

Titel der Arbeit:

Bewertung von Umweltstandards für den Kraftfahrzeugverkehr unter besonderer Berücksichtigung der 23. Bundesimmissionsschutzverordnung aus umwelttoxikologischer, umwelttechnischer und umweltrechtlicher Sicht

Inauguraldissertation

zur Erlangung des Grades eines Doktors der Humanbiologie

des Fachbereichs Medizin

der Justus-Liebig-Universität Gießen

vorgelegt von Herr, Jochen

aus Worms

Gießen 2002

Aus dem Medizinischen Zentrum für Ökologie
Institut für Hygiene und Umweltmedizin

Leiter: Prof. Dr. med. Thomas Eikmann
des Universitätsklinikums Gießen

Betreuer und Gutachter: Prof. Dr. med. Thomas Eikmann
Gutachter: Prof. Dr. med. Volker Mersch-Sundermann

Tag der Disputation: 16.12.2002

INHALTSVERZEICHNIS

Abkürzungsverzeichnis	IV
1 Einleitung	1
2 Die 23. BImSchV im Überblick	3
2.1 Ermächtigungsgrundlage	3
2.2 Zielsetzung	3
2.3 Inhalt	4
2.3.1 § 1 (Zweck)	4
2.3.2 § 2 (Konzentrationswerte für Luftverunreinigungen)	5
2.3.3 § 3 (Mess- und Beurteilungsverfahren)	6
2.3.3.1 Allgemeines	6
2.3.3.2 Abgrenzung der zu betrachtenden Straßen oder Gebiete	7
2.3.3.3 Messungen	7
2.3.3.4 Beurteilung	8
3 Humantoxikologische Grundlagen	9
3.1 Stickstoffdioxid	9
3.1.1 Stoffbeschreibung	9
3.1.2 Vorkommen	9
3.1.3 Verbreitung in der Umwelt	10
3.1.4 Aufnahme	10
3.1.5 Wirkungen	11
3.1.6 Grenz- und Orientierungswerte	13
3.2 Partikel/Ruß	14
3.2.1 Stoffbeschreibung	15
3.2.1.1 Partikel	15
3.2.1.2 Ruß	16
3.2.2 Vorkommen	17
3.2.2.1 Partikel	17
3.2.2.2 Ruß	19
3.2.3 Verbreitung in der Umwelt	20
3.2.3.1 Partikel	20
3.2.3.2 Ruß	22
3.2.4 Aufnahme	22
3.2.5 Wirkungen	23
3.2.5.1 Partikel	23
3.2.5.2 Ruß	29

3.2.6	Grenz- und Orientierungswerte.....	30
3.2.6.1	Partikel	30
3.2.6.2	Ruß	31
3.3	Benzol	32
3.3.1	Stoffbeschreibung	32
3.3.2	Vorkommen.....	32
3.3.3	Verbreitung in der Umwelt	33
3.3.4	Aufnahme.....	35
3.3.5	Wirkungen.....	36
3.3.6	Grenz- und Orientierungswerte.....	37
4	Darstellung der Messergebnisse nach der 23. BImSchV	38
4.1	Datensammlung der Bundesländer.....	38
4.2	Umfang der Messungen	38
4.3	Überschreitungen der Konzentrationswerte	39
4.4	Zeitliche Entwicklung	40
4.5	Fazit.....	41
5	Diskussion	44
5.1	Umwelttoxikologische Betrachtung.....	44
5.1.1	Sicht des Normgebers	44
5.1.2	Bewertung der Stoffauswahl und der Konzentrationshöhe.....	47
5.1.2.1	Stickstoffdioxid.....	47
5.1.2.2	Ruß/Partikel	50
5.1.2.3	Benzol	56
5.1.3	Fazit.....	58
5.2	Umwelttechnische Betrachtung.....	60
5.2.1	Mess- und Beurteilungsverfahren	61
5.2.1.1	Stickstoffdioxid.....	61
5.2.1.2	Ruß/Partikel	62
5.2.1.3	Benzol	64
5.2.2	Technische Minderungspotentiale.....	65
5.2.2.1	NO ₂ und (Ruß-)Partikel.....	65
5.2.2.1.1	Motor- und Abgastechnik	65
5.2.2.1.2	Kraftstofftechnik	69
5.2.2.1.3	Reifenabrieb	70
5.2.2.1.4	Aufwirbelung von Stäuben	71
5.2.2.2	Benzol	71
5.2.3	Fazit.....	72

5.3	Umweltrechtliche Betrachtung.....	73
5.3.1	Ausgangspunkt.....	73
5.3.2	Vollzugsprobleme der Behörden.....	75
5.3.3	Verkehrsbeschränkungen auf der Grundlage von § 45 StVO	76
5.3.4	Der Einfluss des europäischen Rechts	78
5.3.5	Änderungen im Immissionsschutzrecht	79
5.3.6	Fazit.....	81
6	Zusammenfassung.....	82
7	Literaturverzeichnis.....	86
Anhang I:	Tabellen und Abbildungen	109
Anhang II:	Siebttes Gesetz zur Änderung des BImSchG	125
	(Entwurf der Bundesregierung vom 12.12.2001)	
Anhang III:	Gesetzesbeschluss des Deutschen Bundestages	132
	vom 25.04.2002	
Lebenslauf		134
Danksagung		135

Abkürzungsverzeichnis

ACEA	Association de Constructeurs Europeen d'Automobiles
APEG	Airborne Particle Expert Group
APHEA	Air Pollution and Health: a European Approach
BaP	Benzo(a)pyren
BImSchG	Bundesimmissionsschutzgesetz
BImSchG	Bundesimmissionsschutzverordnung
CEN	Europäisches Komitee für Normung
EC	elementarer Kohlenstoff (elemental carbon)
EDMZ	Eidgenössische Drucksachen- und Materialzentrale
EMPA	Eidgenössische Materialprüfungs- und Forschungsanstalt
EPA	Environmental Protection Agency
EVED	Eidg. Verkehrs- und Energiewirtschafts-departement
GK-BImSchG	Gemeinschaftskommentar zum BImSchG
GVD	Dienst für Gesamtverkehrsfragen
HC	Kohlenwasserstoffe
HEI	Health Effects Institute, USA EPA
HlfU	Hessische Landesanstalt für Umwelt
IAA	Internationale Automobilausstellung
IARC	International Agency for Research on Cancer, WHO
IFEU	Instituts für Energie- und Umweltforschung
KRdL	Kommission Reinhaltung der Luft
LAI	Länderausschuss für Immissionsschutz
LRV	Luftreinhalteverordnung
MAK	Maximale Arbeitsplatzkonzentration gesundheitsgefährdender Stoffe

MIK	Maximale Immissionskonzentration
MIV	Motorisierter Individualverkehr
MURL	Ministerium für Umwelt, Raumordnung und Landwirtschaft
NMVOG	Nicht-Methan-VOC (siehe VOC)
OEHHA	Office of Environmental Health Hazard Assessment, California Environmental Protection Agency
PAK (PAH)	Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe (polycyclic aromatic hydrocarbons)
PM	particulate matter
PM _{2,5} , PM ₁₀	lungengängige Partikel (particulate matter) mit einem aerodynamischen Durchmesser $\leq 2,5$ μm bzw. $10 \mu\text{m}$
SRU	Rat von Sachverständigen für Umweltfragen
TA Luft	Technische Anleitung zur Reinhaltung der Luft
TREMOD	Transport Emission Estimation Model
TSP	Totally suspended particulates
TTM	Technik Thermische Maschinen
UBA	Umweltbundesamt
UMEG	Zentrum für Umweltmessungen, Umwelterhebungen und Gerätesicherheit
UP	Ultrafeine Partikel
VDA	Verband der Automobilindustrie
VDI	Verein Deutscher Ingenieure
VOC	Flüchtige Organische Kohlenwasserstoffe (volatile organic compounds)
WHO	World Health Organization

1 Einleitung

Die moderne Industriegesellschaft verlangt heute ein hohes Maß an Mobilität. Dies hat in der Vergangenheit zu einer rasanten Zunahme des Straßenverkehrs geführt, der sich seinerseits durch Schadstoff- und Lärmemissionen zu einer erheblichen Gesundheits- und Umweltbelastung vor allem in den städtischen Ballungsräumen entwickelt hat.

Die Spanne der gesundheitsschädlichen Auswirkungen der Emissionen des Kfz-Verkehrs reicht von mehr oder weniger ausgeprägten unspezifischen Symptomen wie etwa Kopfschmerzen bis hin zu dem krebserzeugenden Potential von Benzol und Partikeln. Insgesamt müssen die Menschen in Ballungsgebieten mit hohem Verkehrsaufkommen mit einem deutlich höheren Krebsrisiko durch Luftverunreinigungen leben als Bewohner von ländlichen Gebieten. Ziel der Umweltpolitik muss es deshalb sein, dieses Risiko zu minimieren und langfristig dem des ländlichen Raumes anzunähern.

Vor diesem Hintergrund sind in der 1996 in Kraft getretenen 23. Verordnung zur Durchführung des Bundesimmissionsschutzgesetzes (BImSchG) Konzentrationswerte für Stickstoffdioxid, Ruß und Benzol festgesetzt worden, bei deren Überschreitung verkehrsbeschränkende Maßnahmen nach § 40 Abs. 2 BImSchG zur Verminderung oder Vermeidung schädlicher Umwelteinwirkungen zu prüfen sind.

Ziel der vorliegenden Arbeit ist es, Umweltstandards (quantifizierbare Einzelziele der angestrebten Umweltqualität) für den Kfz-Verkehr unter besonderer Berücksichtigung der 23. BImSchV aus umwelttoxikologischer, umwelttechnischer und umweltrechtlicher Sicht zu bewerten.

Aus umwelttoxikologischer Sicht stellen sich hierbei vor allem zwei Fragen: Einerseits ist zu untersuchen, ob die in der Verordnung getroffene Stoffauswahl repräsentativ für die Immissionsbelastung durch den Kfz-Verkehr ist. Andererseits muss geprüft werden, ob die Höhe der Konzentrationswerte im Hinblick auf das

Gefährdungspotential dieser Stoffe sowie auf ihr derzeitiges Vorkommen in der Umwelt sachgemäß ist.

Aus umwelttechnischer Sicht muss insbesondere auf die technischen Minderungspotentiale für die in der Verordnung ausgewählten Luftschadstoffe eingegangen werden. Hier stehen die Möglichkeiten der Motor-, Abgasnachbehandlungs- und Kraftstofftechnik im Vordergrund. Daneben ist von Interesse, ob die in der Verordnung vorgeschriebenen Mess- und Beurteilungsverfahren geeignet sind, die Gesundheitsrelevanz der einzelnen Luftschadstoffe richtig einzuschätzen.

Umweltrechtlich stellt sich unter anderem die Frage, inwieweit die in der Verordnung normierten Konzentrationswerte als Handlungswerte zum Vollzug von Maßnahmen nach § 40 Abs. 2 BImSchG geeignet sind und welche Bedeutung dieser Rechtsnorm zukommt. Ferner ist zu untersuchen, welche sonstigen rechtlichen Grundlagen (neben § 40 Abs. 2 BImSchG) für verkehrsbeschränkende Maßnahmen bestehen. Außerdem ist der Einfluss des europäischen Rechts im Immissionsschutzrecht zu berücksichtigen und darzulegen, welche Auswirkungen die neuen EU-Richtlinien (vor allem die Richtlinie 96/62/EG über die Beurteilung und die Kontrolle der Luftqualität und ihre nachgeschalteten Tochterrichtlinien) im Bereich der Luftreinhaltung auf die deutschen Umweltstandards für den Kfz-Verkehr haben bzw. in der Zukunft haben werden.

Von diesem Fragenkatalog ausgehend steht die Diskussion folgender Hypothesen im Mittelpunkt:

1. Die 23. BImSchV gewährleistet in Verbindung mit § 40 Abs. 2 BImSchG die (zeitweilige) Reduzierung der Immissionskonzentrationen in besonders stark mit Kfz-Verkehr belasteten Gebieten, wenn die in der Verordnung festgelegten Konzentrationswerte überschritten werden.
2. Zur Regulierung werden drei Schadstoffe angegeben, die als besonders relevant hinsichtlich ihres Gesundheitsrisikos eingestuft werden können und das Emissionsspektrum des Kfz-Verkehrs gut repräsentieren.

3. Die Konzentrationswerte sind zwar nicht toxikologisch begründet, gleichwohl als Handlungswerte zum Vollzug von verkehrsbeschränkenden Maßnahmen nach § 40 Abs. 2 BImSchG gut geeignet.

In die Diskussion sollen neben toxikologischen Bewertungsgrundlagen die Erfahrungsberichte über die Ermittlung der Konzentrationswerte nach der 23. BImSchV durch die Bundesländer einfließen.

2 Die 23. BImSchV im Überblick

2.1 Ermächtigungsgrundlage

Die 23. Verordnung zur Durchführung des BImSchG vom 16.12.1996 wurde von der Bundesregierung aufgrund des § 40 Abs. 2 Satz 2 BImSchG nach Anhörung der beteiligten Kreise (§ 51 BImSchG) mit Zustimmung des Bundesrates erlassen. Die Vorschrift ermächtigt die Bundesregierung, Konzentrationswerte für luftverunreinigende Stoffe festzulegen sowie die anzuwendenden Mess- und Beurteilungsverfahren zu bestimmen.

2.2 Zielsetzung

Im Zusammenspiel mit § 40 Abs. 2 BImSchG zielt die 23. BImSchV darauf ab, die Anwohner hochbelasteter Straßen vor Gesundheitsgefahren durch die von Kraftfahrzeugen ausgehenden Luftverunreinigungen zu schützen (Hansmann in Landmann/Rohmer, Bd. I, § 40 BImSchG Rn. 4a, 43). Die 23. BImSchV richtet sich an die zuständigen Landesbehörden, denen damit eine Entscheidungshilfe bei der Durchführung von mittel- und langfristigen Maßnahmen gegen die verkehrsbedingte Luftbelastung gegeben wird. Diese sollen zur Verbesserung der Luftsituation in bestimmten, räumlich eng begrenzten Gebieten beitragen (vgl. BR-Drucks. 531/93, S. 13 ff.).

Im Unterschied zu § 40 Abs. 1 BImSchG, der für verkehrsbeschränkende oder – verbietende Maßnahmen eine austauscharme Wetterlage voraussetzt, enthält § 40 Abs. 2 BImSchG diese Bedingung nicht. Insofern sind hier auch längerfristige, planerische Maßnahmen zulässig, (vgl. BR-Drucks. 531/93).

Nach der amtlichen Begründung der Verordnung (BR-Drucks. 531/93) sind zur Verringerung der Benzol- und Rußimmissionen nur langfristige Maßnahmen sinnvoll, da bei diesen Stoffen die aufgenommene Dosis relevant ist. Auch zur Reduzierung der Stickstoffdioxidimmissionen bedürfe es mittel- bis langfristiger verkehrsplanerischer Maßnahmen.

Bei den vorgesehenen Maßnahmen muss die zuständige Behörde die Verkehrsbedürfnisse und die städtebaulichen Belange in Betracht ziehen, da einerseits dem Mobilitätsverlangen der Bevölkerung Rechnung getragen werden muss. Andererseits muss ein Ausweichen des Verkehrs in Bereiche verhindert werden, die eines besonderen Schutzes bedürfen, wie etwa verkehrsberuhigte Bereiche in Wohngebieten (Jarass 1999, § 40 Rn. 34).

2.3 Inhalt

2.3.1 § 1 (Zweck)

Nach § 1 der Verordnung werden für bestimmte Straßen oder Gebiete, in denen besonders hohe, vom Verkehr verursachte Immissionen zu erwarten sind, Konzentrationswerte für luftverunreinigende Stoffe festgelegt, bei deren Überschreiten Maßnahmen nach § 40 Abs. 2 Satz 1 BImSchG zu prüfen sind. Außerdem legt die Verordnung gemäß § 1 die anzuwendenden Mess- und Beurteilungsverfahren fest.

Nach Hansmann (in Landmann/Rohmer, Bd. II, 23. BImSchV, § 1 Rn. 3) enthält § 1 eine Konkretisierung, für welche Straßen oder Gebiete Immissionsermittlungen durchzuführen sind. Dabei sind drei Punkte hervorzuheben, die den eigentlichen Aussagegehalt des § 1 beinhalten:

1. Es müssen „besonders hohe“ Immissionen vorliegen.
2. Die Immissionen müssen „vom Verkehr verursacht“ sein.
3. Es reicht aus, wenn die Immissionen „zu erwarten“ sind.

„Besonders hoch“ im Sinne des § 1 sind die Immissionen, wenn die Besorgnis besteht, dass mindestens ein Konzentrationswert nach der Verordnung überschritten wird (vgl. Nr. 2.1 des Anhangs I zur Verordnung).

Die Immissionen sind „vom Verkehr verursacht“, wenn dessen Anteil an der Gesamtbelastung durch den betrachteten Luftschadstoff erheblich ist. Das dürfte jedenfalls dann zutreffen, wenn die verkehrsbedingten Emissionen im Vergleich mit anderen Emissionsquellen dominieren (vgl. Nr. 5 des Anhangs I zur Verordnung; Hansmann in Landmann/Rohmer, Bd. II, 23. BImSchV, Rn. 5; Schulze-Fielitz in GK-BImSchG, § 40 Rn. 148).

Mit den Worten „zu erwarten“ in § 1 wird klargestellt, dass Immissionsermittlungen auch für Straßen und Gebiete erforderlich sind, bei denen lediglich die Besorgnis einer Überschreitung von einzelnen Konzentrationswerten besteht (vgl. Nr. 2.1 des Anhangs I zur Verordnung).

2.3.2 § 2 (Konzentrationswerte für Luftverunreinigungen)

§ 2 ist die zentrale Norm der 23. BImSchV, da hier die für die Anwendung des § 40 Abs. 2 BImSchG maßgebenden Stoffe festgelegt werden. Außerdem enthält § 2 die Vorgabe bezüglich der Höhe der Konzentrationswerte, bei deren Überschreiten Verkehrsbeschränkungen oder Verkehrsverbote zu prüfen sind:

1. Stickstoffdioxid

160 µg/m³ (98-Prozent-Wert aller Halbstundenmittelwerte eines Jahres)

2. Ruß

ab 1.7.1995: 14 µg/m³ (arithmetischer Jahresmittelwert)

ab 1.7.1998: 8 µg/m³ (arithmetischer Jahresmittelwert)

3. Benzol

ab 1.7.1995: 15 µg/m³ (arithmetischer Jahresmittelwert)

ab 1.7.1998: 10 µg/m³ (arithmetischer Jahresmittelwert)

Bei der Beurteilung, inwieweit Maßnahmen zur Verminderung oder Vermeidung schädlicher Umwelteinwirkungen geboten sind, hat die für den Immissionsschutz zuständige Behörde ausschließlich die in den § 2 genannten Stoffe und Werte heranzuziehen. Nur die Immissionsbelastung mit diesen Stoffen ist damit für die Durchführung verkehrsbeschränkender Maßnahmen nach § 40 Abs. 2 BImSchG maßgebend (Schulze-Fielitz in GK-BImSchG, § 40 Rn. 152 f.).

2.3.3 § 3 (Mess- und Beurteilungsverfahren)

2.3.3.1 Allgemeines

§ 40 Abs. 2 Satz 2 BImSchG ermächtigt zu Regeln über Mess- und Beurteilungsverfahren, die in § 3 der Verordnung in Verbindung mit den Anhängen I und II festgelegt werden. Damit ist die technisch-naturwissenschaftliche Ermittlung (Messung) sowie die Beurteilung der Konzentrationswerte gemeint.

Wegen der vielfältigen meteorologischen, orographischen und verkehrsspezifischen Einflussparameter auf die Messergebnisse sind Messungen im Straßenbereich problematisch. So ändern sich die Konzentrationen der von den Kraftfahrzeugen ausgehenden Luftschadstoffe sehr schnell mit dem Abstand von den Emissionsquellen. Deshalb kommt es im Hinblick auf eine Vergleichbarkeit der ermittelten Kenngrößen maßgeblich darauf an, wie diese ermittelt werden. Dabei kommt insbesondere dem Ort (Abstand vom Fahrbahnrand) und dem Zeitpunkt der Messungen (Verkehrsspitzen oder Tagesmittel) eine zentrale Bedeutung zu. Die Regelungen in Anhang I zur Verordnung sollen insoweit die Vergleichbarkeit der ermittelten Werte mit den normativ festgelegten Konzentrationswerten gewährleisten (Hansmann in Landmann/Rohmer, Band I, § 40 BImSchG Rn. 44).

2.3.3.2 Abgrenzung der zu betrachtenden Straßen oder Gebiete

Nach § 40 Abs. 2 BImSchG sind die Voraussetzungen für Verkehrsbeschränkungen mehrstufig festgelegt. Zunächst muss die zuständige Immissionsschutzbehörde in einer Vorabschätzung (Screening) die Straßen oder die aus mehreren Straßen zusammengesetzten Gebiete ermitteln, in denen zu befürchten ist, dass mindestens ein Konzentrationswert nach § 2 überschritten wird (Nr. 2.1 Satz 1 des Anhangs I). Um den Messaufwand zu beschränken, können hierbei Rechenmodelle eingesetzt werden. Ergeben die Berechnungen, dass kein Konzentrationswert nach § 2 erreicht wird, sind Messungen in der Regel überflüssig (vgl. Nr. 1.6 des Anhangs I).

Andernfalls muss die Immissionsschutzbehörde in den betroffenen Straßen oder Gebieten weitere Ermittlungen anstellen und ggf. zeitlich befristete Messungen durchführen (vgl. Nr. 2.1 Satz 3 des Anhangs I).

2.3.3.3 Messungen

Planmäßige Messungen sind nur für die Schadstoffe notwendig, für die eine Überschreitung der Konzentrationswerte nach § 2 in Betracht kommt. Ferner sind sie nur dort durchzuführen, wo Menschen nicht nur kurzzeitig exponiert sind (Nr. 2.1 Satz 1 des Anhangs I).

Was unter dem Begriff „kurzzeitig“ zu verstehen ist, muss im Wege der Auslegung von Sinn und Zweck des § 40 Abs. 2 BImSchG ermittelt werden (Hansmann in Landmann/Rohmer, Bd. II, 23. BImSchV, § 3 Rn. 5). Die Norm dient in erster Linie dem Gesundheitsschutz der Bevölkerung vor schädlichen Umwelteinwirkungen im Sinne einer vorbeugenden Gefahrenabwehr. Dabei steht der Schutz der von den Verkehrsimmissionen betroffenen Anwohner im Vordergrund.

Hingegen sind die Verkehrsteilnehmer (einschließlich der Fußgänger) lediglich kurzzeitig exponiert. Demnach kommen Straßen bzw. Gebiete, in denen keine zum Aufenthalt von Menschen bestimmten Räume oder Freiflächen vorhanden

sind, als mögliche Messorte nicht in Betracht. Die Messungen sind jeweils an dem Ort mit der mutmaßlich höchsten Exposition für Menschen durchzuführen (Nr. 2.2 des Anhangs I).

Die Dauer der Messungen erstreckt sich grundsätzlich über ein Jahr (Nr. 1.4.1 des Anhangs I). Eine Verkürzung des Messzeitraums auf bis zu sechs Monate ist nach Nr. 1.4.1 des Anhangs I zulässig, wenn auch Messungen in einem kürzeren Zeitraum eine Beurteilung der im Jahresverlauf auftretenden Immissionen zulassen.

Zur Bestimmung der Konzentrationen von Stickstoffdioxid, Ruß und Benzol können kontinuierliche und diskontinuierliche Messverfahren eingesetzt werden (Nr. 1.4.2 des Anhangs I). Bei den Kriterien zur Aufstellung der Messeinrichtungen ist nach Nr. 3 des Anhangs I zu beachten, dass der Ort der Probenahme mindestens 1 m entfernt von Gebäuden und in einer Höhe zwischen 1,5 m und 3,5 m liegen sollte, wobei der diagonale Abstand zum Quellbereich (Mitte der zum Probenahmeort nächstgelegenen Fahrspur) mindestens 4 m betragen sollte. Die Verfahren zur Konzentrationsbestimmung der Luftverunreinigungen werden in Nrn. 1.1 bis 1.3 des Anhangs I und in Anhang II festgelegt.

2.3.3.4 Beurteilung

Zur Beurteilung der gemessenen Immissionskonzentrationen sind aus den einzelnen Messwerten zunächst Kenngrößen zu bilden (Nr. 4 des Anhangs I). Dabei wird verlangt, dass wenigstens 75 % der möglichen Messwerte vorliegen (Nr. 4.4 des Anhangs I). Aus allen vorliegenden Messwerten des zu betrachtenden Messzeitraums ist für Ruß und Benzol der arithmetische Mittelwert zu berechnen (Nrn. 4.2 und 4.3 des Anhangs I). Für Stickstoffdioxid müssen alle Messwerte einer Messstation der Größe nach geordnet werden. Danach ist der Wert zu bestimmen, der von 98 % aller vorliegenden Messwerte unterschritten wird.

Überschreitet eine Kenngröße den entsprechenden Konzentrationswert, sind Maßnahmen nach § 40 Abs. 2 Satz 1 BImSchG von den zuständigen Behörden zu

prüfen. Die für den Immissionsschutz zuständige Behörde (Straßenverkehrsbehörde) beurteilt die gewonnenen Messdaten, indem sie diese in Beziehung zu den Verkehrsdaten setzt, um Aussagen über den Immissionsanteil des Verkehrs zu erhalten (Nr. 5 des Anhangs I zur Verordnung).

3 Humantoxikologische Grundlagen

3.1 Stickstoffdioxid

3.1.1 Stoffbeschreibung

Bei Stickstoffdioxid (NO₂) handelt es sich um ein rotbraunes Reizgas, das in Wasser und alkalischen Flüssigkeiten gut löslich ist und dabei Nitrat und Nitrit bildet. Es hat Säureeigenschaften und wirkt oxidierend (Bascom et al. 1996).

Die geruchliche Wahrnehmungsschwelle von NO₂ liegt je nach Untersuchungsbedingungen zwischen 200 und 410 µg/m³ (Feldman 1974, Henschler et al. 1960, Shalamberidze 1967). Bei langsamer Konzentrationserhöhung wird der Geruch aber infolge Gewöhnung nicht mehr wahrgenommen (Henschler et al. 1960).

3.1.2 Vorkommen

NO₂ entsteht bei Verbrennungsprozessen, wie sie in Motoren und Feuerungsanlagen ablaufen: einerseits bei den im Brennraum herrschenden hohen Temperaturen, die zur Reaktion von Stickstoff und Sauerstoff aus der Luft führen, und andererseits bei der Umsetzung der im Brennstoff enthaltenen Stickstoffverbindungen. Bei diesen Verbrennungsprozessen wird zunächst Stickstoffmonoxid gebildet, das in der Atmosphäre alsbald zu Stickstoffdioxid umgesetzt wird (Lahmann 1997).

Der Beitrag der verschiedenen Schadstoffquellen in der Luft ist ortsabhängig. Im allgemeinen sind NO₂-Emissionen und somit die Exposition in Stadtgebieten vorwiegend straßenverkehrsbedingt. In Deutschland sind die wichtigsten Emittentengruppen der Verkehr (61 %), Kraftwerke und Industrie (32 %) sowie

Gewerbe und Haushalt (7 %) (Mücke und Wagner 1998, Lahmann 1997). In den städtischen Ballungsräumen treten in Verkehrsnähe die höchsten Belastungen auf. Hier machen die Kraftfahrzeugemissionen bis zu 90 % der Stickstoffdioxidbelastung aus (LAI 2001). Dieser hohe Anteil sowie die ungünstigen Ausbreitungsbedingungen (sehr niedrige Quellhöhe und teils enge Straßenschluchten) verdeutlichen die besondere Relevanz des NO₂. NO₂ kann damit als eine wichtige Luftschadstoffkomponente für die Gesundheit eines Großteils der Bevölkerung angesehen werden (Mücke und Wagner 1998).

3.1.3 Verbreitung in der Umwelt

Die NO₂-Belastung ist in städtischen Ballungsräumen im Durchschnitt etwa doppelt so hoch wie in ländlichen Gebieten: Im ländlichen Hintergrund werden Jahresmittelwerte im Bereich 8-15 µg/m³ gemessen. In urbanen, industrienahen Gebieten liegen die Jahresmittelwerte zwischen 20 und 40 µg/m³, an Straßen mit hohem Verkehrsaufkommen 40-65 µg/m³. Die 98 %-Werte und die Halbstundenmaxima übersteigen die Jahresmittelwerte um den Faktor 2 bis 3 (UBA 2001).

Während die Konzentrationen der meisten luftverunreinigenden Substanzen durch die Sanierung von Industrieanlagen und die Modernisierung von Heizungssystemen in europäischen Städten in der Vergangenheit stark abgenommen haben (Luttmann et al. 1994), kann bei NO₂ kein entsprechender Rückgang festgestellt werden. Dies ist vor allem darauf zurückzuführen, dass NO₂ Bestandteil von Kfz-Abgasen ist und der zunehmende Kfz-Verkehr jeder abgasreinigungstechnischen Minderungsmaßnahme entgegenwirkt (Mücke und Wagner 1998).

3.1.4 Aufnahme

Die Aufnahme von NO₂ erfolgt in erster Linie inhalativ. Bei der Inhalation wird NO₂ im Atemtrakt zu 80 bis 90 % absorbiert. Diese Rate ist bei physischer Betätigung noch höher (Wagner 1970).

Aufgrund der geringen Wasserlöslichkeit des NO₂-Moleküls wird das inhalierte NO₂-Molekül nicht in den oberen Atemwegen „abgefangen“ (wie z.B. das Schwefeldioxid). Fast 60 % des inhalierten NO₂ gelangt bis in die Lungenperipherie, wo es im Bereich der terminalen Bronchiolen und Alveolen seine Wirkung entfaltet. (Bascom et al. 1996).

3.1.5 Wirkungen

Die im Hinblick auf die menschliche Gesundheit als Luftschadstoff wichtigste Stickstoffverbindung ist das Stickstoffdioxid (NO₂). Gesundheitsgefährdungen gehen praktisch nur von NO₂ und seinen Reaktionsprodukten aus. NO gilt als Reservoir für die Bildung weiteren Stickstoffdioxids (Mücke und Wagner 1998).

Aus lufthygienischer Sicht sind die Stickstoffoxide insofern von Bedeutung, als sie maßgeblich an photochemischen Reaktionen beteiligt sind. NO₂ kann schon in sehr niedrigen Konzentrationen mit Kohlenwasserstoffen unter dem Einfluss des Sonnenlichts zu Stoffen reagieren, die wesentlich aggressiver als die Ausgangssubstanzen sind. Es entstehen u.a. Ozon, Peroxide, Aldehyde, Peroxiacetylnitrat (PAN). Stickstoffoxide sind Mitverursacher des photochemischen Smog, der - im Gegensatz zu dem durch Schwefeldioxid (SO₂) charakterisierten reduzierenden Smog - oxidierend wirkt. NO₂ ist darüber hinaus einer der Schadstoffe, die zur Bildung kleiner Schwebepartikel in der Atmosphäre führen, welche wiederum schädigend auf die menschliche Gesundheit wirken (Lahmann 1997).

Wegen der stark oxidierenden Wirkung des NO₂-Moleküls kommt es zu einer sofortigen Reaktion mit den Zelloberflächen des Atemtraktes (Bascom et al. 1996). Ein Teil der NO₂-Moleküle wird an Proteine und andere Zellbestandteile gebunden, ein weiterer Teil wird gelöst, wobei eine Umwandlung der NO₂-Moleküle zu den Metaboliten Nitrat und Nitrit erfolgt (Kosmider 1975, Svorcova und Kaut 1971).

Die zusätzliche Entstehung zelltoxischer Reaktionsprodukte (wie z.B. freie Radikale und nitrosierte Amine) kann zur Auslösung entzündlicher Prozesse und der Bildung von Mikroödemem mit Schädigungen im Bereich der Alveolen und Lungenkapillaren führen. Insofern sind nicht die NO₂-Moleküle, sondern deren reaktive (oxidative) Folgeprodukte für die gesundheitsschädlichen Wirkungen verantwortlich (Mücke und Wagner 1998).

NO₂ kann sowohl nach kurzzeitiger als auch nach langzeitiger Exposition nachteilige Wirkungen haben: Wirkungsergebnisse nach kurzzeitiger Exposition liegen im wesentlichen nur aus Untersuchungen vor, die aus kontrollierten Humanstudien stammen. Dabei steht als akute Wirkung die Beeinträchtigung der Lungenfunktion im Vordergrund. In den neueren Studien bestätigen sich frühere Ergebnisse, wonach gesunde Personen, die unter kontrollierten Bedingungen zu einer Konzentration von 1000-1800 µg NO₂/m³ exponiert wurden (zwischen 10 Minuten und 2 Stunden), keine wesentlichen Einbußen der Lungenfunktion erleiden und erst bei Konzentrationen über 1880 µg NO₂/m³ Veränderungen der Lungenfunktionsparameter zeigen (VDI 2001). Dagegen konnten bei besonders empfindlichen Personengruppen, vor allem Asthmatikern, Verminderungen von FVC, FEV1 und PEF schon ab einer Exposition von etwa 500 µg NO₂/m³ (über eine Expositionsdauer von 30 Minuten bis 3 Stunden) festgestellt werden (Bylin 1993).

Hinsichtlich der Langzeiteffekte von NO₂ in der Außenluft sind in mehreren Studien chronische Atemwegsbeschwerden häufiger in Gebieten aufgetreten, die eine stärkere NO₂-Belastung aufwiesen. Exemplarisch sei hier auf Untersuchungen aus der Schweiz verwiesen, in denen chronischer Husten, Kurzatmigkeit und Bronchitis in Orten mit höherer NO₂-Belastung vermehrt vorkamen (Braun-Fahrländer et al. 1997). Der Nachweis eines kausalen Zusammenhangs zwischen NO₂-Exposition und Atemwegserkrankungen ist am überzeugendsten bei Kindern zwischen 5 und 12 Jahren gelungen (Hasselblad et al. 1992, Luttmann et al. 1994).

Allerdings wurden in diesen Studien nicht der Einfluss kurzzeitiger NO₂-Spitzenbelastungen erfasst. Hier zeigen tierexperimentelle Studien, dass wiederholte kurzzeitige NO₂-Spitzenbelastungen entzündliche Prozesse und letztlich auch morphologische Veränderungen in der Lunge auslösen können (VDI 2001, WHO 1997). Weiterhin belegen tierexperimentelle Studien bei Langzeitexpositionen (NO₂-Konzentrationen im Bereich 560 bis 940 µg/m³ über 1 bis 6 Monate) eine Schwächung der Abwehrleistung der Lunge und Veränderungen in der Lungenstruktur (Mücke und Wagner 1998).

Aus den zahlreichen Expositionsstudien kann jedoch keine klare Expositions-Wirkungs-Beziehung für NO₂ ausgewiesen werden (WHO 1997). Das Hauptproblem der in epidemiologischen Studien beobachteten gesundheitlichen Effekte ist die eindeutige Zuordnung der Wirkungsbefunde zum NO₂ aus dem Luftschadstoffgemisch urbaner Ballungsräume.

3.1.6 Grenz- und Orientierungswerte

Grenz- und Orientierungswerte zum Schutz des Menschen vor Belastungen durch Stickstoffoxide sind als Übersicht in Tabelle 3.1.6-1 zusammengestellt.

Die WHO-Leitlinien (WHO 1997) geben eine 1-Stunden-Konzentration von 200 µg/m³ an, die aus Luftkammer-Wirkungsstudien mit Patienten, die unter Asthma und chronisch obstruktiven Lungenerkrankungen leiden, abgeleitet wurde.

Außerdem empfiehlt die WHO (1997) derzeit noch die Einhaltung eines Jahresmittelwertes von 40 µg/m³ NO₂. Dieser Wert wird damit begründet, dass bei einem NO₂-Anstieg um 30 µg/m³ (als 2-Wochen-Mittelwert im Innenraum) mit einer 20%-igen Zunahme von Erkrankungen der unteren Atemwege bei Kindern zu rechnen ist. Ab einem Jahresmittelwert von 50 bis 75 µg/m³ NO₂ in der Außenluft steigen infektbedingte Atemwegssymptome (wie Husten bzw. Bronchitishäufigkeit) bei Kindern an, während die Lungenfunktion abfällt.

Dieser Wert von 40 µg/m³, der auch bei der in Überarbeitung befindlichen „Air quality guidelines for Europe“ der WHO zur Diskussion steht (van Leeuwen

1997), wird aber unter Umständen nochmals geändert werden müssen, sobald derzeit laufende Studien zu Kombinationswirkungen von NO₂ und Feinstaub abgeschlossen sind (Tvrđy et al. 1999).

Die EU-Tochterraichtlinie über Grenzwerte für Schwefeldioxid, Stickstoffdioxid, Partikel und Blei in der Luft (1999/30/EG), die auf die Richtlinie zur Beurteilung und Kontrolle der Luftqualität (Luftqualitätsrahmenrichtlinie, 96/62/EG) zurückgeht, enthält u.a. zwei Grenzwerte zum Schutz der menschlichen Gesundheit vor NO₂. Als kurzzeitiger Grenzwert wird eine über eine Stunde gemittelte Konzentration von 200 µg/m³ festgelegt, der nicht öfter als 18mal im Kalenderjahr überschritten werden darf. Der langzeitige Grenzwert wird als über ein Kalenderjahr gemittelter Wert von 40 µg/m³ festgelegt. Diese Werte sind ab dem 01.01.2010 einzuhalten und orientieren sich überwiegend an den Vorgaben der WHO (SRU 2000).

Mit Inkrafttreten der neuen Richtlinie 1999/30/EG wurde die Richtlinie 85/203/EWG des Rates über Luftqualitätsnormen für Stickstoffdioxid mit Wirkung vom 19.07.2001 weitgehend aufgehoben. Einzelne Bestimmungen der Richtlinie 85/203/EWG werden erst mit Wirkung vom 01.01.2010 aufgehoben (vgl. Art. 9 Abs. 3 der Richtlinie 1999/30/EG). Nach Art. 12 Abs. 1 der Richtlinie 1999/30/EG setzen die Mitgliedstaaten die Rechts- und Verwaltungsvorschriften in Kraft, die erforderlich sind, um dieser Richtlinie bis 19.07.2001 nachzukommen.

In der VDI-Richtlinie 2310 „Maximale Immissions-Konzentration für Stickstoffdioxid“ aus dem Jahr 1985 werden ein 30-minütiger Tagesspitzenwert von 200 µg/m³ und ein Tagesmittelwert von 100 µg/m³ festgelegt. Diese Richtlinie befindet sich zur Zeit in Überarbeitung (VDI 2001). Die neue Fassung soll als Grundlage für die Revision der EG-Richtlinie 1999/30/EG dienen.

3.2 Partikel/Ruß

Bei der Untersuchung der Auswirkungen von Kraftfahrzeugabgasen auf die menschliche Gesundheit steht die Diskussion über die Toxizität von Rußpartikeln

aus Dieselmotorabgasen im Mittelpunkt des Interesses. Dabei hat sich in der Vergangenheit die wissenschaftliche Kontroverse von der speziellen Betrachtung der Kanzerogenität von Dieselrußpartikeln zur gesundheitlichen Bedeutung verschiedener partikulärer Feinstäube hin verschoben. Die Dieselrußproblematik ist damit in die Feinstaubproblematik eingebettet, weshalb im Folgenden die Darstellung der Toxikologie von Ruß bzw. Rußpartikeln parallel zur Darstellung der Toxikologie von Partikeln erfolgt.

3.2.1 Stoffbeschreibung

3.2.1.1 Partikel

Partikel sind in Dispersion auftretende kleine Teilchen, die mit der Luft verbreitet werden. Im Unterschied zu anderen Schadstoffen handelt es sich bei Partikeln eher um ein komplexes Gemisch, das von einer breiten Palette anthropogener und natürlicher Quellen in die Luft emittiert wird, als um eine einzige chemische Verbindung. Die Größe, andere physikalische Merkmale und die chemische Zusammensetzung der Partikel, die diese Quellen ausstoßen, sind sehr unterschiedlich (Peters et al. 1998).

Die Differenzierung der Partikel bzw. der Stäube erfolgt nach der Korngröße. Folgende Definitionen sind gebräuchlich (Peters et al. 1998, vgl. Abb. 3.2.1-1): Unter Gesamtschwebstaub TSP (Total Suspended Particulates) fallen Partikel mit einem Durchmesser unter 35 μm . Der inhalierbare Schwebstaub umfasst Partikel unter 10 μm (PM_{10}), $\text{PM}_{2,5}$ (lungengängiger Schwebstaub) Partikel unter 2,5 μm . Partikel mit einem Durchmesser unter 0,1 μm werden als ultrafeine Partikel (UP) bezeichnet.

Partikel oder Aerosole sind keine statischen Systeme. Es kommt in ihnen kontinuierlich zu Veränderungen. Im urbanen Aerosol treten prinzipiell drei verschiedene Größenfraktionen auf (vgl. Abb. 3.2.1-1):

Die kleinste Fraktion unterhalb 0,1 μm , die sogenannte Nukleationsklasse, besteht im wesentlichen aus kondensierten Sulfat- und Kohlenwasserstoff-Tröpfchen,

primären Rußpartikeln stationärer und mobiler Verbrennungsquellen und aus chemisch in der Atmosphäre gebildeten, „luftgeborenen“ Partikeln, vorwiegend Ammoniumnitrat und -sulfat. Ultrafeine Partikel können aufgrund ihrer hohen diffusiven Eigenbeweglichkeit miteinander koagulieren, so dass es zur Bildung von größeren Teilchen kommt, die der sogenannten Akkumulationsklasse zugerechnet werden. Die Lebensdauer der ultrafeinen Partikel beträgt nur Bruchteile von Sekunden bis wenige Stunden. Sie ist von der Aerosolkonzentration und den thermodynamischen Bedingungen abhängig (Peters et al. 1998).

Die Akkumulationsklasse erstreckt sich über einen Größenbereich von etwa 0,1 µm bis 1-2 µm. Derartige Partikel können über Wochen in der Luft suspendiert bleiben. Diese Klasse wird auch mittels Gas-zu-Partikeln-Umwandlungsprozessen gebildet. Partikel der Grobstaubklasse entstehen hauptsächlich durch Verwitterung von terrogenem Material, Zerkleinerung von Material bei der industriellen Fertigung oder Zersprühen von Flüssigkeiten. Typische Beispiele sind Partikel aus Seesalz (NaCl), mineralischem Abrieb (Oxide von Silizium, Calcium und Kalium) und biologischem Material. Grobstaub lagert sich relativ rasch innerhalb von Minuten bis Stunden nahe der Emissionsquelle ab (Cyrus et al. 2002).

Partikel aus Kfz-Emissionen sind, wie alle bei der Verbrennung organischer Komponenten entstehenden Teilchen, überwiegend in der Feinstaubfraktion kleiner 2,5 µm zu finden (APEG 1999, Hüglin und Gehrig 2000, Harrison et al. 2000).

3.2.1.2 Ruß

Die in der vorliegenden Arbeit angewandte Definition orientiert sich an dem in der 23. BImSchV festgelegten Begriff Ruß. Eine Beschränkung auf Dieseluß allein ist wegen der derzeit fehlenden Möglichkeit einer analytischen Trennung nach Emissionsquellen nicht möglich (Schlums 1998).

Ruß entsteht als ein Produkt der unvollständigen Verbrennung überall dort, wo fossile Energieträger genutzt werden, wie z.B. in Dieselmotoren, Ölfeuerungen,

Kohleverbrennung oder Kohlechemie. Beim Verbrennungsprozess im Dieselmotor kommt es zur Bildung zahlreicher gas- und partikelförmiger Stoffe. Die Partikel bestehen aus einem unlöslichen Kohlenstoffkern (Rußteilchen) mit kleinen Mengen an Metallstäuben, an den anorganische (im wesentlichen Sulfat) und organische Verbindungen (unter anderem polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe) adsorbiert sind (Pott et al. 1993, LAI 1992).

Der Kohlenstoffkern setzt sich aus sehr kleinen kugelförmigen Teerteilchen (Durchmesser ca. 20 nm) zusammen. Diese können sich durch Kollisionsvorgänge rasch zu größeren, ketten- und traubenförmigen Agglomeraten von Hunderten von Teerteilchen zusammenschließen, an denen weitere Abgassubstanzen kondensieren. Das Maximum der Partikelgrößenverteilung liegt bei 0,1 µm, also im ultrafeinen Bereich (Siegmann 1990, Sauer 1999, Mollenhauer 2002, vgl. Abb. 3.2.1-2).

3.2.2 Vorkommen

3.2.2.1 Partikel

Partikel stammen aus natürlichen Quellen und einer Reihe anthropogener Quellen. Quellen natürlicher und auch direkter Partikel-Emissionen sind beispielsweise Vulkanismus, Winderosion, Staubaufwirbelungen, Verbrennung von Biomasse durch natürliche Ursachen sowie Sporen, Pollen und Pflanzenabrieb. Zu den wesentlichen anthropogenen Quellen zählen neben dem Verkehr Industrieemissionen sowie Kraft- und Fernheizwerke, Müllverbrennungen, Gewerbebetriebe und insbesondere in den Wintermonaten die Emissionen aus Gas- und Ölheizungen als sog. Hausbrand (Peters et al. 1998).

Darüber hinaus entstehen Partikel auch sekundär in der Atmosphäre durch chemische Reaktionen zwischen anderen Schadstoffen, insbesondere SO₂, NO₂, flüchtigen organischen Verbindungen und Ammoniak. „Luftgeborene“ Partikel können so bis zu 50 % zur Partikelfracht in der Umwelt beitragen (Pott und Heinrich 1992).

Das Niveau der Partikel in der Umgebungsluft sowie ihre chemische und größenspezifische Zusammensetzung wird nicht allein durch die Emissionsbeiträge aus lokalen Quellen bestimmt. Entferntere Quellen und die meteorologischen Verhältnisse, die auf Transport, Sekundärbildung und Verweildauer bzw. Abscheidrate der Partikel durch Deposition Einfluss nehmen, spielen eine ebenso wichtige Rolle (Cyrus et al. 2002). Nach Abraham et al. (2000) ist in Städten etwa ein Drittel der PM_{10} -Masse auf Sekundäraerosole zurückzuführen, die aus dem Ferntransport stammen.

Die Fülle möglicher Quellen und beeinflussender Faktoren verdeutlicht, dass die Umweltsituation für Partikel erheblichen lokalen, zeitlichen und qualitativen Variationen unterliegt. Die Differenzierung einer Partikelimmission in die verschiedenen Quellanteile ist daher immer nur annäherungsweise für die Hauptemittenten und nur mit unverhältnismäßig hohem messtechnischem Aufwand möglich (APEG 1999, Harrison et al. 2000, Schlums 1998).

Eine Quellenzuordnung der PM_{10} - und der $PM_{2,5}$ -Partikelfraktion in städtischen und ländlichen Gebieten wurde erstmals in der Schweiz durchgeführt. Dies erfolgte durch eine aufwendige Bestimmung der Inhaltsstoffe (Hüglin und Gehrig 2000). Es stellte sich heraus, dass der Anteil der verkehrsbedingten PM_{10} -Schwebstaubemissionen in Zürich-Wiedikon über 60 % beträgt, während diese im ländlichen Chaumont praktisch ohne Bedeutung sind.

Untersuchungen in der Berner Innenstadt zeigten, dass der Anteil der $PM_{2,5}$ -Fraktion an der PM_{10} -Massenkonzentration etwa 60% beträgt. Demgegenüber war der Anteil der $PM_{2,5}$ - an der PM_{10} -Fraktion in einem Park in Zürich, abseits des Straßenverkehrs, erheblich höher (Hüglin und Gehrig 2000).

Mittlerweile wurden auch in Schweden Programme zur Messung der Feinstäube in verschiedenen Regionen mit einer Quellenzuordnung, dem Größenspektrum und der zeitlichen Entwicklung durchgeführt (Areskoug et al. 2001). Wie in der Schweiz konnten in Schweden in verkehrsreichen Lagen wesentlich höhere Mittel- und Spitzenwerte der PM_{10} -Immissionen als in den verkehrsschwachen

Gebieten nachgewiesen werden. An verkehrsnahen Messpunkten wurden deutliche Tages- und Jahresgänge der PM_{10} -Immissionen bestimmt. Maximale PM_{10} -Monatsmittelwerte wurden an den verkehrsreichen Stationen in den Monaten Februar bis April ermittelt. Die Beobachtungen können durch die vermehrte Resuspension (Wiederverwirbelung) von Straßenstäuben, Reifenabrieb und Streumittel aufgrund trocknender Straßen z.B. im Frühling und verstärkter Turbulenz erklärt werden.

Wie in der Schweiz zeigte sich auch in Schweden, dass der Anteil der $PM_{2,5}$ - an der PM_{10} -Fraktion in straßenfernen und dünn besiedelten Gebieten wesentlich höher war (Areskoug et al. 2001). Dies dürfte auf die höheren Sedimentationsraten der größeren Partikel nahe der Emissionsquelle und den Ferntransport der schwebenden feinen und ultrafeinen Stäube zurückzuführen sein (SRU 2002).

Für Deutschland schätzt der LAI (2001), dass der Straßenverkehr insgesamt ca. 45 – 65 % der in Verkehrsnähe auftretenden PM_{10} -Spitzenbelastungen verursacht. Der Massenanteil der $PM_{2,5}$ Fraktion betrug vermutlich in der Innenstadt Frankfurts Ende der 90er Jahre zwei Drittel der PM_{10} -Fraktion und dürfte sich nach vorsichtigen Schätzungen von einem Jahresmittel von $77 \mu\text{g}/\text{m}^3$ im Jahr 1978 auf $22 \mu\text{g}/\text{m}^3$ im Jahre 1998 verringert haben (UBA 1998).

Zur Quellenzuordnung ultrafeiner Partikel sind nur Abschätzungen aus Großbritannien bekannt (Abb. 3.2.2-1, APEG 1999, Harrison et al. 2000). Danach sind etwa 60% der ultrafeinen Stäube auf den Straßenverkehr zurückzuführen. Es ist davon auszugehen, dass in Städten mit hohem Verkehrsaufkommen dieser Wert überschritten wird.

3.2.2.2 Ruß

Hauptemittenten von Dieselrußemissionen sind Pkw, Busse, Lastwagen, Traktoren, Schiffe, Gabelstapler, Baumaschinen und Diesellokomotiven. Im Vergleich dazu sind die Abgase stationärer Motoren vernachlässigbar (Schlums 1998). Die Zulassungszahlen von Fahrzeugen mit Dieselmotor sind im Zeitraum 1960-1990 in Westdeutschland deutlich angewachsen. Für PKW nahm die Zahl

kontinuierlich von 0,15 auf 4,12 Mio und für LKW von 0,3 auf 1,0 Mio zu. Ihr Anteil im Straßenverkehr stieg dabei von 3 % auf 13 % (PKW) und von 34 % auf 75 % (LKW). Insgesamt gab es 1995 in Gesamtdeutschland 40,4 Mio PKW, davon 5,5 Mio mit Dieselantrieb, sowie 2,2 Mio LKW, davon 1,9 Mio mit Dieselantrieb (Brüske-Hohlfeld et al. 1998).

In den vergangenen Jahren hat der Dieselmotor in Deutschland weiter an Beliebtheit gewonnen. Schon jeder dritte Neuwagen wurde im Jahr 2001 mit einem selbstzündenden Motor ausgeliefert und die Tendenz ist weiter steigend. In der deutschen Automobilindustrie gilt jetzt als Nahziel eine Einbaurate von 40 %. Länder wie Spanien (48 % Marktanteil), Frankreich (52 % Marktanteil) oder Österreich (64 %) gelten als Vorbild (Frankfurter Allgemeine Zeitung vom 14.09.2001, S. 27).

Unsicheren Schätzungen zufolge wurden 1989 im alten Bundesgebiet ca. 70.000 t Dieselruß emittiert, wovon 60 % auf Nutzfahrzeugen und weitere 20 % auf Pkw beruhten. Es wird daher geschätzt, dass etwa 80 % der in der Außenluft vorkommenden Dieselrußpartikel auf den Straßenverkehr zurückgehen (LAI 1992, Schlums 1998). Damit ist Dieselruß ein verkehrstypischer Schadstoff.

3.2.3 Verbreitung in der Umwelt

3.2.3.1 Partikel

Im Rahmen der gesundheitspolitischen Diskussion tritt die Betrachtung der Gesamtschwebstaubkonzentration immer mehr in den Hintergrund. Dafür gewinnen die Schwebstaubkomponenten PM_{10} und $PM_{2,5}$ stetig an Bedeutung (UBA 2001).

In den alten Bundesländern ist seit Ende der 80er Jahre die Tendenz zu abnehmenden PM_{10} -Konzentrationen nachweisbar. Seit der Wiedervereinigung ist auch in den neuen Bundesländern eine rückläufige Tendenz der PM_{10} -Belastung feststellbar. Während gegen Ende der 80er Jahre in Thüringen, Sachsen und Sachsen-Anhalt noch PM_{10} -Konzentrationen über $100 \mu\text{g}/\text{m}^3$ messbar waren,

lagen sie dort 1998 stellenweise nur noch im Bereich zwischen 25 und 50 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Dies entspricht den Werten, die derzeit bundesweit auftreten (UBA 2001).

Der rückläufige Trend bei den Staubemissionen ist hauptsächlich auf die Stilllegung veralteter Feuerungs- und Industrieanlagen in den neuen Bundesländern und durch die konsequente Umsetzung der Bestimmungen der TA Luft zurückzuführen. Aber auch andere Minderungsmaßnahmen, wie die Umstellung auf emissionsärmere Brennstoffe und die Umsetzung neuer Abgasnormen im Verkehrssektor zeigen Wirkung (SRU 2002).

Allerdings ist die Verringerung der Staubbelastung im Wesentlichen auf eine Verminderung bei den gröberen Staubpartikeln zurückzuführen. Im Hinblick auf lungengängige feine bzw. ultrafeine Partikel mit aerodynamischen Durchmessern unter 2,5 bzw. 0,1 μm fiel dieser Rückgang sehr viel geringer aus. Trotz Abnahme der Partikelmasse ist bei den ultrafeinen Partikeln sogar eine Zunahme der Konzentration in der Außenluft feststellbar, wie Untersuchungen aus Erfurt für den Zeitraum 1991-1998 zeigen (Peters et al. 1998, Wichmann et al. 2000, Wichmann 2002).

Hierbei ist zu berücksichtigen, dass ultrafeine Teilchen nur einen verschwindend geringen Beitrag zur Masse eines Aerosols leisten (vgl. Tab. 3.2.3-1). Sie werden in der bisherigen Bewertung von Luftverunreinigungen durch Stäube praktisch nicht berücksichtigt, da die Messungen nur die Masse erfassen, nicht aber die Partikelanzahl (Heinrich et al. 1999).

Als Konsequenz des erheblichen Rückgangs der Gesamt- und Feinstaubemissionen in Deutschland in den 90er Jahren ist damit zu rechnen, dass die Staubkonzentrationen in der Luft nur noch sehr langsam zurückgehen werden, da sie zunehmend durch die Beiträge des Ferntransportes und der natürlichen Emissionen bestimmt werden. Jedoch sollte die vermutete weitere Abnahme der Emissionen an gasförmigen Luftverunreinigungen mittelbar, d.h. wegen der luftchemischen Reaktionen von Gasen zu Partikeln, zu einer weiteren Reduzierung der PM_{10} -Immissionsbelastung beitragen (UBA 2001, SRU 2000).

3.2.3.2 Ruß

Dieselmotoremissionen aus dem Straßenverkehr sind Bestandteil der allgemeinen Luftverschmutzung und betreffen damit die gesamte Bevölkerung. Für die Luft in ländlichen Gebieten, städtischen Bereichen und im Emittenten-Nahbereich (starker Kfz-Verkehr) werden Dieselrußkonzentrationen von 0,5-1,5 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (ländlich), 5-10 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (Ballungsgebiet) und 15-25 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (Emittenten-Nahbereich, Kfz) angegeben (LAI 1992). Die Dieselrußbelastung kann jedoch in Straßenschluchten mit starkem Lkw-Verkehr bis auf 40 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ansteigen, so dass auch in den Innenräumen zur Straßenseite hin hohe Konzentrationen auftreten können (Seidel 1996).

3.2.4 Aufnahme

Die Partikelgröße entscheidet, welche Teilchen in den Atemtrakt gelangen können und an welchem Ort sie dort deponiert werden. Partikel mit einem Durchmesser größer 10 μm werden überwiegend im Nasen- und Rachenraum abgeschieden. Partikel im Größenbereich zwischen 10 und 5 μm werden im tracheobronchialen Bereich abgelagert. Partikel unter 5 μm gelangen in die Lungenperipherie. Dort werden sie zum großen Teil in den kleinen Bronchien und in respiratorischen Bronchiolen deponiert. Ultrafeine Partikel können bis in die Alveolen vordringen (Fissan 1997, vgl. Abb. 3.2.4-1).

In den extrathorakalen Atemwegen, der Trachea und den Bronchien, gelangen die Partikel im Zuge der normalen Reinigungsprozesse durch den Mukoziliartransport in 1 bis 3 Tagen zum Kehlkopf, wo sie verschluckt werden. Dieser Selbstreinigungsmechanismus ist bei Personen, die über Jahre durch Stäube und Schadstoffe belastet waren – z.B. Raucher – oft stark vermindert (Peters et al. 1998).

Im Vergleich dazu ist die Verweilzeit von Partikeln im Alveolarraum erheblich länger. Deshalb ist es möglich, dass schwerlösliche Partikel in der Lunge akkumulieren. Die herumwandernden Immunzellen (Makrophagen) erkennen unlösliche Partikel als Fremdkörper und transportieren diese nach Aufnahme in

die Zellen (Phagozytose) in den Tracheo-Bronchialraum ab. Eine effektive Phagozytose der Partikel erfolgt im Größenbereich zwischen 0,3 und 5 µm. Man muss davon ausgehen, dass ultrafeine Partikel nur zu einem geringen Grad phagozytiert werden (Peters et al. 1998).

Die Mobilität der Makrophagen wird bei hoher Partikellast (Overload) eingeschränkt. Es kommt zu einer vermehrten Aufnahme von Partikeln in das Lungengewebe (Levy 1995). Vor allem die ultrafeinen Partikel werden zum großen Teil von den Epithelzellen aufgenommen, sodass sie entweder dort verbleiben oder weiter in das Zwischengewebe (Interstitium) befördert werden.

So konnte mit ultrafeinem Titandioxid (mittlerer Durchmesser 21 nm) ein schnellerer Übertritt in das Interstitium der Rattenlunge belegt werden als mit feinen Titandioxidpartikeln (mittlerer Durchmesser 250 nm). Für die alveoläre Lungenreinigung der ultrafeinen Partikel war die Halbwertszeit von 500 Tagen annähernd dreimal länger als bei den feinen Partikeln.

Die Beseitigung der Partikel aus dem Interstitium geschieht ebenfalls durch Makrophagen über das Lymphsystem. Dadurch gelangen alveolengängige, insbesondere ultrafeine Partikel in den allgemeinen Kreislauf (Ferin et al 1992, Oberdörster et al. 1992).

3.2.5 Wirkungen

3.2.5.1 Partikel

Alveolengängige Teilchen, die aus toxischen Bestandteilen bestehen, lösen nach ihrer Aufnahme spezifische Wirkungen aus. Nach heutigem Kenntnisstand beruht die Partikelwirkung im Alveolarraum und im Lungengewebe auf entzündlichen Prozessen unter hoher Partikellast. Eine Vielzahl tierexperimenteller und In-vitro-Untersuchungen deuten darauf hin, dass die Phagozytose schwerlöslicher Partikel zu einer ständigen Aktivierung der Makrophagen führt. Damit verbunden ist die Induktion von entzündungsfördernden Botenstoffen und ein vermehrtes Eindringen von weiteren Immunzellen in die Atemwege. Die

Abwehrmechanismen gehen mit der Freisetzung von reaktiven Sauerstoffspezies und Proteasen einher, die ihrerseits die Zellen des Zwischengewebes erreichen und fibrotische Veränderungen der Lunge bewirken können (Peters et al. 1998).

Die Fibrose kann als Endstadium einer chronischen Entzündung hervorgerufen werden. Sie ist die Hauptursache der Staublunge (Silikose), die bei beruflicher Exposition im Steinkohlebergbau auftreten kann. Ab einer bestimmten Dosis können verschiedene schwerlösliche Partikel mit geringer toxischer Wirkung auf Makrophagen ebenfalls eine Fibrose hervorrufen. Dazu zählen unter anderem Dieselruß und Titandioxid (Peters et al. 1998).

Eine Vielzahl von als inert oder wenigstens schwach toxisch geltenden Stäuben sind fähig, Parameter der erwähnten entzündlichen und fibrotischen Prozesse zu steigern (Amdur 1996). Nach einer Hypothese von Seaton et al. (1995) führt die entzündungsbedingte Freisetzung von Mediatoren zur Erhöhung der Blutgerinnung und der Plasmaviskosität. Dies könnte einen Anstieg der Todesfälle durch Herz-Kreislauf-Erkrankungen bei erhöhter Luftverschmutzung erklären.

In Versuchen mit als chemisch inert geltenden TiO_2 -Partikeln wiesen Oberdörster et al. (1992, 1994) nach, dass die Instillation ultrafeiner Partikel erhöhte Partikelkonzentrationen im Interstitium und stärkere Entzündungsreaktionen bewirkte als die Instillation feiner Partikel. Mit feinen und ultrafeinen Partikeln aus Kohlenstoff, Silber, Eisenoxid oder Magnesiumoxid konnten hingegen keine vergleichbaren Unterschiede festgestellt werden (GSF 1997, Kuschner et al. 1997). Ob ultrafeine und feine Partikel unabhängig von ihrer chemischen Zusammensetzung akute inflammatorische oder andere adverse Wirkungen hervorrufen, ist Gegenstand wissenschaftlicher Forschung.

Für die toxische Wirkung von Partikeln sind die an der Oberfläche adsorbierten Stoffe von entscheidender Bedeutung. Ultrafeine Partikel weisen im Verhältnis zu ihrer Masse eine große Oberfläche auf (vgl. Tab. 3.2.3-1). Damit sind sie ein ideales Vehikel für die Beförderung toxischer Substanzen in die Alveolen und das Lungengewebe. Wegen der erwähnten langen Halbwertszeiten verbleiben

adsorbierte chemische Stoffe sehr lange im Alveolarraum und entfalten erst langsam ihre Wirkung. Es ist experimentell nachgewiesen, dass die Wirkung kanzerogener Stoffe wie Benzo(a)pyren durch Adsorption an alveolengängige Partikel verstärkt wird (Dasenbrock et al. 1996).

Besondere Beachtung fand eine Studie, bei der Ratten gegenüber ultrafeinen, nicht umweltrelevanten Teflonpartikeln exponiert wurden (Oberdörster et al. 1995). Die Inhalation niedriger Konzentrationen ($40\text{-}60\ \mu\text{g}/\text{m}^3$) endete für alle Versuchstiere innerhalb von 4 Stunden tödlich. Die Untersuchungen ergaben deutliche Hinweise, dass nicht die Partikel selbst, sondern die Anlagerung hoch toxischer Komponenten an die Partikeloberfläche zu der tödlichen Wirkung geführt hatte.

Experimente bei Meerschweinchen mit Kohlenstoffteilchen (Chen et al. 1995 und 1992), die aus Agglomeraten von ultrafeinen Partikeln bestanden, bestätigten die Auslösung von Entzündungsreaktionen durch ultrafeine Partikel, erreichten aber bei weitem nicht die Ausmaße der bei den Teflonpartikeln beobachteten Effekte.

Auch diese Versuche belegten, dass die Partikeloberfläche eine hohe Relevanz bei der Intoxikation besitzt, da die mit Säure ummantelten Partikel eine stärkere inflammatorische Reaktion bewirkten, und dass die gleichzeitige Anwesenheit von Übergangsmetallen, wie Eisen oder Zink, die Toxizität der Partikel verstärkt.

Bei Ratten mit bestehenden Lungenkomplikationen konnten nach Inhalation von Umgebungsluft mit 10fach angereicherten Außenluftpartikeln deutliche Wirkungen gezeigt werden. Von den vorgeschädigten Tieren starben 20-40%, wobei Anzeichen einer Bronchokonstriktion und Entzündungen der Atemwege nachgewiesen wurden (Godleski et al. 1996).

Diese Befunde werden von Experimenten unterstützt, in denen bei Ratten mit beeinträchtigter Herzkreislauffunktion steigende Konzentrationen von Flugasche instilliert wurden. Es wurden ein Anstieg der Sterblichkeit in Abhängigkeit von der Höhe der Exposition und ausgeprägte Entzündungsreaktionen beobachtet (Costa und Dreher 1997).

Hinsichtlich der Bedeutung der Partikelgröße auf die Wirkung im Tierexperiment, kann man die Befunde folgendermaßen zusammenfassen (Donaldson et al. 1999): Untersuchungen an Ratten belegen, dass verschiedene ultrafeine Partikel im Vergleich zu feinen Partikeln der gleichen Massendosis eine stärkere Toxizität aufweisen. Dies ist vermutlich durch die größere Oberfläche der ultrafeinen Teilchen zu erklären (vgl. Abb. 3.2.3-1), da diese die vermehrte Freisetzung von toxischen Substanzen bewirken kann. Wahrscheinlich zählen die Größe der Partikel, die Aktivität freier Radikale, die Freisetzung von Übergangsmetallen und ihre Unlöslichkeit zu den wesentlichen Parametern für die Induktion von Entzündungen.

Epidemiologische Untersuchungen zur Wirkung von feinen und ultrafeinen Partikeln zeigen, dass eine berufliche Staubexposition je nach Zusammensetzung der Stäube akute und chronische Erkrankungen der Atemwege verursachen kann (Peters et al. 1998, Tab. 3.2.5-1).

Seit Beginn der neunziger Jahre wurde eine Reihe von epidemiologischen Studien zur Schwebstaubproblematik veröffentlicht, wobei die meisten Studien Kurzeffekte betrachteten. Epidemiologische Studien zu Kurzeffekten des Staubes untersuchen, ob hohe Partikelkonzentrationen am selben Tag oder mit einigen Tagen Verzögerung mit einem Anstieg der Mortalität oder Morbidität in der Bevölkerung assoziiert sind (Peters et al. 2002).

In diesen Studien zeigte sich insbesondere ein Zusammenhang zwischen feinen Aerosolteilchen ($PM_{2,5}$) und bestimmten respiratorischen und kardiovaskulären Erkrankungen (Katsouyanni et al. 1997, 2001, Zmirou et al. 1998, Samet et al. 2000b, Übersicht in US-EPA 2001 und NAP 2001).

Im Allgemeinen waren Raucher und Patienten mit bestehenden Herz- und Lungenerkrankungen im besonderen Maße gefährdet. Bei Zunahme der Belastung mit Stäuben der PM_{10} - und $PM_{2,5}$ -Fraktion um $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ zeigten Zeitreihenanalysen einen Anstieg der Erkrankungen um 0,5 bis 1,5 %. Entsprechende Untersuchungen liegen für ultrafeine Partikel nicht vor. Eine

amerikanische Arbeitsgruppe um Schwartz und Dockery konnte durch Zeitreihenanalysen die Zunahme der Mortalität bei erhöhten Schadstoffkonzentrationen auf den Gesamtschwebstaub zurückführen (Schwartz et al. 1996, Dockery et al. 1993). Die Environmental Protection Agency (US-EPA) hat diese Studien zusammenfassend bewertet (Tab. 3.2.5-2).

In einer europäischen Studie (APHEA-Studie) wurden Kurzzeiteffekte der Luftverunreinigungen analysiert, wobei als Luftschadstoffe außer Partikeln (Gesamtschwebstaub) auch Schwefeldioxid, Stickstoffdioxid und Ozon berücksichtigt wurden. Die Konzentration an PM_{10} wurde im APHEA-Projekt aus Daten zum Gesamtschwebstaub TSP berechnet ($PM_{10} = 0,55 \times TSP$). Die Ergebnisse bezüglich der Partikel sind in Tabelle 3.2.5-3 zusammenfassend dargestellt. Das Mortalitätsrisiko in Verbindung mit der PM_{10} -Belastung beträgt in der APHEA-Studie 1,022 bei einer Erhöhung um $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Dies entspricht dem unteren Bereich der in den amerikanischen Studien dargestellten Risiken (Schwartz et al. 1996, Dockery et al. 1993).

Mehrere deutsche Studien befassen sich mit den gesundheitlichen Effekten feiner und ultrafeiner Partikel:

Den gesundheitlichen Auswirkungen der ultrafeinen Partikel wurde bisher kaum nachgegangen. In einer Untersuchung in Erfurt wurden im Winter 1991/92 die Größenverteilungen der Partikel während der Dauer eines halben Jahres parallel zu einer Kohortenstudie ermittelt (Tuch et al. 1997). Bei erwachsenen Asthmatikern konnte eine signifikante Assoziation zwischen 5-Tages-Mittelwerten feiner und ultrafeiner Partikel und der Verschlechterung von Asthma und der Lungenfunktion (gemessen als Peakflow) festgestellt werden. Es wurde ein zweimal höherer Rückgang des Peakflows in Assoziation mit der Anzahlkonzentration der ultrafeinen Partikel ermittelt als in Assoziation mit der Masse der feinen Partikel. Auch das Krankheitsempfinden und die Häufigkeit von Husten korrelierten am besten mit der Anzahl der ultrafeinen Partikel (Peters et al. 1997).

Ähnliche Untersuchungen aus Finnland (Pekkanen et al. 1997) konnten die Ergebnisse von Peters et al. (1997) jedoch nicht bestätigen.

In einer weiteren Untersuchung in Erfurt (Wichmann und Peters 1999) wurden die Mortalitätsraten der Partikelbelastung gegenübergestellt. In dem Zeitraum (1995-1999) fiel einerseits die Partikelmasse ab, andererseits stieg die Partikelanzahl an. Die Analyse der Daten von zwei Jahren zeigten einen Anstieg der Mortalität, der nahe an der statistischen Signifikanz lag.

Insgesamt betrachtet belegen epidemiologische Studien einen Zusammenhang zwischen einem Anstieg der Partikelkonzentration in der Außenluft und einer Zunahme der Mortalität und Morbidität insbesondere bei Personen hohen Alters und solchen mit Atemwegs- oder Herz-Kreislaufkrankungen. Diese Beziehungen sind auch unterhalb der bisher geltenden Grenzwerte nachweisbar.

Gleichwohl lässt sich aus den bisherigen Untersuchungsergebnissen kein Schwellenwert für die schädlichen Wirkungen ableiten. Den wenigen Studien mit festgelegten Partikelfraktionen kann entnommen werden, dass die aufgetretenen Gesundheitsschädigungen besser mit der Konzentration der feinen Partikelfraktion ($PM_{2,5}$) korrelierten als mit der PM_{10} -Fraktion. Bisher ungeklärt ist die Frage, inwieweit das Lungenkrebsrisiko der Allgemeinbevölkerung aufgrund der Feinstaubbelastung der Außenluft zunimmt (Heinrich et al. 2002, Peters et al. 2002).

Insofern offenbart die Darstellung der Partikelwirkungen große Wissensdefizite. Im Hinblick auf ein besseres Verständnis der Wirkungszusammenhänge gibt es erheblichen Forschungsbedarf (siehe hierzu NRC 1998, SRU 2000, SRU 2002). Dies betrifft vor allem:

- Tierexperimentelle Untersuchungen zur Frage der Relevanz physikalischer Partikeleigenschaften (Masse, Oberfläche, Anzahl) und chemischer Partikeleigenschaften (organisch, anorganisch, Metallverbindungen, etc.).

- Epidemiologische Untersuchungen zu gesundheitlichen Wirkungen von Partikeln, differenziert nach der Partikelgröße, der Partikelzusammensetzung und der zugrundeliegenden Quellen.
- Bestimmung empfindlicher Wirkungsparameter für respiratorische und kardiovaskuläre Wirkungen.

3.2.5.2 Ruß

In Langzeit-Inhalationsversuchen mit Ratten wurde die lungentumorerzeugende Wirkung von Dieselmotoremissionen Mitte der 80er Jahre statistisch signifikant nachgewiesen (Heinrich et al. 1986; Ishinishi et al. 1986). Eine im Vergleich zu Ratten schwächere kanzerogene Wirkung wurde auch an Mäusen beobachtet. Hamster erwiesen sich unter den gewählten Versuchsbedingungen als resistent (Heinrich et al., 1986). Diese Ergebnisse weisen insofern auf eine tierartspezifische Reaktion hin, die offensichtlich nur bei Ratten auftritt.

Tierversuche mit Partikeln ohne anhaftende polycyclische aromatische Kohlenwasserstoffe (technische Rußpartikel, feinkörniges Titandioxid), die einen ähnlichen Durchmesser wie Dieselrußpartikel aufwiesen, ergaben vergleichbare Tumorfrequenzen wie bei Dieselruß (Pott et al. 1993, OEHHA 1994).

Dies deutet darauf hin, dass für die krebserzeugende Wirkung von Dieselruß weniger die am Dieselruß adsorbierten PAK verantwortlich sind, sondern primär die Partikel selbst. Nach gegenwärtigem Wissen ist dabei vor allem der unlösliche Rußkern für die krebserzeugende Wirkung verantwortlich. Dieser macht etwa 70% der Gesamtpartikelmasse aus. Der Gehalt an PAK dürfte für höchstens 1% der kanzerogenen Wirkungen von Dieselmotorabgasen verantwortlich sein (Pepelko und Chen 1993, Pott 1991, Pott et al. 1993, Pott und Roller 1997).

In den letzten Jahren wurde eine Vielzahl epidemiologischer Kohorten- und Fall-Kontroll-Studien zur Lungenkrebshäufigkeit bei beruflicher Belastung durch Dieselmotoremissionen durchgeführt (Übersicht in US-EPA 1999, HEI 1999, WHO 1996). Epidemiologische Daten liegen auch für Deutschland vor (Jöckel et al. 1998, Säverin et al. 1999, Brüske-Hohlfeld et al. 1998, 1999, 2000).

Diese lassen bei hoher beruflicher Exposition eine Erhöhung des Risikos erkennen. Die älteren Studien leiden jedoch darunter, dass Störgrößen wie Rauchen oder Asbestexposition nur ungenügend berücksichtigt wurden. Ein weiterer Schwachpunkt vieler Studien liegt in der fehlenden exakten Angabe der Exposition (SRU 2002).

So kann als Surrogat oft nur die Tätigkeit an einem bekanntermaßen belasteten Arbeitsplatz herangezogen werden. Zusätzlich kann die Dauer der Tätigkeit als indirektes kumulatives Maß für die Gesamtexposition dienen. Durch die ungenaue Beschreibung der Expositionshöhe wird das Risiko für die Wahrscheinlichkeit, an Lungenkrebs zu erkranken, wahrscheinlich unterschätzt. Die Fehlklassifikation betrifft sowohl die beobachteten Krebsfälle als auch das Kontrollkollektiv. Um einen klareren Zusammenhang der Dosis-Wirkungsbeziehung aufzeigen zu können, sind hier verbesserte Messungen für die Zukunft besonders wichtig (SRU 2002).

3.2.6 Grenz- und Orientierungswerte

3.2.6.1 Partikel

In der Richtlinie 1999/30/EG über Grenzwerte für Schwefeldioxid, Stickstoffdioxid und Stickstoffoxide, Partikel und Blei in der Luft werden zum Schutz der menschlichen Gesundheit zwei Grenzwerte für Partikel (PM₁₀) festgelegt: In einer ersten Stufe sieht die Richtlinie einerseits einen 24-Stunden-Grenzwert in Höhe von 50 µg/m³ vor, der im Jahr nicht öfter als 35 Mal überschritten werden darf. Andererseits enthält die Richtlinie einen Jahresgrenzwert von 40 µg/m³ (Mittelungszeitraum ist das Kalenderjahr). Nach der ersten Stufe sind die Grenzwerte bis 2005 zu erreichen. In der ab 2010 geltenden zweiten Stufe darf der 24-Stunden-Grenzwert von 50 µg/m³ nur noch 7 Mal im Jahr überschritten werden. Der Jahresgrenzwert wird dann auf 20 µg/m³ abgesenkt (vgl. Anhang III zur Richtlinie 1999/30/EG).

Durch diese Richtlinie wird die bislang auf dem Gebiet der Luftreinhaltung ergangene Richtlinie 80/779/EWG des Rates vom 15.07.1980 über Grenzwerte

und Leitwerte der Luftqualität für Schwefeldioxid und Schwebstaub fortentwickelt. Nach dieser älteren Richtlinie werden Grenzwerte für Schwebstaub nach der Black-Smoke- oder der TSP-Methode gemessen, wobei ein Wert von $150 \mu\text{g}/\text{m}^3$ Schwebstaub im Jahresmittel erlaubt wird. Dieser Wert, den auch die bisher gültige TA Luft vorsieht, entspricht etwa $120 \mu\text{g PM}_{10}/\text{m}^3$ (Höpfner 2000).

Gemäß Art. 9 Abs. 1 der Richtlinie 1999/30/EG wird die Richtlinie 80/779/EG mit Wirkung vom 19.07.2001 aufgehoben, ausgenommen Art. 1, Art. 2 Abs.1, Art. 3 Abs. 1, Art. 9, Art. 15 und Art. 16 sowie die Anhänge I, III b und IV, die mit Wirkung vom 01.01.2005 aufgehoben werden. Dies zeigt, dass die Betrachtung der Gesamtschwebstaubkonzentration in der Zukunft immer mehr in den Hintergrund treten wird, dafür die Schwebstaubkomponente PM_{10} im Rahmen der gesundheitspolitischen Diskussion immer mehr in den Vordergrund rückt.

Grenzwerte für kleinere Partikelfractionen als PM_{10} wurden bisher nicht festgesetzt, da die verfügbare Datenlage dies nicht erlaubt. Wegen der speziellen Effekte lungengängiger Partikel sind nach Auffassung der Europäischen Kommission jedoch auch Grenzwerte für die $\text{PM}_{2,5}$ -Fraktion sinnvoll (KOM 2001).

3.2.6.2 Ruß

Die MAK-Werte-Kommission der deutschen Forschungsgemeinschaft (DFG 1999) und die International Agency for Research on Cancer (IARC 1989) halten übereinstimmend ein kanzerogenes Risiko durch Dieselabgase im Tierversuch für gegeben. In der MAK-Liste werden die Dieselmotor-Emissionen deshalb in die Kategorie 2 eingestuft, d. h. als Stoffe, die als krebserzeugend für den Menschen anzusehen sind, weil durch hinreichende Ergebnisse aus Langzeit-Tierversuchen oder Hinweise aus Tierversuchen davon auszugehen ist, dass sie einen nennenswerten Beitrag zum Krebsrisiko leisten. Derzeit wird diese Einstufung anhand der neu hinzugekommenen epidemiologischen Daten überprüft.

Die LAI-Arbeitsgruppe hat Anfang der 90er Jahre für Dieselruß einen flächenbezogenen Langzeitmittelwert von $1,5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ vorgeschlagen. Dabei ging

sie von einem „unit risk“ von 7 zusätzlichen Krebstodesfällen auf 100.000 Einwohner aus (LAI 1992). Im Gegensatz dazu ist der in der 23. BImSchV vorgesehene Konzentrationswert von 8 bzw. 14 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ punktbezogen.

3.3 Benzol

3.3.1 Stoffbeschreibung

Unter den vielfältigen komplexen Auswirkungen auf die Umwelt und Gesundheit, die dem Kraftfahrzeugverkehr zugeschrieben werden, ist die Bedeutung des Benzols neben den Dieselmotoremissionen in den Mittelpunkt des Interesses zu rücken (Fromme 1995, 1998).

Benzol ist eine flüchtige organische Verbindung mit einer sehr stabilen chemischen Ringstruktur (C_6H_6), die als Basis für die aromatische Kohlenwasserstoffgruppe dient. Bei Raumtemperatur ist Benzol eine farblose Flüssigkeit, die jedoch schnell verdunstet und bei hohen Konzentrationen leicht am aromatischen Geruch zu erkennen ist (Eikmann und Göen 2000).

3.3.2 Vorkommen

Benzol wird in erster Linie durch chemische Reaktionen bei der Verbrennung organischer Verbindungen erzeugt, v.a. der von Benzin im Motor (BUA 1989). Als ein natürlicher Bestandteil des Rohöls (maximal 0,4 g/L) kann Benzol aber auch in die Luft entweichen, so etwa an Tankstellen.

Die wesentlichen punktförmigen Benzolemissionen stammen aus Feuerungsanlagen, Kokereien, aus der Lagerung und Verteilung von Kraftstoffen sowie aus der Mineralölindustrie. Die bedeutendste Rolle für die Belastung der Luft durch Benzol spielen Abgase von Kraftfahrzeugen mit Ottomotoren. Schätzungsweise 80-90 % der Benzolemissionen sind auf den Kraftfahrzeugverkehr zurückzuführen (Fromme 1995, SRU 2000).

Damit stellt der Kraftfahrzeugverkehr die Hauptemissionsquelle von Benzol dar. Dies lässt sich mit Untersuchungen aus Nordrhein-Westfalen anschaulich belegen

(LUA 1999a). Dort wurden 1996 aus industriellen Quellen insgesamt 284 Mg/a Benzol emittiert. Die Emissionen aus Kleinf Feuerungsanlagen betragen ca. 230 Mg/a. Den mit Abstand größten Beitrag zu den Benzol-Emissionen leistete der Straßenverkehr mit 4.760 Mg/a.

Dagegen sind natürliche Benzolquellen vernachlässigbar. Es gibt keine Anzeichen für eine nennenswerte natürliche Bildung und Freisetzung von Benzol in die Umwelt. In der Regel liegen die Benzol-Konzentrationen in der Luft von Reinluftgebieten in Deutschland unter $1 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Es wird angenommen, dass das gesamte auf der Nordhalbkugel am Boden vorkommende Benzol auf Handlungen der Menschen zurückgeht, insbesondere die Verwendung von Benzin und Öl (Eikmann und Göen 2000).

3.3.3 Verbreitung in der Umwelt

Mittlerweile liegt eine Vielzahl stichpunktartiger und flächenbezogener Immissionsmessungen bezüglich der Benzolkonzentration in der Außenluft vor. Erwartungsgemäß sind Benzolimmissionen in verkehrsdichten Regionen höher als in solchen mit geringer Verkehrsbelastung. Auch wenn hohe Benzol-Konzentrationen in erster Linie in stark verkehrsbelasteten Gebieten auftreten, sind im Einzelfall hohe Werte in der Umgebung von Kokereien messbar (MURL 1997, vgl. Tab. 3.3.3-1).

Im Vergleich zu den Angaben aus den 70er und 80er Jahren zeichnet sich insgesamt ein deutlicher Rückgang der Emissionen ab. Diese Verminderung ist in erster Linie auf emissionsreduzierende Maßnahmen beim Kfz-Verkehr (vor allem durch die Einführung des Drei-Wege-Katalysators und des sog. „Saugrüssels“ in Tankstellen) und durch den Abbau von Emittenten (z.B. Kokereien) in der Montanindustrie verursacht (UBA 1997b, Ilgen et al. 2000c).

Bestehende und vorgeschlagene Vorschriften in den Ländern der Europäischen Union, insbesondere über Emissions- und Kraftstoffnormen für Kraftfahrzeuge, lassen in den nächsten Jahren einen weiteren Rückgang der Emissionen erwarten (IFEU 1993 ff., 1999a, b). Vor allem die ab 2000 durch die EU vorgegebene

Begrenzung des Benzol-Gehalts im Benzin auf 1 % (EG-Richtlinie 1998/70/EG), die von der Mineralölindustrie zum Teil schon Mitte 1999 umgesetzt wurde, dürfte den Abwärtstrend unterstützen (vgl. Tab. 3.3.3-2).

Im Allgemeinen kann parallel zur Entwicklung der Emissionen auch eine zurückgehende Immissionsbelastung insbesondere in den verkehrsreichen Regionen festgestellt werden (UMEG 2001). Die Benzol-Immissionen sind in Abhängigkeit von der Intensität des Kfz-Verkehrs in Ballungsgebieten einem ausgeprägten Tagesgang unterworfen, mit maximalen Werten zu den Hauptverkehrszeiten (Fromme 1995). In der kalten Jahreszeit kann durch den zusätzlichen Einfluss von Feuerungsanlagen ebenfalls großflächig ein Anstieg der Benzol-Immissionskonzentrationen beobachtet werden (Fromme 1995, Fuselli 1995).

Vom Umweltbundesamt wird für den unmittelbaren Tankstellenbereich die mittlere Expositionskonzentration mit $500 \mu\text{g}/\text{m}^3$ geschätzt. Während einer achtstündigen Arbeitsschicht wurden Belastungen von 60 bis $20.000 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ermittelt. Messungen beim Betankungsvorgang ergaben mittlere Benzol-Konzentrationen von $500 - 1.500 \mu\text{g}/\text{m}^3$, andere Untersuchungen belegten in unmittelbarer Nähe der Zapfpistole Spitzenbelastungen von bis zu $50.000 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (Fromme 1995).

Mitte der 80er Jahre lag die mittlere Konzentration von Benzol in der Innenraumlufte in der Bundesrepublik Deutschland bei $8 \mu\text{g Benzol}/\text{m}^3$. Dieser Wert beruht auf den Untersuchungsergebnissen von 500 repräsentativ, im Rahmen des Umweltsurvey ausgewählten Haushalten, bei dem jedoch Außeneinflüsse (wie z.B. durch den Kfz-Verkehr) unbeachtet blieben. Ferner ist belegt, dass die Innenraumlufte von Raucherhaushalten gegenüber der von Nichtraucherhaushalten im Mittel stärker Benzolbelastungen aufweist (Ilgen u.a. 2000b, MURL 1997).

Mittlerweile liegen die Benzolkonzentrationen in Haushalten ohne besondere Benzolquellen im Durchschnitt unter $4 \mu\text{g Benzol}/\text{m}^3$, wobei die

Innenraumkonzentrationen im Winter höher sind als im Sommer (Ilgen u.a. 2000a, Schneider et al. 1999).

In Wohnungen in unmittelbarer Nähe von Tankstellen konnten tendenziell höhere Benzolkonzentrationen gemessen werden als in anderen städtischen Wohnungen (Laue et al. 1994, Heudorf und Hentschel 1995). Die im Rahmen einer Pilotstudie 1996 in Frankfurt am Main gemessenen Raumlufkonzentrationen für Benzol waren im Umfeld von Tankstellen jedoch nur geringfügig höher als in den Kontrollwohnungen (Herr et al. 1997).

Neben den Kfz-Emissionen stellt das Rauchverhalten die zweite große Einflussgröße für die individuelle Benzolbelastung des Menschen dar. Hierbei ist in erster Linie die aktiv rauchende Bevölkerung betroffen. Zigarettenrauch enthält relativ hohe Benzol-Konzentrationen und stellt damit eine bedeutende Belastungsquelle für Raucher dar (Kouros und Dehnen 1990).

Maßnahmen zur Reduzierung der Benzolkonzentrationen sind im Wesentlichen nur durch eine weitere Minderung des Benzol-Anteils im Vergasertreibstoff zu erwarten (Eikmann und Göen 2000).

3.3.4 Aufnahme

Die Inhalation von Benzoldämpfen bildet den wichtigsten Aufnahmeweg. Zu Beginn einer Exposition werden zunächst ca. 80 % des inhalierten Benzols resorbiert. Ca. 15 Minuten später geht die Resorptionsrate kontinuierlich zurück, bis ein konstanter Wert von ca. 40-50 % erreicht wird (UBA 1982).

Möglich ist auch eine kutane Aufnahme von Benzol, wenn es zum direkten Hautkontakt mit flüssigem Benzol bzw. benzolhaltigen Lösungsmitteln kommt. Studien von Wester und Maibach (1977) belegen jedoch, dass nur ca. 0,2 % der applizierten Dosis kutan resorbiert werden.

In Betracht kommt ferner eine Aufnahme über den Gastrointestinal-Trakt. Über diesen Aufnahmepfad wird im Allgemeinen bei Zufuhrberechnungen eine 100%ige Resorption erwartet (Fodor 1992, UBA 1982).

3.3.5 Wirkungen

Benzol kann schwerwiegende Auswirkungen auf die Gesundheit des Menschen haben. Im Vordergrund steht die Schädigung des blutbildenden Systems sowie die leukämieauslösende Wirkung (Eikmann 1987). Von nachgeordneter Bedeutung sind depressorische Wirkungen auf das zentrale Nervensystem und lokale Reizwirkungen an Haut und Schleimhäuten (Fromme 1998).

Die klassischen Symptome akuter wie chronischer Benzol-Intoxikation sind im Allgemeinen nur bei sehr hohen bzw. mittelhohen Konzentrationen und meist langdauernder Exposition zu finden. Die in der Umwelt vorkommenden Benzol-Immissionskonzentrationen können diese Symptome grundsätzlich nicht bewirken. Übereinstimmend wird angenommen, dass die chronische Exposition zu Benzol zu einer sich rasch steigernden Depression aller Knochenmarksfunktionen führen kann, was dann die entsprechenden Änderungen im peripheren Blutbild auslöst (Eikmann 1987).

Die knochenmarkschädigenden (myelotoxischen und leukämogenen) sowie chromosomschädigenden Wirkungen des Benzols werden sehr wahrscheinlich durch Metaboliten im oxidativen Stoffwechsel herbeigeführt. Nach neueren Erkenntnissen sind die toxischen Effekte des Benzols auf einen synergistischen Mechanismus zurückzuführen, an dem mehrere Benzolmetabolite mitwirken (Bleasdale et al. 1996).

Kanzerogene Wirkungen (Leukämien, Lymphome, Häufung unterschiedlicher Tumorarten und -lokalisationen) konnten in Langzeit-Inhalationsversuchen bei Nagern gezeigt werden. Allerdings waren dazu hohe Konzentrationen notwendig (325 mg/m^3) (Cronkite et al. 1989, NTP 1986, Huff et al. 1989).

3.3.6 Grenz- und Orientierungswerte

Nach Teufel et al. (2000) beträgt das Risiko bei an Hauptstraßen wohnenden Menschen an Krebs zu erkranken, im Falle von Dieselruß 1 zu 39, für Benzol lediglich 1 zu 2.564. Benzol besitzt demnach eine vergleichsweise geringe krebserzeugende Wirkung. Dennoch muss Benzol aufgrund der teilweise noch hohen Immissionskonzentrationen und der Freisetzung in unmittelbarer Nähe des Menschen weiterhin als regulierungsbedürftig eingestuft werden.

Als besonders betroffen sind die Verkehrsteilnehmer, die in verkehrsdichten Bereichen wohnende Bevölkerung und die Anwohner von punktuellen Emittenten (Betriebe mit Umgang von Treibstoffen und Kokereien) anzusehen.

Wichtige Grenzwerte zum Schutz des Menschen vor Belastungen durch Benzol sind in Tabelle 3.3.6-1 dargestellt. Da es für kanzerogene Substanzen keine als unbedenklich geltende Immission gibt, existiert für Benzol kein MIK- oder MAK-Wert. Als Beurteilungsgrößen für krebserregende Stoffe werden für Benzol, ebenso wie für Ruß wegen des Summationseffektes Langzeitmittelwerte und nicht kurzzeitige Spitzen herangezogen.

Hervorzuheben ist der in der gerade erlassenen EG-Richtlinie 2000/69/EG festgelegte Immissionsgrenzwert für Benzol in der Außenluft von $5 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Dabei ist jedoch zu beachten, dass zunächst eine Toleranzmarge von $5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ gilt. Diese Toleranzmarge reduziert sich am 01.01.2006 und alle 12 Monate danach um $1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ bis auf 0 % am 01.01.2010. Wie die 23. BImSchV definiert die Richtlinie den Grenzwert als Jahresmittelwert.

Der Immissionsgrenzwert der EG wurde im Entwurf der Bundesregierung für die Novellierung der TA-Luft vom 12.12.2001 berücksichtigt (abzurufen im Internet unter <http://www.bmu.de/download/dateien/taluft.pdf>).

4 Darstellung der Messergebnisse nach der 23. BImSchV

4.1 Datensammlung der Bundesländer

Im Zusammenhang mit der 23. BImSchV wurden durch die Bundesländer in den letzten Jahren umfangreiche Messungen vorgenommen. Zu diesem Zweck haben die Länder ihre Messnetze teilweise durch spezielle straßennahe Messstationen vergrößert. Damit ist eine enge Überwachung der verkehrsspezifischen Schadstoffe gewährleistet.

Der LAI-Unterausschuss „Verkehrsimmissionen“ hat in den letzten Jahren die bisher vorhandenen Messergebnisse der einzelnen Bundesländer gesammelt und dokumentiert, wobei die Bearbeitung dem Zentrum für Umweltmessungen, Umwelterhebungen und Gerätesicherheit (UMEG) übertragen wurde. Auf diese Weise ist es nun möglich, einen Überblick über die derzeitige Belastungssituation in Deutschland zu erhalten und gleichzeitig festzustellen, wie sich die Messwerte in der Vergangenheit verändert haben (UMEG 2001).

4.2 Umfang der Messungen

Die Datensammlungen der Länder haben einen immensen Umfang angenommen. In verschiedenen Messzeiträumen wurden an insgesamt 563 Messpunkten für die Luftschadstoffe Benzol, Ruß und NO₂ insgesamt 2.202 Kenngrößen erfasst. Im Zeitpunkt der Veröffentlichung des Erfahrungsberichtes über die Ermittlung von Konzentrationswerten nach der 23. BImSchV im März 2001 lagen 834 Jahresmittelwerte für Benzol, 706 Jahresmittelwerte für Ruß und 662 98%-Werte für NO₂ vor (UMEG 2001).

In Tabelle 4.2-1 ist für jedes Bundesland die Gesamtzahl der Messpunkte sowie die jeweils gemessenen Schadstoffkomponenten enthalten. Die Messpunktzahl der einzelnen Bundesländer ist zum Teil sehr unterschiedlich. Dies ist auf unterschiedliche Strategien im Vorgehen bzw. bei der Umsetzung der 23. BImSchV zurückzuführen. Sie reicht von 1 Messpunkt im Saarland bis zu 155 Messpunkten in Bayern. Insgesamt ergeben sich 563 Messpunkte, an denen die

drei relevanten Schadstoffe Benzol, Ruß und NO₂ in verschiedenen Kombinationen erfasst wurden. Am häufigsten (ca. 2/3 der Messpunkte) wurden an einem einzelnen Messpunkt alle drei Schadstoffe gleichzeitig erfasst.

4.3 Überschreitungen der Konzentrationswerte

Angaben zu den Überschreitungen der Prüfwerte in den einzelnen Bundesländern sind in den Tabellen 4.3-1 und 4.3-2 eingetragen. Dabei wurden bis einschließlich 1997 die Prüfwerte von 14 µg/m³ für Ruß und 15 µg/m³ für Benzol und ab 1998 die seitdem gültigen, strengeren Prüfwerte (10 µg/m³ für Benzol, 8 µg/m³ für Ruß) zugrunde gelegt. Die Anzahl der Messpunkte mit Überschreitungen, die Überschreitungshäufigkeiten und die mittlere relative Überschreitung der einzelnen Schadstoffe für Messungen bis einschließlich 1997 ist in Tabelle 4.3-1 dargestellt, die entsprechende Übersicht für Messungen ab 1998 zeigt Tabelle 4.3-2.

Nimmt man die Überschreitungshäufigkeiten der einzelnen Schadstoffe (vgl. Tabelle 4.3-1, Spalte 5-7) in den Blick, so zeigt sich, dass in den meisten Bundesländern der Prüfwert für Ruß am häufigsten überschritten wird. Im Mittel wurden bis 1997 an 16% der Messpunkte, an denen Ruß gemessen wurde, Überschreitungen des alten Prüfwertes von 14 µg/m³ festgestellt. Bei Benzol liegt die Überschreitungshäufigkeit des bis 1997 gültigen Prüfwertes von 15 µg/m³ bei 10%, während sie bei NO₂ mit 12% angegeben wird.

Die Überschreitungshäufigkeiten ändern sich bei Ruß und Benzol mit den seit 1998 geltenden neuen Prüfwerten (vgl. Tabelle 4.3-2). Bei Ruß steigt die Überschreitungshäufigkeit des Prüfwertes von 8 µg/m³ auf 94 %, bei Benzol wird der Prüfwert von 10 µg/m³ in 41 % der Fälle überschritten, während die Überschreitungshäufigkeit von NO₂ annähernd gleich bleibt (10 %).

Auch bei der mittleren relativen Überschreitungshöhe (Spalten 8 bis 10 in Tabelle 4.3-1 und 4.3-2) fällt auf, dass bei Ruß im Mittel die höheren Überschreitungen bezogen auf den Prüfwert auftreten. Die wenigen Überschreitungen des NO₂-Prüfwertes fallen dagegen, bezogen auf den Prüfwert, geringfügig aus.

4.4 Zeitliche Entwicklung

Zur Darstellung der zeitlichen Entwicklung der Schadstoffkonzentrationen wurden von UMEG (2001) aus der vorliegenden Datenbasis alle Messpunkte herausgezogen, an denen während mehrerer Jahre entweder fortlaufend oder auch mit zeitlicher Unterbrechung gemessen wurde. Es wurden auch solche Messpunkte einbezogen, an denen nur während einer Dauer von zwei Jahren Messungen durchgeführt wurden, wobei aber mindestens ein Jahr Abstand zwischen diesen Messungen liegen musste. Mit diesen Vorgaben wurden insgesamt 84 Messpunkte für Benzol, 73 Messpunkte für Ruß und 65 Messpunkte für NO₂ berücksichtigt.

In Abb. 4.4-1 ist für jeden Messpunkt die relative Änderung der Kenngrößen zwischen dem ersten Messjahr und dem letzten Messjahr für alle drei Schadstoffe aufgetragen. Die Abbildungen 4.4-2, 4.4-3 und 4.4-4 zeigen die zeitlichen Verläufe der Schadstoffkonzentrationen an ausgewählten Verkehrsmessstationen in Baden-Württemberg und Niedersachsen.

In Abb. 4.4-1 ist erkennbar, dass an nahezu allen Benzol-Messpunkten (insgesamt 83 von 84 Messpunkten) ein Rückgang des Benzol-Jahresmittelwertes registriert wird, an einer Messstelle sogar ein relativer Rückgang um 81%. Hier wirken sich offensichtlich die Emissionsminderungsmaßnahmen der letzten Jahre (insbesondere die veränderte Flottenzusammensetzung sowie die Reduzierung des Benzolgehaltes im Benzin) positiv in der Immissionssituation aus. Der Trend zu niedrigeren Benzolwerten findet seine Bestätigung in der Abbildung 4.4-2.

Die monatlich gleitenden Jahresmittelwerte von Ruß lassen hingegen keinen eindeutigen Trend erkennen. Abbildung 4.4-1 zeigt, dass die Anzahl der Messpunkte mit Belastungsrückgang vergleichsweise hoch ist (43 von 73 Messpunkten), der höchste Belastungsrückgang betrug ca. 51 %. Demgegenüber liegen einige Messpunkte vor, an denen die Rußkonzentrationen teilweise stark zugenommen haben. Der höchste Belastungsanstieg für Ruß wurde mit ca. 68% ermittelt.

Die Jahresmittelwerte der vier Verkehrsmessstationen in Baden-Württemberg und der Verkehrsmessstation Braunschweig-Bohlweg in Niedersachsen (Abbildung 4.4-3) unterstreichen die uneinheitliche Entwicklung: Während an der Station Stuttgart-Straße z.B. die Konzentrationen stetig ansteigen, liegen die Jahresmittelwerte der anderen drei baden-württembergischen Standorte in einem Bereich zwischen ca. $6 \mu\text{g}/\text{m}^3$ und $8 \mu\text{g}/\text{m}^3$, ohne dass ein eindeutiger Trend auszumachen wäre. Die Belastung an der Messstation in Braunschweig nimmt in den Jahren 1997/98 zunächst stark zu und fällt dann im Laufe des Jahres 1999 wieder auf das ursprüngliche Konzentrationsniveau von ca. $8 \mu\text{g}/\text{m}^3$ zurück. Im Laufe des Jahres 2000 ist wieder ein Aufwärtstrend erkennbar.

Eine dem Ruß vergleichbare Entwicklung zeigen die 98%-Werte von NO_2 . Auch hier liegen (bei den insgesamt 65 Messpunkten) mehr Messorte mit einer Konzentrationsabnahme (insgesamt 41) als Messorte mit einer Konzentrationszunahme (insgesamt 24) vor (Abbildung 4.4-1). Die Verläufe sind jedoch auch hier nicht eindeutig (Abbildung 4.4-4).

4.5 Fazit

Insgesamt zeigen die Benzolkonzentrationen bundesweit einen deutlichen Rückgang im Jahresmittel, wenn auch vereinzelt noch Überschreitungen des Prüfwertes der 23. BImSchV auftreten. Die Ergebnisse der Benzol-Messungen zum Vollzug der 23. BImSchV, die überwiegend im Zeitraum 1995 bis 2000 erhoben wurden, stimmen in ihrer rückläufigen Tendenz mit den Berechnungen des Instituts für Energie- und Umweltforschung (IFEU) überein, die mit dem in Deutschland seit Jahren wichtigsten Berechnungsmodell TREMOD (Transport Emission Estimation Model) durchgeführt wurden. Danach ergibt sich für Benzol bezogen auf alle Kfz im Zeitraum 1990 bis 2000 ein Emissionsrückgang um 84 %, für den Zeitraum 1990 bis 2020 wird ein entsprechender Emissionsrückgang um 95 % prognostiziert (vgl. Tab. 4.5-1 und Abb. 4.5-1).

Das Berechnungsmodell TREMOD ermittelt unter anderem die in Deutschland anfallenden direkten Emissionen des Straßenverkehrs in der größtmöglichen Differenzierung nach Antriebsart und Emissionsminderungstechnik, nach

Fahrzeuggröße (Hubraum, Masse) und Fahrzeualter. Zusätzlich werden Nutzungseigenschaften wie Beladungsgrad, Straßenkategorie, Verkehrssituation, Steigung/Gefälle des Fahrweges und verschiedene Nutzungsmuster (Starttemperatur, Fahrtstreckenlänge, Standzeit) berücksichtigt. Die mit TREMOD berechneten Szenarien zur zukünftigen Entwicklung der Emissionen basieren vor allem auf den Parametern Einführung von neuen Fahrzeugen, die den verbesserten EU-Grenzwerten entsprechen, Nutzung verbesserter Kraftstoffe, Umschichtung der Flotte, Änderungen der Fahrleistungen und Verschiebung in der Nutzung der Straßenkategorien (IFEU 1993 ff., 1999a, b).

Es besteht eine hohe Plausibilität, dass das TREMOD-Instrumentarium zur Berechnung der Emissionen und die gewählte Methode zur Abschätzung von Immissionsunterschieden prinzipiell geeignet ist (Höpfner 2000). Deshalb kommt den TREMOD-Berechnungen bei der Einschätzung hinsichtlich der Entwicklung der verkehrsbedingten Emissionen eine hohe Bedeutung zu.

Bei Ruß liegen derzeit im Vergleich zum Prüfwert der 23. BImSchV die höchsten Konzentrationen vor. Ruß zeigt nach den Messungen zum Vollzug der 23. BImSchV gleichbleibende bzw. sogar leicht ansteigende Konzentrationen. Dieses Ergebnis steht im Widerspruch zu den Berechnungen des IFEU mit TREMOD. Danach sind die Dieselrußemissionen bis 1995 angestiegen, seit 1995 jedoch kontinuierlich zurückgegangen. Für Dieselpartikel ergibt sich bezogen auf alle Kfz im Zeitraum 1990 bis 2000 ein Emissionsrückgang um 30 %, für den Zeitraum 1990 bis 2020 wird ein entsprechender Emissionsrückgang um 85 % prognostiziert (vgl. Tab. 4.5-1 und Abb. 4.5-1).

Diese Berechnungen werden in ihrem rückläufigen Trend durch das UBA (2001) bestätigt, wonach sich für den gesamten Verkehrsbereich (Kraft- und Luftfahrzeuge, Schiffe, Eisenbahnen) von 1990 bis 1999 für Dieselrußpartikel ein Emissionsrückgang um 20 % ergibt.

Auch bei NO₂ weichen die Ergebnisse der Messungen zum Vollzug der 23. BImSchV von den Einschätzungen des UBA und des IFEU ab. Nach den

Berechnungen des IFEU mit TREMOD sind die NO_x-Emissionen bezogen auf alle Kfz im Zeitraum 1990 bis 2000 um 42 % zurückgegangen, für den Zeitraum 1990 bis 2020 wird ein entsprechender Emissionsrückgang um 80 % prognostiziert (vgl. Tab. 4.5-1 und Abb. 4.5-1). Das UBA (2001) gibt für den Zeitraum 1990 bis 1999 für den gesamten Verkehrsbereich bei NO_x eine Minderung um 32 % an.

Soweit hinsichtlich der Darstellung der Emissionsentwicklungen bei NO₂ und Ruß die Messungen zum Vollzug der 23. BImSchV von den Angaben des UBA und des IFEU abweichen, dürften die unterschiedlichen Randbedingungen eine maßgebliche Rolle spielen. Bei den oben dargestellten Ergebnissen der Messungen zum Vollzug der 23. BImSchV wurden 73 Messpunkte für Ruß und 65 Messpunkte für NO₂ herangezogen. Das UBA (2001) stützt seine Angaben auf 450 Stationen, an denen NO₂ gemessen wurde - für Ruß wird die Anzahl der Messstationen nicht angegeben.

Weiterhin ist zu berücksichtigen, dass die Messungen zum Vollzug der 23. BImSchV ausschließlich an Stationen in unmittelbarer Nähe zum Straßenverkehr durchgeführt wurden (meist in Ballungsgebieten mit hoher Verkehrsdichte), wobei die Messungen jeweils an dem Ort mit der mutmaßlich höchsten Exposition für Menschen vorgenommen wurden (vgl. hierzu Anhang I, II zur 23. BImSchV). Im Gegensatz dazu beruhen die Angaben des UBA nicht nur auf verkehrsbezogenen Messstationen, sondern beziehen auch Messstationen abseits von verkehrsreichen Räumen ein (UBA 2001).

Ferner fällt ins Gewicht, dass die Messungen zum Vollzug der 23. BImSchV weitgehend erst seit 1995 erhoben wurden, während das UBA seine Angaben auf bundesweite Daten stützt, die ab 1990 durchgeführt wurden (UBA 2001).

5 Diskussion

5.1 Umwelttoxikologische Betrachtung

Aus umwelttoxikologischer Sicht ist die Frage, inwieweit die Auswahl der in der 23. BImSchV festgelegten Stoffe als Indikatoren für verkehrsbedingte Luftverunreinigungen sinnvoll ist, von zentraler Bedeutung.

Neben der Frage der Stoffauswahl ist das Problem zu diskutieren, ob die Höhe der in der 23. BImSchV geltenden Konzentrationswerte im Hinblick auf das Gefährdungspotential sowie auf das derzeitige Vorkommen der Stoffe in der Umwelt sachgerecht ist.

5.1.1 Sicht des Normgebers

Bei der Festsetzung des Konzentrationswertes für Stickstoffdioxid hatte die Bundesregierung die Vorgaben der Richtlinie 85/203/EWG über Luftqualitätsnormen für Stickstoffdioxid zu berücksichtigen. Nach Art. 3 Abs. 1 dieser Richtlinie veranlassen die Mitgliedstaaten die erforderlichen Maßnahmen, damit die nach Anhang III der Richtlinie gemessenen Konzentrationen von Stickstoffdioxid in der Atmosphäre den Grenzwert von $200 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (98-Prozent-Wert der Summenhäufigkeit, berechnet aus den während des Jahres gemessenen Mittelwerten über eine Stunde oder kürzere Zeiträume) unterschreiten. Dem trägt § 2 Nr. 1 der 23. BImSchV insoweit Rechnung, als von dem in der EG-Richtlinie genannten Wert 20% abgeschlagen wurden (Hansmann in Landmann/Rohmer, Band II, Vorb. 23. BImSchV, Rn. 8 f.).

Die in der 23. BImSchV festgelegten Konzentrationswerte für die krebserzeugenden Stoffe Benzol und Dieselruß gehen – mit einer auf politischer Entscheidung beruhenden Abmilderung (Rehbinder 1994) – auf eine Ausarbeitung zurück, die dem Länderausschuss für Immissionsschutz von der Arbeitsgruppe „Krebsrisiko durch Luftverunreinigungen“ Anfang der 90er Jahre vorgelegt wurde (LAI 1992).

Diese Arbeitsgruppe hatte ein Konzept entworfen, das dazu beitragen sollte, Krebsrisiken durch Festlegung von Standards für luftverunreinigende Stoffe zu reduzieren. Von den luftverunreinigenden Stoffen mit krebserzeugender Wirkung hielt sie im wesentlichen die folgenden Luftschadstoffe bzw. Schadstoffgruppen für relevant:

- Arsen und seine anorganischen Verbindungen
- Asbestfasern
- Benzol
- Cadmium und seine Verbindungen
- Dieselmotoremissionen
- PAH (Leitsubstanz Benzo(a)pyren)
- 2,3,7,8-TCDD

Zur Beurteilung des aus der Immissionsbelastung resultierenden Krebsrisikos hatte die Arbeitsgruppe die als relevant erkannten Luftschadstoffe toxikologisch bewertet und deren krebserzeugende Potenz in Form von unit risks bestimmt.

Das LAI-Konzept fasste die so ermittelten Risiken für die Einzelstoffe zu einem Gesamtrisiko zusammen, das nach den Vorstellungen des LAI nicht größer sein sollte als 1 Krebstodesfall auf 2.500 der Gesamtbevölkerung. Die Aufteilung der Einzelrisiken wurde dann nach Maßgabe von analytischen Bestandsaufnahmen der Schadstoffanteile in der Umgebungsluft mit Hilfe eines Synthesemodells für die sieben krebserzeugenden Stoffe vorgenommen. Es handelte sich um die Aufaddierung von Einzelrisiken durch unterschiedliche Stoffe unter Einbeziehung eines Reserve-Anteils für künftig zusätzlich aufzunehmende Stoffe zu einer Summe von 100 %.

Das Konzept mündete in Vorschlägen für Konzentrationswerte für diese Stoffe in der Umgebungsluft. Für Benzol wurde ein Wert von $2,5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ vorgeschlagen, für Dieselrußpartikel ein Wert von $1,5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (LAI 1992).

Die restriktive Stoffauswahl nach der 23. BImSchV, die Schulze-Fielitz (GK-BImSchG, § 40 Rn. 153) als Minimalprogramm bezeichnet, war aus Sicht des

Normgebers gerechtfertigt, weil es sich bei Ruß und Benzol um Schadstoffe handelt, die für die Emissionen aus verschiedenen Kraftfahrzeugmotoren (Otto- und Dieselmotoren) typisch sind, und ihnen deshalb eine Indikatorfunktion auch für andere kraftfahrzeugbedingte Schadstoffe zuerkannt werden kann. Im Übrigen hätte nach Ansicht des Gesetzgebers die Aufnahme weiterer Stoffe den zur Durchführung des § 40 Abs. 2 BImSchG erforderlichen Ermittlungsaufwand, der ohnehin sehr hoch ist, in einer unvertretbaren Weise gesteigert.

Zur Stoffauswahl wird in der Begründung der Bundesregierung folgendes ausgeführt (BR-DrS. 531/93, S. 15 f.):

„Als typische verkehrsbedingte Luftverunreinigung wird Stickstoffdioxid in die Verordnung aufgenommen. Die Konzentrationen weiterer Luftverunreinigungen aus dem Verkehrsbereich, wie z.B. Schwefeldioxid, Schwebstaub und Blei liegen heute aufgrund der bereits ergriffenen Luftreinhaltemaßnahmen deutlich unterhalb gesundheitsbezogener Grenz- und Richtwerte.

Für die von Kraftfahrzeugen ausgehenden Luftschaadstoffe mit kanzerogenem Potential sind als Indikatoren Benzol und Ruß in die Verordnung aufgenommen worden. Benzol gilt als eindeutig krebserzeugender Stoff. Bei Ruß (elementarer Kohlenstoff) sprechen trotz unterschiedlicher Untersuchungsergebnisse aus der Arbeitswelt ernstzunehmende Indizien für eine Gefährdung des Menschen.

Sekundäre verkehrsbedingte Luftschaadstoffe, wie z.B. Ozon, sind nicht in die Verordnung aufgenommen worden. Die Verordnung gilt nur für die Beurteilung kleinräumiger Gebiete. Ozon bildet sich jedoch z.T. erst nach Stunden aus den Vorläufersubstanzen (Stickstoffoxide und Kohlenwasserstoffe). In dieser Zeit ist der überwiegende Teil der Vorläufersubstanzen nicht mehr im Quellgebiet vorhanden, so dass Maßnahmen in diesem Gebiet nur geringen Einfluss auf die dortige Ozonbelastung hätten.“

5.1.2 Bewertung der Stoffauswahl und der Konzentrationshöhe

5.1.2.1 Stickstoffdioxid

Für Stickstoffdioxid wird in § 2 Nr. 1 der 23. BImSchV ein Konzentrationswert von $160 \mu\text{g}/\text{m}^3$ festgelegt, der von 98 % aller Halbstundenwerte eines Jahres nicht überschritten sein darf.

Damit liegt der Wert unterhalb des Wertes von $200 \mu\text{g}/\text{m}^3$, den die WHO auf der Grundlage von Expositionsdaten am Menschen als Stundenmittelwert vorschlägt (WHO 1997) und der in der EG-Richtlinie 85/203/EWG vorgesehen ist.

Es erscheint sinnvoll, maximale Immissionskonzentrationen für NO_2 für Kurzzeiteffekte auf der Basis von Stunden- bzw. Tagesmittelwerten festzulegen. Für den WHO-Wert von $200 \mu\text{g}/\text{m}^3$ sind folgende Überlegungen maßgebend: Trotz der großen Anzahl von kontrollierten Expositionsstudien am Menschen gibt es keine klare Konzentrations-Wirkungs-Beziehung für NO_2 (WHO 1997). Bei akuter Exposition werden Gesunde nur von sehr hohen Konzentrationen über $1.880 \mu\text{g}/\text{m}^3$ betroffen (VDI 2001). Asthmatiker und Patienten mit chronisch-obstruktiver Lungenerkrankung reagieren jedoch eindeutig empfindlicher. Bei diesen Personengruppen konnten Veränderungen in der Lungenfunktion und in der Empfindlichkeit der Atemwege schon bei geringen Konzentrationen nachgewiesen werden (Bylin 1993).

Der Bereich von 375 bis $565 \mu\text{g}/\text{m}^3$ gibt die niedrigste beobachtete Wirkungskonzentration an, bei dem geringe Effekte auf die Lungenfunktion von Asthmatikern beobachtet wurden (WHO 1987, VDI 2001). Es wird ein Unsicherheitsfaktor von zwei empfohlen, weil nicht auszuschließen ist, dass Wirkungen auch unter diesem Bereich auftreten können (Folinsbee 1992).

Sofern die Asthmatiker entweder gleichzeitig oder nacheinander gegenüber NO_2 und einem luftgetragenen Allergen exponiert sind, steigt das Risiko für eine verstärkte Reaktion gegenüber dem Allergen an. Bei 50 % des vorgeschlagenen

Richtwertes (d.h. bei $100 \mu\text{g}/\text{m}^3$ als Stundenmittelwert) gibt es keine Hinweise auf akute Reaktionen (Wichmann 1997).

Ein Jahresmittelwert für NO_2 ist in der 23. BImSchV nicht enthalten, obwohl die WHO (1997) die Einhaltung eines Jahresmittelwertes von $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$ empfiehlt und der Rat der Europäischen Gemeinschaften diesen Wert in der Richtlinie 1999/30/EG übernommen hat. Nach der WHO (1997) besteht die Notwendigkeit, die Öffentlichkeit vor chronischer Exposition gegenüber NO_2 zu schützen. Als Begründung wird angeführt, dass Innenraumstudien mit einer starken NO_2 -Quelle (z. B. Gasöfen) bei einem NO_2 -Anstieg um $30 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (als 2-Wochen-Mittelwert im Innenraum) einen Zuwachs von 20 % bei Erkrankungen der unteren Atemwege bei Kindern zeigen.

Die WHO argumentiert ferner damit, dass ab einem Jahresmittelwert von 50 bis $75 \mu\text{g}/\text{m}^3$ NO_2 in der Außenluft Atemwegssymptome bei Kindern ansteigen und die Lungenfunktion abfällt und dass tierexperimentelle Studien bei Langzeitexposition eine Schwächung der Abwehrleistung der Lunge und Veränderungen in der Lungenstruktur belegen (WHO 1997, Wichmann 1997).

Der Wert von $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$, der auch für die in Überarbeitung befindlichen „Air quality guidelines für Europe“ der WHO diskutiert wird (van Leeuwen 1997) wird aber möglicherweise nochmals revidiert werden müssen, sobald derzeit laufende Studien zu Kombinationswirkungen von NO_2 und Feinstaub vorliegen.

Tvrđy et al. (1999) empfehlen die Festlegung einer wirkungsbezogenen Immissionsgrenzkonzentration für NO_2 mit $30 \mu\text{g}/\text{m}^3$ als Langzeitmittelwert. Sie berufen sich auf Untersuchungen von Oberfeld et al. (1996) und von Studnicka et al. (1997), die eine Zunahme von Arztkontakten wegen asthmaassoziierter Symptome bei Kindern angeben, wenn die NO_2 -Konzentration im Langzeitmittel $25 \mu\text{g}/\text{m}^3$ überschreitet. Tvrđy et al. (1999) weisen ferner darauf hin, dass Braun-Fahrländer et al. (1989, 1992) bzw. Ruthishauser et al. (1990) zu vergleichbaren Ergebnissen gekommen sind, die eine statistisch signifikante Zunahme von

Symptomen bei Kindern ab NO_2 -Konzentrationen von $30 \mu\text{g}/\text{m}^3$ NO_2 in der Außenluft belegen.

Dennoch bleibt die Festsetzung eines wirkungsbezogenen Langzeit-Grenzwertes für NO_2 schwierig, weil bei Langzeitwirkungen die beobachteten Effekte nicht allein auf NO_2 zurückzuführen sein dürften, sondern auch im Zusammenhang mit anderen verkehrsbedingten Emissionen stehen. Es bedarf daher weiterer Studien, die etwaige Effekte von NO_2 -Langzeitbelastungen unter $30\text{-}40 \mu\text{g}/\text{m}^3$ untersuchen (Tvrdy et al. 1999).

Dies vermag jedoch nicht einen Verzicht auf die Festlegung eines Langzeitwertes für NO_2 in der 23. BImSchV zu rechtfertigen. Vielmehr scheint die Einführung einer wirkungsbezogenen Immissionsgrenzkonzentration als Langzeitmittelwert nach den neueren wissenschaftlichen Berichten geboten, der durch die Richtlinie 1999/30/EG mit $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ohnehin für die Zukunft vorgeschrieben wird.

Der langzeitige Grenzwert für NO_2 von $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$ wird derzeit sowohl im städtischen Hintergrund als auch an verkehrsreichen Straßen zum Teil überschritten. Dabei zeigen die Jahresmittel in den Ballungsräumen bislang keine abgeschwächte Tendenz. Dies ist insbesondere darauf zurückzuführen, dass NO_2 Bestandteil und Indikator von Kfz-Abgasen ist und die Zunahme des Verkehrs bisher jeder erfolgreichen technischen Minderungsmaßnahme entgegengewirkt hat (UBA 2001).

Im Gegensatz dazu sind in den letzten Jahren die Spitzenimmissionen besonders in den Städten zurückgegangen: Der Konzentrationswert von $160 \mu\text{g}/\text{m}^3$ nach der 23. BImSchV wird überwiegend unterschritten (UMEG 2001). Auch der 1-Stunden-Mittelwert für NO_2 von $200 \mu\text{g}/\text{m}^3$ wird an verkehrsreichen Straßen bereits jetzt bis auf wenige Messstellen in Deutschland eingehalten (LAI 2001).

Insgesamt betrachtet bleibt NO_2 weiterhin sowohl hinsichtlich seiner toxikologischen Bedeutung als auch seines Vorkommens relevant.

5.1.2.2 Ruß/Partikel

Bei Ruß sind in der 23. BImSchV unterschiedliche Konzentrationswerte für die Zeit bis zum 1. Juli 1998 und für die Zeit danach angegeben. Im Erarbeitungsstadium der 23. BImSchV hatte das federführende Bundesumweltministerium dargelegt, dass der ab dem 01. Juli 1998 geltende Wert für Ruß von $8 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ein Lebenszeitrisiko von $0,56 : 1000$ kennzeichne. Bei gleichzeitiger Ausschöpfung des Konzentrationswertes für Benzol von $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ergebe sich dann ein Lebenszeitrisiko von $1 : 1500$. Für die Zeit bis zum 1. Juli 1998 kennzeichne der Übergangswert für Ruß von $14 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ein entsprechend höheres Lebenszeitrisiko (Hansmann in Landmann/Rohmer, Bd. II, 23. BImSchV, § 2 Rn. 10).

Indessen ist bei diesen Risiko-Einschätzungen große Vorsicht geboten, da sie auf dem LAI-Konzept beruhen (LAI 1992), das bei seiner Vorstellung heftige Kritik hervorgerufen hat. Die wesentlichen Kritikpunkte gehen aus der Stellungnahme des SRU (1993) zum Verordnungsentwurf nach § 40 Abs. 2 BImSchG hervor:

Die hauptsächliche Kritik des SRU (1993) richtet sich dagegen, dass die additive Wirkung der sieben kanzerogenen Stoffe (siehe oben) unterstellt wurde, um die Risiken der Einzelstoffe arithmetisch-akkumulativ behandeln zu können. Diese Vorgehensweise steht aber mit den derzeitigen wissenschaftlichen Erkenntnissen nicht im Einklang. Danach bedingt eine Additivität von Risiken eine lineare Dosis-Wirkungs-Beziehung. Stand der Wissenschaft ist aber, dass Dosis-Wirkungs-Beziehungen im allgemeinen nicht linear, sondern logarithmisch verlaufen.

Gegen eine Addition von Einzelrisiken zu einem Gesamtrisiko spricht ferner, dass es derzeit noch nicht möglich ist, quantitative Aussagen über Anteile der Einzelrisiken am Gesamtrisiko zu machen, obwohl die Einzelrisiken für viele kanzerogene Stoffe und auch das Gesamtkrebsrisiko (in Form der Gesamtzahl der Krebsfälle pro Einwohnerzahl im Jahr) bekannt sind. Auch können keine Angaben

darüber gemacht werden, wie hoch z.B. der genaue Anteil der Luftkanzerogene am Gesamtkrebsrisiko ist.

Dass der Ruß-Konzentrationswert nach der 23. BImSchV von $8 \mu\text{g}/\text{m}^3$ zahlenmäßig nicht mit dem LAI-Wert von $1,5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (LAI 1992) übereinstimmt, beruht einmal auf dem unterschiedlichen räumlichen Bezug der verschiedenen Werte (Flächenbezug beim LAI-Bericht, Punktbezug bei der 23. BImSchV) und zum anderen auf der Zahl und der anteilmäßigen Gewichtung der in der Betrachtung einbezogenen krebserzeugenden Stoffe. Ein direkter Vergleich ist insoweit nicht möglich.

In der amtlichen Begründung zur Verordnung hat die Bundesregierung zur Höhe der Konzentrationswerte für Ruß (und Benzol) lediglich folgendes ausgeführt (BR-DrS. 531/93, S. 20):

„Die Konzentrationswerte für Ruß und Benzol sind nicht von bestehenden Grenz- oder Richtwerten abgeleitet. Für Stoffe mit kanzerogenem Potential können Immissionswerte, die den Schutz vor Gesundheitsgefahren sicherstellen, nicht bestimmt werden. Diese Stoffe sind unter Beachtung des Grundsatzes der Verhältnismäßigkeit soweit wie möglich zu begrenzen.“

Ferner wird in der amtlichen Begründung festgestellt, dass die Werte von $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ für Benzol und $8 \mu\text{g}/\text{m}^3$ für Ruß „in etwa den derzeitigen Konzentrationen in verkehrlich nicht stark belasteten städtischen Gebieten“ entsprechen. Somit orientieren sich die Werte am Vorkommen dieser Stoffe in der Außenluft, nicht aber primär an toxikologischen Kriterien.

Die Diskussion um die Höhe des Konzentrationswertes für Ruß verliert aber insofern an Bedeutung, als Dieselruß durch die Weiterentwicklung der Technik in seiner toxikologischen Bedeutung durch die Feinstäube bzw. Ultrafeinstäube abgewertet worden ist. Dies lässt sich dadurch anschaulich belegen, dass sich in den letzten Jahren die wissenschaftliche Kontroverse von der speziellen Betrachtung einer möglichen kanzerogenen Gefährdung durch Dieselrußpartikel

zur gesundheitlichen Relevanz verschiedener partikulärer Feinstäube hin verschoben hat. Die Dieselrußdiskussion ist insofern in eine allgemeine Feinstaubproblematik eingebettet, die gegenwärtig im Mittelpunkt des Interesses steht (Spallek und Sorsche 2002, Wichmann 2002).

Internationale Organisationen wie die WHO stellen die Belastung durch Feinstäube als eines der gegenwärtig vorrangigen umwelthygienischen Schwerpunktthemen in Europa und den USA heraus (WHO 2000). Dies erklärt, weshalb in den USA und der EU neue Umweltstandards zur Begrenzung der Immission feiner Partikel normiert bzw. diskutiert werden, nicht aber für Ruß. Exemplarisch hierfür sei auf die in der 1. Tochterrichtlinie 1999/30/EG festgelegten PM_{10} -Grenzwerte für den Schutz der menschlichen Gesundheit verwiesen, die ab 2005 zu erreichen sind.

Die Bedeutung der Feinstaubproblematik zeigt sich auch darin, dass das National Research Council (NRC 1998) im Auftrag des US-Kongresses im Hinblick auf die Erfordernisse der Partikelforschung einen detaillierten Katalog zusammengestellt hat und der US-Kongress für die Partikelforschung jährlich 40 bis 50 Mio. US Dollar über einen Zeitraum von 15 Jahren bereitstellt (Eikmann und Seitz 2002).

Aufgrund der enormen Verbesserungen bei der Reduktion der Staubemission schien bis vor wenigen Jahren die Bedeutung dieses Problems in Deutschland nachzulassen. Dadurch erklärt sich auch der Umstand, dass die Bundesregierung in der 23. BImSchV auf einen Konzentrationswert für Staub/Partikel verzichtete (BR-DrS. 531/93, S. 15 f.). Aber die Verringerung der Staubbelastung war im wesentlichen auf eine Verminderung von Partikeln der Grobstaubklasse zurückzuführen (UBA 2001, Peters et al. 1998).

Im Hinblick auf lungengängige feine bzw. ultrafeine Partikel mit aerodynamischen Durchmessern unter 2,5 bzw. 0,1 μm fiel dieser Rückgang sehr viel geringer aus. Bei den ultrafeinen Partikeln gibt es sogar eher eine Zunahme der Konzentration in der Außenluft, wie Untersuchungen aus Erfurt zeigen (Wichmann et al. 2000).

Die Beobachtungen aus Erfurt wurden mittlerweile in Sachsen-Anhalt reproduziert (Pitz et al. 2001). Dies deutet darauf hin, dass diese Veränderungen des Umweltaerosols auch für andere Gebiete charakteristisch sind.

Bei den Messungen der Außenluftpartikel in Erfurt zeigte sich eine starke saisonale Variation mit der höchsten Konzentration im Winter. Die Konzentrationen ultrafeiner Partikel hatten einen weniger ausgeprägten Unterschied zwischen Winter und Sommer, aber dafür einen starken Wochentagsgang mit 40% niedrigeren Konzentrationen am Wochenende im Vergleich zur Woche (Wichmann et al. 2000). Dies und ein klarer Anstieg während der verkehrsreichen Stunden machen deutlich, dass der Kfz-Verkehr eine wesentliche Quelle für ultrafeine Partikel ist.

Bestätigt wird diese Hypothese durch Daten aus Großbritannien zur Partikelemission, die eine Abschätzung des Beitrages einzelner Quellen zu PM_{10} , $PM_{2,5}$ und ultrafeinen Partikeln (UP) ermöglichen (APEG 1999, Harrison et al. 2000). Danach sind etwa 31 % der PM_{10} -Emission, etwa 35 % der $PM_{2,5}$ -Emission und 60 % der UP-Emission auf den Straßenverkehr zurückzuführen (Abb. 3.2.2-1). Für Deutschland liegen vergleichbare Zahlen nicht vor.

Ferner zeigen die bisherigen Erhebungen, dass insbesondere in Verkehrsnähe die ab 2005 geltenden PM_{10} -Grenzwerte der 1. Tochterrichtlinie 1999/30/EG vielerorts nicht eingehalten werden. So wurde der Grenzwert im Jahresmittel von $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$ 1999 an stark befahrenen Straßen zum Teil überschritten. In den Ballungsräumen werden – je nach Lage der Messstation – Jahresmittelwerte zwischen 30 und $60 \mu\text{g}/\text{m}^3$ gemessen (UBA 2001).

Der ab 2010 vorgesehene Grenzwert von $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (Jahresmittel) wird zur Zeit lediglich abseits von verkehrsreichen Räumen und in ländlichen Gebieten eingehalten. Die Anzahl der Tage mit Tagesmittelwerten über $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ beträgt an Straßen zur Zeit mehr als das Doppelte des bis 2005 zulässigen Wertes (LAI 2001).

Der Grund für die stagnierende Entwicklung bei den verkehrsbedingten Partikelemissionen dürfte darin liegen, dass der Rückgang der Immissionsbelastung aufgrund der inzwischen greifenden Regelungen bezüglich Kraftstoffqualität und der verbesserten Abgasreinigung bei Pkw durch erhöhte Partikelemissionen kompensiert wird, die ihrerseits auf weiterhin steigende Fahrleistungen zurückzuführen sind (vgl. Tab. 4.5-1 und Abb. 4.5-1).

Deshalb kann man bei der Partikelproblematik im Gegensatz zu Benzol nicht unterstellen, dass sie sich im Laufe der nächsten Jahre infolge einer immer stärkeren Durchdringung der Fahrzeugflotte mit moderneren Fahrzeugen von selbst entschärft. Im Gegenteil: Der Lkw-Verkehr wird weiter erheblich zunehmen (Höpfner 2000, IFEU 1993 ff., 1999 a, b). Da außerdem die Automobilindustrie den Absatz dieselbetriebener Pkw stark forciert, wird das Partikel- bzw. Rußproblem trotz der verschärften Abgasnormen eher größer als kleiner werden (Herzner und Christ 1999).

Vor diesem Hintergrund ist es erforderlich, die Emissionen von Schwebstaub zu minimieren und die Immissionsbelastung zu begrenzen:

Die Begrenzung der Immissionskonzentration für PM_{10} sollte wirkungsseitig begründet werden. Dabei sollte ein Grenzwert als Tagesmittelwert auf der Grundlage der Kurzzeiteffektstudien und ein Jahresmittelwert auf der Grundlage der Langzeiteffektstudien abgeleitet werden, wie dies in der Richtlinie 1999/30/EG vorgesehen ist.

Die Festlegung eines Grenzwertes für $PM_{2,5}$ erscheint nur dann sinnvoll, wenn es Situationen gibt, in denen $PM_{2,5}$ eine zusätzliche Information enthält. Die wenigen für Deutschland vorliegenden Parallelmessungen ergeben, dass die Konzentrationen von $PM_{2,5}$ 80 bis 90% der Konzentrationen von PM_{10} ausmachen und mit diesen stark korrelieren. In einer solchen Situation liefert die $PM_{2,5}$ Messung keinen nennenswerten zusätzlichen Informationsgewinn. Für die denkbare Situation, dass der Unterschied zwischen PM_{10} und $PM_{2,5}$ größer ist, ist dies neu zu prüfen (Wichmann 2002).

Derzeit reicht die Datenlage nicht aus, um einen Grenzwert für ultrafeine Partikel abzuleiten. Dennoch ist zu berücksichtigen, dass diese zu zwei Dritteln – und in Straßennähe zu einem noch höheren Anteil – aus dem Kfz-Verkehr stammen, wobei auch Ottomotoren als Quelle nicht zu vernachlässigen sind (APEG 1999).

Fraglich ist, ob neben der ab 2005 vorgeschriebenen Einführung eines allgemeinen Partikelgrenzwertes für PM_{10} die Beibehaltung eines speziellen Rußwertes sinnvoll ist, wie ihn die 23. BImSchV derzeit noch vorsieht.

Dieseruß besteht aus einem unlöslichen Kohlenstoffkern, an den anorganische und organische Verbindungen (u. a. PAK) adsorbiert sind. Dieselrußpartikel liegen etwa in einem Größenbereich zwischen 10 nm und 2 μm . Das Maximum der Größenverteilung liegt bei 0,1 μm , also im ultrafeinen Bereich (Mollenhauer 2002).

Die im Tierversuch nachgewiesene krebserzeugende Wirkung von Dieselrußpartikeln scheint nach derzeitigem Kenntnisstand ganz überwiegend vom Kohlenstoffkern auszugehen. Der Gehalt an PAK dürfte für höchstens 1 % der kanzerogenen Wirkungen von Dieselmotorabgasen verantwortlich sein (Pott et al. 1997, Pepelko und Chen 1993, OEHHA 1994). Aktuell diskutiert werden kanzerogene Effekte von feinen und ultrafeinen Stäuben, die unabhängig von einer spezifischen Toxizität beobachtet und die durch bestimmte Korngrößen von Stäuben jeder chemisch inerten Zusammensetzung hervorgerufen werden.

Damit ist ein dieselerußspezifischer Effekt unwahrscheinlich. Vielmehr handelt es sich offensichtlich um partikelspezifische Wirkungen, für die vermutlich der Partikelkern verantwortlich ist (Pott und Roller 1997). Deshalb macht es wenig Sinn, neben der Einführung von allgemeinen Partikelgrenzwerten in der Zukunft (das heißt über das Jahr 2005 hinaus) einen (diesel-)rußspezifischen Konzentrationswert beizubehalten, wie ihn die 23. BImSchV vorsieht.

Auch die EU hat sich entschieden, Ruß nicht gesondert zu regeln, obwohl Ruß im Anhang I der Rahmenrichtlinie 96/62/EG unter den relevanten Stoffen genannt ist.

5.1.2.3 Benzol

Benzol ist ein eindeutig krebserzeugender Stoff und Bestandteil des Ottokraftstoffs. Mit den Kraftfahrzeugabgasen gelangt dieser Schadstoff in die Außenluft. Von den dort vorhandenen Immissionsbelastungen durch Benzol stammt der weitaus größte Teil aus dem Kraftfahrzeugverkehr (LUA 1999a, Fromme 1995).

Während Rußemissionen für Dieselmotoren in besonderer Weise typisch sind, gilt dasselbe für Benzolemissionen in bezug auf Ottomotoren. Wegen dieser Indikatorfunktion ist ein besonderer Konzentrationswert für Benzol in § 2 der 23. BImSchV aufgenommen worden.

Laut Teufel et al. (2000) beträgt das Risiko bei an Hauptstraßen wohnenden Menschen an Krebs zu erkranken, im Falle von Dieselruß 1 zu 39, für Benzol lediglich 1 zu 2.564. Benzol besitzt damit eine relativ geringe krebserzeugende Wirkung.

Dennoch muss es aufgrund der vergleichsweise hohen Immissionskonzentrationen und der Freisetzung in unmittelbarer Nähe des Menschen als besonders regulierungsbedürftig eingestuft werden.

Nach der 23. BImSchV sollen seit dem 01.07.1998 verkehrslenkende Maßnahmen herangezogen werden, wenn der Jahresmittelwert der Benzolkonzentration $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ übersteigt. Aus umwelttoxikologischer Sicht ist dieser Konzentrationswert als problematisch einzustufen, weil er sich – wie oben dargelegt - vor allem am Vorkommen dieser Substanz in Ballungsgebieten Mitte der 90er Jahre orientiert.

Im Gegensatz dazu ergeben sich bei Zugrundelegung toxikologisch fundierter Kriterien für Benzol eine deutlich niedrigere tolerable Konzentration. Der Länderausschuss für Immissionsschutz (LAI 1992) hat als Zielvorgabe einen flächenbezogenen Langzeitmittelwert für Benzol von $2,5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ vorgeschlagen.

Neueste Untersuchungen zeigen, dass dieser Wert heute in ländlichen Gebieten unterschritten wird (Ilgen et al. 2000c, LUA 1999b), während in städtischen Gebieten der LAI-Wert teilweise um das drei- bis vierfache überschritten wird (UMEG 2001, Ilgen et al. 2000c).

Gleichwohl ist bereits seit mehreren Jahren bei Benzol flächendeckend in Europa ein rückläufiger Trend feststellbar, wie unter anderem die Messungen zum Vollzug der 23. BImSchV für Deutschland zeigen (UMEG 2001). Diese Verminderung ist in erster Linie auf den Abbau von Emittenten (z. B. Kokereien) in der Montanindustrie und emissionsreduzierende Maßnahmen beim Kfz-Verkehr zurückzuführen, so etwa die Einführung des Drei-Wege-Katalysators bei Kraftfahrzeugen und des sog. „Saugrüssels“ an Tankstellen (Eikmann und Göen 2000). Emissionsmindernd hat sich außerdem die seit dem Jahr 2000 greifende Begrenzung des Benzolgehalts im Otto-Kraftstoff auf 1 Vol. % ausgewirkt, die von der Mineralölindustrie bereits 1999 umgesetzt wurde (SRU 2002).

Es ist zu erwarten, dass sich der bisher beobachtete rückläufige Trend weiter fortsetzt. Zwischen 1990 und 2020 wird bezogen auf alle Kfz ein Emissionsrückgang um 95 % prognostiziert (Höpfner 2000, IFEU 1993 ff., 1999a, b, Tab. 4.5-1 und Abb. 4.5-1).

Von daher dürfte die in der 2. Tochterrichtlinie (2000/69/EG) vorgesehene schrittweise Verschärfung des derzeit geltenden Konzentrationswertes der 23. BImSchV auf $5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ in den nächsten Jahren ohne zusätzliche Maßnahmen erreicht werden, zumal dieser Wert erst ab dem Jahr 2010 eingehalten werden muss. Für diese optimistische Prognose spricht ferner, dass die notwendigen Maßnahmen zur Erreichung der in der 1. Tochterrichtlinie festgelegten Grenzwerte (1999/30/EG) auch zur Reduzierung der Benzolemissionen beitragen werden.

Langfristig sollte wegen des kanzerogenen Potentials von Benzol eine weitergehende Minimierung angestrebt werden, die sich an dem vom LAI

vorgeschlagenen flächenbezogenen Langzeitmittelwert für Benzol von $2,5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ orientiert.

5.1.3 Fazit

Bei der Stoffauswahl wurde Stickstoffdioxid als typisch verkehrsbedingter Luftschadstoff in die 23. BImSchV aufgenommen. Für die von Kraftfahrzeugen ausgehenden Luftschadstoffe mit kanzerogenem Potential wurden als Indikatoren Benzol und Ruß in der Verordnung berücksichtigt.

Die Konzentrationen weiterer Luftverunreinigungen aus dem Verkehrsbereich, wie z.B. Schwefeldioxid und Blei liegen heute aufgrund der bereits ergriffenen Luftreinhaltemaßnahmen deutlich unterhalb gesundheitsbezogener Grenz- und Richtwerte, sodass es in der 23. BImSchV keiner weiteren Regulierung bedurfte. Dies gilt jedoch nicht für Schwebstaub bzw. Partikel.

Zwar schien aufgrund der enormen Verbesserungen bei den Staubemissionen bis vor wenigen Jahren die Bedeutung dieses lufthygienischen Problems nachzulassen. Aber die Verringerung der Staubbelastung war im wesentlichen auf einen Rückgang von Partikeln der Grobstaubklasse zurückzuführen (UBA 2001). Im Hinblick auf feine Partikel fiel dieser Rückgang sehr viel geringer aus (Peters et al. 1998, Wichmann et al. 2000). Bei den ultrafeinen Partikeln ist sogar in einzelnen Gebieten eine Zunahme der Konzentration festzustellen, wie Untersuchungen aus Ostdeutschland belegen (Wichmann et al. 2000, Pitz et al. 2001).

Neuere Erkenntnisse über die gesundheitliche Wirkung feiner und ultrafeiner Partikel sowie über deren Quellen machen eine Regulierung dieser Partikelfractionen im Hinblick auf die Verringerung der verkehrsbedingten Luftbelastung ratsam (Wichmann 2002). Die von der EG ab 2005 vorgesehene Begrenzung der PM_{10} -Fraktion auf $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ist ein Schritt in die richtige Richtung. Sobald umfangreichere Daten zu $\text{PM}_{2,5}$ und den ultrafeinen Partikeln vorliegen, ist die Einführung weiterer Grenzwerte zu prüfen. Mit der Einführung

von allgemeinen Partikelgrenzwerten in der Zukunft kann auf (diesel-) rußspezifische Werte in der 23. BImSchV verzichtet werden.

Die in der 23. BImSchV getroffene Stoffauswahl ist somit aus toxikologischer Sicht nur bedingt repräsentativ für die Immissionsbelastung durch den Kfz-Verkehr. Da die Verordnung lediglich einen Konzentrationswert für Ruß, nicht aber für Partikel enthält, ist das Emissionsspektrum des Kfz-Verkehrs nicht genügend repräsentiert.

Im Übrigen sind Ruß und Benzol nur bedingt repräsentativ für die Gesamtheit krebserzeugender Stoffe aus Automobilabgasen. Als zusätzlich bedeutsame Komponenten sind u.a. zu nennen: polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAH), 2,3,7,8-TCDD, Aldehyde (z.B. Formaldehyd, Acetaldehyd, Benzaldehyd), α , β -ungesättigte Carbonyle (z.B. Acrolein, Crotonaldehyd), heterozyklische Aromaten, Nitroaromaten, weitere Dibenzodioxine und Dibenzofurane, Paradiketone (z.B. Anthrachinon, Benzanthracen-7,12-dion). Es ist ferner auch davon auszugehen, dass einige krebserzeugende Stoffe bisher der Analytik entgangen sind (Mollenhauer 2002).

Hinsichtlich der Diskussion um die Konzentrationshöhe entspricht die in der 23. BImSchV vorgesehene Standardsetzung für NO_2 bedingt toxikologischen Kriterien. Es erscheint zwar sinnvoll, maximale Immissionskonzentrationen für NO_2 für Kurzeffekte festzulegen. Der in der 23. BImSchV festgelegte Konzentrationswert für NO_2 von $160 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (98%-Wert aller Halbstundenmittelwerte eines Jahres) ist insoweit vertretbar, als dieser Wert unterhalb der von der WHO (1997) auf der Grundlage von Expositionsdaten am Menschen vorgeschlagenen Leitlinie von $200 \mu\text{g}/\text{m}^3$ als Stundenmittelwert liegt.

Die vorhandenen Daten zeigen aber auch die Notwendigkeit, die Öffentlichkeit vor chronischer Exposition gegenüber NO_2 zu schützen (Wichmann 1997, Tvrdy et al. 1999), was in der 23. BImSchV nicht vorgesehen ist. Hier scheint die Einführung einer wirkungsbezogenen Immissionsgrenzkonzentration als

Langzeitmittelwert nach den neueren wissenschaftlichen Berichten geboten, die durch die Richtlinie 1999/30/EG mit $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (Jahresmittelwert) ohnehin für die Zukunft vorgeschrieben wird.

Bei Benzol kann zwar ein deutlicher Rückgang der Immissionskonzentrationen festgestellt werden. Aufgrund der Freisetzung in unmittelbarer Nähe des Menschen muss es aber dennoch weiterhin als besonders regulierungsbedürftig angesehen werden. Der in der 23. BImSchV festgelegte Konzentrationswert von $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ entspricht nicht toxikologischen Kriterien. Im Zuge der Umsetzung der EU-Richtlinie 2000/69/EG wird eine drastische Absenkung des Grenzwertes erfolgen müssen, wobei langfristig der vom LAI vorgeschlagene Wert von $2,5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ anzustreben ist.

Wie der Benzolwert orientiert sich der in der 23. BImSchV festgelegte Rußwert von 8 bzw. $14 \mu\text{g}/\text{m}^3$ primär am Vorkommen in der Außenluft. Bei Zugrundelegung toxikologischer Maßstäbe ergibt sich jedoch auch hier ein deutlich niedrigerer Wert (vgl. den vom LAI (1992) empfohlenen Wert von $1,5 \mu\text{g}/\text{m}^3$).

Die Diskussion um die Höhe des Rußwertes verliert insofern an Relevanz, als (Diesel-) Ruß durch die Weiterentwicklung der Technik in seiner toxikologischen Bedeutung durch die Feinstäube bzw. Ultrafeinstäube abgewertet worden ist.

5.2 Umwelttechnische Betrachtung

Umwelttechnisch müssen insbesondere die technischen Minderungspotentiale für die in der Verordnung ausgewählten Luftschadstoffe diskutiert werden. Hier stehen die Möglichkeiten der Motor-, Abgasnachbehandlungs- und Kraftstofftechnik im Vordergrund.

Daneben ist von Interesse, ob die in der Verordnung vorgeschriebenen Mess- und Beurteilungsverfahren geeignet sind, die Gesundheitsrelevanz der einzelnen Luftschadstoffe richtig einzuschätzen.

5.2.1 Mess- und Beurteilungsverfahren

5.2.1.1 Stickstoffdioxid

Für die Messung von Stickstoffdioxid wird in der 23. BImSchV auf allgemein bekannte und bewährte Verfahren verwiesen. Eine Novellierung der 23. BImSchV wird jedoch im Hinblick auf die anzuwendenden Mess- und Beurteilungsverfahren eine Anpassung an die Richtlinie 1999/30/EG mit sich bringen müssen, damit eine einheitliche Umsetzung der Richtlinie in den Mitgliedstaaten und die Vergleichbarkeit der Ergebnisse sichergestellt wird.

Art. 7 der Richtlinie 1999/30/EG regelt die Beurteilung der Konzentrationen von SO₂, NO₂, Partikeln und Blei. Er wird durch eine Reihe von Anhängen ergänzt.

In Anhang V sind die Beurteilungsschwellen festgelegt, anhand deren bestimmt wird, welche Beurteilungsmethoden (kontinuierliche Messung, punktuelle Messung, Modelle, objektive Beurteilung) in einem Gebiet anzuwenden sind.

Art. 7 Abs. 2 der Richtlinie 1999/30/EG verweist auf Anhang VI zur Lage von Probenahmestellen und auf Anhang VII über Kriterien zur Festlegung der Zahl der Probenahmestellen in einem Gebiet oder Ballungsraum, falls Informationen dieser Messstationen die einzige Quelle für Daten sind, die der Kommission übermittelt werden.

Wo eine vollständige Analyse durchgeführt wurde, hängt die Zahl der erforderlichen Stationen für kontinuierliche Messungen von der Gesamtqualität der verfügbaren Informationen ab. Diese Zahl kann über oder unter der in Anhang VII genannten Zahl liegen.

Art. 7 Abs. 5 der Richtlinie 1999/30/EG betrifft die Referenzmethoden für die Luftqualitätsmessung. Danach wird die geltende Referenzmethode für Stickstoffdioxid übernommen (vgl. Anhang IX, Abschnitt II).

5.2.1.2 Ruß/Partikel

Im Gegensatz zu NO_2 schreibt die 23. BImSchV für die Bestimmung von Ruß kein Standardmessverfahren vor. Das in Anhang II der Verordnung beschriebene rußspezifische Referenzmessverfahren ist insbesondere im Bereich des Arbeitsschutzes erprobt. Bei diesem Verfahren wird die Konzentration an elementarem Kohlenstoff in der Außenluft gemessen. Bei der Probenahme wird der Rußanteil der PM_{10} -Staub-Partikel erfasst, wobei Partikel mit einem aerodynamischen Durchmesser größer $10\ \mu\text{m}$ durch Vorabscheider überwiegend aus der Probenluft entfernt werden. Es werden damit auch größere Partikel erfasst, obwohl nach derzeitigem Stand des Wissens gerade die feinen und ultrafeinen Partikel von Bedeutung sind (Wichmann et al. 2000, Wichmann 2002, Cyrus et al. 2002).

Die Partikelmesstechnik nach der 23. BImSchV erfasst nur die Partikelmasse; sie erlaubt weder eine Aussage über die Anzahl der Partikel noch über deren Größenverteilung. Die Partikelzahl und die Partikelgröße sind aus umwelttoxikologischer Sicht jedoch von großer Bedeutung, da nach neueren Erkenntnissen kleinere Partikel eine stärkere Toxizität im Vergleich zu größeren Partikeln der gleichen Massendosis haben. Außerdem korrelieren verschiedene Wirkungen nicht mit der Partikelmasse, sondern mit der Partikelanzahl (Oberdörster et al. 1992, 1994, Peters et al. 1997, Heinrich et al. 1999, Wichmann et al. 2000, vgl. Tab. 3.2.3-1).

Da die ultrafeinen Teilchen nur einen sehr geringen Beitrag zur Masse eines Aerosols leisten, werden sie in der Bewertung von Luftverunreinigungen nach der 23. BImSchV praktisch nicht berücksichtigt.

Die in der 23. BImSchV vorgesehene Partikelmesstechnik ist aber auch aus einem anderen Grund als problematisch einzustufen. Wie oben gezeigt, fungiert Ruß als Träger verschiedener kanzerogener Schadstoffe (v. a. polyzyklische Kohlenwasserstoffe). Sie werden bei der in der 23. BImSchV vorgesehenen luftanalytischen Bestimmungsmethode, die nur auf den Gehalt an elementarem

Kohlenstoff nach Flüssigextraktion abhebt, nicht erfasst, obwohl die polyzyklischen Kohlenwasserstoffe einen Anteil von durchschnittlich 25 % am Gesamtkohlenstoffgehalt eines Feinstaubgemisches ausmachen (Elbers und Muratyan 1991).

In diesem Zusammenhang ist zu berücksichtigen, dass die derzeit noch überwiegend genutzte Messtechnik wegen der sehr niedrigen Emissionswerte moderner Motoren bei weiterer Grenzwertabsenkung an ihre Nachweisgrenze stossen wird (Spallek und Sorsche 2002).

Aufgrund dieser Erkenntnisse sind in den letzten Jahren neue Messverfahren entwickelt worden, die neben der Bestimmung der Partikelmasse auch die Ermittlung der Partikelanzahl und der Größenverteilung bis hin zu ultrafeinen Partikeln ermöglichen (Brand 1989, Brand et al. 1991, 1992, Tuch et al. 1997, Schwenk 2001). Erste praxistaugliche Verfahren zeichnen sich ab (Bischof und Horn 1999, Moon und Donald 1997). Seit 1991 wurden in Erfurt tägliche Messungen von ultrafeinen Partikeln und der Partikelgrößenverteilung im Rahmen epidemiologischer Studien durchgeführt (Wichmann et al. 2000).

Somit bleibt festzustellen, dass die Partikelmesstechnik nach der 23. BImSchV dem neueren Kenntnisstand über die erhebliche gesundheitliche Relevanz feiner und ultrafeiner (Ruß-)Partikel nicht ausreichend Rechnung trägt, da sie lediglich die Partikelmasse, nicht aber die Partikelanzahl und die Größenverteilung erfasst. Die für Ruß vorgesehene Bestimmungsmethode ist daher nicht geeignet, die wahrscheinlich krebserzeugende Potenz von Dieselrußpartikeln oder von Feinstaub insgesamt richtig einzuschätzen. Die Einschätzungsfehler - und die Bewertung der kraftfahrzeugbezogenen Anteile in Feinstaub - werden umso größer, je mehr Einträge an Ruß und sonstigen krebserzeugenden Stoffen aus anderen Quellen stammen (vgl. SRU 1993).

Hier könnten größenabhängige Immissionsmessungen und die Ermittlung der chemischen Zusammensetzung Abhilfe schaffen. Im Bereich der messtechnischen Methoden zur Feststellung und Charakterisierung der Feinstäube (Differenzierung

nach Größe, chemischer Zusammensetzung, Hygroskopizität, Lipidlöslichkeit etc.) bestehen jedoch nach wie vor erhebliche Wissenslücken, die von dem Adhoc Arbeitskreis „Aerosole“ im Dechema/GDCh/DBG-Gemeinschaftsausschuss „Chemie“ der Atmosphäre (2002) kürzlich aufgezeigt wurden.

5.2.1.3 Benzol

Auch für die Messung von Benzol werden in der 23. BImSchV geeignete Standardmessverfahren vorgeschrieben. Zur Bestimmung des Benzolgehaltes wird auf die VDI-Richtlinie 3482 Bezug genommen; andere gleichwertige Verfahren sind ebenfalls zugelassen (Nr. 1.3 des Anhangs I).

Die EG-RL 2000/69/EG über Grenzwerte für Benzol und CO in der Luft, die im Falle einer Novellierung der 23. BImSchV zu beachten sein wird, enthält keine wesentliche über die numerische Grenzwertabsenkung hinausgehende Verschärfung durch eine von der VDI-Richtlinie 3482 abweichenden Art der Immissionsmessung und Ermittlung der Kenngrößen.

Art. 5 der Richtlinie 2000/69/EG bestimmt die Beurteilung der Benzol- und CO-Konzentrationen. Er wird durch eine Reihe von Anhängen ergänzt. In Anhang III sind entsprechend der Richtlinie 1999/30/EG die Beurteilungsschwellen festgelegt, anhand derer bestimmt wird, welche Beurteilungsmethoden zu verwenden sind.

Art. 5 Abs. 2 der Richtlinie 2000/69/EG verweist auf Anhang IV zur Lage von Probenahmestellen und auf Anhang V über Kriterien zur Festlegung der Zahl der Probenahmestellen in einem Gebiet oder Ballungsraum.

Art. 5 Abs. 5 der Richtlinie 2000/69/EG betrifft die Referenzmethoden für die Luftqualitätsmessung. Die Referenzmethode für die Messung von Benzol ist die aktive Probenahme auf eine Absorptionskartusche gefolgt von einer gaschromatographischen Bestimmung. Diese Methode wird zur Zeit von CEN (Europäisches Komitee für Normung) genormt. Solange keine genormte CEN-Methode vorliegt, können die Mitgliedstaaten ihre nationalen Standardmethoden

auf der Grundlage der gleichen Messmethode verwenden (Anhang VII der Richtlinie).

5.2.2 Technische Minderungspotentiale

5.2.2.1 NO₂ und (Ruß-)Partikel

5.2.2.1.1 Motor- und Abgastechnik

Der Dieselmotor ist aufgrund seines im Vergleich zum Ottomotor prinzipbedingt höheren Wirkungsgrades ein beliebtes Antriebskonzept, das sich zunehmender Beliebtheit erfreut. Der Anteil des Dieselantriebs im Pkw-Bereich hat seit Beginn der 90er Jahre von rund 10 % auf ca. 25 % zugenommen (Herzner und Christ 2001). In Deutschland wird mittlerweile jeder dritte Neuwagen mit einem Dieselmotor geliefert. In der deutschen Automobilindustrie gilt jetzt eine Einbaurrate von 40 % als Nahziel. Länder wie Spanien (48 % Marktanteil), Frankreich (52 %) oder Österreich (64 %) können als Vorbild gelten (Frankfurter Allgemeine Zeitung vom 14.09.2001, S. 27)

Die hohe Beliebtheit des Dieselmotors ist zum einen auf den geringen Kraftstoffverbrauch zurückzuführen, zum anderen bietet dieses Antriebssystem eine Reihe von Umweltvorzügen, so zum Beispiel einen sparsameren Umgang mit Ressourcen und eine geringere CO₂-Emission, die mit einem niedrigeren Beitrag zum Treibhauseffekt gleichbedeutend ist. Ferner gilt der Dieselantrieb als Schlüsseltechnik für die angestrebten Energiesparziele der nächsten Jahre, so etwa für die Realisierung des „3-Liter-Autos“. Allerdings besitzt der Dieselmotor gegenüber dem traditionellen Ottomotor nachteilige Emissionseigenschaften für Stickoxide und Partikel (Spallek und Sorsche 2002).

Nachdem sich vor über zwei Jahrzehnten Dieselrußextrakte im Bakterientest als mutagen herausgestellt hatten, wurde in den Vereinigten Staaten ab 1982 die Partikelemission von Dieselfahrzeugen begrenzt. In Europa wurde die erste Begrenzung im Jahr 1988 eingeführt. Danach folgten in der EU-Abgasgesetzgebung mit Euro 1-4 weitere Limitierungen (Abb. 5.2.2-1).

Abb. 5.2.2-2 zeigt die Entwicklung der Abgasgrenzwerte in der Europäischen Union. Zur Höhe der 2001 in Kraft getretenen Euro 3-Grenzwerte ist auszuführen, dass bei der Einführung von Euro 2 im Jahr 1997 bereits ein erheblicher Teil der Pkws mit Ottomotor die schärferen Grenzwerte Euro 3 und 4 unterschritt. Bei Diesel-Pkws, die bisher ohne Abgasnachbehandlung betrieben werden dürfen, ist dieser Anteil erheblich geringer. Mit dem Euro 4-Grenzwert werden sich die Emissionsfaktoren für Pkws mit Ottomotor bezogen auf das Jahr 1987 um 89 % für Kohlenmonoxid und um 96 % sowohl für Kohlenwasserstoffe als auch für die Stickstoffoxide reduzieren. Für Diesel-Pkws betragen die erwarteten Minderungsraten für Kohlenmonoxid 82 %, für Stickstoffoxide 74 %, für Kohlenwasserstoffe und Dieselrußpartikel jeweils 89 % (SRU 2000, UBA 2000a).

Die Anforderungen der EU-Normen an den Schadstoffausstoß sind derart streng, dass sie nach heutigem Kenntnisstand nur durch eine Kombination motorbezogener Maßnahmen und effektiver Abgasnachbehandlung erfüllt werden können.

Im Hinblick auf die Optimierung der Motortechnik stellte die Einführung direkteinspritzender Dieselmotoren einen wichtigen Entwicklungsfortschritt dar, die das Ende der herkömmlichen Wirbelkammertechnologie bedeutete. Kennzeichnend für dieses neue Konzept ist der auf mittlerweile über 1.000 bar erhöhte Einspritzdruck, der durch die Common-Rail-Technik oder das Pumpe-Düse-System ermöglicht wird. Diese Technik gewährleistet eine bessere Dosierbarkeit und feinere Zerstäubung des Kraftstoffs und bewirkt somit eine optimierte Gemischbildung am Einspritzsystem und im Brennraum des Motors. Als positive Effekte direkteinspritzender Dieselmotoren, die auf die Einhaltung zukünftiger Abgasgrenzwerte entwickelt wurden, sind eine etwa 15%ige Verbrauchsreduktion sowie eine um 50% verminderte Partikelemission hervorzuheben. Durch das zusätzlich gesteigerte Drehmoment und die geringeren Lärmemissionen wurden die motorischen Komfort- und Leistungsmerkmale des Diesels in den Bereich des Ottomotors gehoben (Spallek und Sorsche 2002).

Trotz dieser Vorzüge sind gegen die neuen Dieselmotortechnologien Bedenken aufgekommen, da sie eine größere Zahl an feinen und ultrafeinen Partikel emittieren sollen. Dieser Verdacht wird durch die feine Kraftstoffzerstäubung mit Hochdrucktechnologien verstärkt. Damit sind die bisherigen an der Partikelmasse ausgerichteten motor- und abgastechnischen Verbesserungen in Zweifel gezogen worden (Spallek und Sorsche 2002).

Umfangreiche messtechnische Vergleiche zwischen neuen und alten Dieselmotortechnologien bestätigen jedoch keine Zunahme feiner oder ultrafeiner Partikel bei gleichzeitiger Abnahme der Partikelmasse. Die Anzahlgrößenprofile der Partikelemission herkömmlicher und fortschrittlicher Dieselmotorkonzepte zeigen nur geringe Abweichungen in ihrem Verlauf. Die am häufigsten emittierte Partikelgröße liegt innerhalb eines schmalen Durchmesserbereichs zwischen 60 und 100 nm (ACEA 1999, Sauer 1999, vgl. Abb. 5.2.2-3).

Nach diesen Untersuchungen sind alle motortechnischen Maßnahmen, die zu einer Verringerung der Partikelmassenemission führen, ebenfalls geeignet, die Anzahlemission von ultrafeinen Partikel zu mindern. Fortschrittliche Dieselmotorkonzepten mit direkter Hochdruckeinspritzung weisen damit keine höheren, sondern tendenziell eher niedrigere Anzahlemissionen als herkömmliche Dieselmotorkonzepte auf (Spallek und Sorsche 2002).

Die Möglichkeiten der Partikelminderung durch motortechnische Maßnahmen, wie etwa die Optimierung der Einspritzung zur Beeinflussung des Verbrennungsvorgangs (Hochdruckeinspritzung), sind jedoch begrenzt, zumal die Konstanz eingestellter Einspritzwerte nicht gewährleistet ist. Daher müssen zukünftig die motortechnischen Maßnahmen durch eine effektive Abgasnachbehandlung (Filter und Katalysatoren) ergänzt werden. Aus heutiger Sicht werden die Euro 4-Grenzwerte zum Jahr 2005 erstmals die Einführung von Partikelfiltern in Teilbereichen erfordern (etwa im Bereich der schweren Nutzfahrzeuge). Zumindest die kleineren Fahrzeuge werden die Euro 4-Grenzwerte jedoch immer noch ohne Abgasnachbehandlung einhalten können (SRU 2000).

In Filtern werden Partikel physikalisch abgeschieden und akkumuliert, weshalb diese Systeme eine regelmäßige Regenerierung verlangen. Hierfür werden in der Praxis verschiedene Verfahren angewendet (Sauer 1999, Kroher 2001).

Filter entfalten ihre optimale Wirksamkeit gegenüber den relativ größten Partikeln. Daher weisen Abgase nach Passieren des Filters eine relative Erhöhung der Anteile der ultrafeinen und Nanopartikel auf. Absolut werden aber auch sie reduziert. Es konnte gezeigt werden, dass Partikelfilter, kombiniert mit Kraftstoffadditiven, zumindest im stationären Betrieb die Partikelmasse über 99% absenken können (Rodt 1999). Bei der Regeneration der Filter muss jedoch berücksichtigt werden, dass keine Sekundäremissionen, vor allem keine zusätzlichen lungengängigen Feinpartikel entstehen.

Bereits vor Jahren wurde die Serienreife der Rußfilter für Nutzfahrzeuge belegt (Rodt 1999, Sauer 1999). Gleichwohl kommen sie heute erst vereinzelt bei schweren Nutzfahrzeugen zum Einsatz.

Mittlerweile werden die Partikelfilter auch serienmäßig bei Pkw eingebaut, so zum Beispiel seit 2000 bei Modellen des französischen Automobilkonzerns PSA. Mit einem Kraftstoffzusatz (Additiv) und einem Filtersystem ist es gelungen, die Partikelemissionen bis an die Grenzen der Messtechnik zu mindern. Umfangreiche Abgastests haben mittlerweile den Beweis erbracht, dass diese neue Partikel-Filtertechnologie beeindruckend funktioniert (Kroher 2001), obwohl dies nach wie vor von Vertretern der deutschen Automobilindustrie angezweifelt wird (Bartsch 2002).

Neben den heute in Dieselfahrzeugen üblichen Oxidationskatalysatoren zur Minderung von Kohlenwasserstoffen und Kohlenmonoxid wird in der Automobilindustrie auch intensiv an der Entwicklung von Katalysatoren gearbeitet, die gezielt Stickoxide umwandeln können, so genannte Denox-Kats (Volkswagen 1999, Sauer 1999).

Die Serieneinführung aufwendiger Abgasreinigungskonzepte wie Denox- und Speichertechnologien ist aber erst bei flächendeckender Verfügbarkeit schwefelfreien Kraftstoffs möglich, da diese Systeme meist nicht schwefelverträglich sind. Dieser Aspekt wurde bei der Festsetzung von Schwefelgrenzwerten im Auto-Öl-Programm der EU berücksichtigt (vgl. Richtlinie 98/70/EG und Tab. 3.3.3-2).

Da schlechte Kraftstoffqualitäten außerdem das Partikelemissionsniveau nachteilig beeinflussen, dürfte die Verringerung der Schwefelgehalte im Dieselmotorkraftstoff auch zu einem Emissionsrückgang der Dieselrußpartikel beitragen (SRU 2000, Mayer 2000, Jacob und Göring 2000).

Mit der Umsetzung der Grenzwertstufen Euro 3 bis Euro 4 wird das befürchtete krebserzeugende Wirkungspotential des Dieselmotorkraftstoffes drastisch reduziert. Setzt man die Krebs erzeugende Potenz der Emissionen eines Dieselmotorkraftstoffes der 80er Jahre mit 100 % an, so wird das Risiko durch bereits gültige und noch folgende Abgasminderungsstufen bei Pkw bereits ohne Partikelfilter auf nur noch 11 % sinken. Der Einsatz von Partikelfiltern würde eine Minderung des kanzerogenen Potentials auf letztlich nur noch 1,4 % der Ausgangssituation bringen. Damit kann der Einsatz des Partikelfilters das kanzerogene Potential der Dieselmotorkraftstoffabgase auf das der Abgase von Ottomotoren reduzieren (UBA 2000a, Heinrich et al. 1999, vgl. Abb. 5.2.2-4).

5.2.2.1.2 Kraftstofftechnik

Auch die Kraftstofftechnik bietet im Hinblick auf eine Reduktion der NO_x- und Partikelemissionen Potential. Nach der Richtlinie 98/70/EG bzw. der 10. BImSchV ist seit dem 01.01.2000 der Schwefelgehalt im Ottokraftstoff auf maximal 150 ppm und im Dieselmotorkraftstoff auf maximal 350 ppm begrenzt (Tab. 3.3.3-2). In Stichprobenkontrollen, die im Jahr 2000 an insgesamt 145 Tankstellen im Bundesgebiet durchgeführt wurden, wurde im Ottokraftstoff ein Mittelwert von 66 ppm ermittelt, bei Dieselmotorkraftstoff ein Mittelwert von 264 ppm. Diese Werte bilden die Grundlage für Abschätzungen der Reduzierungspotentiale (LAI 2001).

Durch die Verbesserung der Kraftstoffe entsprechend der Richtlinie 98/70/EG bzw. der 10. BImSchV werden Otto- und Dieselmotorkraftstoffe ab 2005 nur noch maximal 50 ppm Schwefel enthalten (Tab. 3.3.3-2). Über eine weitergehende Reduzierung des Schwefelgehalts auf möglicherweise unter 10 ppm („schwefelfrei“) im Diesel- und im Ottomotorkraftstoff wird auf europäischer Ebene debattiert.

Da eine Absenkung des Schwefelgehalts zu einer direkten Erniedrigung der Partikelemission führt, geht der LAI (2001) von einer Verminderung der Partikelemission der Dieselfahrzeuge um etwa 5% aus, bezogen auf den gegenwärtigen mittleren Schwefelgehalt von 264 ppm. Dementsprechend werden die gesamten PM_{10} -Emissionen nach den Schätzungen des LAI (2001) um ungefähr 1,5% zurückgehen.

Bei Ottomotorkraftstoffen beeinträchtigt der Schwefelgehalt die Aktivität und Haltbarkeit der Katalysatoren und bewirkt somit erhöhte Emissionen. Insofern ist durch die Absenkung des Schwefelgehalts eine bessere Katalysatorleistung zu erwarten, die sich in einer Minderung der CO -, HC - und NO_x -Emissionen äußern dürfte (LAI 2001).

5.2.2.1.3 Reifenabrieb

Nach dem derzeitigen Stand des Wissens muss damit gerechnet werden, dass ca. 20% des Anteils an elementarem Kohlenstoff im PM_{10} auf den Reifenabrieb zurückzuführen sind und dieser ca. 10% zu der gesamten verkehrsbedingten PM_{10} -Belastung beiträgt (Rauterberg-Wulff 1998).

Durch eine Reduktion des Reifenabriebs kann daher auch die PM_{10} -Belastung gesenkt werden. Der Vergleich der Abriebeigenschaften verschiedener Reifen belegt, dass hier ein nicht unerhebliches Minderungspotential besteht, dessen Ausmaß derzeit aber noch nicht beziffert werden kann. Bekannt ist jedoch, dass eine Verringerung des Reifenabriebs insbesondere durch Geschwindigkeits-

beschränkungen sowie durch Änderung des Fahrverhaltens erreicht werden kann (LAI 2001).

5.2.2.1.4 Aufwirbelung von Stäuben

Geschwindigkeitsbeschränkungen für den Straßenverkehr können auch dazu beitragen, die Aufwirbelung von Stäuben auf der Straße und damit die Partikelbelastung zu verringern. Wie beim Reifenabrieb können jedoch auch in diesem Bereich die Minderungspotentiale nicht beziffert werden, da die Einflussparameter auf die Aufwirbelung noch nicht hinreichend genau untersucht worden sind. Bisher vorliegende Studien lassen vermuten, dass die Aufwirbelung vor allem von der Staubbeladung der Straße und vom Fahrzeuggewicht abhängig ist. Nach Schätzungen der amerikanischen Umweltbehörde EPA ist die Staubaufwirbelung von Lkw ca. 7 mal höher als bei Pkw. Außerdem nimmt die Straßenabnutzung mit der 4. Potenz der Achslast zu, so dass der Straßenabrieb von Lkw bis zu 160.000 mal höher ist als bei Pkw. Damit dürfte in einer Senkung des Lkw-Anteils am Verkehrsaufkommen und der Lkw-Geschwindigkeit das größte Minderungspotential liegen (LAI 2001).

5.2.2.2 Benzol

Im Gegensatz zu den meisten Krebs erzeugenden Luftschadstoffen liegt Benzol nicht als Feinpartikel oder partikelgebunden vor. Deshalb kann der Einsatz von Partikelfiltern auch nicht zur Verringerung der Benzolbelastung führen.

Da die Normalbevölkerung primär über Kraftfahrzeugabgase bzw. den Umgang mit Kraftstoff gegenüber Benzol exponiert ist, sollten hier vor allem effektive Schutz- oder Minderungsmaßnahmen durchgeführt werden. Der in Europa und den USA verwendete Tankrüssel ermöglicht eine erhebliche Verringerung der Belastung beim Selbsttanken.

Da aber Treibstoffdämpfe nicht nur beim Tankvorgang selbst freigesetzt werden, sondern Benzol auch in nicht unerheblichem Ausmaß durch sog. Tankatmung, ungeeignete Materialien für Kfz-Tanks und Treibstoffleitungen und andere Quellen

freigesetzt werden kann, wird seit dem Jahr 2000 von der EU eine Begrenzung des Benzol-Gehaltes im Benzin auf 1 % vorgeschrieben (Richtlinie 98/70/EG).

Andere Expositionen gegenüber Benzol sind im Vergleich zum Kfz-bedingten Bereich und zur Benzolaufnahme beim Rauchen vernachlässigbar. Aufgrund des kanzerogenen Potentials von Benzol sollte hier aber weiterhin eine Minimierung bzw. in Zukunft der Ersatz von Benzol angestrebt werden (Eikmann und Göen 2000).

5.2.3 Fazit

Da in Deutschland der Kfz-Verkehr eine wichtige Quelle der Schwebstaubemissionen und die Hauptquelle der Dieselrußpartikel und ultrafeinen Partikel ist, sind emissionsmindernde Maßnahmen für Partikel im Kfz-Verkehr zu fordern (SRU 2002).

Aus umwelttechnischer Sicht kommen hierfür vor allem Emissionsminderungen auf dem Gebiet der Motor-, Abgasnachbehandlungs- und Kraftstofftechnik in Betracht. Die Verbesserung der Kraftstoffe entsprechend den Anforderungen der Richtlinie 98/70/EG bzw. der 10. BImSchV hat maßgeblich zur Verminderung der Partikelemissionen beigetragen. Die Einführung moderner direkteinspritzender Dieselmotoren mit Einspritzdrücken über 1.000 bar hat nicht nur zu einer um 50 % verminderten Partikelmassenemission geführt, sondern auch die Partikelanzahl gesenkt. Moderne Dieselmotoren mit direkter Hochdruckeinspritzung weisen keine höheren, sondern tendenziell eher niedrigere Anzahlemissionen als herkömmliche Motorkonzepte auf, da sie auf Einhaltung zukünftiger Abgasgrenzwerte entwickelt werden (Spallek und Sorsche 2002).

Die derzeit erfolgversprechendste Maßnahme zur Partikelminderung ist der Einsatz von Partikelfiltern, da diese den Eintrag von Partikeln aller Größenklassen in die Umwelt verhindern und damit auch zur Reduktion der als besonders gesundheitsrelevanten ultrafeinen Stäube beitragen (TTM 2000, UBA 2000b). Außerdem ist zu berücksichtigen, dass Partikelfilter bisher nur vereinzelt in

Serienfahrzeugen eingesetzt werden, weshalb diese Maßnahme im Vergleich zur Motor- und Kraftstofftechnik das größte Minderungspotential bietet.

Hinsichtlich der nach der Verordnung anzuwendenden Mess- und Beurteilungsverfahren bleibt festzustellen, dass die Partikelmesstechnik nach der 23. BImSchV dem neueren Kenntnisstand über die erhebliche gesundheitliche Relevanz feiner und ultrafeiner (Diesel)-Rußpartikel nicht ausreichend Rechnung trägt, da sie lediglich die Partikelmasse erfasst, nicht aber die Partikelanzahl und die Größenverteilung. Die für Ruß vorgesehene Bestimmungsmethode ist daher nicht geeignet, die wahrscheinlich krebserzeugende Potenz von Dieselußpartikeln oder von Feinstaub insgesamt richtig einzuschätzen.

5.3 Umweltrechtliche Betrachtung

5.3.1 Ausgangspunkt

§ 40 Abs. 2 BImSchG dient der Reduzierung verkehrsbedingter gesundheitsgefährdender Luftverunreinigungen in kleinräumigen Gebieten mit hohem Verkehrsaufkommen. Mit dieser Regelung soll ferner dem Entstehen solcher Immissionen vorgebeugt werden.

Voraussetzung für Verkehrsbeschränkungen nach § 40 Abs. 2 BImSchG ist, dass die verkehrsbedingten Schadstoffemissionen in dem Entlastungsgebiet die Konzentrationswerte nach der 23. BImSchV überschreiten. Die Überschreitung der Konzentrationswerte allein führt jedoch nicht zwingend zur Anordnung von Verkehrsbeschränkungen. § 40 Abs. 2 BImSchG stellt vielmehr auf die Erforderlichkeit nach den örtlichen Verhältnissen, die Verkehrsbedürfnisse und die städtebaulichen Belange ab (Schulze-Fielitz in GK-BImSchG, § 40 Rn. 170-174).

Über die Notwendigkeit von Verkehrsbeschränkungen im Hinblick auf die lokalen Gegebenheiten entscheidet die Immissionsschutzbehörde. Dagegen entscheidet die Straßenverkehrsbehörde unter Berücksichtigung der Verkehrsbedürfnisse und der städtebaulichen Belange nach ihrem Ermessen, ob und in welcher Weise sie

Maßnahmen zur Minderung von Verkehrsimmissionen trifft (Hansmann in Landmann/Rohmer, Bd. I, § 40 Rn. 44-46).

Dies schließt Ansprüche betroffener Personen auf ein behördliches Einschreiten aber nicht aus. Eine Verpflichtung der Behörde zur Anordnung verkehrsbeschränkender Maßnahmen und ein entsprechender Schutzanspruch sind in den Fällen denkbar, in denen der Staat seinen verfassungsrechtlichen Schutzpflichten nur durch einen bestimmten Eingriff in den Verkehr gerecht wird oder ein solcher Eingriff durch Verpflichtungen aus Europäischem Gemeinschaftsrecht geboten ist (Schulze-Fielitz 1993).

Eine derartige Ermessensreduzierung kommt nur bei gravierenden Gesundheitsgefahren in Betracht (Schulze-Fielitz 1993), so etwa bei einer Überschreitung der Prüfwerte um das 4-6-fache, wenn Maßnahmen der Verkehrslenkung oder Verkehrsplanung keinen Erfolg versprechen. Hierbei muss aber beachtet werden, dass bei den kanzerogenen Stoffen nicht auf die Spitzenwerte, sondern auf die Jahresmittelwerte abzustellen ist (Rehbinder 1994).

Für den Bereich der nichtkanzerogenen Luftschadstoffe (d. h. NO₂) ist insbesondere die 22. BImSchV zu beachten, die in Umsetzung der entsprechenden europäischen Richtlinie 85/203/EWG einen Grenzwert von 200 µg/m³ (98-Prozent-Wert der Summenhäufigkeit der stündlich gemittelten Messwerte eines Jahres) festlegt, der nicht überschritten werden darf (vgl. § 6 der 22. BImSchV).

§ 2 Nr. 1 der 23. BImSchV berücksichtigt diese Vorgabe insoweit, als von dem in der EG-Richtlinie genannten Wert von 200 µg/m³ zwanzig Prozent abgezogen wurden. Hierbei ist zu berücksichtigen, dass es sich bei dem in der Verordnung festgelegten Konzentrationswert von 160 µg/m³ nur um einen Prüfwert handelt. Daher müssen bei Überschreitung dieses Wertes nicht zwingend verkehrsbeschränkende Maßnahmen eingeleitet werden. Bei Überschreitung eines Wertes von 200 µg/m³ wird das Ermessen der Behörde jedoch durch § 6 Abs. 2 der 22. BImSchV reduziert: Sie muss in diesem Fall – unter Berücksichtigung der tatbestandlichen Voraussetzungen des § 40 Abs. 2 Satz 1 BImSchG –

unverzüglich die erforderlichen verkehrsbeschränkenden Maßnahmen veranlassen (Hansmann in Landmann/Rohmer, Band II, Vorb. 23. BImSchV, Rn. 8 f., Steven und Steven 1999).

5.3.2 Vollzugsprobleme der Behörden

Entgegen den Erwartungen des Ordnungsgebers hat die 23. BImSchV seit ihrem Inkrafttreten kaum praktische Bedeutung entfaltet. Dies zeigt sich vor allem beim Vollzug der Vorschrift. Abgesehen von wenigen Ausnahmen haben die Behörden § 40 Abs. 2 BImSchG bisher nicht angewendet (LAI 2001), obwohl an einer Vielzahl von Stellen im Bundesgebiet die Konzentrationswerte nach der 23. BImSchV überschritten werden (UMEG 2001) und damit die Voraussetzungen zum Einschreiten gegeben wären.

Es hat sich gezeigt, dass die dem § 40 Abs. 2 BImSchG zu Grunde liegende Konzeption, die Städte könnten in den Ballungsgebieten durch verkehrsplanerische und verkehrslenkende Maßnahmen eine deutliche Minderung der Schadstoffbelastung erreichen, nicht realistisch ist. Keine deutsche Großstadt, in der die Prüfwerte der 23. BImSchV auf den Hauptverkehrsstraßen überschritten werden, besitzt ein schlüssiges Umsetzungskonzept (Herzner und Christ 2001).

Dabei liegen die Schwierigkeiten allgemein auf der Seite der Maßnahmen. Bei den in § 40 Abs. 2 BImSchG vorgesehenen Maßnahmen müssen die zuständigen Behörden die Verkehrsbedürfnisse und die städtebaulichen Belange in Betracht ziehen, da einerseits dem Mobilitätsverlangen der Bevölkerung Rechnung getragen werden muss, andererseits muss ein Ausweichen des Verkehrs in Bereiche verhindert werden, die eines besonderen Schutzes bedürfen, wie etwa verkehrsberuhigte Bereiche in Wohngebieten (Schulze-Fielitz in GK-BImSchG, § 40 Rn. 170-174).

Das Problem auf der kommunalen Entscheidungsebene liegt vor allem darin, dass die Städte wenig Einfluss auf die Verkehrsmenge haben. Die im Hinblick auf die 23. BImSchV kritischen Straßenabschnitte befinden sich vor allem an Hauptverkehrsstraßen. Verkehrssperren für diese Straßen führen daher praktisch

zu einem totalen Fahrverbot, da in der Regel keine Umleitungsstrecken zur Verfügung stehen.

Ferner muss berücksichtigt werden, dass die Verkehrsströme in Richtung Innenstadt an den Stadtgrenzen nicht einfach beschränkt werden können. Zur Aufnahme der großen Verkehrsströme ist das Hauptverkehrsstraßennetz bestimmt, das auch die stadtteilübergreifenden Verkehrsflüsse aufnehmen soll. Verkehrslenkende Maßnahmen weg von den Hauptverkehrsrouten innerhalb der Städte verlagern im Regelfall nur die Immissionsschwerpunkte auf andere, weniger aufnahmefähige Straßenbereiche. Damit werden zusätzliche Belastungsschwerpunkte geschaffen, womit in den Kommunen das Problem der Schadstoffbelastung nicht gelöst wird (Herzner und Christ 1999, 2001).

Da in der Regel die Konzentrationswerte für Ruß und Benzol nicht um das 4-6fache überschritten werden und der nach der 22. BImSchV geltende Grenzwert eingehalten wird, kommt eine Ermessensreduzierung der Behörden, die zum Einschreiten zwingen würde, auch nicht in Betracht.

Offensichtlich hat der Verordnungsgeber diese Probleme nicht ausreichend berücksichtigt. Das Ziel von § 40 Abs. 2 BImSchG, verkehrsbedingte gesundheitsgefährdende Luftverunreinigungen in kleinräumigen Gebieten mit hohem Verkehrsaufkommen durch verkehrsbeschränkende Maßnahmen zu reduzieren, wird jedenfalls nicht erreicht. Insoweit muss die Regelung als verfehlt betrachtet werden.

5.3.3 Verkehrsbeschränkungen auf der Grundlage von § 45 StVO

Verkehrsbeschränkungen zur Minderung von Luftverunreinigungen sind aber nicht nur auf der Grundlage von § 40 Abs. 2 BImSchG möglich, sondern auch gemäß § 45 Abs. 1 StVO. Danach können die Straßenverkehrsbehörden die Benutzung bestimmter Straßen oder Straßenstrecken aus Gründen der Sicherheit oder Ordnung des Verkehrs beschränken oder verbieten und den Verkehr umleiten. Das gleiche Recht haben sie zum Schutz der Wohnbevölkerung vor Lärm und Abgasen (§ 45 Abs. 1 S. 2 Nr. 3 StVO) sowie hinsichtlich der zur

Erhaltung der öffentlichen Sicherheit erforderlichen Maßnahmen (§ 45 Abs. 1 S. 2 Nr. 5 StVO). Ferner treffen die Straßenverkehrsbehörden nach § 45 Abs. 1b S. 1 Nr. 5 StVO auch die notwendigen Anordnungen zum Schutz der Bevölkerung vor Lärm und Abgasen.

Auf der Grundlage von § 45 StVO sind Beschränkungen für einzelne Straßen zulässig (Geschwindigkeitsbeschränkungen, Durchfahrverbote – ggf. für bestimmte Fahrzeuggruppen, Einbahnstraßen).

Die Verkehrsbeschränkungen nach § 40 Abs. 2 BImSchG decken sich mit der immissionsschutzorientierten Regelung des § 45 Abs. 1 S. 2 Nr. 3 und 5, Abs. 1b S. 1 Nr. 5 StVO, da auch diese Bestimmung der Abwehr von Gefahren für die Gesundheit der Bürger, insbesondere der Anwohner, dient. Gleichwohl stehen beide Normen sachlich nebeneinander (Schulze-Fielitz in GK-BImSchG, § 40 Rn. 205).

Die Regelung der StVO ist eine Norm, die der konkreten Gefahrenabwehr dient. Demgegenüber soll § 40 Abs. 2 BImSchG darüber hinaus auch vorsorgende Maßnahmen gegen das drohende Entstehen schädlicher Umwelteinwirkungen ermöglichen. Die Alternativen des § 45 StVO haben ihren Schwerpunkt in der Abwehr schädlicher Umwelteinwirkungen eher durch Lärm als durch Abgase. Im Gegensatz dazu will § 40 Abs. 2 BImSchG ausschließlich Luftverunreinigungen begegnen.

Während § 45 Abs. 1 S. 2 Nr. 3 und 5, Abs. 1b S. 1 Nr. 5 StVO ein besonderes Schutzbedürfnis der Bevölkerung voraussetzt, können bei § 40 Abs. 2 BImSchG die entscheidenden Kriterien unabhängig von der Bevölkerung und im Hinblick auf alle Schutzgüter des § 1 BImSchG bestimmt sein. Außerdem gestattet § 45 StVO nur dauerhafte Verkehrsregelungen. § 40 Abs. 2 BImSchG will dagegen die Verkehrsbeschränkungen auch in Abhängigkeit von zeitlich veränderlichen Größen anordnen. Dieser Aspekt spricht auch praktisch dagegen, dass es zu einem Nebeneinander beider Regelungsmöglichkeiten kommt (Schulze-Fielitz in GK-BImSchG, § 40 Rn. 205).

Im Übrigen wird auch von § 45 StVO nur bei erheblichen Gesundheitsgefahren Gebrauch gemacht, weil auf der Maßnahmensseite die gleichen Probleme auftreten wie bei der Anwendung von § 40 Abs. 2 BImSchG.

5.3.4 Der Einfluss des europäischen Rechts

Seit Inkrafttreten des § 40 Abs. 2 BImSchG im Jahr 1990 und der 23. BImSchV im Jahr 1997 hat sich das Immissionsschutzrecht insoweit gewandelt, als auf europäischer Ebene in der zweiten Hälfte des letzten Jahrzehnts neue Regelungen hinzugekommen sind, die im zunehmenden Maße die nationalen Immissionsschutzregelungen bestimmen.

Ausgangspunkt war die Richtlinie 96/62/EG des Rates vom 27.09.1996 über die Beurteilung und Kontrolle der Luftqualität (Rahmenrichtlinie, ABl. EG Nr. L 296 S. 55), die nach einer Empfehlung im fünften Aktionsprogramm der EU, langfristige Luftqualitätsziele festzulegen, erlassen wurde. Die Rahmenrichtlinie war mit der zugehörigen ersten Tochterrichtlinie 1999/30/EG des Rates über Grenzwerte für Schwefeldioxid, Stickstoffdioxid und Stickstoffoxide, Partikel und Blei in der Luft vom 22.04.1999 (ABl. EG Nr. L 163 S. 41) bis zum 19.07.2001 in nationales Recht umzusetzen. Eine zweite Tochterrichtlinie 2000/69/EG über Grenzwerte für Kohlenmonoxid und Benzol in der Luft vom 16.11.2000 (ABl. EG Nr. L 313 S. 12) muss bis zum 13.12.2002 umgesetzt werden.

In der Rahmenrichtlinie werden die allgemeinen Vorgaben für die von den Mitgliedstaaten zu ergreifenden Maßnahmen zur Messung und Verbesserung der Luftqualität festgelegt. Demgegenüber enthalten die auf Artikel 4 der Richtlinie gestützten Tochterrichtlinien jeweils die in der Zukunft (teils ab 2005, teils ab 2010) geltenden Grenz- und Alarmwerte sowie eine Vielzahl schadstoffspezifischer Regelungen. Somit sind die entscheidenden Luftqualitätswerte nicht mehr in den nationalen Regelwerken enthalten, sondern als Grenzwerte in den EU-Tochterrichtlinien.

Mit der Luftqualitätsrahmenrichtlinie und ihren nachgeschalteten Tochterrichtlinien werden die bisher im Bereich der Luftreinhaltung erlassenen Richtlinien der

Europäischen Gemeinschaft weiterentwickelt. Dies betrifft insbesondere die Richtlinie 80/779/EWG des Rates vom 15.07.1980 über Grenzwerte und Leitwerte der Luftqualität für Schwefeldioxid und Schwebstaub sowie die Richtlinie 85/203/EWG des Rates vom 07.03.1985 über Luftqualitätsnormen für Stickstoffdioxid.

5.3.5 Änderungen im Immissionsschutzrecht

Die Bundesregierung hat am 12.12.2001 den Entwurf des „Siebten Gesetzes zur Änderung des Bundes-Immissionsschutzgesetzes“ beschlossen (Pressemitteilung des BMU Nr. 257/01 vom 12.12.2001, abzurufen im Internet unter <http://www.bmu.de/presse/2001/pm802.php>, siehe Anhang II). Das Gesetz dient zusammen mit dem ebenfalls vom Kabinett vorgelegten Verordnungsentwurf zur Novellierung der „Verordnung über Immissionswerte für Schadstoffe in der Luft (22. BImSchV)“ der Umsetzung der neuen Luftqualitätsrichtlinien der EU in deutsches Recht.

Der Deutsche Bundestag hat in seiner Sitzung vom 25.04.2002 den von der Bundesregierung eingebrachten Entwurf des „Siebten Gesetzes zur Änderung des Bundes-Immissionsschutzgesetzes“ unter der Maßgabe von Änderungen angenommen (siehe Anhang III). Am 31.05.2002 hat der Bundesrat dem Gesetz gemäß Art. 84 Abs. 1 GG zugestimmt (Pressemitteilung des BMU Nr. 124/02 vom 31.05.2002, abzurufen im Internet unter <http://www.bmu.de/presse/2002/pm124.php>). Damit kann das neue BImSchG nach seiner Verkündung in Kraft treten.

Das BImSchG bringt in seiner neuen Fassung grundlegende Änderungen mit sich. Davon betroffen ist auch § 40 BImSchG, der verkehrsbeschränkende Maßnahmen ermöglicht. Der bisherige § 40 Absatz 1 BImSchG (Wintersmogregelung) wird gestrichen, weil Wintersmog nicht mehr auftritt und damit keine sachliche Notwendigkeit für diese Regelung besteht.

An dessen Stelle tritt ein neuer § 40 Abs. 1 BImSchG. Nach der Begründung der Bundesregierung zur Änderung des BImSchG (abzurufen im Internet unter

http://www.bmu.de/download/b_immission_siebte.php) setzt der neue § 40 Absatz 1 BImSchG den Artikel 7 Abs. 3 der Rahmenrichtlinie (96/62/EG) um. Danach erstellen die Mitgliedstaaten Aktionspläne, in denen die Maßnahmen angegeben werden, die im Fall der Gefahr einer Überschreitung von Grenzwerten und/oder Alarmschwellen der Tochtrichtlinien zu ergreifen sind, um die Gefahr der Überschreitung zu verringern und deren Dauer zu beschränken. Diese Aktionspläne können auch zur Reduzierung der Schadstoffbelastung der Luft Einschränkungen des Kraftfahrzeugverkehrs beinhalten.

In § 40 Abs. 1 BImSchG neue Fassung wird klargestellt, dass die Straßenverkehrsbehörde eine gebundene Entscheidung trifft, wenn ein Luftreinhalte- oder Aktionsplan nach § 47 Abs. 1 oder 2 BImSchG neue Fassung entsprechende Maßnahmen vorsieht.

Um im Einzelfall Fallgestaltungen gerecht zu werden, die in Luftreinhalte- und Aktionsplänen nicht berücksichtigt wurden, sieht § 40 Absatz 1 Satz 2 BImSchG neue Fassung eine Ausnahmemöglichkeit von Verboten oder Beschränkungen des Kraftfahrzeugverkehrs vor. In Betracht kommen hier nach der Begründung der Bundesregierung Ausnahmen, so etwa bei dringenden Versorgungsfahrten zu Krankenhäusern und ähnlichen Einrichtungen.

§ 40 Absatz 2 BImSchG neue Fassung entspricht inhaltlich im Wesentlichen dem bisherigen § 40 Abs. 2 BImSchG. Die Vorschrift dient der Einhaltung von Grenzwerten für Schadstoffe, die nicht EG-rechtlich geregelt sind. Die Vorschrift bezieht sich damit auch auf die in der 23. BImSchV festgesetzten Konzentrationswerte.

Allerdings beinhaltet § 40 Abs. 2 neue Fassung nun nicht mehr die Ermächtigungsgrundlage für die 23. BImSchV, die bisher in § 40 Abs. 2 Satz 2 BImSchG enthalten war. Diese befindet sich zukünftig in dem neu geschaffenen § 48 a Abs. 1a BImSchG, der der Bundesregierung die Möglichkeit gibt, über die Erfüllung von bindenden Beschlüssen der Europäischen Gemeinschaft hinaus zu dem in § 1 BImSchG bestimmten Zweck mit Zustimmung des Bundesrates

Rechtsverordnungen über die Festlegung von Immissions- und Konzentrationswerten zu erlassen.

Nach der Begründung der Bundesregierung zur Änderung des § 48 a BImSchG enthält das BImSchG mit Ausnahme des § 40 Abs. 2 Satz 2 BImSchG alte Fassung bisher keine Ermächtigungsgrundlage für die Festsetzung von Immissionswerten für Schadstoffe, die nicht durch EG-Recht vorgeschrieben werden. Deshalb hat die Bundesregierung die Notwendigkeit gesehen, diese Lücke durch Einfügen des neuen § 48 a Abs. 1 a BImSchG zu schließen. Dabei geht es der Regierung vor allem darum, im Hinblick auf neue Erkenntnisse über die Gefährlichkeit von Schadstoffen kurzfristige Maßnahmen treffen zu können. Die geänderte Überschrift des § 48 a BImSchG ist auf die Einfügung des Absatzes 1 a zurückzuführen.

5.3.6 Fazit

Das neue BImSchG ändert wenig an der Konzeption des § 40 Abs. 2 BImSchG. § 40 Abs. 2 Satz 1 BImSchG alte Fassung entspricht im wesentlichen § 40 Abs. 2 BImSchG neue Fassung. § 40 Abs. 2 Satz 2 BImSchG alte Fassung entfällt, stattdessen schafft das neue BImSchG durch Einfügen des § 48 a Abs. 1 a BImSchG eine neue Ermächtigungsgrundlage für Rechtsverordnungen der Bundesregierung über Emissions- und Immissionswerte.

Damit sind wie bisher Verkehrsbeschränkungen nach § 40 Abs. 2 BImSchG möglich, wenn Konzentrationswerte nach der 23. BImSchV überschritten werden. Ob tatsächlich in der Zukunft verkehrsbeschränkende Maßnahmen nach § 40 Abs. 2 BImSchG veranlasst werden, bleibt indessen zweifelhaft. Es ist vielmehr davon auszugehen, dass die Behörden wie in der Vergangenheit von dieser Vorschrift wenig Gebrauch machen werden, da sie nach wie vor nach ihrem Ermessen entscheiden können und dabei wie bisher die Verkehrsbedürfnisse und die städtebaulichen Belange berücksichtigen müssen.

Demgegenüber dürfte § 40 Abs. 1 BImSchG neue Fassung in der Zukunft eine weit größere Bedeutung zukommen, weil hier die zuständigen

Straßenverkehrsbehörden verkehrsbeschränkende Maßnahmen veranlassen müssen, soweit ein Luftreinhalte- oder Aktionsplan nach § 47 Abs. 1 oder 2 BImSchG neue Fassung dies vorsieht. Außerdem entfallen hier im Gegensatz zu § 40 Abs. 2 BImSchG die Abwägungsverpflichtungen. Damit hat der Gesetzgeber im neuen BImSchG eine vollzugswirksame Regelung geschaffen, wie sie in der Vergangenheit wiederholt verlangt wurde (LAI 2001, Koch 2001)

Diese Regelung schafft zugleich die Grundlage, um die strengen europäischen Luftqualitätsziele und damit verbunden die ab 2005 einzuhaltenden scharfen EU-Grenzwerte (so etwa für Benzol und PM_{10}) einhalten zu können.

Indessen ist die Zukunft der 23. BImSchV mehr denn je in Frage gestellt, da sie kein selbständig durchführbares Regelwerk darstellt und ihre Bedeutung nur im Zusammenhang mit den Eingriffsbefugnissen des § 40 Abs. 2 BImSchG erhält. Es spricht daher vieles dafür, die 23. BImSchV spätestens ab dem Jahr 2005, wenn die europäischen Grenzwerte für Stickstoffdioxid, Partikel und Benzol eingehalten werden müssen, aufzugeben.

6 Zusammenfassung

§ 40 Abs. 2 BImSchG und die 23. BImSchV sind aus heutiger Sicht als verfehlte Regelungen bei der Begrenzung der Immissionen aus dem Kfz-Verkehr anzusehen. Sie waren von Anfang an unpraktikabel und - bezogen auf den Schutz der Gesundheit der Bevölkerung - unbefriedigend.

In umwelttoxikologischer Hinsicht sind die in der 23. BImSchV festgelegten Konzentrationswerte für Ruß und Benzol nicht akzeptabel, da sie sich primär am Vorkommen dieser Substanzen in Ballungsräumen Mitte der 90er Jahre orientieren. Bei Zugrundelegung toxikologischer Kriterien ergeben sich deutlich niedrigere Werte.

Für NO_2 wird in der Verordnung lediglich ein Wert zur Begrenzung der maximalen Immissionskonzentrationen auf der Basis von Halbstundenmittelwerten festgelegt. Nach neueren Erkenntnissen ist es aber

erforderlich, die Bevölkerung auch vor chronischer Exposition gegenüber NO₂ zu schützen. Deshalb empfiehlt die WHO die Einhaltung eines Jahresmittelwertes von 40 µg/m³ (WHO 1997). Demzufolge hat der Rat der Europäischen Gemeinschaft 1999 den Jahresgrenzwert für NO₂ auf 40 µg/m³ (Mittelwert) festgelegt (Richtlinie 1999/30/EG). Dieser auf den Schutz des Menschen bezogene Grenzwert findet sich folglich auch in der von der Bundesregierung am 12. Dezember 2001 beschlossenen Novelle der Verordnung über Immissionswerte für Schadstoffe in der Luft (22. BImSchV) sowie in der am gleichen Tag beschlossenen Neufassung der TA Luft.

Die in der 23. BImSchV ausgewählten Luftschadstoffe sind nur bedingt repräsentativ für die Immissionsbelastung durch den Kfz-Verkehr, weil die Verordnung keinen Wert für Partikel bestimmt. Hierbei ist zu berücksichtigen, dass Ruß durch die Weiterentwicklung der Technik in seiner toxikologischen Bedeutung durch die Feinstäube bzw. Ultrafeinstäube abgewertet worden ist. Da in Deutschland der Kfz-Verkehr eine wichtige Quelle der Schwebstaubemissionen und die Hauptquelle der Dieselpartikel und ultrafeinen Partikel ist, sind emissionsmindernde Maßnahmen für Partikel im Kfz-Verkehr zu fordern.

Aus umwelttechnischer Sicht kommen hierfür vor allem Emissionsminderungen auf dem Gebiet der Motor-, Abgasnachbehandlungs- und Kraftstofftechnik in Betracht. Die Verbesserung der Kraftstoffe entsprechend den Anforderungen der Richtlinie 98/70/EG bzw. der 10. BImSchV hat maßgeblich zur Verminderung der Partikelemissionen beigetragen. Die Einführung moderner direkteinspritzender Dieselmotoren mit Einspritzdrücken über 1.000 bar hat nicht nur zu einer um 50 % verminderten Partikelmassenemission geführt, sondern auch die Partikelanzahl gesenkt. Moderne Dieselmotoren mit direkter Hochdruckeinspritzung weisen keine höheren, sondern tendentiell eher niedrigere Anzahlemissionen als herkömmliche Motorkonzepte auf, da sie auf Einhaltung zukünftiger Abgasgrenzwerte entwickelt werden (Spallek und Sorsche 2002).

Die derzeit erfolgversprechendste Maßnahme zur Partikelminderung ist der Einsatz von Partikelfiltern, da diese den Eintrag von Partikeln aller Größenklassen in die Umwelt verhindern und damit auch zur Reduktion der als besonders gesundheitsrelevanten ultrafeinen Stäube beitragen (TTM 2000, UBA 2000b). Außerdem ist zu berücksichtigen, dass Partikelfilter bisher nur vereinzelt in Serienfahrzeugen eingesetzt werden, weshalb diese Maßnahme im Vergleich zur Motor- und Kraftstofftechnik das größte Minderungspotential bietet.

Hinsichtlich der nach der Verordnung anzuwendenden Mess- und Beurteilungsverfahren bleibt festzustellen, dass die Partikelmesstechnik nach der 23. BImSchV dem neueren Kenntnisstand über die erhebliche gesundheitliche Relevanz feiner und ultrafeiner (Diesel)-Rußpartikel nicht ausreichend Rechnung trägt, da sie lediglich die Partikelmasse erfasst, nicht aber die Partikelanzahl und die Größenverteilung. Die für Ruß vorgesehene Bestimmungsmethode ist daher nicht geeignet, die wahrscheinlich krebserzeugende Potenz von Dieselußpartikeln oder von Feinstaub insgesamt richtig einzuschätzen.

Umweltrechtlich gesehen sind der § 40 Abs. 2 BImSchG und die 23. BImSchV ohne Bedeutung. Obwohl vielerorts die in der Verordnung festgelegten Konzentrationswerte überschritten werden, haben die zuständigen Straßenverkehrsbehörden in der Vergangenheit von der Möglichkeit, nach § 40 Abs. 2 BImSchG den Kraftfahrzeugverkehr in diesen Gebieten zu beschränken oder zu verbieten, nur in wenigen Ausnahmefällen Gebrauch gemacht.

Daran dürfte sich auch in Zukunft wenig ändern, da die Neufassung des § 40 Abs. 2 BImSchG inhaltlich im wesentlichen dem bisherigen § 40 Abs. 2 BImSchG entspricht und die 23. BImSchV ihre Bedeutung nur im Zusammenhang mit den Eingriffsbefugnissen des § 40 Abs. 2 BImSchG erhält.

Die Vorstellung der Bundesregierung, den zuständigen Landesbehörden mit § 40 Abs. 2 BImSchG und der 23. BImSchV ein Instrument an die Hand zu geben, das zur Verbesserung der Luftsituation in bestimmten, räumlich eng begrenzten Gebieten mit hohen verkehrsbedingten Immissionen beitragen könnte, hat sich als falsch erwiesen. Insofern sind die Prüfwerte der 23.

BImSchV als Handlungswerte zum Vollzug von verkehrsbeschränkenden Maßnahmen wenig geeignet.

Dafür bietet die neue Fassung des § 40 Abs. 1 BImSchG eine vollzugswirksamere Regelung, weil hier die zuständigen Straßenverkehrsbehörden verkehrsbeschränkende Maßnahmen veranlassen müssen, soweit ein Luftreinhalte- oder Aktionsplan nach § 47 Abs. 1 oder 2 BImSchG neue Fassung dies vorsieht. Außerdem entfallen hier im Gegensatz zu § 40 Abs. 2 BImSchG die Abwägungsverpflichtungen. Diese Regelung schafft zugleich die Grundlage, um die strengen europäischen Luftqualitätsziele und damit verbunden die ab 2005 einzuhaltenden scharfen EU-Grenzwerte (so etwa für Benzol und PM₁₀) einhalten zu können.

Daher macht es wenig Sinn, die 23. BImSchV weiter aufrechtzuerhalten. Es spricht vieles dafür, die 23. BImSchV spätestens ab dem Jahr 2005, wenn die europäischen Grenzwerte für Stickstoffdioxid, Partikel und Benzol eingehalten werden müssen, aufzugeben.

7 Literaturverzeichnis

ABRAHAM, H.J., KUTZNER, K., LENSCHOW, P., PREUß, J.D., REICHENBÄCHER, W. (2000): Situation in Berlin als regionaler Ballungsraum. Some ideas about the sources of PM₁₀. In: UBA: Feinstaub – Die Situation in Deutschland nach der EU-Tochter-Richtlinie. Bericht über ein Symposium am 26. und 27. Juni 2000. WaBoLu-Hefte 2, 195-203.

ACEA – ASSOCIATION DE CONSTRUCTEURS EUROPEEN D'AUTOMOBILES (1999): ACEA Programme on Emissions of Fine Particles from Passenger Cars, Brüssel.

AD HOC ARBEITSKREIS „AEROSOLE“ IM DECHEMA/GDCH/DGB-GEMEINSCHAFTSAUSSCHUSS CHEMIE DER ATMOSPHERE (2002): Protokoll der 2. Sitzung am 25.03.2002, Dechema e. V.

AMDUR, M. (1996): Animal Toxicology.- In: Wilson, R., Spengler, J. D. (Eds.): Particles in Our Air: Concentrations and Health Effects, Harvard University Press, 85-250.

APEG - AIRBORNE PARTICLE EXPERT GROUP (1999): Source apportionment of airborne particulate matter in the United Kingdom (ed. Harrison RM et al.) The first report of the Airborne Particle Expert Group, Department of Environment, Transport and the Regions, London.

ARESKOUG, H., ALESAND, T., HANSSON, H.C., HEDBERG, E., JOHANSSON, C., WIDEQUIST, U. (2001): Kartläggning av inandningsbara partiklar i svenska tätorter och identifikation av de viktigaste källorna, University of Stockholm and Swedish EPA Naturvårdsverket, 25 pp.

BASCOM, R., BROMBERG, P. A., COSTA, D. A., DEVLIN, R., DOCKERY, D. W., FRAMPTON, M. W., LAMBERT, W., SAMET, J. M., SPEIZER, F. E., UTELL, M. (1996): Health Effects of Outdoor Air Pollution, Part. 2, American Journal of Respiratory and Critical Care Medicine 153, 477-498.

BARTSCH, C. (2002): Das Dilemma des Dieselmotors, Frankfurter Allgemeine Zeitung vom 08.06.2002.

BISCHOF, F., HORN, H.-G. (1999): Zwei Online-Messkonzepte zur physikalischen Charakterisierung ultrafeiner Partikel in Motorabgasen am Beispiel von Deselemissionen. Motortechnische Zeitschrift 60, 2-7.

BLEASDALE, C., KENNEDY, G., MAC GREGOR, J. O., NIESCHALK, J., PEARCE, K., WATSON, W. P., GOLDING, B. T. (1996): Chemistry of muconaldehydes of possible relevance to the toxicology of benzene, Environmental Health Perspectives 104 Suppl. 6, 1201-1209.

BRAND, P. (1989): Forschungs- und Entwicklungsarbeiten zum Aufbau eines mobilen Messstandes zur Charakterisierung von Umweltaerosolen. Dissertation. Johann-Wolfgang-Goethe-Universität Frankfurt am Main.

BRAND, P., GEBHART, J., BELOW, M., GEORGI, B., HEYDER, J. (1991): Characterization of Environmental Aerosol on Helgoland Island. Atmospheric Environment 25A, 581-585.

BRAND, P., RUOß, K., Gebhart, J. (1992): Technical Note: Performance of a Mobile Aerosol Spectrometer for in situ characterization of an environmental aerosol in Frankfurt city. Atmospheric Environment 26A, 2451-2457.

BRAUN-FAHRLÄNDER, C., ACKERMANN-LIEBRICH, U., WANNER, H. U., RUTISHAUSER, M., GNEHM, H. E., MINDER, C. E. (1989): Auswirkungen von Luftschadstoffen auf die Atemwege von Kleinkindern, Schweizerische Medizinische Wochenschrift 119, 1424-1433.

BRAUN-FAHRLÄNDER, C., ACKERMANN-LIEBRICH, U., SCHWARTZ, J., GNEHM, H. E., RUTISHAUSER, M., WANNER, H. U. (1992): Air pollution and respiratory symptoms in preschool children, American Review of Respiratory Disease 145, 42-47.

BRAUN-FAHRLÄNDER, C., VUILLE J., C., SENNHAUSER, F.H., NEU, J., KÜNZLE, T., GRIZE, L., GASSNER, M., MINDER, C., SCHINDLER, C., VARONIER, H.S., WÜTHRICH, B., SCARPOL TEAM. (1997): Respiratory health and long-term exposure to air pollutants in Swiss schoolchildren, American Journal of Respiratory and Critical Care Medicine 155, 1042-1049.

BRÜSKE-HOHLFELD, I., MÖHNER, M., AHRENS, W., JÖCKEL, K. H., HEINRICH, J., KREIEN-BOCK, L., KREUZER, M. & WICHMANN, H. E. (1998): Lungenkrebsrisiko durch berufliche Exposition – Dieselmotoremissionen. In: Lungenkrebsrisiko durch berufliche Exposition, Fortschritte in der Epidemiologie, Hrsg. von Wichmann, H. E., Jöckel, K. H., Robra, B. P., Ecomed Verlag, Landsberg.

BRÜSKE-HOHLFELD, I., MÖHNER, M., AHRENS, W., POHLABELN, H., HEINRICH, J., KREUZER, M., JÖCKEL, K.H., WICHMANN, H.E. (1999): Lung Cancer risk in male workers occupationally exposed to diesel motor emissions in Germany, American Journal of Industrial Medicine 36, 405-414.

BRÜSKE-HOHLFELD, I., SCHAFFRATH, R.A., WICHMANN, H.E. (2000): Lungenkrebsrisiko durch berufliche Dieselrußexposition - Ergebnisse einer verbesserten Expositionsquantifizierung. Abschlußbericht für die Bundesanstalt für Arbeitsschutz und Arbeitsmedizin, 1-27.

BUA – BERATUNGSGREMIUM FÜR UMWELTRELEVANTE ALTSTOFFE
(1989): BUA-Bericht Nr. 24 Benzol. VCH Verlagsgesellschaft Weinheim.

BYLIN, G. (1993): Controlled studies on humans. *Scandinavian Journal of Work, Environment & Health* 19, Suppl. 2, 37-43.

CHEN, L. C., MILLER, P. D., AMDUR, M. O., GORDON, T. (1992): Airway Hyperresponsiveness in Guinea Pigs to Acid-Coated Ultrafine Particles. *Journal of Toxicology and Environmental Health* 35, 165-174.

CHEN, L. C., WU, C. Y., QU, Q. S., SCHLESINGER, R. R. (1995): Number concentration and mass concentration as determinants of biological response to inhaled particles. *Inhalation Toxicology* 7, 577-588.

COSTA, D. L., DREHER, K. L. (1997): Bioavailable transition metals in particulate matter mediate cardiopulmonary injury in healthy and comprised animal models. *Environmental Health Perspectives* 105 Suppl. 5, 1053-1060.

CRONKITE, E.P., DREW, R. T., INOUE, T., HIRABAYASHI, Y., BULLIS, J. E., (1989): Hematotoxicity and carcinogenicity of inhaled benzene, *Environmental Health Perspectives* 82, 97-108.

CYRYS, J., HEINRICH, J., PETERS, A., KREYLING, W., WICHMANN, H.-E. (2002): Emission, Immission und Messung feiner und ultrafeiner Partikel, *Umweltmedizin in Forschung und Praxis* 7, 67-77.

DASENBROCK, C., PETERS, L., CREUTZENBERG, O., HEINRICH, U. (1996): The carcinogenic potency of carbon particles with and without PAH after repeated intratracheal administration in the rat, *Toxicology letters* 110, 1-7.

DFG - DEUTSCHE FORSCHUNGSGEMEINSCHAFT (1999): MAK und BAT-Werte-Liste (1999). Senatskommission zur Prüfung gesundheitsschädlicher Arbeitsstoffe, Mitteilung 35, Wiley-VCH Verlagsgesellschaft Weinheim.

DOCKERY, D. W., POPE, C. A., XIPING, X. et al. (1993): An association between air pollution and mortality in six U. S. cities, *The New England Journal of Medicine* 329, 1753-1759.

DONALDSON, K., STONE, V., McNEE, W. (1999): The toxicology of ultrafine particles. In: *Particulate Matter: Properties and Effects Upon Health* (Maynard RL, Howard CV, eds) pp 115-129. BIOS Scientific Publishers, Oxford, England.

EIKMANN, T. (1987): Kriterien zur biologischen Erfassung von Umweltschadstoffen. *Wirkungen von Benzol auf den Menschen*, Erich Schmidt Verlag, Berlin-Bielefeld-München.

EIKMANN, T., GÖEN, T. (2000): Organische Verbindungen/Benzol. In: Wichmann, H.-E., Schlipkötter, H. W., Fülgraff, G. (Hrsg.): *Handbuch der Umweltmedizin*, VI-4, 20. Erg. Lfg. 11/2000, ecomed-Verlag, Landsberg.

EIKMANN, T., SEITZ, H. (2002): Klein, aber oho! Von der zunehmenden Bedeutung der Feinstäube, *Umweltmedizin in Forschung und Praxis* 7, 63-64.

ELBERS, G., MURATYAN, S. (1991): Problematik verkehrsbezogener Außenluftmessungen von Partikeln (Dieselruß). *VDI-Berichte* Nr. 888, 143-179.

FISSAN, H. (1997): In: *Forum für Umweltforschung*, hrsg. von W. Mölter, Universität GH Duisburg, 2-11.

FODOR, C. G. (1972): *Schädliche Dämpfe. Die Gefährdung des Berufs und Alltagslebens durch aromatische Kohlenwasserstoffe*. VDI-Verlag, Düsseldorf.

FOLINSBEE, L. J. (1992): Does nitrogen dioxide exposure increase airways responsiveness? *Toxicology and Industrial Health* 8, 273-283.

FROMME, H. (1995): Gesundheitliche Bedeutung der verkehrsbedingten Benzolbelastung der allgemeinen Bevölkerung. Zentralblatt für Hygiene und Umweltmedizin 196, 481-494.

FROMME, H. (1998): Komplexe Umwelteinwirkungen. Teil 1: Kraftfahrzeugverkehr und Gesundheit. In: Beyer, A. & Eis, D. (Hrsg.): Praktische Umweltmedizin, Folgelieferung April 1998, S. 1-44, Springer-Loseblatt-Systeme, Springer-Verlag Berlin-Heidelberg.

FUSELLI, S. (1995): Benzene concentration in ambient and indoor air. In: Imbriani, M., Ghittori, S., Pezzagno, G., Capodaglio, E. (Eds.): Advances in Occupational Medicine & Rehabilitation. Update on Benzene. Fondazione Salvatore Maugeri Edizioni, Pavia.

GK-BIMSCHG - GEMEINSCHAFTSKOMMENTAR ZUM BIMSCHG: hrsg. von Koch/Scheuing, Loseblattsammlung, Stand 4.98.

GODLESKI, J.J., SIOUTAS, C., KALTER, M. et al. (1996): Death from inhalation of concentrated ambient particles in animal models of pulmonary disease. Park City, Utah: 4-136.

GSF - FORSCHUNGSZENTRUM FÜR UMWELT UND GESUNDHEIT (1997): Ultrafeine Aerosolpartikel in unserer Atemluft – ein Gesundheitsrisiko? München GSF. – Jahresbericht 1997, 61-68.

HARRISON, R.M., SHI, J.P., XI, S., KHAN, A., MARK, D., KINNERSLEY, R., YIN, J. (2000): Measurement of number, mass and size distribution of particles in the atmosphere, Philosophical Transactions Royal Society London A 358, 2567-2580.

HASSELBLAD, V., EDDY, V. M., KOTCHMAR, D. J. (1992): Synthesis of environmental evidence: Nitrogen dioxide epidemiology studies, Journal of the Air & Waste Management Association 42, 662-671.

HEI – HEALTH EFFECTS INSTITUTE (1999): Diesel emissions and lung cancer: Epidemiology and quantitative risk assessment. A special report of the institute's Diesel Epidemiology Expert Panel.

HEINRICH, J., GROTE, V., PETERS, A., WICHMANN, H.-E. (2002): Gesundheitliche Wirkungen von Feinstaub: Epidemiologie der Langzeiteffekte, Umweltmedizin in Forschung und Praxis 7, 91-99.

HEINRICH, U., MUHLE, H., TAKENDADA, S., ERNST, H., FUHST, R., MOHR, U., POTT, F., STÖBER, W. (1986): Chronic effects on the respiratory tract of hamsters, mice and rats after long-term inhalation of high concentrations of filtered and unfiltered diesel engine emissions. – Journal of Applied Toxicology 6, 383-395.

HEINRICH, U., FUHST, R., MOHR, U. (1992): Tierexperimentelle Inhalationsstudien zur Frage der tumorinduzierten Wirkung von Dieselmotorabgasen und zwei Teststäuben. – In: Auswirkungen von Dieselmotorabgasen auf die Gesundheit. 5 Jahre Forschungsförderung. GSF (Forschungszentrum für Umwelt und Gesundheit) (Hrsg.): Projektträger Umwelt- und Klimaforschung, Neuherberg und Forschungszentrum Jülich, Projektträger Biologie, Ökologie und Energie (ökologische Forschung). München, GSF, 21-30.

HEINRICH, U., FUHST, R., DASENBROOK, C., MUHLE, H., KOCH, W., MOHR, U. (1993): Long-term inhalation exposure of rats and mice to Diesel exhaust (DE), carbon black (CB), and titanium dioxide (TiO₂). – In: Toxic and carcinogenic effects of solid particles in the respiratory tract. (Abstracts of the) 4th International Inhalation Symposium, Hannover, 1.-5. März 1993. Abstract A 25. – Hannover: Medizinische Hochschule, 63.

HEINRICH, U. (1998): Wirkungsmechanismus von schwerlöslichen Feinstäuben und Ultrafeinstäuben. Umweltmedizin in Forschung und Praxis 3, 189-190.

HEINRICH, U., MANGELSDORF, I., HÖPFNER, U. ET AL. (1999): Durchführung eines Risikovergleichs zwischen Dieselmotoremissionen und Ottomotoremissionen hinsichtlich ihrer kanzerogenen und nicht-kanzerogenen Wirkungen. – Forschungsbericht 297 61001/01. Berlin: Erich Schmidt Verlag. UBA-Berichte 2/99.

HENSCHLER, D., STIER, A., BECK, H., NEUMANN, W. (1960): Geruchsschwellen einiger wichtiger Reizgase (Schwefeldioxid, Ozon, Stickstoffdioxid) und Erscheinungen bei der Einwirkung geringer Konzentrationen auf den Menschen. Arch. Gewebehyg. 17, 547-570.

HERR, J., FISCHER, A. B., HEUDORF, U., HERR, C., HARPEL, S., PETEREIT-WOLF, G., ANGERER, J., EIKMANN, T. (1997): Benzol-Belastung bei Anwohnern von Tankstellen, Umweltmedizin in Forschung und Praxis 2, 171-175.

HERZNER, P., CHRIST, H. (1999): Die 23. BImSchV – ein Papiertiger? Immissionsschutz 2, 51-57.

HERZNER, P., CHRIST, H. (2001): Die 23. BImSchV – ein Auslaufmodell? Immissionsschutz 2, 59-63.

HEUDORF, U., HENTSCHEL, W. (1995): Benzol-Immissionen im Umfeld von Tankstellen. Zentralblatt für Hygiene und Umweltmedizin 196, 416-424.

HLfU - HESSISCHE LANDESANSTALT FÜR UMWELT (1998): Lufthygienischer Jahresbericht 1997. Umweltplanung, Arbeits- und Umweltschutz, Heft 246, Wiesbaden.

HÖPFNER, U. (2000): Emissions- und Immissionsprognosen für den Straßenverkehr in Deutschland – Welche Luftqualitätsziele werden erreicht? Vortrag im Rahmen „Technischer Kongress des VDA – IAA 2000“, Frankfurt am Main 28. und 29.09.2000.

HÜGLIN, C., GEHRIG, R. (2000): Anteil des Straßenverkehrs an den PM10- und PM2.5-Immissionen. Chemische Zusammensetzung des Feinstaubes und Quellenzuordnung mit einem Rezeptormodell. Kurzfassung, 17 S., EMPA Dübendorf. NFP41/C4, Bericht Nr. 801.

IARC - INTERNATIONAL AGENCY FOR RESEARCH ON CANCER (1989): Monographs on the Evaluation of the Carcinogenic Risks to Humans, Diesel and Gasoline Engine Exhausts and some Nitroarenes, Vol. 46, Lyon.

IFEU - INSTITUT FÜR ENERGIE- UND UMWELTFORSCHUNG (Hrsg.) (1993 ff.): Knörr, W., Höpfner, U. et al.: Daten- und Rechenmodell: „Energieverbrauch und Schadstoffemissionen des motorisierten Verkehrs in Deutschland 1980-2020“ und TREMOD: „Transport Emission Estimation Model“. Im Auftrag des Umweltbundesamtes, Berlin (fortlaufende Arbeiten).

IFEU - INSTITUT FÜR ENERGIE- UND UMWELTFORSCHUNG (Hrsg.) (1999a): Borken, J., Knörr, W., Höpfner, U.: Broschüre zu den Fahrleistungen und Emissionen des Straßengüterverkehrs in Deutschland 1990 bis 2015. Im Auftrag des Verbandes der Automobilindustrie, Frankfurt am Main.

IFEU - INSTITUT FÜR ENERGIE- UND UMWELTFORSCHUNG (Hrsg.) (1999b): Höpfner, U.: Emissionsprognosen – Fährt das Auto aus der umweltpolitischen Diskussion? Tagungsband: Technischer Kongress des VDA, 20. und 21.9.1999 anlässlich der IAA 1999 in Frankfurt am Main.

ILGEN, E., KARFICH, N., LEVSEN, K., ANGERER, J., SCHNEIDER, P., HEINRICH, J., WICHMANN, H.-E., DUNEMANN, L. (2000a): Aromatic hydrocarbons in the atmospheric environment Part I: Indoor versus outdoor sources. Atmospheric Environment.

ILGEN, E., LEVSEN, K., ANGERER, J., SCHNEIDER, P., HEINRICH, J., WICHMANN, H.-E. (2000b): Aromatic hydrocarbons in the atmospheric environment Part II: Univariate and multivariate analysis and case studies of indoor concentrations. *Atmospheric Environment*.

ILGEN, E., LEVSEN, K., ANGERER, J., SCHNEIDER, P., HEINRICH, J., WICHMANN, H.-E. (2000c): Aromatic hydrocarbons in the atmospheric environment Part III: Personal monitoring. *Atmospheric Environment*.

ISHINISHI, N. ET AL. (1986) (Hrsg.): Carcinogenic and mutagenic effects of diesel engine exhaust. Elsevier Science Publications.

JACOB, E., DÖRING, A. (2000): GD-Kat: Abgasnachbehandlungssystem zu simultanen Kohlenstoffpartikeloxydation und NO_x-Reduktion für Euro 4/5 -Nfz- Dieselmotoren, in Fortschritt-Berichte VDI Reihe 12, Nr. 420.

JARASS, H. D. (1999): Bundesimmissionsschutzgesetz (BImSchG), Kommentar, 4. Auflage, München.

JÖCKEL, K. H., AHRENS, W., JAHN, I., POHLABELN, H., BOLM-AUDORFF, U. (1998): Occupational risk factors for lung cancer: a case-control study in West-Germany. *International Journal of Epidemiology* 27, 549-560.

JOHN, W. (1993): The characteristics of environmental and laboratory-generated Aerosols. In: Willeke, K., Baron, P. A. (Eds.): *Aerosol Measurement*. Van Nostrand Rheinhold, New York, 54-72.

KATSOUYANNI, K., TOULOUMI, G., SPIX, C., SCHWARTZ, J., BALDUCCI, F., MEDINA, S., ROSSI, G., WOJTYNIAK, B., SUNYER, J., BACHAROVA, L. (1997): Short term effects of ambient sulphur dioxide and particulate matter on mortality in 12 European cities: results from time series data from the APHEA project. *British Medical Journal* 314,1658-63.

KATSOUYANNI, K., TOULOUMI, G., SAMOLI, E., GRYPARIS, A., LERTRE, A., MONOPOLIS, Y., ROSSI, G., ZMIROU, D., BALLESTER, F., BOUMGHAR, A., ANDERSON, H.R., WOJTYNIAK, B., PALDY, A., BRAUNSTEIN, R., PEKKANEN, J., SCHINDLER, C., SCHWARTZ, J. (2001): Confounding and Effect Modification in the Short-Term Effects of Ambient Particles on Total Mortality: Results from 29 European Cities within the APHEA 2 Project. *Epidemiology* 12, 521-531.

KOCH, E. (2001): Umsetzung von EG-Umweltstandards – zur Frage der Notwendigkeit einer Änderung oder Weiterentwicklung des deutschen Umweltrechts. *Immissionsschutz* 1, 28-32

KOM (2001): Mitteilung der Kommission. Das Programm „Saubere Luft für Europa“ (CAFE): Eine thematische Strategie für die Luftqualität. KOM 245, Brüssel.

KOSMIDER, S. (1975): Electrolytes and lipid disturbances in chronic intoxication with nitrogen oxides, *International Archives of Occupational and Environmental Health* 35, 217-232.

KOUROS, B., DEHNEN, W. (1990): Benzol – Vorkommen, biologische Wirkung und Wirkungsmechanismen. In: *Umwelthygiene*, Bd. 22. Medizinisches Institut für Umwelthygiene, Jahresbericht 1989/90. Hrsg. v. Gesellschaft zur Förderung der Lufthygiene und Silikoseforschung e.V. – Düsseldorf: Stefan W. Albers, 110-155.

KÜHLING, W., PETERS, H.-J. (1994): Die Bewertung der Luftqualität bei Umweltverträglichkeitsprüfungen. *Dortmunder Vertrieb für Bau- und Planungsliteratur*, Dortmund.

KUSCHNER, W. G., WONG, H., D'ALESSANDRO, A. (1997): Human pulmonary responses to experimental inhalation of high concentration fine and ultrafine magnesium oxide particles. *Environmental Health Perspectives* 105, 1234-1237.

KROHER, T. (2001): Schön sauber bleiben! ADAC-Motorwelt, Heft 9, 38-39.

LAHMANN, E. (1997): Anorganische Gase – Kapitel IV-1.1.1. In: Wichmann, Schlipkötter, Fülgraff (Hrsg.): *Handbuch der Umweltmedizin*, ecomed-Verlag Landsberg, 10. Erg. Lfg. 2/97.

LAI - LÄNDERAUSSCHUSS FÜR IMMISSIONSSCHUTZ (1992): Krebsrisiko durch Luftverunreinigungen. Ministerium für Umwelt, Raumordnung und Landwirtschaft (MURL) des Landes Nordrhein-Westfalen. (Hrsg.), Düsseldorf: MURL 1992.

LAI - LÄNDERAUSSCHUSS FÜR IMMISSIONSSCHUTZ (2001): Beratungsvorlage für die 101. Sitzung des Länderausschusses für Immissionsschutz vom 9.-11.05.2001 in Mainz. Fragen der Luftreinhaltung. Abschlussbericht: Minderungspotentiale verschiedener Maßnahmen für PM₁₀/PM_{2,5} und NO_x im Straßenverkehr, 189-263.

LANDMANN/ROHMER (Hrsg.): *Umweltrecht, Band I, Bundes-Immissionsschutzgesetz, Kommentar, Loseblattsammlung*, Stand: 31.10.1998, München.

LANDMANN/ROHMER (Hrsg.): *Umweltrecht, Band II, Durchführungsvorschriften zum Bundes-Immissionsschutzgesetz, Kommentar, Loseblattsammlung*, Stand: 15.03.1999, München.

LAUE, W., PILOTY, M., LI, D., MARCHL, D. (1994): Untersuchungen über Benzolkonzentrationen in der Innenraumluft von Wohnungen in der Nachbarschaft von Tankstellen. *Forum Städte-Hygiene* 45, 283-286.

VAN LEEUWEN (1997): Update and revision of the WHO Air Quality Guidelines für Europe. The Newsletter of the International Center for Studies and Research in Biomedicine Cracow/Pl. EpiMarker, 10-12.

LEVY, L. S. (1995): The "Particle Overload" Phenomenon and Human Risk Assessment, Indoor Environment, 4, 254-262.

LfU - LANDESAMT FÜR UMWELTSCHUTZ BAYERN (1996a): Lufthygienischer Jahresbericht 1995. München.

LfU - LANDESAMT FÜR UMWELTSCHUTZ BAYERN (1996b): Messbericht über Immissionsmessungen leichtflüchtiger organischer Verbindungen an ausgewählten Standorten im Stadtgebiet von München 1994/1995, München.

LIS - LANDESANSTALT FÜR IMMISSIONSSCHUTZ NORDRHEIN-WESTFALEN (1994) (Hrsg.): Berichte über die Luftqualität in Nordrhein-Westfalen. LIMES-Jahresbericht 1992, Diskontinuierliche Luftqualitätsmessungen Reihe B - Schwebstaub und Inhaltsstoffe, Kohlenwasserstoffe, LIS, Essen.

LUA - LANDESUMWELTAMT NORDRHEIN-WESTFALEN (1997): Mobile Immissionsmessung Duisburg-Bruckhausen, 02.09.-31.10.1996, Essen.

LUA - LANDESUMWELTAMT NORDRHEIN-WESTFALEN (1999a): Emissionskataster Luft Nordrhein-Westfalen 1996/97, Essen.

LUA - LANDESUMWELTAMT NORDRHEIN-WESTFALEN (1999b): Luftqualität in Nordrhein-Westfalen, Luftqualitätsüberwachungssystem-Jahresbericht 1998, Essen.

LUTTMANN, H., GRÖMPING, U., KREIENBROCK, L., TREIBER-KLÖTZER, C., WOLF-OSTERMANN, K., WICHMANN, E. (1994): Kohortenstudie zu Atemwegserkrankungen und Lungenfunktion bei Schulkindern in Südwestdeutschland – Teil 2: Regionale Einflüsse auf Atemwegserkrankungen in Mannheim und im Raum Freiburg. Zentralblatt für Hygiene und Umweltmedizin 196, 114-138.

MAYER, A. (2000): Verminderung der Emissionen von Real-Dieselmotoren im Tunnelbau (VERT), Forschungsvorhaben im Auftrag von Suva/AUVA/TBG/BUWAL, Abschlussbericht 29.02.2000.

MOLLENHAUER, K. (2002) (HRSG.): Handbuch Dieselmotoren, Berlin Heidelberg.

MOON, D. P., DONALD, J. R. (1997): UK Research Programme on the Characterisation of Vehicle Particulate Emissions. A report produced for the Department of the Environment, Transport and the Regions (DETR) and the Society of Motor Manufacturers and the Traders (SMMT). ETSU (Didcot/Oxfordshire) Report No. R98.

MÜCKE, H.-G., WAGNER, H. M. (1998): Anorganische Gase/Stickstoffdioxid. In: Wichmann, Schlipkötter, Fülgraff (Hrsg.): Handbuch der Umweltmedizin 14. Erg. Lfg., Ecomed Verlag Landsberg.

MURL - MINISTERIUM FÜR UMWELT, RAUMORDNUNG UND LANDWIRTSCHAFT IN NORDRHEIN-WESTFALEN (1997) (Hrsg.): Luftreinhalteplanung in Nordrhein-Westfalen. Sonderluftreinhalteplan Duisburg. Düsseldorf.

NAP - NETHERLANDS AEROSOL PROGRAMME (2001): Discussion Document On Health Risks Of Particulate Matter In Ambient Air, Final Draft, 20.07.2001.

NTP - U.S. Department of Health and Human Services (1986): Toxicology and carcinogenesis studies of benzene. NTP Technical Report 289.

NRC – NATIONAL RESEARCH COUNCIL (1998): Research Priorities for Airborne Particulate Matter. National Academy Press, Washington D. C.

OBERDÖRSTER, G., FERIN, J., GELEIN, R., SONDERHOLM, S.C., FINKELSTEIN, J. (1992): Role of the alveolar macrophage during lung injury: Studies with ultrafine particles. *Environmental Health Perspectives* 97, 193-199.

OBERDÖRSTER, G., FERIN, J., LEHNERT, B. E. (1994): Correlation between Particle Size, In Vivo Particle Persistence and Lung Injury. *Environmental Health Perspectives* 102 Suppl. 6, 173-179.

OBERDÖRSTER, G., GELEIN, R.M., FERIN, J., WEISS, B. (1995): Association of particulate air pollution and acute mortality: Involvement of ultra-fine particles? *Inhalation Toxicology* 7, 111-24.

OBERDÖRSTER, G. (1997): Ambient ultrafine particles: inducers of acute injury? In: Brain, J. D., Driscoll, K. E., Dungworth, D. L. (Eds.): Relationship between respiratory disease and exposure to air pollution. Washington: ILSI Press.

OBERFELD, G., KÖNIG, C., DASCHIL, F., HOFSTÖTTER, H., BIEBL, P., KASPER, A., PUXBAUM, H., MAHRINGER, W., SCHANTL, H. (1996): Erste Salzburger Kindergesundheitsuntersuchung. Hrsg: Amt der Salzburger Landesregierung.

OEHHA - OFFICE OF ENVIRONMENTAL HEALTH HAZARD ASSESSMENT (1994): Health Risk Assessment for Diesel Exhaust, Berkeley.

PEKKANEN, J., TIMONEN, K. L., RUUSKANEN, J. et al. (1997): Effects of ultrafine and fine particles in an urban air on peak respiratory flow among children with asthmatic symptoms. *Environmental Research* 74, 24-33.

PEPELKO, W. E., CHEN, C. (1993): Quantitative assessment of cancer risk from exposure to diesel engine emissions. *Regulatory Toxicology and Pharmacology* 17, 52-65.

PETERS, A., WICHMANN, H.-E., TUCH, T. (1997): Respiratory effects are associated with the number of ultrafine particles, *American Journal of Respiratory and Critical Care Medicine* 155, 1376-1383.

PETERS, A., SCHULZ, H., KREYLING, W. G. & WICHMANN, H. E. (1998): Staub und Staubinhaltsstoffe/feine und ultrafeine Partikel. In: Wichmann, Fülgraff, Schlipkötter (Hrsg.) *Handbuch der Umweltmedizin* 14. Erg. Lfg. 10/98, Kap. VI-2, Ecomed Verlag Landsberg.

PETERS, A., HEINRICH, J., WICHMANN, H.-E. (2002): Gesundheitliche Wirkungen von Feinstaub: Epidemiologie der Kurzzeiteffekte, *Umweltmedizin in Forschung und Praxis* 7, 101-115.

PITZ, M., KREYLING, W. G., HÖLSCHER, B., CYRYS, J., WICHMANN, H.-E., HEINRICH, J. (2001): Change of the ambient particle size distribution in East Germany between 1993 and 1999, *Atmospheric Environment* 35, 4357-4366.

POTT, F. (1991): Dieselmotorabgase – Tierexperimentelle Ergebnisse zur Risikoabschätzung. In: *VDI-Berichte Nr. 888*. Hrsg. v. Verein Deutscher Ingenieure. Düsseldorf: VDI-Verlag, 211-244.

POTT, F., HEINRICH U. (1992): Staub und Staubinhaltsstoffe/Polycyclische Aromatische Kohlenwasserstoffe (PAH). In: Wichmann, H. E., Schlipkötter, H. W. & Fülgraff G. (Hrsg.): *Handbuch der Umweltmedizin*, Ecomed Verlag, Landsberg.

POTT, F., HEINRICH, U., ROLLER, M. (1993): Dieselmotor-Emissionen (DME).-Vorabdruck des Artikels für das *Handbuch der Umweltmedizin*.-In: Wichmann, H.-E., Schlipkötter, H.-W., Fülgraff, G. M. (Hrsg.): *Handbuch der Umweltmedizin*, Ecomed Verlag, Landsberg.

POTT, F., HEINRICH, U., ROLLER, M. (1997): Aktuelle Daten und Fragen zur Kanzerogenität von festen Partikeln aus Abgas von Dieselmotoren und anderen Quellen. Zentralblatt für Hygiene und Umweltmedizin 200, 223-280.

RAUTERBERG-WULFF, A. (1998): Beitrag des Reifen- und Bremsabriebs zur Rußemission an Straßen, VDI Fortschritt-Berichte, Reihe 15, Nr. 202, VDI-Verlag.

REHBINDER, E. (1994): Verkehrsbeschränkungen in Ballungsgebieten nach § 40 Abs. 2 BImSchG, Zeitschrift für Umweltrecht 1994, 101-108.

RODT, S. (1999): Beurteilung von Partikelfiltersystemen aus der Sicht des UBA und zukünftige Entwicklung der Gesetzgebung. – In: 2nd International Colloquium „Fuels“, Technische Akademie Esslingen, 20.-21. Januar 1999.

RUTISHAUSER, M., ACKERMANN-LIEBRICH, U., BRAUN-FAHRLÄNDER, C., GNEHM, H. E., WANNER, H. U. (1990): Association between airway symptoms in young children and NO₂ concentrations in the outside air. Pneumologie 44, 245-246.

SÄVERIN, R., BRÄUNLICH, A., ENDERLEIN, G., HEUCHERT, G. (1999): Diesel exhaust and lung cancer mortality in potash mining. American Journal of Industrial Medicine 36, 415—422.

SAMET, J.M., DOMINICI, F., ZEGER, S.L., SCHWARTZ, J., DOCKERY, D.W. (2000a) National Morbidity, Mortality and Air Pollution Study, Part I: Methods and methodologic issues. Health Effects Institute Cambridge MA. 94: 1-85.

SAMET, J.M., ZEGER, S.L., DOMINICI, F., CURRIERO, F., COURSAC, I., DOCKERY, D.W., SCHWARTZ, J., ZANOBETTI, A. (2000b): The National Morbidity, Mortality, and Air Pollution Study, Part II: Morbidity, Mortality, and Air Pollution in the United States. Health Effects Institute Cambridge MA. 94 Part II:1-81.

SAUER, H. (1999): Mit schönem Ruß! Zeitschrift für Auto Motor Sport 1, 44-49.

SCHLUMS, CH. (1998): Charakterisierung der Quellgruppenbeiträge zur Immission von Ruß und anderen verkehrsrelevanten Schadstoffen an Hauptverkehrsstraßen, Berlin.

SCHULZE-FIELITZ, H. (1993): Aktuelle Probleme des Verkehrsimmissionsschutzes, Die Verwaltung 26, 515.

SCHWARTZ, J., DOCKERY, D. W., NEAS, L. M. (1996): Is daily mortality associated specifically with fine particles? Journals of Air and Waste Management Organization 46, 927-936.

SCHWENK, M. (2001): Aktuelles Thema: Feinstäube, Umed Info 13, 29-31

SEATON, A., MacNEE, W., DONALDSON, K., GODDEN, D. (1995): Particulate air pollution and acute health effects, Lancet 345, 176-178.

SEIDEL, H. J. (1996): Praxis der Umweltmedizin, Stuttgart.

SPALLEK, M., SORSCHKE, P. A. (2002): Anmerkungen zur Wirkungsdiskussion über Immission und Emission von Dieselpartikeln, Umweltmedizin in Forschung und Praxis 7, 79-90.

SRU - DER RAT VON SACHVERSTÄNDIGEN FÜR UMWELTFRAGEN (Hrsg.) (1993): Stellungnahme zum Verordnungsentwurf nach § 40 Abs. 2 BImSchG, Stuttgart.

SRU - DER RAT VON SACHVERSTÄNDIGEN FÜR UMWELTFRAGEN
(Hrsg.) (2000): Umweltgutachten 2000, Stuttgart.

SRU - DER RAT VON SACHVERSTÄNDIGEN FÜR UMWELTFRAGEN
(Hrsg.) (2002): Umweltgutachten 2002, Stuttgart.

STEVEN, E., STEVEN, H. (1999): Erarbeitung von Grundlagen für die Umsetzung von § 40 Abs. 2 BImSchG. Forschungs- und Entwicklungsvorhaben Nr. 294 43 044 (vormals 105 06 044) des Umweltbundesamtes. FIGE (Forschungsinstitut Geräusche und Erschütterungen), Herzogenrath.

STUDNICKA, M., HACKL, E., PISCHINGER, J., FANGMEYER, C., HASCHKE, N., KÜHR, J., URBANEK, R., NEUMANN, M., FRISCHER, T. (1997): Traffic-related NO₂ and the prevalence of asthma and respiratory symptoms in seven year olds, European Respiratory Journal 10, 2275-2278.

SZAGUN, B., SEIDEL, H. (2000): Mortalität durch den Straßenverkehr in Baden-Württemberg – Schadstoffemissionen, Unfälle, Lärm, Gesundheitswesen 2000; 62: 225-233.

TEUFEL, D., BAUER, P. et al. (2000): Krebsrisiko durch Benzol und Dieselrußpartikel. Bericht Nr. 44 des Umwelt- und Prognose-Institutes (UPI).

TTM - TECHNIK THERMISCHE MASCHINEN (2000): Lexikon Verbrennungsmotor Partikel. Niederrohrdorf Schweiz, 59 S., Dokumenten-download über den Arbeitskreis Partikel-Filter Systemhersteller, <http://www.akpf.org/>.

TUCH, T., BRAND, P., WICHMANN, H.-E., HEYDER, J. (1997): Application of a mobile aerosol spectrometer for characterization ambient aerosol particles in Eastern Germany. Atmospheric Environment 31, 4193-4197.

TVRDY, C., HAUCK, H., NEUBERGER, M. (1999): Stickstoffdioxid – (Langzeit)Richtwert zum Schutz der menschlichen Gesundheit, Umweltmedizin in Forschung und Praxis, 279-284.

UBA - UMWELTBUNDESAMT (1982) (Hrsg.): Luftqualitätskriterien für Benzol, Erich Schmidt Verlag, Berlin.

UBA - UMWELTBUNDESAMT (1997a) (Hrsg.): Verkehrsbedingte Belastungen durch Benzol, Dieselruß und Stickoxide in städtischen Straßenräumen. 23. BImSchV seit 1. März 1997 in Kraft – was nun? 465. FGU-Seminar. Umweltbundesamt Berlin.

UBA – UMWELTBUNDESAMT (1997b) (Hrsg.): Daten zur Umwelt. Der Zustand der Umwelt in Deutschland, Umweltbundesamt Berlin.

UBA - UMWELTBUNDESAMT (2000a): Jahresbericht 1999. Aus dem Messnetz des UBA. UBA-Texte 00/58.

UBA - UMWELTBUNDESAMT (2000b): Feinstaub – Die Situation in Deutschland nach der EU-Tochter-Richtlinie. Bericht über ein Symposium am 26. und 27. Juni 2000. WaBoLu-Hefte 2/00, Umweltbundesamt Berlin.

UBA - UMWELTBUNDESAMT (2001) (Hrsg.): Daten zur Umwelt. Der Zustand der Umwelt in Deutschland 2000, 7. Ausgabe, Umweltbundesamt Berlin.

US-EPA - UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (1996): Air quality Criteria for Particulate Matter. Research Triangle Park, NC: National Center for Environmental Assessment-RTP Office, report nos. EPA/600/P-95/001aF-cF.3v Available from NTIS, Springfield VA, PB96-168224.

US-EPA - UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (1999) Draft health assessment document for diesel emissions. EPA/600/8-90/057D.

US-EPA - UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY
(2001): Air Quality Criteria for Particulate Matter (draft).

ULE, C.-H./LAUBINGER, H.-W. (Hrsg.): Bundes-Immissionsschutzgesetz,
Kommentar, Rechtsvorschriften – Rechtsprechung, Teil II: Rechtsvorschriften,
Band 1, Loseblattsammlung. Stand April 1997.

ULE, C.-H./LAUBINGER, H.-W. (Hrsg.): Bundes-Immissionsschutzgesetz,
Kommentar, Rechtsvorschriften – Rechtsprechung, Teil II: Rechtsvorschriften,
Band 2, Loseblattsammlung. Stand: Oktober 1999.

UMEG - GESELLSCHAFT FÜR UMWELTMESSUNGEN UND
UMWELTERHEBUNGEN MBH (2001): Erfahrungsbericht über die Ermittlung
von Konzentrationswerten nach der 23. BImSchV, Bericht im Auftrag des
Ministeriums für Umwelt und Verkehr Baden-Württemberg, Karlsruhe.

VDI (1985): Maximale Immissionskonzentrationen für Stickstoffdioxid. VDI-
Richtlinie 2310, Blatt 12, VDI-Verlag, Düsseldorf.

VDI (2001): Maximale Immissionskonzentrationen für Stickstoffoxide,
überarbeitete Fassung, Entwurf vom 22.10.2001.

WAGNER, H. M. (1970): Absorption von NO und NO₂ in MIK- und MAK-
Konzentrationen bei der Inhalation.-Staub-Reinh. Luft 30: 380/81.

WESTER, R. C., MAIBACH, M. J. (1977): Percutaneous absorption in man and
animal. A perspective. In: Drill, V., Lazar, P. (Eds.): Cutaneous Toxicity.
Academic Press, New York, 240-248.

WHITBY, K. T. (1978): The physical characteristics of sulphur aerosols,
Atmospheric Environment 12, 135-159.

WHO - WORLD HEALTH ORGANIZATION (Regional Office for Europe) (1996): Update and Revision of the WHO Air Quality Guidelines for Europe. Volume 1 Organics, Bilthoven, The Netherlands, 28.-31. October 1996.

WHO - WORLD HEALTH ORGANIZATION (Regional Office for Europe) (1997): The final Consultation on the Updates and revisions on the Air quality guidelines for Europe. WHO-ECEH, De Bilt, Netherlands.

WHO - WORLD HEALTH ORGANIZATION (2000): Air Quality Guidelines for Europe – Second Edition. WHO Regional Publications, European Series No. 91, 1-273.

WICHMANN, H. E. (1997): Neue WHO-Luftqualitätsleitlinien für Europa. Teil II: Klassische Luftschadstoffe. Umweltmedizin in Forschung und Praxis 2, 46-47.

WICHMANN, H. E., PETERS, A. (1999): Epidemiological studies on health effects of fine and ultrafine particles in Germany. Presentation at the Institute Meeting of the EU and the Health Effects Institute: “Health Effects of Fine Particles: Key Questions and the 2003 Review”, Brüssel.

WICHMANN, H.E., SPIX, C., TUCH, T., WÖLKE, G., PETERS, A., HEINRICH, J., KREYLING, W.G., HEYDER, J. (2000): Daily Mortality and fine and ultrafine particles in Erfurt, Germany. Part I: Role of particle number and particle mass. Health Effects Institute, HEI. 1-96, Cambridge, MS. <http://www.healtheffects.org/pubs-recent.htm>.

WICHMANN, H. E., HEINRICH, J., PETERS, A. (2001): Wissensstand zu gesundheitlichen Effekten von Schwebstaub - Schwerpunkt: epidemiologische Daten aus Europa.

WICHMANN, H. E. (2002): Dieselruß und andere Feinstäube – Umweltproblem Nr. 1? Gefahrstoffe – Reinhaltung der Luft, 62, 1-2.

ZENGER, A. (1998): Luftqualität in und um Tiefgaragen. Immissionsschutz 4: 148-151.

ZMIROU, D., SCHWARTZ, J., SAEZ, M., ZANOBETTI, A., WOJTYNIAK, B., TOULOUMI, G., SPIX, C., PONCE de LEÓN, A., Le MOULLEC, Y., ACHAROVA, L., SCHOUTEN, J., PÖNKA, A., KATSOUYANNI, K. (1998): Time-series analysis of air pollution and cause-specific mortality. *Epidemiology* 9, 495-503.

Anhang I: Tabellen und Abbildungen

Tabelle 3.1.6-1:
Grenz- und Orientierungswerte für Stickstoffoxide in $\mu\text{g}/\text{m}^3$

DFG (1999)	MAK (NO ₂)	9.500	8-h-Exposition/40-h-Woche
Immissionswert 22. BImSchV	(NO ₂)	200	98-Perzentil-Wert aus 1-h-Mittelwerten (oder kürzeren Zeiträumen) eines Jahres
Konzentrationswert 23. BImSchV	(NO ₂)	160	98-Perzentil-Wert aller Halbstundenmittelwerte eines Jahres
TA Luft*	(NO ₂)	80 (IW1) 200 (IW2)	Jahresmittelwert 98-Perzentil-Wert der Summenhäufigkeit aller messwerte
VDI	MIK (NO ₂)	100	24-h-Mittelwert
		200	1/2-h-Mittelwert
	MIK (NO)	500	24-h-Mittelwert
		1.000	1/2-h-Mittelwert
WHO**	(NO ₂)	40	Jahresmittelwert
		200	1-h-Maximum
EU-Tochterraichtlinie 1999/30/EG #	(NO ₂)	40	Jahresgrenzwert
		200	1-Stunden-Grenzwert
Vorsorgewert nach Kühling und Peters (1994) ##	(NO ₂)	<20	24-h-Mittel

* Immissionswerte zum „Schutz vor Gesundheitsgefahren“

** Luftqualitätsleitwerte (WHO (1997))

ab 01.01.2010 zu erreichen

Zielniveau

Abbildung 3.2.1-1:
Partikelvolumenverteilung atmosphärischer Aerosole

Quelle: Cyrus et al. 2002 (nach Whitby 1978, John 1993)

Abbildung 3.2.1-2:
Morphologische Struktur von Dieselpartikeln

Quelle: Wenninger, DaimlerChrysler AG 1999

Abbildung 3.2.2-1:

Quellenzuordnung von PM_{10} , $PM_{2,5}$ und $PM_{0,1}$ in Großbritannien 1996

Quelle: APEG 1999

Tabelle 3.2.3-1:
Zahl und Oberfläche von monodispersen Partikeln mit Einheitsdichte, aber unterschiedlichen Größen bei einer Masse von $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$

Quelle: Heinrich et al. 1999

Abbildung 3.2.4-1:
Lungengängigkeit von Aerosolen

Quelle: Fissan 1997

Tabelle 3.2.5-1:
Chronische Lungenerkrankungen, die durch Staubexposition am Arbeitsplatz auftreten können
(ohne biogene Stäube)

Quelle: Peters et al. 1998 (verändert)

Tabelle 3.2.5-2:
Relative Risiken für Mortalität und Morbidität nach den Befunden mehrerer epidemiologischer
Untersuchungen (Daten nach US-EPA)

Quelle: Heinrich et al. 1999 (gekürzt)

Tabelle 3.2.5-3:
Ergebnisse der APHEA-Studie: Gesamtauswertung der Daten aller Einzelstädte zum Zusammenhang zwischen täglicher Partikelbelastung (24-h-Mittel) und Mortalität bzw. Morbidität

Quelle: Heinrich et al. 1999

Tabelle 3.3.3-1:
Benzol-Immissionskonzentrationen (Jahresmittelwerte) in unterschiedlich belasteten Bereichen

Gebiet	$\mu\text{g}/\text{m}^3$	Literatur
Ländliche Gebiete	< 1	Kühling u. Peters 1994
Ländliche Gebiete	1,52 (GM)	Ilgen et al. 2000c
Mittelgebirgsstationen NRW	0,83 – 1,04	LUA 1999b
Ballungsgebietsferne Stationen NRW	1,02 – 2,98	LUA 1999b
Verkehrsstationen (Düsseldorf/Essen)	5,02 – 8,35	LUA 1999b
Städtische Gebiete	10,48 (GM)	Ilgen et al. 2000c
Emittentennahbereich (Kokereien) 1996/97	12	MURL 1997
Emittentennahbereich (Kokereien)	17,7	LUA 1997 (Sept. – Okt. 1996)
Emittentennahbereich – Kraftfahrzeuge (Straßenschluchten)	8 - 48	WHO 1996, Fromme 1995
Tiefgarage	bis 450	Zenger 1998

GM = Geometrischer Mittelwert

Quelle: Eikmann und Göen 2000

Tabelle 3.3.3-2:
Definition der Kraftstoffe nach Richtlinie 98/70/EG (Auszug)

Quelle: SRU 2000

Tabelle 3.3.6-1:
Grenzwerte zum Schutz des Menschen vor Belastungen durch Benzol (Außenluft)

Quelle	Jahr	Werte	Erläuterungen
TA Luft	1986	5 µg/m ³	Emission
LAI	1992	2,5 µg/m ³	Jahresmittelwert
23. BImSchV	1996	10 µg/m ³	Jahresmittelwert (ab 1998)
EG-Richtlinie 2000/69/EG	2000	5 µg/m ³	Jahresmittelwert (ab 2010)
EG-Richtlinie 1998/70/EG	1998	1%	Max. Benzolgehalt im Benzin

Tabelle 4.2-1:
Anzahl der Messpunkte sowie gemessene Schadstoffe aufgeschlüsselt nach den Bundesländern

Quelle: UMEG 2001

Tabelle 4.3-1:

Anzahl der Messpunkte mit Überschreitungen sowie Überschreitungshäufigkeit und mittlere relative Überschreitung der einzelnen Schadstoffe aufgeschlüsselt nach den Bundesländern für Messungen bis einschließlich 1997

Quelle: UMEG 2001

Tabelle 4.3-2:

Anzahl der Messpunkte mit Überschreitungen sowie Überschreitungshäufigkeit und mittlere relative Überschreitung der einzelnen Schadstoffe aufgeschlüsselt nach den Bundesländern für Messungen ab 1998

Quelle: UMEG 2001

Abbildung 4.4-1:
Relative Änderung der Kenngrößen von Benzol, Ruß und Stickstoffdioxid zwischen erstem und
letztem Messjahr

Quelle: UMEG 2001

Abbildung 4.4-2:
Zeitlicher Verlauf der Benzolkonzentrationen (monatlich gleitende Jahresmittelwerte) an
Verkehrsmessstationen in Baden-Württemberg und Niedersachsen

Quelle: UMEG 2001

Abbildung 4.4-3:
Zeitlicher Verlauf der Rußkonzentrationen (monatlich gleitende Jahresmittelwerte) an Verkehrsmessstationen in Baden-Württemberg und Niedersachsen

Quelle: UMEG 2001

Abbildung 4.4-4:
Zeitlicher Verlauf der NO₂-98%-Werte (monatlich gleitend) an vier Verkehrsmessstationen in Baden-Württemberg

Quelle: UMEG 2001

Tabelle 4.5-1:
Änderungsraten der Emissionen und der Fahrleistung des Straßenverkehrs in Deutschland bezogen auf 1990 (Werte 2020 Standard-Szenario)

Quelle: Höpfner 2000

Abbildung 4.5-1:
Fahrleistung und direkte Emissionen des motorisierten Straßenverkehrs in Deutschland 1980 bis 2020

Abbildung 4.5-1 Fortsetzung:

Quelle: Höpfner 2000

Abbildung 5.2.2-1:
EU-Abgasgesetzgebung für Partikelemissionen von Diesel-Pkw

Quelle: Spallek und Sorsche 2002

Abbildung 5.2.2-2:
Entwicklung der Euro-Abgasgrenzwerte

Quelle: SRU 2000

Abbildung 5.2.2-3:
Anzahlgrößenprofile der Partikelemission herkömmlicher und fortschrittlicher Dieselmotorkonzepte bei 50 km/h

Quelle: ACEA 1999

Abbildung 5.2.2-4:
Summe der relativen kanzerogenen Potenz ausgewählter Bestandteile von Pkw-Emissionen im Innerortsverkehr [m^3/km]

Quelle: Heinrich et al. 1999

**Anhang II: Siebtes Gesetz zur Änderung des BImSchG
(Entwurf der Bundesregierung vom 12.12.2001)**

**Anhang III: Gesetzesbeschluss des Deutschen Bundestages
vom 25.04.2002**

Lebenslauf

Name: Jochen Herr
 geboren: 27.05.1969
 Geburtsort: Worms
 Staatsangehörigkeit: deutsch
 Konfession: evangelisch
 Familienstand: verheiratet
 Ehefrau: Dr. med. Caroline Herr, geb. Aletsee
 Kinder: Martina Caroline Herr, geb. 11.01.1997
 Felix Lukas Herr, geb. 27.10.1998
 Markus Georg Herr, geb. 13.03.2001

Schulbildung

Aug. 1975 - Juni 1979 Grundschule Zellertal
 Aug. 1979 - Juni 1988 Gymnasium Weierhof am Donnersberg
 Juli 1985 - Dez.1985 Alton High School, Illinois, U.S.A.
 Sep. 1986 - Juni 1987 Schülersprecher
 Juni 1988 Abitur, Gymnasium Weierhof am Donnersberg

Bundeswehr

Juli 1988 - Juni 1990 Ausbildung zum Reserveoffiziersanwärter im
 2./ Fallschirmjägerbataillon 263 Saarlouis
 Juli 1991 Leutnant der Reserve

Studium

Okt. 1990 Maschinenbaustudium an der
 Technischen Hochschule Darmstadt
 April 1996 Diplom „Allgemeiner Maschinenbau“
 April 1996 Studium der Rechtswissenschaften an der
 Johann Wolfgang Goethe-Universität
 Frankfurt/Main
 Mai 2001 1. juristische Staatsprüfung

Referendariat

Sept. 2001 Landgericht Frankfurt/Main

Juni 2002

Danksagung

Herrn Professor Dr. med. Thomas Eikmann gilt mein ganz besonderer Dank dafür, dass er mir in vielfacher Hinsicht die Durchführung dieser Arbeit ermöglichte und mich mit seinem Wissen und seiner großen wissenschaftlichen Erfahrung jederzeit hilfreich unterstützte.

Meinen Dank möchte ich auch Herrn Zarko Peranic vom Zentrum für Umweltmessungen, Umwelterhebungen und Gerätesicherheit (UMEG) aussprechen, von dem ich mehrere Tabellen und Graphiken übernehmen konnte.

Für die Unterstützung bei der Literaturrecherche danke ich Frau Dr. rer. nat. Heike Seitz. Frau Dr. rer. nat. Sabine Eikmann und Frau Eva Aletsee, meiner Schwiegermutter, danke ich für die sorgfältige Durchsicht des Manuskriptes. Meiner Schwiegermutter danke ich zudem für die unermüdliche und liebevolle Betreuung meiner drei Kinder während der vielen Stunden, in denen ich diese Arbeit erstellt habe. Dank schulde ich auch meiner lieben Frau für zahlreiche Hinweise und Anregungen, die zum Gelingen der Arbeit wesentlich beigetragen haben.

Anhang I: Tabellen und Abbildungen

Tabelle 3.1.6-1:
Grenz- und Orientierungswerte für Stickstoffoxide in $\mu\text{g}/\text{m}^3$

DFG (1999)	MAK (NO_2)	9.500	8-h-Exposition/40-h-Woche
Immissionswert 22. BImSchV	(NO_2)	200	98-Perzentil-Wert aus 1-h-Mittelwerten (oder kürzeren Zeiträumen) eines Jahres
Konzentrationswert 23. BImSchV	(NO_2)	160	98-Perzentil-Wert aller Halbstundenmittelwerte eines Jahres
TA Luft*	(NO_2)	80 (IW1) 200 (IW2)	Jahresmittelwert 98-Perzentil-Wert der Summenhäufigkeit aller messwerte
VDI	MIK (NO_2)	100	24-h-Mittelwert
		200	1/2-h-Mittelwert
	MIK (NO)	500	24-h-Mittelwert
		1.000	1/2-h-Mittelwert
WHO**	(NO ₂)	40	Jahresmittelwert
		200	1-h-Maximum
EU-Tochterraichtlinie 1999/30/EG #	(NO ₂)	40	Jahresgrenzwert
		200	1-Stunden-Grenzwert
Vorsorgewert nach Kühling und Peters (1994) ##	(NO ₂)	<20	24-h-Mittel

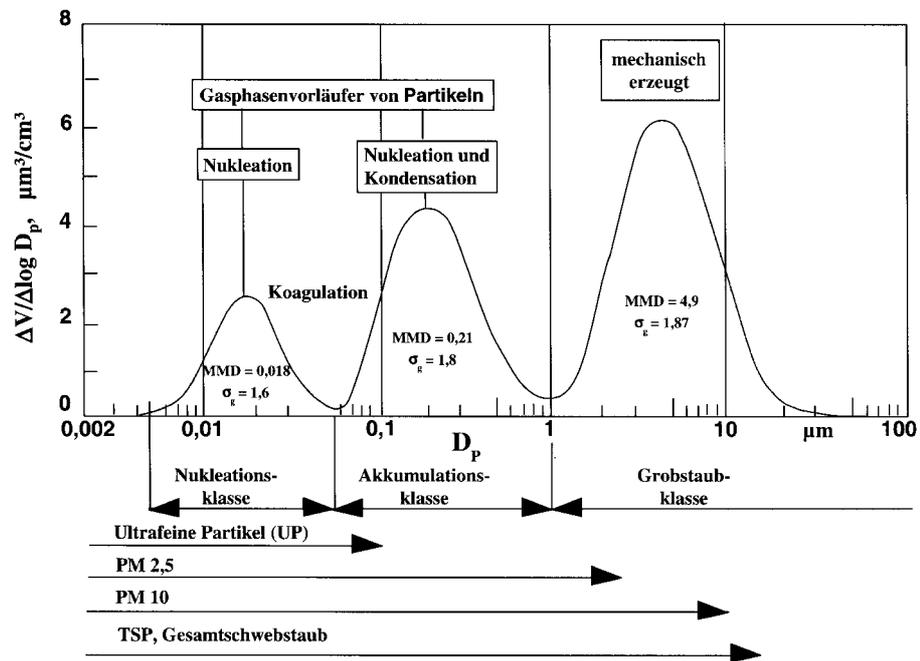
* Immissionswerte zum „Schutz vor Gesundheitsgefahren“

** Luftqualitätsleitwerte (WHO (1997))

ab 01.01.2010 zu erreichen

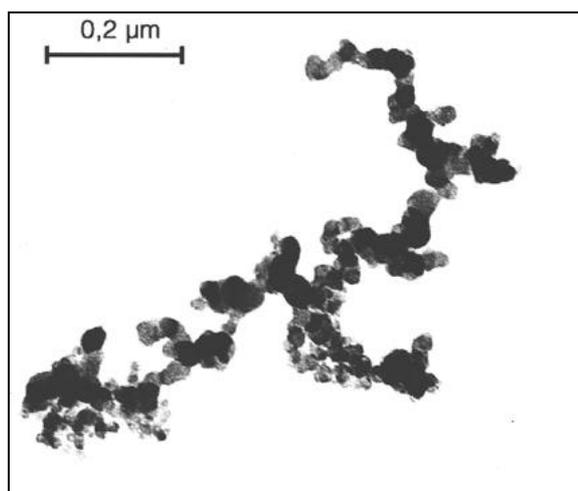
Zielniveau

Abbildung 3.2.1-1:
Partikelvolumenverteilung atmosphärischer Aerosole



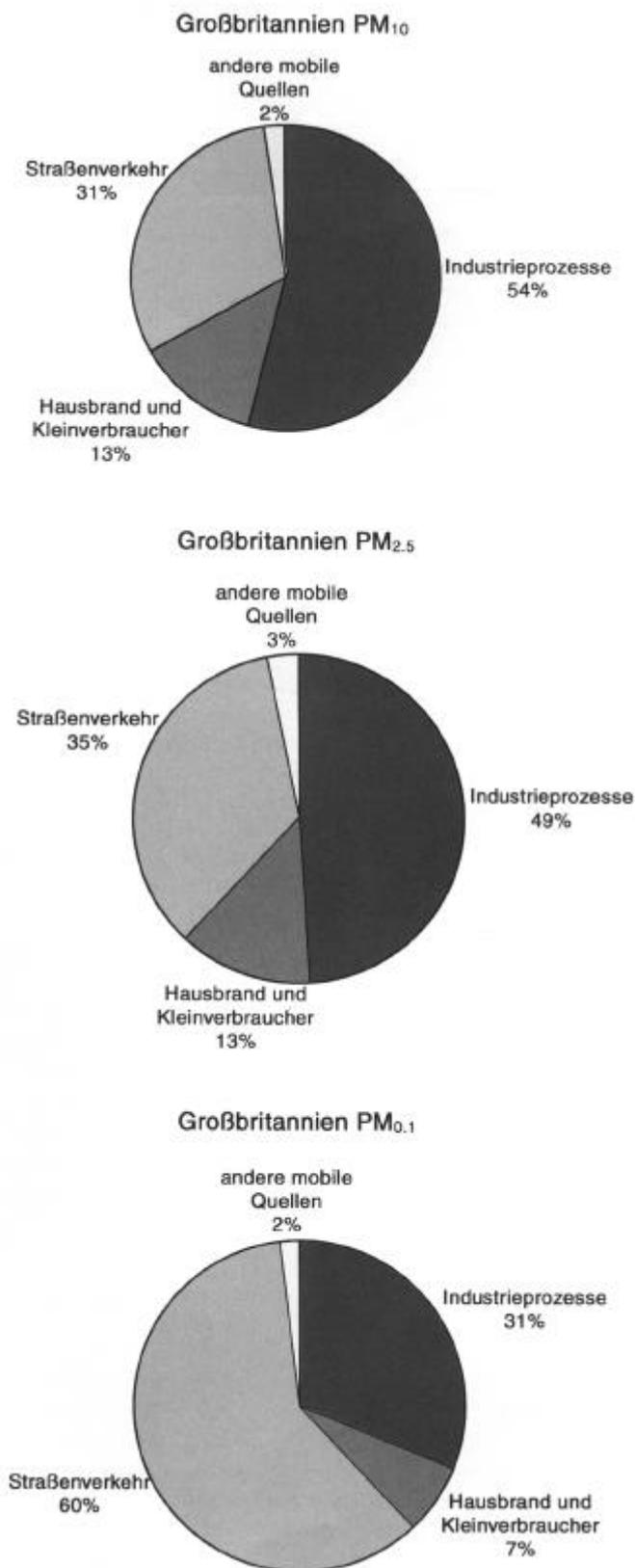
Quelle: Cyrus et al. 2002 (nach Whitby 1978, John 1993)

Abbildung 3.2.1-2:
Morphologische Struktur von Dieselpartikeln



Quelle: Wenninger, DaimlerChrysler AG 1999

Abbildung 3.2.2-1:
Quellenzuordnung von PM_{10} , $PM_{2,5}$ und $PM_{0,1}$ in Großbritannien 1996



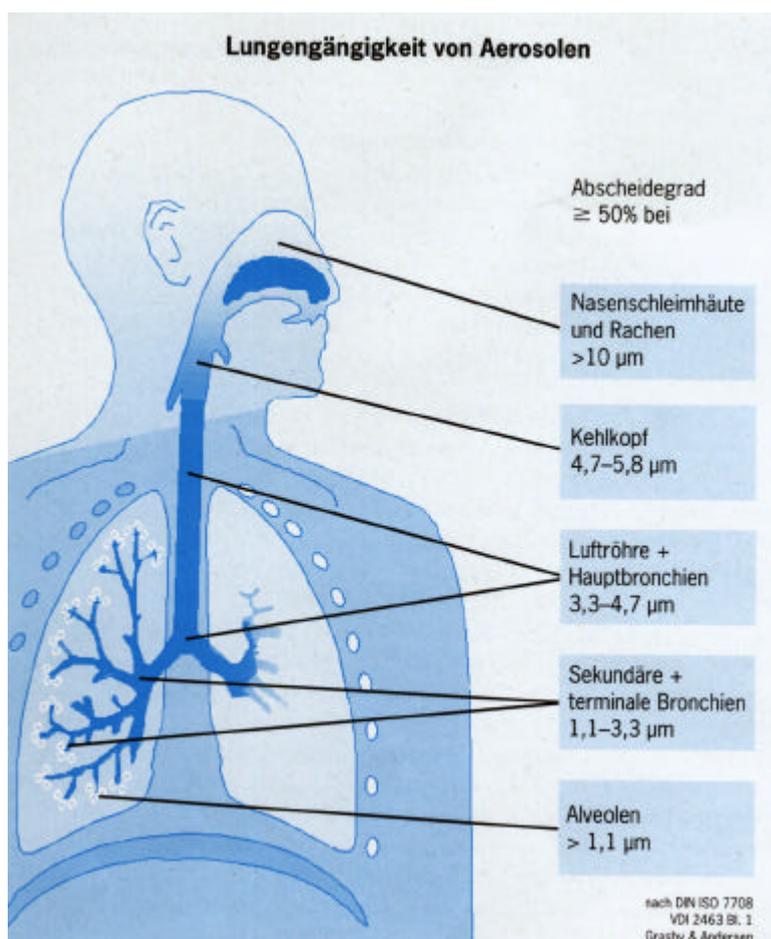
Quelle: APEG 1999

Tabelle 3.2.3-1:
Zahl und Oberfläche von monodispersen Partikeln mit Einheitsdichte, aber unterschiedlichen Größen bei einer Masse von $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$

Partikeldurchmesser [μm]	Partikelzahl [$1/\text{cm}^3$]	Partikeloberfläche [$\mu\text{m}^2/\text{cm}^3$]
0,02	2400000	3016
0,1	19100	600
0,5	153	120
1,0	19	60
2,0	1,2	24

Quelle: Heinrich et al. 1999

Abbildung 3.2.4-1:
Lungengängigkeit von Aerosolen



Quelle: Fissan 1997

Tabelle 3.2.5-1:
Chronische Lungenerkrankungen, die durch Staubexposition am Arbeitsplatz auftreten können
(ohne biogene Stäube)

Krankheit	Metallstäube	Gesteinstäube	Verbrennungs- Produkte
chronisch obstruktive Lungenerkrankungen	Aluminium, Eisen, Cadmium, Magnesium	Kohlenstaub mit Silikat, Gesteinstaub in Goldminen	Dieselfuß, Rußpartikel
allergisches Asthma	Chrom, Kobalt, Nickel		
Pneumokoniose, z. B. Silikose, Asbestose	Arsen, Barium, Beryllium, Eisen	silikathaltige Stäube, Asbest, Kohlenstaub, Gesteinstaub in Goldminen	
Lungenkrebs	Arsen, Nickel, Radon	Asbest	Dieselfuß

Quelle: Peters et al. 1998 (verändert)

Tabelle 3.2.5-2:
Relative Risiken für Mortalität und Morbidität nach den Befunden mehrerer epidemiologischer
Untersuchungen (Daten nach US-EPA)

Endpunkt	Partikelfraktion	Erhöhung um ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	Relatives Risiko
Bezug auf 24 h- Mittelwert			
Mortalität	PM10	50	1,025–1,085
	PM2,5	25	1,02–1,06
Einweisung von älteren Personen ins Kranken- haus wegen Pneumonie oder chronisch obstruk- tiver Lungenerkrankung	PM10	50	1,06–1,25
<i>Symptome (Gesamtbevölkerung einschließlich Risikogruppen)</i>			
Husten	PM10	50	1,09–1,51
LRS (lower respiratory symptoms)	PM10	50	1,01–2,0
Bezug auf Jahresmittelwert			
Mortalität	PM15/10	50	1,42
	PM2,5	25	1,31
	PM2,5	25	1,17

Quelle: Heinrich et al. 1999 (gekürzt)

Tabelle 3.2.5-3:
Ergebnisse der APHEA-Studie: Gesamtauswertung der Daten aller Einzelstädte zum Zusammenhang zwischen täglicher Partikelbelastung (24-h-Mittel) und Mortalität bzw. Morbidität

Endpunkt	Partikelfraktion	Relatives Risiko (RR) bei einer Erhöhung um 50 µg/m ³ (95%-Konfidenzintervall)	Bemerkungen
Mortalität	Black smoke (BS)	1,013 (1,009–1,017)	RR in westeuropäischen Städten höher (1,03) als in osteuropäischen (1,008)
	PM10	1,022 (1,013–1,031)	
<i>Einweisung ins Krankenhaus</i>			
Atemwegserkrankungen allgemein	BS	1,03 (1,01–1,05)	In Einzelstädten, meist kein signifikanter Zusammenhang; mögliche Verstärkung durch NO ₂
	TSP	1,00 (0,99–1,03)	Nicht signifikant
Notfälle mit chronisch obstruktiver Lungenerkrankung	BS	1,035 (1,010–1,060)	
	TSP	1,022 (0,998–1,047)	Nicht signifikant
Asthma	BS	1,030 (0,979–1,084)	Befunde bei Kindern, nicht signifikant
	BS	1,021 (0,985–1,059)	Befunde bei Erwachsenen, nicht signifikant

Quelle: Heinrich et al. 1999

Tabelle 3.3.3-1:
Benzol-Immissionskonzentrationen (Jahresmittelwerte) in unterschiedlich belasteten Bereichen

Gebiet	µg/m ³	Literatur
Ländliche Gebiete	< 1	Kühling u. Peters 1994
Ländliche Gebiete	1,52 (GM)	Ilgen et al. 2000c
Mittelgebirgsstationen NRW	0,83 – 1,04	LUA 1999b
Ballungsgebietsferne Stationen NRW	1,02 – 2,98	LUA 1999b
Verkehrsstationen (Düsseldorf/Essen)	5,02 – 8,35	LUA 1999b
Städtische Gebiete	10,48 (GM)	Ilgen et al. 2000c
Emittentennahbereich (Kokereien) 1996/97	12	MURL 1997
Emittentennahbereich (Kokereien)	17,7	LUA 1997 (Sept. – Okt. 1996)
Emittentennahbereich – Kraftfahrzeuge (Straßenschluchten)	8 - 48	WHO 1996, Fromme 1995
Tiefgarage	bis 450	Zenger 1998

GM = Geometrischer Mittelwert

Quelle: Eikmann und Göen 2000

Tabelle 3.3.3-2:
Definition der Kraftstoffe nach Richtlinie 98/70/EG (Auszug)

Definition der Kraftstoffkennwerte nach Richtlinie 98/70/EG (Auszug)

Kennwert	Einheit	Stufe 2000	Stufe 2005	Reformulated Gasoline US-amerikanischer bzw. kalifornischer Standard ^{**)}
Ottokraftstoff				
Benzol	Vol %	< 1,0	< 1,0	< 0,8
Aromaten	Vol %	< 42	< 35	< 22
Schwefel	ppm	< 150	< 50	< 30
Dampfdruck (Reid) ^{*)}	kPa	< 60,0	< 60,0	< 46,8
Sauerstoff	m %	< 2,7	< 2,7	< 2,0
Dieseldieselkraftstoff				
Schwefel	ppm	< 350	< 50	
Polyaromaten	m %	< 11	< 11	
Cetanzahl	–	> 51,0	> 51,0	
Dichte	kg/m ³	< 350	< 350	
Siedeverlauf 95%	°C	< 360	< 360	

^{*)} im Sommerhalbjahr (je nach Region unterschiedlich definiert)

^{**)} der schärfere der jeweiligen Grenzwerte ist aufgeführt

SRU/UG 2000/Tab. 2.4.4-4

nach Daten CARB, 2000 und UBA, 1999

Quelle: SRU 2000

Tabelle 3.3.6-1:
Grenzwerte zum Schutz des Menschen vor Belastungen durch Benzol (Außenluft)

Quelle	Jahr	Werte	Erläuterungen
TA Luft	1986	5 µg/m ³	Emission
LAI	1992	2,5 µg/m ³	Jahresmittelwert
23. BImSchV	1996	10 µg/m ³	Jahresmittelwert (ab 1998)
EG-Richtlinie 2000/69/EG	2000	5 µg/m ³	Jahresmittelwert (ab 2010)
EG-Richtlinie 1998/70/EG	1998	1%	Max. Benzolgehalt im Benzin

Tabelle 4.2-1:
Anzahl der Messpunkte sowie gemessene Schadstoffe aufgeschlüsselt nach den Bundesländern

Bundesland	Gesamtanzahl der Messpunkte	Kombination der gemessenen Schadstoffe						
		Benzol/Ruß/NO ₂	Benzol/Ruß	Benzol/NO ₂	NO ₂ /Ruß	Benzol	Ruß	NO ₂
Baden-Württemberg	102	86	1	----	1	----	7	7
Bayern	155	155	----	----	----	----	----	----
Berlin	16	5	11	----	----	----	----	----
Brandenburg	9	6	2	----	----	----	1	----
Bremen	12	12	----	----	----	----	----	----
Hamburg	23	13	----	6	----	----	----	4
Hessen	5	2	----	2	----	----	----	1
Mecklenburg-Vorpommern	4	4	----	----	----	----	----	----
Niedersachsen	8	7	----	1	----	----	----	----
Nordrhein-Westfalen	131	26	53	2	1	41	4	4
Rheinland-Pfalz	17	6	4	7	----	----	----	----
Saarland	1	----	----	----	----	1	----	----
Sachsen	31	31	----	----	----	----	----	----
Sachsen-Anhalt	5	5	----	----	----	----	----	----
Schleswig-Holstein	34	8	3	8	----	15	----	----
Thüringen	10	2	8	----	----	----	----	----
Gesamt	563	368	82	26	2	57	12	16
in %		65,4	14,6	4,6	0,4	10,1	2,1	2,8

Quelle: UMEG 2001

Tabelle 4.3-1:

Anzahl der Messpunkte mit Überschreitungen sowie Überschreitungshäufigkeit und mittlere relative Überschreitung der einzelnen Schadstoffe aufgeschlüsselt nach den Bundesländern für Messungen bis einschließlich 1997

Bundesland	Anzahl der Messpunkte mit Überschreitungen				Überschreitungshäufigkeiten			mittlere relative Überschreitung in %		
	Mindestens ein Schadstoff	nur ein Schadstoff	genau zwei Schadstoffe	alle drei Schadstoffe	Benzol	Russ	NO ₂	Benzol	Russ	NO ₂
Baden-Württemberg	3	3	-----	-----	-----	2	1	-----	8,9	3,1
Bayern	15	8	6	1	5	12	6	15,1	17,7	3,3
Berlin	2	1	1	-----	-----	2	1	-----	20,0	2,5
Brandenburg	1	1	-----	-----	-----	-----	1	-----	-----	5,0
Bremen	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----
Hamburg	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----
Hessen	4	4	-----	-----	2	-----	2	4,3	-----	8,4
Mecklenburg-Vorpommern	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----
Niedersachsen	1	1	-----	-----	1	-----	-----	40,0	-----	-----
Nordrhein-Westfalen	1	1	-----	-----	1	-----	-----	3,3	-----	-----
Rheinland-Pfalz	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----
Saarland	1	1	-----	-----	1	-----	-----	6,7	-----	-----
Sachsen	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----
Sachsen-Anhalt	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----
Schleswig-Holstein	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----
Thüringen	1	1	-----	-----	-----	-----	1	-----	-----	19,4
Gesamt	29	21	7	1	10	16	12	13,9	15,5	7,0

Quelle: UMEG 2001

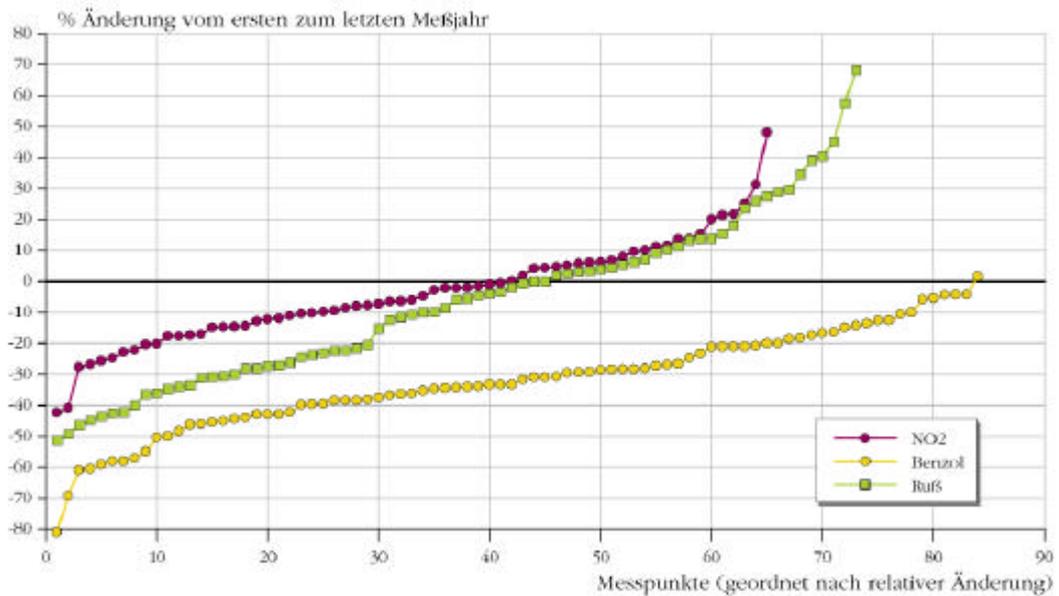
Tabelle 4.3-2:

Anzahl der Messpunkte mit Überschreitungen sowie Überschreitungshäufigkeit und mittlere relative Überschreitung der einzelnen Schadstoffe aufgeschlüsselt nach den Bundesländern für Messungen ab 1998

Bundesland	Anzahl der Messpunkte mit Überschreitungen				Überschreitungshäufigkeiten			mittlere relative Überschreitung in %		
	Mindestens ein Schadstoff	nur ein Schadstoff	genau zwei Schadstoffe	alle drei Schadstoffe	Benzol	Russ	NO ₂	Benzol	Russ	NO ₂
Baden-Württemberg	58	36	19	3	29	50	4	18,2	35,5	7,3
Bayern	11	9	2	-----	2	11	-----	16,5	39,4	-----
Berlin	13	11	2	-----	1	13	1	3,0	20,5	0,6
Brandenburg	1	1	-----	-----	-----	1	-----	-----	3,8	-----
Bremen	1	1	-----	-----	-----	1	-----	-----	26,3	-----
Hamburg	1	1	-----	-----	1	-----	-----	30,0	-----	-----
Hessen	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----
Mecklenburg-Vorpommern	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----
Niedersachsen	3	2	1	-----	1	3	-----	50,0	28,8	-----
Nordrhein-Westfalen	16	14	1	1	4	11	4	4,3	21,7	19,4
Rheinland-Pfalz	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----
Saarland	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----
Sachsen	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----
Sachsen-Anhalt	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----
Schleswig-Holstein	2	1	1	-----	2	1	-----	16,5	10,0	-----
Thüringen	3	1	2	-----	1	3	1	52,0	58,8	20,6
Gesamt	109	77	28	4	41	94	10	23,8	27,2	12,0

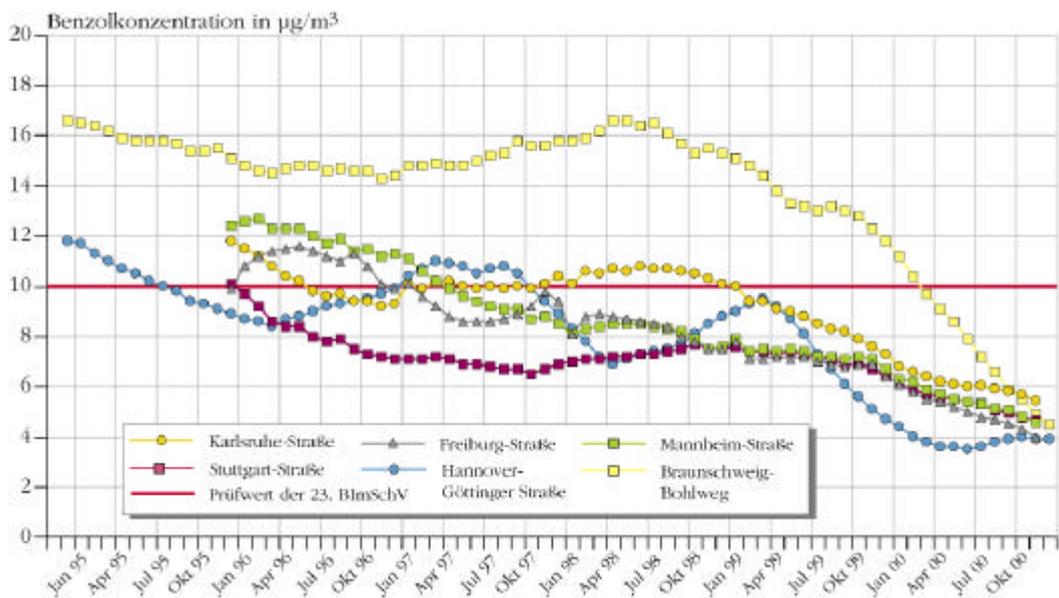
Quelle: UMEG 2001

Abbildung 4.4-1:
Relative Änderung der Kenngrößen von Benzol, Ruß und Stickstoffdioxid zwischen erstem und letztem Messjahr



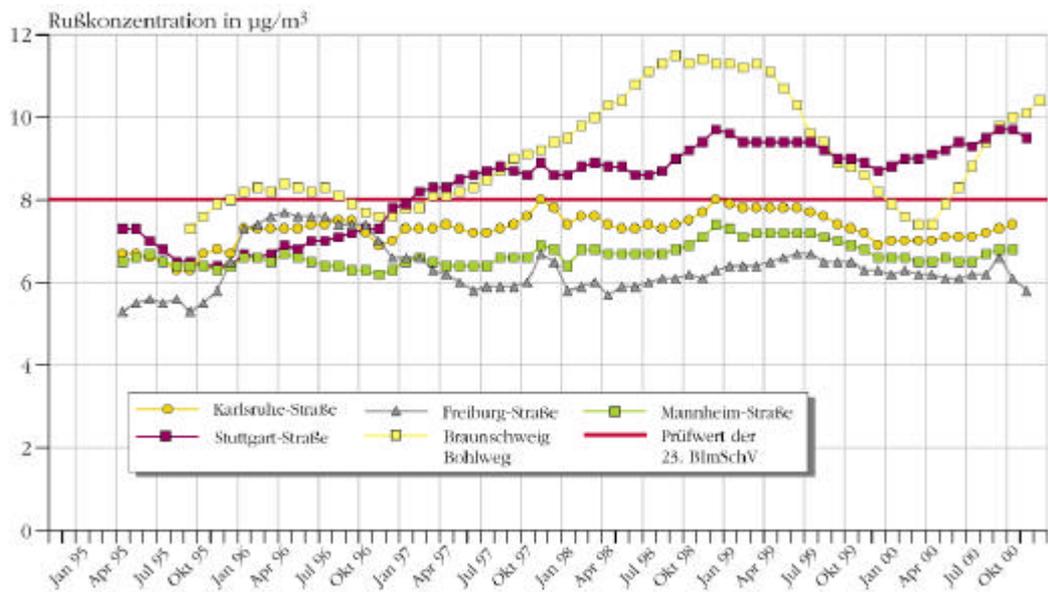
Quelle: UMEG 2001

Abbildung 4.4-2:
Zeitlicher Verlauf der Benzolkonzentrationen (monatlich gleitende Jahresmittelwerte) an Verkehrsmessstationen in Baden-Württemberg und Niedersachsen



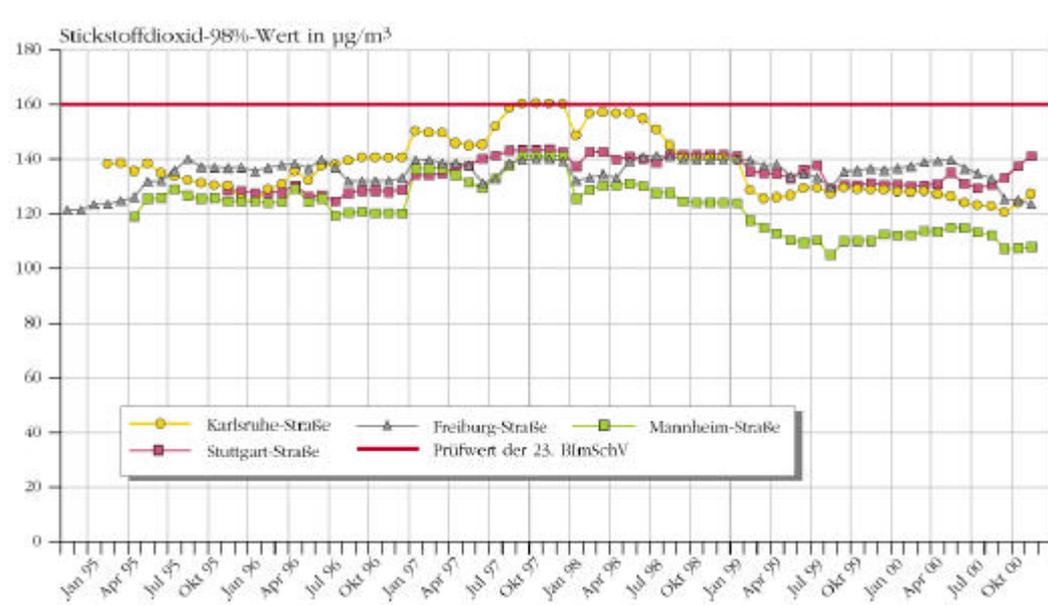
Quelle: UMEG 2001

Abbildung 4.4-3:
Zeitlicher Verlauf der Rußkonzentrationen (monatlich gleitende Jahresmittelwerte) an Verkehrsmessstationen in Baden-Württemberg und Niedersachsen



Quelle: UMEG 2001

Abbildung 4.4-4:
Zeitlicher Verlauf der NO₂-98%-Werte (monatlich gleitend) an vier Verkehrsmessstationen in Baden-Württemberg



Quelle: UMEG 2001

Tabelle 4.5-1:
 Änderungsraten der Emissionen und der Fahrleistung des Straßenverkehrs in Deutschland bezogen auf 1990 (Werte 2020 Standard-Szenario)

Änderungsraten in den Emissionen und der Fahrleistung gegenüber 1990						
	NOx	CO	TVOC	Benzol	Diesel-partikel	Fahrleistung
im Jahr 2000						
Nutzfahrzeuge	-2 %	-36 %	-47 %	-63 %	-32 %	+33 %
Pkw	-64 %	-64 %	-84 %	-86 %	-24 %	+15 %
alle Kfz	-42 %	-62 %	-80 %	-84 %	-30 %	+18 %
im Jahr 2020						
Nutzfahrzeuge	-69 %	-79 %	-75 %	-82 %	-91 %	+63 %
Pkw	-86 %	-81 %	-96 %	-96 %	-69 %	+41 %
alle Kfz	-80 %	-81 %	-93 %	-95 %	-85 %	+44 %
Quelle: Berechnungen des IFEU mit TREMOD, Version 11/99						IFEU 8/2000

Quelle: Höpfner 2000

Abbildung 4.5-1:
 Fahrleistung und direkte Emissionen des motorisierten Straßenverkehrs in Deutschland 1980 bis 2020

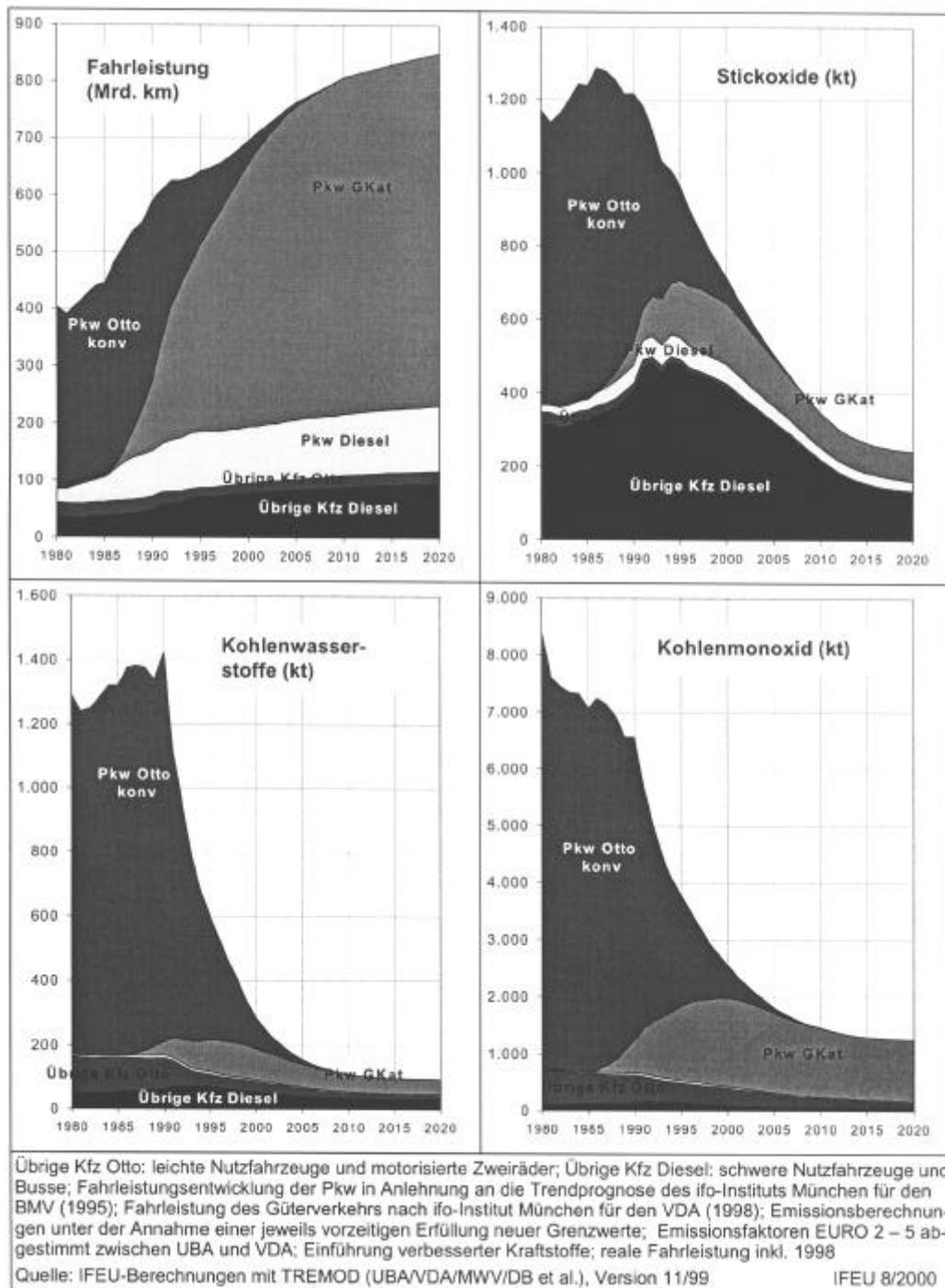
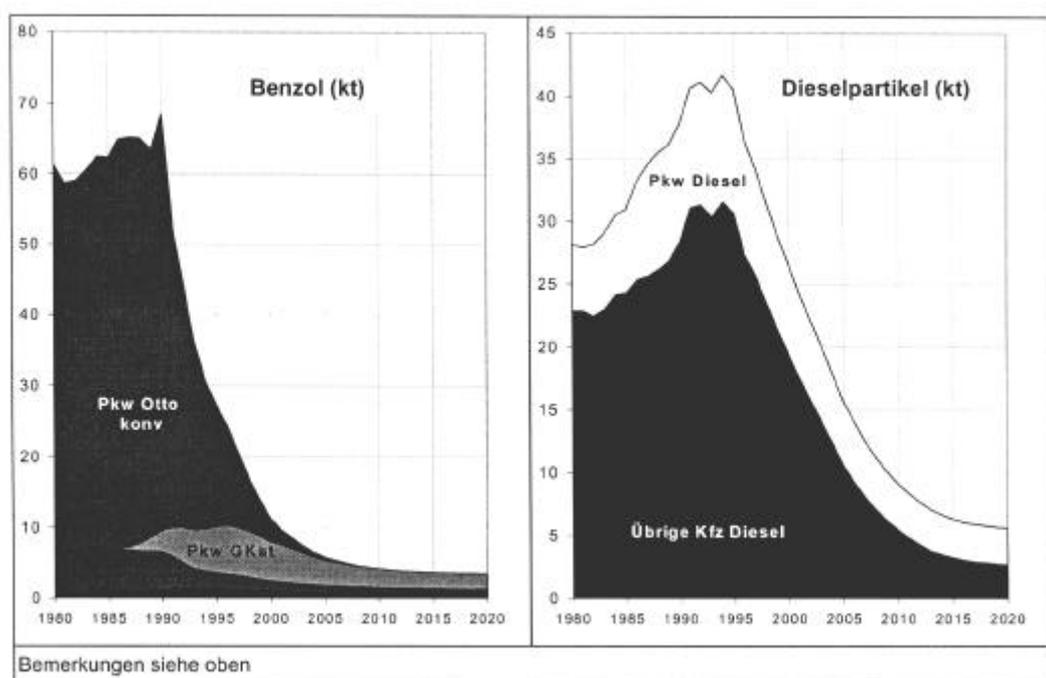
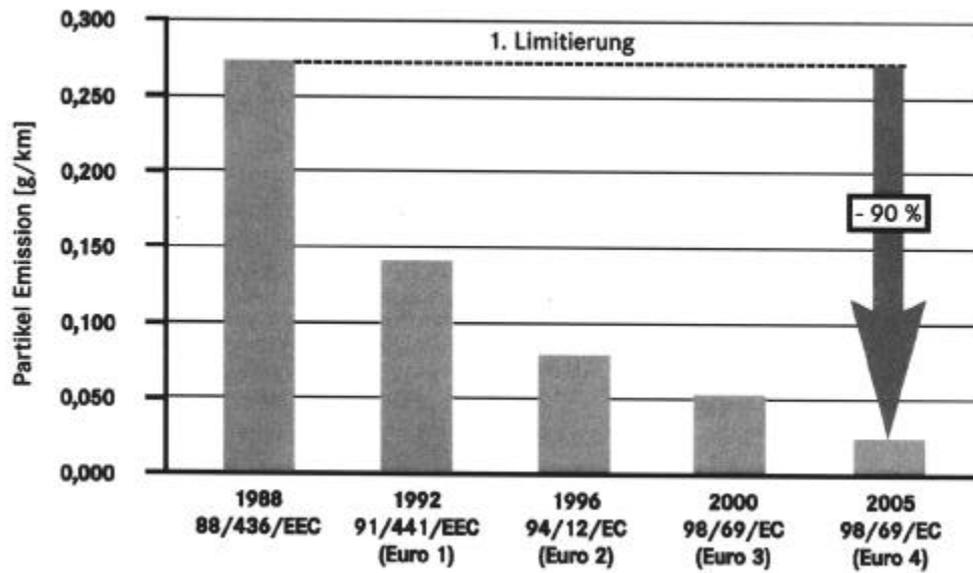


Abbildung 4.5-1 Fortsetzung:



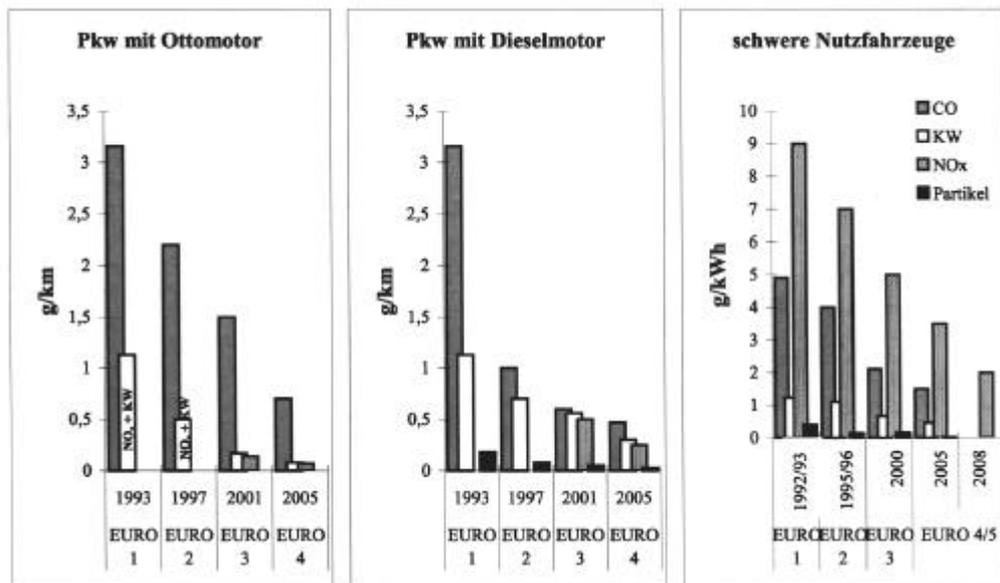
Quelle: Höpfner 2000

Abbildung 5.2.2-1:
EU-Abgasgesetzgebung für Partikelemissionen von Diesel-Pkw



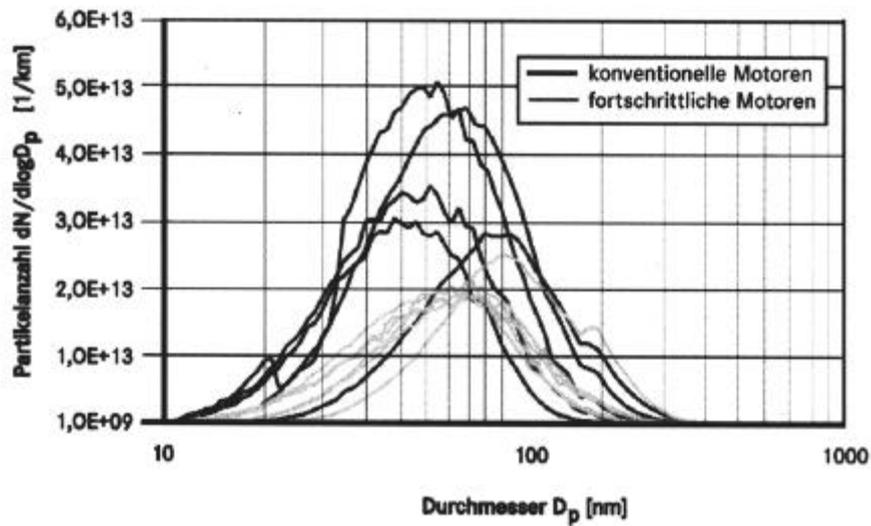
Quelle: Spallek und Sorsche 2002

Abbildung 5.2.2-2:
Entwicklung der Euro-Abgasgrenzwerte



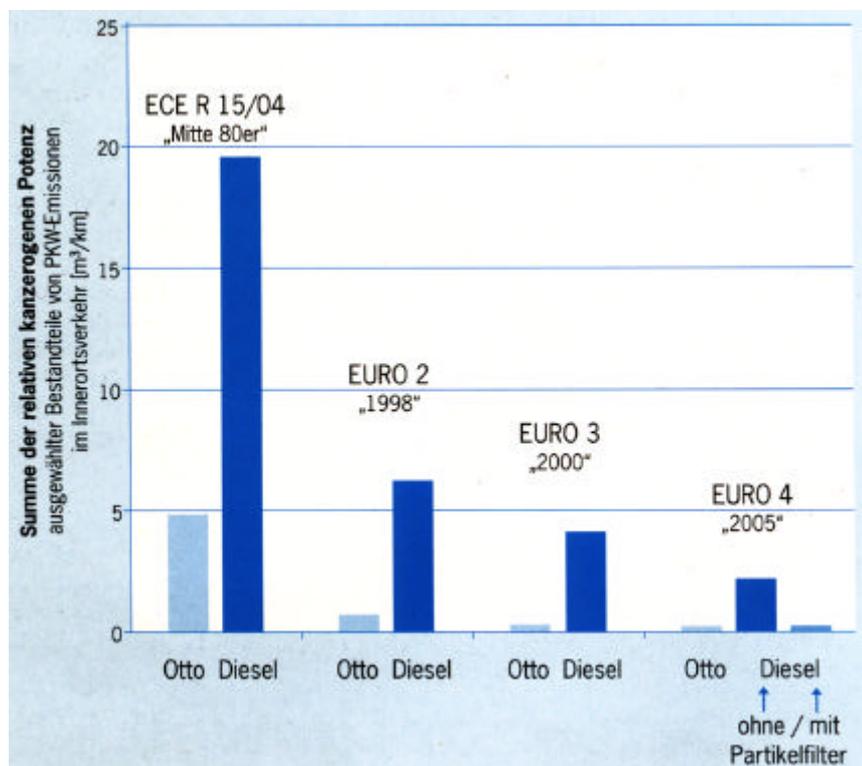
Quelle: SRU 2000

Abbildung 5.2.2-3:
Anzahlgrößenprofile der Partikelemission herkömmlicher und fortschrittlicher Dieselmotorkonzepte bei 50 km/h



Quelle: ACEA 1999

Abbildung 5.2.2-4:
Summe der relativen kanzerogenen Potenz ausgewählter Bestandteile von Pkw-Emissionen im Innerortsverkehr [m^3/km]



Quelle: Heinrich et al. 1999

**Anhang II: Siebtes Gesetz zur Änderung des BImSchG
(Entwurf der Bundesregierung vom 12.12.2001)**

Entwurf

**Siebtes Gesetz zur Änderung des Bundes-Immissionsschutzgesetzes
vom**

Der Bundestag hat mit Zustimmung des Bundesrates das folgende Gesetz beschlossen:

**Artikel 1
Änderung des Bundes-Immissionsschutzgesetzes**

Das Bundes-Immissionsschutzgesetz in der Fassung der Bekanntmachung vom 14. Mai 1990 (BGBl. I S. 880), zuletzt geändert durch Artikel 2 Nr. 17 des Gesetzes vom 27. Juli 2001 (BGBl. I S. 1950), wird wie folgt geändert:

1. a) In der Inhaltsübersicht wird der Fünfte Teil wie folgt gefasst:

„Fünfter Teil

**Überwachung und Verbesserung der Luftqualität, Luftreinhalteplanung,
Lärminderungspläne**

- § 44 Überwachung der Luftqualität
- § 45 Verbesserung der Luftqualität
- § 46 Emissionskataster
- § 46a Unterrichtung der Öffentlichkeit
- § 47 Luftreinhaltepläne, Aktionspläne, Landesverordnungen
- § 47a Lärminderungspläne

b) In der Inhaltsübersicht wird für § 48 a die Überschrift wie folgt gefasst:

„Rechtsverordnungen über Emissionswerte und Immissionswerte“

2. In § 29 Abs. 1 Satz 2 werden die Wörter „oder erheblichen Abgasströmen, insbesondere bei Anlagen mit einem Abgasstrom von mehr als 50000 m³ je Stunde,“ gestrichen. Nach dem Wort „sollen“ werden die Wörter „unter Berücksichtigung von Art und Gefährlichkeit dieser Stoffe“ eingefügt.
3. § 40 wird wie folgt gefasst:

„§ 40 Verkehrsbeschränkungen

(1) Die zuständige Straßenverkehrsbehörde verbietet oder beschränkt den Kraftfahrzeugverkehr nach Maßgabe der straßenverkehrsrechtlichen Vorschriften, soweit Aktionspläne nach § 47 Abs. 2 dies vorsehen. Die Straßenverkehrsbehörde kann Ausnahmen von Verboten oder Beschränkungen des Straßenverkehrs zulassen, wenn der Kraftfahrzeugverkehr wegen überwiegender Gründe des Gemeinwohls unaufschiebbar ist.

(2) Die zuständige Straßenverkehrsbehörde kann den Kraftfahrzeugverkehr nach Maßgabe der straßenverkehrsrechtlichen Vorschriften auf bestimmten Straßen oder in bestimmten Gebieten verbieten oder beschränken, wenn der Kraftfahrzeugverkehr zur Überschreitung von in Rechtsverordnungen nach § 48 a Abs. 1 a festgelegten Immissionswerten oder von in anderen Rechtsverordnungen auf Grund dieses Gesetzes festgelegten Konzentrationswerten beiträgt und soweit die für den Immissionsschutz zuständige Behörde dies im Hinblick auf die örtlichen Verhältnisse für geboten hält, um schädliche Umwelteinwirkungen durch Luftverunreinigungen zu vermindern oder deren Entstehen zu vermeiden. Hierbei sind die Verkehrsbedürfnisse und die städtebaulichen Belange zu berücksichtigen. § 47 Abs. 6 Satz 1 bleibt unberührt.

(3) Kraftfahrzeuge mit geringem Schadstoffausstoß können entsprechend ihres Beitrags zur Überschreitung von Immissionswerten von Verkehrsverboten ausgenommen werden. Die Bundesregierung wird ermächtigt, nach Anhörung der beteiligten Kreise (§ 51) durch Rechtsverordnung mit Zustimmung des Bundesrates die hierfür maßgebenden Kriterien und die amtliche Kennzeichnung der Kraftfahrzeuge zu bestimmen.

...

4. Die Überschrift vor § 44 wird wie folgt gefasst:

**„Fünfter Teil: Überwachung und Verbesserung der Luftqualität,
Luftreinhalteplanung, Lärminderungspläne“**

5. § 44 wird wie folgt gefasst:

„§ 44 Überwachung der Luftqualität

(1) Um zu ermitteln, ob Immissionswerte, die eine Rechtsverordnung nach § 48 a Abs. 1 oder 1a festlegt, überschritten werden, führen die zuständigen Behörden regelmäßige Untersuchungen nach den Anforderungen der jeweiligen Verordnung durch.

(2) Die Landesregierungen werden ermächtigt, durch Rechtsverordnungen Untersuchungsgebiete festzulegen, in denen Art und Umfang bestimmter nicht von Absatz 1 erfasster Luftverunreinigungen in der Atmosphäre, die schädliche Umwelteinwirkungen hervorrufen können, in einem bestimmten Zeitraum oder fortlaufend festzustellen sowie die für die Entstehung der Luftverunreinigungen und ihrer Ausbreitung bedeutsamen Umstände zu untersuchen sind.“

6. § 45 wird wie folgt gefasst:

„§ 45 Verbesserung der Luftqualität

(1) Die zuständigen Behörden ergreifen die erforderlichen Maßnahmen, um die Einhaltung der durch eine Rechtsverordnung nach § 48 a festgelegten Immissionswerte sicherzustellen. Hierzu gehören insbesondere Pläne nach § 47.

(2) Die Maßnahmen nach Absatzes 1

- a) müssen einen integrierten Ansatz zum Schutz von Luft, Wasser und Boden Rechnung tragen;
- b) dürfen nicht gegen die Vorschriften zum Schutz von Gesundheit und Sicherheit der Arbeitnehmer am Arbeitsplatz verstoßen;
- c) dürfen keine erheblichen Beeinträchtigungen der Umwelt in anderen Mitgliedstaaten verursachen.“

7. § 46 wird wie folgt gefasst:

„§ 46 Emissionskataster

Soweit es zur Erfüllung von bindenden Beschlüssen der Europäischen Gemeinschaften erforderlich ist, stellen die zuständigen Behörden Emissionskataster auf.“

8. Nach § 46 wird folgender § 46a eingefügt:

„§ 46a Unterrichtung der Öffentlichkeit

Die Öffentlichkeit ist nach Maßgabe der Rechtsverordnungen nach § 48 a Abs. 1 über die Luftqualität zu informieren. Überschreitungen von in Rechtsverordnungen nach § 48a Abs. 1 als Immissionswerte festgelegten Alarmschwellen sind der Öffentlichkeit von der zuständigen Behörde unverzüglich durch Rundfunk, Fernsehen, Presse oder auf andere Weise bekannt zu geben.“

9. § 47 wird wie folgt gefasst:

„§ 47 Luftreinhaltepläne, Aktionspläne, Landesverordnungen

(1) Werden die durch eine Rechtsverordnung nach § 48 a Abs. 1 festgelegten Immissionsgrenzwerte einschließlich festgelegter Toleranzmargen überschritten, hat die zuständige Behörde einen Luftreinhalteplan aufzustellen, welcher die erforderlichen

...

Maßnahmen zur dauerhaften Verminderung von Luftverunreinigungen festlegt und den Anforderungen der Rechtsverordnung entspricht.

(2) Besteht die Gefahr, dass die durch eine Rechtsverordnung nach § 48 a Abs. 1 festgelegten Immissionsgrenzwerte oder Alarmschwellen überschritten werden, hat die zuständige Behörde einen Aktionsplan aufzustellen, der festlegt, welche Maßnahmen kurzfristig zu ergreifen sind. Die im Aktionsplan festgelegten Maßnahmen müssen geeignet sein, die Gefahr der Überschreitung der Werte zu verringern oder den Zeitraum, während dessen die Werte überschritten werden, zu verkürzen. Aktionspläne können Teil eines Luftreinhalteplans nach Absatz 1 sein.

(3) Liegen Anhaltspunkte dafür vor, dass die durch eine Rechtsverordnung nach § 48 a Abs. 1 a festgelegten Immissionswerte nicht eingehalten werden, oder sind in einem Untersuchungsgebiet im Sinne des § 44 Abs. 2 sonstige schädliche Umwelteinwirkungen zu erwarten, kann die zuständige Behörde einen Luftreinhalteplan aufstellen. Bei der Aufstellung dieser Pläne sind die Ziele der Raumordnung zu beachten; die Grundsätze und sonstigen Erfordernisse der Raumordnung sind zu berücksichtigen.

(4) Die Maßnahmen sind entsprechend des Verursacheranteils unter Beachtung des Grundsatzes der Verhältnismäßigkeit gegen alle Emittenten zu richten, die zum Überschreiten der Immissionswerte oder in einem Untersuchungsgebiet im Sinne des § 44 Abs. 2 zu sonstigen schädlichen Umwelteinwirkungen beitragen. Werden Immissionswerte hinsichtlich mehrerer Schadstoffe überschritten, ist ein alle Schadstoffe erfassender Plan aufzustellen. Werden Immissionswerte durch Emissionen überschritten, die außerhalb des Plangebiets verursacht werden, hat in den Fällen des Absatz 1 und 2 auch die dort zuständige Behörde einen Plan aufzustellen.

(5) Die nach den Absätzen 1 bis 4 aufzustellenden Pläne müssen den Anforderungen des § 45 Abs. 2 entsprechen. Die Öffentlichkeit ist bei ihrer Aufstellung zu beteiligen. Die Pläne müssen für die Öffentlichkeit zugänglich sein.

(6) Die Maßnahmen, die Pläne nach den Absätzen 1 bis 4 festlegen, sind durch Anordnungen oder sonstige Entscheidungen der zuständigen Träger öffentlicher Verwaltung nach diesem Gesetz oder nach anderen Rechtsvorschriften durchzusetzen. Sind

...

in den Plänen planungsrechtliche Festlegungen vorgesehen, haben die zuständigen Planungsträger dies bei ihren Planungen zu berücksichtigen.

(7) Die Landesregierungen werden ermächtigt, bei der Gefahr, dass Immissionsgrenzwerte überschritten werden, die eine Rechtsverordnungen nach § 48 a Abs. 1 festlegt, durch Rechtsverordnung vorzuschreiben, dass in näher zu bestimmenden Gebieten bestimmte

1. ortsveränderliche Anlagen nicht betrieben werden dürfen,
2. ortsfeste Anlagen nicht errichtet werden dürfen,
3. ortsveränderliche oder ortsfeste Anlagen nur zu bestimmten Zeiten betrieben werden dürfen oder erhöhten betriebstechnischen Anforderungen genügen müssen,
4. Brennstoffe in Anlagen nicht oder nur beschränkt verwendet werden dürfen, soweit die Anlagen oder Brennstoffe geeignet sind, zur Überschreitung der Immissionswerte beizutragen. Absatz 4 Satz 1 und § 49 Abs. 3 gelten entsprechend.“

10. a) § 47a Abs. 2 Satz 2 wird wie folgt gefasst:

„Bei der Aufstellung sind die Ziele der Raumordnung zu beachten; die Grundsätze und sonstigen Erfordernisse der Raumordnung sind zu berücksichtigen“.

10. b) § 47a Abs. 4 wird wie folgt gefasst:

„(4) § 47 Abs. 6 gilt entsprechend“.

11.a) Die Überschrift vor § 48 a wird wie folgt gefasst:

„Rechtsverordnungen über Emissionswerte und Immissionswerte“

11.b) In § 48 a wird hinter Absatz 1 folgender neuer Absatz 1 a eingefügt:

„(1 a) Über die Erfüllung von bindenden Beschlüssen der Europäischen Gemeinschaften hinaus kann die Bundesregierung zu dem in § 1 genannten Zweck mit Zustimmung des Bundesrates Rechtsverordnungen über die Festlegung von Immissions- und Konzentrationswerten erlassen.“

...

12. In § 50 wird folgender Satz angefügt:

„Bei raumbedeutsamen Planungen und Maßnahmen ist bei der Abwägung der betroffenen Belange in Gebieten, in denen die in Rechtsverordnungen nach § 48a Abs. 1 festgelegten Immissionsgrenzwerte nicht überschritten werden, die Erhaltung der bestmöglichen Luftqualität zu berücksichtigen.“

13. In § 62 Abs. 1 Nr. 7 wird nach der Angabe „48a“ die Angabe „Abs. 1 Satz 1 oder 2, Abs. 1a oder 3“ eingefügt.

Artikel 2

Inkrafttreten

Dieses Gesetz tritt am Tag nach der Verkündung in Kraft.

Anhang III: Gesetzesbeschluss des Deutschen Bundestages

vom 25.04.2002

BundesratDrucksache **365/02**

10.05.02

U

Gesetzesbeschluss
des Deutschen Bundestages**Siebtes Gesetz zur Änderung des Bundes-Immissionsschutzgesetzes**

Der Deutsche Bundestag hat in seiner 233. Sitzung am 25. April 2002 aufgrund der Beschlussempfehlung und des Berichts des Ausschusses für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit - Drucksache 14/8895 - den von der Bundesregierung eingebrachten

Entwurf eines Siebten Gesetzes zur Änderung des Bundes-Immissionsschutzgesetzes - Drucksache 14/8450 -

mit folgenden Maßgaben, im Übrigen unverändert angenommen:

1. In Artikel 1 Nr. 3 wird § 40 Abs. 1 wie folgt gefasst:

"(1) Die zuständige Straßenverkehrsbehörde beschränkt oder verbietet den Kraftfahrzeugverkehr nach Maßgabe der straßenverkehrsrechtlichen Vorschriften, soweit ein Luftreinhalte- oder Aktionsplan nach § 47 Abs. 1 oder 2 dies vorsehen. Die Straßenverkehrsbehörde kann im Einvernehmen mit der für den Immissionsschutz zuständigen Behörde Ausnahmen von Verboten oder Beschränkungen des Kraftfahrzeugverkehrs zulassen, wenn unaufschiebbare und überwiegende Gründe des Wohls der Allgemeinheit dies erfordern."

2. In Artikel 1 Nr. 3 wird § 40 Abs. 3 wie folgt gefasst:

"(3) Die Bundesregierung wird ermächtigt, nach Anhörung der beteiligten Kreise (§ 51) durch Rechtsverordnung mit Zustimmung des Bundesrates zu regeln, dass Kraftfahrzeuge mit geringem Beitrag zur Schadstoffbelastung von Verkehrsverboten ganz oder teilweise ausgenommen sind oder ausgenommen werden können, sowie die hierfür maßgebenden Kriterien und die amtliche Kennzeichnung der Kraftfahrzeuge festzulegen. Die Verordnung kann auch regeln, dass bestimmte Fahrten oder Personen ausgenommen sind oder ausgenommen werden können, wenn das Wohl der Allgemeinheit oder unaufschiebbare und überwiegende Interessen des Einzelnen dies erfordern."

Fristablauf: 31.05.02

Erster Durchgang: Drs. 1073/01

3. In Artikel 1 Nr. 5 wird § 44 Abs. 1 wie folgt gefasst:
- "(1) Zur Überwachung der Luftqualität führen die zuständigen Behörden regelmäßige Untersuchungen nach den Anforderungen der Rechtsverordnungen nach § 48a Abs. 1 oder Abs. 1a durch."
4. In Artikel 1 Nr. 5 werden in § 44 Abs. 2 nach dem Wort "Landesregierungen" die Wörter "oder die von ihnen bestimmten Stellen" eingefügt.
5. In Artikel 1 Nr. 9 wird in § 47 Abs. 4 nach Satz 1 folgender Satz eingefügt:
- „Werden in Plänen nach den Absätzen 1 oder 2 Maßnahmen im Straßenverkehr erforderlich, sind diese im Einvernehmen mit den zuständigen Straßenbau- und Straßenverkehrsbehörden festzulegen.“
6. In Artikel 1 Nr. 9 werden in § 47 Abs. 7 Satz 1 nach dem Wort "Landesregierungen" die Wörter "oder die von ihnen bestimmten Stellen" eingefügt.
7. In Artikel 1 Nr. 11 Buchstabe b werden in § 48a Abs. 1a die Wörter "Immissions- und Konzentrationswerten" durch die Wörter "Immissionswerten für weitere Schadstoffe" ersetzt.
- Als Folgeänderung werden in Artikel 1 Nr. 3 in § 40 Abs. 2 Satz 1 die Worte „oder von in anderen Rechtsverordnungen aufgrund dieses Gesetzes festgelegten Konzentrationswerten“ gestrichen.
8. In Artikel 1 Nr. 11 Buchstabe b wird § 48a Abs. 1a wie folgt geändert:
- a) Im bisherigen Text werden vor dem Wort "erlassen" die Wörter "einschließlich der Verfahren zur Ermittlung sowie Maßnahmen zur Einhaltung dieser Werte und zur Überwachung und Messung" eingefügt.
- b) Folgender Satz wird angefügt:
- "In den Rechtsverordnungen kann auch geregelt werden, wie die Bevölkerung zu unterrichten ist."
9. In Artikel 1 wird nach Nummer 11 folgende Nummer 11a eingefügt:
- ,11a. Nach § 48a wird folgender neuer § 48b eingefügt:

„§ 48 b
Beteiligung des Bundestages beim Erlass von Rechtsverordnungen

Rechtsverordnungen nach § 7 Abs. 1 Satz 1 Nr. 2, § 23 Abs. 1 Satz 1 Nr. 2, § 43 Abs. 1 Satz 1 Nr. 1, § 48a Abs. 1 und § 48a Abs. 1a dieses Gesetzes sind dem Bundestag zuzuleiten. Die Zuleitung erfolgt vor der Zuleitung an den Bundesrat. Die Rechtsverordnungen können durch Beschluss des Bundestages geändert oder abgelehnt werden. Der Beschluss des Bundestages wird der Bundesregierung zugeleitet. Hat sich der Bundestag nach Ablauf von drei Sitzungswochen seit Eingang der Rechtsverordnung nicht mit ihr befasst, wird die unveränderte Rechtsverordnung dem Bundesrat zugeleitet.“

...

Als Folge werden in § 48a Abs.1 die Sätze 3 und 4 gestrichen und das Inhaltsverzeichnis um die Angabe „§ 48b Beteiligung des Bundestages beim Erlass von Rechtsverordnungen“ ergänzt.“

10. In Artikel 1 wird Nummer 12 wie folgt gefasst:

„12. Dem § 50 wird folgender Satz angefügt:

„Bei raumbedeutsamen Planungen und Maßnahmen in Gebieten, in denen die in Rechtsverordnungen nach § 48a Abs. 1 festgelegten Immissionsgrenzwerte nicht überschritten werden, ist bei der Abwägung der betroffenen Belange die Erhaltung der bestmöglichen Luftqualität als Belang zu berücksichtigen.“

11. In Artikel 1 wird nach Nummer 12 folgende Nummer 12a eingefügt:

„12a. In § 52 Abs. 4 Satz 3 werden im ersten Halbsatz nach den Wörtern „einer nicht genehmigungsbedürftigen Anlage“ folgende Wörter eingefügt:

„außerhalb des Überwachungssystems nach der Zwölften Verordnung zur Durchführung des Bundes-Immissionsschutzgesetzes“

12. Nach Artikel 2 wird folgender Artikel 3 angefügt:

**„Artikel 3
Neufassung des Bundes-Immissionsschutzgesetzes**

Das Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit kann den Wortlaut des Bundes-Immissionsschutzgesetzes in der vom Inkrafttreten dieses Gesetzes an geltenden Fassung im Bundesgesetzblatt bekannt machen.“

Lebenslauf

Name: Jochen Herr
 geboren: 27.05.1969
 Geburtsort: Worms
 Staatsangehörigkeit: deutsch
 Konfession: evangelisch
 Familienstand: verheiratet
 Ehefrau: Dr. med. Caroline Herr, geb. Aletsee
 Kinder: Martina Caroline Herr, geb. 11.01.1997
 Felix Lukas Herr, geb. 27.10.1998
 Markus Georg Herr, geb. 13.03.2001

Schulbildung

Aug. 1975 - Juni 1979 Grundschule Zellertal
 Aug. 1979 - Juni 1988 Gymnasium Weierhof am Donnersberg
 Juli 1985 - Dez.1985 Alton High School, Illinois, U.S.A.
 Sep. 1986 - Juni 1987 Schülersprecher
 Juni 1988 Abitur, Gymnasium Weierhof am Donnersberg

Bundeswehr

Juli 1988 - Juni 1990 Ausbildung zum Reserveoffiziersanwärter im
 2./ Fallschirmjägerbataillon 263 Saarlouis
 Juli 1991 Leutnant der Reserve

Studium

Okt. 1990 Maschinenbaustudium an der
 Technischen Hochschule Darmstadt
 April 1996 Diplom „Allgemeiner Maschinenbau“
 April 1996 Studium der Rechtswissenschaften an der
 Johann Wolfgang Goethe-Universität
 Frankfurt/Main
 Mai 2001 1. juristische Staatsprüfung

Referendariat

Sept. 2001 Landgericht Frankfurt/Main

Juni 2002

Danksagung

Herrn Professor Dr. med. Thomas Eikmann gilt mein ganz besonderer Dank dafür, dass er mir in vielfacher Hinsicht die Durchführung dieser Arbeit ermöglichte und mich mit seinem Wissen und seiner großen wissenschaftlichen Erfahrung jederzeit hilfreich unterstützte.

Meinen Dank möchte ich auch Herrn Zarko Peranic vom Zentrum für Umweltmessungen, Umwelterhebungen und Gerätesicherheit (UMEG) aussprechen, von dem ich mehrere Tabellen und Graphiken übernehmen konnte.

Für die Unterstützung bei der Literaturrecherche danke ich Frau Dr. rer. nat. Heike Seitz. Frau Dr. rer. nat. Sabine Eikmann und Frau Eva Aletsee, meiner Schwiegermutter, danke ich für die sorgfältige Durchsicht des Manuskriptes. Meiner Schwiegermutter danke ich zudem für die unermüdliche und liebevolle Betreuung meiner drei Kinder während der vielen Stunden, in denen ich diese Arbeit erstellt habe. Dank schulde ich auch meiner lieben Frau für zahlreiche Hinweise und Anregungen, die zum Gelingen der Arbeit wesentlich beigetragen haben.