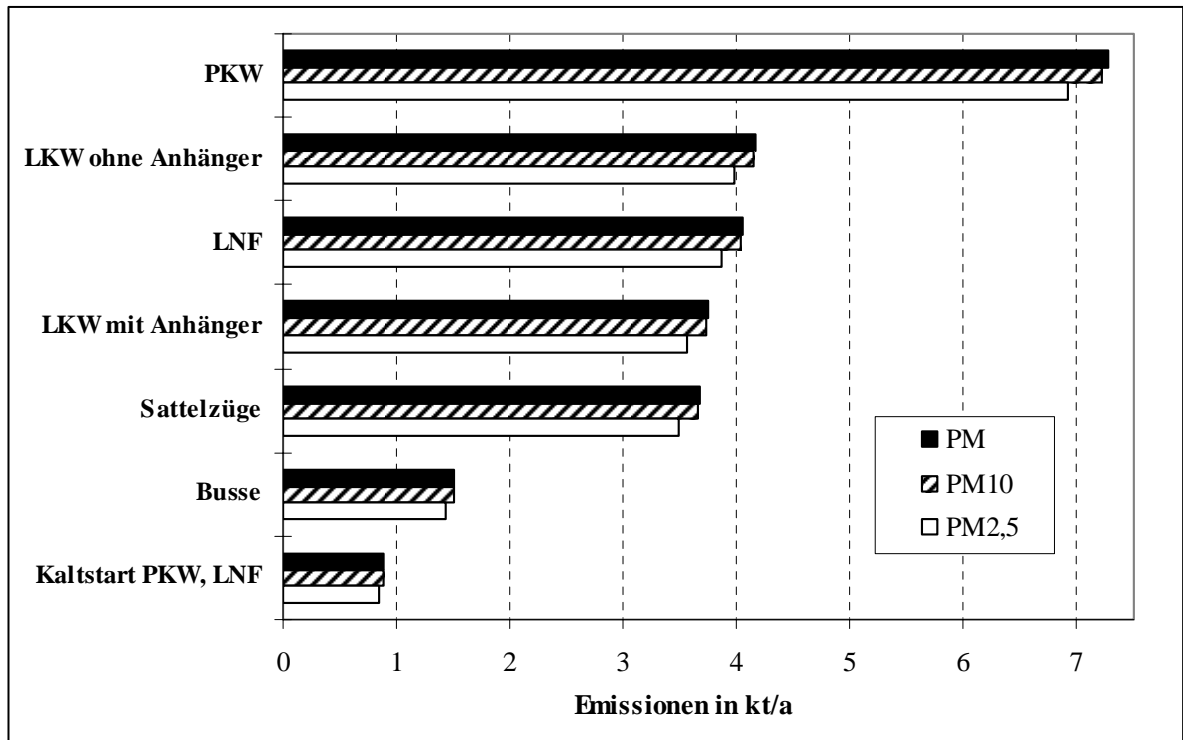


Abbildung 4-3: Partikelemissionen in Deutschland 2000: Dieselmotoren im Straßenverkehr

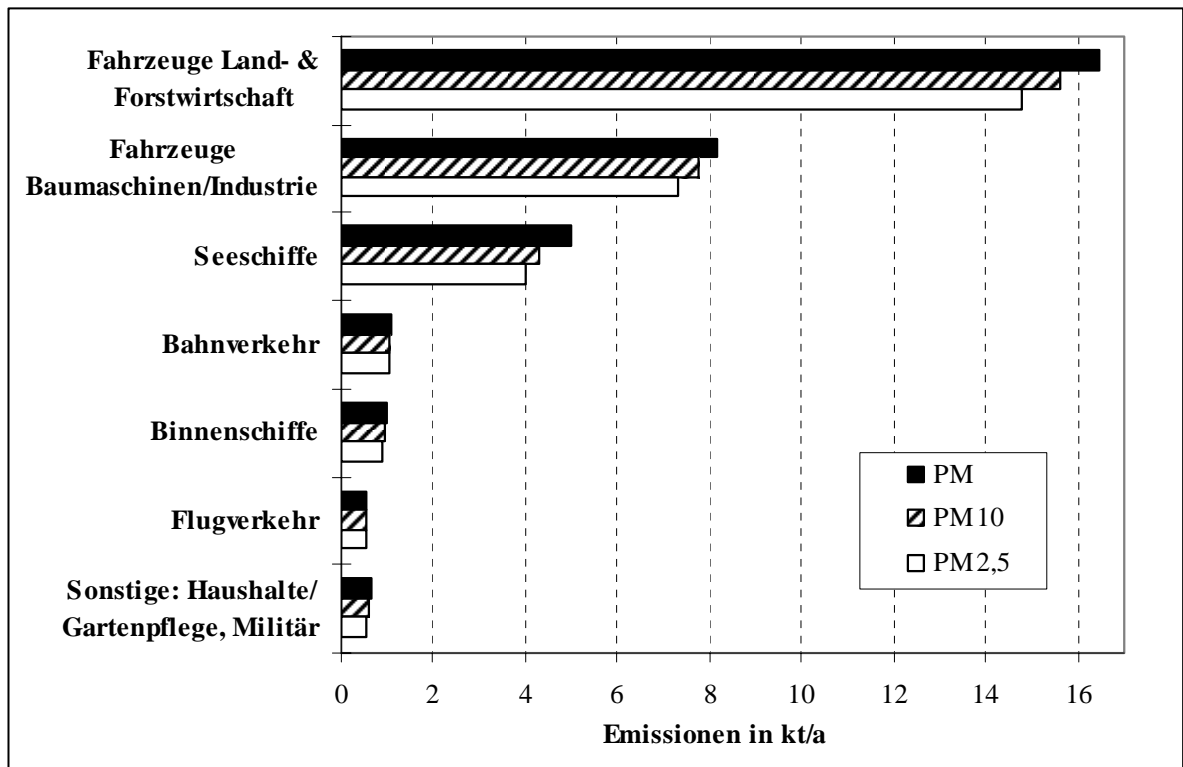
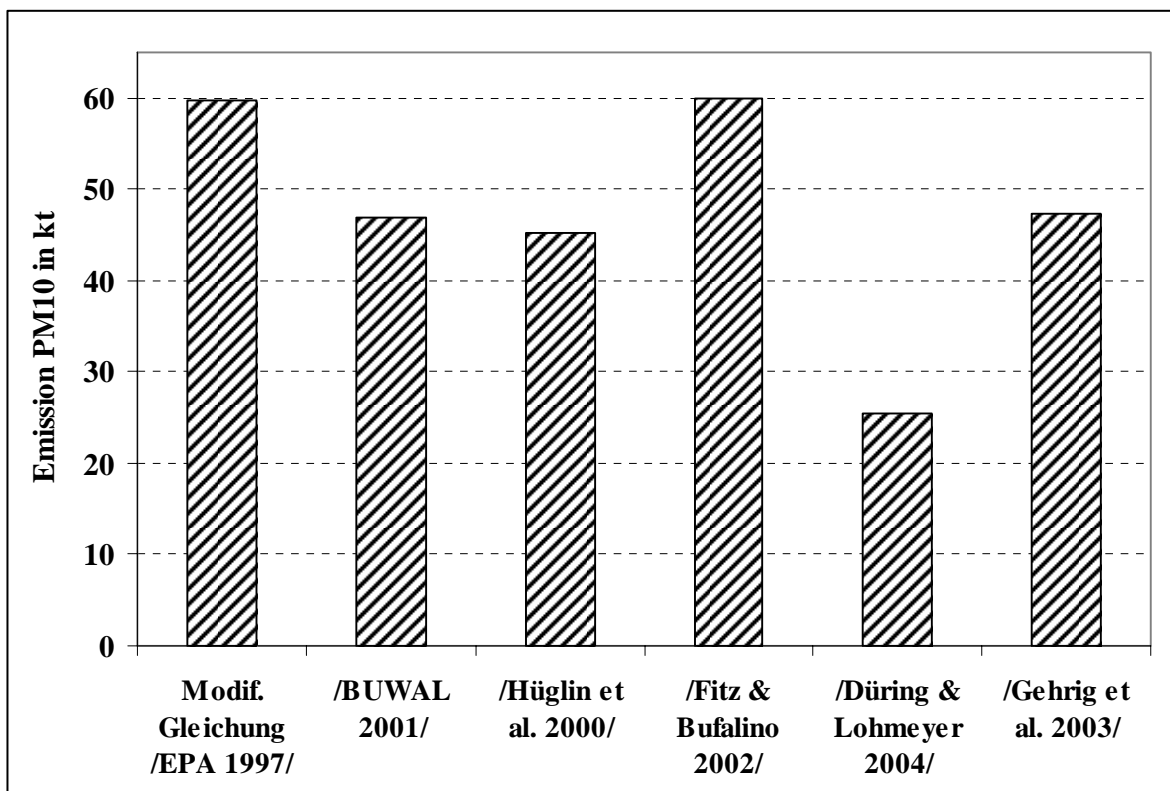


Abbildung 4-4: Partikelemissionen in Deutschland 2000: Abgasemissionen des sonstigen Verkehrs und der Offroad-Fahrzeuge

Abbildung 4-5 zeigt die Gegenüberstellung der mit unterschiedlichen Methoden berechneten PM<sub>10</sub>-Emissionen durch die Aufwirbelung von Straßenstaub. Im Ergebnis liegen die ermittelten PM<sub>10</sub>-Emissionen zwischen 25 und 60 kt. Gegenüber den von /Düring & Lohmeyer 2004/ aus Messwerten abgeleiteten Emissionsfaktoren liegen die mit der modifizierten Berechnungsformel nach /EPA 1997/ ermittelten Werte deutlich höher, insbesondere für den Autobahnverkehr (s. Tabellen 3-7 und 3-8). Somit scheint die US-amerikanische Methode, die von einer auf der Straßenoberfläche vorhandenen Staubbelastung als Emissionsquelle ausgeht, genauso wie die US-amerikanischen Messdaten nach /Fitz & Bufalino 2002/ für die deutschen Verhältnisse insbesondere auf stark befahrenen Außerortsstraßen nicht anwendbar zu sein. Allerdings sind die Unsicherheiten auch der bislang vorhandenen Messdaten groß, was der deutliche Unterschied zwischen den Emissionsfaktoren von /Düring & Lohmeyer 2004/ und /Gehrig et al. 2003/ und den daraus abgeleiteten PM<sub>10</sub>-Emissionen zeigt.

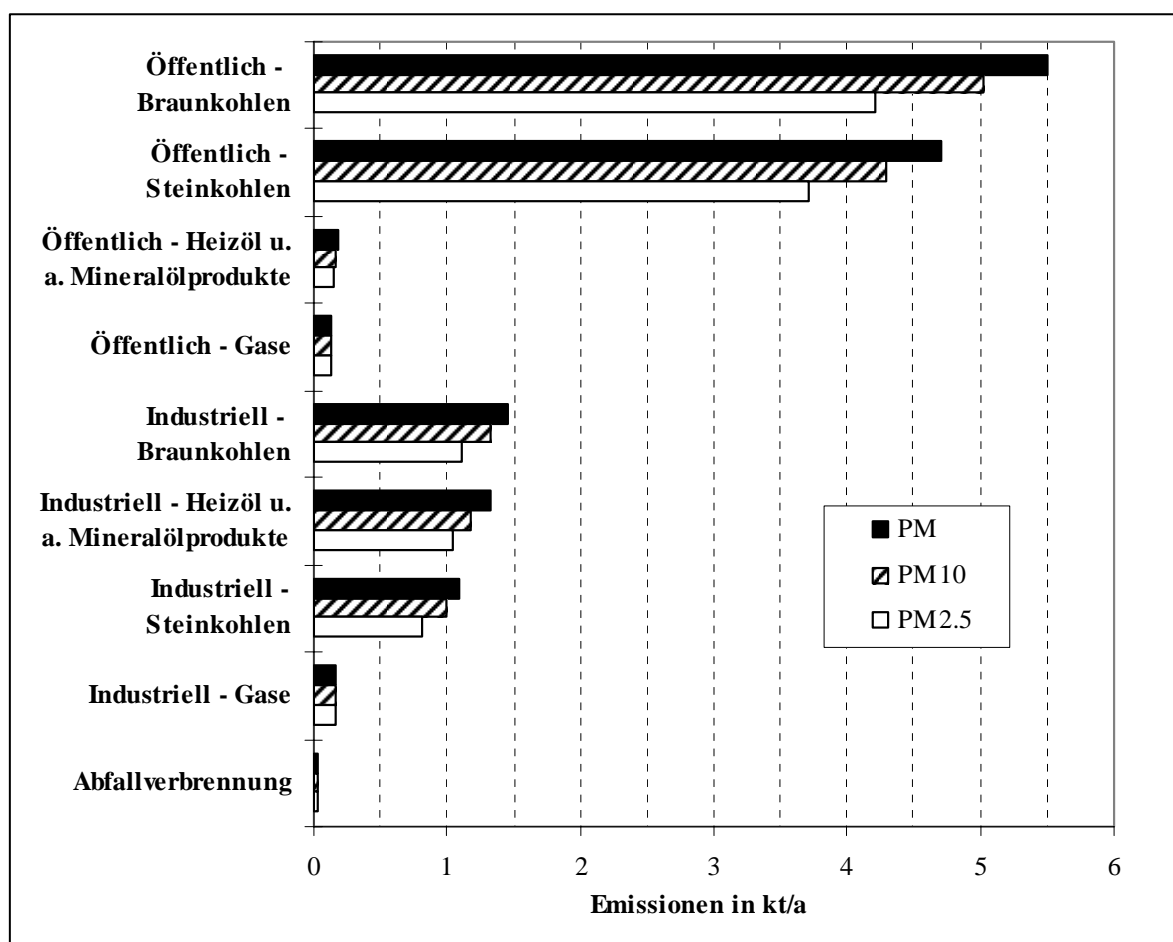


**Abbildung 4-5:** PM<sub>10</sub>-Emissionen in Deutschland 2000: Vergleich der mit unterschiedlichen Methoden berechneten Emissionen durch die Aufwirbelung von Straßenstaub

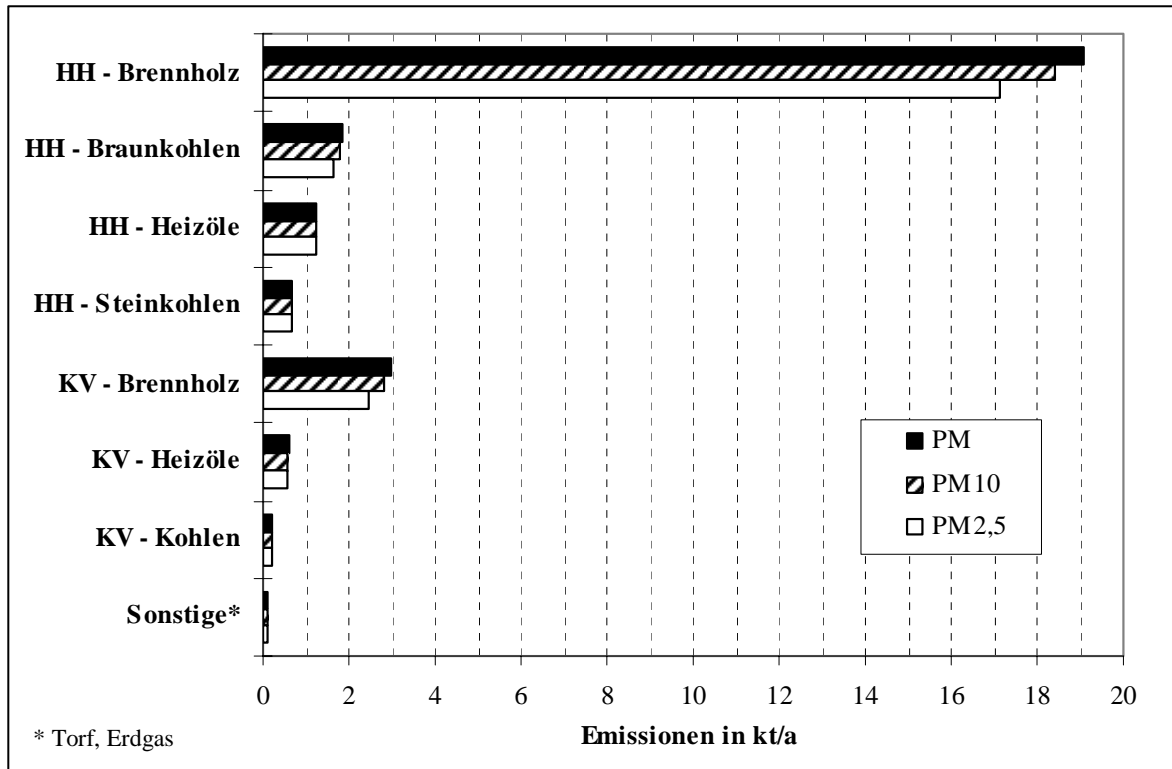
#### 4.1.2 Sektor Stationäre Feuerungsprozesse

Die Ergebnisse für Feuerungsanlagen sind in den nachfolgenden Abbildungen differenziert nach Energieträgern gezeigt. Hier wird die Relevanz der festen Brennstoffe deutlich. Während bei den öffentlichen Kraft- und Heizwerken die Verfeuerung von Braunkohle (vor allem Rohbraunkohle) und Steinkohle die weitaus höchsten Emissionen verursacht, hat bei den industriellen Kraft- und Heizwerken zudem die Verfeuerung von schwerem Heizöl und

anderen Mineralölprodukten bedeutende Emissionsanteile (Abbildung 4-6). Entsprechend den Ergebnissen von /Struschka et al. 2003/ verursacht bei den Haushalten und Kleinverbrauchern (Abbildung 4-7) der Einsatz von Brennholz die weitaus höchsten Emissionen. 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. Vor allem bedingt durch das neuere Ergebnis für die Holzfeuerungen der Haushalte und die verwendeten relativ niedrigen Emissionsfaktoren für genehmigungsbedürftige Feuerungsanlagen nach /Rentz et al. 2002/ liegen im Unterschied zu früheren Abschätzungen die Emissionen aus Kleinfeuerungen nun deutlich über den Emissionen aus Kraft- und Heizwerken.



**Abbildung 4-6:** Partikelemissionen in Deutschland 2000: Öffentliche und industrielle Kraft- und Heizwerke, einschl. Feuerungsanlagen übriger Umwandlungsbereich



**Abbildung 4-7:** Partikelemissionen in Deutschland 2000: Kleinf Feuerungen von Haushalten (HH) und Kleinverbrauchern (KV)

#### 4.1.3 Sektor Produktionsprozesse und sonstige anthropogene Quellen

Bei den Produktionsprozessen sind die wesentlichen Quellen energieintensive Prozesse in der Primärindustrie, vor allem zur Herstellung von Metallen und Baustoffen. Abbildung 4-8 stellt die Ergebnisse zusammengefasst in Branchen bzw. Sektoren und nach  $PM_{2,5}$  sortiert dar. Die detaillierten Ergebnisse sind im Anhang in Tabelle 8-11 wiedergegeben. Im Bereich der Metallindustrie verursachen die Erzeugung von Sinter, Roheisen und Stahl die höchsten Emissionen. In der NE-Metallindustrie ist die Aluminiumherstellung der wichtigste Prozess. In der Mineralstoffindustrie stellen die Herstellung von Zement, Schotter, Ziegeln/Tonerzeugnissen und Kalk die bedeutendsten Branchen dar. In der chemischen Industrie sind vor allem die Verarbeitung von Erdöl und die Herstellung von Düngemitteln zu nennen. Die diffusen Emissionen aus der Landwirtschaft weisen insgesamt einen geringen Feinstaubanteil auf. Wesentliche Quellen sind hier die Tierhaltungen. In der Nahrungsmittelindustrie stellen Räuchereien und das Trocknen von Getreide und Grünfutter die größten Emittenten dar. Bei den sonstigen Produktionsprozessen sind Kokereien und die Herstellung von Spanplatten die wichtigsten Quellgruppen. Die Feinstaubemissionen der sonstigen anthropogenen Quellen werden überwiegend durch das Braten und Grillen von Lebensmitteln, Feuerwerke und das Rauchen von Tabak verursacht. Der Umschlag staubender Güter führt zu hohen Gesamtstaubemissionen, die aber nur relativ geringe Feinstaubanteile

besitzen. Wesentlich sind hier der Umschlag von Steinen und Erden, von Getreide und von Kohlen.

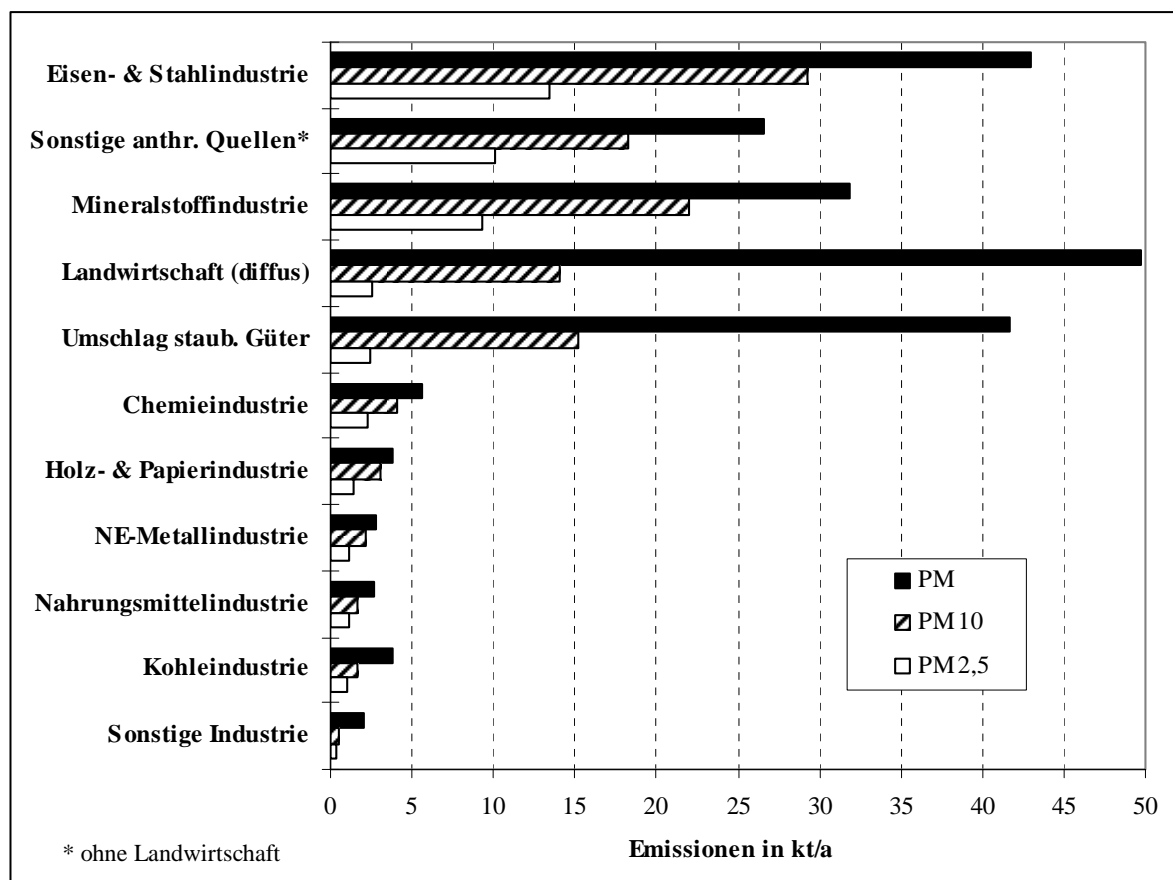


Abbildung 4-8: Partikelemissionen in Deutschland 2000: Produktionsprozesse und sonstige anthropogene Quellen

#### 4.1.4 Sektorübergreifende Darstellung der relevanten Quellgruppen

Die Frage nach den wesentlichen Quellen der Partikelemissionen in Deutschland kann mit einer sektorübergreifenden Darstellung der berechneten Emissionen beantwortet werden. Die mit der derzeitigen Datenlage ermittelten Emissionen für die relevantesten Prozesse in Deutschland sind in der nachstehenden Tabelle 4-1 entsprechend ihrer  $PM_{2,5}$ -Emissionen geordnet wiedergegeben. Diese Prozesse verursachten in Deutschland im Jahr 2000 insgesamt 93 % der  $PM_{2,5}$ -, 87 % der  $PM_{10}$ - und 76 % der Gesamtstaubemissionen (einschließlich der Aufwirbelung von Straßenstaub). Hauptsächliche Quellen der Feinstaubemissionen sind der Betrieb von Dieselmotoren, industrielle Produktionsprozesse und der Einsatz von festen Brennstoffen in Feuerungsanlagen. Die Aufwirbelung von Straßenstaub stellt eine weitere wesentliche Quelle für  $PM_{10}$  und möglicherweise auch für  $PM_{2,5}$  dar. Das Braten und Grillen von Lebensmitteln scheint eine weitere wesentliche und bislang wenig beachtete Feinstaubquelle zu sein.

**Tabelle 4-1:** Relevanteste Quellgruppen in Deutschland im Jahr 2000

Quellgruppe/Prozess	PM in t	PM <sub>10</sub> in t	PM <sub>2,5</sub> in t
Kleinfeuerungen Haushalte, Holz	19.085	18.427	17.111
Sonstige Fahrzeuge Land-/Forstwirtschaft, Abgase	16.400	15.580	14.760
KFZ Dieselmotoren, PKW	7.964	7.913	7.571
Sonstige Fahrzeuge Baumaschinen/Industrie, Abgase	8.000	7.600	7.200
KFZ Staub Aufwirbelung	123.936	25.423	6.411
Braten und Grillen von Lebensmitteln	6.164	6.164	6.164
Zementproduktion	8.896	7.215	4.466
Öffentliche Kraft- und Heizwerke, Braunkohlen	5.501	5.024	4.217
Sinterproduktion	12.741	8.728	4.192
KFZ Dieselmotoren, LNF	4.248	4.221	4.039
Schiffsmotoren Seeverkehr (Heizöl S, Diesel)	4.992	4.293	3.993
KFZ Dieselmotoren, LKW ohne Anhänger	4.173	4.147	3.968
Aufblasstahlproduktion	4.858	4.373	3.887
Öffentliche Kraft- und Heizwerke, Steinkohlen	4.712	4.286	3.709
Roheisenproduktion	22.184	13.399	3.594
KFZ Dieselmotoren, LKW mit Anhänger	3.755	3.731	3.570
KFZ Dieselmotoren, Sattelzüge	3.674	3.651	3.493
Kleinfeuerungen Kleinverbraucher, Holz	2.966	2.803	2.438
Kleinfeuerungen Haushalte, Kohlen	2.521	2.437	2.285
Feuerwerke	2.877	2.589	1.726
Ziegelproduktion	3.235	2.634	1.611
Elektrostahlproduktion	2.429	2.186	1.482
KFZ Dieselmotoren, Busse	1.510	1.500	1.435
KFZ Ottomotoren, PKW ohne Katalysator	1.651	1.503	1.420
Rauchen von Tabak	1.315	1.315	1.315
Kleinfeuerungen Haushalte, Heizöl EL	1.235	1.235	1.235
KFZ Bremsenabrieb, PKW	1.880	1.617	1.184
Tierhaltung Schweine	14.517	6.533	1.161
Umschlag von Sand/Kies, Natursteinen	22.426	7.849	1.121
Industrielle Kraft- und Heizwerke, Braunkohlen	1.450	1.325	1.112
Industrielle Kraft- und Heizwerke, Mineralölprodukte	1.328	1.171	1.052
Schienenverkehr, Abgasemission Dieseltraktion	1.092	1.037	1.016
KFZ Ottomotoren, PKW ohne Katalysator	1.120	1.075	1.008
Spanplattenproduktion	1.855	1.428	946
Tierhaltung Rinder	9.351	4.208	935
Schotterwerke, Aufbereitung von Natursteinen	10.105	6.235	921
Schienenverkehr, Bremsenabrieb	5.917	1.905	887
Schiffsmotoren Binnenverkehr (Diesel)	909	863	818
Bauprozesse (diffus)	16.140	8.070	807
Industrielle Kraft- und Heizwerke, Steinkohlen	1.093	989	806
Raffination von Erdöl	1.074	1.046	778
Düngemittelproduktion	3.017	1.768	655
Kalkproduktion	1.504	1.163	628
Steinkohlenkoksproduktion	1.344	860	618
Primäraluminiumproduktion	1.842	1.264	601
Kleinfeuerungen Kleinverbraucher, Heizöl EL	594	567	541
Flugverkehr zivil (LTO-Zyklen)	449	449	449
Schienenverkehr, Schienenabrieb	2.697	1.349	405
<b>Summe der 48 relevantesten Quellgruppen</b>	<b>382.725</b>	<b>215.146</b>	<b>135.741</b>
<b>Anteil an Summe aller Quellgruppen</b>	<b>0,76</b>	<b>0,87</b>	<b>0,93</b>

#### 4.1.5 Ergebnisse für genehmigungsbedürftige Anlagen in Baden-Württemberg

Die mit auf Verfahrensart/Anlagentyp und Abgasreinigung bezogenen Feinstaubanteilen ermittelten Emissionen der genehmigungsbedürftigen Anlagen in Baden-Württemberg sind in Abbildung 4-9 zusammengefasst in Obergruppen des Anhangs der 4. BImSchV und geordnet nach  $PM_{2,5}$  wiedergegeben. Feinstaubemissionen stammen vor allem aus Anlagen der 1. und 2. Obergruppe. Die emissionsrelevanten Prozesse der Metallindustrie (3. Obergruppe) sind in Baden-Württemberg nur zum Teil vorhanden.

In den Abbildungen 4-10 und 4-11 sind die Ergebnisse nach den technologischen Parametern Abgasreinigung bzw. Verfahrensart/Anlagentyp unterteilt wiedergegeben. Aus der Unterscheidung nach der Abgasreinigung ergibt sich, dass etwa 65 % der  $PM_{10}$ - und 70 % der  $PM_{2,5}$ -Emissionen aus Anlagen kommen, die schon mit Gewebefilter, Elektrofilter oder Wäscher ausgerüstet sind. Bei den Emissionen aus Anlagen mit Zyklonen/Multizyklonen und auch mit Gewebefiltern ergibt sich aufgrund der Anlagenstruktur und der Erkenntnisse aus Messdaten im Mittel ein relativ geringer  $PM_{2,5}$ -Anteil. Des Weiteren zeigt sich, dass die Gesamtstaubemissionen (PM) aus genehmigungsbedürftigen Anlagen fast zur Hälfte aus Prozessen ohne sekundäre Abgasreinigung kommen. Hierbei handelt es sich hauptsächlich um mechanische Prozesse, wie das Fördern, Abfüllen und Umschlagen von Gütern. Prozessen ohne Abgasreinigung werden jedoch auch bedeutende  $PM_{2,5}$ -Emissionen zugeordnet. Dies ist weniger auf die mechanischen Prozesse als vielmehr auf Feuerungen und andere industrielle Prozesse zurückzuführen (z. B. Lackierereien, Räuchereien, Gießereien und Metall-Schmelzanlagen). Eine Unterscheidung der Emissionen nach Verfahrensart/Anlagentyp in Abbildung 4-11 zeigt, dass einerseits Feststofffeuerungen, gemischte Feuerungen und einige thermische Produktionsprozesse wie das Glühen, Trocknen und Kalzinieren, aufgrund der hohen Aktivität aber auch mechanische Prozesse wie das Fördern, Verladen, Abfüllen, Lagern, Mahlen und Brechen große Anteile der  $PM_{10}$ - und  $PM_{2,5}$ -Emissionen verursachen.

Die in den Emissionserklärungen dargestellten diffusen Emissionen aus genehmigungsbedürftigen Anlagen ohne Abgasreinigung stammen vor allem aus dem Umschlag, Fördern, Verladen und Lagern von Stoffen. Es entstehen in zahlreichen Betrieben aber auch diffuse Emissionen durch nicht erfasste Abluft aus Hallenöffnungen, die je nach den emissionsverursachenden Anlagen hohe Feinstaubanteile beinhalten können. In den Emissionserklärungen 1996 konnten diese Quellen zumeist nicht berücksichtigt werden /UMEG 2003/. Lediglich 0,6 % der Emissionen genehmigungsbedürftiger Anlagen wurden als Emissionen aus Hallenöffnungen von Gießereien gekennzeichnet. Hier besteht weiterer Untersuchungsbedarf, um diese Emissionen genauer quantifizieren und beurteilen zu können. Vor allem bei der Metallindustrie wird von bedeutenden diffusen Emissionen ausgegangen.

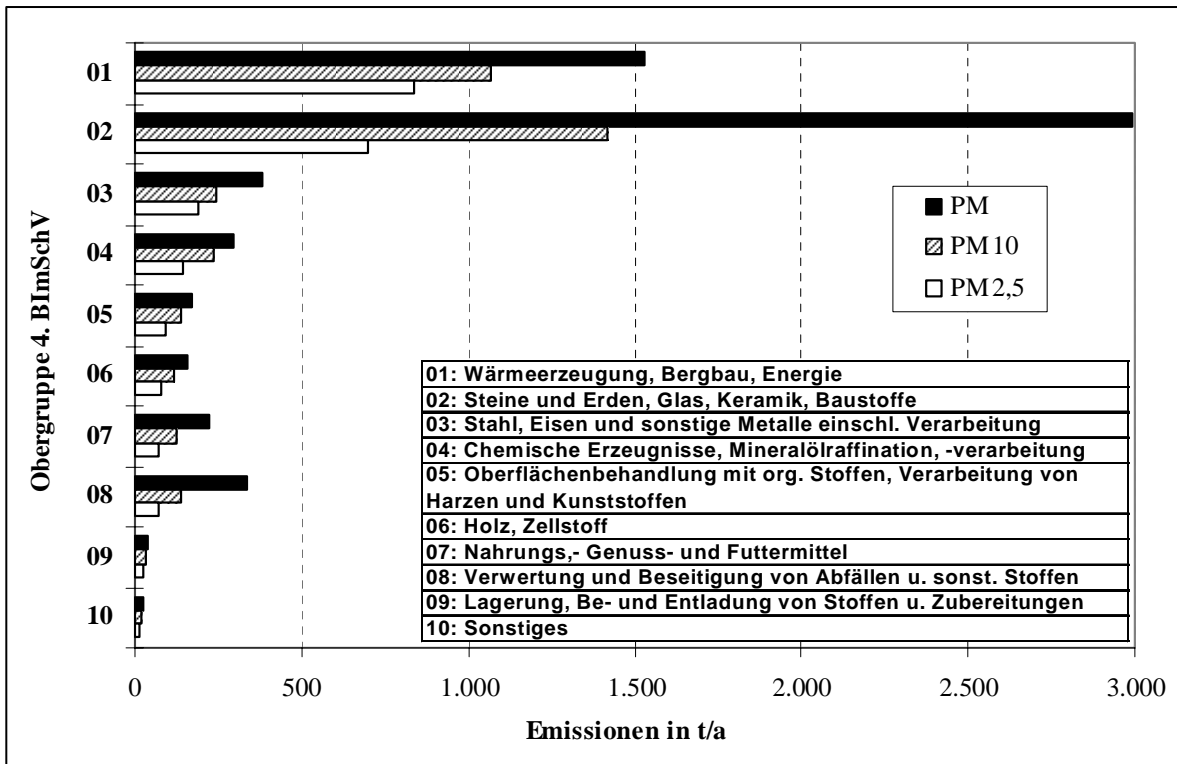


Abbildung 4-9: PM- und abgeleitete PM<sub>10</sub>-, PM<sub>2,5</sub>-Emissionen aus gen.-bed. Anlagen in Baden-Württemberg 1996 nach verschiedenen Obergruppen der 4. BImSchV

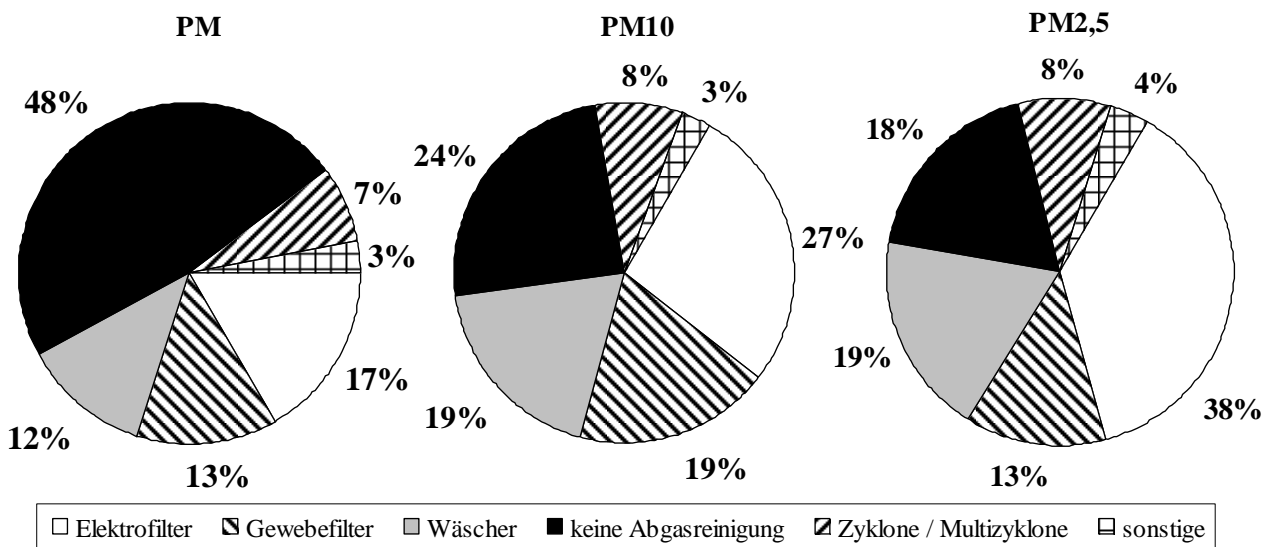
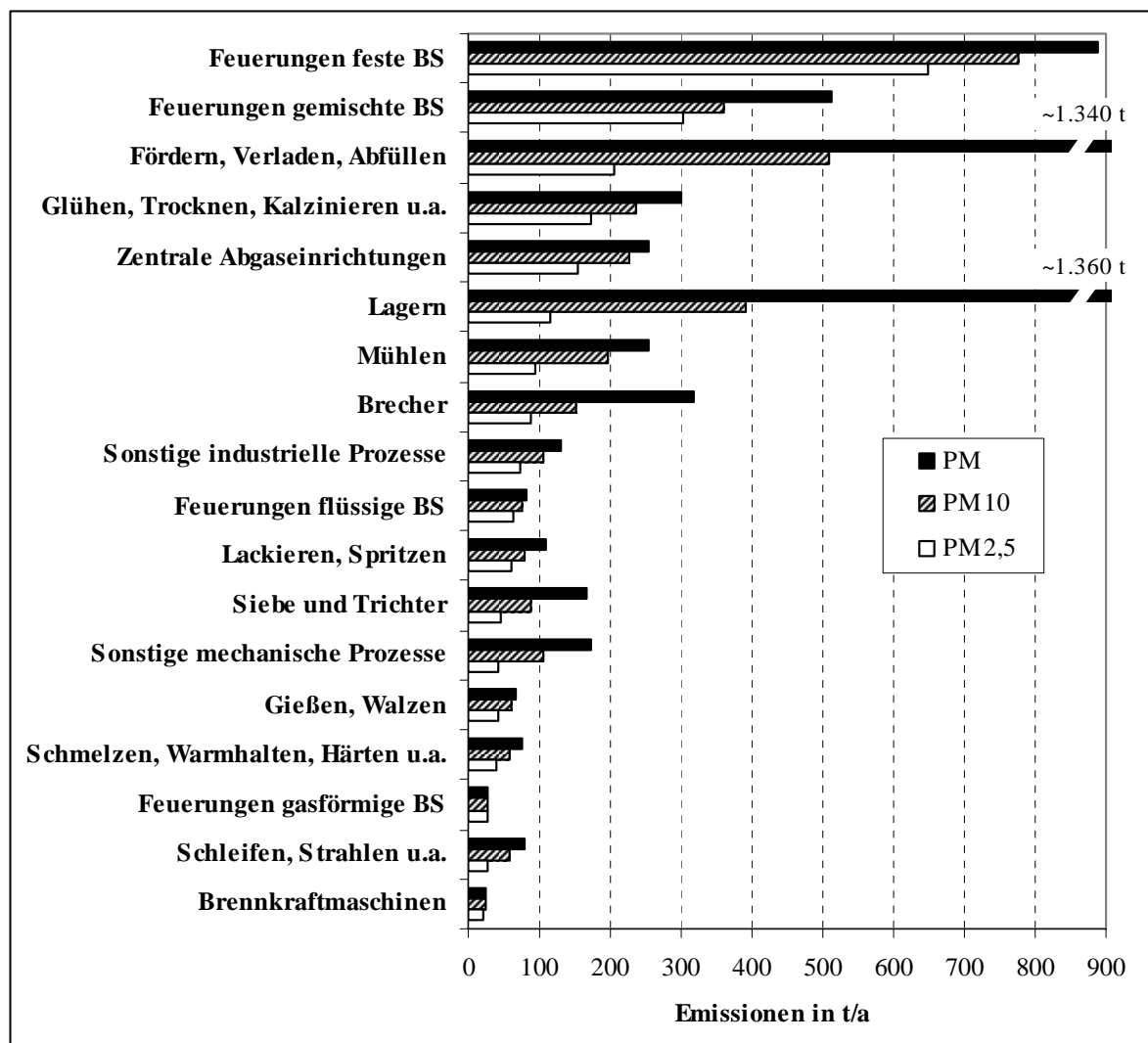


Abbildung 4-10: Anteile der PM-, PM<sub>10</sub>- und PM<sub>2,5</sub>-Emissionen aus gen.-bed. Anlagen in Baden-Württemberg 1996 nach verschiedenen Abgasreinigungssystemen





**Abbildung 4-11:** PM- und abgeleitete PM<sub>10</sub>-, PM<sub>2,5</sub>-Emissionen aus gen.-bed. Anlagen in Baden-Württemberg 1996 nach verschiedenen Verfahrensarten

Bedingt durch die Emissionserklärungen für spezifizierte Einzelanlagen liegen die mit dieser Methodik ermittelten Emissionsdaten weitaus detaillierter vor als hier darstellbar. Diese Daten können eine wesentliche Basis für die Betrachtung von Minderungspotenzialen und der möglichen Wirksamkeit von Maßnahmen bei den industriellen Quellen darstellen. Dem detaillierten Inventar können anlagenspezifische Messdaten zur Ableitung von Feinstaubemissionen gegenüber der für Deutschland verfügbaren Aufteilung in Branchen und Herstellungsprozesse weitaus besser zugeordnet werden. Um Betrachtungen für Deutschland unter Verwendung der Emissionserklärungen der Länder vornehmen zu können, wäre aufgrund der je nach Bundesland sehr unterschiedlichen Anlagenstruktur eine umfangreiche Analyse zumindest der Emissionserklärungen der industriell bedeutenden Länder durchzuführen. Bislang wurde aufgrund der unterschiedlichen Datenhaltungen und der erschwerten Zugänglichkeit der Daten eine solche detaillierte Untersuchung des Emissionsinventars in Deutschland nicht durchgeführt.

#### 4.1.6 Partikelgrößenverteilung und Inhaltsstoffe der emittierten Stäube

In Abbildung 4-12 sind zusammengefasst die Partikelgrößenfraktionen der Emissionen in Deutschland wiedergegeben. Die mechanisch erzeugten Emissionen des Verkehrs beinhalten auch die Aufwirbelung von Straßenstaub. Die größten Feinstaubanteile weisen wie erwartet die Emissionen aus thermischen Prozessen auf, also Abgase aus Feuerungen und Motoren. Bei den Produktionsprozessen ergibt sich eine mittlere Verteilung, da hier sowohl energie- als auch prozessbedingte Partikelemissionen entstehen. Die Anteile der thermisch und mechanisch erzeugten Partikel an den Gesamtemissionen der Produktionsprozesse lassen sich nur grob abschätzen, da die verfügbaren Emissionsfaktoren zumeist keine Unterscheidung ermöglichen. Der thermische Anteil der Emissionen der Industrieprozesse wird auf etwa 65 % bezüglich  $PM_{10}$  und 70 % bezüglich  $PM_{2,5}$  geschätzt. Für die Emissionen aller Quellen einschließlich der Aufwirbelung von Straßenstaub ergeben sich durchschnittliche Anteile von 60 % für  $PM_{10}$  und 83 % für  $PM_{2,5}$  aus thermischen Prozessen. Die Feinstaubanteile liegen im Durchschnitt für alle Quellen bei 49 %  $PM_{10}$  und 29 %  $PM_{2,5}$ . Falls die Aufwirbelung von Straßenstaub unberücksichtigt bleibt, liegen die Anteile bei 58 %  $PM_{10}$  und 37 %  $PM_{2,5}$ .

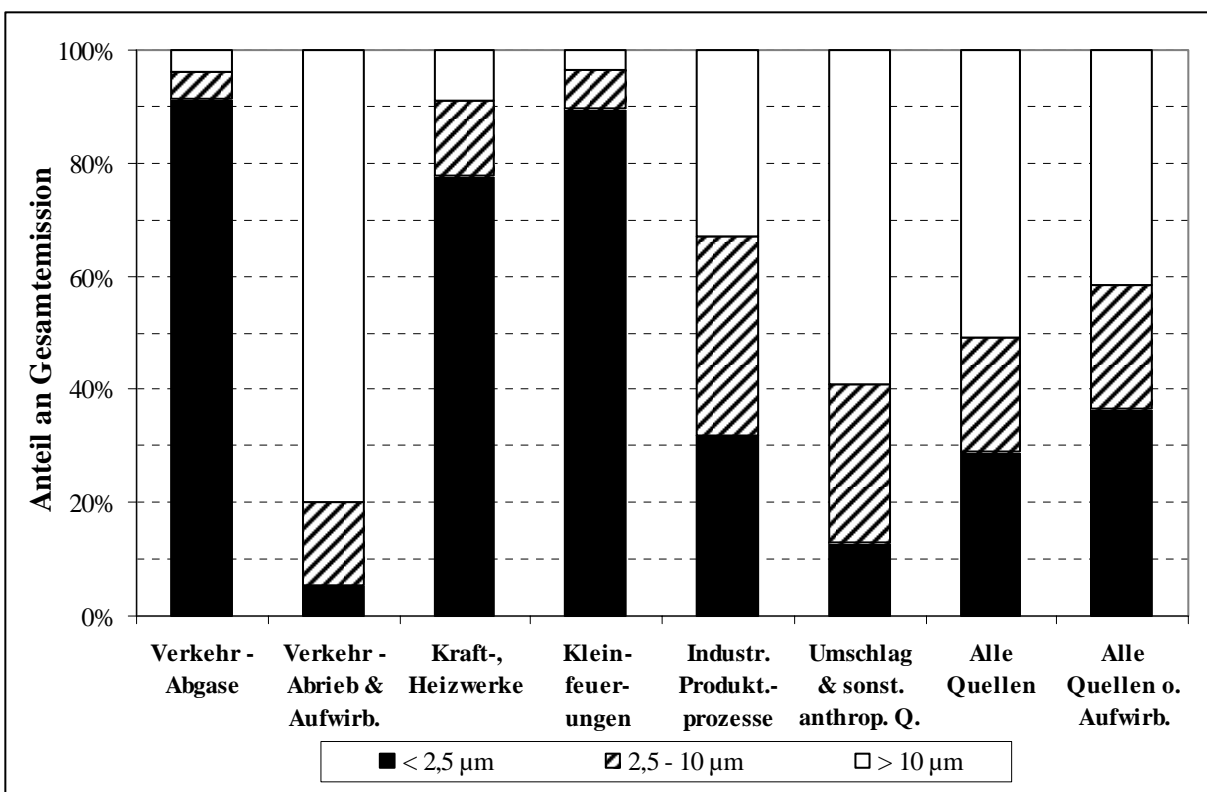


Abbildung 4-12: Partikelgrößenfraktionen der Emissionen in Deutschland im Jahr 2000

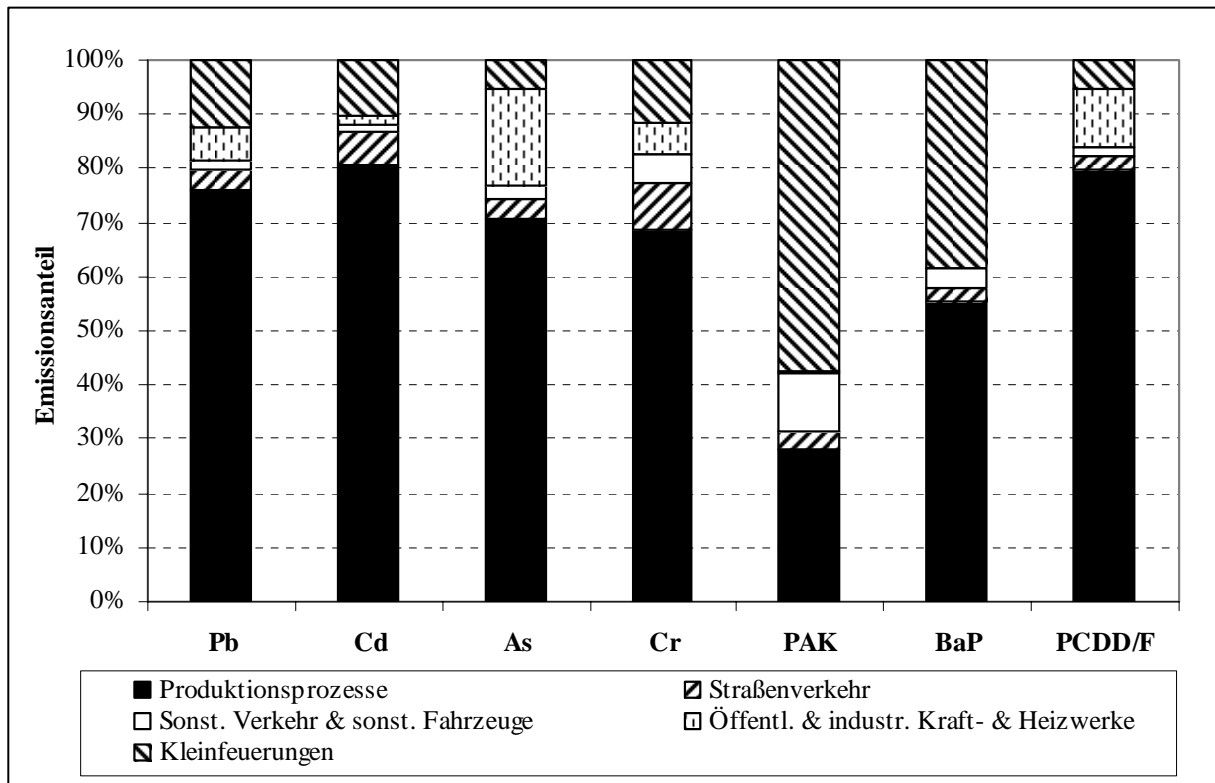
Die Tabelle 4-2 gibt die summierten Ergebnisse der Emissionsabschätzung für ausgewählte Elemente als Bestandteil von  $PM_{10}$  und für organische Verbindungen wieder. Nicht berücksichtigt werden konnten hierbei die Emissionen aus dem Umschlag, den sonstigen anthropogenen Prozessen und – mangels Informationen – aus zahlreichen industriellen

Produktionsprozessen. In der Abbildung 4-13 sind die prozentualen Anteile der einzelnen Sektoren an den ermittelten Gesamtemissionen dargestellt. Detaillierte Ergebnisse der Abschätzung sind im Anhang in der Tabelle 8-12 aufgelistet. Im Vergleich zu den Partikelemissionen ist die Unsicherheit der Ergebnisse in der Regel höher einzustufen. Unter Voraussetzung der derzeit verfügbaren Datenbasis werden die vier betrachteten Elemente Blei, Cadmium, Arsen und Chrom als Bestandteil von PM<sub>10</sub> hauptsächlich aus industriellen Produktionsprozessen emittiert. Die Bleiemissionen stammen vor allem aus der Eisen- und Stahlindustrie, Teilen der NE-Metallindustrie und der Herstellung von Zement, Ziegeln und Glas. Auch die Kleinf Feuerungen haben einen nicht unbedeutenden Anteil an den Bleiemissionen, bedingt durch die hohen Feinstaubemissionen. Cadmium wird hauptsächlich aus der Stahlindustrie und der Ziegel- und Glasherstellung emittiert, weitere bedeutende Quellen stellen die Holzfeuerungen (Kleinf Feuerungen) dar. Arsen wird überwiegend durch die Mineralstoffindustrie (vor allem Zement- und Glasherstellung) emittiert, zudem spielen die Eisen- und Stahlindustrie und die Steinkohlekraftwerke eine bedeutende Rolle. Die Chromemissionen stammen im Wesentlichen wiederum aus der Eisen- und Stahlindustrie, der Glasherstellung und zudem aus Holzfeuerungen und dem Bremsenabrieb im Verkehr. Die PAK- und BaP-Emissionen stammen überwiegend aus Holzfeuerungen. In der Industrie werden zudem bei der Metallerzeugung, den Kokereien, der Herstellung von Hartbrandkohlen und der Spanplattenproduktion bedeutende Emissionen verursacht. Dioxine stammen vor allem aus der Metallindustrie, der Müllverbrennung und den Kleinf Feuerungen.

**Tabelle 4-2:** Emissionen ausgewählter Elemente als PM<sub>10</sub>-Inhaltsstoffe und organischer Verbindungen in Deutschland im Jahr 2000

	<b>Pb in kg</b>	<b>Cd in kg</b>	<b>As in kg</b>	<b>Cr in kg</b>	<b>PAK in kg</b>	<b>BaP in kg</b>	<b>PCDD/F in g</b>
Straßenverkehr (Abgase, Abrieb, Aufwirbelung)	7.140	851	766	4.578	36.741	414	3,9
Sonstiger Verkehr & sonstige Fahrzeuge	3.167	219	544	2.649	112.786	746	2,4
Öffentliche & industrielle Kraft- & Heizwerke*	11.314	222	3.713	3.127	3.864	14	16,2
Kleinf Feuerungen	22.722	1.442	1.110	5.918	604.714	7.082	8,1
Produktionsprozesse	140.545	11.299	14.773	35.298	293.991	10.261	120,9
<b>Summe alle Prozesse</b>	<b>184.888</b>	<b>14.033</b>	<b>20.906</b>	<b>51.569</b>	<b>1.052.096</b>	<b>18.516</b>	<b>151,4</b>

\* einschließlich Feuerungsanlagen des übrigen Umwandlungsbereichs



**Abbildung 4-13:** Anteile der Quellgruppen an den Emissionen ausgewählter Elemente als PM<sub>10</sub>-Inhaltsstoffe und organischer Verbindungen in Deutschland im Jahr 2000

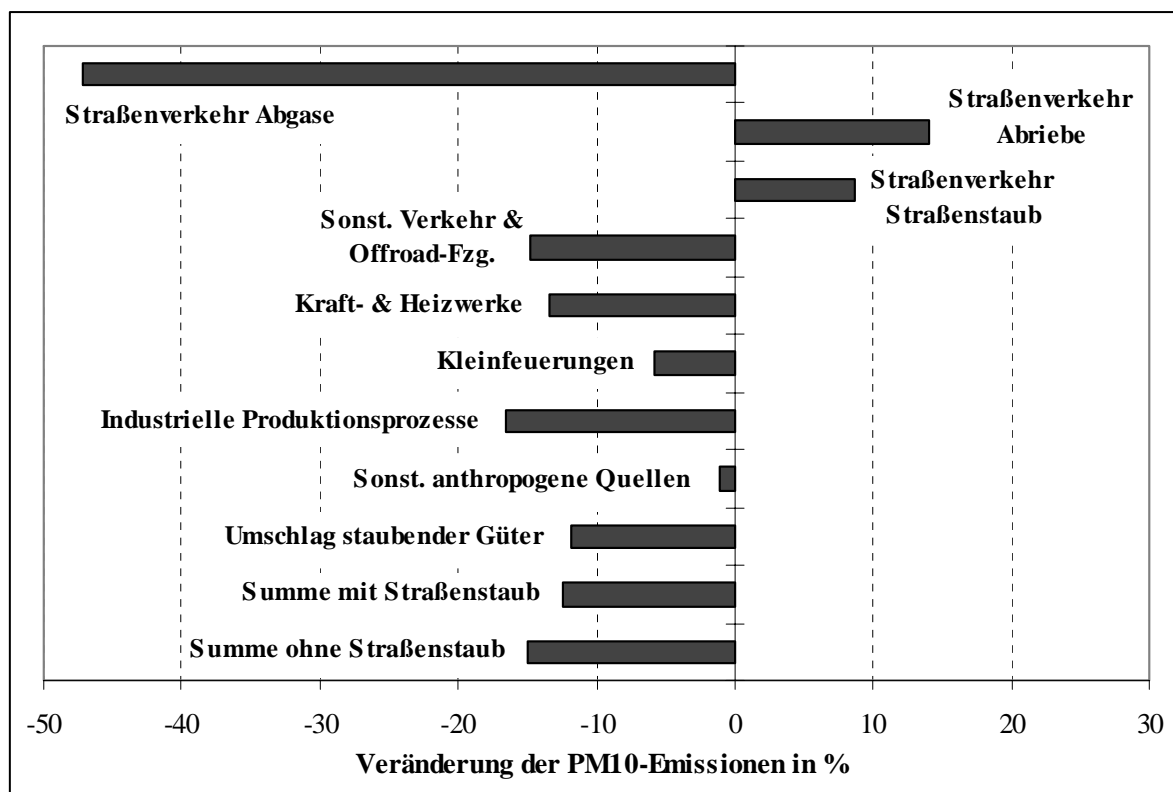
## 4.2 Jahresemissionen in Deutschland im Jahr 2010

In Tabelle 4-3 sind die Ergebnisse der Projektion einschließlich der Staubaufwirbelung im Straßenverkehr als Emissionen und Trendfaktoren summarisch wiedergegeben. In der Abbildung 4-14 sind die prozentualen Veränderungen beispielhaft für PM<sub>10</sub> graphisch dargestellt. Es wird deutlich, dass auch im Jahr 2010 der Straßenverkehr bedeutende Emissionen verursachen wird. Insgesamt ergibt sich eine Emissionsreduktion für Gesamtstaub um etwa 10 %, für PM<sub>10</sub> um etwa 15 % und für PM<sub>2,5</sub> um 18 % gegenüber dem Jahr 2000, sofern die Staubaufwirbelung des Verkehrs unberücksichtigt bleibt. Wird dieser Prozess mit eingerechnet, ergibt sich nur eine Abnahme der Emissionen für Gesamtstaub um 5 %, für PM<sub>10</sub> um 12 % und für PM<sub>2,5</sub> um 17 %. Wesentlich geringere Emissionen im Jahr 2010 ergeben sich bei den Dieselmotoren im Straßenverkehr aufgrund der europaweiten neuen Abgasgrenzwerte für Neufahrzeuge. Aus der Zunahme der Fahrleistungen resultiert bei den Abriebprozessen und der Aufwirbelung von Straßenstaub eine Zunahme der Emissionen. Reduktionen sind auch bei den Abgasemissionen der Ottomotoren und der sonstigen Fahrzeuge aufgrund eines Rückgangs der spezifischen Emissionen und teilweise des Kraftstoffverbrauchs zu erwarten. Abnehmende Emissionen bei den Feuerungen und Produktionsprozessen resultieren vor allem aus strengeren Emissionsgrenzwerten bei den genehmigungsbedürftigen Anlagen und emissionsärmere Neuanlagen als Ersatz für Altanlagen. Bei Haushaltsfeuerungen führt trotz

Brennstoffsubstitutionen und der Implementierung von neuen Feuerungsanlagen die erwartete Zunahme des Holzeinsatzes nur zu einer geringen Emissionsabnahme.

**Tabelle 4-3:** PM<sub>10</sub>- und PM<sub>2,5</sub>-Emissionen in Deutschland in den Jahren 2000 und 2010

Emissionen in kt	PM <sub>10</sub> 2000	PM <sub>10</sub> 2010	Faktor 2010/2000	PM <sub>2,5</sub> 2000	PM <sub>2,5</sub> 2010	Faktor 2010/2000
Straßenverkehr Abgase	28,2	14,9	0,53	26,9	14,2	0,53
Straßenverkehr Reifen & Bremsen	8,0	9,2	1,14	2,0	2,2	1,14
Straßenverkehr Straßenstaub	25,4	27,6	1,09	6,4	7,0	1,09
Sonstiger Verkehr gesamt	10,8	11,0	1,01	7,9	7,6	0,96
Offroad-Fahrzeuge gesamt	24,6	19,6	0,80	22,8	18,1	0,79
Öffentliche Kraft- & Heizwerke	9,6	8,1	0,84	8,2	6,9	0,84
Industrielle Kraft- & Heizwerke	3,7	3,4	0,93	3,1	2,9	0,92
Kleinfeuerungen Kleinverbraucher	3,6	3,2	0,90	3,2	2,9	0,89
Kleinfeuerungen Haushalte	22,2	21,1	0,95	20,7	19,6	0,95
Industrielle Produktionsprozesse	64,4	53,7	0,83	30,2	25,2	0,84
Umschlag staubender Güter	15,2	13,4	0,88	2,5	2,2	0,90
Sonstige anthropogene Quellen	32,3	31,9	0,99	12,7	12,8	1,01
<b>Summe</b>	<b>248,0</b>	<b>217,1</b>	<b>0,88</b>	<b>146,6</b>	<b>121,6</b>	<b>0,83</b>
<b>Summe ohne Straßenstaub</b>	<b>222,6</b>	<b>189,4</b>	<b>0,85</b>	<b>140,1</b>	<b>114,7</b>	<b>0,82</b>



**Abbildung 4-14:** Prozentuale Veränderung der PM<sub>10</sub>-Emissionen in Deutschland bis zum Jahr 2010

Tabelle 4-4 gibt für das Jahr 2010 analog Tabelle 4-1 die für die Feinstaubemissionen in Deutschland bedeutendsten Quellgruppen anhand PM<sub>2,5</sub> geordnet sektorübergreifend wieder.

**Tabelle 4-4:** Relevanteste Quellgruppen in Deutschland im Jahr 2010

Quellgruppe/Prozess	PM in t	PM <sub>10</sub> in t	PM <sub>2,5</sub> in t
Kleinf Feuerungen Haushalte, Holz	20.192	19.496	18.103
Sonstige Fahrzeuge Land-/Forstwirtschaft, Abgase	13.557	12.879	12.201
KFZ Aufwirbelung von Straßenstaub, gesamt	134.680	27.626	6.967
Braten und Grillen von Lebensmitteln	6.103	6.103	6.103
KFZ Dieselmotoren, PKW	5.589	5.553	5.313
Sonstige Fahrzeuge Baumaschinen/Industrie, Abgase	5.788	5.498	5.209
Zementproduktion	7.206	5.844	3.617
Schiffsmotoren Seeverkehr (Heizöl S, Diesel)	4.492	3.864	3.594
Öffentliche Kraft- und Heizwerke, Braunkohlen	4.583	4.186	3.513
Sinterproduktion	10.288	7.047	3.385
Aufblasstahlproduktion	3.923	3.531	3.139
Öffentliche Kraft- und Heizwerke, Steinkohlen	3.935	3.580	3.101
Roheisenproduktion	17.913	10.820	2.902
KFZ Dieselmotoren, LNF	2.661	2.644	2.530
Kleinf Feuerungen Kleinverbraucher, Holz	3.002	2.837	2.467
Feuerwerke	3.452	3.107	2.071
Elektrostahlproduktion	2.479	2.231	1.512
KFZ Dieselmotoren, LKW ohne Anhänger	1.578	1.568	1.500
KFZ Dieselmotoren, LKW mit Anhänger	1.490	1.480	1.416
KFZ Dieselmotoren, Sattelzüge	1.483	1.474	1.410
Rauchen von Tabak	1.394	1.394	1.394
KFZ Bremsenabrieb, PKW	2.143	1.843	1.350
KFZ Ottomotoren, PKW mit Katalysator	1.319	1.201	1.135
Industrielle Kraft- und Heizwerke, Steinkohlen	1.594	1.437	1.120
Tierhaltung Schweine	13.830	6.223	1.106
Schienenverkehr, Bremsenabrieb	7.032	2.264	1.055
Industrielle Kraft- und Heizwerke, Mineralölprodukte	1.316	1.161	1.045
Umschlag von Sand/Kies, Natursteinen	19.794	6.928	990
Ziegelproduktion	1.941	1.580	967
Kleinf Feuerungen Haushalte, Heizöl EL	908	908	908
Spanplattenproduktion	1.586	1.221	809
Bauprozesse (diffus)	16.140	8.070	807
Schotterwerke, Aufbereitung von Natursteinen	8.659	5.342	789
Tierhaltung Rinder	7.643	3.439	764
Schiffsmotoren Binnenverkehr (Diesel)	844	802	760
Schienenverkehr, Abgasemission Dieseltraktion	801	761	746
Raffination von Erdöl	1.023	997	741
Düngemittelproduktion	2.633	1.542	572
Flugverkehr zivil (LTO-Zyklen)	554	554	554
Kalkproduktion	1.303	1.008	544
Kleinf Feuerungen Haushalte, Kohlen	597	576	539
Industrielle Kraft- und Heizwerke, Braunkohlen	682	623	523
KFZ Dieselmotoren, Busse	530	526	504
Schienenverkehr, Schienenabrieb	3.206	1.603	481
Primäraluminiumproduktion	1.404	963	458
Räuchereien	462	439	416
Aufbereitung von Bauschutt- und Straßenaufbruch	2.621	1.258	393
Steinkohlenkoksproduktion	786	503	362
<b>Summe der 48 relevantesten Quellgruppen</b>	<b>357.140</b>	<b>186.537</b>	<b>111.883</b>
<b>Anteil an Summe aller Quellgruppen</b>	<b>0,75</b>	<b>0,86</b>	<b>0,92</b>

Die dargestellten Quellgruppen verursachen ebenfalls etwa 92 % des im Jahr 2010 insgesamt emittierten  $PM_{2,5}$ , 86 % des  $PM_{10}$  und 75 % des Gesamtstaubs (einschließlich Aufwirbelung im Verkehr). Im Jahr 2010 werden die stationären Quellgruppen gegenüber dem Verkehr bedeutender sein, da die Emissionen aus Dieselmotoren weiter zurückgehen werden. Die Dieselmotoren des Verkehrs bleiben aber relevant für die Emissionssituation in Deutschland. Bei den relevantesten Quellgruppen hat sich im Vergleich zum Jahr 2000 zumeist nur die Emissionshöhe geändert. Nur wenige neue Quellgruppen sind gegenüber 2000 in diese sektorübergreifende Liste am unteren Ende nachgerückt. Der Anteil der schweren Nutzfahrzeuge an den Dieselmotoremissionen des Straßenverkehrs wird infolge der strengen EURO 4-Grenzwerte deutlich kleiner. Während der Anteil dieser Fahrzeuge an den Emissionen im Jahr 2000 bei über 50 % lag, werden im Jahr 2010 noch unter 40 % der Dieselmotoremissionen im Straßenverkehr durch Busse, LKW und Sattelzüge verursacht. Die Bedeutung des sonstigen Verkehrs und sonstiger Fahrzeuge wird gegenüber dem Straßenverkehr deutlich zunehmen, da hier eine weitaus geringere technische Emissionsreduktion erfolgen wird.

### 4.3 Unsicherheiten und Kenntnislücken

Die derzeit verfügbare Datenbasis an Emissionsfaktoren und Feinstaubanteilen weist Unsicherheiten und Kenntnislücken auf. Insbesondere für  $PM_{2,5}$  und kleinere Fraktionen existieren nur relativ wenige Ergebnisse aus gröbenselektiven Emissionsmessungen. Sehr lückenhaft ist der Kenntnisstand über die Menge und Anzahl emittierter ultrafeiner Partikel  $< 100$  nm Durchmesser. Hierzu werden erst seit wenigen Jahren Messungen vorgenommen, wobei aufgrund von unterschiedlichen Messverfahren und -bedingungen die Ergebnisse zumeist nicht direkt miteinander vergleichbar sind. Auch bei der Charakterisierung der Partikelemissionen nach der chemischen Zusammensetzung oder toxikologisch relevanten Inhaltsstoffen sind noch große Kenntnislücken vorhanden. Bei berechneten Emissionsdaten sind die folgenden zwei Arten von Unsicherheiten zu betrachten:

- Statistische Unsicherheiten der Aktivitätsraten und Unsicherheiten der Emissionsfaktoren und Feinstaubanteile infolge von möglichen Fehlern bei gröbenselektiven Messungen und des Einsatzes von unterschiedlichen Messverfahren und nicht standardisierter Messbedingungen.
- Unsicherheiten bei der Datenauswahl für das Emissionsmodell, da oftmals unklar ist, ob die verfügbaren anlagenspezifischen Messdaten, Emissionsfaktoren aus der Literatur und statistischen Aktivitätsraten für die Emissionen eines Prozesses/einer Branche repräsentativ sind.

Während es sich im ersten Fall um statistische Unsicherheiten handelt, die mit den üblichen Methoden der Statistik quantifiziert werden können, führen die Unsicherheiten bei der

Datenauswahl zu systematischen Fehlern, die in der Regel nicht oder nur sehr eingeschränkt quantitativ betrachtet werden können.

#### **4.3.1 Unsicherheiten bei den Basisdaten**

Auch wenn in den letzten Jahren verstärkt gröbenselektive Emissionsmessungen in Mitteleuropa durchgeführt wurden, stellen Daten insbesondere zu diffusen Quellen und zu PM<sub>2,5</sub>-Anteilen zu einem großen Teil Abschätzungen dar oder beruhen nur auf wenigen Einzelmessungen. Weitere gröbenselektive Emissionsmessungen in relevanten Bereichen sowohl für gefasste als auch diffuse Quellen sind wünschenswert. Fehlerbetrachtungen der Resultate von Emissionsmessungen sind nicht in allen Messberichten gegeben und in sekundären Literaturquellen findet sich zumeist keine Bewertung zusammengestellter Basisdaten. Die gröbenselektive Impaktormessung, die für die PM<sub>10</sub>- und PM<sub>2,5</sub>-Bestimmung in der Regel eingesetzt wird, ist zudem nur zum Teil in der VDI-Richtlinie 2066 standardisiert. So gibt es für die Messtemperatur keine standardisierten Vorgaben, außer der isothermischen Probennahme, was bedeutet, dass die gröbenselektive Fraktionierung im Messgerät bei einer Temperatur erfolgt, die der Abgastemperatur im Schornstein entspricht. Dies ist erforderlich, da sonst der Taupunkt des im Abgas enthaltenen Wasserdampfes unterschritten wird und sich die Partikelgrößenverteilung der erfassten Stäube durch heterogene Kondensationsvorgänge stark verfälscht. Emissionsmessungen an thermischen Anlagen erfassen die unter atmosphärischen Bedingungen kondensierten Partikelbestandteile somit teilweise nicht mit. Die bei diesen Messbedingungen "filterbaren" Partikel stellen somit nicht die gesamte Emission dar, die sich unter atmosphärischer Temperatur ausbildet. Daten zu kondensierbaren Anteilen im Abgas aus /EPA 2004/ zeigen, dass von Großfeuerungsanlagen in der Regel nur geringe Anteile sulfatischer und organischer Kondensate emittiert werden. Nach /Lambrecht & Höpfner 2000/ besteht bei Messungen an Dieselmotoren jedoch eine starke Abhängigkeit der Messergebnisse von der Verdünnung und Temperatur des Abgases.

Bei Impaktormessungen besteht die Problematik, dass Wandverluste auftreten. In der Folge liegt die Summe der Masse der auf verschiedenen Stufen gemessenen Staubfraktionen in der Regel unter der mit einer Gesamtstaubmessung erfassten Gesamtemission. Dadurch entstehen Unterschätzungen der Partikelemissionen. Durch parallele Gesamtstaubmessungen können die Wandverluste bei Impaktormessungen quantifiziert werden. Eine eindeutige Zuordnung zu einer Größenfraktion ist jedoch nicht möglich. In den Untersuchungen von /Brandl et al. 2000/ wurden z. B. Wandverluste zwischen 0 und 87 % mit einem Mittelwert über alle 32 Messungen von 50 % festgestellt. Es wurde in dieser Studie davon ausgegangen, dass die gemessenen Partikelgrößenverteilungen weitgehend zutreffend waren, d. h. die Wandverluste in allen Partikelgrößenfraktionen die Filterbeladung prozentual etwa gleich minderte.



Die Verknüpfung von Feinstaubanteilen aus gröbenselektiven Messungen mit Gesamtstaubwerten aus anderen Messungen führt zu weiteren Unsicherheiten, ist jedoch in zahlreichen Fällen aufgrund der Datenlage nicht zu vermeiden. Fehler können bei den Messdaten auch durch Schwankungen bei der Strömungsgeschwindigkeit und eine falsche Handhabung des Messgerätes und der Filtermedien entstehen. Deshalb sollten Mehrfachmessungen durchgeführt und die Standardabweichung angegeben werden. Bei /Brandl et al. 2000/ lagen von jeweils sechs Impaktormessungen die Standardabweichungen von den mittleren  $PM_{10}$ -Anteilen bei 0,3 bis 14 %, bezüglich  $PM_{2,5}$  bei 0,8 bis 13 %.

Es gibt nach wie vor Bereiche, für die derzeit keine fundierten Angaben zu den Feinstaubemissionen gemacht werden können. Hierunter fallen beispielsweise diffuse Bauprozesse zur Erstellung, Instandhaltung und zum Abbruch von Gebäuden, einige Prozesse in der Landwirtschaft (z. B. Bodenbearbeitung) und der Bergbau. Diese Prozesse stellen diffuse Quellen mechanisch erzeugter Partikel dar, die in der Regel relativ geringe Feinstaubanteile aufweisen. Auch zur Aufwirbelung von Straßenstaub, die möglicherweise relevante Feinstaubemissionen verursacht, existieren derzeit nur mangelhafte Kenntnisse der Emissionsfaktoren, der Feinstaubanteile und der die Staubentstehung maßgeblich beeinflussenden Variablen. Mit den in dieser Arbeit verwendeten Methoden konnten nur mit großen Unsicherheiten erste Abschätzungen der Feinstaubemissionen vorgenommen werden. Das Braten und Grillen in privaten und gewerblichen Küchen stellt eine noch wenig bekannte Emissionsquelle auch für sehr feine Partikel dar, die wie z. B. Tabakrauch insbesondere eine wesentliche Quelle für Innenraumbelastungen darstellt. Die in die Atmosphäre freigesetzten Emissionen können in beiden Fällen nur sehr ungenau quantifiziert werden.

Auch zur Charakterisierung emittierter Partikel hinsichtlich Inhaltsstoffe existiert derzeit nur eine unzureichende Datenbasis. Kenntnislücken gibt es bei allen betrachteten Komponenten und besonders bezüglich der gröbensepezifischen Gehalte der Partikel. Zu partikelgebundenen Emissionen toxischer organischer Verbindungen liegen vor allem aus messtechnischen Gründen kaum Informationen vor. Hier sind jedoch zahlreiche Informationen zu den prozessspezifischen Gesamtemissionen dieser Komponenten verfügbar und können für eine Einschätzung der Relevanz von Quellgruppen genutzt werden. Die Streubreite der verfügbaren Literaturwerte ist allerdings hoch.

#### **4.3.2 Unsicherheiten bei der Datenauswahl**

Bei der Berechnung von Emissionen stellt sich die Frage nach der Repräsentativität von verfügbaren Emissionskennwerten bzw. der in Messungen untersuchten Quellen für die gesamte Quellenstruktur in einem Betrachtungsraum. So sind bei Produktionsprozessen teilweise sehr verschiedene Verfahrensarten und Anlagentypen und unterschiedliche Materialien und Brennstoffe im Einsatz, was zu Unterschieden bei den Emissionen führt.

Weitere wesentliche Einflussfaktoren sind die Leistung, der Betriebszustand und die Abgasreinigung einer Anlage. Bei der derzeitigen Datenlage können für eine Abschätzung der Staubemissionen in Deutschland diese Aspekte nur ungenügend berücksichtigt werden. Bei den Dieselmotoren des Straßenverkehrs wurden im Vergleich zum aktuellen UBA-Handbuch Version 2.1 /UBA 2004/ in früheren Berechnungen für das Jahr 2000 um 25 % höhere Emissionen basierend auf der Version 1.2 /UBA 1999a/ berechnet. Ebenso wurden die Staubemissionen der Kraft- und Heizwerke im Jahr 2000 vor wenigen Jahren basierend auf /UBA 2001b/ mit 80 % höheren Emissionen angegeben. Dies zeigt die mögliche Unsicherheit der Ergebnisse auch bei der Verwendung von relativ fundierten Basisdaten. Bei der Entwicklung eines Trendszenarios entsteht eine weitere Unsicherheit, da Aktivitäten und spezifische Emissionen weitgehend anhand von Annahmen projiziert werden müssen.

In der Regel wird bei Messprojekten versucht, zumindest typische Anlagen für Untersuchungen auszuwählen. Bei der Auswahl spielen aber auch weitere Aspekte eine Rolle, wie die Akzeptanz und Unterstützung der Messungen durch die Betreiber und die Zugänglichkeit der Anlagen für die Messgeräte. Eine Aufteilung der Emissionen in diffuse und gefasste Anteile ist besonders bei den industriellen Produktionsprozessen aufgrund der unterschiedlichen Partikelgrößenverteilungen wünschenswert, aber zumeist nicht möglich, da weder die Emissionsfaktoren noch die entsprechenden Aktivitäten derart differenziert vorliegen. Somit sind die meisten in der Literatur zu findenden Emissionsfaktoren in diesem Bereich mittlere Werte, die auch diffuse Anteile beinhalten, während Messdaten zumeist nur die gefassten Emissionen aus der zentralen Abgasreinigung wiedergeben.

Die Übertragbarkeit der Ergebnisse ausländischer Studien wie etwa der US EPA auf deutsche Verhältnisse ist in manchen Fällen unklar und kann im Rahmen dieser Arbeit nicht im Detail überprüft werden. So werden sich die Abgasemissionen des Straßenverkehrs in den USA und in Deutschland unterscheiden, da sowohl der Anteil an Dieselmotoren als auch die Leistungsdaten der Fahrzeugflotten unterschiedlich sind. Geringere Unterschiede sind bei den in der Industrie eingesetzten Technologien, wie Feuerungsanlagen, Produktionsanlagen und Abgasreinigungssystemen zu erwarten. Bei der Entstehung von diffusen Emissionen z. B. aus Umschlagvorgängen oder der Aufwirbelung von Straßenstaub spielen Faktoren wie die relative Luftfeuchtigkeit, die Beschaffenheit der umgeschlagenen Materialien bzw. der Staubgehalt auf den Straßen eine wesentliche Rolle.

#### **4.3.3 Bewertung der Unsicherheiten der Emissionsberechnung**

Zu den Unsicherheiten der verwendeten Emissionsfaktoren und Feinstaubanteile sind Aussagen nur bedingt möglich. Ein vereinfachtes Konzept für eine Bewertungsmatrix ist die Zuordnung zu Qualitäts- und Bewertungsstufen entsprechend /EPA 1995/. Die Emissionsfaktoren werden zunächst Qualitätsstufen zugeordnet (Tabelle 4-5). Ausgehend

davon erfolgt die Zuordnung der davon abgeleiteten prozess- oder branchenspezifischen Emissionsfaktoren zu den in Tabelle 4-6 wiedergegebenen Bewertungsstufen.

Die für die Ermittlung der Feinstaubemissionen in Deutschland verwendeten Daten können diesen Qualitäts- und Bewertungsstufen zugeordnet werden. Die Basisdaten für gefasste stationäre Quellen entsprechen größtenteils den Qualitätsstufen a, b oder c, wobei oftmals die Dokumentation der Messungen und die Spezifikation der untersuchten Anlagen unzureichend sind. Eine Zuordnung der Messresultate zur Aktivität entsprechender Anlagen auf Technologieebene ist zumeist nicht möglich, da der Anlagenbestand und die Aktivitäten nicht derart differenziert vorliegen. Da für die meisten stationären Prozesse nur relativ wenige Messdaten von Einzelanlagen vorliegen, ist den verwendeten Emissionskennwerten zumeist die Bewertungsstufe C oder D zuzuordnen. Für die Kleinf Feuerungen liegen zahlreiche Messergebnisse vor, so dass die abgeleiteten Emissionsfaktoren den Bewertungsstufen A oder B entsprechen. Durch die Verwendung von Emissionserklärungsdaten und je Quellkategorie zugeordneten Feinstaubanteilen kann für die industriellen Anlagen je nach Anzahl der verwendeten gröbenselektiven Messdaten eine bessere Datenqualität entsprechend der Bewertungsstufen B und C erreicht werden. Insbesondere bei den diffusen Prozessen müssen die Emissionsfaktoren der Bewertungsstufe E zugeordnet werden, da zumeist nur reine Schätzwerte zur Verfügung stehen. Messdaten der Qualitätsstufe a existieren bei stationären Anlagen nur für Feuerungsprozesse und einige industrielle Produktionsprozesse.

Die Emissionsfaktoren für Dieselmotoren im Straßenverkehr nach /UBA 2004/ beruhen zumeist auf umfangreichen Prüfstandsmessungen der Qualitätsstufe a. Die Emissionsfaktoren für die Berechnung der Abgasemissionen können beim Straßenverkehr somit der Bewertungsstufe A zugeordnet werden. Bei den Ottomotoren und den anderen mobilen Quellen existieren weitaus weniger Messdaten, so dass für die verwendeten Emissionsfaktoren die Stufen B und C angenommen werden. Die Feinstaubanteile sind bei mobilen Quellen nur ungenügend mit Messdaten darstellbar. Besonders zu den diffusen Emissionen des Verkehrs existieren nur wenige gröbenselektive Messungen, so dass die verfügbaren Emissionskennwerte den Bewertungsstufen D oder E entsprechen.

**Tabelle 4-5:** Qualitätsstufen der Datengrundlage (z. B. Messergebnisse) zur Ermittlung von Emissionsfaktoren und Feinstaubanteilen /EPA 1995/

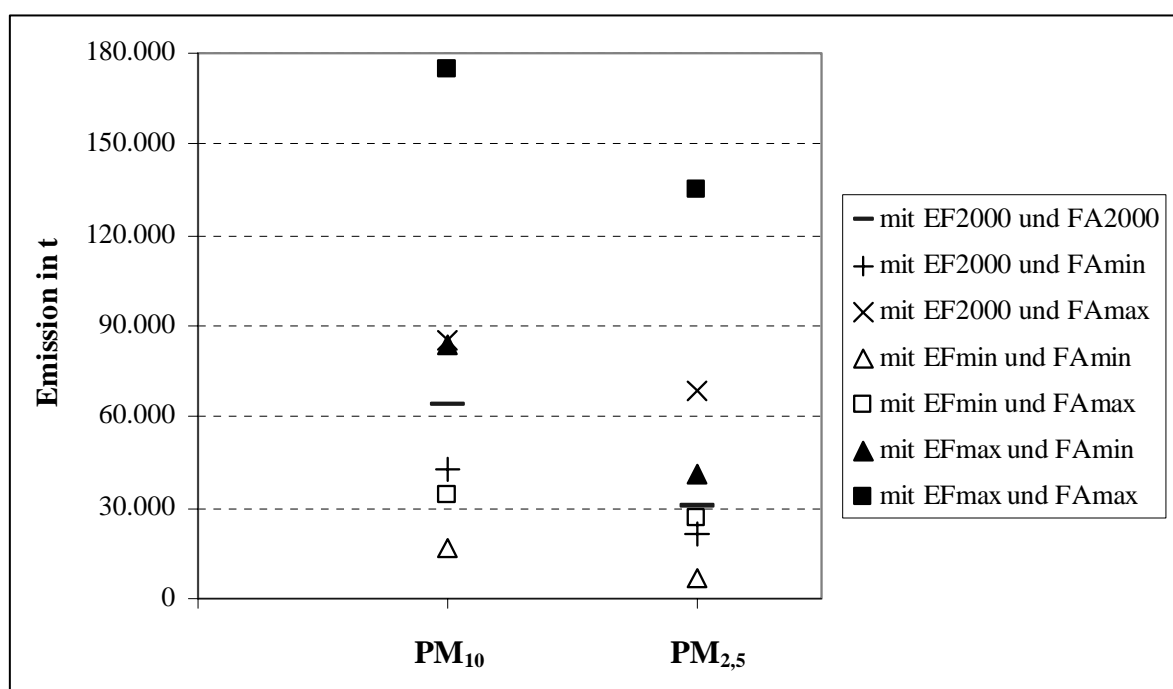
Qualitätsstufe	Beschreibung
a	Daten wurden mit soliden Methoden ermittelt; für eine adäquate Validierung sind sie mit ausreichender Detaillierung dokumentiert.
b	Daten wurden mit weitgehend soliden Methoden ermittelt, sind aber für eine adäquate Validierung nur lückenhaft dokumentiert.
c	Daten wurden mit unerprobten oder neuen Methoden ermittelt oder sind unzureichend dokumentiert.
d	Daten wurden mit weitgehend unakzeptablen Methoden ermittelt, können aber zur Abschätzung von Größenordnungen herangezogen werden.

**Tabelle 4-6:** Bewertungsstufen für verwendete Emissionsfaktoren und Feinstaubanteile /EPA 1995/

Bewertungsstufe	Qualität	Beschreibung
A	Sehr gut	Faktor wurde aus Daten der Qualitätsstufe a und b für zahlreiche zufällig ausgewählte Anlagen gebildet. Das Quellgruppenkollektiv ist ausreichend spezifisch, um die Variabilität zu minimieren.
B	Überdurchschnittlich	Faktor wurde aus Daten der Qualitätsstufe a und b für eine angemessene Zahl an Anlagen gebildet. Es ist unklar, ob die untersuchten Anlagen eine zufällige Auswahl repräsentieren. Das Quellgruppenkollektiv ist ausreichend spezifisch, um die Variabilität zu minimieren.
C	Durchschnittlich	Faktor wurde aus Daten der Qualitätsstufe a, b und/oder c für eine angemessene Zahl an Anlagen gebildet. Es ist unklar, ob die untersuchten Anlagen eine zufällige Auswahl repräsentieren. Das Quellgruppenkollektiv ist ausreichend spezifisch, um die Variabilität zu minimieren.
D	Unterdurchschnittlich	Faktor wurde aus Daten der Qualitätsstufe a, b und/oder c für eine kleine Zahl an Anlagen gebildet. Es gibt Grund zur Annahme, dass die untersuchten Anlagen keine zufällige Auswahl repräsentieren. Das Kollektiv der Quellgruppe kann eine Variabilität aufweisen.
E	Sehr schlecht	Faktor wurde aus Daten der Qualitätsstufe c und d gebildet. Es gibt Grund zur Annahme, dass die untersuchten Anlagen keine zufällige Auswahl repräsentieren. Das Kollektiv der Quellgruppe kann eine Variabilität aufweisen.

In Abbildung 4-15 sind die Schwankungsbreiten der mit den verfügbaren Emissionsfaktoren (EF) und Feinstaubanteilen (FA) darstellbaren Emissionen beispielhaft für die industriellen Produktionsprozesse wiedergegeben. Die Aktivitätsraten für das Jahr 2000 wurden jeweils mit den niedrigsten und höchsten in der Literatur zu findenden Kennwerten für Anlagen mit Abgasreinigung multipliziert. Hierbei sind verschiedene Kombination von Emissionsfaktoren und Feinstaubanteilen dargestellt. Im Vergleich dazu sind die ermittelten Ergebnisse aus Kapitel 4.1 von 64,4 kt PM<sub>10</sub> und 30,2 kt PM<sub>2,5</sub> gegenübergestellt (berechnet mit EF<sub>2000</sub> und FA<sub>2000</sub>). Insgesamt sind für diese Prozesse PM<sub>10</sub>-Werte im Bereich von ca. 17 bis 175 kt und PM<sub>2,5</sub>-Werte im Bereich von 7 bis 135 kt ableitbar, wobei sich diese extremen Werte ergeben, wenn sowohl die höchsten bzw. niedrigsten Emissionsfaktoren für Gesamtstaub mit den entsprechend höchsten bzw. niedrigsten Feinstaubanteilen multipliziert werden. Diese Fälle sind eher unwahrscheinlich, da in der Regel eine Antikorrelation zwischen Gesamtstaubemission und Feinstaubanteil besteht. Bei den gefassten industriellen Quellen sind die Feinstaubanteile im Abgas in der Regel um so höher, je geringer die Gesamtstaubemissionen sind, weil in diesen Fällen eine wirksame Entstaubung vorhanden ist, nach der vor allem feine Partikel im Reingas zu finden sind. Plausibler sind demnach Kombinationen von niedrigen Emissionsfaktoren (EF<sub>min</sub>) mit hohen Feinstaubanteilen (FA<sub>max</sub>) und hohen Emissionsfaktoren (EF<sub>max</sub>) mit niedrigen Feinstaubanteilen (FA<sub>min</sub>). Diese Kombinationen führen im Fall von PM<sub>10</sub> zu Werten von 34 bis 84 kt und für PM<sub>2,5</sub> von 27 bis 42 kt. Sofern die Emissionsfaktoren für Gesamtstaub (EF<sub>2000</sub>) als richtig angenommen werden,

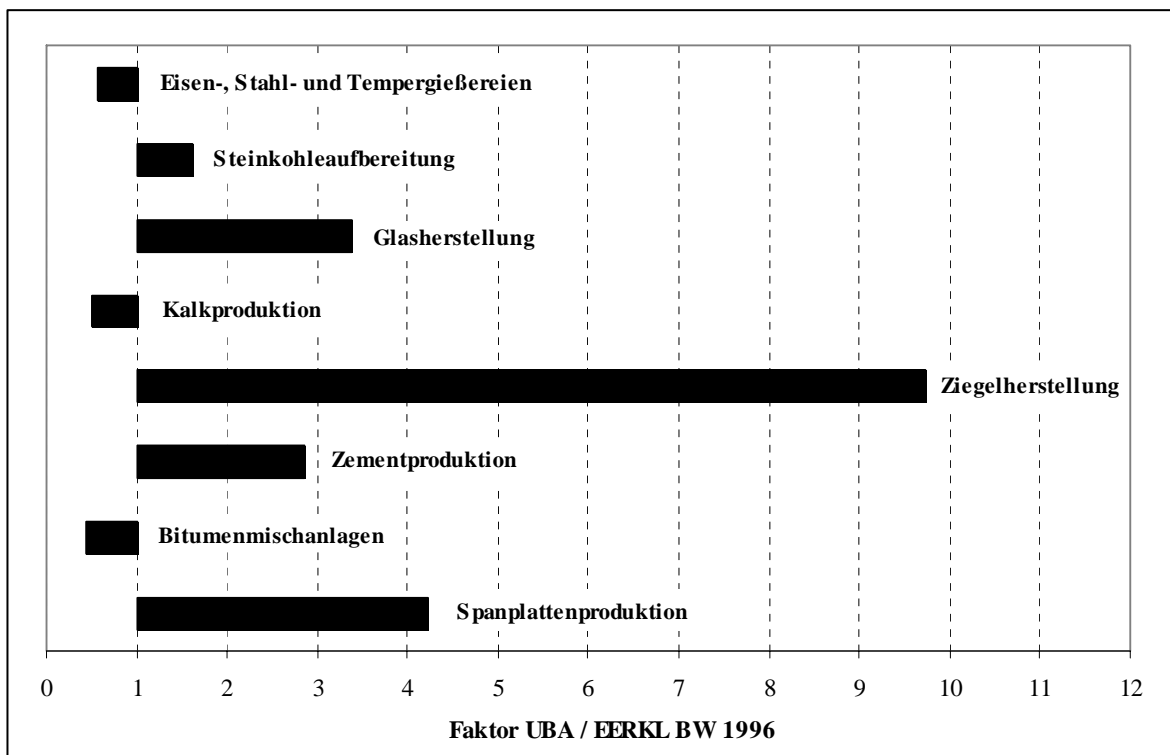
führt der Wertebereich der Feinstaubanteile ( $FA_{\min}$ ,  $FA_{\max}$ ) zu Emissionen für  $PM_{10}$  zwischen 43 und 86 kt und für  $PM_{2,5}$  zwischen 21 und 54 kt. An diesem Beispiel zeigt sich, wie bedeutend die Datenauswahl für die berechneten Emissionshöhen ist. Es ergibt sich für die  $PM_{10}$ -Emissionen der Produktionsprozesse aufgrund der Datenauswahl (ohne un plausible Kombinationen) eine mittlere Abweichung vom berechneten Wert von etwa -40 % bis +30 %. Bei den  $PM_{2,5}$ -Emissionsdaten liegen die Abweichungen in der Summe bei -20 % bis +60 %, d. h. aufgrund der Streuung der Basisdaten könnten auch deutlich höhere  $PM_{2,5}$ -Emissionen ermittelt werden. Die Unsicherheit der Gesamtstaub-Emissionsfaktoren dominiert oftmals die Unsicherheit der Emissionsdaten, wohingegen sich die Unsicherheit der Feinstaubanteile insgesamt geringer bemerkbar macht.



**Abbildung 4-15:** Wertebereich der  $PM_{10}$ - und  $PM_{2,5}$ -Emissionen der industriellen Produktionsprozesse in Deutschland im Jahr 2000 infolge der Variation der Emissionsfaktoren (EF) und Feinstaubanteile (FA)

Mit der Darstellung der Emissionen der genehmigungsbedürftigen Anlagen Baden-Württembergs konnte gezeigt werden, dass die Emissionserklärungen wesentliche weitergehende Informationen für die Beurteilung der Emissionssituation dieser wichtigen Quellgruppen liefern. Dadurch kann die Unsicherheit bei der Zuordnung von prozessspezifischen Kennwerten erheblich vermindert werden und beispielsweise unterschiedliche Verfahrensarten/Anlagentypen und Abgasreinigungen zur Identifizierung relevanter Feinstaubquellen berücksichtigt werden. Demgegenüber kann eine alleinige Beurteilung anhand von prozess- oder branchenspezifischen Emissionsfaktoren für die Situation eines Bundeslandes oder gar von Einzelquellen zu falschen Schlussfolgerungen führen. Die Abbildung 4-16 gibt eine Gegenüberstellung von ausgewählten mittleren

Gesamtstaub-Emissionsfaktoren wieder, die einerseits beim UBA und zum Teil auch in dieser Arbeit für die Ermittlung der Emissionen in Deutschland verwendet wurden und sich andererseits aus den Daten der Einzelanlagen in den Emissionserklärungen 1996 ergeben. Es zeigen sich im Ergebnis für die meisten Branchen deutliche Abweichungen. Die Abschätzung mit Emissionsfaktoren aus der Literatur liefert zumeist weitaus höhere Emissionen als die Anlagenbetreiber angeben. Dies kann zum einen daran liegen, dass zum Teil mit Emissionsfaktoren auch Quellen mit erfasst werden, die aufgrund des geringen Materialdurchsatzes nicht genehmigungsbedürftig oder als diffuse Quellen nicht berücksichtigt sind. Teilweise können Überschätzungen auftreten, da Emissionsfaktoren oftmals aus Messdaten älteren Datums abgeleitet wurden und weitergehende Emissionsminderungen der letzten Jahre nicht mit abbilden. Auch fehlerhafte oder unvollständige Angaben der Anlagenbetreiber können eine Ursache für Abweichungen sein.



**Abbildung 4-16:** Vergleich von Gesamtstaub-Emissionsfaktoren (EF) für Deutschland nach /UBA 2005b/ mit aus den Emissionserklärungen von Baden-Württemberg 1996 /UMEG 1999/ abgeleiteten Daten (EERKL BW 1996)

#### 4.3.4 Vergleich mit anderen Studien

Mittlerweile sind Abschätzungen für die  $PM_{10}$ - und auch  $PM_{2,5}$ -Emissionen in Deutschland aus europäischen Datenbasen verfügbar (vgl. Kapitel 2.5.2). Die Emissionsdaten von /IIASA 2004/ wurden ausgehend von einem europäisch einheitlichen Emissionsfaktoransatz je Prozess ermittelt. Demgegenüber bestehen die Daten von /EMEP 2004/ aus den vom Umweltbundesamt ermittelten und offiziell an EMEP berichteten Werten. Der Vergleich für

das Jahr 2000 in Tabelle 4-7 zeigt auf einer aggregierten Ebene oft relativ geringe Abweichungen der Emissionsdaten. Große Unterschiede bestehen beispielsweise bei der Berücksichtigung der Aufwirbelung von Straßenstaub und bei den Kleinf Feuerungen. Die erfolgte Harmonisierung mit den UBA-Berechnungen für den Straßenverkehr und die Kraft- und Heizwerke zeigt sich in einer Übereinstimmung mit den an EMEP berichteten Daten. Je weiter differenziert solche Daten verglichen werden, desto größere Unterschiede können sowohl bei den Ergebnissen als auch beim berücksichtigten Quelleninventar sichtbar werden. Für eine weitergehende Überprüfung wäre eine detaillierte Diskussion der verwendeten Emissionsfaktoren und Feinstaubanteile erforderlich. Bedingt durch die bestehenden Unsicherheiten und Kenntnislücken erfolgt jedoch bei jeder Emissionsermittlung eine subjektive Einschätzung und Datenauswahl, die immer zu Unterschieden in Emissionsinventaren führt. Für eine Validierung ist zunächst die zeitliche und räumliche Auflösung der Emissionsdaten und die Modellierung von Konzentrationen in der Außenluft mit einem Chemie-Transport-Modell erforderlich. Die modellierten Konzentrationen können dann mit gemessenen Konzentrationen verglichen werden.

Bei den in Tabelle 4-8 gegenübergestellten projizierten Emissionsdaten für das Jahr 2010 machen sich zudem Unterschiede in den Trendannahmen bemerkbar. Hier zeigen sich Abweichungen vor allem bei der Projektion der mobilen Quellen. Ansonsten ergibt sich eine gute Übereinstimmung der absoluten Emissionshöhen für das Jahr 2010 auch wenn die Trendannahmen im Detail größere Abweichungen aufweisen.

**Tabelle 4-7:** Vergleich der Feinstaubemissionen in Deutschland für das Jahr 2000 mit Ergebnissen von /IIASA 2004/ und /EMEP 2004/

Quellgruppe	diese Arbeit		/EMEP 2004/		/IIASA 2004/	
	PM <sub>10</sub> in kt	PM <sub>2,5</sub> in kt	PM <sub>10</sub> in kt	PM <sub>2,5</sub> in kt	PM <sub>10</sub> in kt	PM <sub>2,5</sub> in kt
Straßenverkehr (Abgas, Abrieb)	36	29	38	35	51	42
Aufwirbelung von Straßenstaub	26	6,5	-	-	7,2	4,0
Sonstiger Verkehr und Offroad-Fahrzeuge	35	31	18	17	31	29
Kraft- und Heizwerke	13	11	13	11	22	17
Kleinf Feuerungen Kleinverbraucher und Haushalte	26	24	16	15	19	17
Industrielle Produktionsprozesse (inkl. Prozessfeuerungen, Umschlag und Abfallentsorgung)	80	33	78	57	80	42
Sonstige anthropogene Prozesse (Landwirtschaft, Bauprozesse, Bergbau, Feuerwerke, Tabakrauch u. a.)	32	13	32	23	50	20
<b>Summe</b>	<b>248</b>	<b>147</b>	<b>195</b>	<b>158</b>	<b>260</b>	<b>171</b>
<b>Summe ohne Staubaufwirbelung im Verkehr</b>	<b>222</b>	<b>140</b>	<b>195</b>	<b>158</b>	<b>253</b>	<b>167</b>

**Tabelle 4-8:** Vergleich der für Deutschland berechneten Feinstaubemissionen für das Jahr 2010 und Trendfaktoren (TF) 2010/2000 mit Ergebnissen von /IIASA 2004/

Quellgruppe	diese Arbeit			/IIASA 2004/		
	PM <sub>10</sub> in kt	PM <sub>2,5</sub> in kt	TF PM <sub>10</sub>	PM <sub>10</sub> in kt	PM <sub>2,5</sub> in kt	TF PM <sub>10</sub>
Straßenverkehr	24	16	0,66	30	19	0,58
Verkehr Aufwirbelung von Straßenstaub	28	7,1	1,09	9,3	5,2	1,29
Sonstiger Verkehr und Offroad- Fahrzeuge	30	26	0,86	21	19	0,66
Kraft- und Heizwerke	12	9,8	0,87	12	9,1	0,53
Kleinfeuerungen Kleinverbraucher und Haushalte	24	22	0,94	20	18	1,03
Industrielle Produktionsprozesse (inkl. Prozessfeuerungen, Umschlag und Abfallentsorgung)	67	27	0,84	68	36	0,85
Sonstige anthropogene Prozesse (Landwirtschaft, Bauprozesse, Bergbau, Feuerwerke, Tabakrauch u. a.)	32	13	0,99	48	20	0,97
<b>Summe</b>	<b>217</b>	<b>122</b>	<b>0,88</b>	<b>207</b>	<b>127</b>	<b>0,80</b>
<b>Summe ohne Staubaufwirbelung im Verkehr</b>	<b>189</b>	<b>115</b>	<b>0,85</b>	<b>198</b>	<b>122</b>	<b>0,78</b>



## 5 Maßnahmen zur Emissionsminderung

Die emissionsseitigen Bestimmungen des Bundes-Immissionsschutzgesetzes, dessen Verordnungen und die Verwaltungsvorschrift TA Luft waren bislang und sind auch derzeit auf Gesamtstaub bezogen. In vielen Bereichen konnte in den letzten Jahrzehnten bezüglich der emittierten Gesamtstaubmassen ein hohes Minderungsniveau erreicht werden. Die in den letzten Jahren epidemiologisch festgestellte wirkungsseitige Relevanz ergibt sich jedoch für lungengängige Feinstäube, wobei die toxikologischen Wirkungsmechanismen noch nicht vollständig geklärt sind. Die folgenden Betrachtungen werden deshalb für PM<sub>10</sub> und insbesondere PM<sub>2,5</sub> vorgenommen. Da die Wirkungsforschung verstärkt Partikel im Nanometerbereich bzw. ultrafeine Partikel < 0,1 µm mit den Gesundheitseffekten in Zusammenhang bringt, sollten Maßnahmen auch geeignet sein, diese Partikelfraktionen wesentlich zu mindern.

Zur Betrachtung der Emissionsminderung erfolgt zunächst die Darstellung technischer primärer und sekundärer Minderungsoptionen und ihrer größenspezifischen Wirksamkeit. Aus den möglichen Maßnahmen werden die wirksamsten Optionen ermittelt. Anschließend erfolgt die Abschätzung von Minderungspotenzialen bei relevanten Quellgruppen, wozu die Emissionsdaten des Referenzszenarios 2010 mit Szenarienannahmen und maßnahmenbezogenen Wirksamkeiten verknüpft werden. Hieraus können schließlich Schlussfolgerungen für eine zukünftige Minderungsstrategie getroffen werden. Zur Umsetzung technischer Minderungspotenziale sind in der Regel lenkende oder ordnungsrechtliche Maßnahmen erforderlich, die z. B. den Ersatz alter Technologien beschleunigen oder eine Maßnahmenimplementierung durch Grenzwerte oder andere Instrumente fordern. Eine Betrachtung und Beurteilung solcher Maßnahmen zur Implementierung und ihrer Auswirkungen, die von politischen Entscheidungen und wirtschaftlichen Rahmenbedingungen abhängen, ist nicht Gegenstand dieser Arbeit. Ebenso können nicht die im Einzelfall einer Anlagentechnologie sich ergebenden Aspekte der Implementierung von Minderungsmaßnahmen diskutiert werden. Es soll vielmehr an dieser Stelle dargestellt werden, welches Emissionsniveau insgesamt unter konsequenter Anwendung der derzeit technisch möglichen Maßnahmen im Jahr 2010 erreichbar erscheint.

### 5.1 Darstellung technischer Maßnahmen und ihrer Wirksamkeit

Als Informationsquellen für maßnahmenspezifische Daten werden Angaben aus der Literatur und von Herstellern von Abgasreinigungssystemen genutzt. Hierbei kann nicht auf alle möglichen technischen Varianten der Optionen eingegangen werden. Vielmehr wird die Wirksamkeit verschiedener Typen von Abgasreinigungen oder primärer Maßnahmen zur Vermeidung von Emissionen skizziert. Die mittelfristige Umsetzbarkeit der Maßnahmen und die Emissionen der Quellgruppen im Jahr 2010 werden hierbei berücksichtigt. Die

Feinstaubemissionen des Verkehrs werden vor allem durch Dieselmotoren verursacht, weshalb hier ein Schwerpunkt gelegt wird.

### **5.1.1 Mobile Quellen - primäre Maßnahmen**

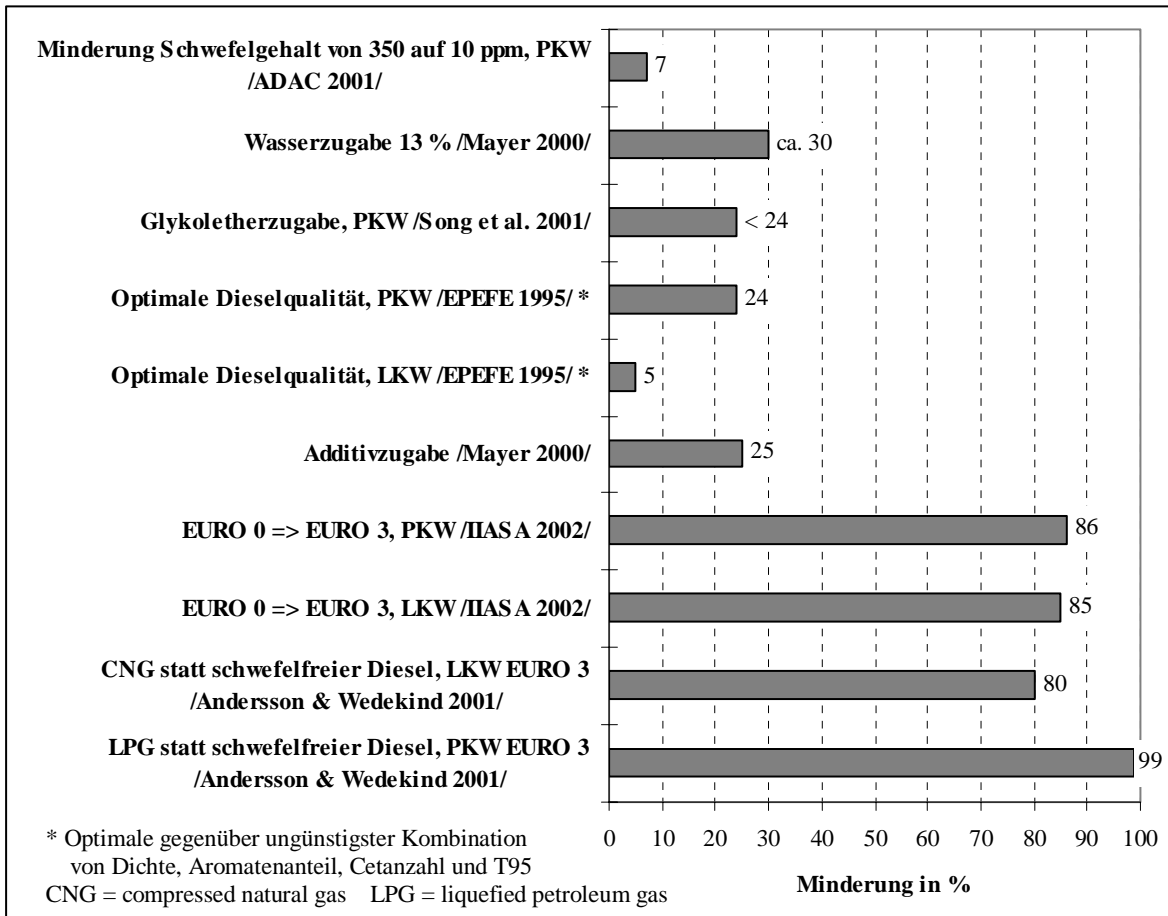
Eine Modifizierung oder Substitution von Einsatzstoffen oder Technologien kann Emissionsminderungen vor allem bei der Entwicklung neuer Fahrzeuge, teilweise aber auch bei Altfahrzeugen erreichen. Bedeutende Emissionsminderungen sind hier bereits in den letzten Jahren bedingt durch die europaweiten Emissionsgrenzwerte erreicht worden. Zahlreiche primäre technische Maßnahmen wie motorische Verbesserungen und Modifizierungen des Dieselmotors wurden und werden verwirklicht. Ergebnisse von Emissionsmessungen an Dieselmotoren zeigen, dass solche Maßnahmen zwar Minderungen der Partikelmasse bewirken, bei der emittierten Partikelanzahl in Abhängigkeit von Betriebsbedingungen und der technologischen Konzeption aber keine eindeutig positive Wirkung nachgewiesen werden kann (s. z. B. /Mayer et al. 2000/, /Andersson & Wedekind 2001/, /Maricq et al. 2001/). Für Dieselmotoren im Straßenverkehr ist zudem zu erwarten, dass bis zum Jahr 2010 bereits entwickelte und angewendete motorische Maßnahmen, wie das elektronische Motormanagement, die Hochdruckeinspritzung oder Mehrventilmotoren, zum Erreichen der EURO-Normen und auch zur Reduzierung des Kraftstoffverbrauchs weitgehend umgesetzt sein werden und keine bedeutenden weitergehenden Minderungspotenziale mehr besitzen. Modifizierungen der Kraftstoffe, wie die Minderung des Schwefel- oder Aromatengehalts, die Zugabe von Additiven, Glykolether oder Wasser bzw. die Verwendung von Diesel-Wasser-Emulsionen haben eine relativ geringe Wirksamkeit (s. Abbildung 5-1), wenn sie auch den Vorteil einer relativ einfachen und schnellen Umsetzbarkeit haben. Ab dem Jahr 2009 werden die Kraftstoffe im Straßenverkehr in Europa aufgrund der Richtlinie 98/70/EG ohnehin schwefelfrei (< 10 ppm Schwefelgehalt) sein. Die Begrenzung des Schwefelgehalts entwickelt sich bei den sonstigen Fahrzeugen ähnlich, wenn auch deutlich langsamer. Bedeutend ist der Einsatz von schwefelfreiem Diesel aber vor allem für die Implementierung von Dieselpartikelfiltern (vgl. Kapitel 5.1.2).

Alternative Kraftstoffe und Antriebssysteme haben langfristig ein großes Potenzial, werden aber bis zum Jahr 2010 keine große Rolle spielen, da entweder die Serienreife noch nicht erreicht ist oder keine ausreichend günstigen marktwirtschaftlichen Bedingungen zu erwarten sind. Die Substitution von Dieselmotoren durch Flüssiggas (LPG, LNG), komprimiertes Erdgas (CNG), Wasserstoff, Alkohole, Dimethylether (DME), Rapsölmethylester (RME) oder zum Teil auch Mischungen mit Diesel liefert teilweise eine deutliche Minderung der direkt emittierten Partikelmassen. Zumeist sind beim Einsatz dieser Kraftstoffe andere negative Umwelteffekte abzuwägen oder technische Maßnahmen zur Umstellung der Motoren bzw. der Einsatz von entsprechend geeigneten Motoren erforderlich. Emissionsminderungen können vor allem mit Gasmotoren erzielt werden. Wie sich alternative Kraftstoffe auf die Emissionen von Nanopartikeln auswirken wurde noch nicht

ausreichend untersucht. Für Erdgasfahrzeuge ist in Untersuchungen von /Andersson & Wedekind 2001/ und /Holmén et al. 2001/ gegenüber Dieselfahrzeugen eine deutlich niedrigere Partikelanzahl im Abgas gemessen worden. Im Zeitraum bis 2010 ist für Erdgas als Ersatz für Dieselfahrzeuge das größte Minderungspotenzial denkbar, da sowohl Serienfahrzeuge auf dem Markt als auch finanzielle Anreize durch geringe Kraftstoffkosten gegeben sind. Hier gibt es zwei Konzepte, zum einen den stöchiometrischen Betrieb mit Dreiwegekatalysator, der oft auch den Benzinbetrieb ermöglicht (Bifuel), oder das Magerkonzept mit Oxidationskatalysator. Derzeit können nur Ottomotoren zu Erdgasmotoren umgerüstet werden. Die Entwicklung von Erdgasmotoren, die auf der modernen Dieselsechnologie beruhen, erfolgt in Forschungsprojekten, wie etwa im Projekt DING (Direct Injection for Natural Gas) an der Fachhochschule Dortmund. Dadurch sollen weitaus höhere Wirkungsgrade und geringere Verbrauchswerte im Erdgasbetrieb erreicht werden. Das Erdgastankstellennetz wird seit wenigen Jahren aufgrund einer Initiative der Gaswirtschaft stark ausgebaut, da im Jahr 2006 eine flächendeckende Versorgung für die Gasnutzung im Straßenverkehr erreicht werden soll. Von 1999 bis Juni 2004 ist die Zahl der Erdgastankstellen in Deutschland von 110 auf 450 gestiegen (s. <http://www.erdgasfahrzeuge.de>).

Alternative Antriebskonzepte der Zukunft stellen u. a. Brennstoffzellen- und Elektrofahrzeuge dar. Zu den Potenzialen dieser Technologien wurde zahlreiche Literatur veröffentlicht. Vor allem der Brennstoffzelle werden langfristig große Entwicklungspotenziale zugesprochen. Es wird erwartet, dass bis zum Jahr 2010 die ersten serienreifen Fahrzeuge auf dem Markt sind /Wiedmann et al. 2000/. Allerdings ist nicht abzusehen, ob ausreichend günstige steuergesetzliche und marktwirtschaftliche Bedingungen geschaffen und wettbewerbsfähige Fahrzeuge entwickelt werden können, damit sich alternative Konzepte in der Praxis dauerhaft durchsetzen. Umfangreiche Untersuchungen zu Alternativen im Straßenverkehr unter Berücksichtigung der vor- und nachgelagerten Prozesse und der Energieträgerbereitstellung wurden z. B. in /Krüger 2002/ vorgenommen. Dort wird für alternative Antriebskonzepte vor dem Jahr 2020 keine bedeutende Rolle im Straßenverkehr gesehen.

In Abbildung 5-1 ist die Wirksamkeit verschiedener primärer Maßnahmen bezogen auf die emittierte Partikelmasse dargestellt. Die Abbildung zeigt die relativ geringe Wirksamkeit von Kraftstoffmodifizierungen und die erheblichen Minderungen durch technologische Weiterentwicklungen in den letzten Jahren, die wesentlich durch die EURO-Normen angetrieben wurden. Mit EURO 4 werden die Grenzwerte für die Partikelemission gegenüber EURO 3 nochmals um bis zu 50 % für neue PKW/LNF und 80 % für neue LKW herabgesetzt. Abbildung 5-1 zeigt auch, dass der Einsatz von Gasmotoren bei Nutzfahrzeugen und PKW sehr wirksam ist und eine deutliche Minderung der Partikelemissionen gegenüber EURO 3-Dieselmotoren ermöglicht.



**Abbildung 5-1:** Wirksamkeit primärer Maßnahmen zur Minderung der Partikelemissionen von Dieselmotoren (Angaben aus verschiedenen Datenquellen, bezogen auf PM)

Zu möglichen Minderungsmaßnahmen für Partikelemissionen durch mechanische Prozesse im Straßenverkehr gibt es nur wenige Informationen. Reifenabrieb verursacht nur in geringem Maße Feinstäube, im Gegensatz zum Bremsenabrieb. Eine Möglichkeit zur Minderung des Bremsenabriebs stellt der Einsatz von geschlossenen Bremssystemen für Neufahrzeuge z. B. basierend auf der Technik der Trommelbremse dar. Allerdings sind hier keine neueren Entwicklungen mit dieser Zielsetzung bekannt. Der Einsatz von Trommelbremsen ist aufgrund der gegenüber Scheibenbremsen schlechteren Bremseigenschaften rückläufig. Eine Minderung der Aufwirbelung von Straßenstaub ist durch die Intensivierung der Straßenreinigung denkbar. Untersuchungen von /Fitz 1998/ zeigten, dass eine Straßenreinigung die Staubbelastung nur bei einer Erstreinigung von gewöhnlich nicht gereinigten Straßen und bei wenig befahrenen Straßen innerorts wirksam mindert. Bei viel befahrenen Hauptverkehrsstraßen konnte jedoch kein anhaltend positiver Effekt durch die Straßenreinigung festgestellt werden, weshalb Fitz zur Erkenntnis kommt, dass die Straßenreinigung keine wirksame Maßnahme zur Minderung der PM<sub>10</sub>-Emissionen darstellt. Andererseits bleibt zu untersuchen, inwieweit die Straßenreinigung selbst Emissionen verursacht und die Ausrüstung der Reinigungsfahrzeuge mit besseren Filtersystemen Emissionen mindern kann. Untersuchungen von /Fitz & Bumiller 1996/

zeigten, dass bei hohen Staubgehalten auf Straßenoberflächen trotz einer Filterwirksamkeit von über 99 %  $PM_{10}$ -Emissionen aus dem Saugsystem emittiert werden können, die in der Größenordnung der Abgasemissionen der Reinigungsfahrzeuge liegen. Zu den Emissionen der Reinigungsfahrzeuge in Deutschland und der Wirksamkeit der Filtersysteme sind derzeit keine Daten verfügbar. Untersuchungen von /Düring et al. 2004/ zeigten, dass auch die Abspülung von stark befahrenen Innerortsstraßen keine deutliche Minderung der  $PM_{10}$ -Belastungen durch den Verkehr erreichen kann. Weitere denkbare und noch zu untersuchende Optionen stellen die Reduzierung des Auftrags an Streustoffen und Rollsplitt und die zukünftige Verwendung von abriebbeständigeren Straßenbelägen dar.

### 5.1.2 Mobile Quellen - sekundäre Maßnahmen

Bei Dieselfahrzeugen stellen Katalysatoren und Partikelfilter sekundäre Minderungsoptionen dar. Oxidationskatalysatoren sind bei neuen Diesel-PKW mittlerweile Standard, erreichen aber hinsichtlich der Partikelreduzierung nur eine geringe Wirksamkeit, da sie lediglich die organischen Partikelbestandteile und nicht die festen Rußpartikel oxidieren. Bezüglich der Minderung der emittierten Partikelanzahl werden sie als wenig wirksam beschrieben /Mayer et al. 2000/. Zahlreiche Untersuchungen haben gezeigt, dass Partikelfilter eine sehr effiziente und in der Praxis bewährte Lösung zur Minderung sowohl der Partikelmasse als auch der Partikelanzahl aus Dieselmotoren darstellen (s. z. B. /Mayer et al. 2000/, /Holmén et al. 2001/). Als eine Alternative zumindest für das Erreichen der EURO 4- und bei schweren Nutzfahrzeugen auch der EURO 5-Anforderungen wird der verbrennungsoptimierte, überstöchiometrische Motorbetrieb in Kombination mit einem SCR-System oder einem anderen Verfahren der Stickoxidminderung, wie De $NO_x$ -Katalysator oder  $NO_x$ -Absorber diskutiert. Diese Lösungen sind interessant aufgrund der zukünftig strengen Anforderungen an die  $NO_x$ -Emissionen, haben jedoch eine gegenüber geschlossenen Partikelfiltern deutlich geringere Wirksamkeit bezüglich der Partikelemission.

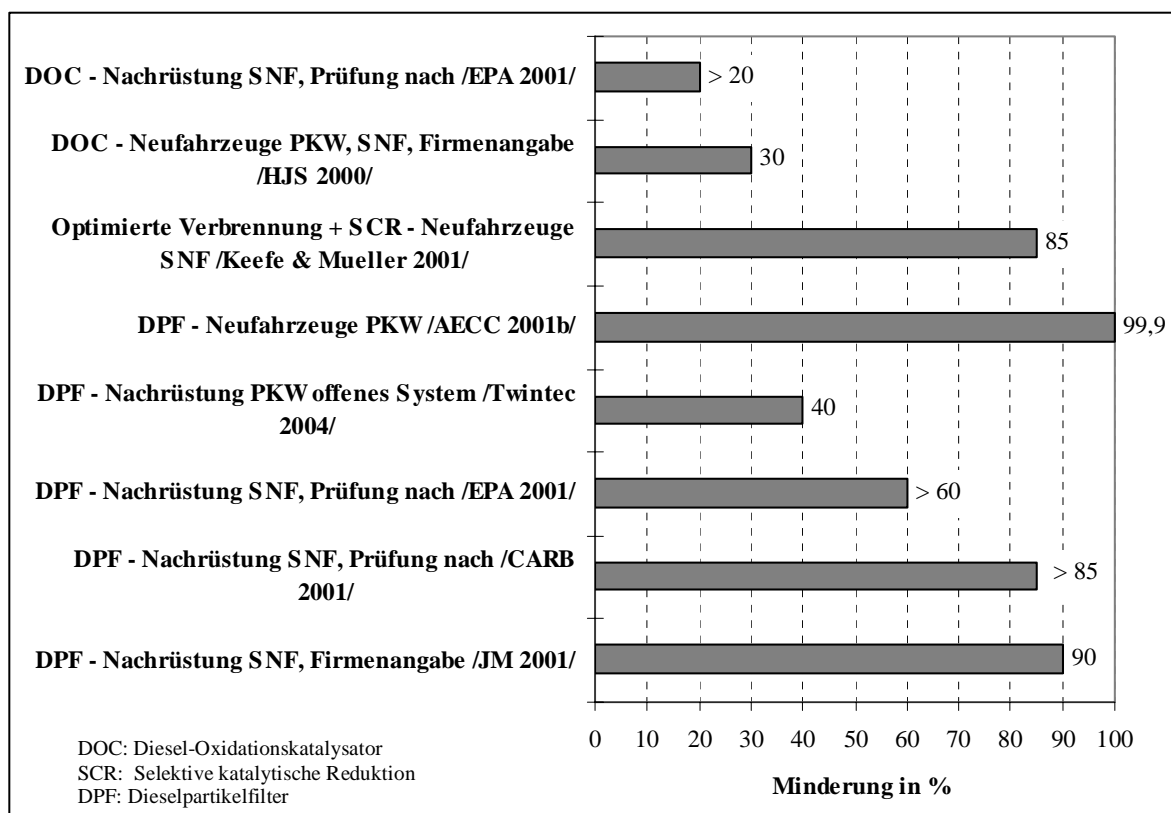
Moderne geschlossene Filtersysteme bestehen aus den drei Baugruppen Filtermedium, Regenerationseinrichtung und einer Steuerung bzw. Kontrolle des Zustands und der Beladung des Filters. Die verschiedenen Filtersysteme funktionieren auf ähnliche Weise. Das partikelbeladene Abgas wird durch ein poröses Medium, wie keramische Monolithe oder Sintermetall-Faserstrukturen geleitet, wobei die Partikel auf der Einlassseite abgeschieden werden. Dadurch entsteht ein zunehmender Gegendruck im Abgassystem, so dass periodisch eine Regeneration des Filters durch eine möglichst vollständige Oxidation der Rußpartikel erfolgen muss. Die Regeneration kann aktiv oder passiv erfolgen und stellt heute das eigentliche technisch zu lösende Problem der Partikelfiltersysteme dar. Da Ruß eine Zündtemperatur von etwa 550 °C hat, müssen Wege gefunden werden, die Temperatur im Partikelfilter über die normale Betriebstemperatur anzuheben und/oder die Oxidationstemperatur zu senken.

Das derzeit meist diskutierte hoch wirksame System mit aktiver Regeneration basiert auf der katalytischen, flammenlosen Oxidation von unverbranntem Kraftstoff in einem vor dem Partikelfilter angeordneten Oxidationskatalysator. Hierzu wird beim Erreichen eines bestimmten Gegendrucks eine Kraftstoff-Nacheinspritzung aktiviert, dadurch die Abgastemperatur kurzzeitig stark erhöht und der im Filter abgeschiedene Ruß oxidiert. Die Rußoxidation kann durch Zudosierung eines katalytisch wirkenden Additivs unterstützt werden. Dadurch wird allerdings der nicht oxidierbare Ascheanteil im Filter erhöht, wodurch ein schnelleres Reinigen bzw. Auswechseln des Filters erforderlich ist. Das Verfahren wurde bis vor wenigen Jahren vor allem bei stationären Motoren eingesetzt und ist seit dem Jahr 2000 bei ersten Diesel-PKW serienmäßig im Einsatz /Winterhagen 2000/. Als hoch wirksame passive Systeme zur kontinuierlichen Oxidation der Rußpartikel sind derzeit zwei Konzepte in der Diskussion. Zum einen die Umwandlung von NO im Abgas zu NO<sub>2</sub> durch einen Oxidationskatalysator wodurch NO<sub>2</sub> anstatt O<sub>2</sub> als Oxidationsmittel für den im Filter abgeschiedenen Ruß zur Verfügung steht. Dadurch kann die Rußoxidation bei relativ niedrigen Temperaturen von 250 bis 275 °C erfolgen /JM 2001/. Das sogenannte CRT-System (Continuously Regenerating Trap) basiert auf diesem Prinzip, ist jedoch nur bei leistungsstärkeren Fahrzeugen wie Bussen und LKW geeignet, die überwiegend für Langstreckenfahrten eingesetzt werden und damit eine für die Oxidation ausreichende Abgastemperatur während des Betriebs erreichen. Ein zweites passives System, das sich ebenfalls nur für leistungsstärkere Fahrzeuge eignet, stellt der katalytisch beschichtete Partikelfilter dar, an dessen Oberfläche abgeschiedene Rußpartikel bei 250 bis 300 °C kontinuierlich oxidieren können. Bei PKW reicht die Abgastemperatur für reine passive Systeme in der Regel nicht aus, um in ausreichender Betriebszeit und allen Fahrzyklen eine Rußoxidation gewährleisten zu können. Deshalb werden seit 2003 zunehmend Systeme bei Neufahrzeugen eingesetzt, die neben der passiven Oxidation in regelmäßigen Regenerationszeiten über eine Nacheinspritzung eine Rußoxidation erreichen und dabei ohne Brennstoffkatalysator auskommen. Seit dem Jahr 2000 wurden mittlerweile über 700.000 PKW-Neufahrzeuge in Europa mit Dieselpartikelfiltersystem verkauft (Stand Juni 2004).

Auch für die Nachrüstung von Diesel-PKW stehen mittlerweile serienreife Systeme auf dem Markt zur Verfügung und wurden bereits vielfach eingebaut. Hierbei handelt es sich um offene Systeme (Durchflussfilter), die als Rußfilterkat im Austausch für einen vorhandenen Oxidationskatalysator oder einen Schalldämpfer eingebaut werden können. In den offenen Kanalstrukturen werden Partikel durch Luftumlenkungen abgeschieden und bei einer Abgastemperatur von über 200 °C durch im vorgeschalteten Oxidationskatalysator entstandenes NO<sub>2</sub> oxidiert. Eine Regeneration des Filters erfolgt somit kontinuierlich, wobei ein Verstopfen des Filters nicht möglich ist. Allerdings ist dadurch die Wirksamkeit gegenüber geschlossenen Systemen deutlich niedriger. Die Abscheiderate wird im Bereich von 30 % bis maximal 60 % sowohl der Partikelmasse als auch der Partikelanzahl angegeben.

Auch zahlreiche schwere Nutzfahrzeuge, hauptsächlich Baumaschinen, Gabelstapler und Busse im Linienverkehr wurden in den letzten Jahren mit unterschiedlichen Systemen nachgerüstet. Neue schwere Nutzfahrzeuge im Straßenverkehr werden die ab 2005/2006 geltenden EURO 4-Grenzwerte ohne geschlossene Filtersysteme erreichen können. Bei MAN sollen offene Filtersysteme eingesetzt werden, die meisten anderen Hersteller (z. B. Mercedes Benz, Volvo, Iveco) setzen auf magere Verbrennung und den Einsatz eines Entstickungssystems unter Verwendung einer Harnstofflösung. In den USA wurde bereits im Jahr 2001 dem ersten LKW-Hersteller für ein Neufahrzeug mit Partikelfilter die Einhaltung der US-Emissionsbestimmungen für das Jahr 2007 von 0,013 g/kWh, entsprechend etwa 70 % des EURO 4-Grenzwerts bescheinigt /AECC 2001a/. Moderne geschlossene Systeme werden bei den europäischen Herstellern in den nächsten Jahren voraussichtlich nicht zum Einsatz kommen.

In Abbildung 5-2 sind beispielhaft Angaben zur Wirksamkeit von sekundären Maßnahmen bezogen auf Dieselmotoren in EURO 2-Fahrzeugen wiedergegeben. Die dargestellten Maßnahmen für PKW und schwere Nutzfahrzeuge (SNF) umfassen Diesel-Oxidationskatalysatoren (DOC), Dieselpartikelfiltersysteme (DPF) unterschiedlicher Hersteller und die Verbrennungsoptimierung in Kombination mit einer selektiven katalytischen Reduktion (SCR) als Entstickungsmaßnahme.



**Abbildung 5-2:** Wirksamkeit sekundärer Maßnahmen zur Minderung der Partikelemissionen von EURO 2-Dieselmotoren im Straßenverkehr (Angaben aus verschiedenen Datenquellen, bezogen auf PM)

Die Angaben für Partikelfilter für schwere Nutzfahrzeuge sind Mindestwerte, wobei sich die Prüfung nach /EPA 2001/ auf die Nachrüstung aller derzeitigen Motortechnologien (schwere Nutzfahrzeuge im Straßenverkehr und sonstige Fahrzeuge) und die Prüfung nach /CARB 2002/ nur auf bestimmte getestete Motoren mit einem Baujahr nach 1994 bezieht. Die dargestellten Optionen sind prinzipiell auch für Dieselmotoren im Bahn- und Schiffsverkehr und bei sonstigen Fahrzeugen und mobilen Geräten einsetzbar. Bei Schiffsmotoren ist hierzu allerdings eine starke Reduzierung des Schwefelgehalts im Kraftstoff Voraussetzung.

### **5.1.3 Stationäre Quellen - primäre Maßnahmen**

Sowohl bei Feuerungsprozessen als auch bei zahlreichen Produktionsprozessen hat der Anlagentyp oder die Verfahrensart einen großen Einfluss auf die Emissionsentstehung, so dass ggf. die Möglichkeit besteht auf einen emissionsärmeren Prozess umzustellen. Auch die Verbesserung der Effektivität eines Prozesses und eine optimierte Prozesssteuerung können zur Emissionsminderung beitragen. So spielen beispielsweise bei mechanisch erzeugten Stäuben Betriebsabläufe eine große Rolle, wie etwa bei Schleifvorgängen, aber auch beim Umschlag staubender Güter. Hier können Veränderungen der Betriebsabläufe zur Vermeidung von Emissionen beitragen. Eine Bewertung der Wirksamkeit und Quantifizierung der Minderungspotenziale von primären Maßnahmen bei Produktionsprozessen kann nur im Einzelfall einer Quelle erfolgen. Die Emissionen von bedeutenden Industrieanlagen sind hauptsächlich durch die Wirksamkeit bzw. das Vorhandensein einer Entstaubung bedingt, die bei Anlagen mit geringeren rohgasseitigen Prozessemissionen in der Regel entsprechend kleiner dimensioniert wird. Somit haben primäre Maßnahmen zur Vermeidung prozessbedingter Emissionen vor allem eine Bedeutung bei diffusen Quellen oder Anlagen, die keine wirksame Abgasreinigung haben.

Bis zum Jahr 2010 werden sich Minderungen durch Modernisierungen im Bereich der Feuerungs- und Produktionsanlagen ergeben, die in der Trendprojektion mit berücksichtigt sind. Hier spielen die Altersstruktur und Lebensdauer der Anlagen und der jeweilige Stand der Technik eine Rolle. Einer Beschleunigung des Technologieersatzes durch lenkende oder ordnungsrechtliche Maßnahmen sind aufgrund ökonomischer Zwänge Grenzen gesetzt. Bis zum Jahr 2010 ist dadurch insgesamt nur ein geringes Minderungspotenzial zu erwarten.

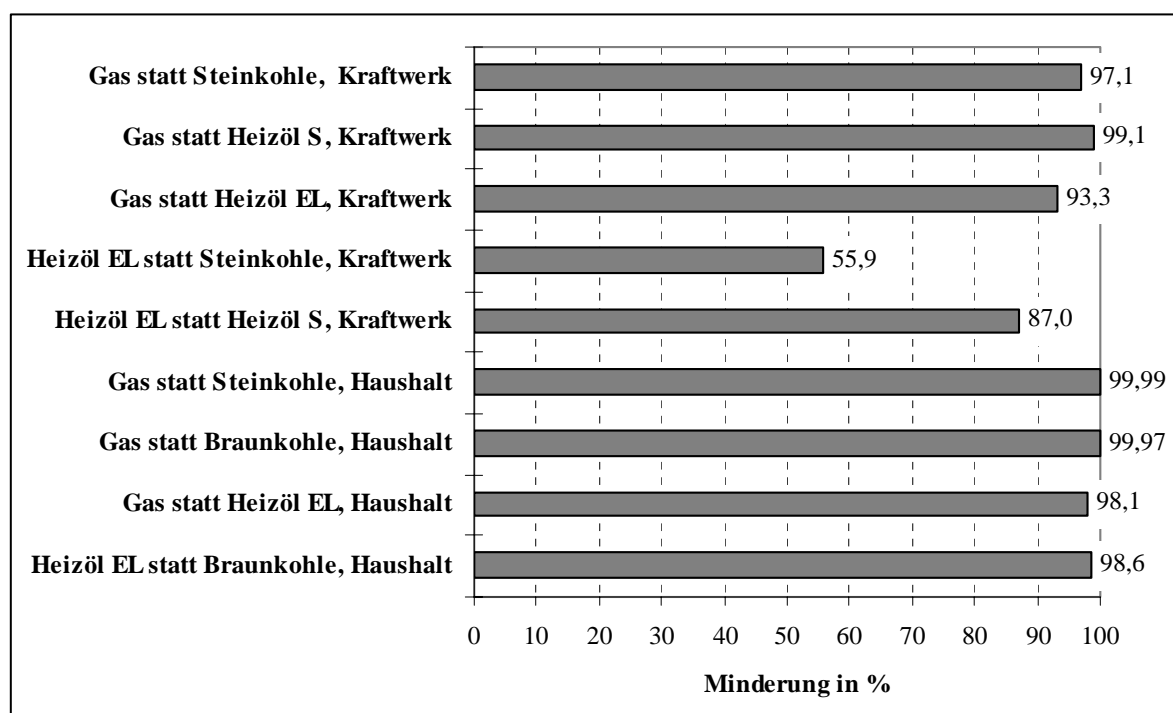
Interessant sind technologische Weiterentwicklungen auch bei den nicht genehmigungsbedürftigen Holzfeuerungen, die einen steigenden Anteil bei den Kleinf Feuerungen besitzen. Hier können Anforderungen an die Partikelemission von Neuanlagen den Einsatz verbesserter Feuerungstechnologien bewirken. So haben nach /Struschka et al. 2003/ handbeschickte Heizkessel mit Stückholz nach dem Stand der Technik um 80 % geringere spezifische Emissionen im Vergleich zu den derzeitigen Haushaltsfeuerungen im Mittel. Holzpelletsheizungen können mehr als 90 % Emissionsminderung gegenüber dem derzeitigen Stand bringen. Eine wirksame Maßnahme



sind auch Heizanlagen im Nahwärmeverbund, die mit einer Abgasreinigung ausgestattet werden können und zahlreiche Haushaltsfeuerungen ersetzen.

Auch die Substitution von festen Brennstoffen durch Gase ist eine wirksame Maßnahme und bedeutet weitaus geringere Emissionen auf der Rohgasseite. Beschränkungen ergeben sich auch hier durch wirtschaftliche Zwänge, politische Aspekte (z. B. die Förderung regenerativer Energien), die Altersstruktur und die Lebensdauer der Anlagen, da eine Brennstoffsubstitution in der Regel eine Substitution der Feuerungsanlage bedeutet. Die Maßnahme kann dennoch Bestandteil einer langfristigen Minderungsstrategie sein. Eine hohe Wirksamkeit ergibt sich vor allem bei älteren Anlagen mit gering wirksamer Abgasreinigung und bei den Kleinf Feuerungen, die keine Abgasreinigung besitzen. In der Abbildung 5-3 sind Emissionsminderungen für verschiedene Feuerungsanlagen dargestellt, die aus Emissionsfaktoren abgeleitet werden können.

Die Einsparung von festen Brennstoffen könnte eine weitere primäre Maßnahme mit hoher Wirksamkeit sein, vor allem bei Kleinf Feuerungen. Es wird erwartet, dass bis 2010 das damit verbundene Minderungspotenzial zu einem großen Teil bereits ausgeschöpft sein wird. Seit Jahren gibt es bereits Anstrengungen in der Industrie, Energiesparmaßnahmen umzusetzen. Die Energieeinsparverordnung (EnEV), die den Niedrigenergiehaus-Standard für Neubauten zur Regel machen soll und Nachrüstungsanforderungen an Altbauten stellt, soll ebenfalls zu einer deutlichen Senkung des Energieverbrauchs führen. Weitere energiesparende Maßnahmen erscheinen aufgrund der damit verbundenen Kosten und evtl. Nutzenverluste nicht im bedeutenden Maße in den nächsten Jahren realisierbar.



**Abbildung 5-3:** Mittlere Wirksamkeit von Brennstoffsubstitutionen bei öffentlichen Kraftwerken /UBA 2001b/ und Haushaltsfeuerungen /Pfeiffer et al. 2000/ (bezogen auf PM)

Minderungsmaßnahmen beim Umschlag staubender Güter können nicht im Einzelnen betrachtet werden, da keine ausreichenden Informationen zu den eingesetzten Techniken im Umschlagbetrieb vorhanden sind und lokale Gegebenheiten die Möglichkeiten zur Emissionsminderung bedingen. Den entstehenden Emissionen werden nur relativ geringe  $PM_{2,5}$ -Anteile zugeordnet, aufgrund der hohen Aktivität sind die in dieser Arbeit abgeschätzten Feinstaubemissionen aber in einer relevanten Größenordnung. Fundierte Emissionsmessdaten gibt es hierzu nicht, weshalb die lufthygienische Bedeutung und die Notwendigkeit zur weiteren Minderung dieser Emissionen nur eingeschränkt beurteilt werden kann. Minderungen können prinzipiell verbesserte Fördertechniken, fördertechnische Hilfsmittel und Anleitungen zur Staubreduzierung im Umschlagbetrieb erzielen. Dadurch kann eine Emissionsminderung von bis zu 90 % erreicht werden /Eickelpasch 1998/. Solche primären Maßnahmen sind mittlerweile geforderter Stand der Technik bei den bedeutenden Umschlaganlagen z. B. in Häfen. Einen detaillierten Überblick über mögliche Maßnahmen geben beispielsweise die VDI-Richtlinie 3790, die novellierte TA Luft und ein BREF-Dokument zur IVU-Richtlinie /EIPPCB 2003b/.

#### **5.1.4 Stationäre Quellen - sekundäre Maßnahmen**

Zyklone, Wäscher, Gewebefilter und Elektrofilter werden für die Entstaubung in industriellen Anlagen oder Kraftwerken seit vielen Jahren eingesetzt und wurden ständig in ihrer Wirksamkeit verbessert. Bei bestehenden Anlagen sind Möglichkeiten zur weitergehenden Optimierung der Abscheidung von Feinstäuben interessant. In Abbildung 5-4 sind typische  $PM_{2,5}$ -Abscheideraten von stationären Entstaubungsanlagen aus /EPA 1995/ genannt. In der Praxis können die Abscheideraten im Einzelfall deutlich niedriger liegen, da die Wirksamkeit sehr stark von der Auslegung und von Betriebsbedingungen abhängig ist. Gerade bei der Abscheidung von Partikeln im Nanometerbereich zeigen einige Untersuchungen weitaus geringere Wirksamkeiten der derzeit in Betrieb befindlichen Filteranlagen.

##### **Zyklone und Wäscher**

Bei stationären Anlagen werden Zyklone und Multizyklone oder andere Massenkraftabscheider in der Regel für die Vorabscheidung grober Staubfraktionen eingesetzt. Sie sind für die Abscheidung von feinen Partikeln wenig und ultrafeinen Partikeln nicht geeignet. Auch einfache Wäscher sind bei  $PM_{2,5}$  und kleineren Fraktionen wenig wirksam. Selbst derzeitige Hochleistungswäscher (z. B. Venturiwäscher) können Nanopartikel oftmals nur teilweise abscheiden, obwohl die Verfahren Trenngrenzen bis unter  $0,1 \mu m$  Durchmesser bei allerdings hohem Energieaufwand erreichen können (s. VDI-Richtlinie 3679). Partikelanzahlmessungen zeigen bei modernen optimierten Venturiwäschern Abscheideraten von über 90 % auch im gesamten Nanometerbereich /Obermeier 2005/. Diese Wirksamkeit wird aber nur bei optimierten Betriebsbedingungen über das gesamte Partikelspektrum erreicht. Kombinationen von Wäschern mit einer elektrostatischen Partikelaufladung können die Wirksamkeit der Verfahren erhöhen. So kann

nach /Laitinen et al. 2000/ mit einer Aufladung der Partikel vor dem Eintritt in den Wäscher durch Corona-Entladung ähnlich einem Elektrofilter der Kontakt zwischen Partikeln und Flüssigkeitstropfen deutlich verbessert werden. Ein Beispiel eines Waschverfahrens mit hoher Wirksamkeit auch bezüglich feiner Partikel stellt der ionisierende Nasswäscher (IWS) dar. Dieses System ist eine Kombination der Verfahrensprinzipien der Elektronassabscheidung und eines einfachen Wäscherprinzips mit Füllkörperbett, an dessen großer Oberfläche die elektrostatisch aufgeladenen Teilchen abgeschieden und von der Waschflüssigkeit ausgetragen werden. Nach /Ceilcote 2002/ scheidet dieses Verfahren Partikel bis zu einer Größe von  $0,025 \mu\text{m}$  mit gleichbleibender Effizienz von 90 bis 98 % ab. Das Verfahren kann bei hohen Volumenströmen, allerdings nicht bei hohen Gesamtstaubbelastungen eingesetzt werden, eignet sich aber aus Kostengründen meist nur, wenn sowohl Partikel als auch gasförmige Verunreinigungen entfernt werden müssen.

### **Gewebefilter**

Höhere Abscheideraten bezüglich der Feinstaubfraktion können Gewebefilter erzielen (s. Abbildung 5-4). Sie lassen sich in Oberflächenfilter (Abreinigungsfilter) und Tiefenfilter (Speicherfilter) einteilen. Bei Oberflächenfiltern werden die Partikel vorrangig an der Oberfläche des Mediums gefiltert und bilden dort den sogenannten Staubkuchen, der maßgeblich zur Filterwirkung beiträgt. Bei Tiefenfiltern werden dagegen die Partikel im Innern des Mediums gespeichert. Laut verfügbaren Literaturdaten können Oberflächenfilter einen Fraktionsentstaubungsgrad für  $\text{PM}_{2,5}$  von über 99 % und je nach Bauart bei  $\text{PM}_{0,1}$  noch Werte zwischen 94 % und 97 % erreichen /Fronhöfer & Leibold 1995/. Die Oberflächenfiltration spielt eine bedeutende Rolle in der industriellen Abgasreinigung und bei Feuerungsanlagen. Die wichtigsten Vertreter sind die Schlauchfilter, die für die Filtration großer Abluftmengen, wie etwa bei Kraftwerksfeuerungen eingesetzt werden. Die Regeneration erfolgt mechanisch durch Rütteln oder Vibration oder mit einer Rückspülung, d. h. mit einem Druckstoß entgegen der Strömungsrichtung. Hierbei treten oftmals erhöhte Emissionen aufgrund von Partikeldurchtritt auf. Für die Reinigung kleinerer Volumenströme eignen sich die weitaus weniger verbreiteten Taschenfilter und Patronenfilter. Für die Regeneration stehen die gleichen Verfahren wie für Schlauchfilter zur Verfügung, meist wird die Regeneration mittels Druckstoß realisiert. Die Abscheiderate kann für  $\text{PM}_{2,5}$  bei über 99,9 % liegen /Fronhöfer & Leibold 1995/. Tiefenfilter erreichen bei sehr kompakter Bauweise hohe Abscheideraten, die um drei Größenordnungen über denen von konventionellen Elektrofiltern und Schlauchfiltern liegen. Meist werden sie diesen nachgeschaltet, da normale Staubkonzentrationen für Tiefenfilter zu hoch sind. Während bei Oberflächenfiltern eine zyklische Abreinigung erfolgt, werden Tiefenfilter aus Fasermaterialien bislang zumeist bis zur Sättigung betrieben und anschließend entsorgt. Vielversprechend waren Ergebnisse zum Einsatz von regenerierbaren Tiefenfiltern mit sehr hoher Wirksamkeit (99,99 % Abscheidung im unbeladenen und 99,9999 % im beladenen Zustand) bei mittleren bis großen Abgasvolumenströmen aus Untersuchungen von /Fronhöfer

& Leibold 1995/. Allerdings konnten die Probleme bei der Regenerierung dieser Filter im Praxisbetrieb nicht gelöst werden, so dass die dort untersuchten und beschriebenen Systeme nicht marktreif wurden.

Bedeutende stationäre Quellen sind oftmals bereits mit einem Gewebefilter ausgerüstet. In diesen Fällen stellen Optionen zur Verbesserung der Abscheideraten möglicherweise wirksame und kostengünstige Minderungsmaßnahmen dar. In der Regel ist der Staubkuchen auf der Rohgasseite die eigentlich wirksame Filterschicht. Diese Staubschicht wird beim periodischen Abreinigen der Filter zerstört, wodurch unmittelbar danach erhöhte Emissionen auftreten. Zudem werden durch die bei der Regenerierung auftretenden Kräfte auf das Filtertuch Emissionen freigesetzt. So werden nach /Schmidt & Weiß 1998/ bis zu 80 % der Gesamtstaubemissionen bei druckstoßregenerierten Schlauchfilteranlagen direkt oder indirekt durch den Regenerierungsvorgang verursacht. Optimierungsmöglichkeiten bestehen zum Beispiel bei der Häufigkeit und Methode der Abreinigung. So sollte die Regenerierungshäufigkeit gering gehalten und nach Druckverlust und nicht nach Zeittakt eingestellt werden /Schmidt & Weiß 1998/. Außerdem soll das Vermeiden von einem zu plötzlichen Druckluftabfall bei der Regenerierung durch einen Blähschlauch /Pilz et al. 1994/ oder die Dämpfung des Zurückschlagens des Filterschlauchs durch ein spezielles Netz zwischen Stützkorb und Filtermedium /Schmidt 1998/ die Emissionen mindern können. Die Verwendung von Filtermedien mit einer dünnen Schutzmembran kann vor allem bei relativ hohem Feinstaubanteil und vergleichsweise geringer Gesamtstaubemission einen erhöhten Druckverlust durch Anlagerung von Feinpartikeln im Innern des Filters vermeiden und die Zykluszeiten verlängern /Schmidt 1998/. Zudem kann hierdurch die Beständigkeit und Lebensdauer der Filtermedien erhöht und Beschädigungen der Faserstruktur und damit der Partikeldurchgang vermindert werden. Eine weitere in /Schmidt 1998/ diskutierte Maßnahme ist eine kontinuierliche Additivzudosierung zur Verbesserung der Hafteigenschaften der Partikel, wodurch die Eindringtiefe in das Filtermedium, die Komprimierbarkeit des Kuchens und die Staubwolkenbildung bei der Abreinigung gemindert werden. Eine elektrisch oder akustisch induzierte Agglomeration der Partikel, vor allem  $< 1 \mu\text{m}$  Durchmesser, und eine optimierte gleichmäßige Belegung des Filtermediums sind weitere mögliche Optionen. Wichtig ist die Gewährleistung der Funktionstüchtigkeit einer Filteranlage, beispielsweise durch das Vermeiden von Wasserdampfkondensation und damit von Lochfraß und schnellerem Verschleiß der Schlauchfilterelemente. Auch versprechen Verbesserungen der Filtermedien einen geringeren Staubdurchgang im Betrieb.

Der Einsatz von Filtern bei Kleinf Feuerungen wird aus Kostengründen und technischen Gründen wenig diskutiert. Bei leistungsstärkeren Anlagen  $< 1 \text{ MW}$  ist aber der Einsatz von kleineren Filteranlagen durchaus denkbar (s. z. B. /ECOCAS T 2002/). Beim Einsatz von Gewebefiltern bei Holzfeuerungen besteht allerdings aufgrund unverbrannter organischer Verbindungen im Abgas das Problem der Brandgefahr und des Verstopfens im

Anfahrbetrieb, wodurch eine temporäre Umgehung des Filters erforderlich ist, der die Wirksamkeit deutlich einschränkt.

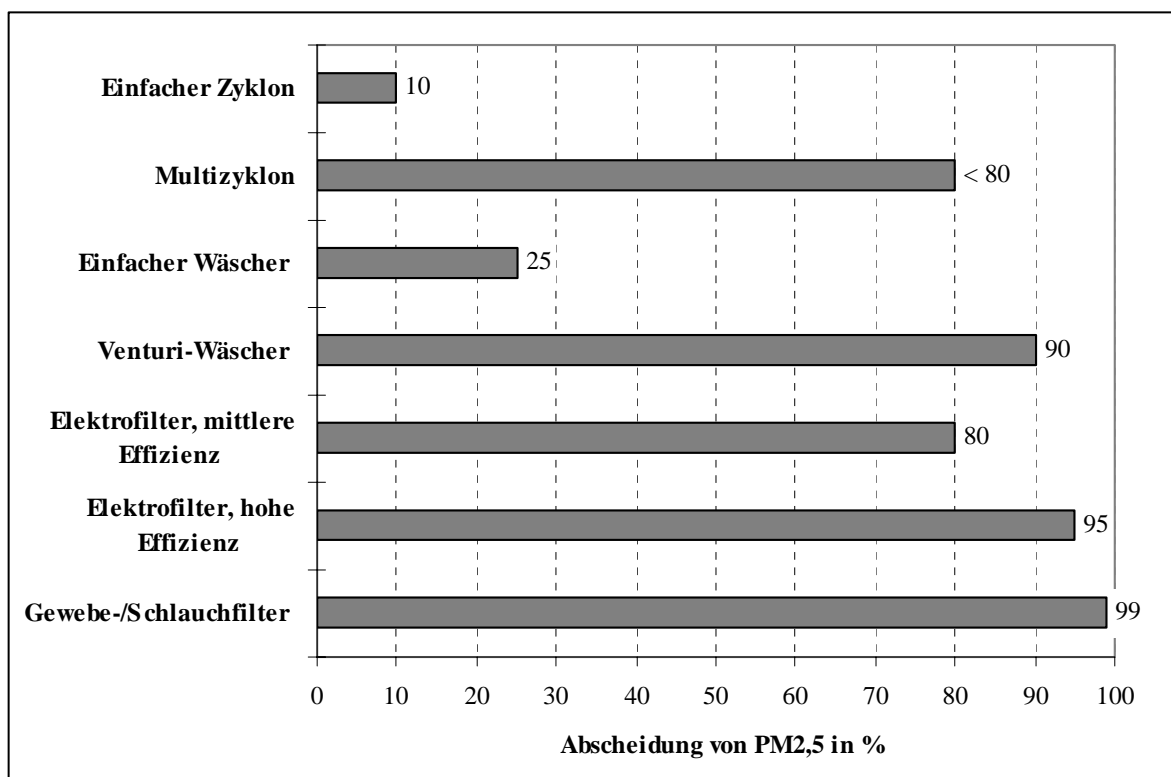
### **Elektrofilter**

Ebenso wie Gewebefilter sind auch die elektrostatischen Verfahren für die Feinstaubabscheidung gut geeignet. Die Abscheidung in Elektrofiltern erfolgt durch elektrische Aufladung und Transport der Partikel innerhalb eines elektrischen Feldes. Die Entfernung der an der Elektrode anhaftenden Partikel erfolgt bei trockenen Elektrofiltern durch periodische Erschütterungen und bei nassen Elektrofiltern durch einen Rieselfilm aus Flüssigkeit. Die Gesamtstaub-Abscheideraten können bei einer ausreichenden Verweilzeit der Partikel im elektrischen Feld der Anlage bei bis über 99,9 % liegen, wobei auch sehr kleine Partikel mit  $< 0,1 \mu\text{m}$  Durchmesser erfasst werden (s. VDI-Richtlinie 3678).

Untersuchungen von /Zukeran et al. 1997a/ zeigen, dass auch bei Elektrofilteranlagen mit einer sehr guten Wirksamkeit bei der Gesamtstaubmasse aufgrund einer unzureichenden Aufladung von Nanopartikeln die Abscheidung bezogen auf die Partikelanzahl bei unter 30 % liegen kann. Im Größenbereich von etwa  $0,1$  bis  $1 \mu\text{m}$  Partikeldurchmesser haben Filteranlagen aufgrund der Überlagerung und gegenseitigen Störung von Diffusion und Massenkräften in der Regel die niedrigste Abscheiderate. Hier kann beispielsweise die Wirksamkeit von derzeitigen Elektrofiltern in der Praxis bezogen auf die Partikelmasse bei nur etwa 70 bis 80 % liegen /Strand et al. 2002/. Als Ursachen werden die unzureichende Dimensionierung der Abscheider, der Partikeldurchtritt während der Regenerierung und im Falle der Elektrofilter die unzureichende elektrische Aufladung von Nanopartikeln diskutiert. Hier spielt auch eine Rolle, dass Filteranlagen in der Regel zur Einhaltung von Gesamtstaubgrenzwerten kostenoptimiert ausgelegt werden. Da die Feinfraktion den größten massebezogenen Anteil des Staubdurchgangs moderner Entstaubungsanlagen darstellt, ist anzunehmen, dass Erhöhungen der Wirksamkeit durch Nachrüstungen oder Optimierungen vor allem Feinstäube wirksam mindern.

Bei Elektrofiltern können Verbesserungen der Abscheidung durch eine Minimierung systemimmanenter Effekte, wie der Wiederaufwirbelung bereits abgeschiedener Partikel oder das elektrische Rücksprühen infolge von elektrischen Überschlägen erfolgen /Miller 1998/. Diese Verbesserungen betreffen vor allem Dimensionierungsregeln für die Gestaltung von Elektrofiltergassen neuer Filteranlagen. Um die physikalischen Abscheidebedingungen zu verbessern, kann eine Konditionierung des Abgases über verschiedene Methoden, wie Vorschalten eines Verdampfungskühlers oder Beimischen von z. B. Ammoniak ( $\text{NH}_3$ ) oder Wasserdampf zur Reduktion des Staubwiderstandes angewendet werden /ELEX 2002/. Untersuchungen von /Gutfinger et al. 2000/ haben gezeigt, dass das Nachschalten einer „blockierenden“ Elektrode, welche die gleiche Ladung wie die Partikel und damit eine Kraftwirkung entgegen der Abgasströmung besitzt, die Wirksamkeit massenbezogen verdoppeln kann. Eine optimierte Spannungsversorgung und verbesserte

Elektrodengeometrien verbessern die Aufladung von feinen Partikeln im Nanometerbereich. Die Entwicklung gepulster Hochspannungs-Energieversorgungen mit kurzen Spannungsimpulsen hoher Amplituden verspricht eine bessere Abscheidung von feinen Partikeln auch in nachgerüsteten Altanlagen /Siemens 1999/. Auch eine Optimierung der mechanischen Abreinigung trockener Elektrofilter kann die Durchlassrate bestehender Anlagen vermindern. Untersuchungen von /Zukeran et al. 1997b/ haben gezeigt, dass eine wassergekühlte zusätzliche Voraufladung der Partikel in der Lage ist, die Durchlassrate bezogen auf die Partikelanzahl deutlich zu reduzieren. Eine Nachrüstung bestehender Elektrofilter kann beispielsweise auch über das Vor- oder Nachschalten eines weiteren Feldes erfolgen. Die Umwandlung eines Elektrofilters in einen Hybridfilter als Kombination von Elektro- und Gewebefilter vereinigt die Vorteile beider Abscheidemechanismen und kann auch eine wirksame Möglichkeit der Nachrüstung darstellen /ELEX 2002/. Das Vorschalten eines Sprühwäschers kann neben einer Vorabscheidung größerer Partikel auch über eine Agglomeration feiner Partikel infolge von Wasserdampf-Kondensation die Abscheidung von Elektrofiltern verbessern. Eine solche effektive Kombination von Gaswäscher und elektrostatischer Abscheidung stellt beispielsweise der CAROLA-Abscheider dar, der bislang allerdings nur für kleinere Volumenströme in der chemischen Industrie und zur Abscheidung von Ölnebeln in der Automobilindustrie eingesetzt wird /Paur 2002/.



**Abbildung 5-4:** Abscheideraten stationärer Entstaubungssysteme für PM<sub>2,5</sub> aus /EPA 1995/

### **Erfassung von Abgasen**

Zur Minderung diffuser Emissionen ist eine verbesserte Erfassung von Abgasen wirksam. Dies hat die Zielsetzung, möglichst die gesamten in einem Betrieb entstehenden Emissionen einer vorhandenen Abluftreinigung zuzuführen. Maßnahmen können z. B. strömungstechnische Verbesserungen und die Optimierung der Bauform von offenen Erfassungseinrichtungen, die Vergrößerung des Wirkbereiches von Strömungssenken oder die möglichst quellennahe Absaugung von Emissionen darstellen /Bach et al. 1999/. Betrachtungen zur Wirksamkeit und Implementierung solcher Maßnahmen sind nur möglich unter Berücksichtigung von betriebsspezifischen Gegebenheiten und sofern die diffusen Anteile der Emissionen aus Industriebetrieben bekannt sind. Auch beim Umschlag staubender Güter sind teilweise sekundäre Maßnahmen möglich, die vor allem auf die Erfassung dieser diffusen Emissionen zielen. Dazu gehören die Einhausung von Greiferabwurfstellen, Förderbändern und Schüttgossen in Verbindung mit Entstaubungsanlagen und der Einsatz von Schraubenhebern und pneumatischen Hebern mit integrierten filternden Abscheidern /Eickelpasch 1998/. Eine wirksame Entstaubung vorausgesetzt, können so im Einzelfall erhebliche Emissionsminderungen erreicht werden.

## **5.2 Weitergehende Minderungspotenziale in Deutschland**

Die Betrachtung technischer Minderungsmaßnahmen und ihrer spezifischen Wirksamkeit liefert eine Reihe von wirksamen Maßnahmen zur Feinstaubminderung. Dieselpartikelfilter, Erdgasfahrzeuge und stationäre Filteranlagen sind weit entwickelte, verfügbare und vielfach bewährte Technologien, deren Einsatz bzw. Optimierung unter Berücksichtigung des Emissionsinventars bedeutende Minderungen der Feinstaubemissionen erwarten lassen. Zu diesen Technologien werden im Folgenden Betrachtungen der Minderungspotenziale anhand des Referenzszenarios 2010 dargestellt. Betrachtet werden zudem Szenarien zu Brennstoff- und Technologiesubstitutionen für Kohle- und Holzfeuerungen und den Seeschiffsverkehr. Es ist zu erwarten, dass für die betrachteten quellenspezifisch sehr wirksamen Maßnahmen bis 2010 in Deutschland aufgrund einer eingeschränkten oder nur langsamen Umsetzbarkeit in Abhängigkeit von politischen und ökonomischen Randbedingungen die dargestellten Minderungen nur teilweise realisiert werden können. Die Abschätzungen von Minderungspotenzialen ausgehend vom Referenzszenario 2010 und den erreichbaren spezifischen Minderungen stellen somit hypothetische Fallannahmen dar, die auch und gerade für Minderungsstrategien in der Zukunft nach 2010 relevante Ergebnisse liefern.

### **5.2.1 Annahmen und Randbedingungen für Minderungsszenarien**

Um die Wirksamkeit von Maßnahmenoptionen mit dem Referenzszenario der Emissionen im Jahr 2010 verknüpfen zu können, wurden von Literaturangaben prozessspezifische Emissionsfaktoren abgeleitet, die den technisch erreichbaren Stand darstellen. Diese wurden

mit den für die Emissionsermittlung verwendeten Emissionsfaktoren verglichen und aus der Differenz Minderungspotenziale abgeschätzt.

### **Mobile Quellen**

Die Annahmen in den Minderungsszenarien für mobile Quellen sind in der Tabelle 5-1 aufgeführt. Für die Einführung des Dieselpartikelfilters bei Neufahrzeugen wurde ausgehend von Messdaten eine Minderung der spezifischen Emissionen gegenüber dem EURO 4-Emissionsniveau um 90 % bei PKW und leichten Nutzfahrzeugen (LNF) und 70 % bei schweren Nutzfahrzeugen (SNF) angenommen (M1, M3). Für schwere Nutzfahrzeuge zeigte die erste Zertifizierung eines neuen LKW mit Partikelfilter (s. /AECC 2001a/), dass die zu erwartenden Emissionsfaktoren im Vergleich zu den PKW nicht so deutlich unter dem EURO 4-Emissionsniveau liegen werden. Der Beginn der Maßnahmenimplementierung wurde Anfang des Jahres 2006 angenommen. Ein Teil des sich hier ergebenden Minderungspotenzials wird bis zum Jahr 2010 aufgrund der freiwilligen Einführung des Filters bei PKW-Neufahrzeugen bereits umgesetzt sein. Auch bei den sonstigen Fahrzeugen im Offroad-Bereich wird eine Minderung der Emissionsfaktoren der Neufahrzeuge um 90 % für möglich gehalten. Filternachrüstungen wurden im Straßenverkehr für den gesamten Fahrzeugbestand ab Beginn des Jahres 2006 betrachtet (M4 bis M7). Es wurde eine Minderung der spezifischen Emissionen der Fahrzeuge um 40 % und optimistische 80 % im Realbetrieb angenommen. Ein Nachrüsten aller Altfahrzeuge wird aus technischen und ökonomischen Gründen nicht umgesetzt werden können. Eine Darstellung der erreichbaren Minderungspotenziale für einzelne Fahrzeugkonzepte kann aufzeigen, für welche Fahrzeuge im Straßenverkehr eine Nachrüstung vor allem sinnvoll ist.

Verfügbare Messdaten zeigen, dass erdgasbetriebene Fahrzeuge ein zumindest vergleichbares oder ein niedrigeres Emissionsniveau erreichen wie zukünftige neue Dieselfahrzeuge mit geschlossenem Partikelfilter. Nach Messdaten von /Andersson & Wedekind 2001/ ergibt sich bei neuen schweren Nutzfahrzeugen eine ähnliche spezifische Minderung durch den Ersatz von EURO 4-Dieselmotoren, weshalb hier die gleichen Annahmen getroffen wurden (M3). Bei den PKW/LNF erfolgte eine separate Betrachtung der Erdgasmotoren und die Annahme einer Wirksamkeit von 99 % Minderung gegenüber EURO 4 (M2).

Bei den sonstigen Fahrzeugen wurden für die Quellgruppen Landwirtschaft, Baumaschinen und Industrie Szenariennahmen getroffen. Zum Erreichen der zweiten Grenzwertstufe der EU-Richtlinien 97/68/EG bzw. 2000/25/EG für mobile Maschinen und Geräte ist noch kein Einsatz von Partikelfiltern erforderlich. Modifizierungen der Einspritzsysteme, verbesserte Einspritzpumpen, optimierte Brennraumgeometrie und Ladeluftkühlung bei Volllast reichen für die Einhaltung der Grenzwerte aus /Hjon 2001/. Inwiefern die zu erwartenden Grenzwerte der 3. bzw. 4. Stufe nach 2010 sekundäre Maßnahmen erfordern, ist noch unklar. Eine Ausweitung der Anforderungen an den Schwefelgehalt der Kraftstoffe im Straßenverkehr entsprechend der EU-Richtlinie 98/70/EG auf den Offroad-Bereich ist denkbar und wurde



schon vor Jahren diskutiert /AECC 2001c/. Sowohl die Ausrüstung von Neufahrzeugen mit Partikelfiltern (M8) als auch ein Nachrüsten von Altfahrzeugen (M9, M10) wären damit möglich. Im europäischen VERT-Projekt wurden für Baumaschinen Dieselpartikelfilter-Systeme untersucht und geprüft /Mayer et al. 2000/. Auch in anderen Bereichen sind Partikelfilter bereits vielfach erprobt. Im Gegensatz zum Straßenverkehr besteht eine relativ langsame Durchdringung des Marktes mit Neufahrzeugen, vor allem bei den landwirtschaftlichen Fahrzeugen, die eine mittlere Lebensdauer von über 20 Jahren haben. Dies begrenzt den Einfluss von technischen Neuerungen auf die Emissionssituation im Jahr 2010. Dementsprechend sind hohe Minderungspotenziale durch die Nachrüstung von Altfahrzeugen zu erwarten, wobei dies sicherlich nur eingeschränkt realisierbar ist.

Für den Schienenverkehr erfolgten keine quantitativen Betrachtungen, da die Emissionen im Jahr 2010 im Vergleich zum gesamten Verkehrssektor gering sein werden. Durchaus interessant ist die Ausrüstung von Dieselloks mit Partikelfiltern, da hier bereits schwefelarmer Kraftstoff (< 50 ppm Schwefelgehalt) eingesetzt wird und eine relativ geringe Anzahl von leistungs- und emissionsstarken Motoren mit einer Lebensdauer von etwa 30 Jahren auszurüsten ist. Bislang existieren noch keine Dieselloks mit Partikelfiltersystem, es fanden aber bereits 2001 in einem vom BMBF geförderten Projekt (ASCHE - Abgasemissionssenkung für Schienenfahrzeuge mit Verbrennungsmotor) die Entwicklung und Erprobung eines SCRT-Systems (Kombination aus CRT-Partikelfiltersystem und SCR-Entstickung) für Dieselloks statt (s. <http://www.minimalemission.de/>).

Im Schiffsverkehr können aufgrund der hohen Lebensdauer von Schiffsmotoren primäre Maßnahmen und technologische Verbesserungen nur langsam umgesetzt werden. Der Einsatz von Partikelfiltern ist aufgrund des Schwefelgehalts im Kraftstoff, der hohen Lebensdauer und ökonomischer Zwänge nicht mittelfristig umsetzbar. Im Binnenschiffsverkehr wird vor allem Dieselkraftstoff eingesetzt, der im Jahr 2010 einen Schwefelgehalt von unter 1.000 ppm einhalten wird. Demgegenüber wird beim Seeverkehr für den Hauptantrieb aus Kostengründen weltweit zu etwa 80 % schweres Heizöl mit einem Schwefelgehalt von derzeit bis über 30.000 ppm eingesetzt. Für den Bereich der Nord- und Ostsee soll nach Plänen der EU-Kommission in absehbarer Zeit nur schweres Heizöl mit einem Schwefelgehalt von unter 15.000 ppm eingesetzt werden. Eine Senkung des Schwefelgehalts kann eine deutliche Minderung nicht nur der SO<sub>2</sub>-, sondern auch der direkten Partikelemissionen bewirken. Nach /Lloyd's Register 1995/ erreicht eine Absenkung des Schwefelgehalts von 32.000 ppm auf 2.000 ppm eine Minderung der Partikelemissionen um etwa 90 %. Ausgehend von 15.000 ppm Schwefelgehalt im Jahr 2010 sind bei einer Senkung des Schwefelgehalts auf 2.000 ppm um 50 % geringere Emissionen zu erwarten (M11). Mit dieser Maßnahme kann vor allem die Emission von Schwefelsäure- und Sulfataerosolen, weniger von Rußpartikeln wirksam gemindert werden.

**Tabelle 5-1:** Szenarienannahmen für mobile Quellen im Jahr 2010 (Dieselmotoren)

	<b>Maßnahme und Minderung der spezifischen Partikelemission (Emissionsfaktor)</b>
M1	PKW & LNF – Neufahrzeuge EURO 4 mit Partikelfilter ab 2006 (90 % Minderung)
M2	PKW & LNF – Neufahrzeuge EURO 4 mit Erdgas ab 2006 (99 % Minderung)
M3	SNF – Neufahrzeuge EURO 4 mit Partikelfilter /Erdgas ab 2006 (70 % Minderung)
M4	PKW & LNF EURO 1, 2, 3 und ältere – Nachrüstung mit Partikelfilter (40 % Minderung)
M5	PKW & LNF EURO 1, 2, 3 und ältere – Nachrüstung mit Partikelfilter (80 % Minderung)
M6	SNF EURO 1, 2, 3 und ältere – Nachrüstung mit Partikelfilter (40 % Minderung)
M7	SNF EURO 1, 2, 3 und ältere – Nachrüstung mit Partikelfilter (80 % Minderung)
M8	Sonstige Fahrzeuge* – Neufahrzeuge mit Partikelfilter ab 2006 (90 % Minderung)
M9	Sonstige Fahrzeuge* – Nachrüstung aller Altfahrzeuge mit Partikelfilter (40 % Minderung)
M10	Sonstige Fahrzeuge* – Nachrüstung aller Altfahrzeuge mit Partikelfilter (80 % Minderung)
M11	Seeschiffsverkehr – Absenkung des Schwefelgehalts von schwerem Heizöl von 15.000 ppm auf 2.000 ppm (50 % Minderung)

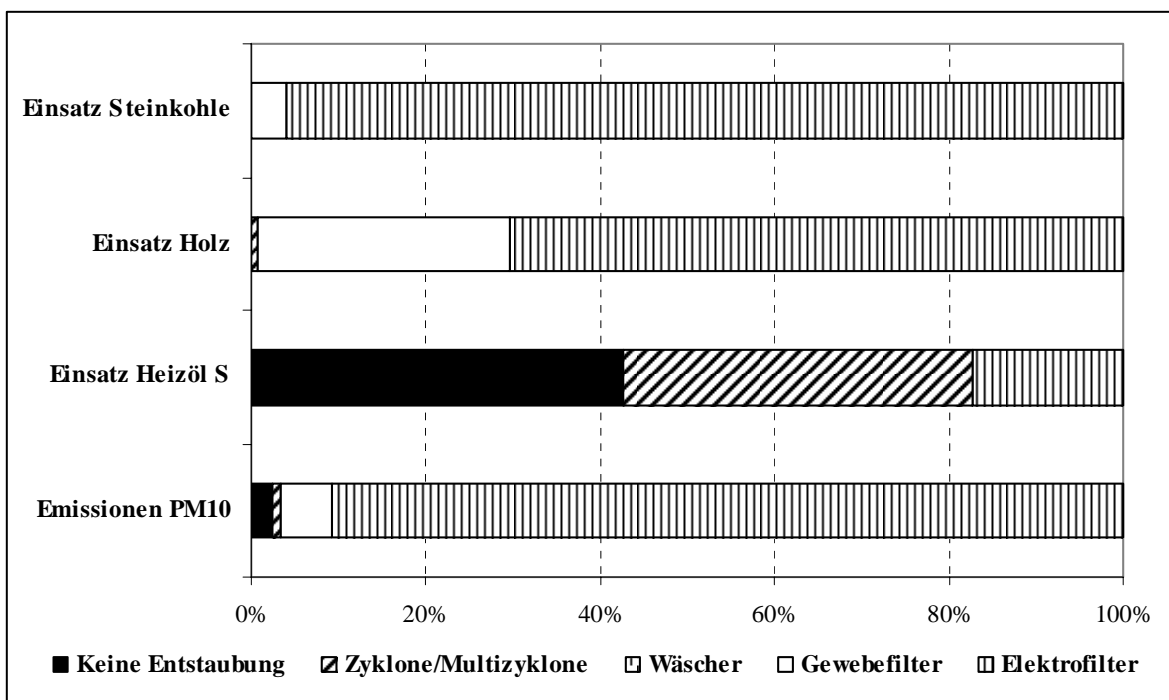
\* Fahrzeuge im Offroad-Bereich: Landwirtschaft, Baumaschinen/Industrie, nach /KBA 1998/ jährlicher Neufahrzeuganteil im Bestand: 2,1 % bzw. 3,6 %

### Stationäre Quellen

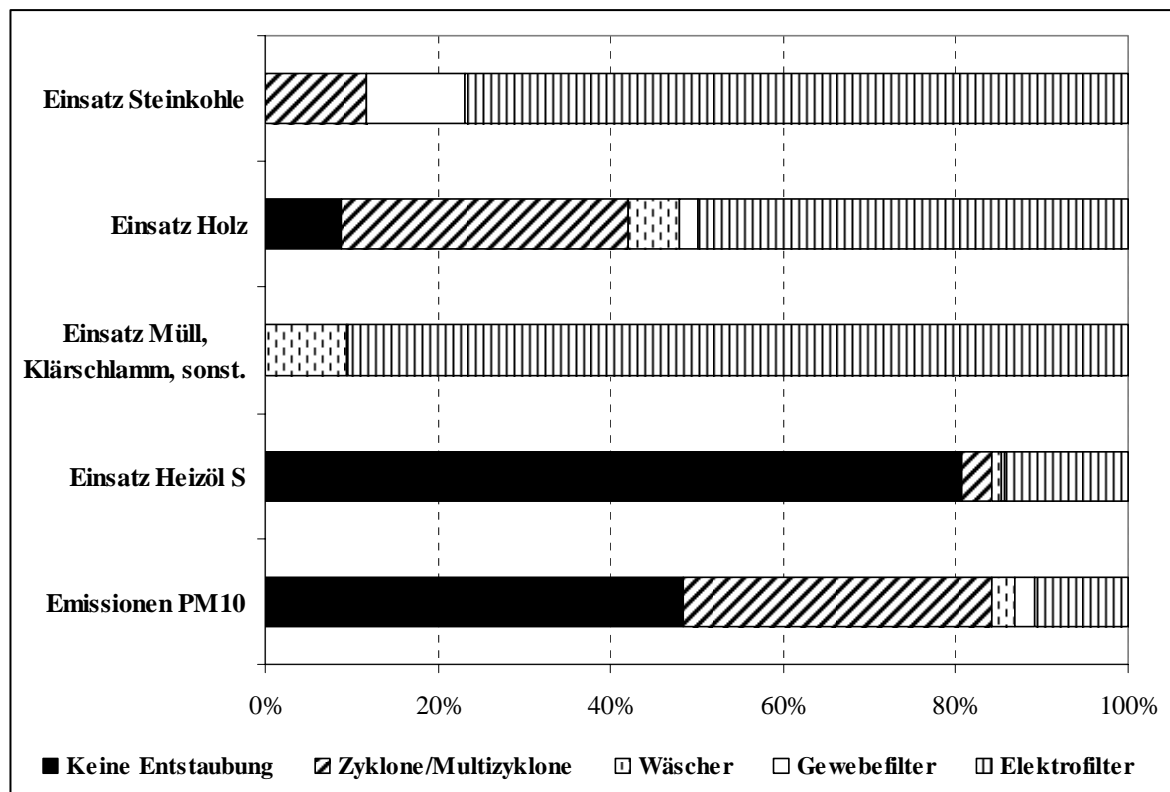
Bei den stationären Quellen ist zu unterscheiden zwischen den zumeist genehmigungsbedürftigen Kraft-, Heizwerken und industriellen Produktionsanlagen, die oftmals bereits mit einer Entstaubung ausgerüstet sind, und nicht genehmigungsbedürftigen Anlagen wie etwa Kleinf Feuerungen, die in der Regel ohne sekundäre Maßnahmen betrieben werden. Für die genehmigungsbedürftigen Anlagen finden sich Informationen zu den installierten Abgasreinigungen in den Emissionserklärungen der Betreiber. Informationen zur tatsächlichen Wirksamkeit der Entstaubungssysteme sind allerdings in der Regel nicht vorhanden. In dieser Arbeit können Auswertungen solcher Daten beispielhaft für das Land Baden-Württemberg dargestellt werden. Auch bei den Herstellern von Filteranlagen gibt es zumeist nur geringe Kenntnisse der in der Praxis dauerhaft erreichten Wirksamkeit gegenüber feinen Partikeln, da grö ßenselektive Messungen nicht gesetzlich erforderlich sind. Dadurch ist eine Beschreibung einerseits des derzeitigen Stands in der Abgasreinigung und andererseits des über weitere Maßnahmen erreichbaren Stands der Technik nicht ohne weiteres möglich. Eine Quantifizierung von Minderungspotenzialen erfolgte in dieser Arbeit deshalb mit den folgenden zwei Vorgehensweisen:

- Vergleich von derzeitigen Emissionsfaktoren mit rohgasseitigen Emissionsfaktoren (ohne Minderungsmaßnahmen) (z. B. aus /EPA 1995/, /EIP 2001b/, /TNO 2001/, /Klimont et al. 2002/) verknüpft mit Daten zur erreichbaren Wirksamkeit von Filteranlagen zur Ableitung des technisch erreichbaren Stands.
- Vergleich von derzeitigen Emissionsfaktoren mit den niedrigsten in der Literatur dokumentierten Emissionsfaktoren (z. B. aus /EPA 1995/, /TNO 2001/, /EIPPCB 2003a/, /UMEG 1999/) als technisch erreichbarer Stand.

Ein Minderungspotenzial kann bei den industriellen Anlagen einerseits über die zusätzliche Implementierung von hoch wirksamen Abgasreinigungen und andererseits durch die Verbesserung der Wirksamkeit schon bestehender Abgasreinigungssysteme erreicht werden. Abbildung 5-5 zeigt beispielhaft für die Großfeuerungen (4. BImSchV-Nr. 01.01) in Baden-Württemberg, dass der Einsatz des wichtigsten Energieträgers Steinkohle im Jahr 1996 bereits zu etwa 95 % in Anlagen mit Elektrofilter und zu 5 % in Anlagen mit Gewebefilter stattfand. Folglich stellen die Emissionen aus diesen Feuerungsanlagen Staubdurchgang von wirksamen Filtern dar. Ein Minderungspotenzial kann sich nur über eine ggf. mögliche Verbesserung der Feinstaubabscheidung ergeben. Demgegenüber war bei den industriellen Feuerungen (4. BImSchV-Nr. 01.02) und den indirekten Prozessfeuerungen die Ausstattung mit hoch wirksamen Abgasreinigungen deutlich geringer (s. Abbildung 5-6). Hier ergeben sich Minderungspotenziale auch über einen verstärkten Einsatz von Elektro- und Gewebefiltern, besonders bei den Feuerungen mit Holz und schwerem Heizöl.



**Abbildung 5-5:** Abgasreinigungssysteme bei genehmigungsbedürftigen Anlagen in Baden-Württemberg im Jahr 1996: Großfeuerungen 4. BImSchV-Nr. 01.01



**Abbildung 5-6:** Abgasreinigungssysteme bei genehmigungsbedürftigen Anlagen in Baden-Württemberg im Jahr 1996: Feuerungen 4. BImSchV-Nr. 01.02 und indirekte Prozessfeuerungen

In den Minderungsszenarien wurden für die stationären Anlagen die in Tabelle 5-2 genannten Fallannahmen betrachtet. Damit erfolgte bei insgesamt über 79 % der Feinstaubemissionen aus stationären Quellen im Jahr 2010 die Untersuchung der weitergehenden Minderungspotenziale. Bei den Feuerungsprozessen wurden ausschließlich thermisch erzeugte Feinstäube aus Anlagen mit festen Brennstoffen betrachtet. Die berücksichtigten Produktionsprozesse (prozessbedingte Emissionen einschließlich Prozessfeuerungen) sind das Brechen, Mahlen, Klassieren von Gestein, Raffinerien, die Eisen- und Stahlerzeugung, die NE-Metallerzeugung, die Zement-, Kalk-, Ziegel- und Glasherstellung, Asphaltmischanlagen, Eisen- und Stahlgießereien, Lackieranlagen, die Herstellung von Zucker, Düngemitteln und Holzspanplatten, Räuchereien, Schreinereien, die Bauschutttaufbereitung und die Haltung von Schweinen und Rindern.

Als technisch erreichbar wurde bei Kraft- und Heizwerken und in der Industrie eine  $PM_{2,5}$ -Abscheiderate durch sekundäre Maßnahmen von 98 % bzw. 99 % im Realbetrieb angenommen (S1 bis S6). Für  $PM_{10}$  wurde die Wirksamkeit getrennt für  $PM_{2,5}$  und den größeren Staubanteil von 2,5 bis 10  $\mu m$  Durchmesser ( $PM_{coarse}$ ) angenommen, da hiermit die unterschiedlichen Feinstaubanteile der Prozessemissionen nachvollziehbarer mit den maßnahmenspezifischen Wirksamkeiten verknüpft werden konnten. Für die resultierenden Emissionsfaktoren erfolgte ein Abgleich mit Angaben aus der Literatur. Daraus wurden

Emissionsfaktoren abgeleitet, die nach dem derzeitigen Kenntnisstand das technisch erreichbare Emissionsniveau abbilden (s. Tabelle 8-13 im Anhang). Bei den Kraft- und Heizwerken verspricht zudem die Substitution der Braunkohle- und Steinkohlefeuerungen bedeutende Minderungspotenziale (S7). Bei den industriellen Kraft- und Heizwerken wurde ein möglicher Ersatz von Heizöl S und Kohlen betrachtet (S8). Zusätzlich zu den genehmigungsbedürftigen Anlagen konnte auch für die Kleinf Feuerungen eine Abschätzung der maximalen Minderungspotenziale durch die Substitution der verbliebenen Kohlenfeuerungen vorgenommen werden (S9). Schließlich erfolgten drei Szenarienannahmen für die nicht genehmigungsbedürftigen Feuerungsanlagen. Einerseits wurden der konsequente Einsatz von emissionsarmen Holzfeuerungsanlagen (S10, S11) und andererseits eine mögliche Ausrüstung von leistungsstärkeren gewerblichen Anlagen mit Gewebefilter betrachtet (S12).

**Tabelle 5-2:** Szenarienannahmen für stationäre Quellen im Jahr 2010

	<b>Maßnahme und Minderung der spezifischen Partikelemission (Emissionsfaktor)</b>
S1	Öffentliche Kraft- und Heizwerke (Kohlen, Heizöl S, Petrolkoks) – Optimierte Filteranlagen mit 99,9 % $PM_{Coarse}$ - und 98 % $PM_{2,5}$ -Abscheidung bzw. niedrigster Literaturwert
S2	Öffentliche Kraft- und Heizwerke (Kohlen, Heizöl S, Petrolkoks) – Optimierte Filteranlagen mit 99,9 % $PM_{Coarse}$ - und 99 % $PM_{2,5}$ -Abscheidung bzw. niedrigster Literaturwert
S3	Industrielle Kraft- und Heizwerke* (Kohlen, Heizöl S, Petrolkoks) – Optimierte Filteranlagen mit 99,9 % $PM_{Coarse}$ - und 98 % $PM_{2,5}$ -Abscheidung bzw. niedrigster Literaturwert
S4	Industrielle Kraft- und Heizwerke* (Kohlen, Heizöl S, Petrolkoks) – Optimierte Filteranlagen mit 99,9 % $PM_{Coarse}$ - und 99 % $PM_{2,5}$ -Abscheidung bzw. niedrigster Literaturwert
S5	Emissionsrelevanteste industrielle Produktionsprozesse** – Optimierte Filteranlagen mit 99,9 % $PM_{Coarse}$ - und 98 % $PM_{2,5}$ -Abscheidung in der Industrie, 90 % Abscheidung von diffusen/mechanischen Emissionen, 50 % Abscheidung bei Tierhaltungen bzw. niedrigster Literaturwert
S6	Emissionsrelevanteste industrielle Produktionsprozesse** – Optimierte Filteranlagen mit 99,9 % $PM_{Coarse}$ - und 99 % $PM_{2,5}$ -Abscheidung in der Industrie, 90 % Abscheidung von diffusen/mechanischen Emissionen, 50 % Abscheidung bei Tierhaltungen bzw. niedrigster Literaturwert
S7	Öffentliche Kraft- und Heizwerke – Substitution von 20 % Braun-, Steinkohlen durch Erdgas
S8	Industrielle Kraft- und Heizwerke* – Substitution von 20 % Braun-, Steinkohlen durch Erdgas
S9	Kleinf Feuerungen Haushalte und Kleinverbraucher – Substitution der verbliebenen Kohlenfeuerungen durch Erdgasfeuerungen (Emissionsfaktor $PM_{10}$ bzw. $PM_{2,5} = 0,03$ kg/TJ)
S10	Kleinf Feuerungen Haushalte und Kleinverbraucher – neue emissionsarme Holzfeuerungen ab 2006 (20 % der Aktivität im Jahr 2010 bei Kleinverbrauchern und Haushalten) (70 % Minderung bei Kleinverbrauchern und 86 % Minderung bei Haushalten)
S11	Kleinf Feuerungen Haushalte und Kleinverbraucher – alle Holzfeuerungen im Jahr 2010 emissionsarm (70 % Minderung bei Kleinverbrauchern und 86 % Minderung bei Haushalten)
S12	Kleinf Feuerungen Kleinverbraucher – Einsatz von Gewebefiltern mit 90 % Abscheiderate bei gewerblichen Anlagen > 50 kW Leistung mit festen Brennstoffen (Kohlen und Holz)

\* einschließlich Feuerungsanlagen des übrigen Umwandlungsbereichs

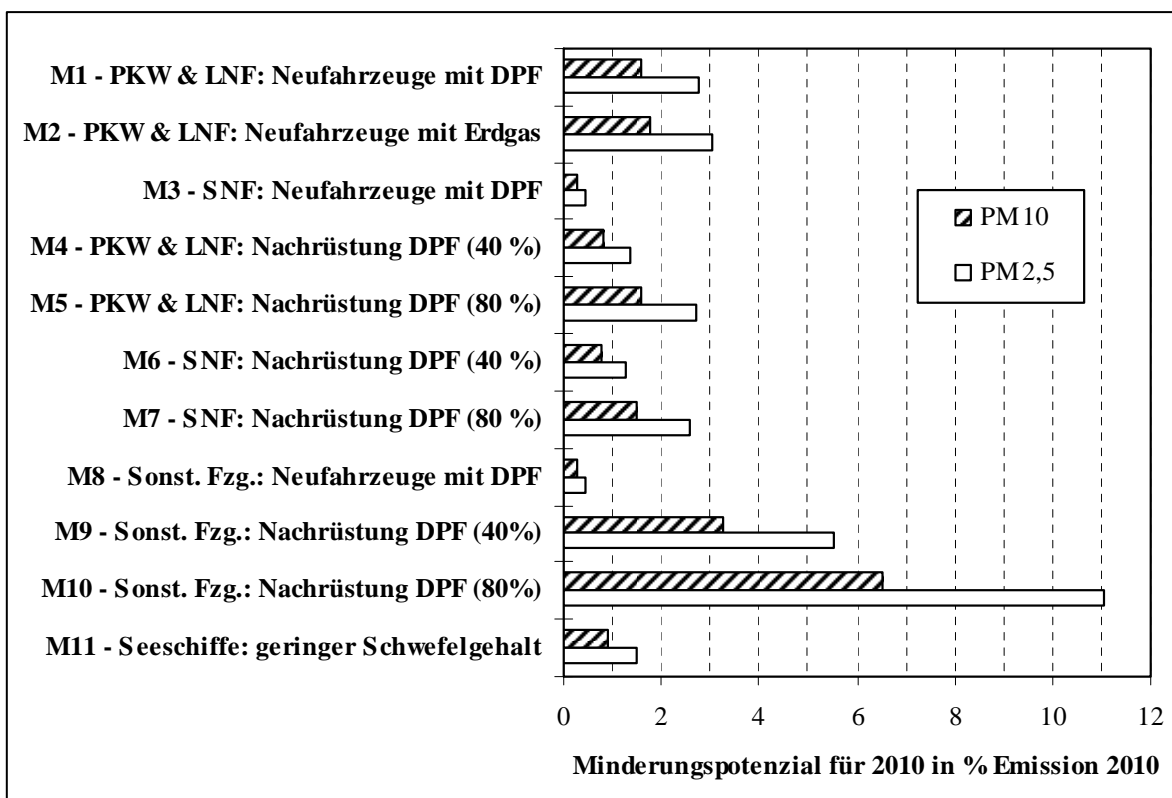
\*\* 25 Prozesse, die 80 % der gesamten  $PM_{2,5}$ -Emissionen der Produktionsprozesse im Jahr 2010 verursachen

### 5.2.2 Ergebnisse der Minderungsszenarien

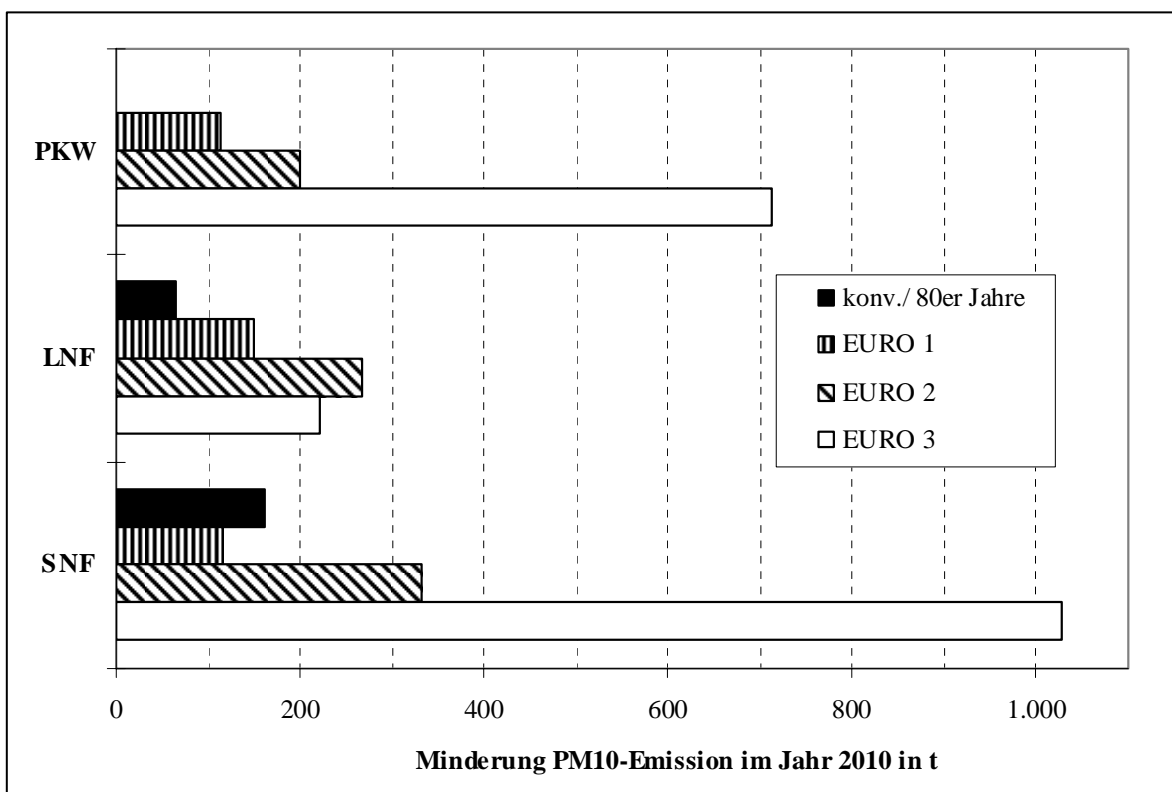
In der Abbildung 5-7 sind die Ergebnisse für die mobilen Quellen in % Minderung der gesamten, für das Jahr 2010 berechneten anthropogenen Emissionen dargestellt, wobei die Aufwirbelung von Straßenstaub mit berücksichtigt wurde. Hierbei entspricht 1 % Minderung als Ergebnis des Trendszenarios einer Staubmenge von 2.171 t PM<sub>10</sub> und 1.216 t PM<sub>2,5</sub>. Durch die Einführung des Diesel-Partikelfilters bei neuen PKW und LNF ab Anfang 2006 können die PM<sub>10</sub>-Emissionen aller anthropogenen Quellgruppen in Deutschland im Jahr 2010 um etwa 1,6 %, die PM<sub>2,5</sub>-Emissionen um 2,7 % gemindert werden. Die Wirksamkeit dieser Maßnahme wird sich in den Folgejahren verstärken, da die Implementierung im Jahr 2010 noch nicht abgeschlossen sein wird. Auch für die SNF wäre im Jahr 2010 die Implementierung des Partikelfilters nur teilweise erfolgt. Hieraus und aus den strengen EURO 4-Anforderungen, ergibt sich ein relativ geringes über EURO 4 hinausgehendes Minderungspotenzial für das Jahr 2010 von unter 0,5 %. Die Nachrüstung älterer KFZ ab dem Jahr 2006 erreicht bei den SNF ein deutlich höheres Minderungspotenzial von bis zu etwa 1,5 % PM<sub>10</sub> und 2,6 % PM<sub>2,5</sub>. Das erreichbare Potenzial der Nachrüstung von PKW und LNF vor EURO 4 liegt in der gleichen Größenordnung.

Den Ergebnissen für den Straßenverkehr sind in Abbildung 5-7 Szenarien für die vollständige Implementierung von Partikelfiltern bei sonstigen Fahrzeugen älterer und neuer Bauart gegenübergestellt. Bedingt durch das im Vergleich zum Straßenverkehr höhere Durchschnittsalter der Fahrzeuge - vor allem bei den landwirtschaftlichen Maschinen - kann ein großes Minderungspotenzial von bis zu 6,5 % PM<sub>10</sub> und 11 % PM<sub>2,5</sub> über die Nachrüstung des Altfahrzeugbestands dargestellt werden. Es wird deutlich, dass auch hier erhebliche Minderungen erreicht werden können, auch wenn eine Reduzierung der spezifischen Emissionen des gesamten Fahrzeugbestands um optimistische 80 % aus technischen und ökonomischen Gründen sicherlich nicht realisiert werden kann. Die Absenkung des Schwefelgehalts von schwerem Heizöl im Seeverkehr auf 2.000 ppm würde eine weitere Emissionsminderung um 0,9 % PM<sub>10</sub> und 1,5 % PM<sub>2,5</sub> bedeuten.

Abbildung 5-8 zeigt die Minderungspotenziale der Filternachrüstung im Straßenverkehr nach Fahrzeugkonzept beispielhaft für PM<sub>10</sub>. Es wurde eine spezifische Reduktion der Fahrzeugemissionen von jeweils 40 % und die Nachrüstung des gesamten Bestands angenommen. Es zeigt sich, dass bei den PKW aufgrund der hohen Fahrleistungsanteile mit 70 % des Minderungspotenzials vor allem die Nachrüstung der EURO 3-Fahrzeuge zur Partikelminderung im Jahr 2010 beitragen kann, obwohl die spezifisch erreichbare Minderung bei einem älteren Fahrzeug größer ist. Bei den leichten und schweren Nutzfahrzeugen haben demgegenüber die Fahrzeuge vor EURO 3 einen deutlich höheren Anteil an der erreichbaren Emissionsminderung. Im Fall der schweren Nutzfahrzeuge liegen über 60 % des Minderungspotenzials durch die Nachrüstung bei den EURO 3-Fahrzeugen.



**Abbildung 5-7:** Minderungspotenziale für mobile Quellen in Deutschland im Jahr 2010 in % der Gesamtemission aller betrachteten anthropogenen Quellen im Jahr 2010

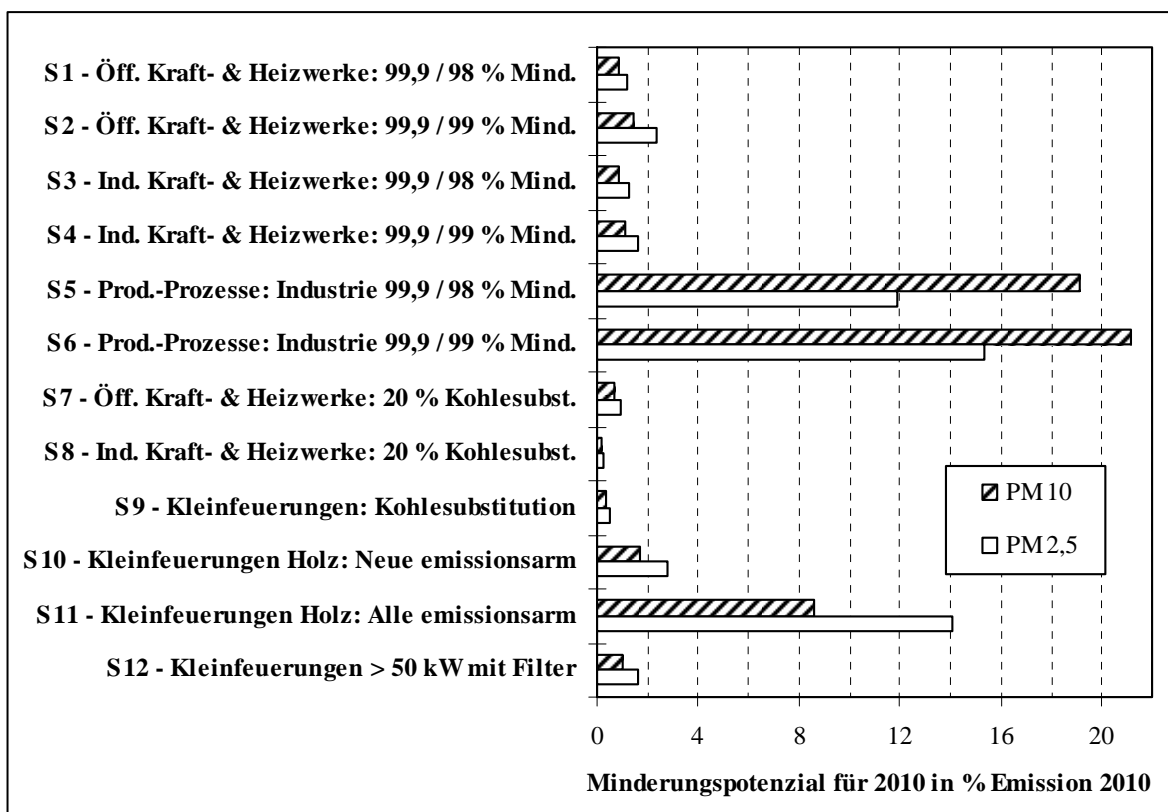


**Abbildung 5-8:** Minderungspotenziale für die KFZ-Nachrüstung mit Dieselpartikelfilter (40 % spezifische Minderung) in Deutschland im Jahr 2010 für verschiedene Fahrzeugkonzepte in t PM<sub>10</sub>

In Abbildung 5-9 sind Ergebnisse für die stationären Quellen dargestellt. Für die öffentlichen Kraft- und Heizwerke ergeben sich Minderungspotenziale – wiederum bezogen auf die anthropogenen Gesamtemissionen im Jahr 2010 – von 1,4 %  $PM_{10}$  und 2,3 %  $PM_{2,5}$  falls eine  $PM_{2,5}$ -Abscheiderate von 99 % angesetzt wird. Da Großfeuerungen in der Regel bereits mit wirksamen Filteranlagen ausgerüstet sind, ergeben sich Minderungspotenziale vor allem über die Annahme einer möglichen Verbesserung der Feinstaubabscheidung. Bei den industriellen Feuerungen liefert die Annahme einer optimierten Entstaubung eine Minderung von bis zu 1,1 bzw. 1,6 % der Gesamtemissionen des Jahres 2010. Bei den betrachteten Produktionsprozessen resultiert insgesamt ein hohes Minderungspotenzial von bis zu 21 % bei  $PM_{10}$  und 15 % bei  $PM_{2,5}$ , falls das Szenario mit  $PM_{2,5}$ -Abscheideraten von 99 % bzw. die abgeleiteten technisch erreichbaren Emissionsfaktoren vorausgesetzt werden. Diese Minderung ergibt sich zu 60 % ( $PM_{10}$ ) bzw. 65 % ( $PM_{2,5}$ ) bei Prozessen in der Metallindustrie (vor allem Eisen- und Stahlindustrie) und der Zementherstellung. Zu beachten ist, dass eine Ausschöpfung dieses Minderungspotenzials eine konsequente Erfassung der Prozessemissionen, also auch eine verbesserte Erfassung von diffusen Emissionen voraussetzt. Die Substitution von 20 % des Kohleneinsatzes durch Erdgasfeuerungen bei den öffentlichen und industriellen Kraft- und Heizwerken kann eine Emissionsminderung von etwa 0,8 %  $PM_{10}$  und 1,2 %  $PM_{2,5}$  erreichen.

Bei den Kleinfeuerungen können durch die vollständige Substitution von Kohlen weniger als 0,5 % der gesamten Feinstaubemissionen in Deutschland gemindert werden. Bedingt durch den hohen Emissionsanteil der Holzfeuerungen kann der konsequente Einsatz von emissionsarmen Neuanlagen (Annahme 20 % des Bestands im Jahr 2010) demgegenüber eine weitaus höhere Minderung von über 2,8 %  $PM_{2,5}$  erreichen. Werden spezifische Emissionen entsprechend dem Stand der Technik auch bei den Altanlagen gefordert, könnte das Minderungspotenzial auf bis zu etwa 14 %  $PM_{2,5}$  steigen. Die Realisierung dieses Minderungspotenzials über einen Anlagenaustausch oder eine mögliche Implementierung von Kleinfiltern ist bei den Haushaltsfeuerungen sicherlich nur langfristig denkbar. Die Annahme von Filteranlagen bei den leistungsstärkeren gewerblichen Feuerungen der Kleinverbraucher mit festen Brennstoffen und einer Leistung > 50 kW liefert eine Minderung um 1,2 %  $PM_{10}$  und 1,7 %  $PM_{2,5}$ . Die Ergebnisse der Minderungsszenarien sind im Anhang in den Tabellen 8-14 und 8-15 wiedergegeben.





**Abbildung 5-9:** Minderungspotenziale für stationäre Quellen in Deutschland im Jahr 2010 in % der Gesamtemission aller betrachteten anthropogenen Quellen im Jahr 2010

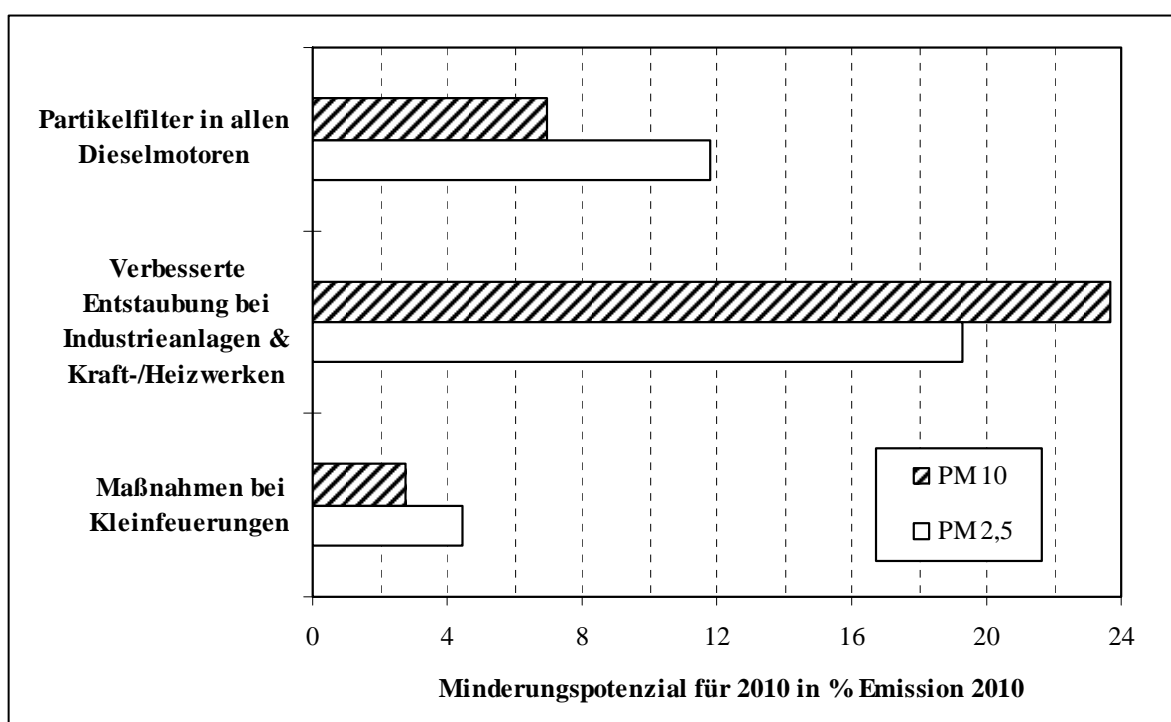
### 5.3 Schlussfolgerungen für eine zukünftige Luftreinhaltestrategie

Ausgehend von den vorangegangenen Betrachtungen werden als vielversprechende technische Minderungsmaßnahmen, deren Einsatz die Emissionen der Partikelmasse und der Partikelanzahl auch schon mittelfristig wesentlich reduzieren kann, die folgenden Optionen gesehen:

- Partikelfiltersysteme für Dieselmotoren
- Erdgasmotoren als Ersatz für Dieselmotoren
- Optimierte, hoch wirksame Filteranlagen bei stationären Quellen

Die Abbildung 5-10 zeigt zusammengefasste Ergebnisse der Minderungsszenarien für diese Optionen und Ergebnisse für mögliche Maßnahmen bei Kleinfeuerungen. Die in dieser Darstellung berücksichtigten Fallannahmen sind eine spezifische Wirksamkeit von Partikelfiltern in Neufahrzeugen von 90 % bei PKW/LNF bzw. 70 % bei schweren Nutzfahrzeugen, eine moderate Wirksamkeit der Nachrüstung von Altfahrzeugen mit Dieselpartikelfiltern von im Mittel 40 % und bei den stationären Prozessen die ermittelten technisch erreichbaren spezifischen Emissionen bei der Annahme einer Abscheidung von 99,9 %  $PM_{Coarse}$  und 99 %  $PM_{2,5}$  (s. Kapitel 5.2). Bei den Kleinfeuerungen wurden die

Substitution der Kohlefeuerungen, emissionsarme neue Holzfeuerungen (20 % des Bestands im Jahr 2010) und die Ausrüstung von gewerblichen Anlagen der Kleinverbraucher mit  $> 50 \text{ kW}$  Leistung kombiniert. Es ergibt sich mit diesen Strategien unter Voraussetzung der getroffenen Annahmen eine mögliche Emissionsminderung für das Jahr 2010 von insgesamt ca. 33 % für  $\text{PM}_{10}$  und 36 % für  $\text{PM}_{2,5}$ . Bezieht man die Minderung nur auf die bezüglich der gesundheitlichen Wirkung besonders relevante thermisch erzeugte Gesamtemission, liegt das erreichbare Minderungspotenzial bei 50 %  $\text{PM}_{10}$  und 41 %  $\text{PM}_{2,5}$ . Hierbei ist zu berücksichtigen, dass der Dieselpartikelfilter eine besonders gesundheitsschädigende Fraktion der anthropogenen Partikelemissionen mindert, die in besonderem Maße zur Belastung in urbanen Siedlungsräumen mit hohem Bevölkerungsanteil beiträgt.



**Abbildung 5-10:** Minderungspotenziale zusammengefasst für mobile und stationäre Quellen in Deutschland im Jahr 2010 in % der Gesamtemission aller betrachteten anthropogenen Quellen im Jahr 2010 (ohne die Staubaufwirbelung im Verkehr)

### 5.3.1 Implementierung von Maßnahmen bei mobilen Quellen

Dieselpartikelfilter können sowohl im Straßenverkehr als auch bei sonstigen Fahrzeugen und mobilen Geräten hohe Emissionsminderungen erreichen. Serienreife Systeme sind auf dem Markt vorhanden und seit Jahren im Einsatz. Für das Jahr 2010 hat die konsequente Nachrüstung von älteren Fahrzeugen bei den schweren Nutzfahrzeugen und den sonstigen Fahrzeugen eine noch weitaus größere Bedeutung als die Ausrüstung von Neufahrzeugen. Eine wirksame langfristige Strategie ist die Ausrüstung aller Dieselmotoren mit einem Partikelfilter, möglichst mit einem hoch wirksamen geschlossenen System.

Als eine wichtige Voraussetzung ist die flächendeckende Einführung schwefelfreier oder zumindest schwefelarmer Kraftstoffe für alle mobilen Quellen zu realisieren. Als mögliche Alternative mit ähnlichem Minderungspotenzial ist der Einsatz von Erdgasmotoren als Ersatz für Dieselmotoren, vor allem bei Neufahrzeugen im Straßenverkehr zu sehen. Auch hier sind Voraussetzungen wie Serienreife, Tankstelleninfrastruktur und finanzielle Anreize bereits vorhanden. Der konsequente Einsatz dieser Technologien bei Neufahrzeugen kann durch strengere, über EURO 4 hinausgehende Emissionsgrenzwerte für Partikel auf europäischer Ebene erreicht werden. Um Nachrüstungen oder vorzeitige Substitutionen von älteren Dieselfahrzeugen zeitnah zu erreichen, sind steuerliche oder andere finanzielle Anreize erforderlich. Die Steuerbegünstigung des Dieselkraftstoffs, die in den letzten Jahren einen starken Anstieg der Neuzulassungen von Diesel-PKW mitverursacht hat, sollte nur bei einer generellen und schnellen Einführung des Partikelfilters aufrecht erhalten bleiben.

Die Kosten von Partikelfiltersystemen erscheinen vertretbar in Anbetracht ihrer hohen Wirksamkeit. Sie liegen bei den PKW unter 500 €, der Kraftstoffmehrverbrauch liegt bei etwa 2 bis 4 %. Zudem ist eine Reinigung von nicht oxidierbaren Ablagerungen bzw. der Austausch des Filters nach einer Fahrleistung von - je nach System - etwa 80.000 bis 200.000 km erforderlich. Die Kosten von geschlossenen Filtersystemen liegen bei schweren Nutzfahrzeugen derzeit im Bereich von 5.000 bis 10.000 € und werden mit steigendem Produktionsvolumen weiter abnehmen. Zur Einhaltung strenger Anforderungen sowohl an die Partikel- als auch die NO<sub>x</sub>-Emissionen sind Kombinationen von Partikelfilter und Entstickung bereits in der Entwicklung (z. B. SCRT-Systeme). Die Mehrkosten für einen Erdgasantrieb sind bei schweren Nutzfahrzeugen relativ hoch (z. B. bei Bussen ca. 30.000 bis 40.000 €). Zudem entstehen höhere Wartungskosten und ggf. Mehrkosten für eine betriebseigene Tankstelleninfrastruktur. Die Fahrzeugmehrkosten bei den PKW liegen bei etwa 1.500 bis 3.500 €. Demgegenüber stehen die derzeit um ca. 45 % geringeren Kraftstoffkosten im Vergleich zum Diesel aufgrund des deutlich reduzierten Mineralölsteuersatzes. Die günstigen Kraftstoffpreise werden in Deutschland bis Ende des Jahres 2020 garantiert. Für den reinen und damit optimierten Gasbetrieb ist vor allem im Individualverkehr eine europaweit flächendeckende Tankstelleninfrastruktur erforderlich. Detaillierte Betrachtungen der Kosten von Partikelfiltern und Erdgasfahrzeugen finden sich beispielsweise für Busse in /Drechsler et al. 2000/.

Eine Nachrüstung von EURO 2- und vor allem EURO 3-PKW kann zumindest mit offenen Systemen bereits realisiert werden. Mittlerweile stehen für die Nachrüstung von Diesel-PKW serienreife Systeme zur Verfügung, eines davon ist bereits seit Anfang 2004 auf dem Markt verfügbar (s. <http://www.dieselrussfilter.de>). Zur Umsetzung des Minderungspotenzials durch Filternachrüstungen sind Förderungen im Rahmen des Kraftfahrzeugsteuermodells in der Diskussion. Nach /Mayer & Wyser 2001/ ist bei neueren Motoren die Nachrüstung mit einem geschlossenen Partikelfiltersystem technisch weitaus schwieriger, da sie empfindlicher

gegenüber einem Gegendruck aus dem Abgassystem sind und die Abgastemperaturen bei den PKW für die passive Filterregeneration zumeist nicht ausreichend sind.

Demgegenüber erreichen sowohl innermotorische Maßnahmen und Modifizierungen der Kraftstoffe als auch Oxidationskatalysatoren weitaus geringere Minderungen der Partikelmasse und bei der emittierten Partikelanzahl in Abhängigkeit von Betriebsbedingungen und technologischen Parametern keine eindeutig positive Wirkung. Diese bisherigen Ansätze der meisten Automobilhersteller zur Einhaltung der europäischen Emissionsgrenzwerte für Neufahrzeuge werden zukünftig keine bedeutenden weitergehenden Minderungspotenziale mehr besitzen. Sie führten zu einem Emissionsniveau, das noch weit über dem technisch Möglichen liegt. Durch die kontinuierliche jährliche Zunahme der Fahrleistungen wurden Minderungseffekte zudem teilweise kompensiert.

Alternative Antriebssysteme stellen eine weitere mögliche Option zur Emissionsminderung dar. Sie werden aber bis zum Jahr 2010 nicht bedeutend sein, da die Serienreife noch nicht erreicht ist. Zum Teil ist mit gegenüber derzeitigen Fahrzeugen deutlich höheren Kosten und anderen Fahreigenschaften zu rechnen, so dass unklar ist, ob und wann wettbewerbsfähige Systeme sich durchsetzen können. Langfristig, etwa ab dem Jahr 2020, sind aber große Potenziale möglich. Bei einer Beurteilung der Wirksamkeit sind die vor- und nachgelagerten Prozesse und deren Emissionen mit zu berücksichtigen.

Bezüglich der Aufwirbelung von Straßenstaub müssen zunächst die Mechanismen der Staubentstehung und die gesundheitliche Relevanz der Emissionen noch weiter untersucht werden. Derzeit können Emissionsdaten nur mit großen Unsicherheiten ermittelt werden. Ebenso gibt es nur wenige Erkenntnisse zu möglichen Minderungsmaßnahmen und ihrer Wirksamkeit.

Die diskutierten technischen Maßnahmen können letztlich nur auf europäischer Ebene konsequent umgesetzt werden. Als Reaktion auf die ersten Grenzwertüberschreitungen in deutschen Städten wurden auch zahlreiche nicht-technische Maßnahmen untersucht, die vor allem lokal und regional umgesetzt werden können. Im Rahmen der Erstellung von Luftreinhalteplänen wurden Maßnahmen wie Verkehrsbeschränkungen, Tempolimits und auch Maßnahmen zur Minderung der Aufwirbelung von Straßenstaub wie Straßenreinigung und -befeuchtung diskutiert. Als wirksamste Maßnahme wurde die zeitlich gestaffelte Einführung von Fahrverboten für Altfahrzeuge in der Innenstadt identifiziert und in einigen Städten (z. B. Berlin, Stuttgart) eine Umsetzung beschlossen.

### **5.3.2 Implementierung von Maßnahmen bei stationären Quellen**

Nicht nur bei den mobilen, sondern auch bei den stationären Quellen ergibt sich ein erhebliches Minderungspotenzial. Die Filtertechnologien für genehmigungsbedürftige Anlagen sind mittlerweile weit fortgeschritten. Gewebefilter, Elektrofilter und auch Hochleistungswäscher können prinzipiell eine hohe Abscheidung der Feinstaubfraktion

erreichen. Messergebnisse zeigen jedoch, dass die Wirksamkeit von Filteranlagen oftmals durch die kostenoptimierte Auslegung der Anlagen zum Erreichen der gesetzlichen Gesamtstaubgrenzwerte wesentlich eingeschränkt ist. Der Stand der Technik lässt eine Verbesserung der Abscheidung feiner und ultrafeiner Partikel in vielen Fällen zu. Optimierte Filteranlagen können sowohl durch Neuinstallationen als auch durch Nachrüstungen erreicht werden. Da bei genehmigungsbedürftigen Anlagen seit Jahren bereits wirksame Abgasreinigungssysteme in Betrieb sind, stellen Nachrüstungen oder Modifizierungen der bestehenden Systeme effiziente Optionen für Anlagenbetreiber und ein interessanter Markt für Hersteller von Abgasreinigungssystemen dar. Um Verbesserungen der Feinstaubabscheidung zu erreichen, sind mehrere Möglichkeiten denkbar, wie z. B. bei Elektrofiltern die Umwandlung in Hybridfilter, ein zusätzliches Feld oder eine verbesserte elektrotechnische Ausstattung oder bei Gewebefiltern verbesserte Filtermedien oder die Optimierung der Filterabreinigung zur Minimierung des Partikeldurchtritts. Zur Umsetzung des technisch Erreichbaren sowohl bei Neu- als auch Altanlagen sind strengere Anforderungen an die Feinstaubemissionen im Rahmen der Verordnungen zur Durchführung des BImSchG bzw. der TA Luft erforderlich. Eine Neuinstallation von Filtersystemen ist in der Regel sehr kostenintensiv. Die Kosten sind in starkem Maße bedingt durch anlagenspezifische Rahmenbedingungen, wie Abgasvolumenstrom, gasförmige, reaktive oder brennbare Bestandteile und damit Anforderungen an Materialien und den Explosionsschutz und können im Rahmen dieser Arbeit nicht detailliert betrachtet werden. Der Aufwand für eine Nachrüstung oder Optimierung des Betriebs bestehender Filteranlagen liegt in der Regel deutlich unter dem einer Neuinstallation. Weitergehende Untersuchungen zur Optimierung der stationären Entstaubungsanlagen hinsichtlich der emittierten Partikelanzahl bzw. der Nanopartikelemission erscheinen wünschenswert angesichts der Hinweise aus der Wirkungsforschung auf das mögliche besondere Schädigungspotenzial dieser Fraktion.

Die nachstehenden Optionen sind weitere quellspezifisch sehr wirksame Maßnahmen, die mittelfristig allerdings nur eingeschränkt umsetzbar sind. Sie können aber als Bestandteile einer langfristigen Minderungsstrategie einen wichtigen Beitrag zur Reduzierung der Partikelemissionen liefern.

- Substitution von festen Brennstoffen und schwerem Heizöl durch Gase bzw. Substitution der entsprechenden Feuerungsanlagen
- Einsatz von emissionsarmen Holzfeuerungen bei Kleinfeuerungen und Ausbau der Biomassenutzung möglichst in Nahwärmeverbundsystemen mit wirksamer Entstaubung
- Ausweitung des Einsatzes von Filteranlagen bei nicht genehmigungsbedürftigen Anlagen
- Energiesparmaßnahmen (Heizwärme und Prozesswärme) zur Senkung des Einsatzes fester Brennstoffe

Die Potenziale der Substitution von Kohlen und schwerem Heizöl durch gasförmige Brennstoffe sind in Abhängigkeit von wirtschaftlichen und politischen Faktoren, der Altersstruktur und der mittleren Lebensdauer des Anlagenbestandes zu bewerten. Eine Umsetzung ist bei den genehmigungsbedürftigen Anlagen nur sehr langsam möglich und erfordert den Ersatz oder zumeist größere Aufwendungen für den Umbau der Feuerungsanlagen. Nur in seltenen Fällen, wie etwa beim Kraftwerk Altbach in Baden-Württemberg, könnte relativ problemlos von Kohle- auf Gasfeuerung umgestellt werden. Zudem entstehen erhebliche Mehrkosten aufgrund der höheren Brennstoffkosten beim Erdgaseinsatz. Auch alternative Energiequellen zur Wärmeabgewinnung wie Solartechnik oder Geothermie können die direkten Emissionen mindern, sofern sie Ersatz für Feststofffeuerungen darstellen. Zu einer umfassenden Bewertung solcher Systeme müssen Emissionen durch vorgelagerte Prozessketten mit betrachtet werden. Eine Beschleunigung des Austauschs von Altanlagen oder der Umstieg auf andere Energieträger ist auch durch lenkende Maßnahmen wie finanzielle Anreize bzw. Fördermaßnahmen aufgrund der oftmals entstehenden Mehrkosten nur sehr eingeschränkt realisierbar.

Aufgrund des Klimaschutzzieles wird zukünftig eine verstärkte Nutzung des Energieträgers Holz und anderer Biomasse erwartet. Hierbei können neue emissionsarme Kleinf Feuerungsanlagen, wie etwa moderne Holzpelletsheizungen, deutlich geringere spezifische Emissionen erreichen als der derzeitige Anlagenbestand bei den Holzfeuerungen im Mittel. Aufgrund der insgesamt hohen Emissionen der Holzfeuerungen ergibt sich hier ein bedeutendes Minderungspotenzial. Erforderlich für eine konsequente Umsetzung wären Emissionsgrenzwerte im Rahmen der 1. BImSchV oder Fördermaßnahmen. In diesem Zusammenhang ist auch ein Ausbau der Biomassenutzung in Nahwärmeverbundsystemen eine wirksame Option. Durch größere Anlageneinheiten mit nachgeschalteter Abgasreinigung kann die Versorgung von Haushalten und Kleinverbrauchern mit deutlich niedrigeren Emissionen erfolgen, als mit einer dezentralen Wärmeversorgung. Nahwärmeverbundsysteme sind hauptsächlich bei der Erschließung von Neubaugebieten, aber auch bei der Versorgung von Gewerbebetrieben realisierbar.

Durch verschärfte Anforderungen an bislang nicht genehmigungsbedürftige Anlagen kann der Einsatz von wirksamen Filteranlagen ausgeweitet und ein weiteres Minderungspotenzial realisiert werden. Während Elektro- und Schlauchfilter besonders bei Großanlagen eingesetzt werden, können für kleinere Anlagen effiziente filternde Abscheider in Form von Taschen-, Kassetten- oder Patronenfiltern eingesetzt werden. Die Installation von Filtern bei Kleinf Feuerungen wird aus Kostengründen, aber auch aufgrund von technischen Problemen bislang wenig diskutiert, obwohl sie bei leistungsstärkeren Anlagen < 1 MW durchaus realisierbar sind. Auch sollte untersucht werden, ob in nicht genehmigungsbedürftigen Anlagen der Industrie und in Gewerbebetrieben etwa der Metallindustrie,

Kunststoffverarbeitung oder Oberflächenbearbeitung die Stofferfassung und der Einsatz wirksamer Kleinentstauber ausgeweitet werden können.

Energieeinsparungen, beispielsweise durch die Reduzierung von Wärmeverlusten bei Gebäuden oder eine effizientere Anlagentechnik wie etwa die Brennwerttechnik, können ebenfalls zur Emissionsminderung beitragen. Ab dem Jahr 2010 ist zu erwarten, dass das Potenzial dieser Maßnahme bereits zu einem großen Teil ausgeschöpft sein wird. Weitere energiesparende Maßnahmen erscheinen aufgrund der damit verbundenen Kosten bzw. Nutzenverluste nicht in bedeutendem Maße realisierbar. Das Konzept einer verstärkten Wärmedämmung wird mittlerweile nicht mehr grundsätzlich positiv bewertet aufgrund von ggf. nachteiligen Effekten wie Probleme bei der Entfeuchtung (Schimmelpilzbildung an der Innenwand), Algenbildung aufgrund der Unterkühlung von Gebäudeoberflächen und Probleme bei der Belüftung (Sick-Building Syndrom).

Für diffuse Emissionsquellen in der Industrie, die möglicherweise bedeutende Emissionen beitragen, können derzeit keine Aussagen zu möglichen Minderungspotenzialen gemacht werden. Diffuse Partikelemissionen aus Dachreitern oder anderen Hallenöffnungen sind noch wenig untersucht und derzeit für Deutschland insgesamt nicht quantifizierbar. Hierzu sind zunächst weitere messtechnische Untersuchungen in Betrieben erforderlich. Solche diffusen Emissionen werden auch bei den Emissionserklärungen der Betreiber genehmigungsbedürftiger Anlagen oft nicht mit angegeben. Eine Emissionsminderung ist somit durch eine Verbesserung der Stofferfassung und Zuführung der gesamten in einem Betrieb entstehenden Emissionen zur Abluftreinigung möglich. Eine Betrachtung der Wirksamkeit, Kosten und Implementierung der Stofferfassung ist nur anlagen- oder betriebsspezifisch möglich. Die Emissionen aus dem Umschlag staubender Güter sind ebenfalls zumeist diffus, haben aber vermutlich nur geringe Feinstaubanteile. Minderungen können vor allem im Umschlagbetrieb erreicht werden.

Zur Beurteilung der Wirksamkeit derzeitiger oder zukünftiger Entstaubungsanlagen in der Praxis sollten weitere messtechnische Untersuchungen an Anlagen im Realbetrieb erfolgen. Zu überprüfen ist in diesem Zusammenhang auch, ob die in der VDI-Richtlinie 3926 formulierte Prüfung von Entstaubungsanlagen mittels definierten Teststäuben als Anforderung ausreichend ist für die in den letzten Jahren entstandene Aufgabenstellung in der Luftreinhaltung, das gesundheitliche Risiko durch feine und ultrafeine Partikel deutlich zu mindern.

## 6 Zusammenfassung und Schlussbetrachtungen

Die Analyse von Emissionsquellen und ihren Emissionen ist für die Entwicklung von Luftreinhaltestrategien eine wesentliche Voraussetzung. Im Rahmen dieser Arbeit wurde ausgehend vom recherchierten Stand des Wissens eine Quantifizierung und Charakterisierung von Partikelemissionen in Deutschland entwickelt. Eine detaillierte und umfassende Emissionsdatenbasis für Gesamtstaub (PM) und die Staubfraktionen  $PM_{10}$  und  $PM_{2,5}$  konnte erarbeitet und zur Identifizierung der relevantesten Verursacher im Jahr 2000 genutzt werden. Neue sektorübergreifende Aussagen konnten besonders zur Feinstaubfraktion  $PM_{2,5}$  und zu ausgewählten toxischen Inhaltsstoffen gemacht werden. Auch bislang in Emissionskatastern nicht berücksichtigte Prozesse wie die Aufwirbelung von Straßenstaub wurden quantitativ untersucht. Am Beispiel einer Auswertung der Emissionserklärungsdaten von Betreibern genehmigungsbedürftiger Anlagen in Baden-Württemberg konnte gezeigt werden, welche weitergehenden Erkenntnisse aus diesen Daten gewonnen werden können. Die ermittelte Emissionsdatenbasis für Deutschland wurde mittels eines detaillierten Trendszenarios in das Jahr 2010 projiziert. Damit wurde ein Referenzszenario für die Betrachtung von über die Trendannahmen hinausgehenden technisch möglichen Minderungsmaßnahmen geschaffen. Als weitere Grundlage für die Arbeit erfolgte eine umfassende Darstellung technischer Minderungsmaßnahmen und ihrer Wirksamkeit hinsichtlich feiner und ultrafeiner Partikel. Damit konnten unter Verwendung einer fundierten Emissionsdatenbasis Minderungspotenziale bei relevanten Quellgruppen abgeschätzt werden.

Für Deutschland errechnen sich für das Bezugsjahr 2000 einschließlich der Aufwirbelung von Straßenstaub in der Summe Jahresemissionen von etwa 506 kt Gesamtstaub, 248 kt  $PM_{10}$  und 147 kt  $PM_{2,5}$ . Der  $PM_{10}$ -Anteil an der Gesamtstaubemission liegt im Mittel bei 49 %, der  $PM_{2,5}$ -Anteil bei 29 %. Besonders bedeutende Prozesse für die Entstehung von Feinstäuben sind der Betrieb von Dieselmotoren im Verkehr, die Verfeuerung der festen Brennstoffe Kohle und Holz und einige Prozesse in der Primärindustrie, wie die Metallerzeugung und -verarbeitung, die Produktion von Zement, Ziegeln, Spanplatten und Düngemitteln, Schotterwerke und Raffinerien. Des Weiteren sind Umschlagprozesse, Tierhaltungen, Feuerwerke, das Rauchen von Tabak und vermutlich auch das Braten und Grillen von Lebensmitteln bedeutend. Ausgehend vom derzeitigen Kenntnisstand ist auch der Staubaufwirbelung im Straßenverkehr ein relevanter Beitrag zur Emissionssituation in Deutschland zuzuordnen. Die Abschätzungen ergaben hierfür hohe  $PM_{10}$ -Emissionen, die bei 11 bis 27 % der Emissionen aller anderen anthropogenen Quellen liegen. Die Aufwirbelung von Straßenstaub führt möglicherweise auch zu bedeutenden  $PM_{2,5}$ -Emissionen, wozu es allerdings bislang kaum Messdaten gibt. Die derzeitigen Quantifizierungen besitzen große Unsicherheiten, so dass weitere Messprojekte in Deutschland oder anderen Ländern zur Erweiterung und Verbesserung der Datenbasis wünschenswert sind.



Generell bestehen bei der Größenverteilung emittierter Partikel Unsicherheiten und Kenntnislücken. Dies betrifft vor allem  $PM_{2,5}$ , aber auch feinere Partikelfraktionen. Zukünftig wird möglicherweise die größenselektive Erfassung der emittierten Partikelanzahl aufgrund weiterer Erkenntnisse aus der toxikologischen Wirkungsforschung stärker an Bedeutung gewinnen. Hier sind allerdings zunächst noch messtechnische Probleme zu lösen und die Standardisierung der Messverfahren und -bedingungen zu erreichen. Vor allem für diffuse Quellen, wie die Staubaufwirbelung im Straßenverkehr oder Dachreiter und andere Hallenöffnungen in Industriebetrieben, sind weitere messtechnische Untersuchungen erforderlich, um die Relevanz dieser Prozesse und der damit verbundenen Emissionen und Minderungspotenziale beurteilen zu können. Auch über die chemische Zusammensetzung bzw. Inhaltsstoffe von Partikeln und ihre toxikologische Relevanz bestehen große Kenntnislücken und sind weitere Forschungsarbeiten wünschenswert. Offene Fragestellungen sind hier insbesondere größenspezifische Anteile einzelner Inhaltsstoffe oder Stoffklassen und die Löslichkeit staubgebundener Inhaltsstoffe.

Die Projektion der Emissionen ins Jahr 2010 liefert gegenüber dem Jahr 2000 eine Reduktion um etwa 10 % bei Gesamtstaub, 15 % bei  $PM_{10}$  und 18 % bei  $PM_{2,5}$ , sofern die Staubaufwirbelung des Verkehrs unberücksichtigt bleibt. Wird dieser Prozess mit eingerechnet ergibt sich eine Abnahme der Gesamtstaubemissionen um 5 %, der  $PM_{10}$ -Emissionen um 12 % und der  $PM_{2,5}$ -Emissionen um 17 %. Wesentlich geringere Emissionen im Vergleich zum Jahr 2000 ergeben sich bei den Dieselmotoren im Straßenverkehr aufgrund der EURO 3- und EURO 4-Grenzwerte für Neufahrzeuge. Reduktionen sind auch bei den industriellen Anlagen aufgrund der novellierten TA Luft und 13. BImSchV und bei den Abgasemissionen der Ottomotoren, des sonstigen Verkehrs und der sonstigen Fahrzeuge aufgrund von europaweiten Emissionsgrenzwerten zu erwarten. Bei den Kleinf Feuerungen ergibt sich aufgrund des ansteigenden Holzverbrauchs keine wesentliche Abnahme der Emissionen. Insgesamt werden die stationären Quellgruppen gegenüber dem Verkehr an Bedeutung zunehmen. Die Dieselmotoremissionen im Straßenverkehr werden auch im Jahr 2010 eine wesentliche Rolle spielen, sofern bei den Motoren nicht Minderungen erzielt werden, die weit über die Anforderungen von EURO 4 hinausgehen. Nicht berücksichtigt sind hierbei Emissionsminderungen durch die dann teilweise bereits erfolgte Implementierung von Dieselpartikelfiltern bei PKW-Neufahrzeugen aufgrund einer freiwilligen Verpflichtung der Automobilhersteller. Der Anteil schwerer Nutzfahrzeuge an den Abgasemissionen wird geringer aufgrund der enormen Zunahme der Neuzulassungen und der Fahrleistungen von PKW mit Dieselmotor seit dem Jahr 2000. Die sonstigen Fahrzeuge und mobilen Geräte werden gegenüber dem Straßenverkehr weitaus bedeutender. Somit werden auch die Minderungspotenziale im Offroad-Bereich zunehmend von Bedeutung und sollten in Minderungsstrategien verstärkt einbezogen werden.

Die Betrachtung technischer Minderungsmaßnahmen und ihrer Wirksamkeit ergab eine Reihe von sehr wirksamen Optionen. Hierbei wurden nur Maßnahmen berücksichtigt, die auch in der Lage sind, Nanopartikel und ultrafeine Stäube zu mindern. Für Dieselmotoren werden Partikelfilter und der Ersatz mit Erdgasmotoren als wirksamste Optionen gesehen, die auch schon mittelfristig die Emissionssituation in Deutschland deutlich verbessern können. Insbesondere geschlossene Filtersysteme haben erhebliche Minderungspotenziale beim Einsatz in Neufahrzeugen. Für die Nachrüstung von Altfahrzeugen stehen geschlossene Filtersysteme mit passiver Regeneration für schwere Nutzfahrzeuge und offene Filtersysteme für PKW und Nutzfahrzeuge zur Verfügung. Bei den schweren Nutzfahrzeugen und den sonstigen Fahrzeugen hat aufgrund der relativ hohen mittleren Fahrzeuglebensdauer für die Emissionssituation im Jahr 2010 die Nachrüstung das größte Potenzial. Durch die konsequente Einführung des Partikelfilters bei älteren und neuen Dieselmotoren könnten die gesamten anthropogenen  $PM_{10}$ -Emissionen im Jahr 2010 um mindestens 7 % und die  $PM_{2,5}$ -Emissionen um mindestens 11 % niedriger liegen.

Nicht nur beim Verkehr, sondern auch bei den stationären Quellen sind bedeutende Minderungspotenziale vorhanden. Wirksame sekundäre Maßnahmen für stationäre Anlagen sind vor allem verbesserte Filteranlagen wie Gewebe- und Elektrofilter, die auch für die Abscheidung von ultrafeinen Partikeln gut geeignet sind. Für bestehende Filteranlagen können Nachrüstungen und die Optimierung des Anlagenbetriebs wirksam sein. Bei öffentlichen und industriellen Kraft- und Heizwerken und relevanten Produktionsprozessen ergab die Ableitung von erreichbaren spezifischen Feinstaubemissionen ein erhebliches Minderungspotenzial von 21 bis 24 % bei  $PM_{10}$  und 14 bis 19 % bei  $PM_{2,5}$ , bezogen auf die gesamten anthropogenen Emissionen im Jahr 2010. Der konsequente Einsatz von neuen emissionsarmen Holzfeuerungen kann die Emissionen zudem um 2 bis 3 % mindern.

Insgesamt können durch die betrachteten technischen Maßnahmen unter Voraussetzung der getroffenen Annahmen die  $PM_{10}$ -Emissionen aller Quellgruppen des Jahres 2010 um etwa 33 % und die  $PM_{2,5}$ -Emissionen um 36 % gemindert werden. Bezogen auf die bezüglich der gesundheitlichen Wirkung besonders relevante thermisch erzeugte Gesamtemission liegt das erreichbare Minderungspotenzial bei etwa 50 %  $PM_{10}$  und 41 %  $PM_{2,5}$ . Für weitere möglicherweise bedeutende Prozesse können noch keine Aussagen zu möglichen Minderungspotenzialen gemacht werden. Dies betrifft vor allem diffuse Emissionen beispielsweise aus der Industrie und der Aufwirbelung von Straßenstaub im Straßenverkehr. Weitere Erkenntnisse über die Feinstaubemissionen dieser Prozesse sind hierzu erforderlich.

In der vorliegenden Arbeit wurden die Quellen primärer Partikel betrachtet. Die hier ermittelten Daten und Erkenntnisse können eine Basis für die Entwicklung einer wirksamen Strategie zur Minderung der Partikelemissionen in Deutschland darstellen. In urbanen Siedlungsräumen, in denen die Grenzwertüberschreitungen in der Regel auftreten, werden sich die Emissionsanteile der Quellen von einem gesamtdeutschen Inventar je nach den

örtlichen Randbedingungen unterscheiden und insbesondere der Verkehr eine bedeutendere Rolle spielen. Im Rahmen dieser Arbeit wurden zahlreiche Kenntnislücken bei den Basisdaten identifiziert. Weitere messtechnische Untersuchungen zur Charakterisierung von Emissionen sind wünschenswert. Insgesamt beruht die Emissionsmodellierung wie jede modellhafte Betrachtung von Zusammenhängen und Prozessen auf zahlreichen Vereinfachungen und Annahmen, was bei der Interpretation der Ergebnisse zu beachten ist. Obwohl die Unsicherheiten teilweise groß sind, können mit dem derzeitigen Stand des Wissens plausible Angaben zur Relevanz verschiedener Quellgruppen gemacht und Minderungspotenziale abgeschätzt werden. Die Ergebnisse können Ausgangsdaten darstellen für weitergehende Arbeiten zur Analyse der atmosphärischen Partikelbelastungen und immissionsseitigen Auswirkungen von Minderungsstrategien unter Berücksichtigung auch der sekundären Aerosole. Hierzu erforderliche Kenntnisse über die Emissionen der gasförmigen Vorläufersubstanzen sekundärer Aerosole in Deutschland wurden in den letzten Jahren erarbeitet. Ebenso existieren mittlerweile Chemie-Transport-Modelle, die eine Betrachtung sowohl primärer als auch anorganischer und organischer sekundärer Aerosole ermöglichen. Für die hierzu erforderliche zeitliche und räumliche Auflösung von Emissionsdaten sind in den letzten Jahren ebenso umfangreiche methodische Arbeiten erfolgt, so dass wirksame Instrumentarien zur Entwicklung und Bewertung von Luftreinhaltestrategien auch für die Feinstaubproblematik zur Verfügung stehen.

## 7 Literatur

/ACEA 1999/

ACEA Programme on Emissions of Fine Particles from Passenger Cars. Association of European Automobile Manufacturers, Brussels 1999.

/ACEA 2002/

ACEA Programme on Emissions of Fine Particles from Passenger Cars [2]. Association of European Automobile Manufacturers, Brussels 2002.

/ADAC 2001/

ADAC e.V.: Study on the influence of fuel sulphur content on exhaust emissions and fuel consumption of current and advanced engine concepts. Test report, März 2001.

/AEAT 2001/

AEA Technology Environment, Abingdon Oxon: National Atmospheric Emissions Inventory- UK Emissions of Air Pollutants 1970 to 1998. (<http://ariadne.aeat.co.uk/netcen/airqual/naei/>).

/AECC 2000/

Association for Emissions Control by Catalyst (AECC): Response by AECC to European Commission Consultation on the Need to Reduce the Sulphur Content of Petrol & Diesel Fuels below 50 Parts per Million. Brussels 2000.

/AECC 2001a/

Association for Emissions Control by Catalyst (AECC): Navistar certifies first Heavy Duty Diesel Particulate Filter. AECC Newsletter März-April 2001.

/AECC 2001b/

Association for Emissions Control by Catalyst (AECC): Partikelfilter für Diesel-PKW besteht Lebensdauer-Test. AECC Newsletter Sept.-Okt. 2001.

/AECC 2001c/

Association for Emissions Control by Catalyst (AECC): Rat der Umweltminister trifft Grundsatzbeschluss über schwefelfreie Kraftstoffe. AECC Newsletter Nov.-Dez. 2001.

/AK EK 2001/

Länder-Arbeitskreis Emissionskataster (AK EK): Emissionsfaktoren für nicht genehmigungsbedürftige Feuerungsanlagen. Stand September 2000, schriftliche Mitteilung von Hr. Horn, UMEG Karlsruhe 2001.

/Andersson & Wedekind 2001/

Andersson, J.; Wedekind, B.: DETR/SMMT/Concawe Particulate Research Programme. Summary Report May 2001, Ricardo Consulting Engineers, West Sussex 2001.

/Andrae 2000/

Andrae, M.O.: The Global Sulfur Cycle. European Research Course on Atmospheres (ERCA), CNRS/Université Joseph Fourier de Grenoble 2000.

/Bach et al. 1999/

Bach, H.; Dittes, W.; Heisel, U.; Graef, J.: Stofffassung - Voraussetzung für Arbeitsplatzluftreinhaltung und Abluftreinigung. Jahresbericht zum 10. ALS Kolloquium 1998 „Abluftreinigung in Industrie und Gewerbe“, Universität Stuttgart 1999.

/Bächlin et al. 2003/

Bächlin, W.; Frantz, H.; Lohmeyer, A.; Dreiseidler, A.; Baumbach, G.; Theurer, W.; Heits, B.; Müller, W.J.; Giesen, K.P.: Feinstaub und Schadgasbelastungen in der Göttinger Straße, Hannover. Ingenieurbüro Dr.-Ing. Achim Lohmeyer, Projekt 1847, Radebeul, April 2003.

/BAG 2001/

Bundesamt für Güterverkehr (BAG): Güterkraftverkehr deutscher Lastkraftfahrzeuge nach Gütergruppen. Schriftliche Mitteilung Hr. Raff BAG, Köln vom 09.06.2001.

/Baltensperger & Seinfeld 2003/

Baltensperger, U.; Seinfeld, J.H.: Research on current and future effects of black carbon particles on climate - follow up. 7th ETH Conference on Combustion Generated Nanoparticles, ETH Zürich, 18-20 August 2003.

/Barzaga-Castellanos et al. 2000a/

Barzaga-Castellanos, L.; Neufert, R.; Markert, B.: Sachbilanz für den Güterverkehr mit Binnenschiffen in der Bundesrepublik Deutschland. Gefahrstoffe - Reinhaltung der Luft, Jahrgang 60, Nr. 7/8 2000.

/Barzaga-Castellanos et al. 2000b/

Barzaga-Castellanos, L.; Neufert, R.; Markert, B.: Sachbilanz für den Güterverkehr mit Seeschiffen in der Bundesrepublik Deutschland. Gefahrstoffe - Reinhaltung der Luft, Jahrgang 60, Nr. 11/12 2000.

/Baumbach 1992/

Baumbach, G.: Luftreinhaltung. 2. Auflage, Springer-Verlag Berlin, Heidelberg 1992.

/Baumbach 1999/

Baumbach, G.: Verfahren zur Entstaubung von Ablüften. Jahresbericht zum 10. ALS Kolloquium 1998 „Abluftreinigung in Industrie und Gewerbe“, Universität Stuttgart 1999.

/Baumbach et al. 1999/

Baumbach, G.; Zuberbühler, U.; Struschka, M.; Straub, D.; Hein, K.R.G.: Feinstaubuntersuchungen an Holzfeuerungen. Institut für Verfahrenstechnik und Dampfkesselwesen (IVD) und UMEG - Zentrum für Umweltmessungen, Umwelterhebungen und Gerätesicherheit Baden-Württemberg im Auftrag des Ministeriums für Umwelt und Verkehr Baden-Württemberg, Stuttgart 1999.

/Berdowski et al. 1997a/

Berdowski, J.J.M.; Mulder, W.; Veldt, C.; Visschedijk, A.J.H.; Zandveld, P.Y.J.: Particulate matter emissions ( $PM_{10}$  - $PM_{2.5}$  - $PM_{0.1}$ ) in Europe in 1990 and 1993. Report 96/472, TNO Institute of Environmental Sciences, Energy Research and Process Innovations, Apeldoorn 1997.

/Berdowski et al. 1997b/

Berdowski, J.; Baas, J.; Bloos, J.; Visschedijk, A.; Zandveld, P.: The European Atmospheric Emission Inventory of Heavy Metals and Persistent Organic Pollutants. Bericht im Auftrag des Umweltbundesamtes Berlin, TNO Institute of Environmental Sciences, Energy Research and Process Innovations, Apeldoorn 1997.

/Bömmel 2000/

Bömmel: Journal All. Clin. Imm., Vol. 105, pp 796-802, 2000.

/Brandl et al. 2000/

Brandl, A.; Samhammer, H.; Pressler, A.; Strobl, J.; Schmidt, J.: Grundsatzuntersuchung über die Korngrößenverteilung im Abgas verschiedener Emittenten ( $<PM_{2.5}$  und  $<PM_{10}$ ). Projekt I und II, TÜV Ecoplan Umwelt GmbH bzw. TÜV Süddeutschland im Auftrag des Bayerischen Landesamtes für Umweltschutz (LfU), Augsburg 2000.

/BUG 2002/

Behörde für Umwelt und Gesundheit Hamburg: Die Immissionssituation im März 2001 – Kurzfassung, Hamburg 2002 (<http://www.hamburger-luft.de>).

/BUWAL 1996/

Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft (BUWAL): Schadstoffemissionen und Treibstoffverbrauch des Offroad-Sektors. Umwelt-Materialien Nr. 49, Bern 1996.

/BUWAL 1999/

Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft (BUWAL): Modellierung der  $PM_{10}$ -Belastung in der Schweiz. Schriftenreihe Umwelt Nr. 310, Bern 1999.

/BUWAL 2000a/

Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft (BUWAL): Offroad-Datenbank für die Berechnung von Offroad-Emissionen. Version 1.0/1.1.2000. Bern 2000.

/BUWAL 2000b/

Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft (BUWAL): Emissionsfaktoren für stationäre Quellen. Ausg. 2000. Bern 2000.

/BUWAL 2001/

Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft (BUWAL): Massnahmen zur Reduktion der PM<sub>10</sub>-Emissionen. Umwelt-Materialien Nr. 136 Luft. Bern 2001.

/Cadle et al. 2001/

Cadle, S.H.; Mulawa, P.; Groblicki, P.; Laroo, C.: In-Use Light-Duty Gasoline Vehicle Particulate Matter Emissions on Three Driving Cycles. Environ. Science and Technology, 2001.

/CARB 2002/

California Air Resource Board (CARB): ARB Verified Particulate Matter Emission Control Devices. 2002 (<http://www.arb.ca.gov/diesel/verifieddevices/verdev.htm>).

/CARBOTECH 2000/

Carbotech GmbH: PM<sub>10</sub>-Emissionsfaktoren: Mechanischer Abrieb im Offroad-Bereich. Arbeitsunterlage 16, Folgearbeiten zum BUWAL-Bericht SRU Nr. 255, im Auftrag des BUWAL (unveröffentlicht).

/Ceilcote 2002/

Ceilcote Luftreinhaltung: Informationen zum ionisierenden Nasswäscher (IWS). Schriftliche Mitteilung von Hr. Drust vom 11.09.2002, Pfungstadt 2002.

/CONCAWE 1998/

Concawe: A Study of the Number, Size and Mass of Exhaust Particles Emitted from European Diesel and Gasoline Vehicles under Steady-state and European Driving Cycle Conditions. Report No. 98/51, Brussels 1998.

/Costantini 2000/

Costantini, M.: Relation between Particle Metal Content (with Focus on Iron) and Biological Responses. 4th International ETH-Conference on Nanoparticle Measurement, Zürich, 7.-9. August 2000.

/Cowherd & Kuykendal 1997/

Cowherd, C. & Kuykendal, W.: Fine Particle Components of PM<sub>10</sub> from Fugitive Dust Sources. Air and Waste Management Association's 90th Annual Meeting & Exhibition, Toronto 1997.

/Czerwinski et al. 2000/

Czerwinski, J.; Matter, U.; Comte, P.; Mosimann, T.; Napoli, S.; Wili, P.: Summer Cold Start and Nanoparticulates of Small Scooters. Hochschule für Technik und Architektur Biel, Abgasprüfstelle im Auftrag des BUWAL, Biel 2000.

/DB 1999/

Deutsche Bahn AG: Umweltbericht 1998. Berlin 1999.

/DB 2001/

Deutsche Bahn AG: Umweltbericht 2000 – Emissionsminderung. 2001 ([http://www.bundesbahn.de/home/db\\_holding/umweltbericht/](http://www.bundesbahn.de/home/db_holding/umweltbericht/)).

/Delhaes 1993/

Delhaes, C.: Staubentstehungsmechanismen bei der Herstellung rostfreier Stähle. Shaker Verlag 1993.

/Diaz-Sanchez 1999/

Diaz-Sanchez : Journal All. Clin. Imm., Vol. 104, pp 1183-1188, 1999.

/Dings et al. 1997/

Dings, J.M.W.; Dijkstra, W.J.; Moormann, S.A.H.; Janse, P.: Clean ships in the Dutch inland shipping sector. Centre for Energy Conservation and Environmental Technology, Delft 1997.

/DIW 1992-1997/

Deutsches Institut für Wirtschaftsforschung (DIW): Auswertungstabellen zur Energiebilanz in Deutschland 1991 bis 1995, AG Energiebilanzen, Berlin 1992-1997.

/Dockery et al. 1992/

Dockery, D. W.; Schwartz, J.; Spengler, J.D.: Air Pollution and Daily Mortality: Association with Particulates and Acid Aerosols. Environ. Res., Vol. 59, pp 362-373, 1992.

/Dockery & Pope 1993/

Dockery, D. W.; Pope, C. A.: An Association Between Air Pollution and Mortality in Six U.S. Cities. The New England Journal of Medicine 329 (24), pp 1753-1759, 1993.

/Dorland & Olsthoorn 1998/

Dorland, C.; Olsthoorn, A.A.: Emission factors for Inland waterway shipping. Institute for Environmental Studies (IVM), Amsterdam 1998.

/Drechsler et al. 2000/

Drechsler, S.; Scholz, W.; Ahrens, D.: Möglichkeiten der Minderung von Schadstoffen bei Bussen. Bericht, Teil 1 und 2, Landesanstalt für Umweltschutz (LfU) Baden-Württemberg, Karlsruhe 2000.

/Dreiseidler et al. 1998/

Dreiseidler, A.; Baumbach, G.; Pregger, T.; Obermeier, A.; Friedrich, R.: Studie zur Korngrößenverteilung (<PM<sub>10</sub> und <PM<sub>2,5</sub>) von Staubemissionen, UBA-Forschungsbericht 29744853 im Auftrag des Umweltbundesamtes, Berlin 1998.

/Dreiseidler et al. 2001/

Dreiseidler, A.; Straub, D.; Baumbach, G.: Korngrößenverteilung (PM<sub>10</sub> und PM<sub>2,5</sub>) von Staubemissionen relevanter stationärer Quellen. Teil II zu FE 297 44 853, Institut für Verfahrenstechnik und Dampfkesselwesen (IVD) der Universität Stuttgart im Auftrag des Umweltbundesamtes Berlin, 2001.

/Düring & Lohmeyer 2001/

Düring, I. & Lohmeyer, A.: Validierung von PM<sub>10</sub>-Immissionsberechnungen im Nahbereich von Straßen und Quantifizierung der Feinstaubbildung von Straßen. Ingenieurbüro Lohmeyer Karlsruhe im Auftrag der Senatsverwaltung für Stadtentwicklung Berlin 2001.

/Düring & Lohmeyer 2004/

Düring, I. & Lohmeyer, A.: Modellierung nicht motorbedingter PM<sub>10</sub>-Emissionen von Straßen. KRdL-Expertenforum Staub und Staubinhaltsstoffe, Kommission Reinhaltung der Luft (KRdL) im VDI und DIN, KRdL-Schriftenreihe Nr. 33, Düsseldorf 2004.

/Düring et al. 2004/

Düring, I.; Bächlin, W.; Zippack, L.; Lohmeyer, A.: Auswertung der Messungen des BLUME während der Abspülmaßnahme am Abschnitt Frankfurter Allee 86. Projekt 70095-04-10 im Auftrag der Senatsverwaltung für Stadtentwicklung, Berlin, 2004.

/Duschl 2000/

Duschl, A.: The Connection between Diesel exhaust particles and allergy. Universität Würzburg, 4th International ETH-Conference on Nanoparticle Measurement, Zürich, 7.-9. August 2000.

/ECOCAST 2002/

ECOCAST Abfallenergie-/Umwelttechnik: PM<sub>10</sub>-Feinstaubminderung bei automatischen Holz- und Biomassefeuerungen. Bericht zum Stand der Technik im Auftrag der Baudirektion Kanton Zürich, AWEL Abteilung Lufthygiene, Luzern 2002.

/EEA 2002/

European Environment Agency (EEA): Atmospheric Emission Inventory Guidebook. EMEP Task Force on Emission Inventories, 3rd Edition, Kopenhagen 2002.

/Eickelpasch 1998/

Eickelpasch, D.: Methodik zu Bestimmung diffuser Staubemissionen beim Schüttgutumschlag. Reihe „Logistik für die Praxis“, Verlag Praxiswissen, Dortmund 1998.

*/EIIP 2001a/*

Emission Inventory Improvement Program (EIIP) of United States Environmental Protection Agency (EPA): Technical Reports, 2001 (<http://www.epa.gov/ttn/chief/eiip/techreport/>).

*/EIIP 2001b/*

Emission Inventory Improvement Program (EIIP) of United States Environmental Protection Agency (EPA): Uncontrolled Emission Factor Listing for Criteria Air Pollutants. Report prepared by Eastern Research Group Inc., Volume II Chapter 14, 2001 (<http://www.epa.gov/ttn/chief/eiip/>).

*/EIPPCB 2000/*

European Integrated Pollution Prevention and Control (IPPC) Bureau: Best Available Techniques Reference Document on the Production of Iron and Steel. JRC Joint Research Centre, Institute for Prospective Technological Studies (IPTS), Draft dated March 2000, Sevilla.

*/EIPPCB 2003a/*

European Integrated Pollution Prevention and Control (IPPC) Bureau: Best Available Techniques for Large Combustion Plants. JRC Joint Research Centre, Institute for Prospective Technological Studies (IPTS), Draft dated March 2003, Sevilla.

*/EIPPCB 2003b/*

European Integrated Pollution Prevention and Control (IPPC) Bureau: Draft Reference Document on Best Available Techniques on Emissions from Storage. Draft dated July 2003, Sevilla.

*/ELEX 2002/*

ELEX AG: Produktübersicht. (<http://www.elex.ch/D/html/produkte.html>), Schwerzenbach 2002.

*/EMEP 2004/*

Co-operative Programme for the Monitoring and Evaluation of the Long-Range Transmission of Air Pollutants in Europe: Sector Emission Data. (<http://webdab.emep.int/>)

*/EPA 1995/*

United States Environmental Protection Agency (EPA): Compilation of Air Pollutant Emission Factors. AP-42, Fifth Edition, Volume I: Stationary Point and Area Sources. Office of Air Quality Planning and Standards, Washington 1995.

*/EPA 1997/*

United States Environmental Protection Agency (EPA): Compilation of Air Pollutant Emission Factors. AP-42, Fifth Edition, Volume I: Stationary Point and Area Sources, Section 13.2.1. Paved Roads. Office of Air Quality Planning and Standards, Washington 1997.

*/EPA 2001/*

United States Environmental Protection Agency (EPA): Voluntary Diesel Retrofit Program. 2001 (<http://www.epa.gov/otaq/retrofit/>).

*/EPA 2002/*

United States Environmental Protection Agency (EPA): SPECIATE Version 3.2., Nov. 2002 (<http://www.epa.gov/ttn/chief/software/speciate/index.html>).

*/EPA 2003/*

United States Environmental Protection Agency (EPA): Compilation of Air Pollutant Emission Factors. AP-42, Fifth Edition, Volume I: Stationary Point and Area Sources, Section 13.2.1. Paved Roads. Office of Air Quality Planning and Standards, Washington 2003.

*/EPA 2004/*

United States Environmental Protection Agency (EPA): Factor Information Retrieval (FIRE) Data System, Version 6.24, März 2004 (<http://www.epa.gov/ttn/chief/software/fire/index.html>).

*/EPEFE 1995/*

European Programme on Emissions, Fuels and Engine Technology (EPEFE): Final Report. ACEA and Europa, 1995.



/ER 1996/

Dutch emission inventory system. TNO-MEP, Apeldoorn, 1996. (zitiert in /Berdowski et al. 1997/)

/Fitz & Bufalino 2002/

Fitz, D. & Bufalino, C.: Measurement of PM<sub>10</sub> Emission Factors from Paved Roads Using On-Board Particle Sensors. 11th International Emission Inventory Conference Atlanta, GA, 15-18 April 2002, United States Environmental Protection Agency (EPA), Technology Transfer Network, 2002.

/Fitz & Bumiller 1996/

Fitz, D.R.; Bumiller, K.: Determination of PM<sub>10</sub> emission rates from street sweepers. Air & Waste Management Association's 89th Annual Meeting & Exhibition, 23 - 28 June 1996, Air & Waste Management Assoc., Pittsburgh 1996.

/Fitz 1998/

Fitz, D.: Evaluation of Street Sweeping as a PM<sub>10</sub> Control Method. Final Report 98-AP-RT4H-005-FR, Center for Environmental Research and Technology, College of Engineering (CE-CERT), University of California, Riverside 1998.

/Friedrich et al. 2001 /

Friedrich, R.; Krüger, R.; Kühlwein, J.; Wickert, B.: Luftschadstoffemissionen des Straßen- und Luftverkehrs. IER Universität Stuttgart, in: Jahresbericht 2000/2001 der Arbeitsgruppe Luftreinhalteung der Universität Stuttgart – ALS, Stuttgart 2001.

/Fronhöfer & Leibold 1995/

Fronhöfer, M. & Leibold, H.: Abreinigungstechnik für Schwebstofffilter zur Entstaubung großer Volumenströme bei hohen Staubkonzentrationen. Institut für Technische Chemie, FZKA-PEF 135, hrsg. v. Forschungszentrum Karlsruhe GmbH, Karlsruhe 1995.

/Garg et al. 2000/

Garg, B.D.; Cadle, S.H.; Mulawa, P.A.; Groblicki, P.J.: Brake Wear Particulate Matter Emissions. Environ. Science and Technology, 2000.

/Gebbe et al. 1998/

Gebbe, Hartung, Berthold: Quantifizierung des Reifenabriebs von Kraftfahrzeugen in Berlin. ISS-Fahrzeugtechnik, TU Berlin, im Auftrag der Senatsverwaltung für Stadtentwicklung, Umweltschutz und Technologie Berlin, 1998.

/Gehrig et al. 2003/

Gehrig, R.; Hill, M.; Buchmann, B.; Imhof, D.; Weingartner, E.; Baltensperger, U.: Verifikation von PM<sub>10</sub>-Emissionsfaktoren des Straßenverkehrs. Eidgenössische Materialprüfungs- und Forschungsanstalt (EMPA) und Paul Scherrer Institut (PSI), Abschlussbericht zum Forschungsprojekt ASTRA 2000/415, 2003.

/Glasius et al. 2000/

Glasius, M.; Boel, C.; Bruun, N.; Easa, L.M.; Lindeskov, C.; Hansen, T.S.; Heinemeier, J.; Lohse, C.: The Relative Contribution of Biogenic and Anthropogenic Sources to Tropospheric Carboxylic Acids and Particles. EUROTRAC-2 Symposium, Garmisch-Partenkirchen 2000.

/Graskow 1999/

Graskow, B.: Current Challenges in Sampling and Measurement of Engine Exhaust Nanoparticles, Department of Engineering, University of Cambridge, Beitrag zur HART- Konferenz: Particulate Matter, Science, Sources & Solution, Brüssel 20.-21.10.1999.

/Graskow et al. 1998/

Graskow, B.; Kittelson, D.: Characterization of Exhaust Particulate Emissions from a Spark Ignition Engine. SAE-Paper 980528, 1998.

/Greenbaum 2000/

Greenbaum, D.S.: The Health Effects of Particulate Matter. CRC/CEC/JAMA Workshop on Vehicle Particulate Emissions Measurement, Paris 2000.

/Gutfinger et al. 2000/

Gutfinger, C.; Moldavsky, L.; Shuster, K.; Fichman, M.; Pnueli, D.: Enhancing the Efficiency of the Electrostatic Filter. *J. Aerosol Sci.* Vol 31, Suppl. 1, pp. 608-609, 2000.

/Heinrichs 1993/

Heinrichs, H.: Die Wirkung von Aerosolkomponenten auf Böden und Gewässer industrieferner Standorte: eine geochemische Bilanzierung. Habilitationsschrift, Georg-August-Universität Göttingen 1993.

/Heintzenberg 2001/

Heintzenberg, J.: Der Kreislauf des atmosphärischen Aerosols. Workshop Herausforderung Aerosole, DECHEMA e.V., Frankfurt a. M., 30./31. Mai 2001.

/Heldstab 2002/

Heldstab, J.: PM10-Emissionen des Verkehrs Statusbericht Teil Schienenverkehr. Umwelt-Materialien Luft Nr. 144, Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft (BUWAL), Bern 2002.

/Hildemann et al. 1991/

Hildemann, L.M.; Markowski, G.R.; Cass, G.R.: Chemical Composition of Emissions from Urban Sources of Fine Organic Aerosol, *Environ., Sci. Technol.* 25, pp 744-759, 1991.

/Hjon 2001/

Hjon, P.: Non-Road Diesel Emissions. Perjantai, Tampereen Teknologikeskus, Hermia 2001 ([http://www.met.fi/standard/uutiset/tapahtuu/tampere\\_2001/](http://www.met.fi/standard/uutiset/tapahtuu/tampere_2001/)).

/HJS 2000/

HJS Fahrzeugtechnik GmbH & Co: HJS präsentiert verschiedene Abgasreinigungs-Systeme für Dieselmotoren. Menden 2000 (<http://www.hjs.com/aktuelles05.htm>).

/HLUG 2001/

Hessisches Landesamt für Umwelt und Geologie: Lufthygienischer Jahresbericht 2000. Wiesbaden 2001.

/Hoffmann et al. 1994/

Hoffmann, V.; Giebel, J.; Trippe, Y.: Emissionen und Immissionen durch Holzfeuerungen im Hausbrandbereich. LIS-Bericht Nr. 114, Landesumweltamt Nordrhein-Westfalen, Essen 1994.

/Holmén et al. 2001/

Holmén, B.; Ayala, A.; Kado, N.; Okamoto, R.: ARB's Study of Emissions from "Late-model" Diesel and CNG Heavy-duty Transit Buses: Preliminary Nanoparticle Measurement Results 2000. 5th International ETH Conference on Nanoparticle Measurements, Zürich August 6-8, 2001.

/Holoubek 2000/

Holoubek, I.: POPs in the Czech Republic - emission inventory and 12 years of measurement of the regional background level. EUROTRAC-2 Symposium Garmisch-Partenkirchen 2000.

/Holtmann 1997/

Holtmann, T.: Entwicklung eines Instrumentariums zur Emissionsprojektion auf der Basis des Emissionsfaktoransatzes. Europäische Hochschulschriften, Reihe 5; Volks- und Betriebswirtschaft; Bd. 2161, Frankfurt a. M. 1997.

/Hopf & Voigt 2001/

Hopf, R. & Voigt, U.: Antworten des DIW zum Fragenkatalog für eine öffentliche Anhörung der Enquete-Kommission. Enquete Kommission des Deutschen Bundestages "Nachhaltige Energieversorgung unter den Bedingungen der Globalisierung und der Liberalisierung", Anhörung "Mobilität und Verkehr" am 06.12.2001 in Berlin.

/Höpfner 2001/

Höpfner, U.: Stellungnahme zu: Verkehrsbedingte Emissionen des Straßenverkehrs zwischen 1980 und 2020. Enquete Kommission des Deutschen Bundestages "Nachhaltige Energieversorgung unter den Bedingungen der Globalisierung und der Liberalisierung", Anhörung "Mobilität und Verkehr" am 06.12.2001 in Berlin.

/Hüglin et al. 2000/

Hüglin, C.; Gehrig, R.; Hofer, P.; Monn, C.; Baltensperger, U.: Partikelemissionen (PM<sub>10</sub> und PM<sub>2,5</sub>) des Straßenverkehrs. Chemische Zusammensetzung des Feinstaubes und Quellenzuordnung mit einem Rezeptormodell. Bericht C4 des NFP41 "Verkehr und Umwelt" EMPA, Abteilung Luftfremdstoffe/Umwelttechnik, Dübendorf 2000.

/ICAO 1999/

ICAO Engine Exhaust Emissions Data Bank. International Civil Aviation Organization (Hrsg.), Montreal 1999.

/IFEU 1998/

IFEU - Institut für Energie- und Umweltforschung Heidelberg GmbH: Ermittlung von Emissionen und Minderungsmaßnahmen für persistente organische Schadstoffe in der Bundesrepublik Deutschland. UBA-Forschungsbericht 98-115, Heidelberg 1998.

/IFEU 1999/

IFEU - Institut für Energie- und Umweltforschung Heidelberg GmbH: Fortschreibung Daten- und Rechenmodell, Teil 1: Daten. UFOPLAN Nr. 298 45 105, Heidelberg 1999.

/IFEU 2004/

IFEU - Institut für Energie- und Umweltforschung Heidelberg GmbH: Entwicklung eines Modells zur Berechnung der Luftschadstoffemissionen und des Kraftstoffverbrauchs von Verbrennungsmotoren in mobilen Geräten und Maschinen. UFOPLAN Nr. 299 45 113, Heidelberg 2004.

/IIASA 2002/

International Institute for Applied Systems Analysis (IIASA): Rains PM Web Module. Laxenburg 2002 (<http://www.iiasa.ac.at/~rains/PM/pm-home.html>).

/IIASA 2004/

International Institute for Applied Systems Analysis (IIASA): Updated CAFE baseline scenarios. Laxenburg 2004 (<http://www.iiasa.ac.at/web-apps/tap/RainsWeb/>).

/Ilyin et al. 2002/

Ilyin, I.; Ryaboshapko, A.; Afinogenova, O.; Berg, T.; Hjellbrekke, A.G.; Lee, D.S.: Lead, Cadmium and Mercury Transboundary Pollution in 2000. Meteorological Synthesizing Centre – EAST, EMEP MSC-E/CCC Technical Report 5/2002.

/INFRAS 1995/

INFRAS AG Bern: Handbuch für Emissionsfaktoren des Straßenverkehrs. Im Auftrag des Umweltbundesamtes Berlin (UBA) und des Bundesamtes für Umwelt, Wald und Landschaft (BUWAL) Bern, 1995.

/IZT 2003/

Institut für Zukunftsstudien und Technologiebewertung (IZT), Berlin: Emissionen 2000 und Referenzprognose 2010 (außer Landwirtschaft). Anhang 1 zum Nationalen Programm, Studie im Auftrag des Umweltbundesamtes, Berlin, FKZ 200 43 254, Januar 2003.

/Jakobson et al. 2000/

Jakobson, M.C.; Hanson, H.C.; Noone, K.J.; Charlson, R.J.: Organic atmospheric aerosols: Review and state of the science. Rev. Geophys., Vol. 38, Issue 2, pp 267-294.

/JM 2001/

Johnson Matthey (JM) Catalytic Systems Division: Continuously Regenerating Technology (CRT). 2001 (<http://www.jmcsd.com/html/crt.html>).

/Jockel & Hartje 1991/

Jockel, W. & Hartje, J.: Datenerhebung über die Emission umweltgefährdender Schwermetalle. Forschungsbericht 91-104 02 588 TÜV Rheinland e.V. im Auftrag des Umweltbundesamtes Berlin 1991.

/Johansson 2002/

Johansson, C.: PM in Sweden. Workshop "Particles in the size of 2.5 - 10  $\mu\text{m}$  in urban areas", Free University of Berlin TRUMF, 4.-6. November 2002 ([www.trumf.fu-berlin.de/veranstaltungen/Dokumentation%20PM10/Johansson.pdf](http://www.trumf.fu-berlin.de/veranstaltungen/Dokumentation%20PM10/Johansson.pdf)).

/Jorgensen & Sorenson 1997/

Jorgensen, M.W.; Sorenson, S.C.: Estimating Emissions from Railway Traffic. Report for the Project MEET, Deliverable No 17, Lyngby 1997.

/Jost 2001/

Jost, D.: Umsetzung der ersten EU-Tochtrichtlinie zur Luftqualität. Workshop der DECHEMA e.V. "Herausforderung Aerosole vor dem Hintergrund der europäischen Umweltgesetzgebung", 30.-31.05.2001, Frankfurt a. M. 2001.

/Junk & Helbig 2003/

Junk, J.; Helbig, A.: Die PM<sub>10</sub>-Staubbelastung in Rheinland-Pfalz. Gefahrstoffe - Reinhaltung der Luft, Jahrgang 63, Nr. 1/2 2003.

/Kalberer et al. 2004/

Kalberer, M.; Paulsen, D.; Sax, M.; Steinbacher, M.; Dommen, J.; Prevot, A.S.H.; Fisseha, R.; Weingartner, E.; Frankevich, V.; Zenobi, R.; Baltensperger, U.: Identification of Polymers as Major Components of Atmospheric Organic Aerosols. Science 2004, 303, 1659-1662.

/Kalkoff et al. 2001/

Kalkoff, W. D.; Noll, G.; Ehrlich, C.: Feinstaubemissionsuntersuchungen in Sachsen-Anhalt: PM<sub>10</sub>-, PM<sub>2,5</sub>- und PM<sub>1,0</sub> - Emissionen aus Industrie und Hausbrand. Berichte des Landesamtes für Umweltschutz Sachsen-Anhalt, Sonderheft 1, Halle 2001.

/KBA 1998/

Kraftfahrt-Bundesamt (KBA): Bestand an Kraftfahrzeugen und Kraftfahrzeuganhängern am 1. Juli 1998 nach zulässigem Gesamtgewicht und Fahrzeugarten in Deutschland. Statistische Mitteilungen, , Reihe 1, Heft 7/1998, Flensburg 1998.

/Keefe & Mueller 2001/

Keefe, G. & Mueller, R.: Experience with SCR Technology for Diesel Exhaust Emission Control of Trucks in Asia, Europe and North America. Asian Vehicle Emission Control Conference (AVECC), Bangkok February 2001.

/Kittelson 2000/

Kittelson, D.: Diesel Aerosol Sampling in the Atmosphere. 4th International ETH- Conference on Nanoparticle Measurement, Zürich, 7.-9. August 2000.

/Klimont et al. 2002/

Klimont, Z.; Cofala, J.; Bertok, I.; Amann, M.; Heyes, C.; Gyarmas, F.: Modelling Particulate Matter Emissions in Europe. International Institute for Applied Systems Analysis (IIASA), Interim Report IR-02-076, Laxenburg (A) 2002.

/Krewski et al. 2000/

Krewski, D.; Burnett, R.T.; Goldberg, M.S.; Hoover, K.; Siemiatycki, J.; Jerrett, M.; Abrahamowicz, M.; White, W.H.: Reanalysis of the Harvard Six Cities Study and the American Cancer Society Study of Particulate Air Pollution and Mortality. Special Report, Health Effects Institute (HEI), Cambridge 2000.

/Krüger 2002/

Krüger, R.: Systemanalytischer Vergleich alternativer Kraftstoff- und Antriebskonzepte in der Bundesrepublik Deutschland. Dissertation am Institut für Energiewirtschaft und Rationelle Energieanwendung (IER), Universität Stuttgart 2002.

/Kumar & Lurmann 1996/

Kumar, N.; Lurmann, F.W.: User's Guide to the UAM-AERO Model. Sonoma Technology, Inc., STI-93110-1600-UG, Santa Rosa 1996.

/LAI 1992/

Länderausschuss für Immissionsschutz: Krebsrisiko durch Luftverunreinigungen. Bericht des LAI, 1992.

/Laitinen et al. 2000/

Laitinen, A.; Vaaraslahti, K.; Keskinen, J.: Preformed Spray Scrubber: Comparison of Precipitation Mechanisms for Charged Fine Particles. J. Aerosol Sci. Vol. 31, Suppl. 1, 2000.

/Lambrecht & Höpfner 2000/

Lambrecht, U; Höpfner, U.: Mögliche Diskrepanzen bei der Bestimmung von Partikeln. Institut für Energie- und Umweltforschung (IFEU) Heidelberg GmbH, Bericht im Auftrag des Ministeriums für Umwelt und Verkehr Baden-Württemberg, Heidelberg 2000.

/Larssen 2003/

Larssen, S.: PM in Europe - State and past trends - Emissions and concentration levels. CAFE workshop on the Second Particulate Matter Position Paper, Stockholm 20.-21.10.2003

/LfU BW 2000/

Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg: Entwicklung der Emissionen krebserzeugender Luftschadstoffe in Baden-Württemberg. Karlsruhe 2000.

/LfU BY 2001a/

Bayerisches Landesamt für Umweltschutz: Feinstaub-(PM<sub>10</sub>)-Immissionen - Schwerpunkt Verkehr. Fachtagung am 20. Juni 2001, Augsburg 2001.

/LfU BY 2001b/

Bayerisches Landesamt für Umweltschutz: Emissionskataster für Bayern - 1996. Online-Version 2001 (<http://www.bayern.de/lfu/luft/index.html>).

/LFUG SN 1999/

Sächsisches Landesamt für Umwelt und Geologie: Bericht über die Durchführung von Emissionsmessungen. Institut für Energetik und Umwelt gGmbH, Dresden 1999

/Linnenberg et al. 2000/

Linnenberg, J.; Schwedt, G.; Broschinski, K.: Langzeitbeprobung partikelgebundener und filtergängiger Schwermetallemissionen in Reingasen technischer Feuerungen. Gefahrstoffe - Reinhaltung der Luft, Jahrgang 60, 5/2000.

/Lloyd's Register 1995/

Lloyd's Register House, Engineering Services Group: Marine Exhaust Emissions Research Programme. Croydon, U.K. 1995.

/LUA BB 2003/

Landesumweltamt Brandenburg (LUA): Luftqualität in Brandenburg - Jahresbericht 2002, Potsdam, August 2003.

/LUA NRW 1998/

Landesumweltamt Nordrhein-Westfalen: Industrielle Feinstaubquellen. Bericht des Landesumweltamtes Essen, April 1998.

/LUA NRW 1999/

Landesumweltamt Nordrhein-Westfalen: Emissionskataster Nordrhein-Westfalen 1997. Essen 1999 (<http://www.lua.nrw.de/emikat97/>).

/LUA NRW 2003/

Landesumweltamt Nordrhein-Westfalen: Auswertung von Staub- und Feinstaubemissionsdaten der Datenbank nordrhein-westfälischer Emissionserklärungen für 1996 und 2000. Essen 2003.

/LUA NRW 2005/

Landesumweltamt Nordrhein-Westfalen: Feinstaubkohortenstudie Frauen in NRW. Langfristige gesundheitliche Wirkungen von Feinstaub in Nordrhein-Westfalen 2002-2005. Fachberichte Landesumweltamt Nordrhein-Westfalen 7 - Essen 2005.

/Lükewille et al. 2001/

Lükewille, A.; Bertok, I.; Amann, M.; Cofala, J.; Gyarmas, F.; Heyes, C.; Klimont, Z.; Schöpp, W.: A Framework to Estimate the Potential and Costs for the Control of Fine Particulate Emissions in Europe. Interim Report IR-01-023, International Institute for Applied Systems Analysis (IIASA), Laxenburg 2001.

/Mangelsdorf et al. 1999/

Mangelsdorf, I.; Aufderheide, M.; Boehncke, A.; Melber, C.; Rosner, G.; Höpfner, U.; Borken, J.; Patyk, A.; Pott, F.; Roller, M.; Schneider, K.; Voß, J.-U.: Durchführung eines Risikovergleiches zwischen Dieselmotoremissionen und Ottomotoremissionen hinsichtlich ihrer kanzerogenen und nicht-kanzerogenen Wirkungen. UBA-Berichte 2/99, Erich Schmidt Verlag Berlin, 1999.

/Maricq et al. 2001/

Maricq, M.M.; Chase, R.E.; Xu, N.; Laing, P.: The Effects of the Catalytic Converter and Fuel Sulfur Level on Motor Vehicle Particulate Matter Emissions: Light Duty Diesel Vehicles. Environmental Science & Technology, 36(2), pp 283-289, 2001.

/Matter & Siegmann 1997/

Matter, U.; Siegmann, K.: The Influence of Particle Filter and Fuel Additives on Turbo Diesel Engine Exhaust. J. Aerosol Sci., Vol. 28, Suppl. 1, 1997.

/Mayer 1998/

Mayer, A.: Feinstaub-Emissionen aus dem Strassenverkehr. Bericht V12/11/97, TTM Niederrohrdorf im Auftrag des Bundesamtes für Umwelt, Wald und Landschaft (BUWAL), Bern 1998.

/Mayer 1999/

Mayer, A.: Strategies for Measuring and Reducing Diesel PM Emissions. HART- Conference "Particulate Matter, Science, Sources & Solution", October 20-21, 1999 Brussels 1999.

/Mayer 2000/

Mayer, A.: "Particles". Glossary of notions attributed to particles stemming from the exhaust of internal combustion engines. TTM, Niederrohrdorf 2000.

/Mayer 2002a/

Mayer, A.: VERT-Filterliste - Geprüfte und erprobte Partikelfilter-Systeme für die Nachrüstung von Dieselmotoren. 2. Ausgabe, Mai 2002, Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft (BUWAL), Bern 2002.

/Mayer 2002b/

Mayer, A.: Why does Switzerland promote Fuel Additives but absolutely prohibit the use of such Fuel Additives without appropriate Particulate Traps. CARB IDRAC-Meeting February 6, 2002, International Diesel Retrofit Advisory Committee, Pasadena 2002.

/Mayer & Wyser 2001/

Mayer, A.; Wyser, M.: Reducing Diesel Particulate Emissions by > 99 % - Approach and Field Experience in Switzerland. CARB Diesel Retrofit Meeting, June 5, 2001, Pasadena 2001.

/Mayer et al. 2000/

Mayer, A. et al.: VERT-Verminderung der Emissionen von Real-Dieselmotoren im Tunnelbau – Ein Verbundprojekt von SUVA, AUVA, TBG und BUWAL (1993 –1999). Abschlussbericht 2000.

/McAughey 1999/

McAughey, J.: Vehicle Particle Emissions Measurement – Establishment of an e-network for metrology, Beitrag zur HART Konferenz: Particulate Matter, Science, Sources & Solution, 20.-21.10.1999, Brüssel 1999.

/Melaniuk-Wolny & Konieczynski 2003/

Melaniuk-Wolny, E.; Konieczynski, J.: Verteilung der Haupt- und Begleitmetalle in den Staubfraktionen von Zink- und Bleihütten. Gefahrstoffe - Reinhaltung der Luft, Vol. 63 Nr. 5, 2003.

/MfU SL 2001/

Ministerium für Umwelt des Saarlandes: Luftgütebericht 2000, Immissionsmessnetz Saar IMMESA. Saarbrücken 2001 (<http://www.umweltserver.saarland.de/luft/>).

/Miller 1998/

Miller, J.: Zur Partikelabscheidung in Elektrofiltern. Dissertation Universität Karlsruhe, Fakultät für Elektrotechnik, Karlsruhe 1998.

/Mohn 2000/

Mohn, J.: Emissionen und Stoffflüsse von (Rest-) Holzfeuerungen. Forschungsbericht Nr. 880002/1, Eidgenössische Materialprüfungs- und Forschungsanstalt (EMPA), Dübendorf 2000.

/Mohr 2000/

Mohr, M.: Partikelaustritt von benzinbetriebenen Personenwagen. Forschungsbericht Nr. 200069, Eidgenössische Materialprüfungs- und Forschungsanstalt (EMPA), Dübendorf 2000.

/Morin et al. 2002/

Morin, J.P.; Bion, A.; Fall, M.; Keravec, V.; Gouriou, F.; Dionnet, F.: Comparative toxicological evaluation of SI and CI engine exhausts in an in vitro model of rat lung slices. 6th International ETH-Workshop on Nanoparticle Measurement, Zürich 2002.

/Müller 2002/

Müller, J.: Chemical speciation of PM(10 - 2.5). Workshop "Particles in the size of 2.5 - 10 µm in urban areas", Free University of Berlin TRUMF, 4.-6. November 2002 ([www.trumf.fu-berlin.de/veranstaltungen/Dokumentation%20PM10/Mueller.pdf](http://www.trumf.fu-berlin.de/veranstaltungen/Dokumentation%20PM10/Mueller.pdf)).

/MWV 2000/

Mineralölwirtschaftsverband e.V.: Kraftstoffverbrauch im Sektor Haushalte und Kleinverbraucher. Schriftliche Mitteilung Hr. Rossbach vom 04.12.2000.

/MWV 2001/

Mineralölwirtschaftsverband e.V.: Inlandsabsatz Mineralölprodukte 1994-2000. Schriftliche Mitteilung Fr. Meyer-Bukow vom 26.11.2001.

/Norbeck et al. 1998a/

Norbeck J.M.; Durbin, T.D.; Truex, T.J.: Characterization of Particulate Emissions from Gasoline-Fueled Vehicles. Report 98-VE-RT85-006-FR, Centre for Environmental Research and Technology, College of Engineering, University of California 1998.

/Norbeck et al. 1998b/

Norbeck, J.M.; Durbin, T.D.; Truex, T.J.: Measurement of Primary Particulate Matter Emissions from Light-Duty Motor Vehicles. Report 98-VE-RT2A-001-FR, Centre for Environmental Research and Technology, College of Engineering, University of California 1998.

/Ntziachristos 2003/

Ntziachristos, L.: Road vehicle tyre & brake wear, road surface wear, SNAP Code 070700, 070800. Joint EMEP/CORINAIR Atmospheric Emission Inventory Guidebook (AEIG), European Environment Agency, Copenhagen 2003.

/Oberdörster et al. 1998/

Oberdörster, G.; Gelein, R.; Johnston, C.; Mercer, P.; Corson, N.; Finkelstein, J.N.: Ambient ultrafine particles: Inducers of acute lung injury? In: Dungworth et al.: Relationships between respiratory disease and exposure to air pollution. ILSI Press, Washington DC 1998.

/Obermeier 2005/

Obermeier, A.: Ergebnisse von Partikelanzahlmessungen mit SMPS nach Venturiwäschern. Schriftliche Mitteilung A. Obermeier, LTTT Universität Bayreuth, 11.03.2005.

/Passant et al. 2002/

Passant, N.R.; Peirce, M.; Rudd, H.J.; Scott, D.W.; Marlowe, I.; Watterson, J.D.: UK Particulate and Heavy Metal Emissions from Industrial Processes. Report AEAT-6270 Issue 2, Feb. 2002.

/Paur 2002/

Paur, H.R.: CAROLA – Ölnebelabscheider. Forschungszentrum Karlsruhe, Institut für Technische Chemie – Bereich Thermische Abfallbehandlung, Karlsruhe 2002.

/Pavageau et al. 2002/

Pavageau, M.P.; Pécheyran, C.; Krupp, E.; Morin, A.; Donard, O.F.X.: Volatile metal species in coal combustion flue gas. *Environ. Science and Technology*, Vol. 36, pp 1561-1573.

/Pavageau et al. 2004/

Pavageau, M.P.; Morin, A.; Seby, F.; Guimon, C.; Krupp, E.; Pécheyran, C.; Poulleau, J.; Donard, O.F.X.: Partitioning of Metal Species during an Enriched Fuel Combustion Experiment. Speciation in the Gaseous and Particulate Phases. *Environ. Science and Technology*, Vol. 38/7, pp 2252-2263.

/Peters et al. 1998/

Peters, A.; Schulz, H.; Kreyling, W.G.; Wichmann, H.E.: Staub und Staubinhaltsstoffe/Feine und ultrafeine Partikel. In: Wichmann, H.E. et al.: *Handbuch Umweltmedizin*, 14. Aufl. 10/98.

/Pfeiffer et al. 2000/

Pfeiffer, F.; Struschka, M.J.; Baumbach, G.: Ermittlung der mittleren Emissionsfaktoren zur Darstellung der Emissionsentwicklung aus Feuerungsanlagen im Bereich der Haushalte und Kleinverbraucher. Forschungsbericht 295 46 364, IVD Universität Stuttgart im Auftrag des Umweltbundesamtes, Berlin 2000.

/Phillips et al. 1999/

Phillips, K.; Howard, D.A.; Bentley, M.C.; Alvan, G.: Assessment of Environmental Tobacco Smoke and Respirable Suspended Particle Exposures for Nonsmokers in Basel by Personal Monitoring. *Atmospheric Environment*, Issue 12 Volume 33, 1998.

/Pieper 1995/

Pieper, H.: Ein Verfahren zur Beurteilung der Staubentwicklung beim Umschlag von Schüttgütern. *Staub - Reinhaltung der Luft*, Jahrgang 55, Nr. 1-3, 1995.

/Pieper 2000/

Pieper, H.: Zusammenfassende Darstellung der Emissionen aus den Emissionskatastern der Bundesländer. *Gefahrstoffe - Reinhaltung der Luft*, Jahrgang 60, Nr. 1/2, 2000.

/Pilz et al. 1994/

Pilz, T.; Löffler, F.; Van Ackeren, P.: Filterschlauchabreinigung mittels eines membranumschlossenen Gasdruckstoß-Abreinigungssystems. *Staub - Reinhaltung der Luft*, Jahrgang 54, 5/1994.

/Pittermann 2002/

Pittermann, R.: Ermittlung von Basisemissionsdaten des dieselbetriebenen Schienenverkehrs. Abschlußbericht zum Forschungsvorhaben 299 43 111, WTZ Roßlau GmbH im Auftrag des Umweltbundesamtes Berlin, Roßlau 2002.

/Pope et al. 1992/

Pope, C.A.; Schwartz, J.; Ransom, M.R.: Daily Mortality and PM<sub>10</sub> Pollution in Utah Valley. *Arch. Environ. Health*, Vol. 47, Issue 3, pp. 211-217, 1992.

/Pope et al. 1995/

Pope, C. A.; Thun, M. J.; Namboodri, M. M.: Particulate air pollution as a predictor of mortality in a prospective study of US adults. *Am. J. Resp. Crit. Care Med.* 151, pp 669-674, 1995.

/Pope & Dockery 1999/

Pope, C.A.; Dockery, D.W.: Epidemiology of Particle Effects. *Air Pollution Health*, Vol. 31, pp. 673-705, 1999.

/Pope et al. 2002/

Pope, C.A.; Burnett, R.T.; Thun, M.J.; Calle, E.E.; Krewski, D.; Ito, K.; Thurston, G.D.: Lung Cancer, Cardiopulmonary Mortality, and Long-term Exposure to Fine Particulate Air Pollution. *The Journal of the American Medical Association*, Vol. 287(9), 2002.



/Pregger et al. 2001/

Pregger, T.; Blank, P.; Wickert, B.; Krüger, R.; Theloke, J.; Friedrich, R.: Emissionskataster für Bayern. Endbericht Januar 2001, IER, Universität Stuttgart, Projekt im Auftrag des Bayerischen Landesamtes für Umweltschutz, Augsburg, 2001.

/Pregger & Friedrich 2003/

Pregger, T.; Friedrich, R.: Ermittlung der Feinstaubemissionen in Baden-Württemberg und Betrachtung möglicher Minderungsmaßnahmen. Schlussbericht zum Forschungsprojekt BWE 20005, hrsg. v. Forschungszentrum Karlsruhe GmbH, Projektträgerschaft Programm Lebensgrundlage Umwelt und ihre Sicherung (BWPLUS), Karlsruhe 2003.

/PROGNOS 1993/

Prognos AG: Die Bundesrepublik Deutschland 2000 - 2005 - 2010, Entwicklung von Wirtschaft und Gesellschaft. Basel 1993.

/PROGNOS 1995/

Prognos AG: Die Energiemärkte Deutschlands im zusammenwachsenden Europa - Perspektiven bis zum Jahr 2020. Im Auftrag des Bundesministeriums für Wirtschaft, Basel 1995.

/PROGNOS 1999/

Prognos AG: Die längerfristige Entwicklung der Energiemärkte im Zeichen von Wettbewerb und Umwelt. Im Auftrag des Bundesministeriums für Wirtschaft und Technologie. Basel 1999.

/Rauterberg-Wulff 1998/

Rauterberg-Wulff, A.: Beitrag des Reifen- und Bremsenabriebs zur Rußimmission an Straßen. Dissertation am Fachgebiet Luftreinhaltung der TU Berlin, 1998.

/Rauterberg-Wulff 2000/

Rauterberg-Wulff, A.: Untersuchung über die Bedeutung der Staubaufwirbelung für die PM<sub>10</sub>-Immission an einer Hauptverkehrsstraße. Bericht Fachgebiet Luftreinhaltung, TU Berlin, 2000.

/Rentz et al. 2001/

Rentz, O.; Schmittinger, A.; Jochum, R.; Schultmann, F.: Exemplarische Untersuchung der praktischen Umsetzung des integrierten Umweltschutzes in der Keramischen Industrie unter Beachtung der IVU-Richtlinie und der Erstellung von BVT-Merkblätter. UBA-Forschungsprojekt 298 94 313/07, DFIU Universität Karlsruhe im Auftrag des Umweltbundesamtes, 2001.

/Rentz et al. 2002/

Rentz, O.; Karl, U.; Peter, H.: Ermittlung und Evaluierung von Emissionsfaktoren für Feuerungsanlagen in Deutschland für die Jahre 1995, 2000 und 2010. UBA-Forschungsbericht 299 43 142, DFIU Universität Karlsruhe im Auftrag des Umweltbundesamtes, 2002.

/RIVM 2001/

Netherlands Institute of Public Health and the Environment (RIVM), Laboratory for Waste Materials and Emissions: mündliche Mitteilung, Nov. 2001.

/Rogge et al. 1993/

Rogge, W.F.; Hildemann, L.M.; Mazurek, M.A.; Cass, G.R.; Simoneit, B.R.T.: Sources of Fine Organic Aerosol. 3. Road dust, tyre debris and organometallic brake lining dust: Roads as sources and sinks. Environ. Science and Technology, 27(9), 1993.

/Schmidt & Weiß 1998/

Schmidt, E. & Weiß, B.: Regenerierungsbedingte Partikelemission bei Oberflächenfiltern. Gefahrstoffe - Reinhaltung der Luft, Jahrgang 58, Nr. 1/2, 1998.

/Schmidt 1998/

Schmidt, E.: Abscheidung von Partikeln aus Gasen mit Oberflächenfiltern. Fortschritt-Berichte VDI, Reihe 3 Verfahrenstechnik Nr. 546, Düsseldorf 1998.

/Schulz et al. 1999/

Schulz, T.; Brandt, A.; Renner, V.; Bialonski, W.: Ermittlung von Art, Umfang und räumlicher Verteilung der Emissionen des Schiffsverkehrs für das Land Nordrhein-Westfalen. Gefahrstoffe - Reinhaltung der Luft, Jahrgang 59, Nr. 7/8, 1999.

/Schwartz & Dockery 1992a/

Schwartz, J., Dockery, D. W.: Increased mortality in Philadelphia associated with daily air pollution concentrations. American Review of Respirat. Disease 145, pp 600-604, 1992.

/Schwartz & Dockery 1992b/

Schwartz, J., Dockery, D. W.: Particulate Air Pollution and daily mortality in Steubenville. American Journal of Epidemiology 135, pp12-19, 1992.

/Schwartz 1993/

Schwartz, J.: Air Pollution and Daily Mortality in Birmingham, Alabama. American Journal of Epidemiology 137, pp 1136-1147, 1993.

/Schwartz et al. 1996/

Schwartz, J.; Dockery, D.W.; Neas, L.M.; Wypij, D.; Ware, L.M.: Is Daily Mortality Associated Specifically with Fine Particles? J. Air & Waste Management Association, Vol. 46, pp. 927-939, 1996.

/Schwarz et al. 1999/

Schwarz, J. et al.: Episodes of High Coarse Particle Concentrations Are Not Associated with Increased Mortality, Environ. Health Perspect. 107 pp. 339-342, 1999.

/SenStadt 2003/

Senatsverwaltung für Stadtentwicklung Berlin: Luftgütemessdaten - Jahresbericht 2002, Berlin 2003.

/SenStadt 2004/

Senatsverwaltung für Stadtentwicklung Berlin: Jahresübersicht Luftqualität: 2003 - Feinstaub (PM<sub>10</sub>), Berlin 2004.

/Shell 2000/

Bleigehalt im Flugbenzin. Mündliche Mitteilung Hr. Brunner, Shell GmbH, Forschungslabor, 05.12.2000.

/Siemens 1999/

Siemens: Elektrische Impulse für die Umwelt. Forschung und Innovation 2/1999 ([http://w4.siemens.de/Ful/de/archiv/zeitschrift/heft2\\_99/](http://w4.siemens.de/Ful/de/archiv/zeitschrift/heft2_99/)).

/Sloss 2004/

Sloss, L.L.: The importance of PM<sub>10</sub>/2.5 emissions. IEA Clean Coal Centre, CCC/89, 2004.

/SLUG 2001/

Sächsisches Landesamt für Umwelt und Geologie: Jahresbericht zur Immissionssituation 2000, Dresden 2001.

/Song et al. 2001/

Song, J.; Cheenkachorn, K.; Wang, J.; Perez, J.; Boehman, A.L.; Young, P.J.; Waller, F.J.: Effect of Oxygenated Fuel on Combustion and Emissions in a Light-Duty Turbo Diesel Engine. Energy & Fuels, received 11/2001

/Spitzer et al. 1998/

Spitzer, J.; Enzinger, P.; Fankhauser, G.; Fritz, W.; Golja, F.; Stiglbrunner, R.: Emissionsfaktoren für feste Brennstoffe. Report No. IEF-B-07/98, Johanneum Research, Institut für Energieforschung, Graz 1998.

/Spix & Wichmann 1996/

Spix, C.; Wichmann, H. E.: Daily mortality and air pollutants: findings from Köln, Germany. J. Epidem. Comm. Health 50 suppl. 1, pp 52-58, 1996.

/Sporenberg 1999/

Sporenberg, F.: Technischer Bericht über die Ermittlung der Emissionen des Gesamtstaubes und fraktionierter Feinstaubanteile einschließlich diffuser Emissionen der Gießerei Elsterberg GmbH. Meßbericht der Dr. Sporenberg Umweltschutz und Meßtechnik GmbH im Auftrag des Sächsischen Landesamtes für Umwelt und Geologie, Bad Muskau 1999.

/STBA 1991-2004/

Statistisches Bundesamt: Statistische Jahrbücher 1990 bis 2004 für die Bundesrepublik Deutschland. Wiesbaden 1991-2004.

/STBA 2000/

Statistisches Bundesamt: Tabaksteuerstatistik. schriftliche Mitteilung von Hr. Berghäuser vom 27.06.2000, Wiesbaden 2000.

/STBA 2001a/

Statistisches Bundesamt: Statistisches Jahrbuch 2000 für die Bundesrepublik Deutschland. Wiesbaden 2001.

/STBA 2001b/

Statistisches Bundesamt: Produzierendes Gewerbe 2000. Fachserie 4, Reihe 3.1, Wiesbaden 2001.

/Steiger 1991/

Steiger, M.: Die anthropogenen und natürlichen Quellen urbaner und mariner Aerosole charakterisiert und quantifiziert durch Multielementanalyse und chemische Receptormodelle. Dissertation am Institut für Anorganische und Angewandte Chemie, Universität Hamburg, 1991.

/Stendel & Appel 1990/

Stendel, D.; Appel, H.: Abgasemissionen von Wartburg und Trabant. Informationsreihe zur Luftreinhaltung in Berlin, Senatsverwaltung für Stadtentwicklung und Umweltschutz, Berlin, 1990.

/Stern 2002/

Stern, R.: Dispersion Modelling within the European Communities New Air Quality Framework Directive: Long Term Modelling of Primary and Secondary Aerosols in the Berlin-Brandenburg Area. Workshop "Particles in the size of 2.5 - 10 µm in urban areas", Free University of Berlin TRUMF, 4.-6. November 2002 ([www.trumf.fu-berlin.de/veranstaltungen/Dokumentation%20PM10/Stern.pdf](http://www.trumf.fu-berlin.de/veranstaltungen/Dokumentation%20PM10/Stern.pdf)).

/Strand et al. 2002/

Strand M.; Pagels, J.; Szpila, A. et al.: Fly Ash Penetration through Electrostatic Precipitator and Flue Gas Condenser in a 6 MW Biomass Fired Boiler. Environ. Science & Technology, 2002.

/Striebel & Gruber 1997/

Striebel, T.; Gruber, A.: Schwermetalle in Straßenstäuben und Schlammtopfsedimenten in Bayreuth: Konzentrationsbereiche, Einfluß der Verkehrsbelastung, Bindungsformen. Gefahrstoffe - Reinhaltung der Luft, Jahrgang 57, S. 325-331, 1996.

/Struschka et al. 2003/

Struschka, M.; Zuberbühler, U.; Dreiseidler, A.; Dreizler, D.; Baumbach, G., Hartmann, H.; Schmid, V.; Link, H.: Ermittlung und Evaluierung der Feinstaubemissionen aus Kleinf Feuerungsanlagen im Bereich der Haushalte und Kleinverbraucher sowie Ableitung von geeigneten Maßnahmen zur Emissionsminderung. UBA-Texte 41/03.

/Sturm 2003/

Sturm, P.: Emissionen des Straßenverkehrs. 16. ALS-Kolloquium „Feinstäube in Technik und Umwelt“, Arbeitsgruppe Luftreinhaltung der Universität Stuttgart, Jahresbericht 2002/2003.

/Sunyer et al. 1996/

Sunyer, J.; Castellsague, J.; Saez, M.; Tobias, A.; Anto, J. M.: Air pollution and mortality in Barcelona. J. Epidem. Comm. Health 50 suppl. 1, pp 76-80, 1996.

/Takai et al. 1998/

Takai, H.; Pedersen, S.; Johnson, J.O.; et al.: Concentrations and emissions of airborne dust in livestock buildings in Northern Europe. *Journal of Agricultural Engineering Research*, Vol. 70, pp. 59-77, 1998

/Taximagazin 1999/

Taximagazin München: Schwefelgehalte in Diesel und Benzin. Ausgabe 3/99.

/TFEIP 2002/

Report on the Combustion and Industry Expert Panel Workshop on Heavy Metals and Persistent Organic Pollutants From Large Stationary Source. Task Force on Emission Inventories and Projections (TFEIP) – secretariat, Ispra, November 2002.

/TNO 2001/

TNO Institute of Environmental Sciences, Energy Research and Process Innovations: CEPMEIP Database. Apeldoorn 2001 (<http://spiritas.host.sk/tno/cepmeip/>).

/Trozzi & Vaccaro 1998a/

Trozzi, C; Vaccaro, R.: Methodologies for Estimating Air Pollutant Emissions from Ships. Techne report MEET RF98, Rome 1998.

/Trozzi & Vaccaro 1998b/

Trozzi, C; Vaccaro, R.: Methodologies for Estimating Future Air Pollutant Emissions from Ships. Techne report MEET RF98b, Rome 1998.

/Twintec 2004/

Twin-Tec GmbH, Produktbeschreibungen ([www.twintec.de](http://www.twintec.de)), Stand Juli 2004.

/UBA 1989/

Umweltbundesamt (UBA) Berlin: Luftreinhalteung '88. Berlin 1989.

/UBA 1998/

Umweltbundesamt (UBA) Berlin: Staubemissionen Deutschland 1996 - Unterlagen zum Fachgespräch am 22.07.1998. Schriftliche Mitteilung von Hr. Remus vom 25.06.1998.

/UBA 1999a/

Umweltbundesamt (UBA) Berlin (Hrsg.): Handbuch Emissionsfaktoren des Straßenverkehrs. INFRAS AG Bern im Auftrag von Umweltbundesamt Berlin und Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft (BUWAL), Version 1.2, Bern 1999.

/UBA 1999b/

Umweltbundesamt (UBA) Berlin: Ergebnisprotokoll zum Fachgespräch "Emissionen beim Lagern und Umschlagen staubender Güter". Schriftliche Mitteilung von Hr. Remus vom 01.03.1999.

/UBA 1999c/

Umweltbundesamt (UBA) Berlin: Unterlagen zum Fachgespräch am 09.12.1999 "Untersuchungen zu Feinstaubemissionen". Schriftliche Mitteilung von Hr. Remus vom 02.11.1999.

/UBA 2001a/

Umweltbundesamt (UBA) Berlin: Emissionen in D 1990 - 1999, Stand 02/1999. Schriftliche Mitteilung von Hr. Nöcker vom 07.02.2001.

/UBA 2001b/

Umweltbundesamt (UBA) Berlin: Deutschland - nationale Emissionen aus Verbrennung nach Emittentengruppen. Schriftliche Mitteilung von Hr. Nöcker UBA FG I 4.6, 25.03.2001.

/UBA 2001c/

Umweltbundesamt (UBA) Berlin: Staub-Emissionsfaktoren für Industrieprozesse als Zeitreihe Deutschland 1995-1999. Schriftliche Mitteilung von Hr. Nöcker UBA FG I 4.6, 22.05.2001.

/UBA 2001d/

Umweltbundesamt (UBA) Berlin: Daten zur Umwelt 2000. Berlin März 2001.

/UBA 2004/

Umweltbundesamt (UBA) Berlin (Hrsg.): Handbuch Emissionsfaktoren des Straßenverkehrs. INFRAS AG Bern im Auftrag von Umweltbundesamt Berlin und Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft (BUWAL), Version 2.1, Bern April 2004.

/UBA 2005a/

Umweltbundesamt (UBA) Dessau: Emissionen und Fahrleistungen des Straßenverkehrs in Deutschland für die Jahre 2000 und 2004. Schriftliche Mitteilung Fr. Mahlow, FG I 3.1, 07.12.2005.

/UBA 2005b/

Umweltbundesamt (UBA) Dessau: Emissionen, Aktivitätsraten und Emissionsfaktoren der stationären Quellen in Deutschland – Auszug aus dem Zentralen System Emissionen (ZSE), Stand Dez. 2005. Schriftliche Mitteilung, UBA FG I 4.6, 12/2005.

/UMEG 1999/

UMEG - Zentrum für Umweltmessungen, Umwelterhebungen und Gerätesicherheit Baden-Württemberg: Datenbasis für emissionserklärungspflichtige Anlagen Baden-Württemberg 1996. Lieferung 2/1999, Karlsruhe 1999.

/UMEG 2001/

UMEG - Zentrum für Umweltmessungen, Umwelterhebungen und Gerätesicherheit Baden-Württemberg: Emissionskataster Baden-Württemberg 1998. Im Auftrag des Ministeriums für Umwelt und Verkehr BW, Karlsruhe 2001.

/UMEG 2002/

UMEG - Zentrum für Umweltmessungen, Umwelterhebungen und Gerätesicherheit Baden-Württemberg: Jahresbericht 2001. Karlsruhe 2002.

/UMEG 2003/

UMEG - Zentrum für Umweltmessungen, Umwelterhebungen und Gerätesicherheit Baden-Württemberg: mündliche Mitteilung Hr. Leiber vom 10.03.2003.

/VDI 2066/

Verein Deutscher Ingenieure (Hrsg.): Messen von Partikeln - Staubmessung in strömenden Gasen; Fraktionierende Staubmessung nach dem Impaktionsverfahren - Kaskadenimpaktor. VDI-Richtlinie 2066, Blatt 5, Beuth-Verlag, Berlin 1994.

/VDI 3926/

Verein Deutscher Ingenieure (Hrsg.): Prüfung von Filtermedien für Abreinigungsfilter. VDI-Richtlinie 3926, Blatt 1, Beuth-Verlag, Berlin 1994.

/VDI 3790/

Verein Deutscher Ingenieure (Hrsg.): Umweltmeteorologie - Emissionen von Gasen, Gerüchen und Stäuben aus diffusen Quellen - Lagerung, Umschlag und Transport von Schüttgut. VDI-Richtlinie 3790, Blatt 3, Beuth-Verlag, Berlin 1997.

/VDI 3679/

Verein Deutscher Ingenieure (Hrsg.): Naßabscheider für Partikelförmige Stoffe. VDI-Richtlinie 3679, Blatt 1, Beuth-Verlag, Berlin 1998.

/VDI 3678/

Verein Deutscher Ingenieure (Hrsg.): Elektrofilter – Prozeßgas- und Abgasreinigung. VDI-Richtlinie 3678, Blatt 1, Beuth-Verlag, Berlin 1998.

/Venkatram 2000/

Venkatram, A.: A Critique of Empirical Emission Factor Models: a Case Study of the AP-42 Model for Estimating PM<sub>10</sub> Emissions from Paved Roads. Atmospheric Environment, Vol. 34, Issue 1, 2000.

/Verhoeff et al. 1996/

Verhoeff, A. P.; Hoek, G.; Van Wijnen, H. J.: Air pollution and daily mortality in Amsterdam. Epidemiology 7, pp 225-230, 1996.

/Vestreng 2003/

Vestreng, V.: Review and Revision. Emission data reported to CLRTAP. EMEP/MS-CW Technical report, Note 1/2003.

/Vinogradow 1962/

Vinogradow, A.P., 1962: Die Durchschnittsgehalte der chemischen Elemente in den Hauptarten der Eruptivgesteine. I. Geochimija, Vol 7, 1962.

/VIZ 2004/

Verkehr in Zahlen 2003/2004, Bundesministerium für Verkehr, Bau- und Wohnungswirtschaft (Hrsg.), Hamburg 2004.

/Weckwerth 2001/

Weckwerth, G.: Verification of traffic emitted aerosol components in the ambient air of Cologne (Germany). Atmospheric Environment, accepted April 2001.

/Westerlund 2001/

Westerlund, K.G.: Metal emissions from Stockholm traffic - wear of brake linings. The Stockholm Environment and Health Protection Administration, Stockholm 2001.

/Wichmann 2002/

Wichmann, H.E.: Dieselruß und andere Feinstäube - Umweltproblem Nr. 1? Gefahrstoffe - Reinhaltung der Luft, Jahrgang 62, Nr. 1/2 2002.

/Wiedmann et al. 2000/

Wiedmann T.; Kersten, J.; Ballschmiter K. 2000: Art und Menge von stofflichen Emissionen aus dem Verkehrsbereich. Arbeitsbericht Nr. 146, Akademie für Technikfolgenabschätzung in Baden-Württemberg, Stuttgart 2000.

/Wieser & Gaegauf 2000/

Wieser, U. & Gaegauf, C.: Nanoparticle Emissions of Wood Combustion Processes. 1st World Conference and Exhibition on Biomass for Energy and Industry, Sevilla 2000.

/Wieser et al. 2001/

Wieser, U.; Gaegauf, C.; Macquat, Y.: Partikelemissionen aus Holzfeuerungen. Ökozentrum Langenbruck (CH) im Auftrag des Bundesamtes für Wald, Umwelt und Landschaft (BUWAL) und des Bundesamtes für Energie (BFE), Langenbruck 2001.

/Winterhagen 2000/

Winterhagen, J.: Der neue Peugeot 607. ATZ Automobiltechnische Zeitschrift 102 Nr. 5, 2000.

/Whitby 1987/

Whitby, K.T.: The Physical Characteristic of Sulphur Aerosols. Atmospheric Environment, Vol. 12, pp. 135-159, 1987.

/WVM 2000/

Wirtschaftsvereinigung Metalle (WVM): Metallstatistik 1999. Düsseldorf 2000.

/WVS 2000/

Wirtschaftsvereinigung Stahl (WVS), Verein Deutscher Eisenhüttenleute: Statistisches Jahrbuch der Stahlindustrie 2000/2001. Düsseldorf 2000.

/Zukeran et al. 1997a/

Zukeran, A.; Chang, J.S.; Berezin, A.A.; Ito, T.: Control of Ultrafine Particles from Incense Smoke by Air Cleaning Electrostatic Precipitators. Journal of Aerosol Science, Vol. 28, Suppl. 1, pp. 289-290, 1997.

/Zukeran et al. 1997b/

Zukeran, A.; Looy, P.C.; Berezin, A.A.; Chang, J.; Ito, T.: Enhancement of electrostatic precipitator ultrafine particle collection efficiency by prechargers. Journal of Aerosol Science, Vol. 28, Suppl. 1, pp. 281-282, 1997.

## 8 Anhang

**Tabelle 8-1:** Mittlere Emissionsfaktoren (EF) in kg/TJ Brennstoffeinsatz für öffentliche und industrielle Kraft- und Heizwerke (einschließlich übriger Umwandlungsbereich) abgeleitet von /UBA 2005b/ und in dieser Arbeit verwendete Feinstaubanteile

Quellgruppe	EF PM in kg/TJ	PM <sub>10</sub> -Anteil	PM <sub>2,5</sub> -Anteil
Öffentliche Kraft- & Heizwerke - Braunkohlen	3,86	0,91	0,77
Öffentliche Kraft- & Heizwerke - Steinkohlen	3,89	0,91	0,79
Öffentliche Kraft- & Heizwerke - Heizöle u. a. Mineralölprodukte	4,35	0,90	0,81
Öffentliche Kraft- & Heizwerke - Erdgas u. a. Gase	0,29	1,00	1,00
Industrielle Kraft- & Heizwerke - Braunkohlen	16,10	0,91	0,77
Industrielle Kraft- & Heizwerke - Steinkohlen	5,25	0,90	0,74
Industrielle Kraft- & Heizwerke - Heizöle u. a. Mineralölprodukte	5,57	0,88	0,79
Industrielle Kraft- & Heizwerke - Erdgas u. a. Gase	0,24	1,00	1,00
MVA der öffentlichen Kraft- & Heizwerke - Abfälle	0,50	1,00	0,82
MVA der industriellen Kraft- & Heizwerke - Abfälle	0,50	1,00	0,82

**Tabelle 8-2:** Emissionsfaktoren (EF) und Feinstaubanteile für Produktionsprozesse und sonstige anthropogene Quellen

Quellgruppe	EF PM	Einheit	PM <sub>10</sub> -Anteil	PM <sub>2,5</sub> -Anteil
Krematorien	0,391	kg/Kremation	0,90	0,85
Steinkohleaufbereitung (Trocknen)	0,025	kg/t	0,31	0,16
Steinkohlebrikettierung	0,18	kg/t	0,30	0,16
Steinkohlenkokereien	0,15	kg/t	0,64	0,46
Braunkohleaufbereitung	0,40	kg/t	0,30	0,16
Braunkohlenbrikettierung	0,40	kg/t	0,30	0,16
Holzkohleproduktion	1,55	kg/t	0,95	0,80
Raffination von Erdöl	0,011	kg/t Rohöl	0,97	0,72
Roheisenproduktion	0,75	kg/t	0,60	0,16
Sinterproduktion	0,465	kg/t	0,69	0,33
Aufblasstahlproduktion	0,15	kg/t	0,90	0,80
Elektrostahlproduktion	0,186	kg/t	0,90	0,61
Eisen-, Stahl- und Temper (EST) -Gießereien	0,20	kg/t	0,79	0,40
Leichtmetallgießereien	0,366	kg/t	0,76	0,48
Buntmetallgießereien	0,366	kg/t	0,76	0,48
Produktion von Ferrolegierungen	0,24	kg/t	0,83	0,49
Primäraluminiumproduktion	2,96	kg/t	0,69	0,33
Umschmelzaluminiumproduktion	0,50	kg/t	0,96	0,58
Primärkupferproduktion	0,10	kg/t	0,95	0,80
Sekundärkupferproduktion	0,60	kg/t	0,90	0,70
Primärbleiproduktion	0,10	kg/t	0,95	0,50
Sekundärbleiproduktion	0,10	kg/t	0,95	0,50
Bleioxidproduktion	0,43	kg/t	0,90	0,60
Primärzinkproduktion	0,10	kg/t	0,90	0,80
Sekundärzinkproduktion	0,10	kg/t	0,90	0,60
Nickelproduktion	0,60	kg/t	0,83	0,50
Feuerverzinkung	0,02	kg/t	0,82	0,58
Kalkproduktion	0,201	kg/t	0,77	0,42
Gipsproduktion	0,066	kg/t	0,67	0,36
Zementproduktion	0,25	kg/t	0,81	0,50

Quellgruppe	EF PM	Einheit	PM <sub>10</sub> -Anteil	PM <sub>2,5</sub> -Anteil
Produktion von feuerfestem Zement, Mörtel	0,25	kg/t	0,81	0,50
Betonmischwerke	0,024	kg/t	0,28	0,10
Leichtzuschlagstoffproduktion	0,166	kg/t	0,63	0,43
Ziegelproduktion	0,147	kg/t	0,81	0,50
Produktion von feuerfesten Materialien	0,147	kg/t	0,81	0,50
Aufbereitung von Feldspat	0,17	kg/t	0,32	0,12
Keramikproduktion	0,159	kg/t	0,94	0,60
Aufbereitung von Bentoniten	0,079	kg/t	0,91	0,59
Glasproduktion	0,07	kg/t	0,76	0,45
Glasfaserdämmstoffproduktion	0,301	kg/t	0,90	0,70
Textilglasfaserproduktion	0,07	kg/t	0,90	0,70
Mineralwolleproduktion	0,401	kg/t	0,90	0,70
Schleifmittelproduktion	0,0073	kg/t	0,66	0,41
Aufbereitung von Sand und Kies	0,0170	kg/t	0,82	0,15
Schotterwerke, Aufbereitung von Natursteinen	0,038	kg/t	0,62	0,09
Aufbereitung von Flußspat	0,375	kg/t	0,48	0,10
Gewinnung von Stein-/Hütten-/Salinensalz	0,085	kg/t	0,09	0,05
Gewinnung von Kalisalz	0,15	kg/t	0,09	0,05
Produktion von Asphaltmischgut	0,006	kg/t	0,96	0,40
Produktion von Bitumendachbahnen	0,083	kg/t	0,98	0,95
Rußproduktion	0,25	kg/t	0,90	0,49
Siliziumproduktion	0,026	kg/t	0,96	0,41
Kalziumkarbidproduktion	0,47	kg/t	0,80	0,50
Adipinsäureproduktion	0,005	kg/t	0,90	0,70
Phtalsäureanhydridproduktion	0,425	kg/t	0,90	0,70
Polyvinylchloridproduktion	0,175	kg/t	0,90	0,50
Polypropylenproduktion	0,075	kg/t	0,90	0,50
Vulkanisation/Gummiverarbeitung	0,103	kg/t	0,90	0,50
Polyesterfaserproduktion	0,145	kg/t	0,86	0,56
Polyamidfaserproduktion	0,221	kg/t	0,86	0,56
Polyolefinfaserproduktion	0,01	kg/t	0,86	0,56
Polyacrylfaserproduktion	0,519	kg/t	0,86	0,56
Zellulosefaserproduktion	0,071	kg/t	0,86	0,56
Farben- und Lackproduktion	0,055	kg/t	0,80	0,50
Produktion von Stickstoff-Düngemitteln	1,06	kg/t	0,70	0,30
Produktion von Phosphor-Düngemitteln	0,41	kg/t	0,65	0,20
Produktion von Kali-Düngemitteln	0,32	kg/t	0,47	0,15
Mischen und Abfüllen von Düngemitteln	0,111	kg/t	0,53	0,15
Fluorwasserstoffproduktion	0,016	kg/t	0,90	0,50
Phosphorsäureproduktion	0,138	kg/t P <sub>2</sub> O <sub>5</sub>	0,90	0,50
Natriumcarbonatproduktion	0,142	kg/t	0,90	0,50
Schwefelsäureproduktion	0,03	kg/t Schwefel	0,87	0,48
Borsäureproduktion	0,11	kg/t	0,11	0,03
Spanplattenproduktion	0,30	kg/t	0,77	0,51
Sperrholz- und Furnierholzproduktion	0,13	kg/m <sup>3</sup>	0,80	0,60
Zellstoffproduktion	0,071	kg/t Pulpe	0,77	0,50
Feuerwerke	0,035	kg/Einwohner	0,90	0,60
Rauchen von Tabak	0,000008	kg/Zigarette	1,00	1,00
Ernten von Getreide	0,292	kg/km <sup>2</sup> LN	0,40	0,10
Trocknen von Getreide	0,075	kg/t	0,53	0,41
Mahlen von Getreide, Futtermitteln	0,045	kg/t	0,74	0,15
Tierhaltung Legehennen	0,005	kg/(a*Tier)	0,33	0,03



Quellgruppe	EF PM	Einheit	PM <sub>10</sub> -Anteil	PM <sub>2,5</sub> -Anteil
Tierhaltung Masthühner	0,032	kg/(a*Tier)	0,58	0,09
Tierhaltung Schweine	0,651	kg/(a*Tier)	0,45	0,08
Tierhaltung Rinder	0,960	kg/(a*Tier)	0,45	0,10
Tierhaltung Schafe	0,120	kg/(a*Tier)	0,40	0,12
Tierhaltung Pferde	1,200	kg/(a*Tier)	0,40	0,12
Tierhaltung Mastenten und Gänse	0,080	kg/(a*Tier)	0,58	0,09
Tierhaltung Truthühner	0,134	kg/(a*Tier)	0,58	0,09
Räuchereien	1,035	kg/t Räuchergut	0,95	0,90
Grastrocknung	1,7	kg/t	0,53	0,41
Kaffeeröstereien	0,09	kg/t	0,61	0,59
Bierproduktion	0,019	kg/t	0,50	0,15
Malzrösten	0,070	kg/t	0,61	0,59
Zuckerproduktion	0,16	kg/t	0,55	0,31
Lackierereien	3,46	kg/t Lack	0,82	0,78
Aufbereitung von Bauschutt, Straßenaufbruch	0,042	kg/t	0,48	0,15
Abfallaufbereitung, Sortierung	0,019	kg/t	0,48	0,15
Kaltwalzwerk Aluminium	0,015	kg/t Aluband	0,75	0,40
NE-Metallpulverherstellung	0,036	kg/t	0,90	0,80
Druckanlagen	0,223	kg/t Lösemittel	0,90	0,50
Strahlanlagen	0,135	kg/Beschäftigter	0,80	0,40
Produktion von Hartbrandkohlen/Elektrographit	0,255	kg/t	0,95	0,80
Papierproduktion	0,015	kg/t	0,95	0,80
Behandlung edelmetallhaltiger Abfälle	0,232	kg/t	0,95	0,80
Pflanzenölherstellung	0,065	kg/t Saatgut	0,40	0,10
Aluminiumoxidproduktion	0,005	kg/t	0,80	0,30
Schreinereien (Holzbe- und -verarbeitung)	15,66	kg/Beschäftigter	0,80	0,14
Korundherstellung	0,285	kg/t	0,80	0,70
Motorenprüfstände	0,078	kg/Beschäftigter	0,95	0,85
Magnetherstellung	1,043	kg/Beschäftigter	0,80	0,50
Oberflächenbehandlung von Metallen	0,026	kg/Beschäftigter	0,40	0,20
Bauprozesse (diffus)	0,183	kg/m <sup>2</sup>	0,50	0,05
Ackerbearbeitung Landwirtschaft	1,877	kg/ha	0,06	0,01
Braten und Grillen von Lebensmitteln	0,075	kg/Einwohner	1,00	1,00
Umschlag Getreide/Futterm., Seeschiffe	0,125	kg/t	0,49	0,14
Umschlag Getreide/Futterm., Binnenschiffe	0,125	kg/t	0,49	0,14
Umschlag Getreide/Futterm., LKW, Bahn	0,063	kg/t	0,49	0,14
Umschlag chemische Düngemittel	0,05	kg/t	0,35	0,05
Umschlag natürliche Düngemittel	0,025	kg/t	0,35	0,05
Umschlag Braunkohlen	0,025	kg/t	0,35	0,05
Umschlag Steinkohlen, Steinkohlekoks	0,075	kg/t	0,35	0,05
Umschlag Kohlebriketts	0,025	kg/t	0,35	0,05
Umschlag Petrolkoks	0,044	kg/t	0,35	0,05
Umschlag Eisenerze	0,05	kg/t	0,35	0,05
Umschlag Bauxit, Aluminiumerze	0,150	kg/t	0,35	0,05
Umschlag sonstige NE-Metallerze	0,05	kg/t	0,35	0,05
Umschlag Sand/Kies, Natursteine	0,0175	kg/t	0,35	0,05
Umschlag Zementklinker	0,015	kg/t	0,35	0,05
Umschlag Gips	0,075	kg/t	0,35	0,05
Umschlag Kali-, Stein- und Siedesalz	0,075	kg/t	0,35	0,05
Umschlag Schwefelkies	0,01	kg/t	0,35	0,05
Umschlag Schwefel	0,075	kg/t	0,35	0,05
Umschlag Eisen- und Stahlabfälle	0,025	kg/t	0,35	0,05

**Tabelle 8-3:** Feinstaubanteile der Emissionen aus genehmigungsbedürftigen Anlagen in Baden-Württemberg nach Verfahrensart/Anlagentyp (ART) und Abgasreinigung (AGR) (Abschätzungen basierend auf Literaturlauswertungen)

ART-Nr.	AGR-Nr.	Anteil PM <sub>10</sub>	Anteil PM <sub>2,5</sub>	ART-Nr.	AGR-Nr.	Anteil PM <sub>10</sub>	Anteil PM <sub>2,5</sub>
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 Abgasreinigung	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 **				

\* verschiedene chemische Prozesse und Oberflächenbehandlungen

\*\* Anlagen zum Vereinigen von Stoffen und Fest/Flüssig-Trennverfahren

**Tabelle 8-4:** Verwendete Anteile an den Staubemissionen für die Abschätzung der Emissionen ausgewählter Elemente

Quellgruppe	Pb	Cd	As	Cr	Literaturquellen
Verkehr – Diesel	7,0E-05	2,7E-05	1,5E-06	1,1E-05	/Heinrichs 1993/
Verkehr – Benzin	4,0E-04	4,5E-05	3,7E-04	3,0E-04	/Hildemann et al. 1991/
Verkehr – Reifenabrieb	1,6E-04	9,0E-06	6,0E-06	3,0E-05	/Heinrichs 1993/
Verkehr – Bremsenabrieb	5,0E-05	6,5E-06	1,0E-05	1,2E-03	/Hildemann et al. 1991/ /Westerlund 2001/
Verkehr – Straßenstaub	1,5E-04	2,2E-06	1,5E-06	3,5E-05	/Striebel & Gruber 1997/ /Vinogradow 1962/
Verkehr – Natürlicher Staub	k.A.	9,8E-08	1,5E-06	3,5E-05	/Vinogradow 1962/
Flugverkehr – Flugbenzin	7,0E-03	k.A.	k.A.	k.A.	/Shell 2000/
Flugverkehr – Kerosin	0	2,0E-08	9,9E-08	9,9E-08	/Berdowski et al. 1997b/
Bahnverkehr – Diesel	7,0E-05	2,7E-05	1,5E-06	1,1E-05	/Heinrichs 1993/
Bahnverkehr – Schienen-, Radabrieb	k.A.	k.A.	1,8E-04	k.A.	/Weckwerth 2001/
Schiffsverkehr – Diesel	1,5E-07	1,0E-08	5,0E-08	5,0E-08	/Lloyds Register 1995/
Kleinfeuer. Haushalte – Steinkohle	9,5E-04	2,3E-05	2,3E-05	1,3E-05	/Pfeiffer et al. 2000/ /AK EK 2001/
Kleinfeuer. Haushalte – Braunkohle	3,8E-05	2,8E-06	5,2E-05	1,6E-05	/Pfeiffer et al. 2000/ /AK EK 2001/
Kleinfeuer. Haushalte – Heizöl EL	3,3E-03	1,3E-05	4,0E-04	3,3E-04	/AK EK 2001/
Kleinfeuer. Haushalte – Gase	0	0	0	0	/EPA 2002/
Kleinfeuer. Haushalte – Holz	4,1E-04	6,3E-05	6,6E-06	2,0E-04	/Pfeiffer et al. 2000/
Kleinfeuer. sonst. – Steinkohlenkoks	6,8E-04	8,3E-05	1,1E-03	2,7E-03	/Pfeiffer et al. 2000/ /Berdowski et al. 1997b/
Kleinfeuer. sonst. – Steinkohle	7,8E-04	1,4E-05	2,5E-05	7,6E-06	/Pfeiffer et al. 2000/
Kleinfeuer. sonst. – Braunkohle	3,8E-05	2,8E-06	4,9E-05	1,6E-05	/AK EK 2001/
Kleinfeuer. sonst. – Heizöl S	1,3E-04	6,6E-06	1,6E-05	1,3E-05	/AK EK 2001/
Kleinfeuer. sonst. – Heizöl EL	2,9E-03	1,2E-05	3,5E-04	2,9E-04	/AK EK 2001/
Kleinfeuer. sonst. – Gase	0	0	0	0	/EPA 2002/
Kleinfeuer. sonst. – Holz	2,4E-03	7,5E-05	5,5E-05	3,9E-04	/Pfeiffer et al. 2000/
Kleinfeuer. sonst. – Steinkohlenkoks	1,6E-02	1,1E-04	1,6E-04	2,7E-03	/Pfeiffer et al. 2000/ /Berdowski et al. 1997b/
Öff. Kraft-/Heizwerke – Steinkohle	2,5E-04	4,2E-06	5,0E-04	3,3E-04	/EPA 2002/
Öff. Kraft-/Heizwerke – Heizöl	1,2E-02	1,3E-05	8,0E-04	7,1E-04	/EPA 2002/
Öff. Kraft-/Heizwerke – Gase	0	0	0	0	/EPA 2002/
Öff. Kraft-/Heizwerke – Holz	2,5E-03	2,7E-05	1,6E-05	3,3E-05	/Berdowski et al. 1997b/ /EPA 2002/
Ind. Kraft-/Heizwerke – Steinkohle*	2,5E-04	4,2E-06	5,0E-04	3,3E-04	/EPA 2002/
Ind. Kraft-/Heizwerke – Diesel*	7,0E-05	2,7E-05	2,1E-04	2,6E-04	/Heinrichs 1993/
Ind. Kraft-/Heizwerke – Heizöl EL*	2,6E-04	1,3E-05	8,0E-04	2,0E-05	/EPA 2002/
Ind. Kraft-/Heizwerke – Heizöl S*	1,1E-03	1,5E-04	3,0E-04	4,7E-04	/EPA 2002/
Ind. Kraft-/Heizwerke – Gase*	0	0	0	0	/EPA 2002/
Ind. Kraft-/Heizwerke – Holz*	2,5E-03	2,7E-05	1,6E-05	3,3E-05	/Berdowski et al. 1997b/ /EPA 2002/
Müllverbrennung	2,6E-02	8,2E-04	2,0E-04	7,5E-04	/Heinrichs 1993/
Klärschlammverbrennung	2,9E-02	8,3E-03	2,4E-06	5,8E-03	/Jockel & Hartje 1991/ /EPA 2002/
Steinkohlenkokereien	5,8E-04	1,7E-04	7,0E-05	7,0E-04	/Passant et al. 2002/
Holzkohleproduktion	3,1E-04				/EPA 2002/
Raffination von Erdöl	4,3E-04	5,5E-05	6,0E-05	3,1E-03	/EPA 2002/
Roheisenproduktion	7,2E-05	1,8E-05	8,9E-05	8,9E-05	/Passant et al. 2002/
Sinterproduktion	4,9E-03	2,9E-05	2,8E-06	3,8E-05	/EIPPCB 2000/
Aufblasstahlproduktion	3,4E-03	9,0E-04	6,7E-05	1,2E-03	/EIPPCB 2000/

Quellgruppe	Pb	Cd	As	Cr	Literaturquellen
Elektrostahlproduktion	9,0E-03	1,8E-04	2,7E-04	6,3E-03	/EIPPCB 2000/
Eisen-, Stahl- und Temper (EST) - Gießereien	5,1E-03	3,3E-04	1,5E-03	5,2E-04	/Brandl et al. 2000/
Leichtmetallgießereien	5,0E-04			5,0E-04	/EPA 2002/
Produktion von Ferrolegierungen	4,5E-04			4,2E-04	/EPA 2002/
Umschmelzaluminiumproduktion	8,1E-04	5,0E-05	1,5E-05	4,1E-04	/EPA 2002/
Primärkupferproduktion	3,8E-02	1,4E-03	2,0E-02	3,2E-04	/Steiger 1991/
Sekundärkupferproduktion	4,8E-02		7,5E-04		/EPA 2002/
Primärbleiproduktion	3,6E-01	1,0E-02	5,0E-03	2,5E-04	/Melaniuk-Wolny & Konieczynski 2003/
Sekundärbleiproduktion	2,2E-01	4,6E-02	6,1E-02	3,0E-04	/EPA 2002/
Primärzinkproduktion	2,8E-01	8,6E-03	3,9E-03	1,8E-04	/Melaniuk-Wolny & Konieczynski 2003/
Kalkproduktion	2,3E-04	1,4E-04	6,5E-05	1,2E-04	/EPA 2002/
Gipsproduktion	5,1E-04	3,0E-04	5,0E-04	3,1E-03	/EPA 2002/
Zementproduktion	2,1E-03	2,2E-05	1,1E-05	4,8E-05	/Heinrichs 1993/
Produktion von feuerfestem Zement, Mörtel etc.	2,1E-03	2,2E-05	1,1E-05	4,8E-05	/Heinrichs 1993/
Leichtzuschlagstoffproduktion	1,0E-05			4,0E-05	/EPA 2002/
Ziegelproduktion	5,0E-03	1,0E-03	1,0E-03	1,0E-03	/Rentz et al. 2001/
Produktion von feuerfesten Materialien	0,0E+00			4,0E-05	/EPA 2002/
Keramikproduktion	0,0E+00			4,0E-05	/EPA 2002/
Glasproduktion	3,8E-03	2,6E-03	1,6E-02	1,4E-02	/Brandl et al. 2000/
Glasfaserdämmstoffproduktion	3,8E-03	2,6E-03	1,6E-02	1,4E-02	/Brandl et al. 2000/
Aufbereitung von Sand und Kies	1,0E-05	9,8E-08	1,5E-06	3,5E-05	/Vinogradov 1962/
Schotterwerke, Aufbereitung von Natursteinen	1,5E-05	9,8E-08	1,5E-06	3,5E-05	/Vinogradov 1962/
Produktion von Bitumendachbahnen				5,5E-03	/EPA 2002/
Siliziumproduktion	3,1E-04	3,8E-04	4,7E-02	1,8E-03	/Brandl et al. 2000/
Kalziumkarbidproduktion	3,0E-05				/EPA 2002/
Adipinsäureproduktion	1,0E-04	3,5E-04		1,6E-04	/EPA 2002/
Phtalsäureanhydridproduktion	1,0E-04	3,5E-04		1,6E-04	/EPA 2002/
Produktion von N-Düngemitteln		5,0E-04			/EPA 2002/
Produktion von P-Düngemitteln	2,6E-04	1,5E-04	1,6E-04	8,7E-04	/EPA 2002/
Mischen und Abfüllen Düngemittel	2,0E-06	2,0E-06	2,0E-06	6,0E-05	/Heinrichs 1993/
Phosphorsäureproduktion	1,0E-04	1,0E-04	1,0E-04	1,1E-04	/EPA 2002/
Borsäureproduktion		5,0E-04			/EPA 2002/
Spanplattenproduktion	7,0E-05	2,0E-05	3,0E-05	2,0E-05	/EPA 2002/
Sperrholz- und Furnierholzproduktion	9,2E-04	1,0E-05	6,0E-05	4,0E-05	/EPA 2002/
Zellstoffproduktion	6,0E-05	5,0E-05	1,0E-05	4,0E-05	/EPA 2002/
Rauchen von Tabak	0,0E+00		0,0E+00	0,0E+00	/EPA 2002/
Lackierereien		5,0E-04		5,0E-04	/EPA 2002/
Kaltwalzwerk Aluminium	8,0E-05			5,0E-05	/EPA 2002/
Strahlanlagen	5,8E-03		1,0E-04	5,8E-03	/EPA 2002/
Papierproduktion	6,0E-05	5,0E-05	1,0E-05	4,0E-05	/EPA 2002/
Schreinereien (Holzbe- und -verarbeitung)				3,0E-05	/EPA 2002/
Korundherstellung				8,0E-05	/EPA 2002/

\* einschließlich Feuerungsanlagen des übrigen Umwandlungsbereichs

**Tabelle 8-5:** Emissionsfaktoren für die Abschätzung der Emissionen organischer Verbindungen

Quellgruppe	PAK	BaP	PCDD/F (TEQ)	Einheit	Literaturquellen
Straßenverkehr – Diesel-PKW/LNF	0,106	1,2E-03	5,0E-09	mg/km	/Wiedmann et al. 2000/
Straßenverkehr – Diesel-SNF	0,159	1,4E-03	1,0E-08	mg/km	/Wiedmann et al. 2000/
Straßenverkehr – Ottomotoren m. gKat	1,0E-02	1,1E-04	7,0E-09	mg/km	/Wiedmann et al. 2000/
Straßenverkehr – Ottomotoren o. gKat	0,105	2,0E-03	3,5E-08	mg/km	/Wiedmann et al. 2000/
Straßenverkehr – Ottomotoren 2-Takt	1,05	7,6E-03	3,5E-08	mg/km	/Stendel & Appel 1990/ /Wiedmann et al. 2000/
Straßenverkehr – Reifenabrieb	2,3E-04	3,9E-06	k.A.	mg/km	/Rogge et al. 1993/
Straßenverkehr – Bremsenabrieb	1,6E-06	7,4E-07	k.A.	mg/km	/Rogge et al. 1993/
Straßenverkehr – Straßenstaub	5,7E-06	2,3E-06	k.A.	mg/km	/Rogge et al. 1993/
Flugverkehr – Kerosin	2,1E-04	3,5E-06	1,0E-09	kg/t	/Berdowski et al. 1997b/ /LAI 1992/
Sonstiger Verkehr – Diesel	5,9E-03	1,1E-05	1,0E-09	kg/t	/Berdowski et al. 1997b/ /FEU 1998/
Sonstiger Verkehr – Heizöl S	1,6E-04	1,1E-05	1,0E-09	kg/t	/Berdowski et al. 1997b/
Sonstige Fahrzeuge – Diesel	3,9E-03	1,1E-05	9,1E-11	kg/t	/Berdowski et al. 1997b/ /FEU 1998/
Sonstige Fahrzeuge – Benzin	3,0E-03	3,0E-05	9,9E-11	kg/t	/Holoubek 2000/ /LAI 1992/
Kleinfeuerungen – Steinkohle	3,0E-01	1,4E-03	4,0E-09	kg/TJ	/AK EK 2001/
Kleinfeuerungen – Steinkohlenkoks	7,0E-01	8,8E-03	2,0E-08	kg/TJ	/AK EK 2001/
Kleinfeuerungen – Braunkohle	1,8E+00	2,0E-02	3,8E-08	kg/TJ	/AK EK 2001/
Kleinfeuerungen – Heizöl EL	2,4E-03	2,0E-05	1,8E-09	kg/TJ	/AK EK 2001/
Kleinfeuerungen – Gase	2,7E-04	2,7E-06	1,4E-09	kg/TJ	/AK EK 2001/
Kleinfeuerungen – Holz	2,7E+00	3,2E-02	1,5E-08	kg/TJ	/Hoffmann et al. 1994/ /AK EK 2001/
Kraft- & Heizwerke – Rohbraunkohle	3,5E-05	2,0E-07	2,0E-10	kg/TJ	/FEU 1998/
Kraft- & Heizwerke – Hartbraunkohle	9,1E-05	2,0E-07	2,0E-10	kg/TJ	/FEU 1998/
Kraft- & Heizwerke – Steinkohle	2,8E-05	2,0E-07	4,0E-09	kg/TJ	/FEU 1998/
Kraft- & Heizwerke – Heizöl S	1,1E-04	3,0E-05	5,0E-10	kg/TJ	/FEU 1998/
Kraft- & Heizwerke – Heizöl EL	1,1E-04	6,0E-05	4,0E-10	kg/TJ	/FEU 1998/
Kraft- & Heizwerke – Erdgas	2,3E-05	2,3E-07	5,0E-11	kg/TJ	/TFEIP 2002/
Kokereien	3,3E-03	1,3E-04	k.A.	kg/t	/Berdowski et al. 1997b/
Roheisenproduktion	k.A.	2,6E-04	2,5E-12	kg/t	/EIPPCB 2000/
Sinterproduktion	2,1E-04	2,1E-06	6,0E-10	kg/t	/FEU 1998/
Aufblasstahlproduktion	1,2E-07	1,2E-09	3,1E-11	kg/t	/EIPPCB 2000/
Elektrostahlproduktion	3,4E-04	3,4E-06	4,8E-10	kg/t	/FEU 1998/
Eisen-, Stahl- und Tempergießereien	4,7E-04	4,7E-06	4,5E-10	kg/t	/FEU 1998/
Herstellung von Ferrolegierungen	k.A.	k.A.	4,0E-09	kg/t	/EIPPCB 2000/
Primäraluminiumproduktion	7,1E-02	7,1E-04	k.A.	kg/t	/FEU 1998/
Sekundäraluminiumproduktion	k.A.	k.A.	3,8E-08	kg/t	/FEU 1998/
Primärkupferproduktion	k.A.	k.A.	3,4E-08	kg/t	/Berdowski et al. 1997b/
Sekundärblei-/kupferproduktion	k.A.	k.A.	2,0E-08	kg/t	/Berdowski et al. 1997b/
Sekundärzinkproduktion	k.A.	k.A.	7,0E-07	kg/t	/Berdowski et al. 1997b/
Zementproduktion	3,0E-06	6,5E-08	4,5E-11	kg/t	/FEU 1998/
Kalkproduktion	1,3E-05	k.A.	7,8E-11	kg/t	/FEU 1998/
Ziegelproduktion	k.A.	k.A.	8,7E-11	kg/t	/FEU 1998/
Glasproduktion	k.A.	k.A.	3,2E-11	kg/t	/FEU 1998/
Herstellung von Bitumenmischgut	k.A.	2,7E-08	2,4E-12	kg/t	/FEU 1998/

**Tabelle 8-6:** Trendfaktoren 2010/2000 für die Aktivitätsraten ( $TF_A$ ) und Emissionsfaktoren ( $TF_{EF}$ ) der mobilen Quellen

Quellgruppe	$TF_A$	$TF_{EF}$	Indikator für die Aktivität
<b>Straßenverkehr</b>			
Busse	1,01	0,35	Fahrleistung
LKW ohne Anhänger	0,95	0,44	Fahrleistung
LKW mit Anhänger	0,91	0,40	Fahrleistung
Sattelzüge	1,36	0,40	Fahrleistung
PKW Diesel	1,90	0,37	Fahrleistung
LNF Diesel	1,59	0,38	Fahrleistung
PKW Otto mit geregelter Kat	0,94	0,85	Fahrleistung
PKW Otto mit unregelter Kat	0,00	1,00	Fahrleistung
PKW Otto ohne Kat	0,00	1,00	Fahrleistung
LNF Otto mit geregelter Kat	1,06	0,90	Fahrleistung
LNF Otto mit unregelter Kat	0,00	1,00	Fahrleistung
LNF Otto ohne Kat	0,10	1,00	Fahrleistung
KRAD Otto 2-Takt ohne Kat	1,08	1,00	Fahrleistung
KRAD Otto 4-Takt ohne Kat	1,28	0,96	Fahrleistung
PKW gesamt (Abrieb)	1,14	1,00	Fahrleistung
KRAD gesamt (Abrieb)	1,23	1,00	Fahrleistung
LNF gesamt (Abrieb)	1,37	1,00	Fahrleistung
SNF gesamt (Abrieb)	1,08	1,00	Fahrleistung
KFZ gesamt (Aufwirbelung)	1,09	1,00	Fahrleistung
<b>Sonstiger Verkehr und sonstige Fahrzeuge und mobile Geräte</b>			
Flugverkehr zivil	1,34	0,92	Verkehrsleistung
Flugverkehr militärisch	0,83	0,92	Kraftstoffverbrauch
Schienenverkehr, Dieselloks	0,86	0,85	Dieserverbrauch
Schienenverkehr, Abrieb	1,19	1,00	Verkehrsleistung
Schiffsmotoren Binnenverkehr (Diesel)	1,03	0,90	Dieserverbrauch
Schiffsmotoren Seeverkehr (Heizöl S, Diesel)	1,00	0,90	Kraftstoffverbrauch
Schiffsmotoren Sport- und Passagierschiffe	1,05	0,95	Kraftstoffverbrauch
Mobile Geräte Haushalt und Garten 2-Takt	0,90	0,90	Kraftstoffverbrauch
Mobile Geräte Haushalt und Garten 4-Takt	0,90	0,95	Kraftstoffverbrauch
Sonst. Fzg. Militär Diesel	0,88	0,85	Dieserverbrauch
Sonst. Fzg. Bauwirtschaft/Industrie Diesel	0,95	0,76	Dieserverbrauch
Sonst. Fzg. Landwirtschaft Diesel	0,98	0,84	Dieserverbrauch
Sonst. Fzg. Industrie, Landwirtschaft, Militär	0,94	0,85	Benzinverbrauch

**Tabelle 8-7:** Trendfaktoren 2010/2000 für die Aktivitätsraten ( $TF_A$ ) und Emissionsfaktoren ( $TF_{EF}$ ) der stationären Quellen

Quellgruppe	$TF_A$	$TF_{EF}$	Indikator für die Aktivität
<b>Öffentliche und industrielle Kraft- und Heizwerke*</b>			
Öff. Kraft- & Heizwerke – Braunkohlen	0,98	0,85	Primärenergieverbrauch
Öff. Kraft- & Heizwerke – Steinkohlen	0,92	0,86	Primärenergieverbrauch
Öff. Kraft- & Heizwerke – Heizöle u. a. Mineralölprodukte	1,01	0,95	Primärenergieverbrauch
Öff. Kraft- & Heizwerke – Erdgas u. a. Gase	1,11	1,15	Primärenergieverbrauch
Ind. Kraft- & Heizwerke – Braunkohlen	0,75	0,47	Primär- bzw. Endenergieverbrauch
Ind. Kraft- & Heizwerke – Steinkohlen	1,29	1,20	Primär- bzw. Endenergieverbrauch
Ind. Kraft- & Heizwerke – Heizöle u. a. Mineralölprodukte	1,11	0,95	Primär- bzw. Endenergieverbrauch
Ind. Kraft- & Heizwerke – Erdgas u. a. Gase	1,09	0,99	Primär- bzw. Endenergieverbrauch
MVA der öff. Kraft- & Heizwerke – Abfälle	0,80	1,00	Abfall-/Energieeinsatz
MVA der ind. Kraft- & Heizwerke – Abfälle	1,39	1,00	Abfall-/Energieeinsatz
<b>Kleinfeuerungen</b>			
Kleinverbraucher – Steinkohlenkoks	0,67	1,00	Endenergieverbrauch
Kleinverbraucher – Steinkohle	0,76	1,00	Endenergieverbrauch
Kleinverbraucher – Braunkohle	0,02	1,00	Endenergieverbrauch
Kleinverbraucher – Heizöl EL	0,87	0,70	Endenergieverbrauch
Kleinverbraucher – Heizöl S	0,00	1,00	Endenergieverbrauch
Kleinverbraucher – Gase	1,10	1,00	Endenergieverbrauch
Kleinverbraucher – Holz	1,10	0,92	Annahme (Klimaschutzziel)
Haushalte – Steinkohlenkoks	0,20	1,00	Endenergieverbrauch
Haushalte – Steinkohle	0,20	1,00	Endenergieverbrauch
Haushalte – Braunkohle	0,25	1,00	Endenergieverbrauch
Haushalte – Heizöl EL	1,05	0,70	Endenergieverbrauch
Haushalte – Gase	1,20	1,00	Endenergieverbrauch
Haushalte – Brenntorf	1,00	0,95	Annahme (Klimaschutzziel)
Haushalte – Holz	1,15	0,92	Annahme (Klimaschutzziel)
<b>Produktionsprozesse und sonstige anthropogene Quellen</b>			
Krematorien	1,10	0,95	Kremationen
Steinkohleaufbereitung (Trocknen)	0,69	0,90	Fördermenge
Steinkohlebrikettierung	0,68	0,90	Produktionsmenge
Steinkohlenkokereien	0,65	0,90	Produktionsmenge
Braunkohleaufbereitung	0,62	0,90	Produktionsmenge
Braunkohlenbrikettierung	0,50	0,90	Produktionsmenge
Holzkohleproduktion	1,00	0,90	Produktionsmenge
Raffination von Erdöl	1,06	0,90	Produktionsmenge
Roheisenproduktion	0,95	0,85	Produktionsmenge
Sinterproduktion	0,95	0,85	Produktionsmenge
Aufblasstahlproduktion	0,95	0,85	Produktionsmenge
Elektrostahlproduktion	1,20	0,85	Produktionsmenge
Eisen-, Stahl- u. Temper (EST) -Gießereien	0,97	0,85	Produktionsmenge
Leichtmetallgießereien	1,20	0,85	Produktionsmenge
Buntmetallgießereien	1,12	0,85	Produktionsmenge
Produktion von Ferrolegerungen	1,00	0,85	Annahme
Primäraluminiumproduktion	0,90	0,85	Produktionsmenge
Umschmelzaluminiumproduktion	1,30	0,85	Produktionsmenge
Primärkupferproduktion	1,00	0,85	Produktionsmenge
Sekundärkupferproduktion	1,03	0,85	Produktionsmenge
Primärbleiproduktion	1,00	0,85	Produktionsmenge
Sekundärbleiproduktion	1,43	0,85	Produktionsmenge

Quellgruppe	TF <sub>A</sub>	TF <sub>EF</sub>	Indikator für die Aktivität
<b>Produktionsprozesse und sonstige anthropogene Quellen</b>			
Bleioxidproduktion	1,24	0,85	Produktionsmenge
Primärzinkproduktion	1,14	0,85	Produktionsmenge
Sekundärzinkproduktion	1,40	0,85	Produktionsmenge
Nickelproduktion	1,32	0,85	Produktionsmenge
Feuerverzinkung	1,08	0,85	Produktionsmenge
Kalkproduktion	0,96	0,90	Produktionsmenge
Gipsproduktion	0,84	0,90	Produktionsmenge
Zementproduktion	0,90	0,90	Produktionsmenge
Produktion von feuerfestem Zement, Mörtel	1,02	0,90	Produktionsmenge
Betonmischwerke	0,72	0,90	Produktionsmenge
Leichtzuschlagstoffproduktion	0,58	0,90	Produktionsmenge
Ziegelproduktion	0,75	0,90	Produktionsmenge
Produktion von feuerfesten Materialien	0,83	0,90	Produktionsmenge
Aufbereitung von Feldspat	1,09	0,90	Produktionsmenge
Keramikproduktion	1,03	0,90	Produktionsmenge
Aufbereitung von Bentoniten	0,95	0,90	Annahme
Glasproduktion	1,05	0,90	Produktionsmenge
Glasfaserdämmstoffproduktion	1,20	0,90	Produktionsmenge
Textilglasfaserproduktion	1,20	0,90	Produktionsmenge
Mineralwolleproduktion	1,22	0,90	Produktionsmenge
Schleifmittelproduktion	1,02	0,90	Produktionsmenge
Aufbereitung von Sand und Kies	0,72	1,00	Produktionsmenge
Schotterwerke, Aufbereitung v. Natursteinen	0,95	0,90	Produktionsmenge
Aufbereitung von Flußspat	1,00	1,00	Produktionsmenge
Gewinnung von Stein-/Hütten-/Salinensalz	1,33	1,00	Produktionsmenge
Gewinnung von Kalisalz	1,00	1,00	Annahme
Produktion von Asphaltmischgut	1,10	0,95	Produktionsmenge
Produktion von Bitumendachbahnen	0,86	0,95	Produktionsmenge
Rußproduktion	0,90	0,95	Produktionsmenge
Siliziumproduktion	2,00	0,95	Annahme
Kalziumkarbidproduktion	1,19	0,95	Produktionsmenge
Adipinsäureproduktion	1,15	0,95	Produktionsmenge
Phtalsäureanhydridproduktion	0,78	0,95	Produktionsmenge
Polyvinylchloridproduktion	1,04	0,95	Produktionsmenge
Polypropylenproduktion	1,22	0,95	Produktionsmenge
Vulkanisation/Gummiverarbeitung	1,09	0,95	Produktionsmenge
Polyesterfaserproduktion	0,98	0,95	Produktionsmenge
Polyamidfaserproduktion	0,99	0,95	Produktionsmenge
Polyolefinfaserproduktion	1,13	0,95	Produktionsmenge
Polyacrylfaserproduktion	1,08	0,95	Produktionsmenge
Zellulosefaserproduktion	1,10	0,95	Produktionsmenge
Farben- und Lackproduktion	1,07	0,95	Produktionsmenge
Düngemittelproduktion	0,92	0,95	Produktionsmenge
Fluorwasserstoffproduktion	1,23	0,95	Produktionsmenge
Phosphorsäureproduktion	0,68	0,95	Produktionsmenge
Natriumcarbonatproduktion	1,07	0,95	Produktionsmenge
Schwefelsäureproduktion	0,89	0,95	Produktionsmenge
Borsäureproduktion	1,49	0,95	Produktionsmenge
Spanplattenproduktion	0,95	0,90	Produktionsmenge
Sperrholz- und Furnierholzproduktion	0,66	0,90	Produktionsmenge
Zellstoffproduktion	1,04	0,90	Produktionsmenge
Feuerwerke	1,20	1,00	Umsatz
Rauchen von Tabak	1,06	1,00	Tabakkonsum
Ernten von Getreide	1,10	1,00	Erntemenge



Quellgruppe	TF <sub>A</sub>	TF <sub>EF</sub>	Indikator für die Aktivität
<b>Produktionsprozesse und sonstige anthropogene Quellen</b>			
Trocknen von Getreide	1,10	1,00	Erntemenge
Mahlen von Getreide und Futtermittel	1,10	1,00	Produktionsmenge
Tierhaltung Legehennen	0,87	1,00	Viehzahlen
Tierhaltung Masthühner	1,10	1,00	Viehzahlen
Tierhaltung Schweine	0,95	1,00	Viehzahlen
Tierhaltung Rinder	0,82	1,00	Viehzahlen
Tierhaltung Schafe	0,85	1,00	Viehzahlen
Tierhaltung Pferde	0,98	1,00	Viehzahlen
Tierhaltung Mastenten und Gänse	0,80	1,00	Viehzahlen
Tierhaltung Truthühner	1,18	1,00	Viehzahlen
Räuchereien	1,21	0,95	Produktionsmenge
Grastrocknung	0,83	0,95	Produktionsmenge
Kaffeeröstereien	0,90	0,95	Produktionsmenge
Bierproduktion	0,90	0,95	Produktionsmenge
Rösten von Malz	0,78	0,95	Produktionsmenge
Zuckerproduktion	0,95	0,95	Produktionsmenge
Lackierereien Fahrzeugbau	1,69	0,80	Produktionsindex Oberflächenbeh.
Aufbereitung v. Bauschutt, Straßenaufbruch	1,20	0,90	Annahme
Abfallaufbereitung, Sortierung	1,30	0,90	Annahme
Kaltwalzen von Aluminium	1,29	0,90	Produktionsmenge
NE-Metallpulverherstellung	1,16	0,90	Produktionsmenge
Rotationsdruckanlagen	0,99	0,90	Produktionsindex Druckgewerbe
Strahlanlagen	1,11	0,90	Produktionsindex Gießereien
Produktion v. Hartbrandkohlen/Elektrographit	1,16	0,95	Produktionsmenge
Papierproduktion	1,06	0,95	Produktionsmenge
Behandlung edelmetallhaltiger Abfälle	1,00	0,90	Annahme
Pflanzenölherstellung	1,40	0,95	Produktionsmenge
Aluminiumoxidproduktion	0,91	1,00	Produktionsmenge
Schreinereien (Holzbe- und -verarbeitung)	1,02	1,00	Produktionsmenge
Korundherstellung	1,14	0,95	Produktionsmenge
Motorenprüfstände	1,33	0,60	Produktionsindex KFZ-Herstellung
Magnetherstellung	1,00	0,90	Annahme
Oberflächenbehandlung von Metallen	1,69	0,90	Produktionsindex Oberflächenbeh.
Bauprozesse (diffus)	1,00	1,00	Annahme
Ackerbearbeitung Landwirtschaft	0,98	1,00	Dieserverbrauch
Braten und Grillen von Lebensmitteln	0,99	1,00	Bevölkerung
Umschlag von Getreide/Futtermitteln	1,13	0,94	Produktion und Einfuhr
Umschlag von chemische Düngemitteln	1,07	0,92	Produktion und Einfuhr
Umschlag von Braunkohle	0,67	0,92	Produktion und Einfuhr
Umschlag von Steinkohle	0,71	0,92	Produktion und Einfuhr
Umschlag von Kohlebriketts	0,44	0,92	Produktion und Einfuhr
Umschlag von Steinkohlekoks	0,80	0,92	Produktion und Einfuhr
Umschlag von Petrolkoks	0,90	0,92	Produktion und Einfuhr
Umschlag von Eisenerzen	1,05	0,92	Produktion und Einfuhr
Umschlag von Bauxit, Aluminiumerzen	0,65	0,92	Produktion und Einfuhr
Umschlag von sonstigen NE-Metallerzen	0,85	0,92	Produktion und Einfuhr
Umschlag von Sand/Kies, Natursteinen	0,96	0,92	Produktion und Einfuhr
Umschlag von Zementklinker und Gips	1,05	0,92	Produktion und Einfuhr
Umschlag von Stein- und Siedesalz	1,10	0,92	Produktion und Einfuhr
Umschlag von Schwefelkies	1,19	0,92	Produktion und Einfuhr
Umschlag von Schwefel	1,22	0,92	Produktion und Einfuhr
Umschlag von Eisen- und Stahlabfällen	1,18	0,92	Produktion und Einfuhr
Umschlag von sonstigem	1,00	0,92	Annahme

\* einschließlich Feuerungsanlagen des übrigen Umwandlungsbereichs

**Tabelle 8-8:** Ergebnisse der Ermittlung von Jahresemissionen für 2000 - Sektor Verkehr

Quellgruppe	PM in t	PM <sub>10</sub> in t	PM <sub>2,5</sub> in t
KFZ Dieselmotoren, Busse	1.510	1.500	1.435
KFZ Dieselmotoren, LKW o. Anhänger	4.173	4.147	3.968
KFZ Dieselmotoren, LKW m. Anhänger	3.755	3.731	3.570
KFZ Dieselmotoren, Sattelzüge	3.674	3.651	3.493
KFZ Dieselmotoren, PKW	7.265	7.219	6.907
KFZ Dieselmotoren, LNF	4.056	4.030	3.856
KFZ Dieselmotoren, Kaltstart PKW, LNF	891	886	847
KFZ Ottomotoren, PKW mit gKat	1.651	1.503	1.420
KFZ Ottomotoren, PKW ohne Kat	1.120	1.075	1.008
KFZ Ottomotoren, LNF mit gKat	11	10	9
KFZ Ottomotoren, LNF ohne Kat	64	61	57
KFZ Ottomotoren, KRAD 2-Takt ohne Kat	246	245	208
KFZ Ottomotoren, KRAD 4-Takt ohne Kat	117	112	105
KFZ Reifenabrieb, PKW	22.188	3.418	171
KFZ Reifenabrieb, KRAD	299	46	2,3
KFZ Reifenabrieb, LNF	2.893	446	22
KFZ Reifenabrieb, SNF	24.092	1.846	92
KFZ Bremsenabrieb, PKW	1.880	1.617	1.184
KFZ Bremsenabrieb, KRAD	51	44	32
KFZ Bremsenabrieb, LNF	188	162	118
KFZ Bremsenabrieb, SNF	522	449	329
KFZ gesamt, Aufwirbelung von Straßenstaub	123.936	25.423	6.411
<b>SUMME Straßenverkehr</b>	<b>204.581</b>	<b>61.618</b>	<b>35.245</b>
Flugverkehr zivil LTO, Turbojet	441	441	441
Flugverkehr zivil LTO, Turboprop	5,4	5,4	5,4
Flugverkehr zivil LTO, Helikopter	2,6	2,6	2,6
Flugverkehr zivil LTO, Kolbenmotoren	0,2	0,2	0,2
Flugverkehr militärisch gesamt	72	72	72
Flughäfen Vorfeldverkehr	12	12	11
Bahnverkehr, Abgasemission Dieseltraktion	1.092	1.037	1.016
Schiffsmotoren Binnenverkehr (Diesel)	909	863	818
Schiffsmotoren Seeverkehr (Heizöl S, Diesel)	4.992	4.293	3.993
Schiffsmotoren Sport- und Passagierschiffe	100	99	85
Mobile Geräte Haushalt und Garten 2-Takt	368	366	311
Mobile Geräte Haushalt und Garten 4-Takt	104	99	93
Sonstige Fahrzeuge Militär, Dieselmotoren	50	48	45
Sonstige Fahrzeuge Militär, Ottomotoren	105	100	94
Sonstige Fahrzeuge Baumaschinen/Industrie, Dieselmotoren	8.000	7.600	7.200
Sonstige Fahrzeuge Baumaschinen/Industrie, Ottomotoren	150	142	133
Sonstige Fahrzeuge Land- & Forstwirtschaft, Dieselmotoren	16.400	15.580	14.760
Sonstige Fahrzeuge Land- & Forstwirtschaft, Ottomotoren	44	42	39
Bahnverkehr, Schienenabrieb	2.697	1.349	405
Bahnverkehr, Radabrieb	618	309	93
Bahnverkehr, Fahrleitungsabrieb	78	78	12
Bahnverkehr, Bremsenabrieb	5.917	1.905	887
Flugverkehr, Reifenabrieb	162	40	4,0
Flugverkehr, Bremsenabrieb	0,04	0,03	0,02
Flugverkehr, Pistenabrieb/Staubaufwirbelung	940	339	85
Sonst. Fahrzeuge Baumaschinen/Industrie, Reifenabrieb	110	11	2,7
Sonst. Fahrzeuge Baumaschinen/Industrie, Bremsen-, Fahrwerk- und Schaufelabrieb	251	25	0
Sonst. Fahrzeuge Baumaschinen/Industrie, Staubaufwirbelung	767	79	20
Sonst. Fahrzeuge Land- & Forstwirtschaft, Reifenabrieb	1.403	351	35,1
Sonst. Fahrzeuge Land- & Forstwirtschaft, Bremsenabrieb	77	66	49

Quellgruppe	PM in t	PM <sub>10</sub> in t	PM <sub>2,5</sub> in t
Sonst. Fahrzeuge Land- & Forstwirtschaft, Staubaufwirbelung	58	21	5,3
Sonst. Fahrzeuge Militär, Reifenabrieb	1,1	0,3	0,03
Sonst. Fahrzeuge Militär, Bremsenabrieb	0,04	0,04	0,03
Sonst. Fahrzeuge Militär, Staubaufwirbelung	160	58	15
<b>SUMME sonst. Verkehr und sonstige Fahrzeuge (Offroad)</b>	<b>46.088</b>	<b>35.434</b>	<b>30.732</b>

**Tabelle 8-9:** Ergebnisse der Ermittlung von Jahresemissionen für 2000 - Sektor öffentliche Kraft- und Heizwerke und Industriefeuerungen

Quellgruppe	PM in t	PM <sub>10</sub> in t	PM <sub>2,5</sub> in t
Öffentliche Kraft- und Heizwerke - Braunkohlen	5.501	5.024	4.217
Öffentliche Kraft- und Heizwerke - Steinkohlen	4.712	4.286	3.709
Öffentliche Kraft- und Heizwerke - Heizöle u. a. Mineralölprodukte	183	165	148
Öffentliche Kraft- und Heizwerke - Erdgas u. a. Gase	127	127	127
Industrielle Kraft- und Heizwerke* - Braunkohlen	1.450	1.325	1.112
Industrielle Kraft- und Heizwerke* - Steinkohlen	1.093	989	806
Industrielle Kraft- und Heizwerke* - Heizöle u. a. Mineralölprodukte	1.328	1.171	1.052
Industrielle Kraft- und Heizwerke* - Erdgas u. a. Gase	167	167	167
MVA der öffentlichen Kraft- und Heizwerke - Abfälle	21	21	18
MVA der industriellen Kraft- und Heizwerke - Abfälle	10	10	8,1
<b>SUMME Kraft- und Heizwerke</b>	<b>14.590</b>	<b>13.284</b>	<b>11.363</b>

\* einschließlich Feuerungsanlagen des übrigen Umwandlungsbereichs

**Tabelle 8-10:** Ergebnisse der Ermittlung von Jahresemissionen für 2000 - Sektor Kleinf Feuerungen

Quellgruppe	PM in t	PM <sub>10</sub> in t	PM <sub>2,5</sub> in t
<b>Feuerungen Kleinverbraucher</b>			
Einsatz Steinkohlenkoks	47	47	47
Einsatz Steinkohle	103	101	98
Einsatz Braunkohle	74	70	65
Einsatz Heizöle EL und S	594	567	541
Einsatz Erdgas und sonstige Gase	12	12	12
Einsatz Holz, Holzabfälle	2.966	2.803	2.438
<b>Feuerungen Haushalte</b>			
Einsatz Steinkohlenkoks	144	144	144
Einsatz Steinkohle	518	518	512
Einsatz Braunkohle	1.859	1.775	1.629
Einsatz Heizöl EL	1.235	1.235	1.235
Einsatz Erdgas und sonstige Gase	31	31	31
Einsatz Brenntorf	50	49	47
Einsatz Brennholz	19.085	18.427	17.111
<b>SUMME Feuerungen der Haushalte und Kleinverbraucher</b>	<b>26.717</b>	<b>25.780</b>	<b>23.909</b>

**Tabelle 8-11:** Ergebnisse der Ermittlung von Jahresemissionen für 2000 - Sektor Produktionsprozesse und sonstige anthropogene Quellen

Quellgruppe	PM in t	PM <sub>10</sub> in t	PM <sub>2,5</sub> in t
Krematorien	120	108	102
Steinkohleaufbereitung (Trocknen)	511	158	82
Steinkohlebrikettierung	26	7,9	4,2
Steinkohlenkokereien	1.344	860	618
Braunkohleaufbereitung	1.270	381	203
Braunkohlenbrikettierung	710	213	114
Holzkohleproduktion	22	21	18
Raffination von Erdöl	1.074	1.046	778
Roheisenproduktion	22.184	13.399	3.594
Sinterproduktion	12.741	8.728	4.192
Aufblasstahlproduktion	4.858	4.373	3.887
Elektrostahlproduktion	2.429	2.186	1.482
Eisen-, Stahl- u. Temper (EST) -Gießereien	737	582	295
Leichtmetallgießereien	212	161	102
Buntmetallgießereien	68	52	33
Produktion von Ferrolegierungen	13	11	6,3
Primäraluminiumproduktion	1.842	1.264	601
Umschmelzaluminiumproduktion	280	269	163
Primärkupferproduktion	30	29	24
Sekundärkupferproduktion	215	194	151
Primärbleiproduktion	17	16	8,3
Sekundärbleiproduktion	21	20	11
Bleioxidproduktion	128	115	77
Primärzinkproduktion	26	23	20
Sekundärzinkproduktion	6,6	5,9	3,9
Nickelproduktion	14,3	11,9	7,1
Feuerverzinkung	22	18	12
Kalkproduktion	1.504	1.163	628
Gipsproduktion	167	112	60
Zementproduktion	8.896	7.215	4.466
Produktion von feuerfestem Zement, Mörtel	156	127	78
Betonmischwerke	2.092	586	209
Leichtzuschlagstoffproduktion	95	60	41
Ziegelproduktion	3.235	2.634	1.611
Produktion von feuerfesten Materialien	135	109	67
Aufbereitung von Feldspat	52	17	6,2
Keramikproduktion	60	56	36
Aufbereitung von Bentoniten	40	36	24
Glasproduktion	473	362	212
Glasfaserdämmstoffproduktion	66	60	46
Textilglasfaserproduktion	3,6	3,2	2,5
Mineralwolleproduktion	178	160	124
Schleifmittelproduktion	8,9	5,9	3,6
Aufbereitung von Sand und Kies	1.880	1.542	282
Schotterwerke, Aufbereitung v. Natursteinen	10.105	6.235	921
Aufbereitung von Flußspat	10	4,8	1,0
Gewinnung von Stein-/Hütten-/Salinensalz	547	49	27
Gewinnung von Kalisalz	930	84	47
Produktion von Asphaltmischgut	382	367	153
Produktion von Bitumendachbahnen	110	108	104
Rußproduktion	85	76	42
Siliziumproduktion	0,8	0,8	0,3
Kalziumkarbidproduktion	132	106	66

Quellgruppe	PM in t	PM <sub>10</sub> in t	PM <sub>2,5</sub> in t
Adipinsäureproduktion	2,1	1,9	1,5
Phtalsäureanhydridproduktion	91	82	64
Polyvinylchloridproduktion	222	200	111
Polypropylenproduktion	90	81	45
Vulkanisation/Gummiverarbeitung	57	51	29
Polyesterfaserproduktion	44	38	25
Polyamidfaserproduktion	45	39	25
Polyolefinfaserproduktion	0,8	0,7	0,5
Polyacrylfaserproduktion	90	77	50
Zellulosefaserproduktion	12	11	6,8
Farben- und Lackproduktion	78	62	39
Düngemittelproduktion	3.017	1.768	655
Fluorwasserstoffproduktion	2,2	1,9	1,1
Phosphorsäureproduktion	6,4	5,8	3,2
Natriumcarbonatproduktion	181	163	91
Schwefelsäureproduktion	32	27	15
Borsäureproduktion	13	1,4	0,4
Spanplattenproduktion	1.855	1.428	946
Sperrholz- und Furnierholzproduktion	84	67	50
Zellstoffproduktion	56	43	28
Feuerwerke	2.877	2.589	1.726
Rauchen von Tabak	1.315	1.315	1.315
Ernten von Getreide	20	8,2	2,0
Trocknen von Getreide	611	322	250
Mahlen von Getreide und Futtermittel	178	131	27
Tierhaltung Legehennen	213	71	6,6
Tierhaltung Masthühner	1.804	1.046	162
Tierhaltung Schweine	14.517	6.533	1.161
Tierhaltung Rinder	9.351	4.208	935
Tierhaltung Schafe	89	36	11
Tierhaltung Pferde	295	118	35
Tierhaltung Mastenten und Gänse	193	112	17
Tierhaltung Truthühner	1.164	675	105
Räuchereien	401	381	361
Grastrocknung	561	295	230
Kaffeeröstereien	45	28	27
Bierproduktion	191	95	29
Rösten von Malz	7,6	4,7	4,5
Zuckerproduktion	675	374	209
Lackierereien Fahrzeugbau	276	225	216
Aufbereitung v. Bauschutt, Straßenaufbruch	2.427	1.165	364
Abfallaufbereitung, Sortierung	215	103	32
Kaltwalzen von Aluminium	22	16	8,6
NE-Metallpulverherstellung	2,7	2,4	2,1
Rotationsdruckanlagen	20	18	9,8
Strahlanlagen	14	11	5,7
Produktion v. Hartbrandkohlen/Elektrographit	32	31	26
Papierproduktion	166	158	133
Behandlung edelmetallhaltiger Abfälle	4,0	3,8	3,2
Pflanzenölherstellung	44	17	4,4
Aluminiumoxidproduktion	3,5	2,8	1,1
Schreinereien (Holzbe- und -verarbeitung)	1.696	1.356	237
Korundherstellung	16	13	11
Motorenprüfstände	57	54	48
Magnetherstellung	61	49	30
Oberflächenbehandlung von Metallen	3,6	1,5	0,7

Quellgruppe	PM in t	PM <sub>10</sub> in t	PM <sub>2,5</sub> in t
Bauprozesse (diffus)	16.140	8.070	807
Ackerbearbeitung Landwirtschaft	22.160	1.219	111
Braten und Grillen von Lebensmitteln	6.164	6.164	6.164
Umschlag von Getreide/Futtermitteln, Seeschiffe	1.108	543	155
Umschlag von Getreide/Futtermitteln, Binnenschiffe	892	437	125
Umschlag von Getreide/Futtermitteln, LKW und Bahn	2.067	1.013	289
Umschlag von chemischen Düngemitteln	1.336	468	67
Umschlag von natürlichen Düngemitteln	382	134	19
Umschlag von Braunkohle	413	145	21
Umschlag von Steinkohle	6.045	2.116	302
Umschlag von Kohlebriketts	55	19	2,7
Umschlag von Steinkohlekoks	797	279	40
Umschlag von Petrolkoks	125	44	6,3
Umschlag von Eisenerzen	2.889	1.011	144
Umschlag von Bauxit, Aluminiumerzen	41	14,5	2,1
Umschlag von sonstigen NE-Metallerzen	576	202	29
Umschlag von Sand/Kies, Natursteinen	22.426	7.849	1.121
Umschlag von Zementklinker	47	16,4	2,3
Umschlag von Gips	402	141	20
Umschlag von Stein- und Siedesalz	940	329	47
Umschlag von Kalisalz	427	150	21
Umschlag von Schwefelkies	0,8	0,3	0,04
Umschlag von Schwefel	111	39	5,5
Umschlag von Eisen- und Stahlabfällen	634	222	32
<b>SUMME Produktionsprozesse und sonstige anthropogene Quellen</b>	<b>213.987</b>	<b>111.868</b>	<b>45.310</b>

**Tabelle 8-12:** Ergebnisse der Emissionsabschätzung für ausgewählte Elemente als Staubinhaltsstoffe und organische Verbindungen in Deutschland im Jahr 2000

Quellgruppe	Pb in kg	Cd in kg	As in kg	Cr in kg	PAH in kg	BaP in kg	PCDD/F in g
Flugverkehr zivil Kerosin		0,009	0,04	0,04	109	1,1	0,51
Flugverkehr zivil Flugbenzin	2.243	0,009	0,07	0,06	0,75	0,01	0,004
Flugverkehr militärisch Kerosin		0,001	0,007	0,007	49,0	0,49	0,23
Flugverkehr Abriebemission	56,1	1,1	0,75	13,1	38,5	2,6	
Schieneverkehr Abgasemission Dieseltraktion	72,6	28,0	1,5	11,8	2.225	5,9	0,05
Schieneverkehr Abriebemission	95,2	12,4	309	2.286	9,2	4,2	
Schiffsmotoren Binnenverkehr (Diesel)	0,13	0,01	0,04	0,04	2.729	4,8	0,46
Schiffsmotoren Seeverkehr (Heizöl S, Diesel)	0,72	0,22	0,72	0,21	121	7,8	0,75
Schiffsmotoren Sport- und Passagierschiffe	23,4	3,6	18,5	15,5	11.824	85,0	0,002
Sonstige Fahrzeuge Dieselmotoren	378	145	10,0	63,0	14.373	39,1	0,33
Sonstige Fahrzeuge Ottomotoren	217	24,4	200	162	80.972	587	0,05
Sonstige Fahrzeuge Reifenabrieb	58,0	3,3	2,2	10,9	332	5,7	
Sonstige Fahrzeuge Bremsenabrieb	3,3	0,44	0,67	80,2	0,13	0,06	
Sonstige Fahrzeuge Staubaufwirbelung	20,0	0,30	0,24	5,5	3,9	1,6	
<b>SUMME sonstiger Verkehr und sonstige Fahrzeuge</b>	<b>3.167</b>	<b>219</b>	<b>544</b>	<b>2.649</b>	<b>112.786</b>	<b>746</b>	<b>2,4</b>

Quellgruppe	Pb in kg	Cd in kg	As in kg	Cr in kg	PAH in kg	BaP in kg	PCDD/F in g
KFZ Dieselmotoren PKW, LNF	813	314	16,8	132	16.535	179	0,78
KFZ Dieselmotoren SNF	877	338	18,2	143	9.074	77,6	0,57
KFZ Ottomotoren	687	77,3	636	515	10.976	153	2,6
KFZ Reifenabrieb	921	51,8	34,5	173	152	2,6	
KFZ Bremsenabrieb	114	14,8	22,7	2.725	1,1	0,50	
KFZ Aufwirbelung Straßenstaub	3.728	55,3	38,1	890	3,8	1,5	
<b>SUMME Straßenverkehr</b>	<b>7.140</b>	<b>851</b>	<b>766</b>	<b>4.578</b>	<b>36.741</b>	<b>414</b>	<b>3,9</b>
Feuerungen Kleinverbraucher, Steinkohle	111	5.296	53,5	128	3.652	32,3	0,08
Feuerungen Kleinverbraucher, Braunkohle	2,7	0,20	3,4	1,1	1.490	16,6	0,03
Feuerungen Kleinverbraucher, Heizöle	1.300	6,0	156	130	632	5,3	0,56
Feuerungen Kleinverbraucher, Erdgas u. a. Gase	0	0	0	0	109	1,1	0,56
Feuerungen Kleinverbraucher, Holz	6.690	210	153	1.083	109.024	1.287	0,61
Feuerungen Kleinverbraucher, Steinkohle	2.773	27,1	35,8	396	8.102	87,6	0,20
Feuerungen Haushalte, Braunkohle	67,9	5,0	92,6	28,6	37.826	420	0,80
Feuerungen Haushalte, Heizöl EL	4.117	16,5	494	412	1.744	14,5	1,3
Feuerungen Haushalte, Erdgas u. a.	0	0	0	0	277	2,8	1,4
Feuerungen Haushalte, Holz, Torf	7.661	1.172	122	3740	441.859	5.214	2,5
<b>SUMME Feuerungen Haushalte und Kleinverbraucher</b>	<b>22.722</b>	<b>1.442</b>	<b>1.110</b>	<b>5.918</b>	<b>604.714</b>	<b>7.082</b>	<b>8,1</b>
Öffentliche Kraft- und Heizwerke, Braunkohlen	502	12,6	301	352	127	0,28	0,28
Öffentliche Kraft- und Heizwerke, Steinkohlen	7.715	17,9	2.143	1.972	34,2	0,24	4,8
Öffentliche Kraft- und Heizwerke, Mineralölprodukte	50,6	15,2	87,8	35,1	178	1,8	0,05
Öffentliche Kraft- und Heizwerke, Erdgas u. a. Gase	0	0	0	0	9,4	0,09	0,02
Öffentliche Kraft- und Heizwerke, Abfälle	556	17,5	4,3	16,0	0,26	0,003	6,4
Industrielle Kraft- und Heizwerke, Braunkohlen*	133	3,3	79,5	92,8	7,2	0,02	0,02
Industrielle Kraft- und Heizwerke, Steinkohlen*	1.697	10,0	538	421	868	0,38	0,94
Industrielle Kraft- und Heizwerke, Mineralölprodukte*	403	137	557	231	2.631	10,8	0,57
Industrielle Kraft- und Heizwerke, Erdgas u. a. Gase*	0	0	0	0	8,9	0,09	0,03
Industrielle Kraft- und Heizwerke, Abfälle*	258	8,1	2,0	7,5	0,12	0,001	3,0
<b>SUMME Kraft- und Heizwerke</b>	<b>11.314</b>	<b>222</b>	<b>3.713</b>	<b>3.127</b>	<b>3.864</b>	<b>13,7</b>	<b>16,2</b>
Eisen- und Stahlindustrie	81.373	5.021	2.967	20.922	116.296	7.818	25,9
NE-Metallindustrie	27.407	1.331	2.131	285	45.205	451	90,3
Mineralstoffindustrie	30.611	4.086	9.457	9.436	210	4,1	4,5
Chemieindustrie	479	561	109	3.860	75.792	758	
Kohleindustrie	502	149	60,1	601	29.708	1.228	
Sonstige Industrie	173	152	48,9	193	26.781	1,7	0,06
<b>SUMME Produktionsprozesse</b>	<b>140.545</b>	<b>11.299</b>	<b>14.773</b>	<b>35.298</b>	<b>293.991</b>	<b>10.261</b>	<b>120,9</b>
<b>SUMME gesamt</b>	<b>184.888</b>	<b>14.033</b>	<b>20.906</b>	<b>51.569</b>	<b>1.052.096</b>	<b>18.516</b>	<b>151,4</b>

\* einschließlich Feuerungsanlagen des übrigen Umwandlungsbereichs

**Tabelle 8-13:** Abgeleitete Emissionsfaktoren (EF) für das technisch erreichbare Emissionsniveau stationärer Anlagen

Quellgruppe	EF PM <sub>10</sub>	EF PM <sub>2,5</sub>	Einheit
Öffentliche Kraft- und Heizwerke - Braunkohlen	2,25	1,80	kg/TJ
Öffentliche Kraft- und Heizwerke - Steinkohlen	1,40	1,09	kg/TJ
Öffentliche Kraft- und Heizwerke - Heizöl S, Petrolkoks	0,46	0,43	kg/TJ
Industrielle Kraft- und Heizwerke* - Braunkohlen	2,56	2,08	kg/TJ
Industrielle Kraft- und Heizwerke* - Steinkohlen	1,42	1,12	kg/TJ
Industrielle Kraft- und Heizwerke* - Heizöl S, Petrolkoks	0,48	0,44	kg/TJ
Steinkohlenkokereien	0,014	0,013	kg/t
Raffination von Erdöl	0,004	0,003	kg/t Rohöl
Roheisenproduktion	0,023	0,016	kg/t
Sinterproduktion	0,025	0,020	kg/t
Aufblasstahlproduktion	0,020	0,019	kg/t
Elektrostahlproduktion	0,019	0,017	kg/t
Eisen-, Stahl- und Temper (EST) -Gießereien	0,035	0,030	kg/t
Primäraluminiumproduktion	0,349	0,297	kg/t
Umschmelzaluminiumproduktion	0,029	0,026	kg/t
Kalkproduktion	0,030	0,027	kg/t
Zementproduktion	0,046	0,040	kg/t
Ziegelproduktion	0,002	0,001	kg/t
Glasproduktion	0,007	0,007	kg/t
Schotterwerke, Aufbereitung von Natursteinen	0,005	0,001	kg/t
Produktion von Asphaltmischgut	0,005	0,003	kg/t
Düngemittelproduktion	0,027	0,025	kg/t
Spanplattenproduktion	0,006	0,006	kg/t
Trocknen von Getreide	0,011	0,006	kg/t
Tierhaltung Schweine	0,147	0,026	kg/(a Tier)
Tierhaltung Rinder	0,216	0,048	kg/(a Tier)
Räuchereien	0,031	0,031	kg/t Fleisch
Zuckerproduktion	0,005	0,004	kg/t
Lackierereien	0,299	0,270	kg/t NMVOC
Aufbereitung von Bauschutt, Straßenaufbruch	0,005	0,001	kg/t
Schreinereien (Holzbe- und -verarbeitung)	1,565	0,238	kg/Beschäftigter

\* einschließlich Feuerungsanlagen des übrigen Umwandlungsbereichs



**Tabelle 8-14:** Einzelergebnisse der Minderungsszenarien: Minderungspotenziale in Deutschland für mobile Quellen absolut in t und in % der Gesamtemission aller anthropogenen Emissionen im Jahr 2010 (einschl. Staubaufwirbelung im Verkehr)

	<b>PM<sub>10</sub> in t</b>	<b>PM<sub>2,5</sub> in t</b>	<b>PM<sub>10</sub> in %</b>	<b>PM<sub>2,5</sub> in %</b>
M1	3.487	3.336	1,6	2,7
M2	3.836	3.670	1,8	3,0
M3	586	561	0,3	0,5
M4	1.729	1.654	0,8	1,4
M5	3.458	3.309	1,6	2,7
M6	1.637	1.566	0,8	1,3
M7	3.274	3.132	1,5	2,6
M8	582	551	0,3	0,5
M9	7.092	6.719	3,3	5,5
M10	14.185	13.438	6,5	11,0
M11	1.932	1.797	0,9	1,5

**Tabelle 8-15:** Einzelergebnisse der Minderungsszenarien: Minderungspotenziale in Deutschland für stationäre Quellen absolut in t und in % der Gesamtemission aller anthropogenen Emissionen im Jahr 2010 (einschl. Staubaufwirbelung im Verkehr)

	<b>PM<sub>10</sub> in t</b>	<b>PM<sub>2,5</sub> in t</b>	<b>PM<sub>10</sub> in %</b>	<b>PM<sub>2,5</sub> in %</b>
S1	1.771	1.461	0,8	1,2
S2	3.124	2.856	1,4	2,3
S3	1.866	1.508	0,9	1,2
S4	2.339	1.980	1,1	1,6
S5	41.614	14.419	19,2	11,9
S6	45.872	18.637	21,1	15,3
S7	1.378	1.153	0,6	0,9
S8	380	307	0,2	0,3
S9	684	644	0,3	0,5
S10	3.720	3.420	1,7	2,8
S11	18.601	17.099	8,6	14,1
S12	2.198	1.921	1,0	1,6