

> Feinstaub in der Schweiz

Status-Bericht der Eidg. Kommission für Lufthygiene (EKL)



Schweizerische Eidgenossenschaft
Confédération suisse
Confederazione Svizzera
Confederaziun svizra

Eidgenössische Kommission für Lufthygiene EKL

> Feinstaub in der Schweiz

Status-Bericht der Eidg. Kommission für Lufthygiene (EKL)

Impressum

Herausgeber

Eidgenössische Kommission für Lufthygiene (EKL).
Die Eidgenössische Kommission für Lufthygiene EKL ist ein Gremium von Expertinnen und Experten auf dem Gebiet der Luftreinhaltung. Als ausserparlamentarische Fachkommission ist sie vom Bund eingesetzt und berät das Departement für Umwelt, Verkehr, Energie und Kommunikation (UVEK) sowie das Bundesamt für Umwelt (BAFU) in wissenschaftlich-methodischen Fragen der Luftreinhaltung und der Auswirkungen der Luftverschmutzung auf die Gesundheit der Menschen und der Natur. Funktionell ist die EKL eine selbstständige und interdisziplinäre Verwaltungskommission, welche zur Behandlung von einzelnen Fragen auch weitere, der Kommission nicht angehörige Fachleute aus verschiedenen Bereichen zur Beratung beiziehen kann.

Autor

Eidgenössische Kommission für Lufthygiene (EKL)

Begleitung BAFU

Peter Straehl und Urs Nyffeler, Abteilung Luftreinhaltung und NIS

Zitiervorschlag

Eidgenössische Kommission für Lufthygiene (EKL) 2007: Feinstaub in der Schweiz. Status-Bericht der Eidg. Kommission für Lufthygiene (EKL). Bern. 141 S.

Gestaltung

Dominik Eggli, METEOTEST

Titelfoto

Emanuel Ammon/AURA

Bezug

BAFU

Verlagsauslieferung

CH-3003 Bern

Fax +41 (0) 31 324 02 16

docu@bafu.admin.ch

www.umwelt-schweiz.ch/div-5013-d

Bestellnummer / Preis

DIV-5013-D / CHF 25.– (inkl. MWSt)

Diese Publikation ist auch in französischer Sprache erhältlich (DIV-5013-F).

© EKL 2007

> Inhalt

Abstracts	5	3.3.2	Emissionsszenarien	66	
Vorwort	7	3.4	Bevölkerungsbelastung	68	
Zusammenfassung	8	3.4.1	Bevölkerungsexposition	69	
Einleitung	16	3.4.2	Mittlere Bevölkerungsbelastung	69	
<hr/>					
1	Charakterisierung von Feinstaub	22	4	Auswirkungen	71
1.1	Partikelgrößenverteilung	22	4.1	Die Beziehungen von PM-Messgrößen zur Gesundheit	71
1.2	Lebensdauer in der Atmosphäre	27	4.2	Inhalative Deposition und Clearance von Feinstaubpartikeln beim Menschen	72
1.3	Chemische Zusammensetzung der Partikel	29	4.2.1	Deposition	72
<hr/>					
2	Quellen der Feinstaub-Emissionen	35	4.2.2	Clearance	74
2.1	Primäre und sekundäre PM	35	4.3	Toxikologische und experimentelle Untersuchungen	75
2.2	Emissionsinventare von primärem anthropogenen Feinstaub	38	4.3.1	Tier- und in-vitro-Experimente	75
2.3	Trends und Szenarien	40	4.3.2	Experimentelle Untersuchungen an Menschen	77
2.3.1	PM10-, PM2.5- und Russ-Emissionen von 1990 bis 2020	40	4.4	Aussenluftmessungen und durchschnittliche Belastung der Bevölkerung	78
2.4	Emissionen von Feinstaub-Vorläufergasen inkl. Trends	41	4.5	Kurzfristige Zusammenhänge mit Staubbmessgrößen	80
2.4.1	Emissionen von Feinstaub-Vorläufersubstanzen	42	4.5.1	Todesfälle	80
2.5	Relative Entwicklung der PM10-Emissionen und -Immissionen von 1990 bis 2005	44	4.5.2	Spitaleintritte, Symptome und Medikamenteneinnahme	84
<hr/>					
3	Luftbelastung mit Feinstaub-Komponenten	46	4.6	Langfristige Zusammenhänge der Partikelindikatoren mit der Gesundheit	88
3.1	Messung von atmosphärischem Schwebstaub	46	4.6.1	Sterblichkeit, Lebenserwartung	88
3.1.1	Gravimetrische Messung	46	4.6.2	Langfristiges Risiko für Krankheiten	91
3.1.2	Nicht gravimetrische Messungen (Monitoren)	49	4.6.3	Langfristiges Risiko für Lungenkrebs	93
3.1.3	Messung von Partikelanzahl und Größenverteilung	50	4.7	Bewertung der Feinstaubindikatoren aus gesundheitlicher Sicht	95
3.2	Immissionen von Feinstaub in der Schweiz	51	4.7.1	PM10	95
3.2.1	Bedeutung der gemessenen Partikelparameter	51	4.7.2	PM2.5	96
3.2.2	Langjähriger Verlauf der PM10-Immissionen in der Schweiz	53	4.7.3	PM10-PM2.5	96
3.2.3	PM10, PM2.5 und PM1	54	4.7.4	Sekundäre Aerosole, Sulfate, Nitrate	96
3.2.4	PM-Belastungen und Topografie/Meteorologie	56	4.7.5	Black Smoke	97
3.2.5	Partikelanzahlkonzentrationen	58	4.7.6	Partikelzahl	98
3.2.6	Russmessungen	61	4.7.7	Weitere mögliche Indikatoren für Partikelwirkungen	98
3.3	Karten der Feinstaubbelastung in der Schweiz	62	4.7.8	Fazit	98
3.3.1	Immissionsmodell	62	4.8	Auswirkungen auf die Vegetation	99

5	Möglichkeiten zur Reduktion der Feinstaub-Belastung	101
5.1	Handlungsbedarf	101
5.2	Rechtslage	102
5.2.1	Rechtslage in der Schweiz	102
5.2.2	UN/ECE-Protokolle	105
5.2.3	Rechtliche Grundlagen in der EU	106
5.3	Massnahmen zur Verminderung der Feinstaubbelastung	107
5.4	Schlussfolgerungen und Empfehlung	109
<hr/>		
6	Beurteilung der Feinstaub-Problematik	111
<hr/>		
7	Schlussfolgerungen und Empfehlungen	116
<hr/>		
8	Literaturverzeichnis nach Kapitel	120
	Einleitung	120
	Kapitel 1	121
	Kapitel 2	122
	Kapitel 3	122
	Kapitel 4.1 und 4.2	123
	Kapitel 4.4 und 4.5	126
	Kapitel 4.8	134
	Kapitel 5	135
	Kapitel 6	135
<hr/>		
Anhang		137
A1	Begriffe	137
<hr/>		
Verzeichnisse		139
	Abbildungen	139
	Tabellen	141

> Abstracts

Since the Swiss Federal Commission for Air Hygiene last studied the problem of particulate matter PM in detail in 1996, a lot of new information has emerged regarding measurement and modelling procedures, population exposure and health effects, sources of particulate emissions and measures to reduce the pollution. This new report reflects the present level of scientific knowledge and experience in the field of particulate matter. In particular, it establishes whether the ambient air quality standards for PM10 still comply with the requirements of the Swiss Federal law relating to the protection of the environment and whether additional ambient air quality standards for other fractions of particulate matter should be recommended

Seit sich die Eidgenössische Kommission für Lufthygiene EKL im Jahr 1996 letztmals eingehend mit der Feinstaub-Problematik befasst hat, wurden viele neue Erkenntnisse zu Messverfahren und Messungen, zur Modellierung und Exposition der Bevölkerung, zu Auswirkungen auf die Gesundheit, zu Verursachern und zu Massnahmen zur Reduktion der Belastung gewonnen. Der vorliegende Bericht reflektiert den aktuellen Stand der wissenschaftlichen Erkenntnisse und der Erfahrungen auf dem Gebiet Feinstaub. Insbesondere beantwortet er auch die Frage, ob die Immissionsgrenzwerte für PM10 noch den Vorgaben des USG entsprechen und ob allenfalls die Festlegung ergänzender Grenzwerte für weitere Feinstaubfraktionen empfohlen werden soll.

Depuis 1996, année où la Commission fédérale de l'hygiène de l'air a pour la dernière fois étudié en détail la problématique des poussières fines, de nombreux progrès ont été accomplis: les méthodes de mesure et de modélisation se sont affinées, et l'on en sait nettement plus sur l'exposition de la population aux particules fines et les conséquences de celles-ci pour la santé, sur les émissions et leurs sources, ainsi que sur les mesures permettant d'atténuer l'exposition aux polluants. Faisant le point sur l'état actuel des connaissances, le présent rapport vise notamment à déterminer si les valeurs limites d'immission pour les PM10 sont conformes à la LPE et s'il convient de définir des valeurs limites complémentaires pour d'autres fractions de particules fines.

Da quando, nel 1996, la Commissione federale d'igiene dell'aria ha studiato per l'ultima volta a fondo la problematica delle polveri fini, sono stati compiuti notevoli progressi per quanto riguarda i metodi di misurazione e le misurazioni, la modellizzazione e l'esposizione della popolazione, l'impatto sulla salute e le fonti inquinanti nonché le misure di riduzione dell'inquinamento. Il presente rapporto fa il punto sullo stato attuale delle conoscenze scientifiche e delle esperienze raccolte nel settore delle polveri fini. In particolare, risponde alla domanda se i valori limite delle immissioni di PM10 siano ancora conformi alle prescrizioni della LPAmb e se sia opportuno stabilire valori limite complementari per altre frazioni di polveri fini.

Keywords:

Particulate matter, PM10, PM2.5, soot, particulate numbers, measurements, emissions, air quality, population exposure, health assessment, ambient air quality standards, reduction measures

Stichwörter:

Feinstaub, PM10, PM2.5, Russ, Partikelanzahl, Messungen, Emissionen-Immissionen, Bevölkerungsexposition, gesundheitliche Bewertung, Immissionsgrenzwerte, Reduktionsmassnahmen

Mots-clés :

Poussières fines, PM10, PM2.5, suies, nombre de particules, mesures, émissions, immissions, exposition de la population, évaluation sanitaire, valeurs limites d'immission, mesures de réduction

Parole chiave:

Polveri fini, PM10, PM2.5, fuliggine, numero di particelle, misurazioni, emissioni-imissioni, esposizione della popolazione, valutazione sanitaria, valori limite d'immissione, misure di riduzione

> Vorwort

Die hohen Feinstaub-Belastungen im Januar/Februar 2006 haben das Thema Feinstaub wieder vermehrt ins Bewusstsein der Öffentlichkeit gerückt. Breiten Bevölkerungskreisen und auch Politikern ist das Kürzel «PM10 – Feinstaub» ein Begriff und dessen gesundheitsschädigende Wirkung bewusst geworden. Dass Massnahmen zur Verminderung der Belastung ergriffen werden müssen, wurde spätestens jetzt klar. Die Akzeptanz für solche Massnahmen hat zugenommen. Weniger bewusst ist dagegen weiterhin, dass vor allem die dauerhaft zu hohe Belastung der Luft mit Feinstaub ein sehr grosses Problem für die öffentliche Gesundheit darstellt und nicht nur die Belastung während Smog-Episoden.

Die Eidgenössische Kommission für Lufthygiene EKL befasst sich schon seit Mitte der 1990er-Jahre intensiv mit der Feinstaub-Problematik und veröffentlichte 1996 den Bericht «Schwebestaub – Messung und gesundheitliche Bewertung». Die EKL hat damals empfohlen, die Immissionsgrenzwerte der Luftreinhalte-Verordnung LRV für «Schwebestaub insgesamt» durch strengere Immissionsgrenzwerte für «Feinstaub – PM10» zu ersetzen. 1998 hat der Bundesrat die Empfehlungen der EKL übernommen und in der LRV in geltendes Recht umgesetzt. Die Schweiz hat in den letzten Jahren grosse Anstrengungen unternommen, um die Belastung der Atmosphäre mit gesundheitsschädigenden Schadstoffen zu reduzieren. Trotzdem werden die PM10-Grenzwerte immer noch regelmässig und grossflächig überschritten. Rund 40% unserer Bevölkerung atmen regelmässig zu viel Feinstaub ein. Weitere dauerhaft wirksame Massnahmen zur Senkung der Belastung sind notwendig. Der von Bundesrat Leuenberger lancierte Aktionsplan Feinstaub ist ein wichtiger Schritt in die gute Richtung.

Seit dem Bericht von 1996 wurden zahlreiche epidemiologische, toxikologische und klinische Studien zu den Wirkungen von Feinstaub veröffentlicht. Neue Messverfahren wurden entwickelt und neue Erkenntnisse zur Herkunft und Toxizität der verschiedenen Feinstaubfraktionen gewonnen. Mit dem aktuellen Feinstaub-Statusbericht will die EKL die komplexen Zusammenhänge zwischen den Emissionen, Immissionen und der Belastung der Bevölkerung sowie den Auswirkungen auf die Gesundheit aufzeigen. Aufgrund der neuen Erkenntnisse wird u.a. überprüft, ob die heutigen PM10-Grenzwerte die Anforderungen des USG zum Schutz der Bevölkerung noch erfüllen oder ob allenfalls ergänzende Vorschriften notwendig sind. Der Bericht schliesst mit Empfehlungen für Behörden und Politiker.

Den Experten, die an der Erstellung dieses Berichts gearbeitet haben, sowie allen Mitgliedern der Kommission möchte ich für die umfangreiche Arbeit herzlich danken. Die EKL hat den Status-Bericht im Juni 2007 verabschiedet.

Ursula Ackermann-Liebrich
Präsidentin der Eidgenössischen Kommission für Lufthygiene (EKL)

> Zusammenfassung

Im Jahr 1996 hat sich die Eidgenössische Kommission für Lufthygiene EKL letztmals eingehend mit der Schwebstaub-Problematik befasst und den Status-Bericht «Schwebstaub - Messung und gesundheitliche Bewertung» veröffentlicht. Seither wurden viele neue Erkenntnisse zu Feinstaub-Messverfahren, zu Immissions-Messungen, zur Modellierung, zur Exposition der Bevölkerung, zu den Auswirkungen auf die Gesundheit der Menschen, zu den Emissionen und ihren Verursachern, zur Erreichbarkeit der Grenzwerte sowie zu Massnahmen zur Reduktion der Feinstaubbelastung und deren Kosten-Nutzen-Verhältnis gewonnen. Der vorliegende neue Bericht reflektiert den aktuellen Stand der wissenschaftlichen Erkenntnisse und der Erfahrungen auf dem Gebiet Feinstaub. Insbesondere soll er auch die Frage beantworten, ob die Immissionsgrenzwerte (IGW) für PM10 noch den Vorgaben des Umweltschutzgesetzes USG entsprechen und ob allenfalls die Festlegung ergänzender Grenzwerte für weitere Feinstaubfraktionen (PM2.5, Russ) empfohlen werden soll.

Feinstaub ist keine Reinsubstanz sondern ein komplexes Gemenge von primären und sekundär gebildeten Anteilen. Die Partikel haben unterschiedliche Grösse, Form, Dichte, Aggregatzustände und chemische Zusammensetzung; diese beeinflussen ihr Verhalten, ihre Wirkung und ihre Aufenthaltszeit in der Luft. Feinstaub transportiert chemische Verbindungen über weite Strecken, beeinflusst Sichtweite, Wolkenbildung, Niederschlag und Klima. Staubteilchen gelangen direkt durch Verbrennungsprozesse, Abrieb oder Aufwirbelung in die Atmosphäre oder werden erst in der Luft aus Vorläuferschadstoffen gebildet. Ein wichtiger Einflussfaktor für das Verhalten der Teilchen ist ihre Grösse. Teilchen mit einem Durchmesser zwischen 10 µm und 2.5 µm werden grobe Partikel, solche unter 2.5 µm werden feine Partikel (PM2.5) genannt. Als ultrafeine Teilchen werden Partikel mit einem Durchmesser unter 0.1 µm (100 nm) bezeichnet. Die ultrafeinen Teilchen bilden nur einen verschwindend kleinen Teil der Masse, jedoch zahlenmässig den weitaus grössten Anteil.

Teilchen aus Verbrennungsprozessen sind sehr klein. Ihr Durchmesser beträgt einige Nanometer bis wenige Hundert Nanometer. Partikel, die durch mechanische Prozesse entstehen, sind typischerweise grösser als ein Mikrometer. Im Bereich dazwischen findet man vor allem sekundäres, aus gasförmigen Vorläuferstoffen gebildetes Aerosol. Die kleinsten Teilchen koagulieren rasch mit grösseren Partikeln oder werden auf Oberflächen abgeschieden, grobe Partikel sedimentieren oder impaktieren relativ rasch. Die mittlere Grössenfraktion von ca. 0.1 bis 1 µm bleibt am längsten in der Atmosphäre (bis ca. eine Woche) und kann entsprechend weit verfrachtet werden. Die chemische Zusammensetzung des Feinstaubes ist nicht überall gleich, sie hängt von der Art und der Entfernung der Schadstoffquellen ab. Zu den wichtigsten Bestandteilen des Feinstaubes gehören elementarer Kohlenstoff oder Russ, organische Verbindungen, Ammoniumsulfate und Ammoniumnitrat, mineralische Komponenten und Metalle.

Feinstaub stammt aus verschiedensten Quellen. Grundsätzlich kann zwischen anthropogenen Quellen von primärem Feinstaub, anthropogenen Quellen von sekundärem Feinstaub sowie natürlichen Feinstaub-Quellen unterschieden werden.

Zu den anthropogenen Quellen von primären Feinstaub-Emissionen zählen einerseits mobile Quellen wie der Strassenverkehr und mobile Offroad-Motoren – vorrangig Last- und Lieferwagen, Busse, Diesel-Personenwagen, Baumaschinen sowie Maschinen aus der Land- und Forstwirtschaft (z.B. Traktoren) –, andererseits stationäre Quellen, unter denen die Feuerungen und Heizungen, Industrieprozesse, Baustellen, landwirtschaftliche Nutzflächen und Ställe sowie die Abfallverbrennung in der Forst- und Landwirtschaft die wichtigsten sind. Primäre Feinstaub-Emissionen entstehen vor allem durch Verbrennungsprozesse und durch Abrieb und Aufwirbelung bei diversen Prozessen aber auch durch Sporen, Pilze, Bakterien aus der Lagerung von Gülle und Abfällen.

Anthropogene Quellen von sekundärem Feinstaub setzen reaktionsfähige Gase frei, die sich über komplexe chemische Reaktionen in der Atmosphäre in sekundäre Staubteilchen umwandeln. Dies sind Schwefeloxide (SO_2 , SO_3), Stickstoffoxide (NO , NO_2), Ammoniak (NH_3) und gewisse flüchtige organische Verbindungen (VOC). Als anthropogene Hauptquellgruppen für sekundären Feinstaub sind die Motoren des Strassenverkehrs (NO_x , NMVOC), die Offroad-Motoren (NO_x , NMVOC), der Treibstoffumschlag (NMVOC), der Lösemitelesatz in der chemischen Industrie und industrielle Prozesse (NMVOC), die Landwirtschaft (NH_3), die Feuerungen und Heizungen von Industrie, Gewerbe und Haushalten (NO_x und SO_x), die Zementindustrie und das Baugewerbe (NO_x und SO_x) sowie die Abfallverbrennung (NO_x , SO_x und VOC), zu nennen.

Zu den natürlichen Feinstaub-Quellen zählen die Vulkane (primärer Feinstaub und Gase), die Meere (Seesalzaerosole in Küstenregionen), die Bodenerosion in trockenen Regionen (Mineralstäube durch Verwitterung von Gesteinen und Wüstensand), die nicht landwirtschaftlich genutzten Böden (NO und N_2O), die Wald- und Buschfeuer, die Pollen, Sporen und diversen Mikroorganismen (Viren, Bakterien, Pilze) sowie die Pflanzen (v.a. NMVOC aus Laubwäldern).

Der Beitrag der verschiedenen Quellen zur Belastung kann von Ort zu Ort und von Jahreszeit zu Jahreszeit deutlich variieren. Die Emissions-Zahlen sind ein Jahresmittel und eine Summe für die gesamte Schweiz. Genaue Aussagen über den Beitrag der verschiedenen Emittenten z.B. zu den Immissionen in Belastungsgebieten oder zur Bevölkerungsexposition lassen sich daraus nicht direkt ableiten. Die Zahlen sind zudem mit gewissen Unsicherheiten behaftet, so z.B. bei den diffusen Emissionen und den Emissionen aus der Verbrennung von Holz und Forstabfällen oder den Ammoniak-Emissionen. Bei den gefassten Emissionen sind die Unsicherheiten geringer.

Im Jahr 2000 stammte der grösste Teil der primären PM10-Emissionen von ca. 21'000 Tonnen und der primären PM2.5 Emissionen von geschätzten 10'000 Tonnen aus der Land- und Forstwirtschaft, aus der Industrie und dem Gewerbe sowie dem Verkehr. Bei den Russemissionen von geschätzten 2000 bis 4'000 Tonnen stammt der grösste

Teil aus dem Verkehr. Bedeutende Emittenten sind zudem die Land- und Forstwirtschaft (Traktoren) sowie Industrie und Gewerbe (Baumaschinen). Bei der schlechten Verbrennung von Holz entsteht ebenfalls Russ, diese Emissionen lassen sich zurzeit aber nur sehr grob abschätzen. Mit den heute schon beschlossenen und absehbaren Massnahmen werden die Emissionen von primärem PM₁₀ bis ins Jahr 2020 auf rund 18'000 Tonnen pro Jahr, die Emissionen von primärem PM_{2.5} auf ca. 7'000 Tonnen pro Jahr und die Russ-Emissionen auf geschätzte 1'300 Tonnen pro Jahr sinken. Im Jahr 2020 wäre der Verkehr der grösste Emittent sowohl bei den PM₁₀ als auch beim Russ, die grösste Menge PM_{2.5} würden diesen Prognosen zu Folge von der Industrie und dem Gewerbe emittiert. Die Emissionsinventare für PM_{2.5} und Russ sind zur Zeit (Stand Juni 2007) in Überarbeitung. Die in diesem Bericht aufgeführten Emissions-Zahlen für diese Schadstoffe sind deshalb noch als vorläufige Schätzwerte zu betrachten.

Mit der Abnahme der Emissionen der Vorläufer von sekundärem PM werden auch die PM-Immissionen abnehmen. Eine genaue Prognose zum Ausmass der Abnahme ist aber nicht möglich. Die Emissionen der Stickoxide und der flüchtigen organischen Verbindungen ohne Methan (NMVOC) haben seit dem Maximum Mitte der Achtzigerjahre kontinuierlich abgenommen. Der Rückgang dürfte sich mit der Umsetzung der rechtskräftig beschlossenen Massnahmen weiter fortsetzen. Bei den Stickoxiden und den NMVOC beträgt die prognostizierte Abnahme zwischen 2000 und 2020 je ca. 45%. Die berechneten Ammoniak-Emissionen haben zwischen 1990 und 2000 etwa 20% abgenommen, danach wird nur noch eine geringfügige Abnahme prognostiziert. Die zur Verfügung stehenden NH₃-Immissionsmessreihen können diesen Trend jedoch nicht bestätigen. Die in diesem Bericht aufgeführten NH₃-Emissions-Zahlen sind noch mit gewissen Unsicherheiten behaftet. Die Schwefeldioxid-Emissionen haben zwischen 1980 und 2000 stark abgenommen. Die ökologischen Ziele werden bei den SO₂-Emissionen und den Immissionen eingehalten. Im Rahmen der Vorsorge ist es sinnvoll und gesetzlich vorgeschrieben, die Emissionen und die Belastung so gering wie möglich zu halten. Beim Schwefeldioxid beträgt die prognostizierte Abnahme zwischen 2000 und 2020 nochmals ca. 20%.

Die Bestimmung der Konzentration von atmosphärischem Schwebstaub erfolgt grundsätzlich durch Ermittlung der Masse des auf einem Filter abgeschiedenen Staubs, dividiert durch das durchgesaugte Luftvolumen. Im Referenzverfahren wird die Masse gravimetrisch, also durch Wägung bestimmt. Automatische Geräte (Monitoren), welche wegen der höheren zeitlichen Auflösung der Daten und des geringeren Arbeitsaufwands interessant sind, gelten heute noch nicht als äquivalent zum Referenzverfahren. Neben Messungen von PM₁₀ zur Überprüfung der Einhaltung der Grenzwerte werden in der Schweiz auch weitere Massenfraktionen wie PM_{2.5} und PM₁ gemessen. Während PM_{2.5} die Leitgrösse für eher alveolargängigen anthropogen verursachten Feinstaub darstellt, liefert PM₁ zusätzliche Informationen über die Quellen. Die Konzentrationen dieser Fraktionen sind an den meisten Standorten untereinander hoch korreliert, und - bei Abwesenheit dominierender lokaler Quellen - auch räumlich relativ homogen verteilt.

Zur Messung der Grössenverteilung und der Anzahlkonzentration der Partikel, die neben der Masse zunehmend interessieren, gibt es eine Reihe von Geräten, deren Resultate jedoch wegen unterschiedlicher Messprinzipien nur beschränkt vergleichbar sind. Partikelanzahlkonzentrationen, welche von den nur kurzlebigen ultrafeinsten Partikeln dominiert werden, widerspiegeln dagegen viel ausgeprägter als die Partikelmasse die lokalen Emissionen von Verbrennungspartikeln.

Mittels eines Gauss'schen Ausbreitungsmodells wurden Karten der PM10- und PM2.5-Belastung in der Schweiz erstellt. Ausgehend von Emissionskatastern verschiedener Emittentengruppen wurden die Beiträge an primärem PM modelliert. Die Beiträge zu sekundärem PM wurden aus Immissionskarten der gasförmigen Vorläufersubstanzen abgeleitet. Die modellierten PM-Konzentrationen zeigen die hohe Belastung in Ballungsgebieten, entlang von Autobahnen und in der Südschweiz, wie sie auch bei Messungen gefunden werden. Die räumlich hoch aufgelösten Karten des Immissionsmodells erlauben es, die Bevölkerungsanteile unterschiedlicher Belastungsstufen zu bestimmen. So waren im Referenzjahr 2000 rund 40% der Bevölkerung einer PM10-Belastung über dem Jahresgrenzwert ausgesetzt. Das Modell erlaubt es auch, den Einfluss von emissionsmindernden Massnahmen auf die PM-Belastung zu bestimmen. Bei einer Reduktion der Emissionen um etwa 40% wären nur noch 5% der Bevölkerung übermässigen Langzeitimmissionen durch PM10 ausgesetzt. Entsprechend würde sich die mittlere Bevölkerungsbelastung von 20 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ auf 14 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ verringern.

Partikel verschiedener Grösse haben ein unterschiedliches Depositions- und Eliminationsverhalten. Tierexperimentelle und In-vitro-Studien zeigten verschiedene Wirkungsmechanismen von Partikeln, die beispielsweise bei der Entstehung von Entzündungen oder Veränderungen des Genmaterials von Zellen bedeutsam sind. So wurde die Bildung von freien Radikalen, die Hemmung von Enzymen mit Bedeutung für die Infektabwehr und die DNS-Reparatur, Schädigungen und Störungen der Funktion von Alveolarmakrophagen beobachtet. Experimente an Menschen zeigen, dass verschiedene Grössenfraktionen (PM10 vs. PM2.5) und eine unterschiedliche chemische Zusammensetzung der Staubpartikel auch unterschiedliche Wirkungen zur Folge haben. Bei Belastung von Versuchspersonen mit Dieselabgaspartikeln wurden Reizsymptome, örtliche Entzündungserscheinungen in den Atemwegen und Veränderungen von Blutwerten festgestellt. Zudem wurde experimentell eine adjuvante Rolle der Dieselpartikel bei der Induktion von Allergien nachgewiesen. Dieselmotorabgas insgesamt und Dieselpartikel allein, nicht jedoch die Gasphase von Dieselabgas, werden von der Internationalen Krebsagentur IARC als «wahrscheinlich krebserregend» für Menschen eingestuft.

In Bevölkerungsstudien hat sich PM10 als Mass für den kurzfristigen Einfluss auf die Sterblichkeit bewährt. Steigt der 24h-Mittelwert der PM10-Konzentration um 10 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ an, muss mit einer kurzfristigen Zunahme der Sterbefälle von etwa 0.6% gerechnet werden. Die Ergebnisse von Sterblichkeitsstudien mit PM2.5 waren etwas weniger einheitlich als mit PM10, obwohl PM2.5 in Städten oft räumlich homogener verteilt ist und ein grösserer Teil davon in Innenräume eindringt. Aus Studien mit Spitaleintrittsdaten wird deutlich, dass auch ein Anstieg der Belastung mit Partikeln der grösseren Fraktion PM10-PM2.5 zu gesundheitlichen Folgen führt, welche mit dem Ersatz von

PM10 durch PM2.5 nicht mehr erfasst würden. Für die Messgrößen «Anzahl der Partikel» oder «PM0.1 - Masse von ultrafeinen Partikeln» zeigten sich bisher keine Vorteile gegenüber PM2.5. Die noch sehr geringe Zahl von Messstationen und Messungen erlaubt es zurzeit aber noch nicht, die Belastung der Bevölkerung mit diesen Indikatoren einigermaßen zuverlässig abzuschätzen.

Für das langfristige Sterberisiko durch Schwebstaubbelastung ist PM2.5 gemäss den amerikanischen Studien der beste Indikator. Ein Belastungsunterschied von 10 µg/m³ PM2.5 im Jahresmittel hatte ein ca. 6% höheres Sterberisiko zur Folge. Die europäischen Langzeitstudien zur Sterblichkeit haben TSP (total suspended particles), Black Smoke oder PM10 als Mass für Schwebstaub verwendet. In den schweizerischen Untersuchungen SAPALDIA und SCARPOL hat PM10 gemeinde- oder stadtweit die langfristigen Risiken für Atemwegserkrankungen gut angezeigt. Die Folgen der kleinräumig unterschiedlichen Verkehrsbelastung werden mit PM10 weniger gut dargestellt. Diese lokale Belastung wird aber auch durch PM2.5 nicht erfasst. Es gibt bisher keine Studien, welche den Einfluss der Indikatoren «ultrafeine Partikel» oder «Russ» auf das langfristige Sterberisiko untersucht haben.

Nach umfassender Beurteilung der neusten epidemiologischen Studien zu Feinstaub und Gesundheit hat die Weltgesundheitsorganisation WHO im Jahr 2005 für PM10 und PM2.5 folgende Richtwerte (Guidelines) festgelegt: PM10: 20 µg/m³ für das Jahresmittel, 50 µg/m³ für das Tagesmittel (99-Perzentilwert). PM2.5: 10 µg/m³ für das Jahresmittel, 25 µg/m³ für das Tagesmittel (99-Perzentilwert). Die neuen PM10-Richtwerte der WHO und die wirkungsorientierten PM10-IGW der Schweiz sind praktisch identisch. Es ist deshalb sinnvoll, die PM10-Immissionsgrenzwerte der LRV unverändert beizubehalten.

Gemäss WHO sind die gesundheitlichen Wirkungen der feinen Partikel (PM2.5) bedeutender als die Wirkungen der groben Partikelfraktion (PM10-PM2.5). Die Fraktion der groben Partikel wird von der WHO aber auch als nicht ungefährlich eingestuft. In der Schweiz sind PM10 und PM2.5 sehr hoch ($r > 0.9$ für Tagesmittelwerte) korreliert. Je nach Standorttyp besteht PM10 zu 60 bis 80% aus PM2.5. Die Verhältnisse waren in den letzten Jahren sehr stabil. Die EKL ist der Auffassung, dass PM10 deshalb in der Schweiz nicht nur ein Indikator für die groben und feinen Partikel zusammen sondern auch ein guter Indikator für PM2.5 ist. Der Schweizer Jahresmittelgrenzwert von PM10 von 20 µg/m³ entspräche einer Begrenzung von PM2.5 auf 12–16 µg/m³. Um der gesundheitlichen Bedeutung der feineren Partikel innerhalb des PM10 Rechnung zu tragen, schlägt die WHO einen Richtwert für PM2.5 von 10 µg/m³ vor. Diese Bewertung soll in der Schweiz berücksichtigt werden, indem bei den Massnahmen zur Verminderung der PM10-Belastung besonders auf die Reduktion der feineren Partikel geachtet wird. Ausser in den USA gibt es weltweit - auch in der Schweiz - erst wenige epidemiologische Studien mit PM2.5 als Indikator. Aus diesen Gründen schlägt die Eidgenössische Kommission für Lufthygiene zurzeit zusätzlich zum Grenzwert für PM10 keinen Grenzwert für PM2.5 vor.

Generell wäre es wünschenswert, zusätzlich zum IGW für PM10 speziell auch für die feinen Verbrennungsaerosole einen Grenzwert festzulegen. Für den Indikator Russ

ergibt eine grobe Schätzung, dass die heutigen Immissionen in der Schweiz im bevölkerungsgewichteten Mittel etwa bei $2 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (EC, Jahresmittelwert) liegen dürften, rund 5-10% der PM10-Belastung besteht aus EC. Basierend auf den Resultaten einer kürzlich veröffentlichten Studie der deutschen Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Immissionsschutz und einem Rechtsgutachten betreffend Grundlagen für die Anordnung verschärfter Emissionsbegrenzungen bei kanzerogenen Luftschadstoffen ergäbe sich eine maximal tolerierbare Konzentration von ca. $0.1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ EC im Jahresmittel. Die ersten Messungen und Abschätzungen der Exposition zeigen, dass die heutigen Russ-Belastungen der Atemluft deutlich über den tolerierbaren Werten liegen und einen gewichtigen Risikofaktor für den Lungenkrebs darstellen. Das vom Schadstoff Russ ausgehende Risiko für die Bevölkerung liegt heute mehr als 100-mal über einem USG-konformen Risiko. Es genügt dem Schutzanspruch der Bevölkerung bei weitem nicht und muss deutlich reduziert werden. Das heisst, längerfristig sollten höchstens noch 100-200 Tonnen Russ pro Jahr (grobe Schätzung) in die Atemluft der Schweiz gelangen. Im Jahr 2000 waren es noch geschätzte 2000 bis 4'000 Tonnen pro Jahr. Es ist deshalb dringend notwendig, die Russ-Immissionen gemäss dem Minimierungsgebot für kanzerogene Stoffe weiter zu reduzieren. Für Russ (EC) liegen aber noch zu wenig Expositions-Daten und zu wenig Studien mit Expositions-Wirkungsbeziehungen für einen Grenzwert-Vorschlag vor. Für andere Indikatoren der Auswirkung von Feinstaub auf die Gesundheit der Menschen wie Partikeloberfläche, Partikelzahl oder PM1 liegt nur eine sehr begrenzte Anzahl von Studien vor. Im Moment besteht kein Handlungsbedarf für eine Regelung. Die Situation soll aber im Licht von neuen wissenschaftlichen Erkenntnissen in spätestens 5 Jahren neu bewertet werden.

Ziel des Bundesgesetzes über den Umweltschutz (USG) ist der Schutz des Menschen und seiner Umwelt gegen schädliche oder lästige Einwirkungen. Für die Begrenzung von Luftverunreinigungen sieht das USG einen zweistufigen Immissionsschutz vor, der in der Luftreinhalte-Verordnung (LRV) konkretisiert ist. Soweit bekannt ist, dass Bestandteile von Partikeln (wie beispielsweise Russ) Krebs erregen können, sind verschärfte Emissionsbegrenzungen anzuordnen, auch wenn die vorsorglichen Emissionsbegrenzungen eingehalten werden.

Im Rahmen des Übereinkommens von 1979 über weiträumige grenzüberschreitende Luftverunreinigung (Genfer Abkommen) legen die UN/ECE-Protokolle nationale Emissionshöchstmengen fest. Sie verpflichten die Eidgenossenschaft, ihren Beitrag zur Reduktion grossräumiger europäischer Schadstofftransporte durch nationale Vorschriften zur Emissionsminderung zu leisten. Die EU setzt etappenweise zu erreichende Luftqualitäts-Ziele.

Die Grenzwerte für Schadstoffbelastungen sollen schädliche Auswirkungen auf Mensch und Umwelt vermeiden, verhüten oder verringern; sie sind innerhalb eines bestimmten Zeitraumes zu erreichen und dürfen nachher nicht mehr überschritten werden. Der Vergleich der aktuellen Belastung mit den PM10-Immissionsgrenzwerten zeigt, dass auf nationaler und internationaler Ebene die Emissionen von primärem anthropogenem PM10 und die Emissionen der PM-Vorläufergase noch je um ca. 50% reduziert werden müssen (gegenüber dem Stand der Emissionen im Jahr 2000), damit

die IGW für PM10 etwa eingehalten werden können. Zudem müssen die Emissionen von Krebs erregenden PM10-Bestandteilen (z.B. Russ) vordringlich minimiert werden.

Die hohen Emissionsminderungen, die bei den primären und sekundären PM zum Schutz der menschlichen Gesundheit notwendig sind, lassen sich nicht mit einer einzelnen Massnahme realisieren. Nur ein Paket von Massnahmen, die sich ergänzen und in ihrer Wirkung aufsummieren, kann zum Ziel führen. Dazu gehören in erster Linie technische Massnahmen, vor allem die konsequente Anwendung des besten Standes der Technik zur Emissionsminderung, aber auch Verbesserungen in den Bereichen Energienutzung und Raumplanung, ökonomische Anreize (z.B. Lenkungsabgaben, Steuerdifferenzierungen) sowie Verbesserungen des Controllings beim Vollzug. Bei den Emissionen der Verursacherkategorien Güterverkehr, Personenverkehr und – mit Einschränkungen – Maschinen und Geräte der Land- und Forstwirtschaft spielen die PM10-Emissionen aus Motoren eine zentrale Rolle. Die Verursacherkategorien Flugverkehr, Heizungen (Biomasse und fossil), Industriemaschinen und -Feuerungen (Biomasse und fossil), Steine und Erden und Baumaschinen tragen auch unter Berücksichtigung der Unsicherheiten in den Gesamtbilanzen mit Sicherheit wesentlich zu den Gesamtemissionen bei.

Im Bericht «Weiterentwicklung des Luftreinhalte-Konzepts» wurde untersucht, mit welchen zusätzlichen Massnahmen die Emissionsziele erreicht werden können. Zur Festlegung der Prioritäten wurden die Emissionen der entsprechenden Verursacherkategorie, die Wachstumsdynamik der Quelle und die Chancen bei der technischen Entwicklung und beim Vollzug der Massnahme bewertet. Es zeigte sich, dass bei Ausschöpfung der technischen Möglichkeiten und bei besonderen Anstrengungen im Vollzug die Schadstoffe bis 2020 im erforderlichen Umfang vermindert werden könnten. Dazu ist eine Vielzahl von zusätzlichen Massnahmen nötig. Neben reinen Luftreinhalte-Massnahmen sind auch Massnahmen zur Verminderung des Brenn- und Treibstoffverbrauchs unerlässlich. Zwischen den Massnahmen zur CO₂-Reduktion und der Luftreinhaltung bestehen starke Synergien, wenn sie zu einer Verminderung des Energieverbrauchs führen. Die Senkung des fossilen CO₂-Ausstosses darf jedoch nicht durch Umstellung auf Energieträger mit hohem Schadstoffausstoss erkaufte werden

Bei Verbrennungsprozessen entstehen in der Regel nicht nur primäre PM10, sondern dieselben Quellen stossen auch Vorläufergase für sekundäres PM10 aus. Mit der Anwendung des besten Standes der Technik, wie das die Umweltschutzgesetzgebung vorsieht, können deshalb gleichzeitig die primären PM10-Emissionen und die Vorläufergase des sekundären PM10 vermindert werden.

Die wichtigsten Massnahmen, sind im Bericht «Weiterentwicklung des Luftreinhalte-Konzepts» ausführlich und im Kapitel 5.3 dieses Berichts summarisch beschrieben. Sie sind unterteilt in Massnahmen die eine starke, eine mittlere und eine relativ geringe Emissionsminderung bei einem Schadstoff, bewirken. (Zeithorizont 2020). Um die Emissionsziele zu erreichen, genügt es allerdings nicht, nur die Massnahmen mit hoher Wirkung zu realisieren. Bei den aufgeführten Massnahmen handelt es sich bereits um eine Auswahl von Massnahmen hoher Priorität gemäss dem oben erwähnten Bericht.

Zu beachten ist, dass gewisse Massnahmen bis 2020 ihre volle Wirksamkeit noch nicht erreicht haben, bei Betrachtung längerer Zeiträume also noch grössere Wirkung entfalten können (z.B. emissionsarme Ställe, Energiesparmassnahmen wie Einführung des Minergie-Standards). Besonders wichtig ist, dass diese zusätzlichen wie auch die bereits rechtskräftigen Massnahmen auf allen Ebenen (Bund, Kantone, Gemeinden) konsequent vollzogen werden und dass zur Überprüfung ein gutes immissionsseitiges Kontrolling durch Messung von diversen Feinstaub-Fraktionen (PM10, PM2.5, PM1, EC, OC, Anzahl-Partikel) zur Verfügung steht.

> Einleitung

Die Eidgenössische Kommission für Lufthygiene EKL hat sich im Jahr 1996 letztmals eingehend mit der Schwebstaub-Problematik befasst und den Status-Bericht «Schwebstaub- Messung und gesundheitliche Bewertung» veröffentlicht. Seit 1996 wurden viele neue Erkenntnisse zu Feinstaub-Messverfahren, zu Immissions-Messungen, zur Modellierung, zur Exposition der Bevölkerung, zu den Auswirkungen auf die Gesundheit der Menschen, zu den Emissionen und ihren Verursachern, zur Erreichbarkeit der Grenzwerte sowie zu Massnahmen zur Reduktion der Feinstaubbelastung und deren Kosten-Nutzen-Verhältnis gewonnen. Der neue Bericht soll den aktuellen Stand der wissenschaftlichen Erkenntnisse und der Erfahrungen reflektieren. Der Bericht soll insbesondere auch die Frage beantworten, ob die Immissionsgrenzwerte für PM10 noch den Vorgaben des USG entsprechen und ob allenfalls die Festlegung ergänzender Grenzwerte für weitere Feinstaubfraktionen (PM2.5, Russ) empfohlen werden soll.

Ziel des Berichts

Die Eidgenössische Kommission für Lufthygiene EKL hat sich im Jahr 1996 letztmals eingehend mit der Schwebstaub-Problematik befasst und den Status-Bericht «Schwebstaub - Messung und gesundheitliche Bewertung» veröffentlicht (BUWAL 1996). Aufgrund der gesundheitlichen Wirkungen und im Sinne von Artikel 13 und 14 des Umweltschutzgesetzes hat die EKL damals empfohlen, die bestehenden Immissionsgrenzwerte IGW für «Schwebstaub insgesamt» der Luftreinhalte-Verordnung LRV aufzuheben und durch Immissionsgrenzwerte für PM10 (feindisperse Schwebestoffe mit einem aerodynamischen Durchmesser von weniger als 10 Mikrometer) zu ersetzen. Bei der nächsten LRV-Revision hat der Bundesrat die EKL-Empfehlungen übernommen und folgende IGW für PM10 festgelegt (gültig ab 1. März 1998):

Tab. 1 > PM10-Immissionsgrenzwerte in der Schweiz.

20 µg/m ³	für das Jahresmittel
50 µg/m ³	für das Tagesmittel (darf höchstens einmal pro Jahr überschritten werden)

Die IGW werden vom Bundesrat nach den Kriterien des Umweltschutzgesetzes derart festgelegt, dass bei ihrer Einhaltung Menschen, Tiere, Pflanzen, Böden usw. im Allgemeinen vor schädlichen und lästigen Auswirkungen der Luftschadstoffe geschützt sind.

Neben den Immissionsgrenzwerten für PM10 gibt es in der LRV noch folgende Grenzwerte im Zusammenhang mit Staub: Blei im Schwebstaub (PM10): 500 ng/m³ und Cadmium im Schwebstaub (PM10): 1.5 ng/m³, sowie die Staubbiederschlagswerte von 200 mg/m² * Tag als Staubbiederschlag insgesamt, Blei im Staubbiederschlag: 100

$\mu\text{g}/\text{m}^2 \cdot \text{Tag}$, Cadmium im Staubniederschlag: $2 \mu\text{g}/\text{m}^2 \cdot \text{Tag}$, Zink im Staubniederschlag: $400 \mu\text{g}/\text{m}^2 \cdot \text{Tag}$ und Thallium im Staubniederschlag: $2 \mu\text{g}/\text{m}^2 \cdot \text{Tag}$.

Sowohl die Schwermetallkonzentrationen in der Luft wie auch die Schwermetallbelastung der Umwelt durch Schadstoffeintrag aus der Luft ist für die in der LRV geregelten Schwermetalle in den letzten Jahren deutlich zurückgegangen. In der Regel liegen die gemessenen Schadstoffkonzentrationen und Depositionen weit unter den Grenzwerten der LRV. Die Situation ist in Bezug auf diese Schadstoffe als unproblematisch einzustufen.

Seit 1996 wurden viele neue Erkenntnisse zu Feinstaub-Messverfahren, zu Immissionsmessungen, zur Modellierung, zur Exposition der Bevölkerung, zu den Auswirkungen auf die Gesundheit der Menschen, zu den Emissionen und ihren Verursachern, zur Erreichbarkeit der Grenzwerte sowie zu Massnahmen zur Reduktion der Feinstaubbelastung und deren Kosten-Nutzen-Verhältnis gewonnen. Die Eidgenössische Kommission für Lufthygiene hat deshalb beschlossen, das Thema Feinstaub erneut aufzunehmen und einen Statusbericht zu erstellen, der den neusten Stand der wissenschaftlichen Erkenntnisse und der Erfahrung reflektieren soll. Der Bericht soll insbesondere auch die Frage beantworten, ob die in Anhang 7 LRV festgelegten Immissionsgrenzwerte für PM10 noch den Vorgaben von Artikel 13 und 14 USG entsprechen und ob allenfalls die Festlegung ergänzender Grenzwerte für weitere Feinstaubfraktionen (PM2.5, Russ) empfohlen werden soll. Gemäss Artikel 13 und 14 USG sind Immissionsgrenzwerte für Luftverunreinigungen so festzulegen, dass nach dem Stand der Wissenschaft Immissionen unterhalb dieser Werte Menschen, Tiere und Pflanzen, ihre Lebensgemeinschaften und Lebensräume nicht gefährden, die Bevölkerung in ihrem Wohlbefinden nicht erheblich stören, Bauwerke nicht beschädigen sowie die Fruchtbarkeit des Bodens, die Vegetation und die Gewässer nicht beeinträchtigen. Dabei sind insbesondere auch die Wirkungen der Immissionen auf Personengruppen mit erhöhter Empfindlichkeit, wie Kinder, Kranke, Betagte und Schwangere zu berücksichtigen. Ebenfalls zu berücksichtigen sind die Kombinationswirkungen bei gleichzeitigem Einwirken mehrerer Schadstoffe, d.h. Einwirkungen müssen sowohl einzeln als auch gesamthaft und nach ihrem Zusammenwirken beurteilt werden (Art. 8 USG).

Allenfalls sollen auch Empfehlungen zu andern PM-Zielen abgegeben werden (z.B. PM2.5, PM1, Russ (EC), Anzahl der Partikel etc.). Inzwischen wurde ein Feinstaub-Bericht auch von eidgenössischen Parlamentariern gefordert (05.3450 Postulat. Feinstaub - Bericht. Stump Doris).

Feinstaub darf nicht isoliert von andern Luftschadstoffen betrachtet werden. Viele Feinstaub-Emittenten sind auch Verursacher von andern Schadstoffen und ein bedeutender Teil der Feinstaubbelastung (sekundäre Partikel) wird durch Interaktionen zwischen den gasförmigen Schadstoffen Stickoxide, Schwefeldioxid, organischen Komponenten und Ammoniak gebildet. Feinstaub kennt keine Grenzen, deshalb kann die Feinstaubbelastung nicht durch lokale und nationale Massnahmen allein kontrolliert werden.

Feinstaub trägt auch zu den klimatischen Veränderungen bei. Verschiedene Feinstaub-Komponenten haben verschiedene Wirkungen. Während Sulfat, Nitrat und partikuläre organische Kohlenstoffverbindungen abkühlend (Strahlung reflektierend) wirken, trägt elementarer Kohlenstoff (Russ) zur Erwärmung des Klimas bei (durch Absorption der Strahlung). Es wird angenommen, dass alle Aerosole zusammen – global betrachtet – eher abkühlend wirken, wobei sich grosse lokale Unterschiede ergeben. Insgesamt sind diese Betrachtungen mit einigen Unsicherheiten behaftet. Die Klimaexperten halten aber deutlich fest, dass eine Reduktion der Emissionen von schwarzem Kohlenstoff (Black Carbon, Russ) aus der Verbrennung von fossilen Brenn- und Treibstoffen sowohl aus Sicht der menschlichen Gesundheit als auch des Klimas sehr zu empfehlen sei (absolute non-regret policy, EU 2005). Einige Experten halten fest, dass eine Reduktion von Black Carbon kurzfristig das effizienteste Mittel sei, die Klimaerwärmung zu bremsen. Auf die Wechselwirkungen zwischen Feinstaub und Klima wird in diesem Bericht nicht speziell eingegangen. Reduktionsmassnahmen sollten jedoch die Aspekte schadstoffarm und energieeffizient beinhalten. Die meisten Energiesparmassnahmen wirken sich sowohl positiv auf das Klima als auch auf die Luftreinhaltung aus. Diese Synergien gilt es zu nutzen.

Feinstaub und Gesundheit

In den letzten Jahren haben die Resultate von sehr vielen epidemiologischen und toxikologischen Studien die Erkenntnis verstärkt, dass durch die chronisch und akut zu hohen Feinstaubbelastungen bedeutende gesundheitliche Schäden verursacht werden. Die Studien wurden weltweit unter verschiedenen Bedingungen durchgeführt. Sie sind inzwischen so zahlreich, so konsistent und kohärent, dass von einer kausalen Beziehung ausgegangen werden kann. Eine Schwelle unterhalb derer keine Wirkungen auftreten, ist in epidemiologischen Studien mit grösseren Bevölkerungsgruppen nicht feststellbar.

Die Weltgesundheitsorganisation WHO hat nach einer ausführlichen Durchsicht der vorhandenen Literatur Expositions-Wirkungsbeziehungen zwischen der Feinstaubbelastung und verschiedenen gesundheitlichen Auswirkungen zusammengestellt und publiziert (WHO 2003, WHO 2004a, WHO 2004b). Im Rahmen des Projekts «WHO Air Quality Guidelines - Global update 2005» (WHO 2006) haben die Experten der WHO für PM10 und für PM2.5 folgende Richtwerte empfohlen: PM10: 20 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ als Jahresmittelwert und 50 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ als 24h-Mittelwert (99 Perzentilwert). PM2.5: 10 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ als Jahresmittelwert und 25 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ als 24h-Mittelwert (99 Perzentilwert). Die Werte basieren auf den neusten wissenschaftlichen Erkenntnissen zu den Wirkungen von Feinstaub auf die Gesundheit der Bevölkerung. Sie sind keine absoluten Wirkungsschwellen, Wirkungen auf empfindlich reagierende Menschen unserer Gesellschaft können auch bei Einhaltung dieser Werte nicht ausgeschlossen werden. Die WHO empfiehlt deshalb, die Feinstaub-Belastungen auch dann weiter zu reduzieren, wenn die aktuellen Konzentrationen in der Nähe der Richtwerte liegen.

Obwohl die Feinstaubmasse ein sehr guter Indikator für die verschiedenen gesundheitlichen Wirkungen ist, sind nicht alle Partikel gleich gefährlich. Eine besonders schädli-

che Komponente der Feinstaubmischung ist der Dieseleruss, der auch Krebs erzeugende Eigenschaften hat.

Richtwerte der WHO für PM10 und PM10-Grenzwerte in andern Ländern

Eine Auswahl von Ländern mit PM10 Immissionsgrenzwerten zeigt die Tab. 2.

Für Inhaltsstoffe von PM10 gelten in der EU zurzeit folgende Grenz- und Richtwerte (Jahresmittelwerte):

- > Grenzwert für Blei: 500 ng/m³, einzuhalten bis zum 1. Januar 2005 oder 1. Januar 2010 in unmittelbare Nähe von industriellen Quellen
- > Richtwerte für Arsen 6 ng/m³, Cadmium 5 ng/m³, Nickel 20 ng/m³ und Benzo(a)pyren 1 ng/m³. Die Mitgliedsstaaten sind angehalten, alle notwendigen Massnahmen zu treffen (keine unproportional hohen Kosten nach sich ziehend), damit die Konzentrationen dieser Schadstoffe die Richtwerte am 31. Dezember 2012 nicht mehr überschreiten. Benzo(a)pyren wird als Indikator für das kanzerogene Risiko von polyzyklischen aromatischen Kohlenwasserstoffen gebraucht.

Tab. 2 > PM10-Richtwerte der WHO und PM10-Immissionsgrenzwerte in der EU, den USA, Kalifornien und Japan.

WHO 2006	20 µg/m ³	Jahresmittelwert
	50 µg/m ³	24-h-Mittelwert, 99 Perzentilwert
EU-Mitglieder und Norwegen	40 µg/m ³	Jahresmittelwert; Stufe 1: einzuhalten ab 1.1.2005
	50 µg/m ³	24-h-Mittelwert ; Stufe 1., max. 35 Überschreitungen erlaubt ab 1.1.2005
	20 µg/m ³	Jahresmittelwert; Stufe 2 Richtgrenzwert*: einzuhalten ab 1.1.2010
USA**	-----	Jahresmittelwert aufgehoben per Dez. 2006
	150 µg/m ³	24-h-Mittelwert, 1 Überschreitung pro Jahr erlaubt
Kalifornien	20 µg/m ³	Jahresmittelwert
	50 µg/m ³	24-h-Mittelwert
Japan	100 µg/m ³	24-h-Mittelwert
	200 µg/m ³	1-h-Mittelwert

* Stufe 2 Richtgrenzwerte, die im Lichte weiterer Informationen über die Auswirkungen auf die Gesundheit und Umwelt, über die technische Durchführbarkeit und die bei der Anwendung der Grenzwerte der Stufe 1 gemachten Erfahrungen zurzeit überprüft werden (EU 1999).

** US-EPA 2006

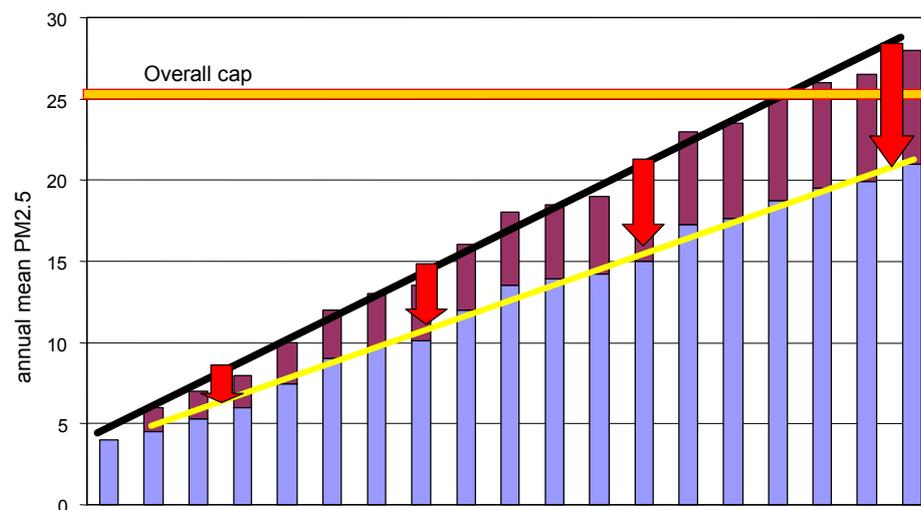
Zusätzlich zu PM10 hat die WHO für PM2.5 folgende Richtwerte empfohlen und wurden in den USA und speziell in Kalifornien folgende PM2.5-Grenzwerte festgelegt:

Tab. 3 > PM2.5-Richtwerte der WHO und PM2.5-Immissionsgrenzwerte in den USA und Kalifornien.

WHO 2006	10 $\mu\text{g}/\text{m}^3$	Jahresmittelwert
	25 $\mu\text{g}/\text{m}^3$	24-h-Mittelwert, 99 Perzentilwert
USA*	15 $\mu\text{g}/\text{m}^3$	Jahresmittelwert
	35 $\mu\text{g}/\text{m}^3$	24-h-Mittelwert, 98 Perzentilwert
Kalifornien	12 $\mu\text{g}/\text{m}^3$	Jahresmittelwert
	----	24-h-Mittelwert, kein spezieller Grenzwert festgelegt

* US-EPA 2006

In der EU sind neben den PM10-Grenzwerten PM2.5-Grenzwerte (Konzentrationsobergrenze, overall cap) und ein Ziel für die Reduzierung der PM2.5-Exposition der Bevölkerung in Diskussion (EU 2004, EU 2005). Der momentane Direktivvorschlag beinhaltet eine PM2.5-Konzentrationsobergrenze (overall cap) von 25 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (zu erreichen bis 1. Januar 2010) und eine prozentuale Reduktion der PM2.5-Belastung von 20% (zu erreichen bis 2020) in Städten und Agglomerationen, unabhängig von der Höhe der Belastung. Der Direktivvorschlag wurde inzwischen im Europäischen Parlament in erster Lesung und von den Europäischen Umweltministern beraten. Der momentane Stand der Beratung: Für PM2.5 wird ab 2010 ein Zielwert von 25 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ angestrebt, der ab 2015 als Grenzwert verbindlich werden soll, das PM2.5 Reduktionsziel wird wie vorgeschlagen angestrebt (unverbindlich), die Grenzwerte für PM10 sollen auf dem Stand von 2005 eingefroren werden, d.h. die ursprünglich vorgesehene Stufe 2 fällt weg. Zudem sollen den Mitgliedsstaaten längere Fristen zur Einhaltung der PM10-Grenzwerte eingeräumt werden.

Abb. 1 > Vorgeschlagenes PM2.5-Reduktionsszenario in der EU.

Das vorgeschlagene Reduktionsziel basiert auf der Annahme, dass es für Schadstoffe ohne Schwellenwert wichtig ist, die Exposition der Bevölkerung überall zu verringern und nicht nur in Gebieten mit Grenzwert-Überschreitungen. Wie gut der angestrebte Schutz der Bevölkerung vor einer übermäßigen Feinstaubbelastung aber ist, hängt natürlich auch von der Höhe der festgelegten Grenzwerte ab. Das vorgeschlagene Reduktionsziel der EU ist auf jeden Fall mit einer aufwändigen Überwachung der städtischen Hintergrundbelastung verbunden. Rechtlich verbindlich, verbunden mit einem bestimmten Jahr zur Einhaltung (2015), wäre nur der Grenzwert von $25 \mu\text{g}/\text{m}^3$ im Jahresmittel, nicht jedoch die 20%ige Reduktion der Belastung der Bevölkerung. Die Mitgliedstaaten müssten aber zeigen, dass sie angemessene Anstrengungen unternommen haben, diese Reduktion zu erreichen. Messungen an städtischen Hintergrundstationen zwischen 2008–2010 würden die Basis für das Reduktionsziel liefern, welches bis 2020 erreicht werden müsste. Der vorliegende Grenzwertvorschlag für PM_{2.5} und auch die Grenzwerte für PM₁₀ berücksichtigen die entsprechenden Richtlinien der WHO nicht, obwohl das von der EU ursprünglich so vorgesehen war.

1 > Charakterisierung von Feinstaub

1.1 Partikelgrößenverteilung

Feinstaub ist keine Reinsubstanz sondern ein komplexes Gemenge von Substanzen. Die Partikel haben unterschiedliche Grösse, Form, Dichte, Aggregatzustände und chemische Zusammensetzung. Sie beeinflussen ihr Verhalten, ihre Wirkung und ihre Aufenthaltszeit in der Luft. Luftgetragener Staub hat gesundheitliche Auswirkungen, transportiert chemische Verbindungen über weite Strecken, beeinflusst Sichtweite, Wolkenbildung, Niederschlag und Klima. Staubteilchen gelangen direkt durch Verbrennungsprozesse, Abrieb oder Aufwirbelung in die Atmosphäre oder werden erst in der Luft aus Vorläuferschadstoffen gebildet. Ein wichtiger Einflussfaktor für das Verhalten der Teilchen ist ihre Grösse. Teilchen aus Verbrennungsprozessen sind sehr klein. Ihr Durchmesser beträgt einige Nanometer bis wenige Hundert Nanometer. Teilchen, die durch mechanische Prozesse entstehen, sind typischerweise grösser als ein Mikrometer. Im Bereich dazwischen findet man vor allem sekundäres, aus gasförmigen Vorläuferstoffen gebildetes Aerosol.

Beim Staub in der Atmosphäre handelt es sich um ein chemisch-physikalisch komplexes Gemenge von Substanzen. Die Staubteilchen weisen vielfältige Formen auf, bestehen aus unterschiedlichsten Verbindungen und haben verschiedene Aggregatzustände. Sie stammen aus vielen unterschiedlichen natürlichen und anthropogenen Quellen. Man findet in der Atmosphäre primäre Partikel wie Russ, Flugasche, Salzkristalle oder mineralische Teilchen, aber auch sekundär gebildete Anteile, welche sich in der Luft aus Vorläufergasen bilden. Die Grösse der Teilchen erstreckt sich über etwa vier Zehnerpotenzen.

Staub ist von Bedeutung, weil er gesundheitliche Auswirkungen hat, Niederschlags- und Wolkenbildung beeinflusst, chemische Verbindungen transportiert und abgelagert, die Sichtweite verringert und klimaaktiv ist.

Zur Charakterisierung der Staubpartikel in der Lufthygiene ist der so genannte aerodynamische Durchmesser ein wichtiges Mass. Er beeinflusst das Verhalten der Partikel in der Luft, ihre Aufenthaltsdauer und ihre Abscheidung in der Umwelt und im Organismus.

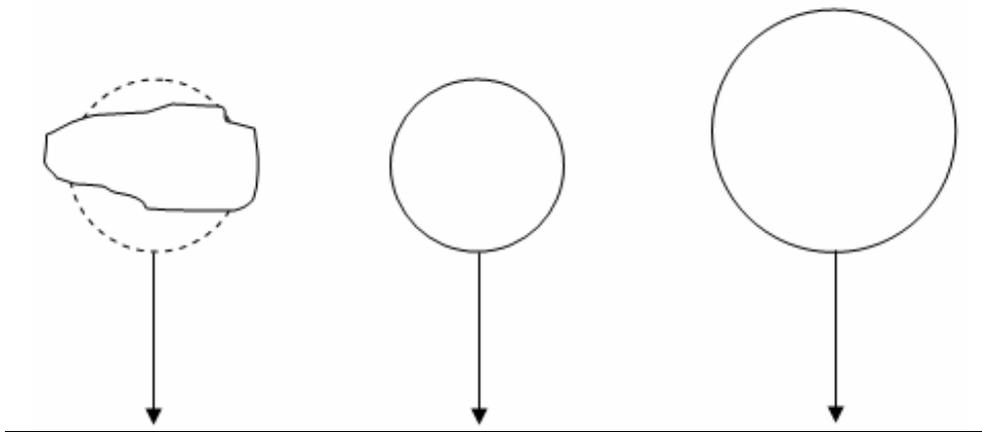
Der aerodynamische Durchmesser d_p ist definiert, als derjenige Durchmesser, den eine Kugel von der Dichte $\rho_0 = 1 \text{ g/cm}^3$ aufweisen müsste, um die gleiche Sinkgeschwindigkeit in Luft aufzuweisen wie das betrachtete Partikel.

Staubteilchen weisen unterschiedlichste Grössen und Eigenschaften auf.

PM wirkt auf Gesundheit, Wolkenbildung, Klima.

Abb. 2 > Zusammenhang zwischen der Grösse eines realen Partikels, dem Stokes-Durchmesser und dem aerodynamischen Durchmesser. Alle Partikel weisen die gleiche Sinkgeschwindigkeit auf (Hinds 1999).

reales, unregelmässig geformtes Partikel	Äquivalentdurchmesser nach Stokes	aerodynamischer Durchmesser
Länge 5.4 µm	ds = 4.5 µm	dp = 6.4 µm
Dichte 2 g/cm ³	Dichte 2 g/cm ³	Dichte 1 g/cm ³

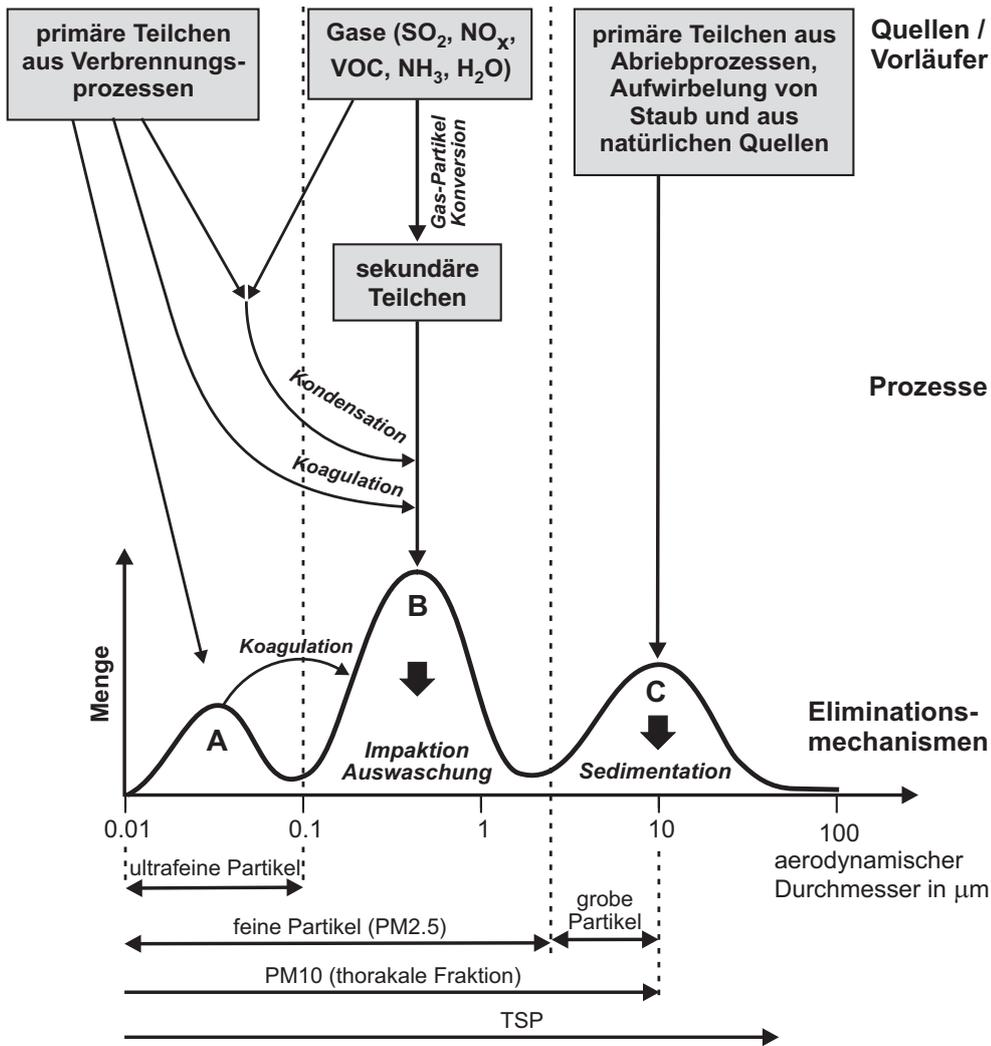


In der Atmosphäre kann man drei Modi der Grössenverteilung beobachten, wie in der nachfolgenden Figur schematisch dargestellt ist. Als ultrafeine Teilchen werden Partikel mit einem Durchmesser unter 100 nm bezeichnet. Teilchen unter 2.5 µm werden feine Partikel, solche über 2.5 µm grobe Partikel genannt. Partikel im Nukleationsmodus (A) entstehen durch unvollständige Verbrennung direkt oder aus gasförmigen Vorläufern. Teilchen im Akkumulationsmodus (B) sind Teilchen aus dem Nukleationsmodus, welche durch Adsorption von Gasen oder Koagulation zu grösseren Teilchen angewachsen sind. Grobpartikel (C) sind meist mechanisch erzeugt. Die Masse der Partikel mit Durchmessern unter 10 µm wird als PM10 bezeichnet. Diese Partikel können beim Einatmen die Nase passieren und in die Bronchien und Alveolen gelangen. Entsprechend bedeutet PM2.5 die Masse der Partikel mit Durchmessern kleiner als 2.5 µm, PM1 die Masse der Teilchen mit Durchmessern unter 1 µm. TSP ist die Abkürzung für «total suspended particulate matter» und umfasst alle in der Luft suspendierten Teilchen bis zu einem maximalen Durchmesser von ca. 40 µm (EPA 2003)¹.

Grobe Partikel entstehen durch Abrieb oder Aufwirbelung, feine in Verbrennungsprozessen oder als sekundäres Aerosol.

¹ In der Schweizerischen Luftreinhalte-Verordnung SR 814.318.142.1 vom 16. Dezember 1985 war bis 1998 ein Immissionsgrenzwert für "Schwebestaub insgesamt" als "feindisperse Schwebestoffe mit einer Sinkgeschwindigkeit von weniger als 10 cm/s definiert. Das entspricht Staubteilchen bis ca. 57 µm Durchmesser.

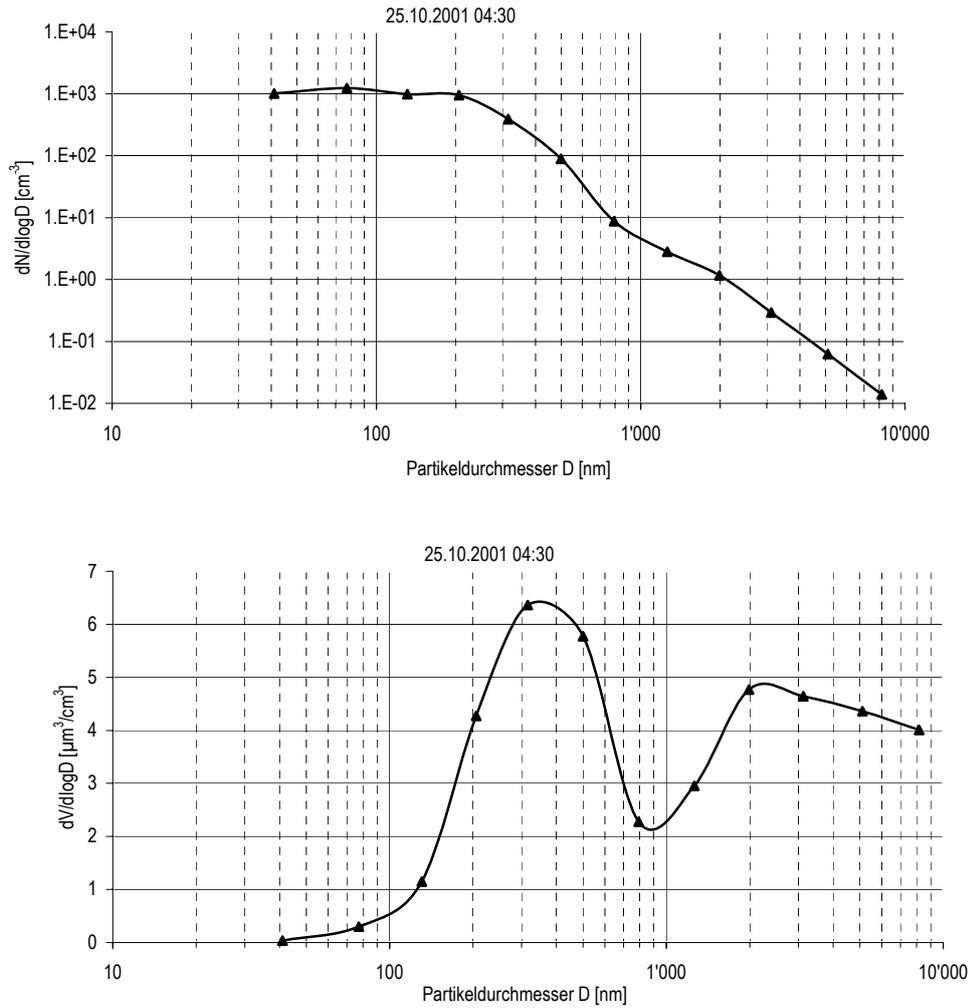
Abb. 3 > Schematisierte Darstellung des Aerosols in der Luft. Bei Messung der Partikelmasse in der Umgebungsluft abseits von Quellen ist meist nur der Akkumulationsmodus B deutlich sichtbar.



Grobe Partikel und Teilchen im Akkumulationsmodus machen weitaus den grössten Teil der Partikelmasse in der Luft aus. Da Volumen und Masse in der dritten Potenz vom Partikeldurchmesser abhängen, bilden die ultrafeinen Teilchen nur einen verschwindend kleinen Teil der Masse, obwohl sie die weitaus häufigsten Teilchen in der Luft sind. Zur Verdeutlichung: Ein einziges Partikel von 100 µm Durchmesser ist gleich schwer wie 1 Million Partikel mit 1 µm Durchmesser oder 10¹² Partikel mit 10 nm Durchmesser. Die folgende Abbildung zeigt diesen Sachverhalt am Beispiel der Anzahl- und Volumengrößenverteilung, wie sie in Humlikon im Lee der Autostrasse A4 gemessen wurde: Die ultrafeinen Partikel dominieren bei der Anzahlverteilung (dN/dlogD), während sie in der entsprechenden Volumenverteilung (dV/dlogD) kaum in Erscheinung treten. Umgekehrt verhält es sich bei den Partikeln im Akkumulations- und Grobmodus.

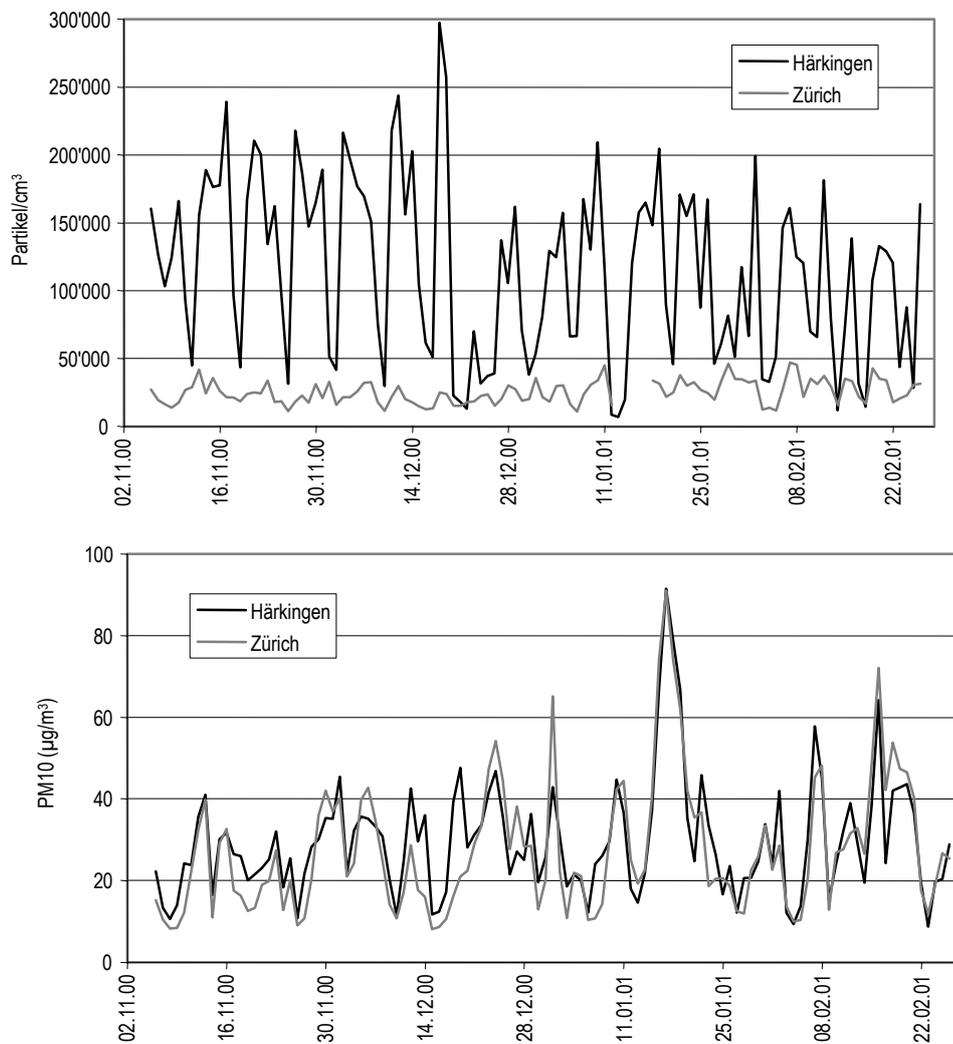
Ultrafeine Partikel sind sehr häufig, grobe Partikel sehr selten aber massgebend für die Masse.

Abb. 4 > Grössenverteilung der Partikel in Bezug auf die Anzahl (N) und das Volumen (V). Die Volumenverteilung bildet die Massenverteilung ab, sofern die Teilchen konstante Dichte aufweisen. Ein Nanometer entspricht einem Tausendstel Mikrometer (1 nm = 0.001 μm). (Quelle: PSI; s. ASTRA 2003).



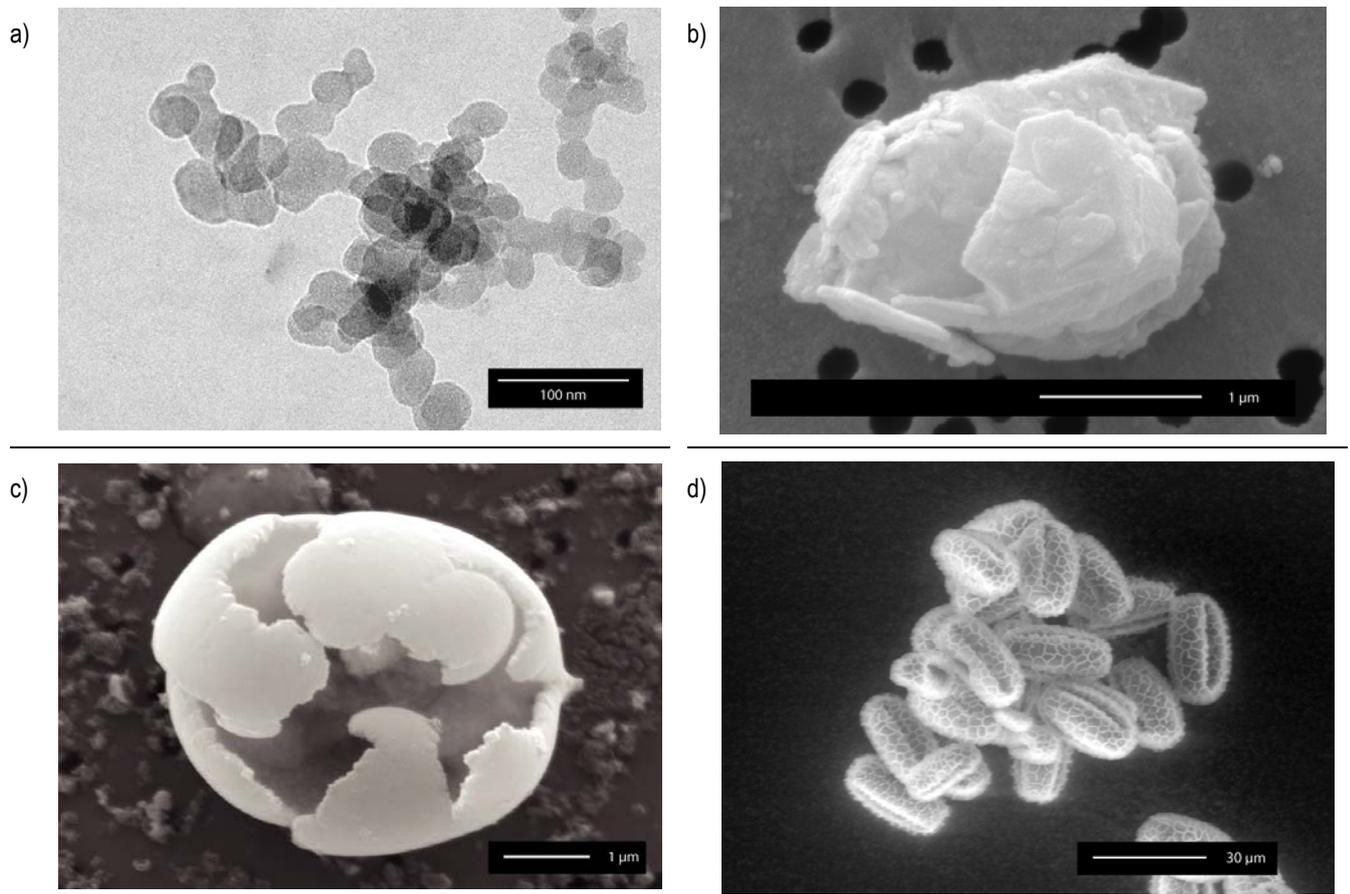
Aus diesem Grund können die PM10-Konzentrationen an Messtandorten in direkter Quellennähe und abseits davon sehr ähnlich sein, während die Anzahl der Partikel in der Luft in Quellennähe um Faktoren höher ist. Als Beispiel sind in Abb. 5 Messungen an der Autobahn (Härkingen) und im Stadtzentrum von Zürich in einem Park dargestellt.

Abb. 5 > Verlauf der Anzahlkonzentration und der Massenkonzentration im Winter 2000/2001 in Zürich (städtischer Hintergrund) und in Härkingen neben der Autobahn. (Quelle: EMPA, NABEL).



Die Formen der Aerosolteilchen variieren stark. Ultrafeine Partikel, die bei Verbrennungsprozessen entstehen, wenn die heissen Gase abkühlen, sind kugelförmig. Ultrafeine Primärpartikel, die sich direkt im Brennraum als Feststoffe bilden (z.B. Dieselerusspartikel), wachsen rasch zu Agglomeraten an (vgl. Abb. 6a). Grobe Partikel, welche durch mechanische Prozesse entstehen, weisen je nach Material die unterschiedlichsten Formen auf. Salzkristalle zeigen die typische kubische Form des Kochsalzes.

Abb. 6 > Mikroskopische Aufnahmen: a) eines Dieselerussagglomerates; b) eines mineralischen Partikels (Gesteinspartikel); c) eines Abriebspartikels der Eisenbahn; d) von Pollen; Quelle: R. Kägi, EMPA.



1.2 Lebensdauer in der Atmosphäre

Die kleinsten Teilchen koagulieren rasch mit grösseren Partikeln in der Luft oder werden durch Diffusion auf Oberflächen abgeschieden. Grobe Partikel sedimentieren oder impaktieren relativ rasch. Die mittlere Grössenfraktion von ca. 0.1 bis 1 μm bleibt am längsten in der Atmosphäre (bis ca. eine Woche) und kann entsprechend weit verfrachtet werden. Diese Teilchen werden fast nur durch Niederschlag aus der Luft entfernt. Daher «akkumulieren» die Partikel dieser Grössenklasse in der Luft und bilden den «Akkumulationsmodus»

Die Lebensdauer oder Verweilzeit der Partikel in der Atmosphäre wird von den Prozessen bestimmt, welchen sie unterworfen sind, und ist damit wesentlich abhängig von der Teilchengrösse.

Teilchen im Nukleationsmodus verhalten sich wegen ihrer geringen Grösse fast wie Gase und haben hohe Diffusionsgeschwindigkeiten. Dadurch ist die Wahrscheinlichkeit gross, dass sie auf andere Partikel treffen und koagulieren oder an Oberflächen abgelagert werden. Wegen ihrer grossen Oberfläche kondensieren auch schwerflüchtige Gase auf den kleinen Partikeln und tragen zum Wachstum bei. Die Lebensdauer von ultrafeinen Teilchen ist aufgrund dieser Prozesse nur kurz, im Bereich von Minuten bis wenigen Stunden. Der Nukleationsmodus ist deshalb nur in Quellennähe bzw. in der Abluftfahne von Verbrennungsquellen stark ausgeprägt. Die Wachstumsprozesse verändern wohl die Grössenverteilung des Aerosols, das Material, aus dem die Teilchen bestehen, wird aber nicht aus der Luft entfernt – im Gegensatz zu den übrigen, unten beschriebenen Prozessen.

Grobe Partikel weisen aufgrund ihrer Masse relativ hohe Sinkgeschwindigkeiten auf. Je grösser die Partikel sind, desto schneller werden sie durch die Sedimentation aus der Luft eliminiert. Sie werden teilweise auch durch Impaktion abgeschieden, indem sie wegen ihrer Trägheit nicht in der Lage sind, der gekrümmten Luftströmung um ein Hindernis zu folgen. Ihre Aufenthaltszeit liegt in der Grössenordnung eines Tages. Die folgende Tabelle vergleicht den Weg, den Partikel verschiedener Grösse in 1 Sekunde aufgrund der Diffusion und der Sedimentation zurücklegen.

Tab. 4 > Distanz, welche die Partikel der entsprechenden Grösse durch Diffusion oder aufgrund der Gravitation in einer Sekunde zurücklegen. Im Fall der Diffusion handelt es sich nicht um eine lineare Geschwindigkeit, sondern um die Wurzel aus der mittleren quadratischen Verschiebung der Partikel gegenüber dem Ausgangszustand.

aerodynamischer Durchmesser	Diffusion	Sedimentation	Verhältnis Diffusion/Sedimentation
0.01 μm	0.033 cm	$7 \cdot 10^{-6}$ cm	4'800
0.1 μm	$3.7 \cdot 10^{-3}$ cm	$9 \cdot 10^{-5}$ cm	42
1.0 μm	$7.4 \cdot 10^{-4}$ cm	$3.5 \cdot 10^{-3}$ cm	0.21
10 μm	$2.4 \cdot 10^{-4}$ cm	0.3 cm	0.0008

Partikel im mittleren Grössenbereich von etwa 0.1 μm bis 1 μm werden weder durch Diffusionsabscheidung noch durch Sedimentation effizient aus der Atmosphäre abgeschieden. Es gibt auch keinen effizienten Prozess, der diese Partikel zu groben Partikeln anwachsen lässt. Deshalb ist die Aufenthaltszeit dieser Teilchen im «Akkumulationsmodus» relativ lang, in der Grössenordnung von einer Woche. Sie können entsprechend weit transportiert werden. Massgebend für die Ausscheidung dieser Teilchen aus der Luft ist der Wasserkreislauf der Atmosphäre. Die Partikel werden in Wolken-, Nebel- und Regentropfen aufgenommen und auf diese Weise aus der Luft entfernt (Jaenicke 1982).

Wegen der langen Aufenthaltszeit von Partikeln mittlerer Grösse werden Schadstoffe auch in abgelegene Gebiete, z.B. die Arktis transportiert. Dort können sie deponiert werden und schädliche Auswirkungen auf die empfindlichen Ökosysteme haben. Bekannt sind auch die Saharastaubeignisse, wo starke Winde Wüstenstaub bis zu uns transportieren können.

Ultrafeine und grobe Teilchen haben kurze Aufenthaltszeiten in der Luft.

Der Wasserkreislauf in der Atmosphäre bestimmt die Lebensdauer der Partikel mittlerer Grösse.

1.3 **Chemische Zusammensetzung der Partikel**

Atmosphärische Partikel bilden ein komplexes Gemenge chemischer Stoffe. Meist besteht auch ein einzelnes Partikel nicht aus einem Reinstoff. Die chemische Zusammensetzung des luftgetragenen Staubes ist nicht überall gleich. Sie hängt von der Art und der Entfernung der Schadstoffquellen ab. Viele Partikel insbesondere in der feinen Fraktion sind hygroskopisch und nehmen Feuchtigkeit auf. Schwererflüchtige Gase adsorbieren auf der Partikeloberfläche (z.B. polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe, PAH). Zu den wichtigsten Bestandteilen des atmosphärischen Aerosols gehören Ammoniumsulfat und -nitrat, elementarer Kohlenstoff oder Russ, organische Verbindungen, mineralische Komponenten, Natriumchlorid und Metalle. Ein relativ grosser Teil der Masse (10–25%) kann mit den gängigen Verfahren nicht identifiziert werden. Es ist aber bekannt, dass es sich dabei mindestens teilweise um Wasser handelt.

Atmosphärisches Aerosol besteht aus vielen verschiedenen Verbindungen, von denen nur ein Teil bekannt ist. Die Quellen, respektive die Prozesse, die zur Bildung von Partikeln führen, bestimmen ihre chemische Zusammensetzung.

Die massenmässig wichtigsten chemischen Bestandteile des Aerosols sind:

- > **Ammoniumsulfate** ((NH₄)₂SO₄ und NH₄HSO₄) und **Ammoniumnitrat** (NH₄NO₃). Sie bilden sich in der Atmosphäre als so genanntes sekundäres Aerosol aus den gasförmigen Vorläuferstoffen Ammoniak (NH₃) und durch Oxidation von Schwefeldioxid (SO₂) und Stickoxiden (NO_x). Man findet sie überwiegend im Akkumulationsmodus.
- > **elementarer** (schwarzer) **Kohlenstoff**, abgekürzt EC (elemental carbon) bzw. BC (black carbon). Die überwiegend feinen Partikel entstehen bei unvollständigen Verbrennungsprozessen, z.B. als Dieselmuss. Atmosphärische Partikel dieser Art sind meist Agglomerate von Primärpartikeln und haben weitere Verbindungen adsorbiert. Eine Quelle von elementarem Kohlenstoff im Grobpartikelbereich ist der Pneuabrieb.
- > organischer Kohlenstoff (OC; organic carbon) bzw. **organische Kohlenstoffverbindungen** (OM; organic material). Bei unvollständigen Verbrennungsprozessen (z.B. in Motoren oder bei der Holzverbrennung) entstehen gasförmige organische Verbindungen. Bei Abkühlung der Abgase nukleieren die schwerer flüchtigen Verbindungen oder kondensieren auf bestehenden Teilchen. Leichterflüchtige organische Gase können durch atmosphärische Prozesse oxidiert oder nitriert werden. Damit verringert sich ihre Flüchtigkeit und sie bilden sekundäres organisches Aerosol. Derart entstandene Partikel sind in der feinen Fraktion zu finden. Organischer Kohlenstoff in groben Partikeln stammt aus Reifenabrieb, von der Holzbearbeitung oder von Pflanzenbruchstücken (Pollenfragmente, mechanisch zerriebene Blätter, zertretene Einstreu in Ställen etc.). In der Atmosphäre wurden mehrere hundert organische Verbindungen in Partikeln nachgewiesen (Turpin 2000, Alves 2000, Schauer 1996). In Smogkammerexperimenten, in welchen die chemischen Vorgänge in der Atmosphäre simuliert werden, wurden sogar Polymere mit Massen von bis zu 1000 Dalton (atomare Masseneinheit) gefunden (Kalberer 2004, Tolocka 2004).

Wichtige Bestandteile sind Ammoniumsalze, Russ, organische Verbindungen, Mineralien, Metalle.

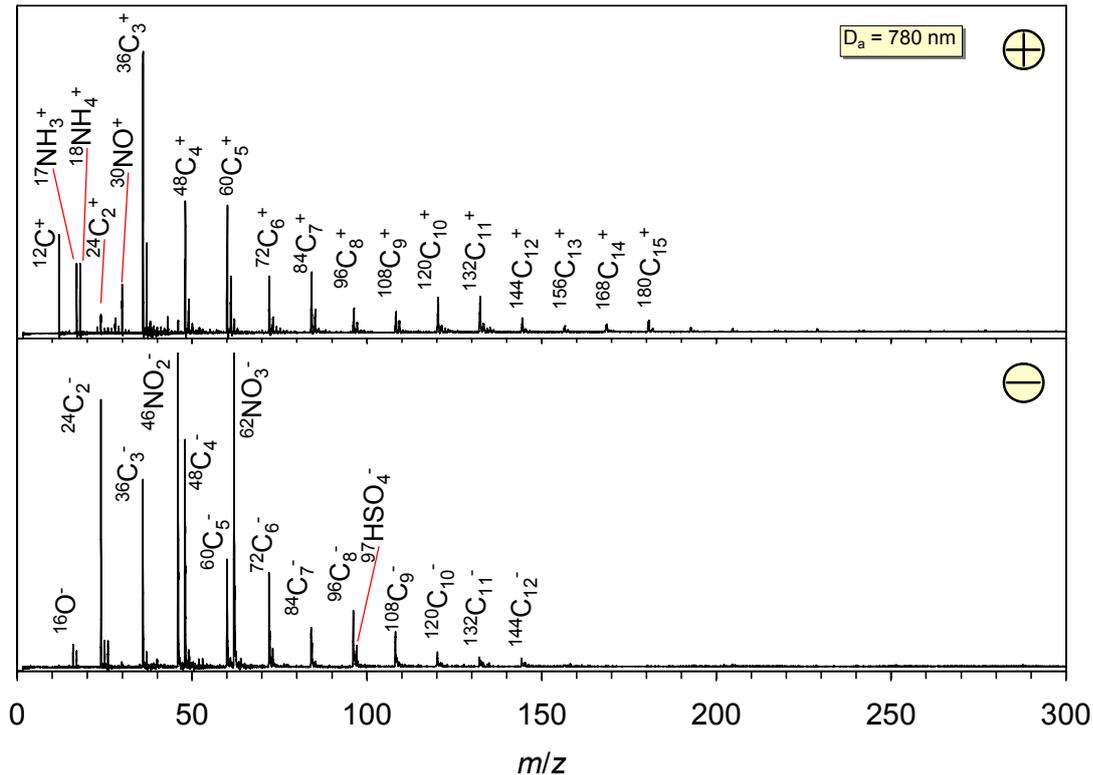
Sie werden aus flüchtigen organischen Verbindungen (VOC) als sekundäres Aerosol gebildet. Es gibt auch erste Hinweise, dass derartige Partikel in der Atmosphäre wirklich existieren. Trotzdem ist die genaue chemische Zusammensetzung eines beträchtlichen Teils der organischen Partikelmasse noch unbekannt.

- > **mineralische Bestandteile** (z.B. Aluminiumsilikate, Kalziumkarbonat, Gips). Sie stammen von Baustellen, Kiesgruben, landwirtschaftlichen Aktivitäten (Feldbearbeitung) und aus der Aufwirbelung von Strassen- oder Bodestaub. Episodenweise können auch Sandpartikel aus der Sahara bis in die Schweiz gelangen.
- > **Kochsalz** (NaCl). In küstennahen Regionen stammt Salz von der Meeresgisch und erreicht hohe Konzentrationen. Die Teilchen können weit bis ins Landesinnere transportiert werden. Im Innern des Kontinents ist im Winter Streusalz von Strassen eine wichtige Quelle.
- > **Metalle**. Sie stammen aus Abrieb (z.B. Schiene, Fahrleitungsdraht oder Bremsabrieb bei Strassenfahrzeugen) oder industriellen Prozessen (z.B. Metallindustrie), aber auch vom Feuerwerk.
- > Addiert man die Masse der analysierten chemischen Verbindungen, bleibt oft ein relativ grosser Teil der PM10-Masse (10–25%) übrig, der **nicht identifiziert** werden kann. Ein mit den herkömmlichen Methoden nicht erfasster Bestandteil von Aerosolpartikeln ist Wasser. Es kann als Kristallwasser gebunden vorliegen (z.B. in Gips $\text{CaSO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$) oder von hygroskopischen Salzen wie Ammoniumnitrat oder Ammoniumsulfat absorbiert werden, wenn die relative Feuchte den Deliqueszenzpunkt des Salzes überschreitet. Neben den anorganischen Salzen können auch organische sowie biologische Partikel zum Wassergehalt des Aerosols beitragen. Nach Untersuchungen an Proben des NABEL (Nationales Beobachtungsnetz für Luftfremdstoffe) kann nach der üblichen Konditionierung der PM10-Filter bei 50% relativer Feuchte und 22 °C von einem mittleren Wassergehalt von ca. 10% ausgegangen werden. (Hüglin 2000; Hüglin 2005). Weitere Unsicherheiten kommen daher, dass organisches Material in der Regel als OC bestimmt wird und der Umrechnungsfaktor auf OM nur geschätzt werden kann. Mit ähnlichen Unsicherheiten sind die Umrechnungen der analysierten Elemente auf die im Staub tatsächlich vorkommenden Verbindungen (z.B. Oxide, Karbonate, Phosphate) behaftet.

Chemische Analysen von Einzelpartikeln zeigen, dass viele nicht als chemische Reinstoffe vorliegen (Ro 2000). So reagieren beispielsweise Kochsalzpartikel mit gasförmiger Salpetersäure, wodurch Natriumchlorid teilweise oder ganz durch Natriumnitrat ersetzt wird (Gard 1998). In Ammoniumsalzen findet man unlösliche Kerne aus Kohlenstoff (Naoe 2001). Russpartikel adsorbieren organische Verbindungen wie polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK).

Auch einzelne Teilchen bestehen meist nicht aus Reinstoffen.

Abb. 7 > Beispiel eines Positiv- und Negativionen-Massenspektrums eines Ammoniumnitratpartikels mit Russkern, gemessen mit ATFOMS. Die Messung fand im Winter an einem halbländlichen Standort in einer Kleinstadt statt, derartige Partikel werden jedoch auch an vielen anderen Messorten gefunden. Die C_x-Fragmente stammen vom Russkern, Ammonium ist im Positivionenspektrum an den Signalen der Masse 17 und 18 zu erkennen, Nitrat im Negativionenspektrum an den Signalen bei Masse 46 und 64. (Quelle: D. Gross, Carleton College, Northfield)..

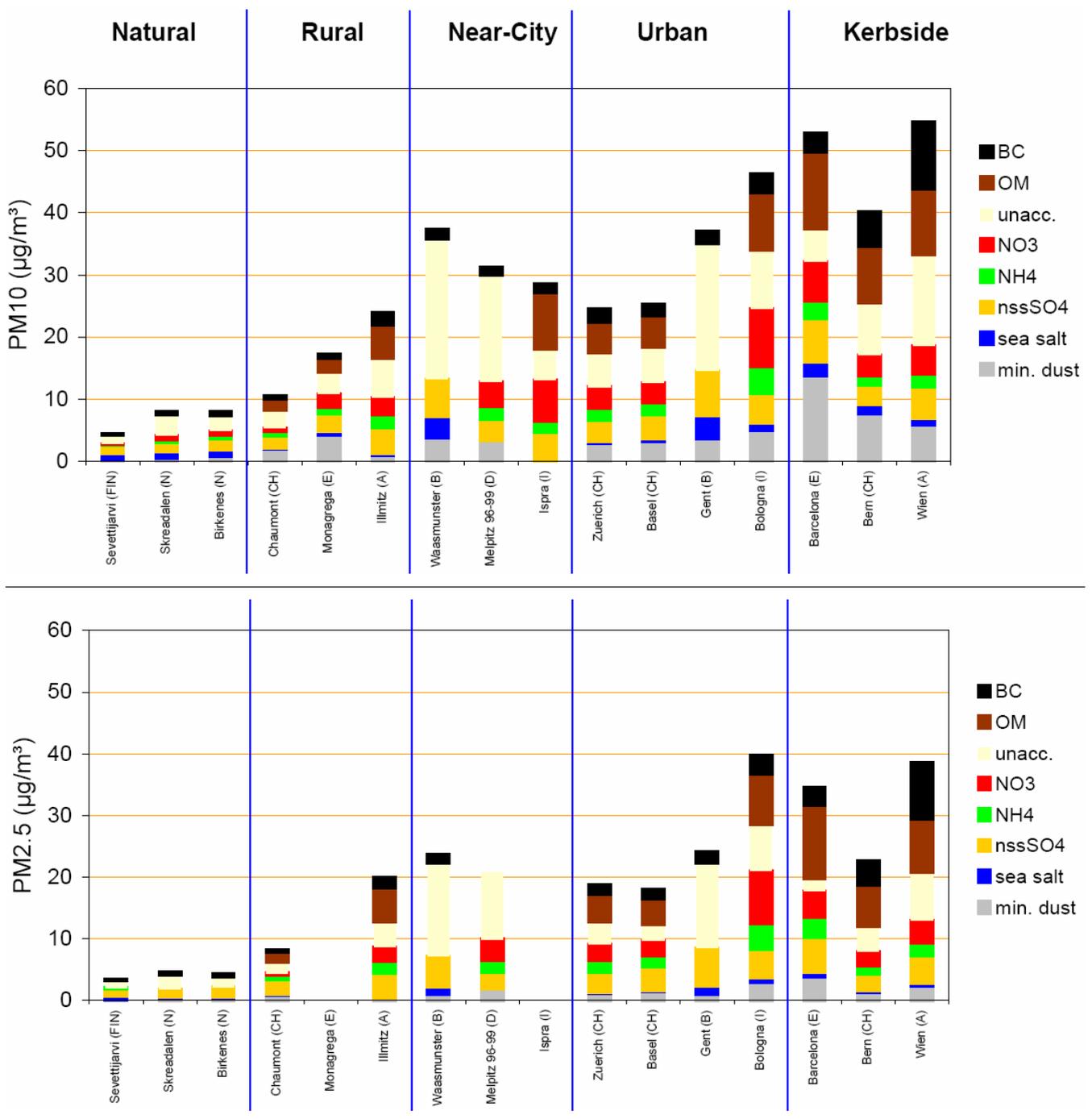


Es gibt Verbindungen, die bei Umgebungstemperatur zwischen Gasphase und Partikelphase verteilt sind. Je nach Jahreszeit bzw. Temperatur finden sich grössere oder kleinere Anteile in der partikulären Phase. Zu diesen Verbindungen gehören Ammoniumnitrat, PAK's und viele andere organische Stoffe. Es ist schwierig, sie quantitativ zu erfassen, weil sie aufgrund ihrer Flüchtigkeit auf den herkömmlichen Filtern teilweise verloren gehen, insbesondere bei Messgeräten, welche beheizt werden, um Querempfindlichkeiten zur Feuchtigkeit zu vermeiden.

Die Konzentration und mittlere Zusammensetzung des Aerosols variiert je nach Nähe zu Schadstoffquellen und geografischem Ort beträchtlich. Die Europäische Kommission hat eine Übersicht über die Zusammensetzung des Aerosols (PM10 und PM2.5) an verschiedenen europäischen Messstationen herausgegeben (Putaud 2003).

Die Zusammensetzung und Grössenverteilung ist lokal verschieden.

Abb. 8 > Zusammensetzung von PM10 (oben) und PM2.5 (unten) an verschiedenen europäischen Messstationen. Natural = natürlicher Hintergrundstandort; Rural = ländlicher Hintergrundstandort; Near City = Agglomerationsstandort; Urban = städtischer Hintergrund; Kerbside = Strassenrandstandort; BC = schwarzer (elementarer) Kohlenstoff; OM = organische Verbindungen; unacc. = unbekannt; nssSO₄ = Sulfat, das nicht von Meersalz stammt; sea salt = Meersalz (eigentlich: NaCl); min. dust = Mineralstaub. (Quelle: Putaud 2003).



Natürliche Hintergrundstandorte haben geringe PM10-Konzentrationen, welche hauptsächlich auf Meersalz und Sulfat (aus anthropogenen Quellen) zurückzuführen sind. Die höchsten Konzentrationen werden an städtischen Verkehrsachsen gefunden. Das Aerosol besteht dort zu einem beträchtlichen Teil aus elementarem Kohlenstoff und organischen Verbindungen, welche durch die Motoren emittiert werden, sowie aus mineralischem Material, welches die Fahrzeuge abreiben und aufwirbeln. Die sekundär gebildeten Ammoniumsalze werden an allen Standorten beobachtet. Die Zusammensetzung widerspiegelt die unterschiedlichen Quellenanteile an verschiedenen Standorten. So fallen zum Beispiel bei den Strassenschluchtstandorten gewisse Differenzen der ausländischen Stationen im Vergleich zu Bern auf. In Wien ist der Russanteil sehr hoch. Österreich hat einen hohen Anteil an Dieselfahrzeugen. In Barcelona, mit einem gegenüber der Schweiz trockeneren Klima ist der Mineralstaubanteil im PM10 hoch. Die Messtandorte in Belgien, Finnland und Norwegen liegen nahe der Küste und weisen hohe Meersalzanteile auf.

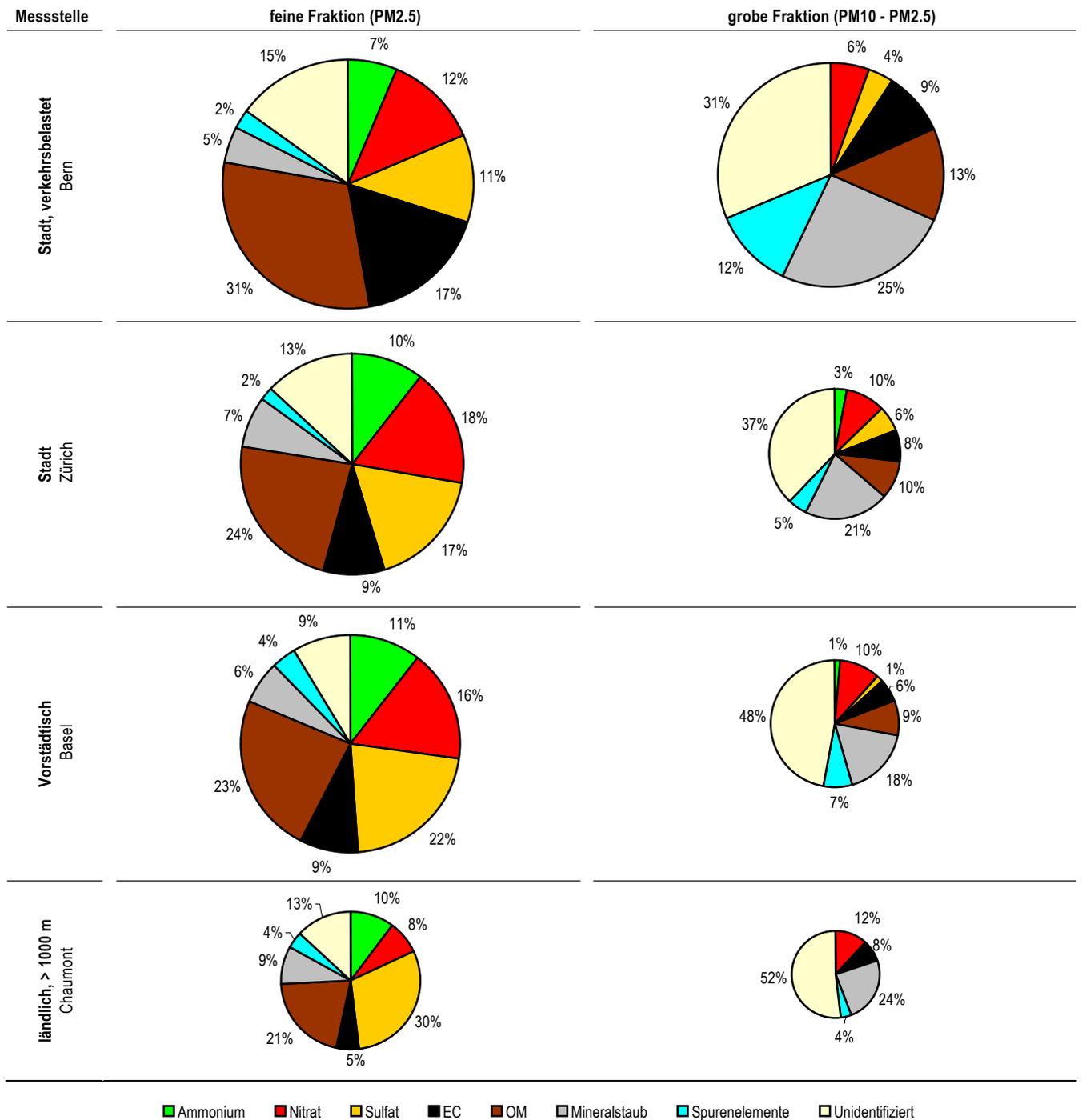
In der Schweiz wurden 1998/1999 umfangreiche Messungen über die chemische Zusammensetzung des Aerosols an zwei Strassenschluchtstandorten in den Städten Zürich und Bern, in einem Park in Zürich, am Stadtrand von Basel und an einem ländlichen Standort auf dem Jura durchgeführt (Hüglin 2000, Hüglin 2005). Der gemessene organische Kohlenstoff (OC) wurde mit einem Faktor 1.4 auf organische Kohlenstoffverbindungen (OM) umgerechnet (vgl. S.29), was eher zu einer Unterschätzung von OM führen dürfte. In Abb. 9 ist die Zusammensetzung der groben und der feinen Fraktion an 4 Standorten dargestellt. Es lassen sich klare Unterschiede erkennen.

An Standorten, wo keine Quellen in unmittelbarer Nähe sind (in Abbildung 9 der Stadtzentrumsstandort Zürich, der Stadtrandstandort Basel und der ländliche Standort Chaumont), überwiegt die **feine Fraktion (PM2.5)** massenmässig klar. Die sekundär gebildeten Ammoniumsalze machen fast die Hälfte der feinen Aerosolmasse PM2.5 aus, elementarer Kohlenstoff und Kohlenstoffverbindungen etwa ein Viertel bis ein Drittel. Am Strassenstandort tragen EC und OM die Hälfte zur feinen Aerosolfraktion bei und zeigen die Bedeutung des Strassenverkehrs als Emittent dieser Bestandteile. Der Anteil mineralischen Staubes und von Spurenelementen im PM2.5 ist an allen Standorten relativ gering.

Die **grobe Fraktion (PM10-PM2.5)** trägt etwa vier Mal weniger zur PM10-Masse bei als die feine Fraktion. Ausnahmen sind Strassenstandorte wie Bern, wo Abrieb und Aufwirbelungsprozesse eine grosse Rolle spielen. In diesen Fällen macht die Grobfraktion fast 40% des PM10 aus. In der groben Fraktion spielt der Mineralstaub an allen Standorten eine bedeutende Rolle, auch die Spurenelemente sind relativ gesehen stärker vertreten als im Feinstaub. Die sekundär gebildeten Ammoniumsalze sind kaum vertreten. Ein grosser Teil der Masse der Grobfraktion kann nicht identifiziert werden. Die Unsicherheiten bei der Hochrechnung der analysierten Elemente (Mineralstaub, Spurenelemente) auf die entsprechenden Verbindungen (Oxide, Nitrate, Phosphate) spielen dabei eine Rolle. Zudem wurde die Grobfraktion nicht direkt gemessen, sondern als Differenz von PM10 und PM2.5 ermittelt, mit entsprechend höheren Unsicherheiten.

An quellenfernen Standorten dominieren sekundäre Ammoniumsalze, in Strassenschluchten Russ und Mineralien (Strassenstaub).

Abb. 9 > Zusammensetzung der groben und der feinen Fraktion des PM10 an einem Strassenschluchtstandort in Bern, im Stadtzentrum in Zürich in einem Park, am Stadtrand von Basel und an einem ländlichen Standort auf dem Jura (Chaumont). Die Fläche der Kuchendiagramme ist proportional zur Massenkonzentration (Datenquelle: Hüglin 2005).



2 > Quellen der Feinstaub-Emissionen

2.1 Primäre und sekundäre PM

Feinstaub stammt aus verschiedensten Quellen. Grundsätzlich kann zwischen anthropogenen Quellen von primärem Feinstaub, anthropogenen Quellen von sekundär gebildetem Feinstaub sowie natürlichen Feinstaub-Quellen unterschieden werden. Zu den anthropogenen Quellen von primären Feinstaub-Emissionen zählen mobile Quellen wie der Strassenverkehr (Personen und Güter), der Schienenverkehr und mobile Offroad-Motoren sowie stationäre Quellen, unter denen die Feuerungen und Heizungen, Industrieprozesse, landwirtschaftliche Nutzflächen und Ställe, Baustellen sowie die Abfallverbrennung in der Forst- und Landwirtschaft die wichtigsten sind. Primäre Feinstaub-Emissionen entstehen durch Verbrennungsprozesse sowie durch Abrieb und Aufwirbelung. Anthropogene Quellen von sekundär gebildetem Feinstaub setzen Gase frei, die sich über komplexe chemische Reaktionen in der Atmosphäre in sekundäre Staubteilchen umwandeln. Dies sind Schwefeloxide, Stickstoffoxide, Ammoniak und flüchtige organische Verbindungen. Anthropogene Hauptquellgruppen für sekundär gebildeten Feinstaub sind die Motoren des Strassen-Verkehrs, die Offroad-Motoren, der Treibstoffumschlag, der Lösemiteleinsatz in der Industrie und industrielle Prozesse, die Landwirtschaft, die Feuerungen und Heizungen sowie die Abfallverbrennung. Zu den natürlichen Feinstaub-Quellen zählen die Vulkane, die Meere, die Bodenerosion, die Wald- und Buschfeuer, die Pollen, Sporen und diverse Mikroorganismen sowie die Pflanzen. Die Emissions-Zahlen sind ein Jahresmittel und eine Summe für die gesamte Schweiz. Der Beitrag der verschiedenen Quellen zur Belastung kann von Ort zu Ort und von Jahreszeit zu Jahreszeit deutlich variieren. Die Zahlen sind mit gewissen Unsicherheiten behaftet, so z.B. bei den diffusen Emissionen, den Emissionen aus der Verbrennung von Holz und Forstabfällen, den Emissionen der Offroad-Motoren oder den Ammoniak-Emissionen.

In diesem Kapitel sind Übersichten über die Emissionen der wichtigsten Quellen und Quellengruppen der primären und sekundär gebildeten Partikel in der Schweiz während den Jahren 1990 bis 2020 (Prognosen) zusammengestellt. Für detaillierte Angaben zu den genauen Mengen, den verschiedenen Quellen und der Erhebungsmethodik der Emissionen sei auf das schweizerische Emissionsinventar EMIS (BAFU in Vorbereitung) verwiesen.

Man kann zwischen anthropogenen (von Menschen verursachten) und natürlichen Quellen unterscheiden. Beide Quellen lassen sich weiter in *primäre* und *sekundäre* Quellen unterteilen. Die als Feinstaub (PM, Particulate Matter) bezeichneten Luftschadstoffe gelangen einerseits als primäre Partikel in die Atmosphäre, so zum Beispiel bei der unvollständigen Verbrennung von Brenn- und Treibstoffen, bei

Feinstaub-Emissionen 1990
und 2020

Primäre und sekundäre
Feinstaub-Quellen

industriellen Prozessen sowie durch den Abrieb von Reifen, Strassenbelägen und Bahnschienen. Daneben gibt es auch sekundäre Partikel, die sich erst in der Luft aus gasförmigen Stoffen wie Ammoniak, Stickoxiden, Schwefeldioxid und organischen Verbindungen bilden.

Bei *anthropogenen Quellen von primärem Feinstaub* entstehen die Staubteilchen unmittelbar in der Abluft dieser Quellen und werden von ihnen frei gesetzt. Mobile Quellen, wie der Strassenverkehr – vorrangig Diesel-Busse, Diesel-Personenwagen, Last- und Lieferwagen – sind vor allem in Ballungsgebieten die dominierende Feinstaub-Quelle. Zu den Russpartikeln aus dem Auspuff sind beim Strassenverkehr zusätzlich der Abrieb der Reifen, Bremsen und Kupplungsbeläge und Strassenbeläge sowie der aufgewirbelte Strassenstaub als so genannte diffuse Emissionen zu berücksichtigen. Der Schienen- und Luftverkehr sowie die Traktoren und Geräte der Land- und Forstwirtschaft sind mobile Offroad (Nichtstrassen)-Quellen mit nennenswertem Feinstaub-Ausstoss.

Anthropogene Quellen von primärem Feinstaub

Unter den stationären (ortsfesten) Quellen, sind die Feuerungen und Heizungen von Haushalten, Industrie/Gewerbe und Landwirtschaft (Holz, Kohle und andere Brennstoffe), die industriellen Prozesse (z.B. Metall/Stahl- und Zementherzeugung), die Baustellen, die landwirtschaftlichen Nutzflächen und Ställe (Nutztierhaltung und Feldbearbeitung) und die Verbrennung von Abfällen in der Forst- und Landwirtschaft die wichtigsten.

Anthropogene Quellen von sekundär gebildetem Feinstaub setzen reaktionsfähige Gase frei, die sich über komplexe chemische Reaktionen in der Atmosphäre in sekundäre Staubteilchen umwandeln. Dies sind Schwefeloxide (SO_2 , SO_3), Stickstoffoxide (NO , NO_2), Ammoniak (NH_3) und flüchtige organische Verbindungen ohne Methan (NMVOC).

Anthropogene Quellen von sekundär gebildetem Feinstaub

Die Reaktionsprodukte dieser Stoffe sind Ammoniumsulfate (NH_4HSO_4 , $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$) und Ammoniumnitrat sowie Oxidationsprodukte der NMVOC (organische Polymere, organische Säuren, Nitrate, Aldehyde und Ketone). Diese Stoffe lagern sich leicht an bereits in der Atmosphäre befindliche feine Teilchen (sogenannte Kondensationskerne) an und bilden so sekundäre Aerosole oder die Aerosole bilden sich durch homogene Nukleation.

Sekundäre Teilchen haben aerodynamische Durchmesser $< 1\mu\text{m}$, entsprechend lange Aufenthaltszeiten in der Luft, können größere Entfernungen überwinden und so durch den Ferntransport zu Luftbelastungen an weit vom Ursprung entfernten Orten beitragen.

Als anthropogene Hauptquellgruppen für sekundär gebildeten Feinstaub sind die Motoren des Strassenverkehrs (NO_x , NMVOC), die Offroad-Motoren (NO_x , NMVOC), der Treibstoffumschlag (NMVOC), die Feuerungen und Heizungen von Industrie, Gewerbe und Haushalten (NO_x und SO_x), die Zementindustrie und das Baugewerbe (NO_x und SO_x), der Lösemiteleinsatz in der chemischen Industrie und

der Petrochemie (NMVOC), diverse industrielle Prozesse (NMVOC), die Landwirtschaft (NH₃) sowie die Abfallverbrennung (NO_x und SO_x) zu nennen.

Primärer Feinstaub natürlichen Ursprungs stammt aus Vulkanen und Meeren (Seesalzaerosole in Küstenregionen), aus der Bodenerosion in trockenen Regionen (Mineralstäube durch Verwitterung von Gesteinen, Mineralien und Wüstensand), aus Wald- und Buschfeuern und aus biologischem organischem Material, zum Beispiel Pollen, Sporen, Mikroorganismen (Viren, Bakterien, Pilze).

Natürliche Quellen von primärem und sekundär gebildeten Feinstaub natürlichen Ursprungs

Sekundär gebildeter Feinstaub natürlichen Ursprungs bildet sich aus Gasen, welche natürliche Quellen produzieren. Dazu zählen Gase (SO₂, H₂S, NH₃) aus Vulkanen, Stickoxide durch Blitze, Dimethylsulfat und Schwefelwasserstoff aus den Meeren, NO aus nicht landwirtschaftlich genutzten Böden und Gewässern und NMVOC aus Pflanzen (v.a. Laubwäldern).

Der Beitrag der verschiedenen Quellen zur Belastung kann von Ort zu Ort und von Jahreszeit zu Jahreszeit deutlich variieren. Es muss berücksichtigt werden, dass die folgenden Zahlen ein Jahresmittel und eine Summe für die gesamte Schweiz darstellen, die keine genauen Aussagen über die Emittenten z.B. in Belastungsgebieten zulassen. Bei den Sektoren Landwirtschaft und Industrie tragen vor allem die diffusen Emissionen durch die Feldbearbeitung bzw. den Schüttgutumschlag und die Bauwirtschaft zu den vergleichsweise hohen Anteilen dieser Sektoren an den Gesamtemissionen bei. Diese diffusen Emissionen sind allerdings mit relativ hohen Unsicherheiten behaftet ebenso wie die Emissionen aus der offenen Verbrennung der Abfälle in der Forst- und Landwirtschaft und der Verbrennung von Holz allgemein. Bei der Feldaufwirbelung können die Unsicherheiten im Bereich bis zu einem Faktor 2 oder höher liegen. Unsicherheiten bestehen auch bei der Abschätzung der Abgasemissionen der Offroad-Motoren. Bei den Trends sind die Unsicherheiten kleiner als bei den absoluten Zahlen. Die gefassten Emissionen sind mit deutlich geringeren Unsicherheiten behaftet als die diffusen. Bei den diffusen Emissionen des Strassen- und Schienenverkehrs konnten die Unsicherheiten mittels gezielter Untersuchungen entscheidend vermindert werden (ASTRA 2003, BUWAL 2002) Bei den Schüttgütern sind Sand-, Kies- und Kalkabbau die Hauptquellen. Da diese zumeist nicht in dicht besiedelten Gebieten vorstatten gehen, dürfte der Einfluss auf die Belastungssituation in Städten unterproportional sein, das Umgekehrte gilt für die Dieselfahrzeuge ohne Filter.

Relativ grosse Unsicherheiten bei der Abschätzung der Emissionen

Neben der räumlichen Verteilung und den Unsicherheiten bei der Berechnung der Emissionen ist auch die zeitliche Komponente zu beachten. In den am höchsten belasteten Wintermonaten ist die Heizaktivität (Heizöl, Holz, Gas) am höchsten, die landwirtschaftliche Aktivität (z.B. Gülleausbringung, Feldbearbeitung) am geringsten. Die Abfallverbrennung in der Forst- und Landwirtschaft dürfte in den Wintermonaten erhöht, der Abbau von Sand, Kies, Schotter und Kalksteinen hingegen reduziert sein.

Im folgenden Kapitel sind die primären Emissionen von PM₁₀, PM_{2.5} und (Diesel)Russ in der Schweiz in den Jahren 2000 und 2020 aufgeführt. Die PM_{2.5}-Emissionen wurden auf der Basis von gemessenen und geschätzten PM_{2.5}/PM₁₀-Verhältnissen bei verschiedenen Emissionsquellen und Prozessen aus den PM₁₀-

Emissionen berechnet. So wurde für die Berechnungen z.B. angenommen, dass die Auspuffemissionen des Strassenverkehrs zu 100% aus PM2.5 Partikeln bestehen, während der PM2.5-Anteil bei den Abriebsemissionen des Schienenverkehrs nur ca. 25% ausmacht. Die Diesel-Russemissionen wurden aus den PM10-Auspuffemissionen abgeleitet.

2.2 Emissionsinventare von primärem anthropogenen Feinstaub

Im Jahr 2000 stammte der grösste Teil der primären PM10-Emissionen von ca. 21'000 bis 23'000 Tonnen und der primären PM2.5 Emissionen von geschätzten 10'000 bis 12'000 Tonnen aus der Land- und Forstwirtschaft, aus Industrie und Gewerbe sowie dem Verkehr, bei den Russemissionen von geschätzten 2'000 bis 4'000 Tonnen stammte der grösste Teil aus dem Verkehr, gefolgt von der Land- und Forstwirtschaft sowie der Industrie und dem Gewerbe. Im Jahr 2020 ist der Verkehr der grösste Emittent sowohl bei den PM10 als auch beim Russ, die grösste Menge PM2.5 wird den Prognosen zu Folge von der Industrie und dem Gewerbe emittiert.

Die Tab. 5 zeigt die Anteile der verschiedenen Quellengruppen an den primären anthropogenen PM10-, PM2.5- und Russemissionen sowie die gesamten Emissionen der verschiedenen PM-Fraktionen in der Schweiz in den Jahren 2000 und 2020 in Tonnen. Im Jahr 2000 stammte der grösste Teil der PM10- und PM2.5-Emissionen aus der Land- und Forstwirtschaft, aus Industrie und Gewerbe sowie dem Verkehr, bei den Russemissionen stammte der grösste Teil vom Verkehr, gefolgt von der Land- und Forstwirtschaft sowie der Industrie und dem Gewerbe. Mit den heute schon beschlossenen und absehbaren Massnahmen werden die PM10-Emissionen bis ins Jahr 2020 auf rund 18'000 Tonnen pro Jahr, die PM2.5-Emissionen auf ca. 7'000 Tonnen pro Jahr und die Russ-Emissionen auf ca. 1'300 Tonnen pro Jahr sinken. Den Prognosen zu Folge ist der Verkehr Jahr 2020 der grösste Emittent sowohl bei den PM10 als auch beim Russ, die grösste Menge PM2.5 wird diesen Prognosen zu Folge von der Industrie und dem Gewerbe emittiert. Es bleibt anzumerken, dass die vorliegenden Zahlen Jahresemissionen sind, je nach Saison kann der Anteil der verschiedenen Quellengruppen an den Gesamtemissionen unterschiedlich sein. Auch repräsentieren diese Anteile nicht unbedingt den jeweiligen Anteil an der Exposition der Bevölkerung. Die Emissionen der Busse, Personenwagen, Lieferwagen und gewisser Baumaschinen erfolgen näher an einen grösseren Teil der Bevölkerung, als z.B. die Emissionen von Land- und Forstwirtschaftsmaschinen.

Emissionen von PM10, PM2.5
und Russ

Tab. 5 > PM10-, PM2.5- und Russ-Emissionen in den Jahren 2000 und 2020 in Tonnen.

Quellengruppe	2000 (z.T. grobe Schätzungen)			2020 (z.T. sehr unsichere Prognosen)		
	PM10	PM2.5	Russ	PM10	PM2.5	Russ
Land- und Forstwirtschaft	ca. 6'700	ca. 3'000	500-1'000	ca. 5'400	ca. 1'800	200-400
Industrie und Gewerbe	ca. 6'500	ca. 3'200	400-800	ca. 5'200	ca. 2'600	50-150
Verkehr	ca. 6'300	ca. 2'800	1'200-1'600	ca. 5'800	ca. 1'700	600-1000
Haushalte	1'500-3'500	1'000-3'000	200-600	1'000-2'000	500-1'500	50-150
Total	21'000-23'000	10'000-12'000	2'300-4'000	17'400-18'400	6'600-7'600	900-1'700

In den Abb. 10 und Abb. 11 sind die prozentualen Anteile der verschiedenen Quellengruppen an den Gesamtemissionen der PM10- und PM2.5-Emissionen dargestellt.

Abb. 10 > PM10 Emissionen nach Verursacherguppen (Land- und Forstwirtschaft, Industrie und Gewerbe, Verkehr, Haushalte) in den Jahren 2000 (links) und 2020 (rechts).

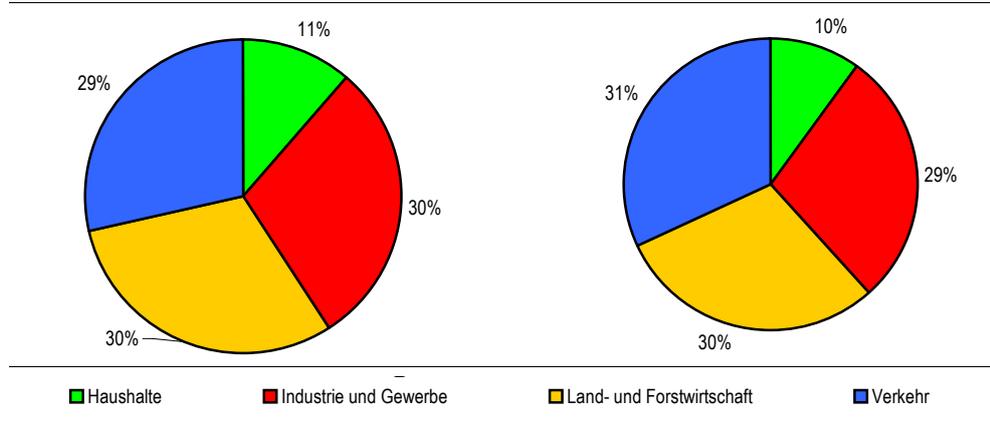
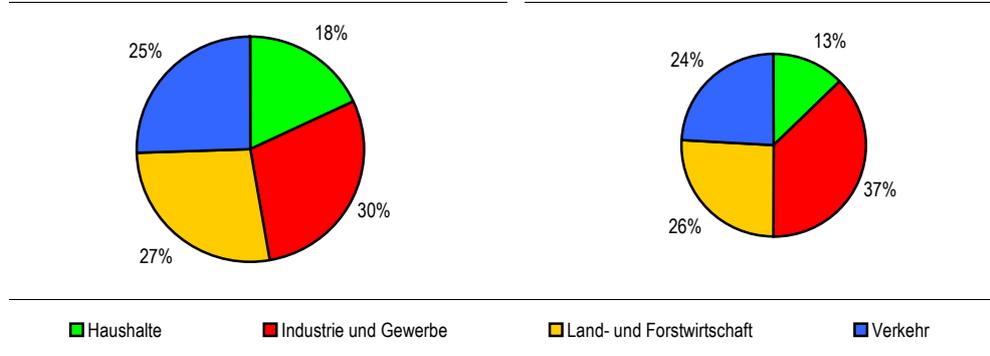


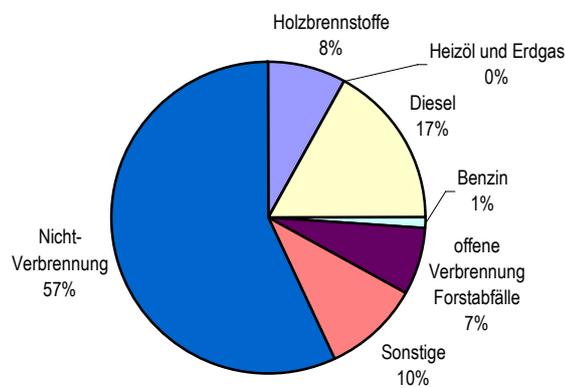
Abb. 11 > PM2.5 Emissionen nach Verursacherguppen in den Jahren 2000 (links) und 2020 (rechts).



Von den gesamten PM10-Emissionen im Jahr 2000 werden rund 10'000 Tonnen oder ca. 45% bei Verbrennungsprozessen freigesetzt. Dabei handelt es sich hauptsächlich

um Russaerosole aus den Auspuffen von Dieselmotoren sowie um die Partikel von kleinen Holzfeuerungen und der offenen Verbrennung von Abfällen in der Forst- und Landwirtschaft. Der restliche Feinstaub fällt primär durch Abrieb und Aufwirbelung an – so zum Beispiel im Strassenverkehr, wo sich Bremsen, Pneu und Strassenbeläge tonnenweise abreiben und in der Luft verteilen, beim Bahnverkehr, bei den Baustellen sowie bei der Feldaufwirbelung und den Emissionen von Ställen.

Abb. 12 > Quellen von PM10 im Jahr 2000; Totalemissionen ca. 21'000-23'000 Tonnen.



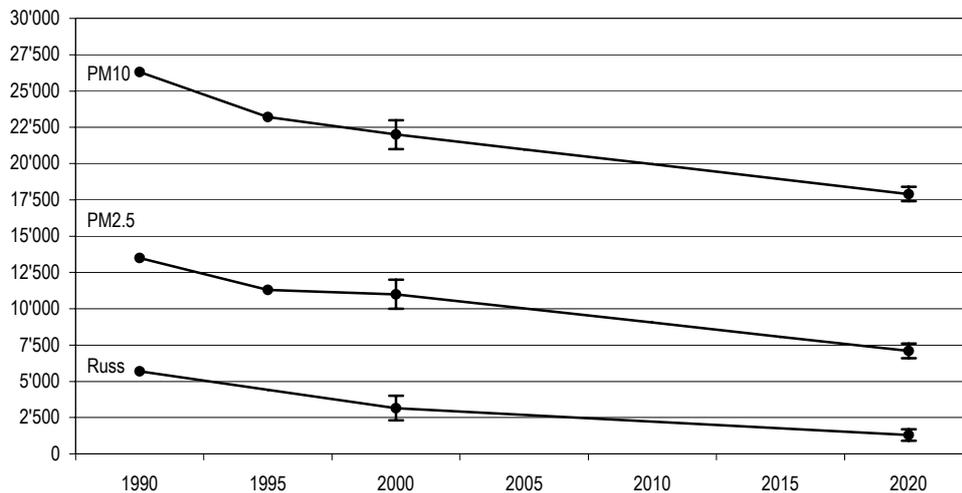
2.3 Trends und Szenarien

2.3.1 PM10-, PM2.5- und Russ-Emissionen von 1990 bis 2020

Mit den Anstrengungen zur Reduktion des allgemeinen Schadstoffausstosses von Industrie und Gewerbetrieben, Feuerungen und Motorfahrzeugen haben die Emissionen von primärem PM10 in den vergangenen Jahren stetig auf heute noch etwa 21'000-23'000 Tonnen pro Jahr abgenommen. Mit den heute schon beschlossenen und absehbaren Massnahmen werden die PM10-Emissionen bis ins Jahr 2020 auf rund 18'000 Tonnen pro Jahr sinken. Wenn in Zukunft alle Möglichkeiten zur Emissionsreduktion ausgeschöpft werden, könnten die Emissionen bis ins Jahr 2020 auf jährlich ca. 15'000 Tonnen pro Jahr sinken, bei voller Ausschöpfung der Massnahmen mittels beträchtlicher Zusatzanstrengungen wäre sogar eine Emissionsminderung auf rund 12'500 Tonnen pro Jahr möglich (BUWAL 2005). Damit würde das Emissionsziel in Griffweite rücken und die PM10-Belastung in der Schweiz könnte fast überall in den Bereich der Grenzwerte sinken. *Bei den PM2.5- und Russ-Emissionen sind die heutigen Zahlen und die Prognosen noch mit relativ grossen Unsicherheiten behaftet.*

Die Prognosen der PM2.5- und Russ-Emissionen sind mit grossen Unsicherheiten behaftet

Abb. 13 > PM10-, PM2.5 und Russemissionen von 1990 bis 2020.



2.4 Emissionen von Feinstaub-Vorläufergasen inkl. Trends

Die Emissionen der Stickoxide und der flüchtigen organischen Verbindungen ohne Methan haben seit dem Maximum Mitte der Achtzigerjahre kontinuierlich abgenommen. Der Rückgang dürfte sich mit der Umsetzung der rechtskräftig beschlossenen Massnahmen weiter fortsetzen. Bei den Stickoxiden und den NMVOC beträgt die prognostizierte Abnahme zwischen 2000 und 2020 je ca. 45%. Der Verkehr ist sowohl im Jahr 2000 wie auch im Jahr 2020 der grösste Emittent von Stickoxiden, bei den NMVOC stammen die grössten Emissionsmengen in beiden Jahren aus dem Sektor Industrie und Gewerbe. Die berechneten Ammoniak-Emissionen haben zwischen 1990 und 2000 etwa 20% abgenommen, danach wird nur noch eine geringfügige Abnahme prognostiziert. Der grösste Ammoniak-Emittent der Gegenwart und der Zukunft ist die Landwirtschaft. Bei den Ammoniak-Emissionen sind die bisherige und zukünftige Entwicklung noch mit grösseren Unsicherheiten behaftet. Die Schwefeldioxid-Emissionen haben zwischen 1980 und 2000 stark abgenommen. Bis 2020 wird eine weitere Abnahme von ca. 20% prognostiziert. Deren ökologischen Ziele werden bei den Emissionen und den Immissionen eingehalten. Im Rahmen der Vorsorge ist es sinnvoll, und gesetzlich vorgeschrieben, die Emissionen und die Belastung so gering wie möglich zu halten.

Emissionen von Stickoxiden NO_x, flüchtigen organischen Verbindungen VOC, Ammoniak NH₃ und Schwefeldioxid SO₂

2.4.1 Emissionen von Feinstaub-Vorläufersubstanzen

Tab. 6 > Emissionen von PM-Vorläufergasen nach Verursacherguppen in Tausend Tonnen.

Quellgruppe	2000				2020			
	NO _x	NMVOC	NH ₃	SO _x	NO _x	NMVOC	NH ₃	SO _x
Land- und Forstwirtschaft	14'500	8'700	57'800	200	11'200	5'500	57'300	200
Industrie und Gewerbe	23'600	80'200	1'200	11'700	15'000	48'400	1'300	10'500
Verkehr	58'100	30'600	1'400	1'600	24'500	9'000	1'000	100
Haushalte	6'000	17'300	100	4'100	4'800	16'300	100	3'800
Total	102'200	136'800	60'500	17'600	55'500	79'200	59'700	14'600

Die Emissionszahlen für diese Gase basieren auf dem aktuellen Schadstoffinventar EMIS (BAFU, in Vorbereitung). Das Inventar enthält die Emissionen die auf und über dem Territorium der Schweiz entstehen (Territorialprinzip, Flugverkehr LTO-Zyklus). Die Emissionen der Stickoxide und der flüchtigen organischen Verbindungen ohne Methan (NMVOC) haben seit dem Maximum Mitte der Achtzigerjahre kontinuierlich abgenommen. Der Rückgang dürfte sich mit der Umsetzung der rechtskräftig beschlossenen Massnahmen weiter fortsetzen. Da die Feinstaub-Vorläufergase gleichzeitig auch Vorläufer des Ozons und der übermässigen Säure- und Stickstoffeinträge sind, kann mit der Umsetzung der Ozonstrategie und der Stickstoffstrategie des Critical Loads/Levels-Konzepts (Protokoll von Göteborg der UNECE Konvention über weiträumige grenzüberschreitende Luftverschmutzung, Inkraftsetzung Dezember 2005, UNECE 1999) auch die erforderliche Minderung von sekundär gebildetem Feinstaub erreicht werden. Beide Strategien verlangen bereits mindestens eine Halbierung der Vorläuferschadstoffe. Diese Ziele werden mit der Umsetzung der bisher rechtskräftig beschlossenen Massnahmen aber noch nicht erreicht. Weitere Massnahmen sind notwendig (siehe Kap. 5).

Feinstaub-Vorläufergase sind gleichzeitig auch Vorläufer des Ozons und der übermässigen Säure- und Stickstoffeinträge

Die Ammoniak-Emissionen haben nach Schätzungen der Schweizerischen Hochschule für Landwirtschaft SHL in Zollikofen zwischen 1990 und 2000 etwa 20% abgenommen, vorhandene Immissionsmessdaten können diesen Trend jedoch nicht bestätigen (EKL 2005). Die Ammoniak Emissions-Inventare werden zur Zeit überarbeitet. Die in diesem Bericht aufgeführten Emissions-Zahlen sind mit grösseren Unsicherheiten behaftet und noch als provisorisch zu betrachten.

Ammoniak-Emissionen

Die Schwefeldioxid-Emissionen haben zwischen 1980 und 2000 stark abgenommen. Deren ökologischen Ziele bei den Emissionen und den Immissionen werden eingehalten. Im Rahmen der Vorsorge ist es sinnvoll, und gesetzlich vorgeschrieben, die Emissionen und die Belastung so gering wie möglich zu halten.

In Abb. 14 bis Abb. 17 sind die prozentualen Anteile der verschiedenen Quellgruppen an den Gesamtemissionen der vier PM-Vorläufersubstanzen dargestellt.

Abb. 14 > NO_x-Emissionen nach Verursachergruppen im Jahr 2000 (links) und 2020 (rechts).

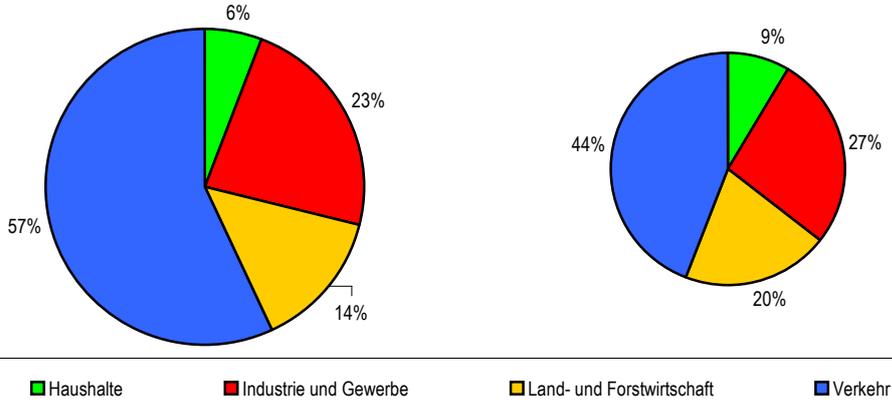


Abb. 15 > NMVOC-Emissionen nach Verursachergruppen in den Jahren 2000 (links) und 2020 (rechts).

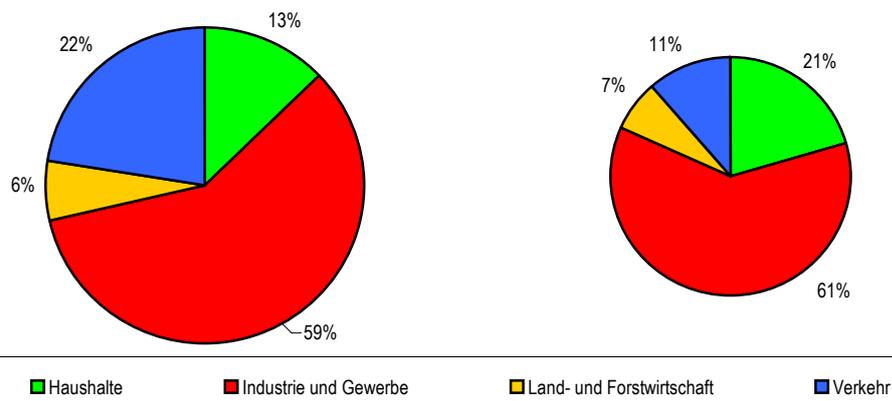


Abb. 16 > NH₃-Emissionen nach Verursachergruppen in den Jahren 2000 (links) und 2020 (rechts).

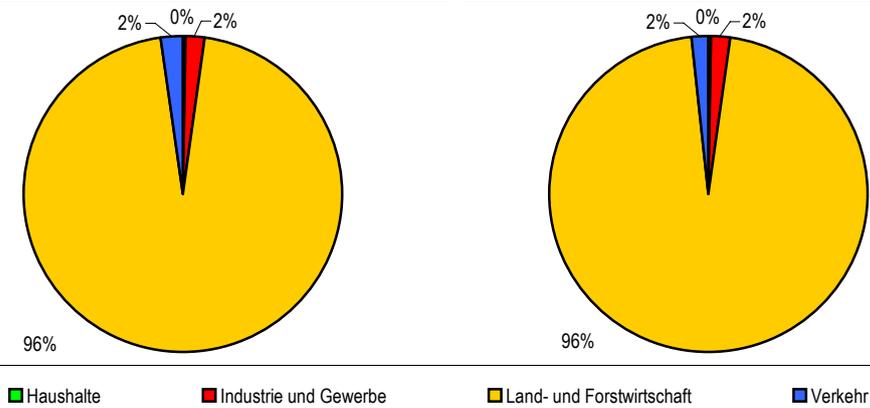
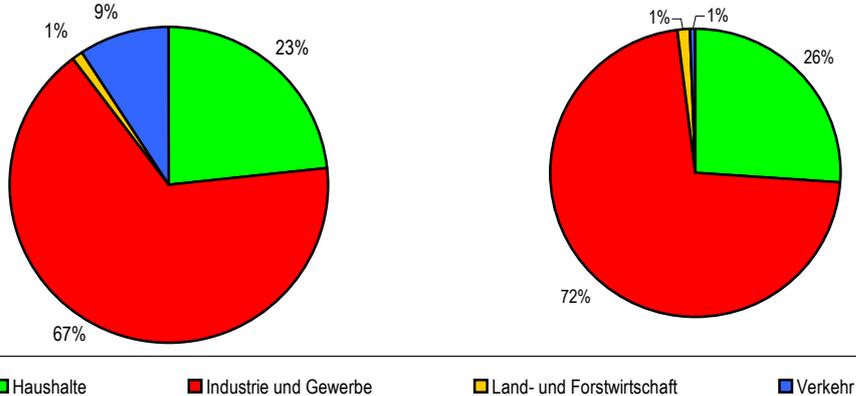


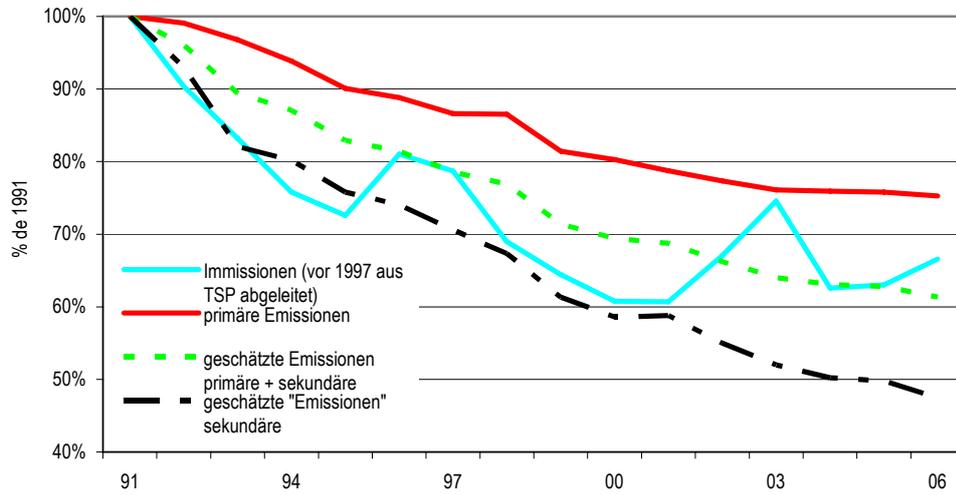
Abb. 17 > SO_x-Emissionen im Jahr 2000 (links) und 2020 (rechts).

2.5 Relative Entwicklung der PM10-Emissionen und -Immissionen von 1990 bis 2005

Die Abb. 18 zeigt die Entwicklung der PM10-Emissionen und -Immissionen von 1995 bis 2005. Die PM10-Immissionen als Mittel von 13 NABEL-Stationen sinken stärker als die primären PM10-Emissionen im gleichen Zeitraum. Dies ist verständlich, da rund die Hälfte der PM10-Immissionen aus sekundär gebildetem Material besteht. Diese Feinstaubteilchen bilden sich in der Atmosphäre aus den Vorläufergasen NO_x, NMVOC, NH₃ und SO_x. Die Emissionen der Vorläufergase NO_x, NMVOC und SO_x haben stärker abgenommen als die Emissionen des primären PM10. Berücksichtigt man die Kombination von primären und berechneten sekundären «Emissionen», erhält man eine Kurve, welche recht gut mit dem gemessenen Immissionsverlauf übereinstimmt (BUWAL 2005).

PM10-Immissionen sind zwischen 1990 und 2000 stärker gesunken als die primären PM10-Emissionen

Abb. 18 > Entwicklung der PM10-Emissionen und -Immissionen 1990- 2005.



3 > Luftbelastung mit Feinstaub-Komponenten

3.1 Messung von atmosphärischem Schwebstaub

Die Bestimmung der Konzentration von atmosphärischem Schwebstaub erfolgt grundsätzlich durch Ermittlung der Masse des auf einem Filter abgeschiedenen Staubs, dividiert durch das durch das Filter gesaugte Probenvolumen. Im Referenzverfahren wird die Masse gravimetrisch, also durch Wägung bestimmt. Automatische Geräte (Monitoren), welche wegen der höheren zeitlichen Auflösung der Daten und des geringeren Arbeitsaufwands interessant sind, gelten heute noch nicht als äquivalent zum Referenzverfahren und müssen deshalb stets mit geeigneten Kalibrationen ans Referenzverfahren angebunden werden.

Zur Messung der Anzahlkonzentration von Partikeln, die neben der Masse zunehmend interessieren, werden Kondensationskernzähler eingesetzt, die Teilchen ab etwa 7 nm erfassen. Partikel-Größenverteilungen können mit einer Reihe von Geräten gemessen werden. Bei Vergleichen muss allerdings beachtet werden, dass wegen der unterschiedlichen Messprinzipien die Definitionen der Partikelgröße ebenfalls leicht unterschiedlich sein können.

3.1.1 Gravimetrische Messung

Die gravimetrische Bestimmung von auf Filtern abgeschiedenem Staub ist die am weitesten verbreitete Methode zur Messung von atmosphärischem Schwebstaub. Sie ist auch die Methode der festgelegten Referenzverfahren, sowohl in Europa wie in den USA, und basiert auf dem Prinzip der Filtration eines genau bekannten Luftvolumens und der Wägung des Filters vor und nach der Probenahme unter identischen, definierten Klimabedingungen.

Bereits seit einigen Jahren in Kraft sind die in EN12341 beschriebenen Referenzverfahren für PM₁₀, sowie die Anforderungen für äquivalente Verfahren (CEN 1998). Für PM_{2.5} wurden vergleichbare Referenzverfahren formuliert, welchen die nationalen Normenverbände im Sommer 2005 mehrheitlich zugestimmt haben und als EN14907 in Kraft getreten sind (CEN 2005).

Die Messanordnung aller gravimetrischen Verfahren besteht grundsätzlich aus einem Probenahmekopf, dem Filter und einer geregelten Pumpe, welche sicherstellt, dass ein genau definiertes Luftvolumen beprobt wird.

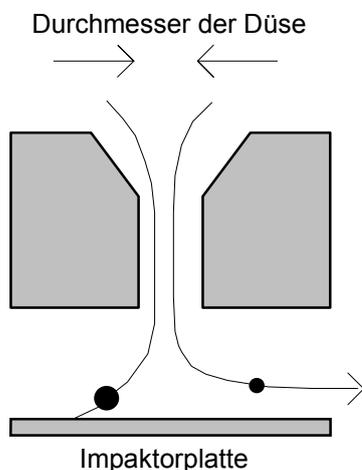
Manuelle gravimetrische Messung als Referenzverfahren.

Die Probenahmeköpfe haben die Aufgabe, die gewünschte Schwebstaubfraktion aus der Aussenluft zu erfassen und möglichst verlustfrei zum Messgerät (Filter) zu führen. Für PM10-Messungen muss also der Kopf in guter Näherung in der Lage sein, Teilchen mit einem aerodynamischen Durchmesser von $<10\ \mu\text{m}$ durchzulassen, gröbere hingegen abzuschneiden (Cutpoint $10\ \mu\text{m}$). Die meisten heute gebräuchlichen Probenahmeköpfe lösen diese Aufgabe nach dem Prinzip der Impaktion.

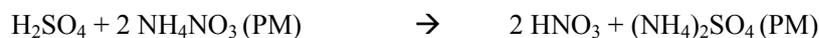
Beim Impaktor (Abb. 19) wird die Luft mit den darin enthaltenen Schwebstaubpartikeln angesaugt und durch eine oder mehrere Düsen geleitet, wobei ein Aerosoljet entsteht. Dieser strömt gegen eine Impaktorplatte und wird dadurch abgelenkt. Schwere Teilchen können wegen ihrer Masse dieser Richtungsänderung nicht folgen und prallen auf die Impaktorplatte. Die Trennung der Partikel erfolgt also nach deren Trägheit. Die Abmessungen der Düse und der Volumenstrom müssen somit entsprechend der gewünschten Abscheidungsgrenze dimensioniert sein (Hinds 1999). Damit der auf die Impaktorplatte aufprallende Staub haften bleibt und einmal im Impaktor abgeschiedener Staub nicht wieder aufgewirbelt wird, wird die Impaktionsfläche in der Regel mit einem Haftmittel versehen (Fett, Öl) und muss regelmässig gereinigt werden.

Zur Abscheidung des Schwebstaubs werden Filter verwendet. Gegeüber anderen Abscheidern wie Impaktoren oder Zyklonen haben diese den entscheidenden Vorteil, dass verschiedene Abscheidemechanismen (Impaktion, Interzeption, Diffusion) günstig zusammenwirken (Abb. 20). Sie können deshalb auch feinste Partikel abscheiden. Kritisch ist lediglich der Partikelgrößenbereich um $0.1\text{--}0.3\ \mu\text{m}$, wo Impaktion und Interzeption in ihrer Wirkung abnehmen und die Diffusion noch nicht voll wirksam ist. Durch gute Filterwahl und geeignete Betriebsbedingungen kann aber der Einbruch der Abscheideleistung auch in diesem Bereich minim gehalten werden. Für Immissionsmessungen geeignete Filter müssen Teilchen von $0.3\ \mu\text{m}$ noch mit $>99.5\%$ Effizienz abscheiden.

Abb. 19 > Schematisch Darstellung der Abscheidung von Partikeln im Impaktor des Probenahmekopfs.



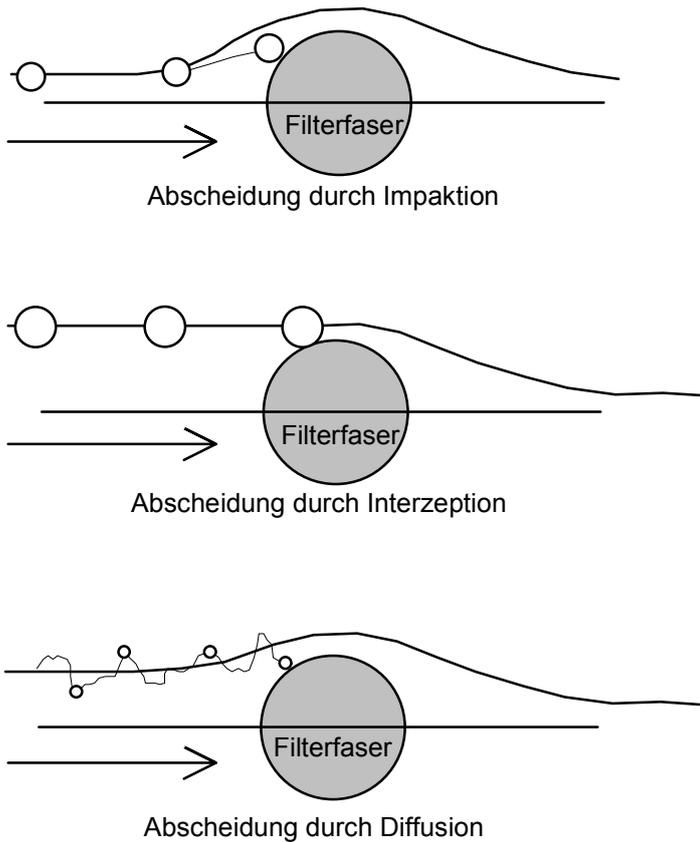
Durch die einschlägigen Normen ist das Messobjekt Schwebstaub operationell definiert. Als Schwebstaub gilt, was nach der vorschriftsmässigen Probenahme auf dem Filter gewogen werden kann. Dies entspricht natürlich nicht unbedingt dem, was in der Aussenluft an Partikeln vorhanden war. Prinzipiell sind sowohl Bildung, wie auch Verlust von Masse auf dem Filter möglich. Einige typische Reaktionen sind:



Ob die oben angeführten Reaktionen ins Gewicht fallen, hängt von verschiedenen Einflussfaktoren ab. Neben der Temperatur spielen auch starke Konzentrationschwankungen über die Probenahmezeit (Gleichgewichtsverschiebungen!) eine Rolle. Verluste können auch durch Verdampfung flüchtiger, am Schwebstaub adsorbierter organischer Komponenten resultieren, besonders bei erhöhten Filtertemperaturen, Druckabfall über das Filter oder langen Probenahmezeiten. Gesamthaft gesehen überwiegen in der Regel Massenverluste (insbesondere der Verlust von Ammoniumnitrat) über die Bildung neuer Verbindungen auf den Filtern.

Gravimetrische Schwebstaubmessungen werden in der Schweiz überwiegend mit High-Volume-Geräten des Typs Digital DHA 80 durchgeführt. Dank des automatisierten Filterwechsels ist es für den Messnetzbetrieb geeignet und wird z.B. auch im NABEL eingesetzt. Der hohe Luftdurchsatz von 30 m³/h erlaubt das Sammeln grösserer Staubmengen und erleichtert die Spurenanalytik, sofern geeignete Filtermaterialien eingesetzt werden. Das Verfahren ist äquivalent zum Referenzverfahren nach EN12341 (UMEG 1999).

Abb. 20 > Schematische Darstellung der Abscheidung von Partikeln an Filterfasern durch: **Impaktion:** Infolge seiner Trägheit vermag das Teilchen der Gasströmung um die Faser nicht zu folgen und prallt gegen die Faser. **Interzeption (Sperrereffekt):** Der Abstand der Teilchenbahn von der Faser ist kleiner als der Radius des Teilchens. **Diffusion:** Das Teilchen wird durch Brown'sche Bewegungen so abgelenkt, dass es an die Faser gelangt.



3.1.2 Nicht gravimetrische Messungen (Monitoren)

Die durch die Referenzverfahren definierte gravimetrische Methode hat einige schwerwiegende Nachteile. Einerseits sind sie arbeitsintensiv und teuer. Andererseits stehen, bedingt durch die mehrere Tage dauernde analytische Prozedur der Filteräquilibrierung und Wägung, die Resultate nicht sofort zur Verfügung. Zudem beträgt die Probenahmedauer in der Regel einen Tag, womit keine Information über die Schwankungen der Schwebstaubkonzentrationen während des Tages zur Verfügung steht.

PM-Monitoren, praktisch, aber nicht unproblematisch.

Diese Nachteile können grundsätzlich mit kontinuierlich messenden Monitoren vermieden werden. Solche Monitoren sind bereits in verschiedenen Messnetzen in Betrieb. Sie basieren auf zwei unterschiedlichen Messprinzipien.

Sogenannte Betameter bestehen, wie die gravimetrischen Systeme, aus Probenahmekopf, Abscheidefilter und geregelter Pumpe. Statt die Filter zu wägen, werden die Filter kontinuierlich mit einem Betastrahl (z.B. aus einer Krypton-85-Quelle) durchstrahlt und die Abschwächung des Strahls durch den auf dem Filter abgeschiedenen Staub bestimmt. Diese Abschwächung kann mit einer geeigneten Kalibration in Staubmasse umgerechnet werden. Bei der sogenannten oszillierenden Mikrowaage (TEOM: tapered element oscillating microbalance) ist das Filter auf der Spitze einer feinen Hohlnadel montiert, durch welche die Probeluft angesaugt wird. Gemessen wird die Resonanzfrequenz dieses Nadel-Filter-Elements, welche von der abgeschiedenen Staubmasse abhängt.

Leider können diese Monitorsysteme zur Zeit noch nicht als äquivalent zu den Referenzverfahren betrachtet werden. Ein wichtiger Grund für die Abweichungen ergibt sich aus der Notwendigkeit, die in den Monitoren eingesetzten Filter leicht zu heizen (typischerweise auf 30–50°C), um bei feuchtem Wetter Kondenswasser auf den Filtern zu vermeiden. Das Wasser würde in diesem Fall ebenfalls ein Massesignal ergeben, welches dann fälschlicherweise dem Schwebstaub zugeschlagen würde. Das Beheizen der Filter führt nun aber zu variablen und nicht vorhersagbaren Verlusten von halbflüchtigen Komponenten des gesammelten Staubs, vor allem von Ammoniumnitrat, welches einen beträchtlichen Teil des atmosphärischen Schwebstaubs ausmachen kann. Wegen der hohen Variabilität der Konzentrationen dieser halbflüchtigen Komponenten kann diese Schwierigkeit leider nicht mit einer einfachen Korrektur, z.B. mit einem fixen Faktor, behoben werden.

Angesichts der eingangs erwähnten Nachteile der gravimetrischen Methode wäre aber der Einsatz von Schwebstaubmonitoren in Messnetzen sehr wünschenswert. Zur Zeit wird intensiv nach Methoden gesucht, um dieses Ziel zu erreichen. Im NABEL-Messnetz, wo seit einiger Zeit Betameter eingesetzt werden, hat sich eine Kombination der Monitoren mit gravimetrischen Messungen an jedem vierten Tag bewährt (Gehrig et al. 2005).

Vielversprechend erscheint zur Zeit eine Weiterentwicklung des TEOM-Systems, das sog. FDMS-System (filter dynamics measurement system). Hier wird alternierend zunächst PM10 auf dem Messfilter abgeschieden und anschliessend staubfreie Luft durch das Filter gesaugt. In dieser zweiten Phase laufen auf dem Filter die Desorptionsprozesse (Verluste) weiter, ohne dass neuer Staub abgeschieden wird. Diese Verluste werden ebenfalls gemessen und als Korrektur zur vorher gemessenen Staubmasse zugeschlagen. Erste Vergleichsmessungen dieses Systems mit dem Referenzverfahren zeigen eine erfreuliche Übereinstimmung.

3.1.3 Messung von Partikelanzahl und Grössenverteilung

In neuerer Zeit hat auch das Interesse an Messungen nicht nur der Massenkonzentrationen von Feinstäuben, sondern auch von Anzahl und Grössenverteilung der Partikel stark zugenommen. Insbesondere sehr feine Partikel (<100 nm) fallen massenmässig

kaum noch ins Gewicht und werden durch Messungen von PM10 oder PM2.5 nicht adäquat erfasst.

Messungen von Anzahlkonzentrationen in der Aussenluft werden in der Regel mit Kondensationskernzählern durchgeführt. Die angesaugte Probenluft wird dabei zunächst durch eine butanoldampfgesättigte Kammer geleitet. Dabei kondensiert Butanol auf den durchgeleiteten Partikeln, wodurch sie auf eine Grösse anwachsen, die für die Zählung im nachfolgenden optischen Laserzähler optimal ist. Die Zählung kann bis zu einer Konzentration von rund 10'000 Partikel/cm³ durch Zählung der Streulichtimpulse jedes einzelnen Teilchens (Einzelzählmodus) erfolgen, bei höheren Konzentrationen durch Messung der gesamten Streulichtintensität (photometrischer Modus) und Umrechnung auf Partikelkonzentrationen entsprechend einer werkseitig kalibrierten Funktion. Erfasst werden Teilchen ab etwa 7 nm. Der obere Cutpoint der Probenahme spielt keine Rolle, solange er über rund 1 µm liegt, da die Partikelanzahlen von den submikronen kleineren Partikeln um Grössenordnungen dominiert werden.

Um Informationen über die Grössenverteilung eines Aerosols zu erhalten werden verschiedene Messverfahren eingesetzt, z.B. optische Partikelzähler und APS-Geräte (Aerodynamic particle sizer) für den Grössenbereich von rund 500 nm bis etwa 10 µm oder SMPS-Geräte (Scanning mass particle sizer) für den Bereich von etwa 10 nm bis 1 µm. ELPI-Geräte (Electric low pressure impactor) decken einen Bereich von rund 10 nm bis 10 µm ab. Messungen unterschiedlicher Gerätetypen sind allerdings nur bedingt miteinander vergleichbar, da, bedingt durch die unterschiedlichen Messprinzipien, leicht unterschiedliche Durchmesserdefinitionen zur Anwendung gelangen. Einzig das APS-Geräte misst direkt aerodynamische Durchmesser.

3.2 Immissionen von Feinstaub in der Schweiz

Neben Messungen von PM10 zur Überprüfung der Einhaltung der Grenzwerte werden in der Schweiz auch weitere Massenfraktionen wie PM2.5 und PM1 gemessen. Während PM2.5 die Leitgrösse für grösstenteils alveolengängigen Feinstaub darstellt, liefert PM1 zusätzliche Informationen über die Quellen. Es zeigt sich dass die Konzentrationen dieser Fraktionen an den meisten Standorten hoch korreliert sind und bei Abwesenheit dominierender lokaler Quellen auch räumlich erstaunlich homogen verteilt sind.

Partikelanzahlkonzentrationen, welche von den nur kurzlebigen feinsten Nanopartikeln dominiert werden, widerspiegeln dagegen viel ausgeprägter als PM die lokalen Emissionen von Verbrennungspartikeln.

3.2.1 Bedeutung der gemessenen Partikelparameter

Wie schon in Kapitel 1.1 ausgeführt handelt es sich beim Staub in der Atmosphäre nicht um einen wohldefinierten Schadstoff wie etwa Ozon oder Schwefeldioxid,

sondern um ein äusserst komplexes Gemisch verschiedenster Teilchen von unterschiedlichster Grösse und Zusammensetzung. Er lässt sich deshalb mit einem einzigen Messparameter nicht umfassend charakterisieren. Ideal wären Messungen, welche detaillierte Grössenverteilungen sowie die Morphologie und chemische Zusammensetzung in jeder Grössenklasse beschreiben würden. Dies wäre allerdings nur mit prohibitivem Aufwand zu erreichen und die Fülle der Daten kaum zu handhaben.

In modernen Messnetzen wird heute die Belastung mit Feinstaub mittels weniger ausgewählter Parameter gemessen, welche ihre Begründung in bestimmten Wirkungen oder Quellgruppen haben.

Der mit Abstand wichtigste und am häufigsten gemessene Parameter, über den in Europa auch die Immissionsgrenzwerte definiert sind, ist **PM10**, also die Massenkonzentration der Partikel mit aerodynamischen Durchmessern $<10 \mu\text{m}$. Nach ISO 7708 (ISO 1995) repräsentiert PM10 die thorakale Fraktion, also den Feinstaub, der über den Kehlkopf hinaus in Bronchien und Lungen gelangt (Abb. 21). Das Interesse der Wirkungsforschung gilt aber auch den noch feineren Teilchen, die bis in die Alveolen der Lungen gelangen. Diese Fraktion wird, wiederum nach ISO 7708, von **PM2.5** repräsentiert und umfasst neben den Verbrennungsaerosolen und den sekundären Aerosolen auch noch die feineren Teile mechanisch erzeugter oder geogener Partikel. Vom Gesichtspunkt der Emissionsquellen resp. der Bildungsmechanismen her gesehen ist also weder PM10 noch PM2.5 einheitlich zu interpretieren. Deshalb wird heute vereinzelt, so auch im NABEL, zusätzlich **PM1** als dritter Messparameter für Massenkonzentrationen gemessen. PM1 repräsentiert in guter Näherung die Summe aller Verbrennungsaerosole und sekundären Aerosole. Zusammen mit PM10-Messungen kann dann durch Differenzbildung PM10-PM1 auch die Summe der mechanisch erzeugten Abriebspartikel und geogenen Partikel quantifiziert werden.

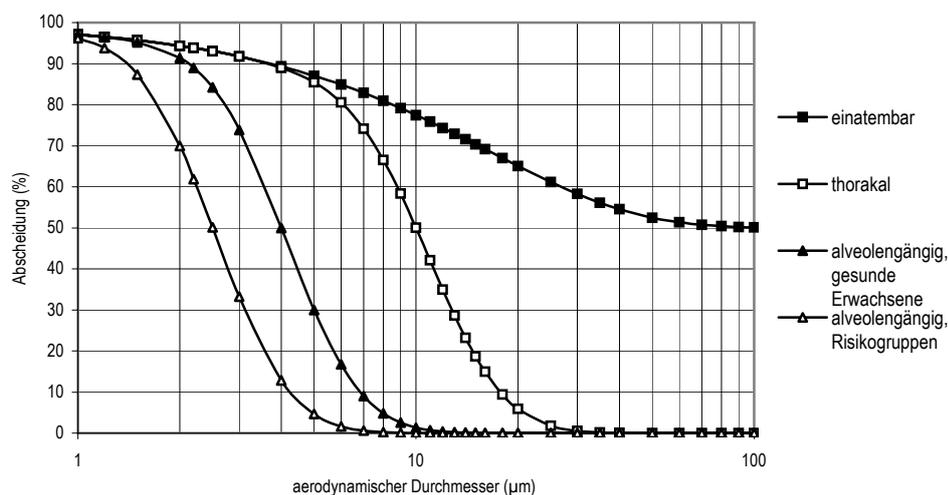
Frische Verbrennungsabgase enthalten eine sehr hohe Anzahl kleinster sogenannter Nukleationspartikel ($<100 \text{ nm}$), welche massenmässig nicht ins Gewicht fallen und deshalb bei Massenkonzentrationsmessungen unberücksichtigt bleiben. Neuere Studien weisen aber trotzdem auf eine gesundheitliche Relevanz dieser Teilchen hin (Oberdorster et al. 2005). Deshalb werden im NABEL seit kurzem an ausgewählten Standorten auch **Partikelanzahlkonzentrationen** gemessen.

PM10 und PM2.5 sind gesundheitsrelevante Parameter.

PM1 gibt zusätzliche Quelleninformationen.

Partikelanzahl als eigenständiger, durch PM-Messungen nicht erfassbarer Parameter.

Abb. 21 > Schematische Darstellung verschiedener in ISO 7708 definierter, idealisierter Abscheidecharakteristiken (conventions) für gesundheitsbezogene Schwebstaubmessungen (ISO 1995).



3.2.2 Langjähriger Verlauf der PM10-Immissionen in der Schweiz

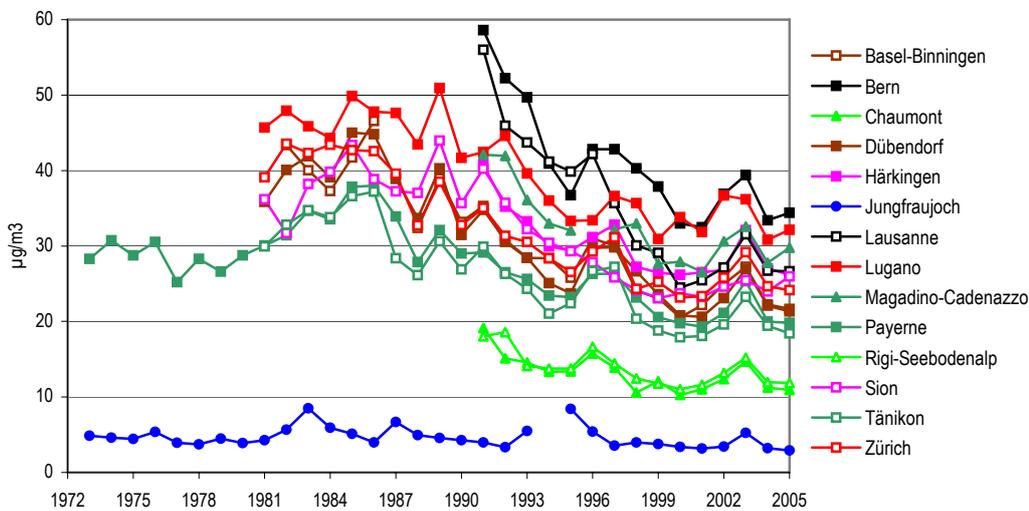
Immissionsmessungen von atmosphärischem Schwebstaub wurden in der Schweiz seit Beginn des NABEL-Messnetzes einheitlich und konsistent nach der gravimetrischen Methode durchgeführt. Allerdings wurde zu Beginn der sogenannte totale Schwebstaub (TSP) erfasst. Der Probenahmekopf war so konzipiert, dass der Schwebstaub bis zu einem aerodynamischen Durchmesser von etwa 20–30 µm auf das Messfilter gelangte. Bereits ab Januar 1997 wurde aber im Hinblick auf die neuen Immissionsgrenzwerte von TSP- auf PM10-Messung umgestellt. Dank umfangreicher Vergleichsmessungen an verschiedenen Standorten war es möglich, aus den alten TSP-Daten PM10-Konzentrationen abzuschätzen (Gehrig & Hofer 2000). Abb. 22 zeigt die auf diese Weise erhaltenen langjährigen Verläufe der PM10-Konzentrationen an den NABEL-Stationen der Schweiz. Im Ganzen gesehen scheinen die Konzentrationen noch bis etwa Mitte der Achtzigerjahre zugenommen zu haben. Allerdings liegen neben Jungfrauoch nur für die Station Payerne Messdaten vor 1981 vor. Nach etwa 1985 nehmen die PM10-Konzentrationen bis etwa ins Jahr 2000 ab. Ob seither von einem wieder steigenden Trend gesprochen werden muss ist noch unklar, da einzelne Jahreswerte auch erheblich von speziellen meteorologischen Bedingungen (z.B. 2003) beeinflusst werden können. Man kann aber feststellen, dass seit etwa 2000 die PM10-Belastungen nicht mehr abnehmen und mehrheitlich noch immer über dem Grenzwert der LRV von 20 µg/m³ liegen.

PM10-Konzentrationen stagnieren auf zu hohem Niveau.

Abb. 22 > Langjähriger Verlauf der PM10-Jahresmittelwerte in der Schweiz (Jungfrauoch TSP; Werte bis 1997 sind korrigierte TSP-Werte).

Die Stationen entsprechen folgenden Standorttypen:

Bern, Lausanne:	Stadt, verkehrsbelastet
Lugano, Zürich:	Stadt
Basel-Binningen, Dübendorf:	Vorstädtisch
Härkingen, Sion:	Ländlich, an Autobahn
Payerne, Tänikon, Magadino-Cadenazzo:	Ländlich, unterhalb 1000 m
Chaumont, Rigi-Seebodenalp:	Ländlich, oberhalb 1000 m
Jungfrauoch:	Hochgebirge.



3.2.3 PM10, PM2.5 und PM1

Seit 1998 stehen von ausgewählten Stationen des NABEL neben PM10- auch PM2.5-Daten zur Verfügung und ab 2003 auch PM1. Abb. 23 gibt einen Überblick über die Jahresmittelwerte. Abb. 24 illustriert die PM2.5/PM10-Verhältnisse. Interessant ist die erstaunlich geringe Variabilität dieses Verhältnisses sowohl zeitlich, wie auch von Station zu Station. Dies obwohl es sich um Messstandorte mit sehr unterschiedlichen Charakteristiken handelt. Die Ausnahme bildet der Strassenschlucht-Standort Bern, der offensichtlich stark durch lokal produzierten verkehrsbedingten Strassenstaub (Abriebspartikel) beeinflusst ist.

PM10- und PM2.5-Konzentrationen sind hoch korreliert.

Die Messreihen der PM1-Konzentrationen sind noch kurz. Es scheint sich abzuzeichnen, dass an nicht unmittelbar grobstaubbelasteten Standorten (wie z.B. Bern) PM1 etwa 60% der PM10-Konzentrationen erreicht.

Etwa 60 % von PM10 ist PM1.

Abb. 23 > Langjähriger Verlauf der Jahresmittelwerte von PM10 (oben), PM2.5 (mitte) und PM1 (unten) in der Schweiz.

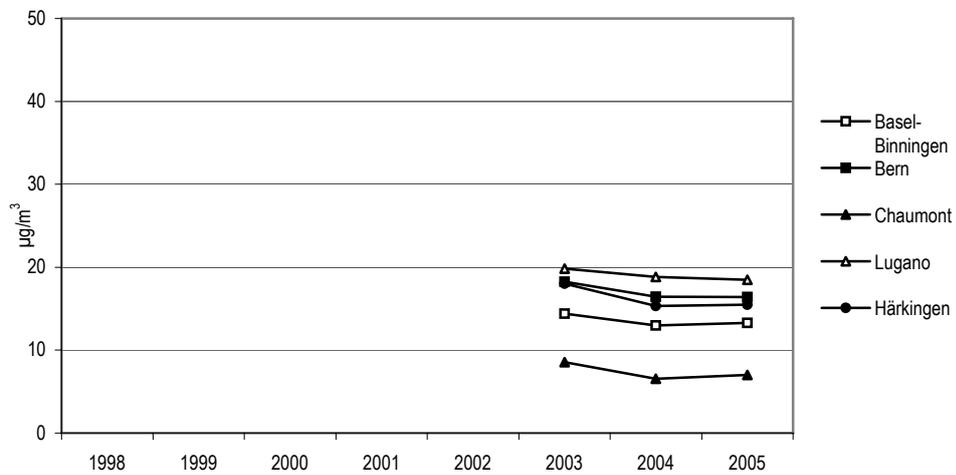
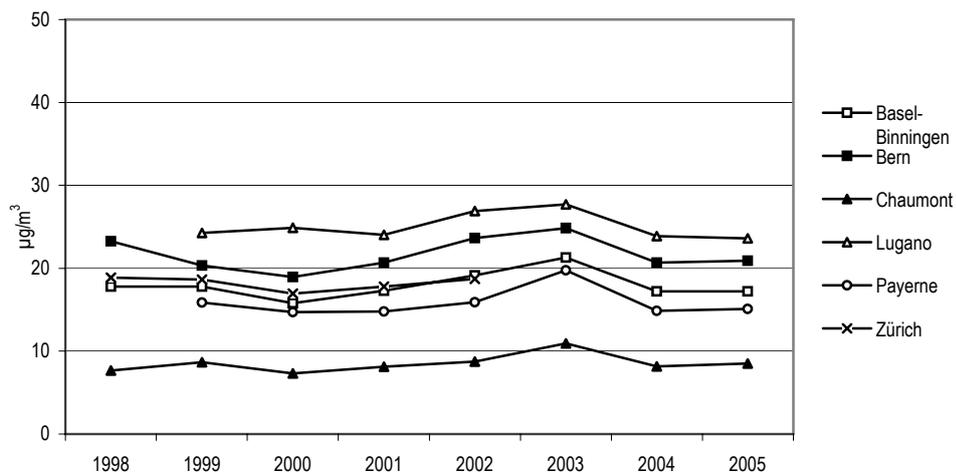
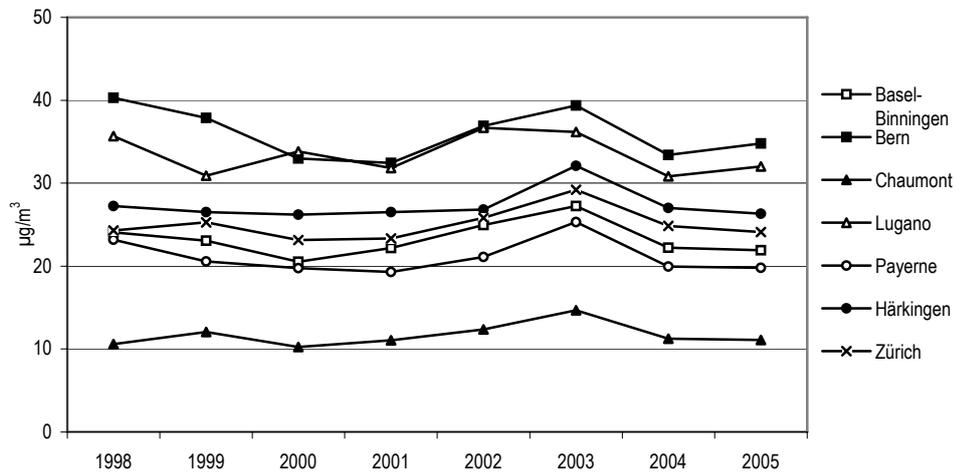
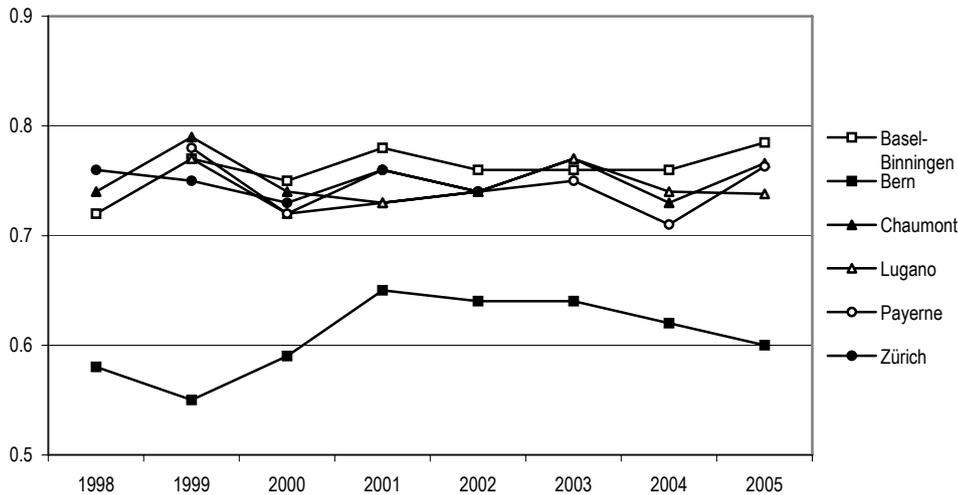


Abb. 24 > Langjähriger Verlauf der jährlichen mittleren PM2.5/PM10-Verhältnisse der Tagesmittelwerte.



Auch auf dem Niveau von Tagesmittelwerten ist die Korrelation zwischen den verschiedenen Parametern der Massenkonzentrationen hoch. Dies zeigt Tab. 7.

Tab. 7 > Quadrierte Korrelationskoeffizienten (r^2) der Tageswerte von PM10, PM2.5 und PM1 seit Beginn der Messreihen.

	PM2.5 mit PM10	PM1 mit PM10
Basel	0.94	0.83
Bern	0.86	0.79
Chaumont	0.85	0.81
Lugano	0.94	0.85
Payerne	0.94	
Härkingen		0.85

3.2.4 PM-Belastungen und Topografie/Meteorologie

Interessante Aufschlüsse über die räumliche Verteilung der PM10-Belastungen in der Schweiz können durch die Untersuchung der Korrelationen der Tageswerte zwischen den verschiedenen Stationen erhalten werden (Gehrig & Buchmann 2003).

Die Korrelationskoeffizienten zwischen den 5 im schweizerischen Mittelland gelegenen Stationen Dübendorf, Basel-Binningen, Bern, Payerne und Zürich sind erstaunlich hoch. Die entsprechenden Korrelationskoeffizienten für PM2.5 sind nur wenig verschieden und tendenziell eher noch etwas höher. Dies entspricht durchaus den Erwartungen, da die Verweilzeit der feineren PM2.5-Fraktion in der Atmosphäre länger ist als für PM10. Dies zeigt, dass die relativen Verläufe der Feinstaubkonzentrationen weniger durch lokale Ereignisse und Einzelquellen, als vielmehr durch die grossräu-

PM10 und PM2.5 sind weiträumig recht homogen verteilt.

migen meteorologischen Bedingungen und durch über das ganze Gebiet wirksame Flächenquellen (z.B. Verkehr) bestimmt werden. Chaumont, oft über der Inversionsschicht gelegen, sowie das durch die Alpen abgetrennte Lugano zeigen erwartungsgemäss deutlich schwächere Korrelationen.

Einige Korrelationskoeffizienten zeigen zudem eine interessante Abhängigkeit von der Jahreszeit. Anhand von 3 Beispielen, welche auf PM2.5-Daten von 1998–2001 basieren, soll dies veranschaulicht werden:

Abb. 25 zeigt den Zusammenhang für PM2.5 zwischen den Stationen Zürich und Basel. Obwohl immerhin 72 km (Luftlinie) und die in diesem Bereich rund 600–800 m hohe Jurakette dazwischen liegen, kann besonders im Sommer, aber auch im Winter eine hohe Korrelation beobachtet werden. Unter Einbezug der sehr ähnlichen Korrelationskoeffizienten auch für Dübendorf, Bern und Payerne darf allgemein von einer hohen Koppelung der relativen PM2.5- und PM10-Konzentrationsverläufe in tieferen Lagen nördlich der Alpen ausgegangen werden. Für PM2.5 gilt dies sogar für die absoluten Konzentrationsverläufe in erstaunlichem Ausmass.

Abb. 26 zeigt für PM2.5 einen interessanten Vergleich der relativ nahe beieinander gelegenen Stationen Payerne und Chaumont (Luftliniendistanz 24 km), die jedoch durch einen Höhenunterschied von rund 650 m getrennt sind. Im Sommer, bei im Allgemeinen guter vertikaler Durchmischung der Atmosphäre, wird eine hohe Korrelation beobachtet, bei nur etwa 20% tieferen PM2.5-Konzentrationen an der Station Chaumont. Im Winter dagegen ist durch die häufigen Inversionslagen das Geschehen an den beiden Stationen weitgehend entkoppelt. Die Korrelation ist deutlich schwächer und die PM2.5- Belastung auf dem Chaumont nur rund ein Fünftel von derjenigen in Payerne.

Obwohl die Beispiele auf PM2.5-Daten basieren, können wegen der hohen Korrelationen von PM2.5 und PM10 die Befunde ohne weiteres auch auf PM10 übertragen werden. Da die Effekte im Wesentlichen meteorologischer Natur sind kann zudem davon ausgegangen werden, dass sie nicht auf den Beobachtungszeitraum von 1998–2001 beschränkt sind.

Die relativ lange Lebensdauer von Feinstaub in der Atmosphäre (siehe Kap. 1.2) führt zu einer weiträumigen Verteilung der in Europa emittierten oder sekundär gebildeten Partikel. Die Belastungen mit PM10 und PM2.5 sind deshalb auch ausserhalb der Schweiz für vergleichbare Belastungssituationen ähnlich. Einen internationalen Überblick über PM10- und PM2.5-Konzentrationen sowie ihrer chemischen Zusammensetzung zeigte bereits Abb. 8 im Kapitel 1.

Abb. 25 > Scatterplot und lineare Regression der PM2.5-Tageswerte 1998–2001 von Zürich und Basel für den Sommer (Juni–August) und für den Winter (Dezember–Februar).

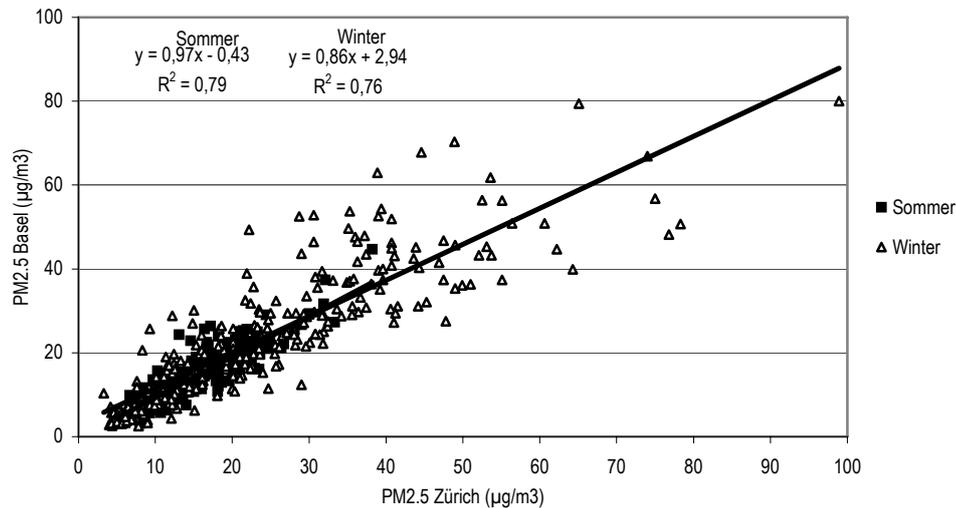
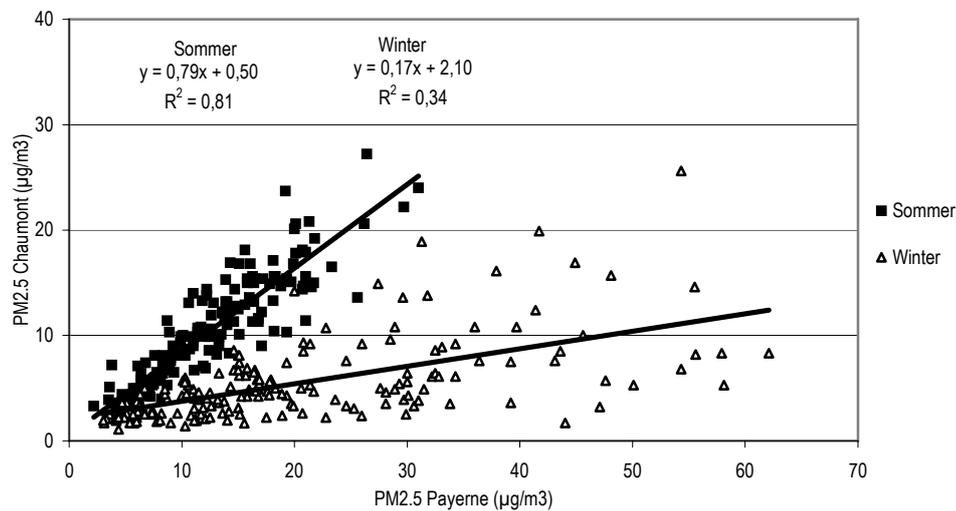


Abb. 26 > Scatterplot und lineare Regression der PM2.5-Tageswerte von Chaumont und Payerne 1998–2001 für den Sommer (Juni–August) und für den Winter (Dezember–Februar).



3.2.5 Partikelanzahlkonzentrationen

Seit 2003 werden an ausgewählten Stationen des NABEL auch Partikelanzahlkonzentrationen gemessen. Tab. 8 zeigt die Jahresmittelwerte. Anzahlkonzentrationen repräsentieren in erster Linie die Belastung mit massenmässig nicht ins Gewicht fallenden

Nanopartikeln. Entsprechend ist der Zusammenhang mit den PM-Messungen nur locker (Tab. 9).

Tab. 8 > Jahresmittelwerte der Partikelanzahlkonzentrationen (Partikel/cm³).

	2004	2005
Basel	11'877	17'405
Bern	34'671	33'180
Chaumont	3'844	3'814
Lugano	23'571	29'126
Härkingen	56'989	40'904

Tab. 9 > Korrelationskoeffizienten (r^2) der Tageswerte von PM10, PM1 und Partikelanzahl seit Beginn der Messreihen.

	PM10 mit Partikelanzahl	PM1 mit Partikelanzahl
Basel	0.18	0.18
Bern	0.40	0.35
Chaumont	0.21	0.30
Lugano	0.03	0.08
Härkingen	0.07	0.06

Abb. 27 zeigt den Verlauf der Monatsmittelwerte der Partikelanzahlkonzentrationen seit Beginn der Messreihen. Für die nicht erhöht gelegenen Stationen zeigt sich der erwartete, für primäre Schadstoffe typische Verlauf mit höheren Konzentrationen in der kalten Jahreszeit. Die erhöhte Station Chaumont, im Winter häufig über der Inversionsgrenze gelegen, weist dagegen im Winter tiefere Werte auf, als im Sommer. Eine Ausnahme bildet Härkingen, wo im Sommer/Herbst 2004 erhöhte Partikelanzahlkonzentrationen gemessen wurden. Die Gründe dafür sind noch unklar und werden wohl erst bei Vorliegen einer längeren Messreihe detaillierter abgeklärt werden können.

Partikelanzahl-Konzentrationen sind stark von lokalen Quellen beeinflusst.

Einen Hinweis auf die Bedeutung des lokalen Strassenverkehrs als Quelle für hohe Partikelanzahlkonzentrationen geben auch die windrichtungsabhängigen Auswertungen in Abb. 28 für die Station Härkingen. Diese Station liegt wenige Meter nördlich der an dieser Stelle von Ost nach West verlaufenden Autobahn A1, also je nach vorherrschender Windrichtung im Einflussbereich der Autobahn oder nicht. Es zeigt sich, dass die Partikelanzahlkonzentrationen für Wind aus Sektor Autobahn in ähnlicher Weise erhöht sind wie die Stickoxide. Dies ist für die Partikel-Massenkonzentrationen weit weniger ausgeprägt der Fall.

Abb. 27 > Verlauf der Monatsmittelwerte der Partikelanzahl seit Beginn der Messreihen 2003.

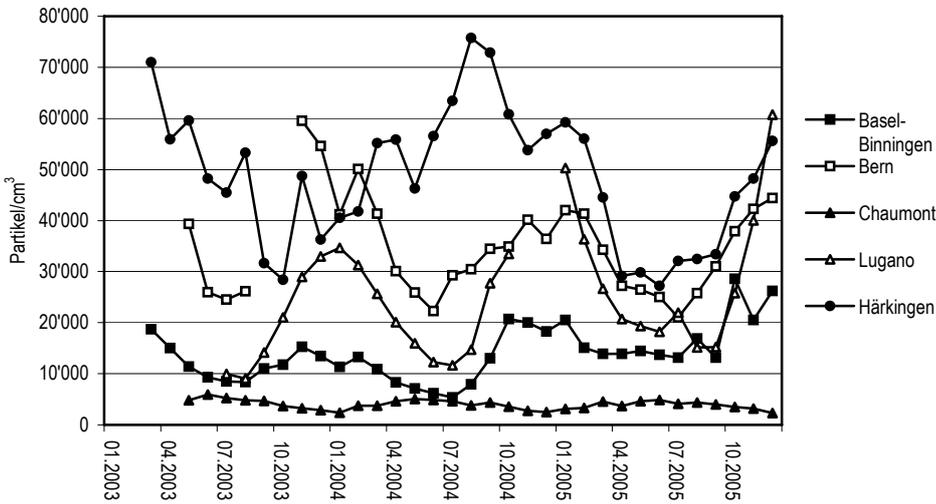


Abb. 28 > Belastungswindrosen für Partikelanzahl im Vergleich mit ausgewählten weiteren Schadstoffparametern in Härkingen 2003–2004 (Halbstundenwerte) mit Bild von Strasse und Messtation.

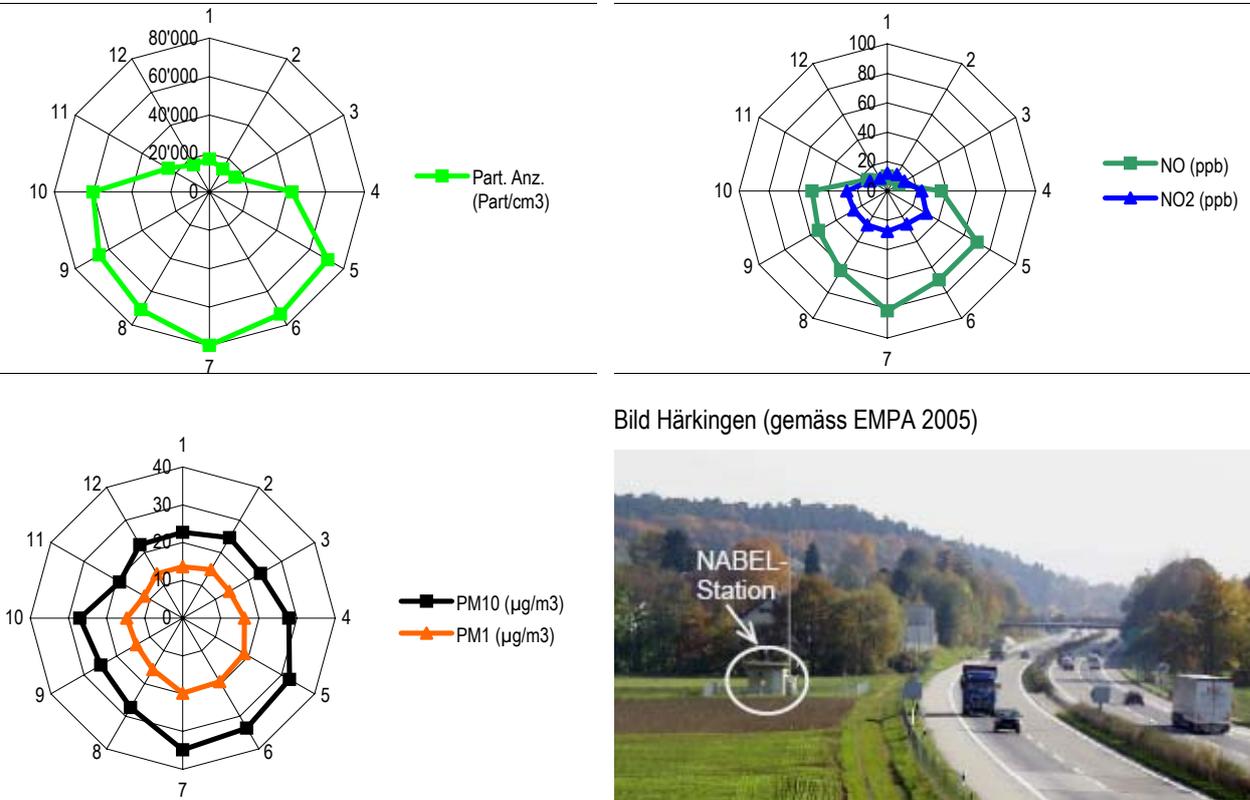


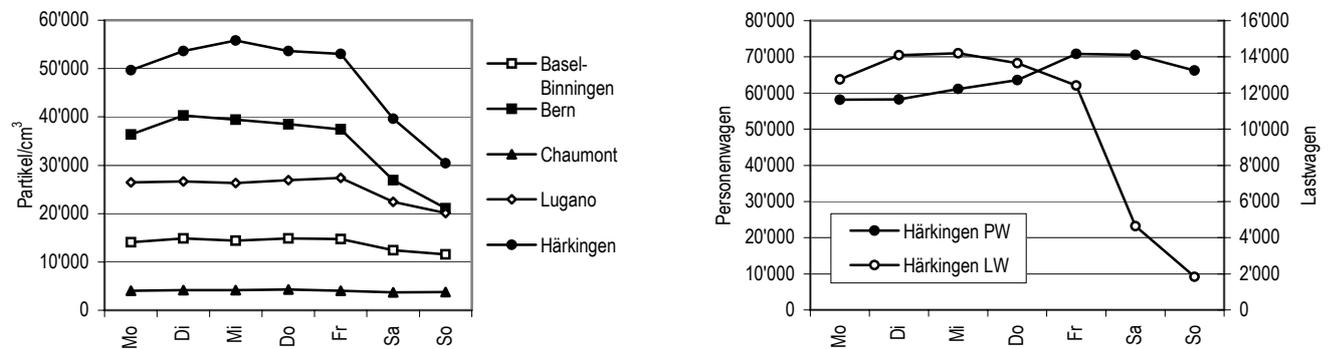
Bild Härkingen (gemäss EMPA 2005)



Dass die Partikelanzahlkonzentrationen eng mit den Emissionen des lokalen Verkehrs zusammenhängen zeigt auch Abb. 29 anhand der durchschnittlichen Wochenverläufe. An den nicht direkt verkehrsexponierten Stationen Basel und Chaumont sind nur geringe Unterschiede zwischen Werktagen und Sonntagen zu erkennen. Etwas grösser, aber immer noch relativ gering sind die Unterschiede an der städtischen Hintergrundstation Lugano. Hingegen zeigten die Wochenverläufe der unmittelbar verkehrsbelasteten Standorte Härkingen (Autobahn) und Bern (Strassenschlucht) klar tiefere Konzentrationen an Wochenenden, insbesondere an Sonntagen. Der im rechten Teil der Grafik dargestellte Wochenverlauf der Verkehrsfrequenzen (illustriert am Beispiel von Härkingen) macht zudem deutlich, dass die deutlich tieferen Partikelanzahl-Konzentrationen an Sonntagen vor allem mit den tieferen Lastwagenfrequenzen zusammenhängen.

Wegen der nur kurzen Lebensdauer der feinsten Nanopartikel (siehe Kapitel 1.2), welche die Partikelanzahlkonzentrationen dominieren, widerspiegeln erhöhte Werte in erster Linie lokale Emissionen von Verbrennungspartikeln.

Abb. 29 > Durchschnittliche Wochenverläufe der Partikelanzahl-Konzentrationen (links) in Basel, Bern, Chaumont, Lugano und Härkingen sowie der Verkehrsfrequenzen (Fahrzeuge/Tag; rechts) in Härkingen.



3.2.6 Russmessungen

An einigen Standorten in der Schweiz wird Russ (bzw. EC) kontinuierlich gemessen, an 2 NABEL-Stationen seit Ende 2004. An ländlichen Standorten betragen die Konzentrationen im Jahresmittel etwa 0.5-1 µg/m³, in Agglomerationen etwa 2 µg/m³ und strassennah mehr als 5 µg/m³. Dies weist deutlich auf den Strassenverkehr als eine Hauptquelle der Russbelastung hin.

3.3 Karten der Feinstaubbelastung in der Schweiz

Mittels eines Gauss'schen Ausbreitungsmodells wurden Karten der PM10- und PM2.5-Belastung in der Schweiz erstellt. Ausgehend von Emissionskatastern verschiedener Emittentengruppen wurden die Beiträge an primärem PM modelliert. Die Beiträge zu sekundärem PM wurden aus Immissionskarten der gasförmigen Vorläufersubstanzen bestimmt. Die modellierten PM-Konzentrationen zeigen die hohe Belastung in Ballungsgebieten, entlang von Autobahnen und in der Südschweiz, wie sie auch durch Messungen gefunden werden. Das Modell erlaubt es den Einfluss emissionsmindernder Massnahmen auf die PM-Belastung zu bestimmen. Zwei Szenarien mit unterschiedlichen Reduktionsmassnahmen wurden gerechnet.

3.3.1 Immissionsmodell

Um flächenhafte Darstellungen der PM-Belastung in der Schweiz zu erhalten, kann auf verschiedene Methoden zurückgegriffen werden. Aus den Messwerten der Messstationen kann durch Interpolation auf ein engmaschiges Gitter eine flächendeckende Darstellung gewonnen werden. Aus Satellitendaten kann, für wolkenfreie Zeiten, ebenfalls auf die Feinstaubbelastung in Bodennähe geschlossen werden. Berechnungen mit atmosphärischen Ausbreitungsmodellen schliesslich erzeugen Belastungskarten und erlauben auch das Durchspielen von unterschiedlichen Emissionsszenarien.

Im Bericht «Modellierung der PM10- und PM2.5-Immissionen in der Schweiz 2000 und 2010» (BUWAL 2003) werden die Ergebnisse einer Immissionsmodellierung mittels eines Gaussmodells vorgestellt. Die Berechnung der jährlichen PM10- und PM2.5-Immissionen sowie der Bevölkerungsexpositionen erfolgte für das Jahr 2000 sowie in zwei Szenarien für 2010.

Die Modellierung der Jahresmittelwerte von PM10 und PM2.5 basiert auf folgendem Konzept:

- > Primäre und sekundäre Feinstaubanteile werden separat modelliert. Die primären Partikel werden als inert behandelt, nur die trockene Deposition wird als Senkenprozess berücksichtigt. Die sekundären organischen Partikelanteile werden aus Emissionskatastern von flüchtigen Kohlenwasserstoffen modelliert, die sekundären anorganischen Partikelanteile aus Konzentrationskarten der gasförmigen Vorläufer (NO₂ und SO₂). Dabei wird eine vollständige Neutralisierung von Sulfat und Nitrat durch Ammonium angenommen.
- > Emissionen werden nach ihrer Quellencharakteristik in unterschiedliche Emissionskataster eingeteilt.
- > Die Emissionsberechnungen und die Dispersionsrechnungen finden auf einem Gitter von 200 m Maschenweite statt. Die Strassenemissionen von Hauptverkehrsachsen werden einzeln berechnet und dann aufs Gitter projiziert. Die Emissionen der anderen Quellen werden ausgehend vom schweizerischen Total auf Gitterzellen

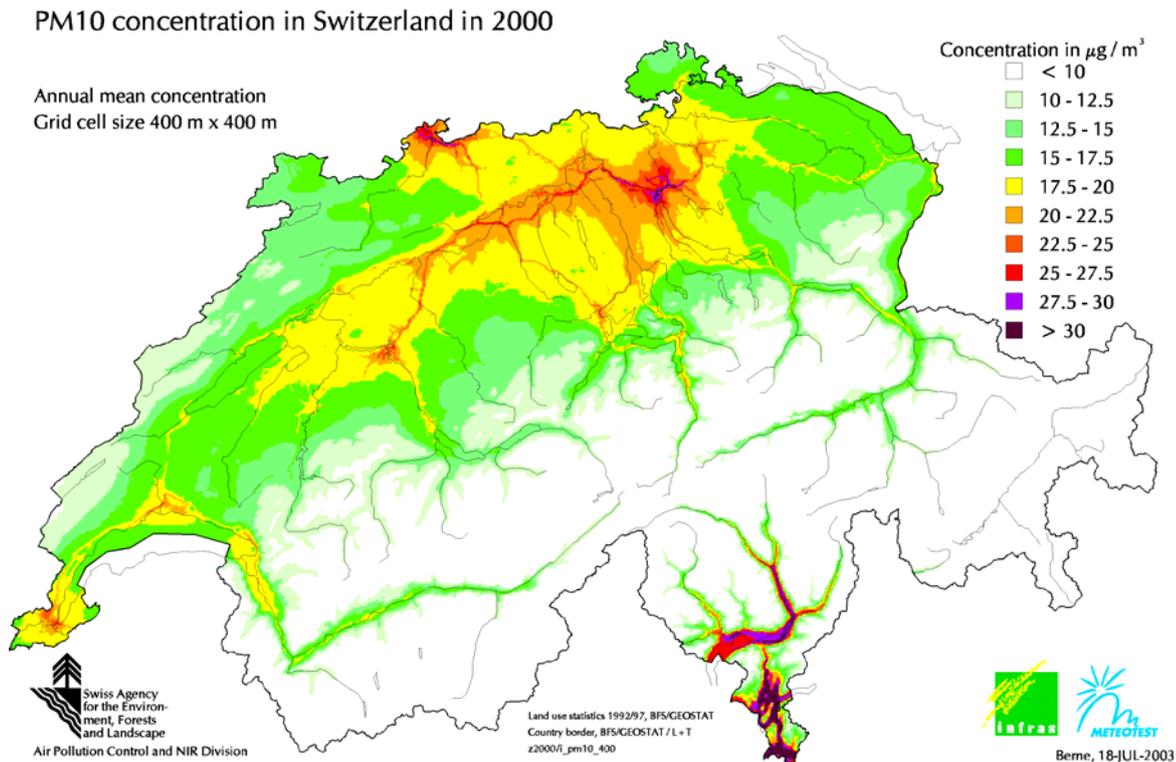
Die Modellierung zeigt hohe Jahresmittel der PM-Konzentrationen in Städten, entlang von Autobahnen und auf der Alpensüdseite.

mit der entsprechenden Emissionscharakteristik verteilt, basierend auf der Landnutzungstatistik.

- > Für die Ausbreitungsrechnung werden Transferfunktionen benutzt, welche den Einfluss einer Einheitsquelle auf die benachbarten Gitterzellen beschreiben (auch als Quellen-Rezeptor Modellierung bezeichnet). Für jedes Emissionskataster (Industrie, Verkehr, usw.) wird die Ausbreitung getrennt berechnet. Unterschiedliche Transferfunktionen werden für unterschiedliche Quellhöhen verwendet. Ebenso werden wegen der unterschiedlichen Depositionsgeschwindigkeit auch unterschiedliche Transferfunktionen für die feinere (PM_{2.5}) und gröbere (2.5 bis 10 µm) Fraktion benutzt.
- > Drei Gebiete mit unterschiedlicher Ausbreitungscharakteristik wurden unterschieden, Mittelland, Alpentäler und übriges Gebiet.
- > Die Transferfunktionen basieren auf stündlicher meteorologischen Daten eines ganzen Jahres. Sie wurden mittels eines Gauss'schen Dispersionsmodells berechnet, welches die Stabilität der Atmosphäre berücksichtigt.
- > Die importierte Hintergrundkonzentration und deren Höhenabhängigkeit wurden parametrisiert.
- > Jedem Emissionskataster wird eine chemische Zusammensetzung zugeordnet. Da die Dispersion für jeden Kataster separat erfolgt, kann die Zusammensetzung der resultierenden PM-Konzentration geschätzt werden.
- > Für die Ausbreitung werden die kurzreichweitige Dispersion (bis zu 6 km von der Quelle mit 200 m räumlicher Auflösung) und die langreichweitige Dispersion (bis 200 km von der Quelle, mit 2 km räumlicher Auflösung) getrennt berechnet.
- > Die Flächenstatistik und die Bevölkerungsexposition werden mittels der jährlichen Mittelwerte pro Gitterzelle und der Bevölkerungsstatistik bestimmt.

Hauptresultat der Modellrechnungen (BUWAL 2003) sind Karten der Jahresmittel von PM₁₀ und PM_{2.5} für die Schweiz. In Abb. 30 ist die modellierte PM₁₀-Belastung basierend auf den Emissionen des Referenzjahres 2000 dargestellt. Deutlich erkennbar ist die hohe Belastung in den grösseren Agglomerationen und entlang der stark befahrenen Strassen. Das Tessin, auch ländliche Gebiete, ist wesentlich höher durch PM₁₀ belastet als die Alpennordseite. Ein ähnliches räumliches Muster auf einem tieferen Konzentrationsniveau lässt sich für die PM_{2.5}-Belastung (Abb. 31) erkennen.

Abb. 30 > Jahresmittel der PM10-Konzentration in der Schweiz für die Emissionen des Jahres 2000.



In die Modellrechnungen fliessen auch Messresultate ein zur Kalibration von Modellparametern. So wurde die Belastung durch importierte primäre und sekundäre Partikel aus Messdaten und Modellwerten bestimmt (Abb. 32). In den tiefen Lagen des Mittelandes beträgt der grossräumige Anteil, der auch die Anteile nicht erfasster Schweizer Quellen beinhaltet, an der PM10-Belastung etwa $9 \mu\text{g}/\text{m}^3$, im Tessin rund das Doppelte. Dieser grossräumige Anteil zeigt neben dem Nord-Süd Unterschied eine Höhenabhängigkeit, sonst aber nur eine geringe räumliche Differenzierung.

Die detaillierte räumliche Struktur der PM10-Konzentration wird durch die schweizerischen Emissionen bestimmt. Ein Vergleich von Messungen und Modellresultaten zeigt eine sehr gute Übereinstimmung (BUWAL 2003). Nur an Strassenstandorten und in den Alpentälern wird die gemessene Konzentration durch das Modell systematisch unterschätzt. An Strassen ist dies durch die Mittelung über Gitterzellen bedingt, welche keine Spitzenwerte am Strassenrand zu modellieren erlaubt. In den Alpentälern wird die Ausbreitung etwas überschätzt.

Abb. 31 > Jahresmittel der PM2.5-Konzentration in der Schweiz für die Emissionen des Jahres 2000.

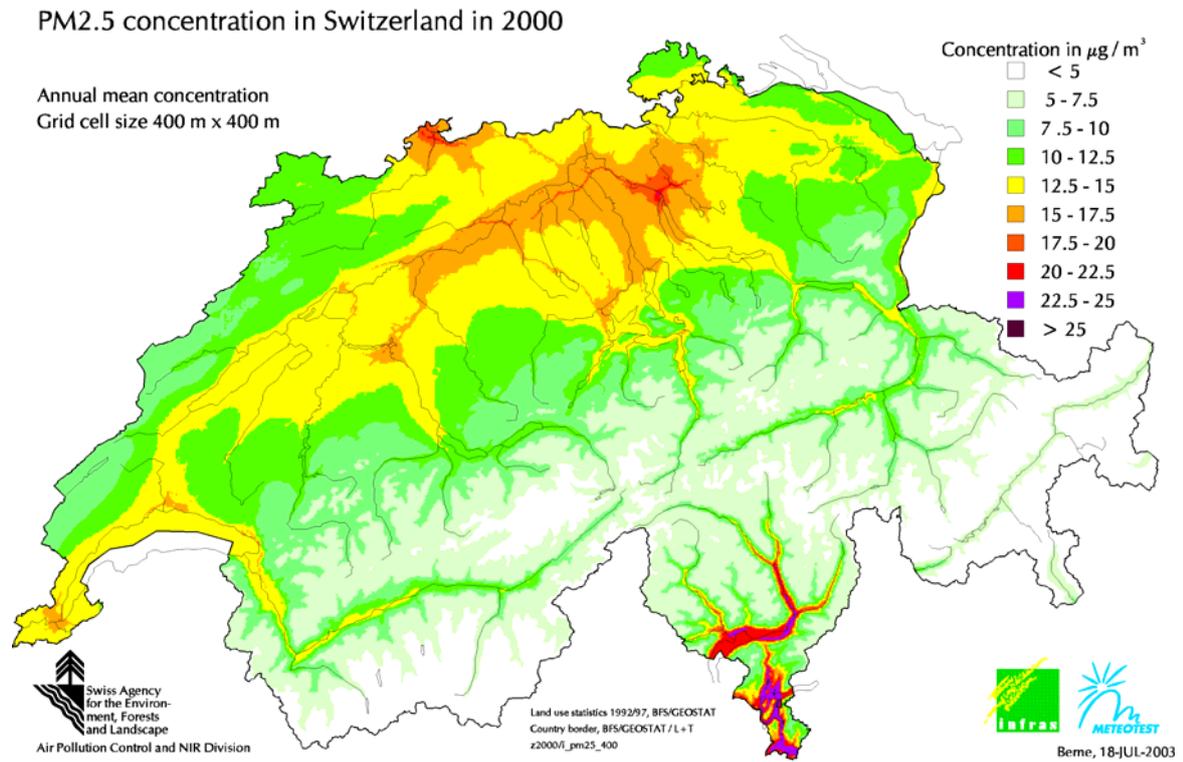
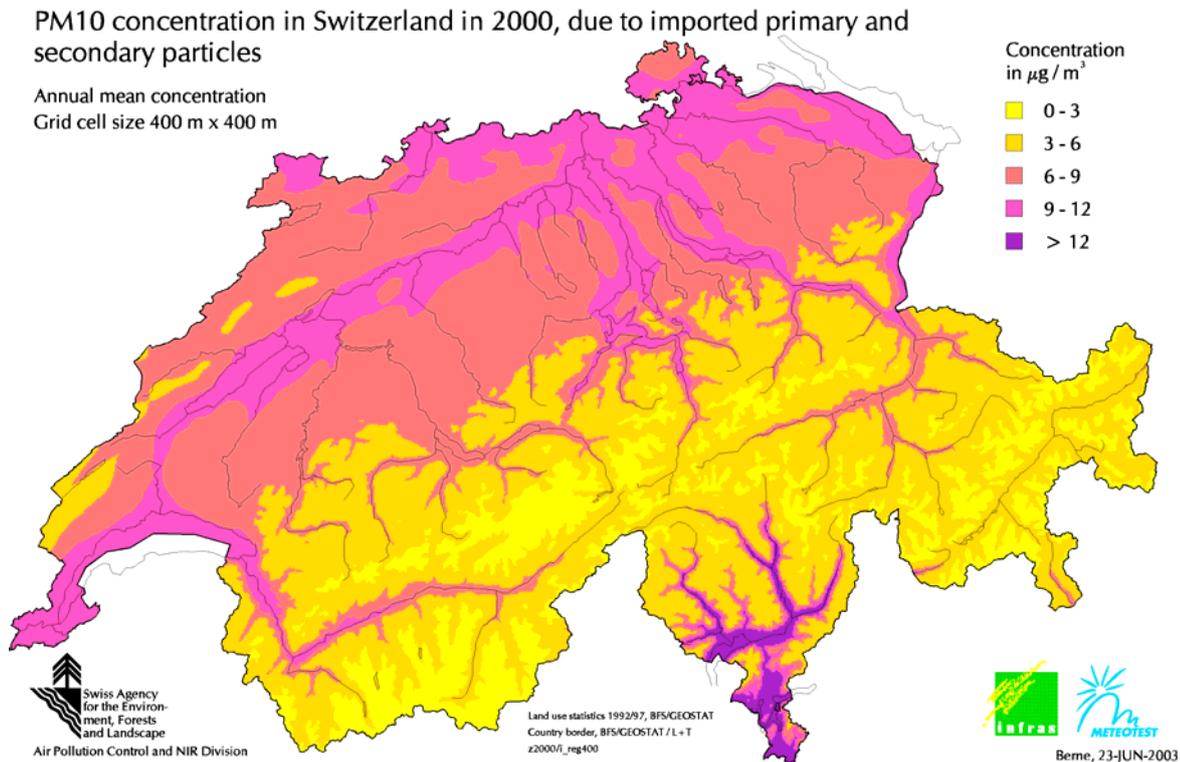


Abb. 32 > Jahresmittel der PM10-Konzentration in der Schweiz aufgrund von importierten primären und sekundären Partikeln für das Jahr 2000.



3.3.2 Emissionsszenarien

Neben den Emissionskatastern für das Referenzjahr 2000 wurden in den Modellrechnungen (BUWAL 2003) auch zwei Emissionsszenarien für das Jahr 2010 verwendet. Diese stützen sich auf frühere veröffentlichte Szenarien (BUWAL 2001). Das Szenario «Business as usual (BAU)» oder «Trend» nimmt an, dass vom Jahr 2000 an keine weitere Massnahmen beschlossen werden zur Minderung der PM-Belastung. Dieses Szenario ist durch die inzwischen eingeführte VOC-Lenkungsabgabe und die Baustellenrichtlinie überholt und nimmt gegenüber neueren Schätzungen (BUWAL 2005) eine zu kleine Reduktion der PM10-Belastung an.

Das Szenario «Maximum feasible reduction (MFR)» ist identisch mit dem sogenannten «M» Szenario in BUWAL (2001). Es beschreibt die Entwicklung der Partikelemissionen unter der Annahme, dass in den kommenden Jahren zusätzliche Massnahmen getroffen werden zur Minderung der PM-Belastung. Dies führt zu einer deutlichen Abnahme der Emissionen bis zum Jahr 2010. Die wichtigsten Annahmen für verschiedene Quellengruppen sind:

- > Die grösste Reduktion von PM10-Emissionen wird bei schweren Maschinen und Geräten erreicht, indem eine generelle Partikelfilterpflicht für Dieselmotoren solcher Maschinen angenommen wird.

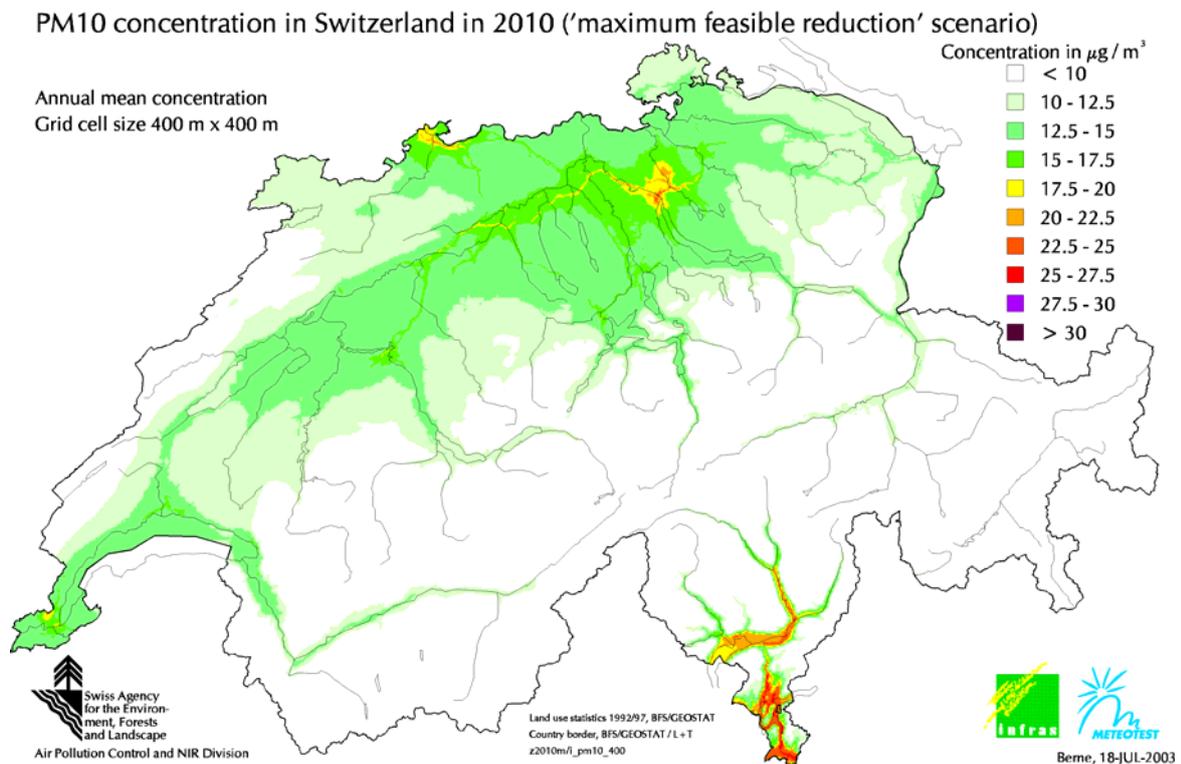
Eine Halbierung der Emissionen würde fast in der ganzen Schweiz die Einhaltung des Jahresgrenzwertes bewirken.

- > Durch verbesserte Technik können die Emissionen von Holzfeuerungen reduziert werden.
- > Für die Reduktion der landwirtschaftlichen Partikelemissionen werden technische Massnahmen und verbesserte Praktiken angenommen.
- > Für die Emissionen gasförmiger Vorläufer wird angenommen, dass diese gemäss dem Göteborg Protokoll reduziert werden.

Die Beiträge der verschiedenen Quellengruppen an die schweizerischen Emissionen von primärem PM10 können Tabelle 5 in Kapitel 2 entnommen werden. In den Modellrechnungen wurde eine vergleichbare, auf etwas älteren Schätzungen beruhende Aufteilung verwendet.

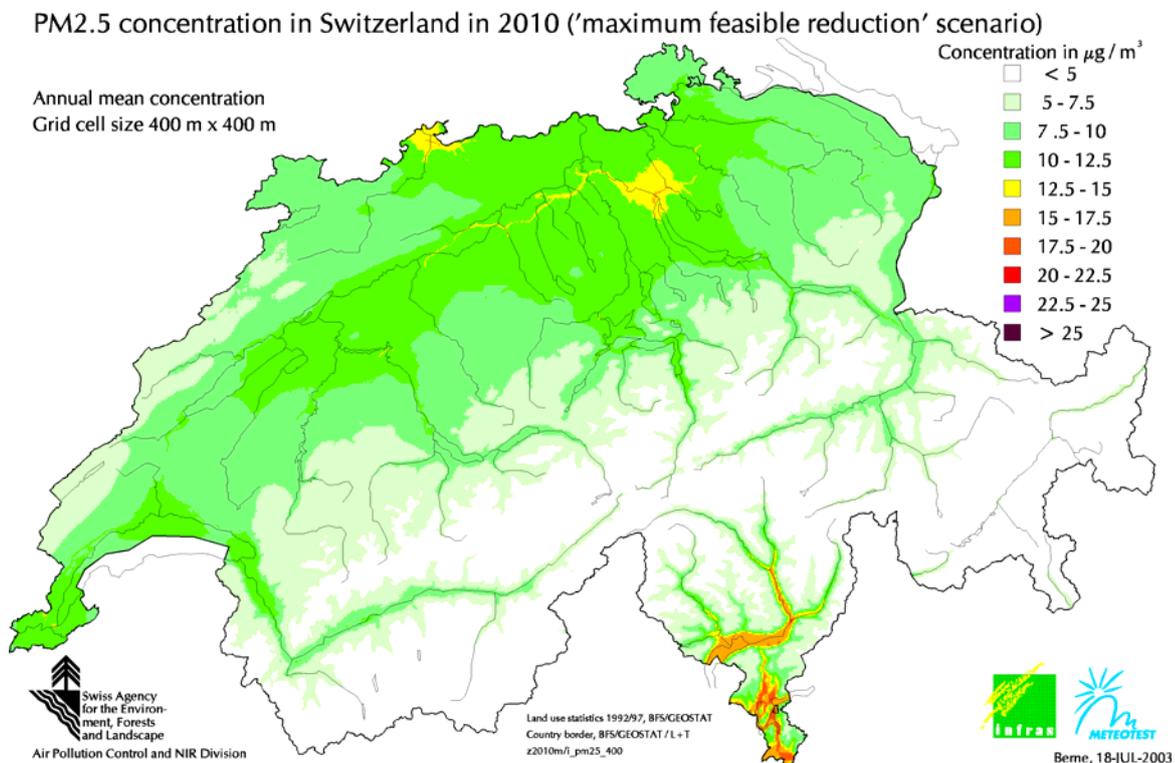
Die gesamtschweizerischen Emissionen von primärem PM10 nehmen im Szenario MFR um 40% ab. Neuere Szenarienrechnungen, wie sie in der Weiterentwicklung des Luftreinhaltekonzepts (BUWAL 2005) verwendet werden, zeigen in der Trendentwicklung zwischen 2000 und 2020 eine Emissionsreduktion um 20%, bei der Einführung von zusätzlichen Massnahmen um 33%, bei der vollständigen Umsetzung der Massnahmen um 45% und eine Zielvorgabe von 46% Emissionsreduktion. Damit ist das Szenario MFR der Modellierungen (BUWAL 2003) durchaus vergleichbar mit den Zielvorgaben und den maximalen Emissionsreduktionen des LRK (BUWAL 2005).

Abb. 33 > Jahresmittel der PM10-Konzentration in der Schweiz für die Emissionen des Jahres 2010 unter dem Szenario MFR.



In Abb. 33 ist die modellierte PM10-Belastung basierend auf den Emissionen des Szenarios MFR für das Jahr 2010 dargestellt. Im Szenario MFR ist die PM10-Belastung für grosse Gebiete der Schweiz deutlich kleiner als im Jahr 2000. Der Immissionsgrenzwert von $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$ wird nur noch in kleinen Gebieten der Schweiz überschritten. Auch im stark belasteten Tessin resultiert eine deutliche Minderung der PM10-Konzentration. Ebenso nimmt die PM2.5-Belastung im MFR-Szenario in der ganzen Schweiz deutlich ab gegenüber dem Referenzjahr 2000 (Abb. 34).

Abb. 34 > Jahresmittel der PM2.5-Konzentration in der Schweiz für die Emissionen des Jahres 2010 unter dem Szenario MFR.



3.4 Bevölkerungsbelastung

Die räumlich hoch aufgelösten Karten des Immissionsmodells erlauben es die Bevölkerungsanteile unterschiedlicher Belastungsstufen zu bestimmen. So waren im Referenzjahr 2000 rund 40% der Bevölkerung einer PM10-Belastung über dem Jahresgrenzwert ausgesetzt. Bei einer Reduktion der Emissionen um etwa 40% wären nur noch 5% der Bevölkerung übermässigen Langzeitimmissionen durch PM10 ausgesetzt. Entsprechend würde sich die mittlere Bevölkerungsbelastung von $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$ auf $14 \mu\text{g}/\text{m}^3$ verringern.

3.4.1 Bevölkerungsexposition

Durch Verwendung der Bevölkerungsstatistik 2000 auf dem Hektarraster kann die Bevölkerungsexposition bestimmt werden. Zur Auswertung der Szenarien 2010 wurde dieselbe Bevölkerungsstatistik verwendet wie für das Referenzjahr 2000. Die so bestimmten Expositionskenziffern zeigen, dass im Jahr 2000 5.5% (2'300 km²) der schweizerischen Landesfläche mit einer PM10-Immission über dem Jahresmittelgrenzwert von 20 µg/m³ der Luftreinhalteverordnung belastet waren. Allerdings leben in diesem Gebiet 41.3% der Bevölkerung (3.01 Millionen Einwohner). Im Szenario «maximum feasible reduction» sind nur noch 0.7% (273 km²) der Fläche und 4.9% der Bevölkerung (0.36 Mio. Einwohner) übermässig belastet.

Rund 40 % der Bevölkerung sind übermässig durch PM10 belastet.

3.4.2 Mittlere Bevölkerungsbelastung

Durch Verwendung der Bevölkerungsstatistik 2000 kann auch der bevölkerungsgewichtete Jahresmittelwert der PM10-Konzentration bestimmt werden. Für das Jahr 2000 beträgt diese mittlere Bevölkerungsbelastung 19.6 µg/m³, für das Szenario MFR noch 14.4 µg/m³. Für PM2.5 beträgt die mittlere Bevölkerungsbelastung im Jahre 2000 14.8 µg/m³, für das Szenario MFR noch 10.9 µg/m³.

Die bevölkerungsgewichtete mittlere Belastung durch PM10 beträgt knapp 20 µg/m³. Eine Halbierung der Emissionen könnte sie auf 14 µg/m³ senken.

Für die Emissionen 2000 tragen primäre und sekundäre Partikelanteile jeweils etwa gleich viel zur mittleren Bevölkerungsbelastung bei. Um eine Minderung der Bevölkerungsbelastung zu erreichen sind deshalb Emissionsreduktion der primären Partikel und der Vorläufer von sekundären Anteilen erforderlich. Knapp die Hälfte der mittleren Bevölkerungsbelastung wird durch importierte Partikel verursacht (BUWAL 2003).

Eine detaillierte Aufschlüsselung der PM10-Beiträge nach Quellengruppen wurde in der Studie «Externe Gesundheitskosten durch verkehrsbedingte Luftverschmutzung in der Schweiz, Aktualisierung für das Jahr 2000» (ARE 2004) vorgenommen. Dort wurden im Vergleich zur Studie des BUWAL (BUWAL 2003) neuere Emissionsfaktoren des Strassenverkehrs und neuere Verkehrszahlen verwendet, was in einer geringfügig tieferen mittleren Bevölkerungsbelastung von 19.1 µg/m³ resultiert. Tab. 10 zeigt die Beiträge der verschiedenen Emittentengruppen, wobei die durch schweizerische und ausländische Emissionen verursachten Beiträge jeder Quellengruppe zusammengefasst sind. Diese Beiträge der einzelnen Quellengruppen sind über die Schweiz gemittelt. Je nach Standort tragen einzelne Quellen mehr oder weniger stark zur Feinstaubbelastung bei. Im nationalen Forschungsprogramm NFP41 «Verkehr und Umwelt: Wechselwirkung Schweiz – Europa» wurde mittels eines Rezeptormodells aus Messungen der chemischen Komponenten des Feinstaubes der Anteil des Strassenverkehrs an den PM10-Immissionen bestimmt. Im städtischen Hintergrund und in Agglomerationen wurde ein Anteil des Strassenverkehrs an der PM10-Konzentration von 34% gefunden, an einer Hauptverkehrsachse in einer Strassenschlucht sogar von 46% (Hügli 2000).

Tab. 10 > Anteile der Emittentengruppen an der bevölkerungsgewichteten mittleren PM10-Belastung im Jahr 2000 (nach ARE 2004).

Quellengruppe	Mittlere Bevölkerungsbelastung durch PM10	
	$\mu\text{g}/\text{m}^3$	%
Strassenverkehr	4.22	22 %
davon Personen	2.41	
davon Güter	1.81	
Schieneverkehr	0.28	1.4 %
Industrie und Gewerbe	7.65	40 %
Haushalte	2.12	11 %
Land- und Forstwirtschaft	3.33	17 %
Natürliches PM10	1.33	7 %
Flugverkehr	0.19	1.0 %
Total	19.12	100 %

Die Verteilung der Bevölkerungsbelastung durch PM10 und auch durch PM2.5 kann näherungsweise durch eine lognormale Verteilung beschrieben werden. Damit kann abgeschätzt werden, welche mittlere Bevölkerungsbelastung resultiert, wenn nur ein vorgegebener Prozentsatz der Bevölkerung Belastungen oberhalb des Immissionsgrenzwertes ausgesetzt sein soll. Wird für PM10 verlangt, dass nur 1 % der Bevölkerung Jahresmitteln über $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ausgesetzt ist, so beträgt die bevölkerungsgewichtete PM10-Belastung noch $13.8 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Wird für PM2.5 eine Grenze von $15 \mu\text{g}/\text{m}^3$ festgelegt, die nur für 1 % der Bevölkerung überschritten werden soll, dann resultiert eine bevölkerungsgewichtete PM2.5-Belastung von $10.1 \mu\text{g}/\text{m}^3$, für eine Schranke von $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ eine mittlere Belastung von $7.1 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

4 > Auswirkungen

4.1 Die Beziehungen von PM-Messgrössen zur Gesundheit

Partikel verschiedener Grösse haben ein unterschiedliches Depositions- und Eliminationsverhalten. Tierexperimentelle und in-vitro-Studien zeigten verschiedene Wirkungsmechanismen, die beispielsweise bei der Entstehung von Entzündungen oder Veränderungen des Genmaterials von Zellen bedeutsam sind. So wurde die Bildung von freien Radikalen, die Hemmung von Enzymen mit Bedeutung für die Infektabwehr und die DNS-Reparatur, Schädigungen und Störungen der Funktion von Alveolar-makrophagen beobachtet. Belastungsstudien an Menschen zeigen, dass verschiedene Grössenfraktionen (PM10 vs. PM2.5) und eine unterschiedliche chemische Zusammensetzung der Staubpartikel auch unterschiedliche Wirkungen zur Folge haben.

Bei Belastung von Versuchspersonen mit Dieselabgaspartikeln wurden Reizsymptome, örtliche Entzündungserscheinungen in den Atemwegen und Veränderungen von Blutwerten festgestellt. Zudem wurde experimentell eine adjuvante Rolle der Dieselpartikel bei der Induktion von Allergien nachgewiesen. Dieselmotorabgas insgesamt und Dieselpartikel allein, nicht jedoch die Gasphase von Dieselabgas, werden als wahrscheinlich krebserregend für Menschen eingestuft.

In Bevölkerungsstudien hat sich PM10 als Mass für die kurzfristigen Folgen auf die Sterblichkeit bewährt. Pro Anstieg der PM10-Konzentration um $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ muss mit einer kurzfristigen Zunahme der Sterbefälle von etwa 0.6% gerechnet werden. Die Ergebnisse von Sterblichkeitsstudien mit PM2.5 waren etwas weniger einheitlich als mit PM10, obwohl PM2.5 in Städten oft räumlich homogener verteilt ist und ein grösserer Teil davon in Innenräume eindringt. Aus Studien mit Spitaleintrittsdaten wird deutlich, dass auch ein Anstieg der Belastung mit Partikeln der gröberen Fraktion PM10-PM2.5 zu gesundheitlichen Folgen führt, welche bei Ersatz des Indikators PM10 durch PM2.5 nicht mehr erfasst würden.

Für die Messgrössen «Zahl» oder «Masse von ultrafeinen Partikeln» zeigten sich bisher keine Vorteile gegenüber PM2.5. Vermutlich sind die an einer Station vorgenommenen Zählungen nicht genug repräsentativ für die Belastung der Bevölkerung.

Für das langfristige Sterberisiko durch Schwebstaubbelastung ist PM2.5 gemäss den amerikanischen Studien der beste Indikator. Ein Belastungsunterschied von $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ PM2.5 hatte langfristig ein um etwa 6% höheres Sterberisiko zur Folge. Die europäischen Langzeitstudien zur Sterblichkeit haben TSP; Black Smoke oder PM10 als Mass für Schwebstaub verwendet. In den schweizerischen Untersuchungen SAPALDIA und SCARPOL hat PM10 gemeinde- oder stadtweit die langfristigen Risiken für Atem-

wegserkrankungen gut angezeigt. Die Folgen der kleinräumig unterschiedlichen Verkehrsbelastung werden mit PM10 weniger gut dargestellt. Diese lokale Belastung wird aber auch durch PM2.5 nicht erfasst.

Aus gesundheitlicher Sicht wäre deshalb ein Indikator für die feinsten Partikel aus der Verbrennung zusätzlich zu PM10 wünschenswert. Es gibt aber noch kein Mass dafür, das ausreichend standardisiert und mit quantifizierbaren gesundheitlichen Wirkungen in der Bevölkerung belegt ist.

4.2 Inhalative Deposition und Clearance von Feinstaubpartikeln beim Menschen

4.2.1 Deposition

Die Deposition der partikulären Bestandteile der Aussenluft im Atemtrakt ist abhängig vom Ausmass der Exposition, den physiologischen Bedingungen (Atemfrequenz, Atemzugvolumen, Flussgeschwindigkeiten, Alter, Geschlecht, Gesundheitszustand etc.) und den physikalisch-chemischen Eigenschaften der Partikel (aerodynamische Grösse, elektrische Ladung, Wasserbindungsvermögen etc.).

Folgende Depositionsmechanismen können unterschieden werden (EPA 2004):

- > Impaktion: v.a. Partikel $>2.5 \mu\text{m}$, insbesondere an Bifurkationen des Bronchialbaums. Die Partikel können aufgrund ihrer Masse und Trägheit der Richtungsänderung des Luftstroms nicht folgen.
- > Sedimentation: vor allem Partikel von 0.5 bis $5 \mu\text{m}$ Durchmesser. Die Partikel setzen sich durch Gravitationskräfte auf der Schleimhaut ab, besonders in den tiefen Lungenbereichen mit geringen Strömungsgeschwindigkeiten.
- > Diffusion: Abscheidung feiner Partikel von 0.01 bis $1 \mu\text{m}$ Durchmesser an der Bronchialwand nach zufälliger Kollision und Abbremsung an einem anderen Molekül des Atemstroms (Brown'sche Molekularbewegung). Dieser Mechanismus herrscht im Alveolarbereich vor.
- > Elektrostatische Abscheidung: Falls eine elektrische Ladung besteht, kann eine Deposition resultieren, die über das Mass hinausgeht, welches aufgrund von Grösse oder Form des Partikel zu erwarten gewesen wäre.

Die Abb. 35 und Abb. 36 zeigen den Ort der Deposition und die Depositionsrate von Partikeln im Atemtrakt des Menschen in Abhängigkeit des Partikeldurchmessers, und zwar für die extrathorakale Region, die tracheobronchiale Region und die alveoläre Region, das Modell wurde für einen erwachsenen Mann in Ruhe berechnet.

Abb. 35 > Ablagerung der Partikel im Atemtrakt des Menschen.

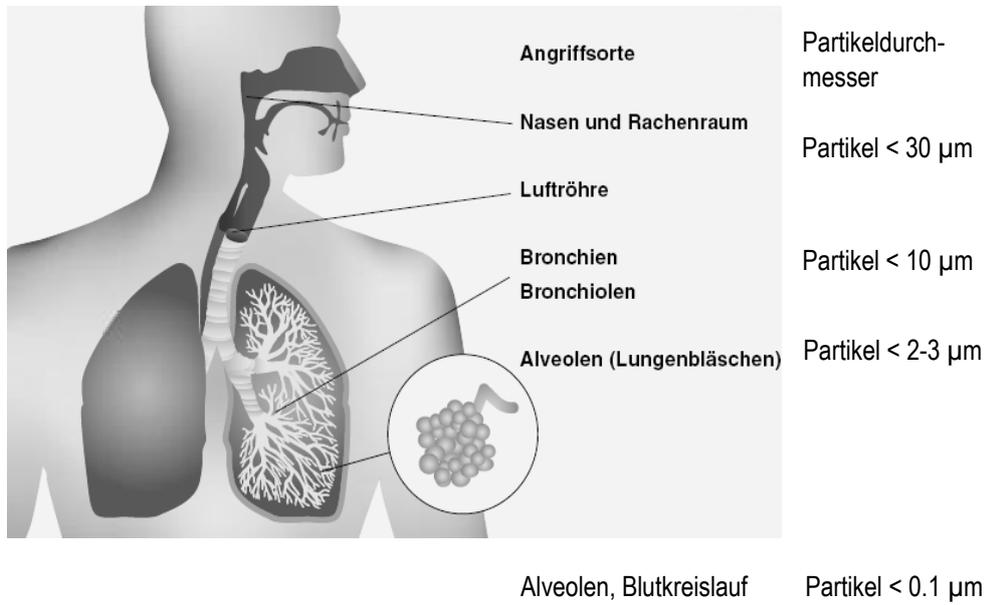
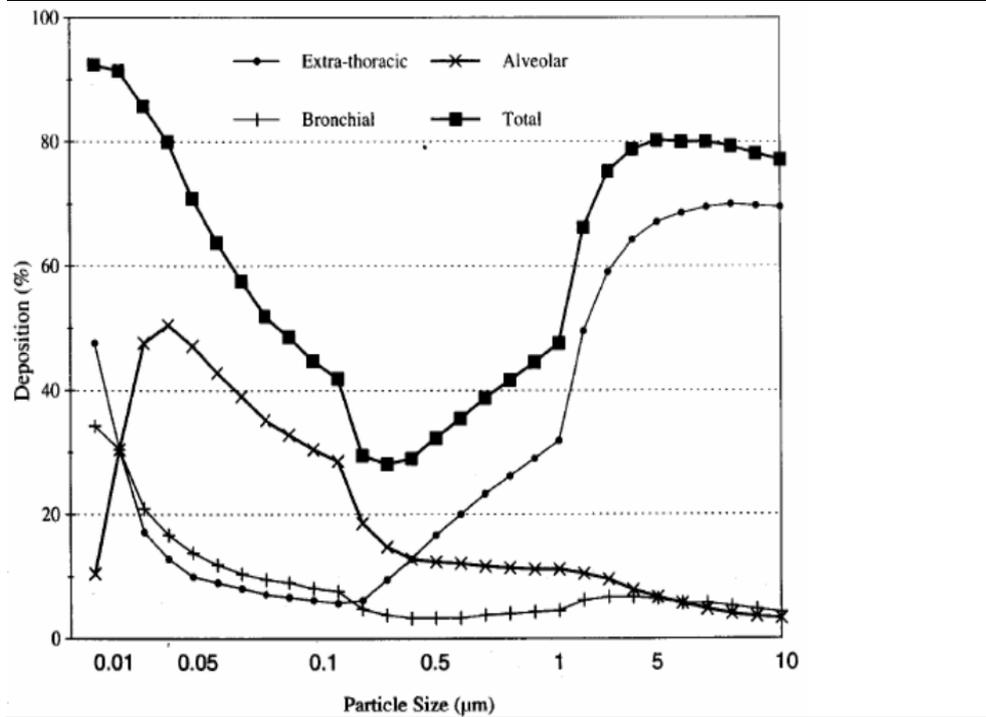


Abb. 36 > Depositionsrates der Partikel im Atemtrakt des Menschen (nach Holgate S, COMEAP, 1995).



4.2.2 Clearance

Im extrathorakalen Bereich (Nase, Mund, Kehlkopf, oberster Teil der Luftröhre) abgeschiedene schwerlösliche Partikel werden in den Magendarmtrakt transportiert, ihre löslichen Anteile können jedoch unmittelbar am Ort der Deposition resorbiert werden. In der Luftröhre, den Bronchien und Bronchiolen (tracheobronchialen Region) steht die mukoziliäre Clearance im Vordergrund. Die Härchen (Zilien) tragende Atemwegsschleimhaut (Epithel) transportiert schlecht lösliche Partikel innert Stunden zum Rachen, wo sie verschluckt oder ausgehustet werden. Daneben wurde die Aufnahme durch Makrophagen (Fresszellen) und die Wanderung durch das Epithel in den transbronchialen Bereich bzw. in die örtlichen Lymphknoten beschrieben.

Im Bereich der Alveolen (Lungenbläschen) liegt die Clearance für unlösliche Partikel bei einigen Monaten. Alveolarmakrophagen haben die Aufgabe, die Partikel wie auch Bakterien und Viren, aufzunehmen und aufzulösen. Gelingt dies nicht, lösen sie sich von der Alveolarwand ab und gelangen mit dem Luftstrom in die Bronchien, wo sie über den mukoziliären Pfad entfernt werden. Ultrafeine Partikel (< 100 nm) werden nur teilweise aktiv von den Makrophagen aufgenommen. Sie können wegen ihrer Kleinheit auch passiv ins Zellstroma der Makrophagen gelangen und schädigen dort die Zellorganellen. Eine solche Schädigung der Mitochondrien durch ultrafeine Partikel aus Umgebungsluft bzw. durch deren Oxidationspotential wurde vom Forschungsteam Li et al. (2003) beobachtet.

Dass ultrafeine Partikel auch leichter das Atemwegsepithel durchwandern und ins Lungenzwischengewebe und in den Kreislauf gelangen, mit möglichen Folgen für andere Organe wie Herz und Gehirn (Fromme 2005, Oberdörster 2005), wurde in Tierversuchen mehrfach festgestellt. Beim Menschen wurden bisher Untersuchungen zur Durchwanderung der Luft/Blut-Schranke mit radioaktiv markierten ultrafeinen Kohlestaubpartikeln durchgeführt. In einer ersten Untersuchung schien sich die direkte Translokation aus der Lunge in den Kreislauf zu bestätigen (Nemmar 2002), was sich aber bei weiteren Untersuchungen durch zwei andere, unabhängige Forschungsteams weitgehend als Artefakt herausstellte (Mills 2006; Wiebert 2006a, 2006b). Die Translokation hängt vermutlich, ebenso wie die Eindringrate in die Zellen, auch von der Oberflächenchemie der Partikel und ihren Veränderungen im lebenden Organismus ab. Die grosse Oberfläche der ultrafeinen Partikel im Vergleich zu grösseren Partikeln macht ein stärkeres Entzündungspotential plausibel.

In Experimenten an Hunden wurde auch eine Wanderung von ultrafeinen Partikeln aus der Nase entlang der Zellen des Riechnervs bis ins Riechzentrum des Gehirns beobachtet. Dass dies längerfristig zu einer Begünstigung von neurodegenerativen Krankheiten führen könnte, vermutet Calderon-Garciduenas (2004), welche Hinweise für solche Schäden in Autopsien von Verstorbenen aus Gebieten mit starker Luftverschmutzung festgestellt hatte. Eine Bestätigung über solche Effekte bei Menschen steht bisher aus.

4.3 Toxikologische und experimentelle Untersuchungen

4.3.1 Tier- und in-vitro-Experimente

Mit Tier- sowie in in vitro-Experimenten werden die Wirkungsmechanismen von Partikeln verschiedener Grösse und Zusammensetzung untersucht. Dabei wurden in früheren Studien vor allem künstlich produzierte, gut definierte Partikel wie ultrafeiner Kohlenstaub oder Titandioxidpartikel mit definierten aerodynamischen Durchmessern verwendet. Die Abhängigkeit der Toxizität von der Grösse der Partikel wurde dabei mehrfach gezeigt.

Ultrafeines Titan-Dioxid (0.02 μm) induzierte zum Beispiel die Bildung von freien Radikalen wesentlich stärker als Titan-Dioxid gleicher Provenienz mit grösserer Partikelmasse (0.5 μm) (Donaldson 1996). Ultrafeine Titandioxidkügelchen konnten bei Ratten nach Inhalation in allen wichtigen Lungengeweben, in den Kapillaren und innerhalb von Zellen nachgewiesen werden, wobei die Partikel nicht durch phagozytäre Aktivität, sondern eher durch Diffusion oder adhäsive Interaktion in die Zellen gelangten (Geiser 2005), was eine besondere Toxizität erklären könnte.

Die Messung der Bildung von Sauerstoff-Radikalen in Entzündungszellen der Luftwege durch Silikate und Titan-Dioxid verschiedener Partikelgrösse und Provenienz zeigte aber auch, dass die Zusammensetzung der Partikel in gewissen Versuchsanordnungen eine wichtigere Rolle spielen kann als deren Grösse (Becker 2002). Deshalb werden im Folgenden vor allem Experimente mit Partikeln aus der Umgebungsluft oder mit Dieselabgas erörtert, deren Ergebnisse für die realen Belastungen eine grössere Bedeutung haben.

Kulturen von Lungenepithelzellen aus Ratten wurden mit in einem urbanen Milieu gesammelten PM_{2.5} und PM₁₀ zusammengebracht. Bei gleicher applizierter Partikelmasse waren die negativen Effekte der PM_{2.5}-Fraktion deutlich grösser als die der PM₁₀-Fraktion: Lebensfähigkeit der Zellen, DNA-Fragmentierung und Einzelstrangbrüche, Aktivierung von DNA-Reparaturenzymen, Anstieg von Malondialdehyd als Massstab für Lipidperoxidation und damit oxidativen Stress. (Choi 2004).

Ähnliche Studien wurden mit menschlichen Erythrozyten und Makrophagen durchgeführt. Dabei korrelierten die zytotoxischen Wirkungen mit der Gesamtoberfläche der applizierten Partikel. Bei gleicher Masse waren PM_{2.5} schädlicher als PM₁₀-PM_{2.5} (Diociaiuti 2001).

Eine Übersichtsarbeit (Tao 2003) kommt ebenfalls zum Schluss, dass gesundheitliche Effekte von Partikeln besser mit PM_{2.5} als mit PM₁₀ korrelieren, obschon die gröbere Fraktion auch toxisch ist. Zudem wird auf die Bedeutung der Zusammensetzung der Partikel hingewiesen, insbesondere auf die Bedeutung von Übergangsmetallen wie Fe, V, Cr, Mn, Co, Ni, Cu, Zn und Ti, von polyzyklischen aromatischen Kohlenwasser-

stoffen, Semichinonen, Lipopolysacchariden und ultrafeinem Kohlenstaub auf die Entstehung von oxidativem Stress.

Verschiedene Studien, z.B. an der Ratte, zeigen, dass die pulmonale Clearance eingeatmeter schwerlöslicher Partikel abhängig von der inhalativen Belastung gestört wird und dadurch Entzündungsprozesse gefördert werden. Dabei korreliert der Grad der Hemmung der Clearance am besten mit der Gesamtoberfläche der eingeatmeten Partikel. Bezogen auf die Masse haben feinere Partikel eine grössere Oberfläche als gröbere (Tran 2000).

Andere Untersuchungen weisen auf eine besondere Bedeutung der groben Fraktion hin. Menschliche alveolare Makrophagen wurden durch Bronchiallavage gewonnen und gegenüber vier verschiedenen Partikelfractionen exponiert: wasserlösliche PM_{2.5} und PM₁₀ sowie wasserunlösliche PM_{2.5} und PM₁₀. Die Cytokin-Aktivität der Makrophagen wurde praktisch nur durch die wasserunlösliche PM₁₀-Fraktion induziert. Auch war es nur diese Fraktion, die zu reduzierter Phagozytose-Aktivität und zu vermehrter Bildung von freien Radikalen führte (Soukup 2001). Der Einfluss von unlöslichen PM₁₀ vermindert die Funktionsfähigkeit der alveolaren Makrophagen. Dies wird u.a. damit in Zusammenhang gebracht, dass Endotoxine und andere bakterielle und sonstige Biokontaminanten sich vorzugsweise an PM₁₀ zu binden scheinen (Soukup 2001).

Ähnliche Ergebnisse fand die gleiche Autorengruppe, als isolierte menschliche Alveolarmakrophagen mit feinen (PM_{2.5}-PM_{0.1}) und groben (PM₁₀-PM_{2.5}) Partikeln gleicher Masse aus einer städtischen Aussenluft zusammengebracht wurden. Die groben Partikel führten zu einer 10x höheren Stimulation von Interleukin-6 und zu einer stärkeren Hemmung der Phagozytose-Aktivität der Makrophagen als die feinere Fraktion (Becker 2003). Hierbei scheint eine Rolle zu spielen, dass sich mikrobielle Komponenten, z.B. Endotoxine, vorzugsweise in den gröberen Partikeln finden (Schins, 2004). Die Bedeutung der Endotoxine äusserte sich auch dadurch, dass Partikel aus Innenraumluft mit geringer Endotoxinbelastung sowie Partikel, die in der kalten Jahreszeit gesammelt worden waren, wo die bakterielle Belastung der Luft ebenfalls kleiner ist, geringere Effekte zeigten. Lipopolysaccharid bindendes Protein hemmte die Zytokin-Induktion vollständig, was ebenfalls ein Hinweis auf die Bedeutung von Komponenten gramnegativer Bakterien bzw. von Endotoxinen in den Partikeln ist. Die zytotoxischen Effekte, nicht aber die Stimulation der Zytokinproduktion wurde durch Desferoxamin gehemmt (Monn 1999). Desferoxamin cheliiert Übergangsmetalle, denen als Bestandteile von Feinstaub eine besondere Bedeutung zukommt.

In verschiedenen Tier- und In-vitro-Studien wurde der Wirkungsmechanismus von Dieselabgaspartikeln untersucht. Es muss unterschieden werden zwischen der Wirkung der Partikel selbst und der an sie adsorbierten organischen und anorganischen Substanzen. Die in den Studien gezeigten Effekte umfassen: Reduktion der Phagozytose-Fähigkeit der Alveolarmakrophagen, Hemmung von Enzymen und Interleukinen, die für eine adäquate Immunantwort auf Bakterien verantwortlich sind, vermehrte Freisetzung von Cytokinen mit pro-inflammatorischer Wirkung, Anregung der Bil-

dung von Eicosanoiden (z.B. Prostaglandine und Leukotriene) und reaktiven Sauerstoffspezies. Letztere führen durch Reaktion mit der DNS und den Zellmembranen zu strukturellen und funktionellen Veränderungen der Epithelzellen und zur Apoptose von Alveolarmakrophagen (Fromme 2005).

Eine langfristige Belastung mit Dieselabgaspartikeln führt in den Tierversuchen zu dosis-abhängigen Entzündungen und histopathologischen Veränderungen des Lungengewebes. Untersuchungen von Dieselpartikeln und anderen Partikeln unterschiedlicher Herkunft bezüglich Mutagenese und Genotoxizität haben gezeigt, dass diese Wirkungen stark von der Herkunft der Partikel abhängen. Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe, nitrierte PAK und Nitroarene sind offenbar grossenteils für die mutagene Wirkung von städtischen Aussenluftpartikeln verantwortlich, die feine Partikelfraktion scheint mutagener zu sein als die gröbere. Die genotoxischen Wirkungen (z.B. Chromosomenbrüche) entsprechen einer Zwischenstufe auf dem Weg zur Karzinogenese und bieten Grundlage zur einer biologischen Erklärung der in Bevölkerungsstudien beobachteten grösseren Lungenkrebshäufigkeit in mit Schwebstaub belasteten Gebieten (EPA 2004). Die internationale Agentur für Krebsforschung IARC hat die Evidenz für die Karzinogenität von Dieselabgas (Gasphase und Partikel zusammen) in Tierexperimenten als ausreichend bewertet, ebenso die Evidenz für den Partikelanteil allein und für Kondensate oder Extrakte von Benzinmotorabgasen. Hingegen hält die IARC die Evidenz für Tumorentstehung durch die Gasphase von Dieselmotorabgasen (d.h. nach Entfernung der Partikel) nicht für genügend gesichert (IARC 1998).

4.3.2 Experimentelle Untersuchungen an Menschen

In jüngerer Zeit wurden neben Studien mit künstlich erzeugten Partikeln auch solche mit konzentrierten, aus der Umwelt gewonnenen Partikeln (Concentrated Ambient Particles, CAP) durchgeführt. Diese Studien haben den Vorteil, die Wirkung von realen Aussenluftpartikeln im Grössenbereich 0.1 bis 2.5 μm studieren zu können, da Partikelbestandteile wie Metalle, Sulfate, Nitrate etc. durch den Konzentrationsprozess nicht geändert werden. Mit dieser Technik können aber ultrafeine Partikel nicht konzentriert werden, und auch Gase werden nicht erfasst (Ghio 2000). Die Erfahrungen damit sind noch klein, doch konnten durch kurzfristige Inhalation relativ hoher Partikelkonzentrationen (150 bis über 300 $\mu\text{g}/\text{m}^3$) leichte Entzündungsreaktionen ausgelöst werden: leichter Anstieg der neutrophilen Granulozyten in der Bronchialspülflüssigkeit sowie Anstieg des Serum-Fibrinogens. Bei Gesunden, aber auch bei Asthmatikern bewirkten diese akuten Inhalationsversuche (in der Regel 2 Std. Inhalation unter körperlicher Belastung) keine Verschlechterung der Lungenfunktion. Bei Asthmatikern und Älteren wurde jedoch eine Einschränkung der Herzfrequenz-Variabilität festgestellt (Ghio 2004).

Dieselabgaspartikel bilden einen wichtigen Anteil der Partikel, welche in städtischem Milieu emittiert werden. Akute Effekte einer Exposition gegenüber diesen Partikeln sind Reizungen der Schleimhäute von Nase, Augen und Lunge, passagere Veränderungen der Lungenfunktionsparameter sowie Änderungen der Herzfrequenzvariabilität und bei Blutparametern. Entzündliche Veränderungen in den Atemwegen sind schon

feststellbar, bevor es zu einer Verschlechterung der Lungenfunktion kommt. Verschiedene experimentelle Untersuchungen haben auch gezeigt, dass Dieselabgaspartikel eine adjuvante Rolle bei der Entstehung von Allergien spielen (Vermehrung der IgE, von Zytokinen, eosinophile Entzündung im Atemwegs- und vor allem in Nasenepithel), doch bleibt die gesundheitliche Bedeutung dieser Beobachtungen unklar (Sydbom 2001, Riedl 2005).

Tab. 11 > Toxikologisch wichtige Schwebstaubcharakteristika.

Physikalische Eigenschaften	Chemische Eigenschaften
Masse	Zusammensetzung
Zahl	Säuregehalt (pH)
Oberfläche	Löslichkeit
Aerodynamische Grösse	Wasserbindungsvermögen
Verhältnis Länge zu Durchmesser	Erzeugung von Sauerstoffradikalen
Elektrische Ladung	

Die Ergebnisse von tierexperimentellen und von in-vitro-Studien können nicht direkt auf den Menschen übertragen werden. In diesen Untersuchungen zeigen jedoch verschiedene Partikelfraktionen auch unterschiedliche biologische Wirkungen, was ein starker Hinweis darauf ist, dass solche Unterschiede auch beim Menschen zu erwarten sein könnten. Am Menschen experimentell nachgewiesen ist, dass Feinstaubpartikel nach Masse und Löslichkeit verschieden deponiert und wieder eliminiert werden. Die in Experimenten beobachtete örtliche Anhäufung der deponierten Partikel an den Verzweigungsstellen des Bronchialbaums, wo die Atemwegsepithelzellen ein Vielfaches der durchschnittlichen Dosen erhalten, könnten im Zusammenhang stehen mit dem dort bevorzugten Auftreten von bösartigen Tumoren.

4.4 Aussenluftmessungen und durchschnittliche Belastung der Bevölkerung

Im Kapitel 3.4 wurde die durchschnittliche Schwebstaubbelastung der Aussenluft, gewichtet für die Wohnorte der Bevölkerung dargestellt. Die Bevölkerung in städtischen Verhältnissen hält sich durchschnittlich nur etwa 2 Std. pro Tag im Freien auf. Die individuelle Staubbelastung wird auch durch Exposition am Arbeitsplatz, in der Schule oder in öffentlichen Gebäuden, Fahrten in Verkehrsmitteln, und vor allem durch Aktivitäten in der eigenen Wohnung beeinflusst, wie Rauchen, Kochen, Staubsaugen etc. Eine ganze Reihe Studien hat untersucht, wie sich die im Freien gemessenen Staubkonzentrationen zur individuellen Belastung, gemessen mit tragbaren Staubsammelgeräten, verhalten. Feinstaub der Aussenluft dringt auch in Innenräume und wird, im Gegensatz zu Ozon, nicht sofort abgebaut.

Zeitliche Beziehung

Es hat sich gezeigt, dass Aussenluftbelastung und individuelle Staubbelastung im Durchschnitt zeitlich gut korreliert sind, im Tages- und Wochenverlauf etwa parallel zu- und abnehmen. Das bedeutet, dass Schwebstaubmessungen in der Aussenluft als Massstab für den zeitlichen Verlauf der Belastung einer Bevölkerung mit Schwebstaub aus Aussenluftquellen geeignet sind. Seine gesundheitlichen Folgen können in longitudinalen Studien (Zeitreihenstudien, Kohortenstudien) untersucht werden. Rauchen und häusliche Aktivitäten finden mit einer eigenen Periodik statt und schwanken nicht parallel zur Aussenluftbelastung. Sie beeinflussen die Ergebnisse von Zeitreihenstudien deshalb kaum.

Räumliche Beziehungen

Die Eignung von Aussenluftmessungen zur Beschreibung geographischer Unterschiede in der Belastung der Bevölkerung hängt von der Ausbreitung bzw. räumlichen Verteilung der gemessenen Staubgrössen ab. Ferner müssen die gemessenen Belastungen die Emissionen derjenigen Quellen anzeigen, welche der Gesundheit schaden. Aus den experimentellen Studien gibt es viele Hinweise auf die Schädlichkeit einzelner Fraktionen oder chemischer Bestandteile der Partikel. Es muss angenommen werden, dass verschiedene Fraktionen oder Bestandteile für unterschiedliche Folgen verantwortlich sind und dass deren Mischung manche Wirkungen erst ermöglichen oder verstärken. Die ultrafeinen Schwebstaubpartikel zum Beispiel sind, wie in früheren Kapiteln dargestellt, in der Nähe von Quellen in sehr viel höherer Zahl vorhanden. Eine für die Bevölkerung repräsentative Abschätzung der Belastung durch ultrafeine Partikel ist daher mit den offiziellen Messstationen schwierig. Entsprechend schwierig gestaltet sich in epidemiologischen Studien der Nachweis ihrer Wirkungen.

Als Messparameter verwendete Partikelgrössen

Das bisher in der Gesetzgebung als Indikator für Schwebstaub definierte PM10 umfasst die Schwebstaubfraktion aller Partikel, welche über den Kehlkopf hinaus in die Atemwege eindringen, unabhängig von ihrer Zusammensetzung. Es stellt sich die Frage, ob PM2.5 oder eine andere Partikel-Messgrösse besser geeignet wäre, die Schädlichkeit des Schwebstaubes für die Bevölkerung anzuzeigen. In welchem Ausmass einzelne Partikelfraktionen, -eigenschaften oder daraus abgeleitete Indikatoren mit gesundheitlichen Schäden in der Bevölkerung assoziiert sind, wird in den folgenden Abschnitten für einzelne wichtige Gesundheitsgrössen separat dargestellt.

Die gesundheitlichen Auswirkungen der verschiedenen Partikelfraktionen werden meist für einen Anstieg um $10 \mu\text{m}/\text{m}^3$ angegeben, so auch in den von der Weltgesundheitsorganisation (WHO) veröffentlichten, nachfolgend auszugsweise abgebildeten Tabellen. Ein Anstieg der PM2.5-Fraktion um $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ zeigt aber eine stärkere Zunahme der Luftverschmutzung an als ein Anstieg von PM10 um $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$, da PM2.5 nur etwa 70-80% der Masse von PM10 ausmacht. Die Auswirkungen verschiedener Partikelfraktionen lassen sich deshalb nicht einfach mit dem prozentualen Anstieg pro $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ vergleichen.

4.5 Kurzfristige Zusammenhänge mit Staubmessgrößen

4.5.1 Todesfälle

Die meisten bisher veröffentlichten Zeitreihenstudien zur akuten Sterblichkeit nach Tagen mit stärkerer Luftverschmutzung haben PM10 als hauptsächlichen oder alleinigen Partikelindikator verwendet. Mit der Erkenntnis, dass sich PM2.5 gleichmäßiger über ein städtisches Gebiet verteilt (höhere Repräsentativität für die Belastung der Bevölkerung) und ein grösserer Teil dieser Partikelfraktion die Alveolen erreicht, wurden die Analysen in den neueren Studien zusätzlich oder nur noch für PM2.5 durchgeführt. Es gibt bisher nur wenige Studien, welche auch die gröbere Partikelfraktion PM10-PM2.5 kurzfristig mit Todesfällen in Beziehung setzten (Klemm 2004, Brunekreef 2005). In europäischen Ländern wurde und wird teilweise noch Black Smoke, ein Schwärzungsmass, gemessen und in Studien mit gesundheitlichen Effekten korreliert. Für weitere Indikatoren wie die Zahl oder Oberfläche oder elektrischen Ladung der Feinpartikel gibt es nur vereinzelte Publikationen über die Sterblichkeit. Dasselbe gilt für einzelne chemische Bestandteile bzw. den Versuch einer Quellenzuordnung der Partikel.

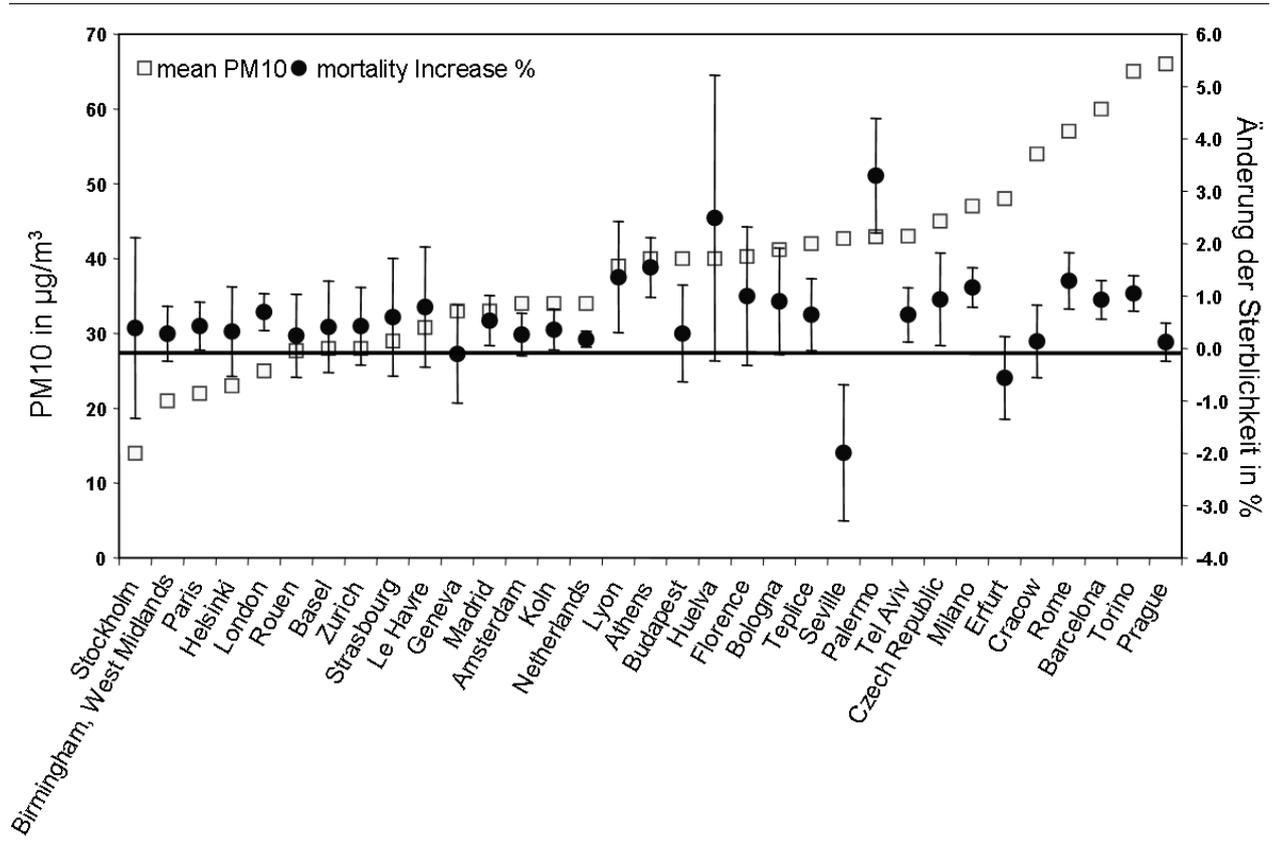
PM10

Die multizentrische europäische Studie APHEA 2 zur Untersuchung der täglichen Sterblichkeit und ihrem Zusammenhang mit einer kurzfristigen Erhöhung der PM10-Konzentration fand eine Zunahme der Sterblichkeit insgesamt (ohne Unfälle) von etwa 0.6% pro Anstieg der PM10-Konzentration des Vortages und des Stichtages um $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$, gleichviel auch, wenn als Schwebestaubindikator Black Smoke gewählt wurde. Dieser Effekt war in den 29 Studienstädten im Einzelnen recht unterschiedlich. In Städten mit einem hohen Jahresmittel von NO_2 war er stärker, ebenso in Städten mit warmem Klima, einer allgemein niedrigeren Sterblichkeit oder einem höheren Anteil an älteren Personen (Katsouyanni 2001, Aga 2003). Eine entsprechende amerikanische Untersuchung in den 20 grössten Agglomerationen der USA und weiteren Daten aus insgesamt 90 Städten fand zuerst eine Zunahme der Sterblichkeit von etwa 0.5% pro $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ Anstieg des PM10 (NMMAPS, Samet 2000), nach Korrektur des verwendeten statistischen Rechenmodells jedoch nur noch Zunahmen von 0.2-0.4% (Dominici 2002). Entsprechende Korrekturen hatten bei der europäischen Studie APHEA keine wesentlichen Änderungen der Ergebnisse zur Folge (Vedal 2003). Die spanische 13-Städte Studie (EMECAM, Ballester 2002) fand eine Zunahme der Sterblichkeit von etwa 0.5% pro $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ PM10 und von etwa 0.8% pro $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ Black Smoke.

Eine kanadische Forschergruppe hat eine Metaanalyse über alle bis ins Jahr 2000 erschienen Zeitreihenstudien über Sterblichkeit und Schwebestaub durchgeführt und Ergebnisse aus 109 Studien aus der ganzen Welt, (noch ohne die drei vorhin erwähnten) summiert. Sie fand pro Anstieg von $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ PM10 eine Zunahme der kurzfristigen Sterblichkeit von 0.6% (Stieb 2002). Zum selben Ergebnis kommt eine im Auftrag der Weltgesundheitsorganisation WHO erstellte Metaanalyse einer englischen For-

schergruppe mit Daten von Studien, welche bis anfangs 2003 publiziert worden waren (Anderson 2004).

Abb. 37 > Prozentuale Zunahme der krankheitsbedingten Todesfälle pro 10 µg/m³ PM10 in europäischen Städten, geordnet nach ihrer durchschnittlichen Langzeitbelastung (Anderson 2004). Diese prozentuale Zunahme ist nicht von der absoluten PM10-Konzentration in einer Stadt abhängig.



Unterschiede in den Auswirkungen zwischen westlichen Städten werden nicht von der durchschnittlichen PM10-Konzentration beeinflusst, sondern durch die NO₂-Belastung, die Sterblichkeitsrate und geographische Lage (Samoli 2005). Städte mit hohen NO₂-Werten und einer hohen Temperatur haben tendenziell höhere gesundheitliche PM10-Effekte.

Etwas stärker als auf die gesamte krankheitsbedingte Sterblichkeit wirkt sich die Schwebstaubbelastung auf die Todesfälle an Herz-/Kreislaufkrankungen und an Atemwegserkrankungen aus.

Insgesamt hat sich PM10 als Mass für die kurzfristigen Auswirkungen auf die Sterblichkeit bewährt. Die vielen Studien stammen meist aus städtischen Gegenden, mit Herkunft der Schadstoffe vorwiegend aus Verkehr und Industrie, und aus verschiedenen Klimazonen.

Tab. 12 > Zunahme der Sterblichkeit in Prozent pro 10 µg/m³ Schwebestaub bei kurzfristig erhöhter Belastung. Metaanalyse der WHO (Anderson 2004).

Krankheitsbedingte Sterblichkeit	PM10	PM2.5	Grobe Fraktion	Black Smoke
Alle Ursachen	0.6%	NA	NA	0.6%
Anz. Studien	33	3	1	26
Atemwegskrankheiten	1.3%	NA	NA	0.6%, nicht signifikant
Anz. Studien	18	1	1	18
Herz-Kreislaufkrankheiten	0.9%	NA	NA	0.4%
Anz. Studien	17	1	2	18

NA = zuwenig Studien für eine Metaanalyse

Anz. Studien = Zahl der verwendbaren europäischen Studien

PM2.5

Die einzige Metaanalyse von Studien mit verschiedenen Partikelindikatoren und Sterblichkeit (Anderson 2004) zeigt keine Auswirkungen von PM2.5, die sich verallgemeinern liessen, da sich diese Metaanalyse vorwiegend auf europäische Studien stützt und die Autoren die Übertragbarkeit der Ergebnisse für PM2.5 auf andere Regionen nicht für gesichert halten. Bisher gibt es nur drei europäische Sterblichkeitsstudien, die die Auswirkungen von PM2.5 analysieren. Bei keiner davon war die Beziehung zur Sterblichkeit signifikant. Bei den Studien aus den übrigen Ländern, hauptsächlich aus den USA, fanden sich in gut der Hälfte positive, statistisch signifikante Beziehungen der gesamten krankheitsbedingten Sterblichkeit, bei manchen hauptsächlich im Sommer. Global lässt sich daraus ein Effekt von einer Zunahme von 0.8-0.9% pro 10 µg/m³ PM2.5 errechnen (Anderson 2004). Eine Überprüfung der Daten ergab bei den amerikanischen Veröffentlichungen Hinweise auf eine leichte Verzerrung durch eine selektive Veröffentlichung von PM2.5-Studien mit positivem Ergebnis.

Seit jener Metaanalyse (Stand 2002) sind nur wenige neue Studien über PM2.5 und die kurzfristige Sterblichkeit erschienen, keine aus Europa. Eine dieser neuen Untersuchungen hat Daten der multizentrisch angelegten Six Cities-Studie neu analysiert, indem sie die ursprünglichen Belastungsdaten rekonstruiert und ergänzt hat (Klemm 2000). PM10, PM2.5 und Sulfat waren alle signifikant mit den Todesfällen assoziiert. Ein Anstieg der PM2.5-Konzentration um 10 µg/m³ war mit einer Zunahme der Todesfälle von 1.3% verbunden, ein Anstieg der PM10 resp. PM15-Konzentration um 10 µg/m³ mit einer Zunahme von 0.8%. Zur groben Fraktion allein wurde keine signifikante Beziehung beobachtet. Bei den übrigen neuen Einzelstudien halten sich signifikant positive und nicht signifikante oder Nullergebnisse etwa die Waage.

Insgesamt zeigen die Zeitreihenstudien über PM2.5 und kurzfristige Sterblichkeit etwas weniger konsistente Ergebnisse als die Studien mit PM10, obwohl PM2.5 in

Städten oft räumlich homogener verteilt ist und ein grösserer Teil davon in Innenräume eindringt.

Eine Erklärung dafür lässt sich vorläufig nicht ableiten. Vielleicht ist die Zahl der publizierten Ergebnisse einfach noch zu gering, vor allem die Zahl der europäischen Studien, deren Ergebnisse für die Situation in der Schweiz wichtig wären.

«Grobe» Feinstaub-Fraktion PM10-PM2.5

Sollte, wie in der EU diskutiert, der Indikator PM10 durch PM2.5 ersetzt werden, muss vorgängig untersucht werden, mit welchen allfälligen gesundheitlichen Auswirkungen die dann nicht mehr erfasste gröbere Fraktion von PM10, die PM10-PM2.5, assoziiert ist. Dieser Grössenbereich des Schwebstaubes hat je nach geographischer Situation eine unterschiedliche Bedeutung (aride Gebiete, viel offene Ackerfläche, Wind, Meeressgisch, Vulkanstaub, siehe frühere Kapitel). Deshalb ist die Vergleichbarkeit der Situation im jeweiligen geographischen Studiengebiet mit jener in der Schweiz von grosser Bedeutung.

Es gibt bisher allerdings nur eine einzige europäische Studie, welche die Beziehungen der gröberen Fraktion PM10-PM2.5 auf die kurzfristige Sterblichkeit untersucht hat. Sie hat keine Assoziation gefunden (Anderson 2001). Alle anderen Studien stammen aus dem amerikanischen Raum. Vor allem Studien aus Gebieten, welche ländliches Gebiet einschliessen oder wohin Staub aus trockenen Gebieten verfrachtet wird, haben Effekte der gröberen Fraktion beobachtet, Studien aus Städten eher nicht.

Black Smoke

Black Smoke, ein Schwärzungsmass, wird vor allem in europäischen Studien weiterhin verwendet. Es gilt als Indikator für primäre Partikel aus der Verbrennung. Die Metaanalyse der WHO-Arbeitsgruppe errechnete etwa denselben Risikoanstieg für $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ BS wie für PM10, hauptsächlich auf Daten der europäischen Studie APHEA 2 basierend. (s. Abschnitt PM10 und Tab. 12).

Weitere Partikelindikatoren

Zwei Zeitreihenstudien aus Erfurt und Atlanta haben die Zahl der ultrafeinen Partikel und weitere Grössen wie die Oberfläche der ultrafeinen Partikel, elementaren und organischen Kohlenstoff (Atlanta), bzw. die Zahl und Masse verschiedener Partikelfraktionen sowie verschiedene gasförmige Schadstoffe (Erfurt) analysiert. In Erfurt zeigten fast alle untersuchten Grössen ausser PM2.5 positive Beziehungen zur Sterblichkeit in den dem Anstieg folgenden Tagen. Die zeitlichen Muster waren teilweise verschieden. Die Zahl der kleinsten Partikel im Bereich $0.01\text{-}0.1 \mu\text{m}$, NO_2 und CO waren eng korreliert, aber auch die übrigen Partikelfraktionen waren so eng assoziiert, dass Effektzuordnungen nur schwierig gemacht werden konnten. Die Bedeutung der Ergebnisse wird denn auch unterschiedlich beurteilt (Wichmann 2000). In Atlanta hatte von allen untersuchten Indikatoren nur PM2.5 einen signifikanten Zusammenhang mit der akuten Sterblichkeit, die Zahl und Oberfläche der ultrafeinen Partikel

waren sogar negativ mit der Sterblichkeit assoziiert (Klemm 2004). Bei beiden Studien stammten die Partikeldata von je einer einzigen Messstation. Mindestens bei der Studie aus Erfurt muss daran gezweifelt werden, ob das Messergebnis für die räumlich stark variierende Partikelzahl wirklich für die Belastung der Bevölkerung repräsentativ war. Eine Zeitreihenstudie in Rom hat die plötzlichen Herztodesfälle, bei welchen die Patienten nicht mehr lebend in ein Spital gelangten, mit der Schadstoffbelastung in Zusammenhang untersucht. Die Assoziation war am engsten mit der Partikelzahl und mit der Kohlenmonoxidbelastung des selben Tages, gefolgt von der Beziehung zu PM10. Die Partikelzahl wurde allerdings in jenen Jahren nicht gemessen, sondern auf der Basis späterer Messungen, den übrigen Schadstoffen und Meteogrößen modelliert. Deshalb waren die drei Indikatoren eng korreliert und Mehrschadstoffmodelle gaben keine zuverlässig Zuordnung der Effekte (Forastiere 2005).

Eine kalifornische Zeitreihenuntersuchung (CALFINE, Ostro 2006) hat die Todesfälle nicht nur mit PM2.5, sondern mit vielen seiner Komponenten einzeln in Beziehung gesetzt. Die Todesfälle waren nicht nur mit der PM2.5-Konzentration, sondern auch mit Kupfer, den Nitraten und Chlor assoziiert; die Todesfälle an Herz-/Kreislaufkrankheiten zudem mit EC, OC, Nitrat, Fe, K, Ti und Zn, diejenigen an Atemwegskrankheiten mit Titan, Vanadium und Zink. Die Autoren schliessen daraus, dass die Risiken für spezifische Staubkomponenten sehr unterschiedlich seien. Mit dem Massenparameter PM2.5 könnten solche Effekt unterschätzt werden.

4.5.2 Spitaleintritte, Symptome und Medikamenteneinnahme

PM10

Höhere Schwebstaubbelastungen gehen mit mehr Spitaleintritten und mit mehr Notfallkonsultationen wegen Herz-/Kreislaufkrankheiten und Atemwegskrankheiten einher. Die Studie APHEA mit Resultaten aus acht europäischen Städten fand eine Zunahme der Eintritte wegen Herz-/Kreislaufkrankheiten von 0.5%, wenn die PM10-Konzentration des Vortages und des Stichtages um $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ angestiegen war (Le Tertre 2002), sowie eine Zunahme der Eintritte wegen Atemwegskrankheiten bei älteren Personen, und wegen Asthma bei jüngeren Personen und bei Kindern von etwa 1% (Atkinson 2001). In der Metaanalyse über Spitaleintrittsstudien der WHO, (Anderson 2004) wird pro Anstieg um $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ PM10 eine Zunahme der Spitaleintritte wegen Atemwegskrankheiten bei älteren Personen von 0.7% angegeben, für eine Berechnung der Wirkung auf jüngere Personen und bezüglich Herz-/Kreislaufkrankungen lagen zu wenig Daten vor. Die neue Auswertung der Studie über 14 Städte in Spanien (EMECAS, Ballester 2006) fand eine stärkere Beziehung der notfallmässigen Spitaleintritte wegen Herz-/Kreislaufkrankheiten zu PM10 als APHEA, mit einer Zunahme um 0.9% pro Anstieg von $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ PM10, unabhängig davon auch einen Effekt von Kohlenmonoxid, das die Verkehrsabgase repräsentierte. In der HEAPSS-Studie, einer multizentrischen Zeitreihenanalyse in fünf europäischen Städten war dagegen nur Kohlenmonoxid mit den erstmaligen Eintritten wegen Herzinfarkt assoziiert, PM10 und die Zahl der Partikel nicht signifikant (Lanki 2006).

In der Metaanalyse von Tagebuchstudien an Kindern und Erwachsenen mit Asthma oder anderen Atemwegsbeschwerden liess sich kein Einfluss von PM10 auf das Auftreten von Beschwerden oder Medikamentenbenutzung erkennen (Anderson 2004). PM10 wurde seltener als PM2.5 mit Veränderungen im Blutdruck, der Herzfrequenz, Variabilität der Herzfrequenz oder mit dem notfallmässigen Einsetzen eines Schrittmachers in Zusammenhang gebracht, die Ergebnisse sind nicht einheitlich.

PM2.5 und PM10-PM2.5

Für PM2.5 gibt es weniger Daten über Spitaleintritte und Notfallkonsultationen und nur gerade 11 Zeitreihenstudien geben Ergebnisse für beide Teilfraktionen an. Die meisten dieser Publikationen stammen aus Kanada oder den USA, weshalb die auf europäische Verhältnisse basierende Metaanalyse der WHO keinen Effektschätzer für PM2.5 berechnet. Die Auswirkungen von PM2.5 sind auch innerhalb der USA nicht einheitlich. Spitaleintritte wegen Herz- und Kreislaufkrankheiten nehmen vor allem in Nordosten der USA, wegen Atemwegserkrankungen eher im Süden der USA mit ansteigender PM2.5-Konzentration zu (Dominici 2006).

In der Zusammenstellung der US EPA (2004) wird für PM2.5 pro Anstieg von 10 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ eine Zunahme der Spitaleintritte wegen Herz-/Kreislaufkrankheiten von 0.4-3.2% angegeben, die Resultate für PM10-PM2.5 streuen mit einem Effektschätzer von 0.2-8.4% für den gleichen Anstieg stärker. Spitaleintritte wegen Atemwegserkrankungen traten bei einem Anstieg des PM2.5 um 10 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ca. 0.2-6.4% häufiger auf. Ein gleicher Anstieg von PM10-PM2.5 erhöhte die Spitaleintrittsquote um 2.4-9.6%. In der Übersicht von Brunekreef (2005) wird für die gröbere Fraktion eine Zunahme von 2-6% für Eintritte wegen Atemwegserkrankungen geschätzt.

Die gesundheitlichen Zielgrössen dieser Studien waren allerdings verschieden, manche analysierten alle Eintritte wegen Atemwegserkrankungen oder wegen Herz-/Kreislaufkrankheiten, andere spezielle Diagnosen wie COPD, Arrhythmien etc. In einigen Studien waren die Spitaleintritte wegen spezifischen Diagnosen wie Arrhythmien, ischämischen Herzkrankheiten und Herzversagen stärker mit PM2.5 assoziiert, die gröbere Fraktion PM10-PM2.5 dagegen stärker mit sämtlichen Eintritten wegen Herz-/Kreislaufkrankheiten (bis zu 8% Zunahme pro 10 μg PM10-PM2.5) und mit obstruktiven Atemwegserkrankungen wie Asthma und chronisch obstruktiver Bronchitis. In anderen waren die Beziehungen zu den beiden PM10-Fraktionen und zu PM10 selbst recht ähnlich (Lippmann 2000, Vedal 2003), wobei die Effekte der feineren und der gröberen Fraktion von einander unabhängig schienen. Eine Studie in Toronto über Spitaleintritte von 0-2 Jahre alten Kindern fand pro um 10 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ PM10-PM2.5 11% mehr Eintritte, und bei einem gleichen Anstieg von PM2.5 9% mehr Eintritte (Burnett 2001). Die Eintritte von 6-12 jährigen Kindern wegen Asthma nahmen in derselben Stadt pro 10 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ PM10-PM2.5 um 12% bei Knaben, und sogar um 21% bei Mädchen zu.

Daraus könnte man schliessen, dass die feineren und gröberen Anteile verschiedene Wirkungen haben. Für eine Bestätigung gibt es aber zu wenig Studien, welche Mehrschadstoffmodelle mit beiden Fraktionen analysiert haben. Wenn PM10 als Indikator

gewählt wird, zeigt PM10 weniger Wirkung, als wenn die Wirkungen beider Fraktionen zusammengerechnet werden..

Aus diesen Zeitreihenstudien über Spitaleintritte wird deutlich, dass die gröbere Fraktion ebenfalls gesundheitliche Folgen hat. Diese gesundheitlich relevante Fraktion der PM10-PM2.5 würde bei einem Ersatz von PM10 durch PM2.5 nicht mehr erfasst.

In einer Übersicht über Tagebuchstudien (Ward 2004) waren Atemwegsbeschwerden etwas konsistenter mit PM2.5 assoziiert als mit PM10. Die Autoren weisen aber auf die vermutlich selektive Veröffentlichung von positiven Studien hin. Eine finnische sowie eine auf lange Zeit ausgelegte amerikanische Untersuchung an Kindern mit Asthma, welche beide auch die gröbere Fraktion PM10-PM2.5 erfassten, haben für alle drei Parameter Beziehungen zu Atemwegssymptomen beobachtet (Tiitanen 1999, Mar 2004). Dagegen fand eine neue Analyse von Daten der Six-Cities Studie für PM2.5 eine engere Beziehung zu Symptomen der tiefen Atemwege, Husten war aber auch mit der gröberen Fraktion assoziiert (Schwartz 2000). Die Tagebuchstudie an erwachsenen Personen mit Asthma aus Erfurt fand engere Beziehungen der Atemwegssymptome zu PM2.5 als zu PM10. Beide Grössen waren eng korreliert (von Klot 2002). In einer Querschnittauswertung der kalifornischen Kindergesundheitsstudie war pfeifende Atmung bei Asthmakindern dagegen eine Folge von erhöhten PM10 oder PM10-PM2.5-Konzentrationen, mit PM2.5 zeigte sich kein Zusammenhang (Millstein 2004).

Black Smoke

In der Multizenterstudie APHEA I konnten Spitaleintrittsdaten aus London, Amsterdam, Rotterdam, Paris und Mailand zur Black-Smoke-Belastung in Beziehung gesetzt werden. Die Auswirkungen der Black-Smoke-Belastung auf die Eintritte wegen Atemwegserkrankungen waren aber von Stadt zu Stadt sehr unterschiedlich. Angegeben wurde eine Zunahme um 0.55% pro 10 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ BS für Atemwegseintritte von Erwachsenen (Spix 1998) sowie nicht signifikante Zunahmen von 0.4% für Asthmanotfälle von Erwachsenen und von 0.6% für Asthmanotfälle bei Kindern (Sunyer 1997).

In der Nachfolgestudie APHEA 2 war ein 10 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ -Anstieg von Black Smoke mit einer Zunahme der Asthma-Eintritte bei Kindern von 1.3% verbunden. Die Spitaleintritte wegen Atemwegserkrankungen bei älteren Personen waren nicht mit Black Smoke assoziiert. PM10 dagegen war in allen drei Altersgruppen mit Asthma und bei älteren Personen auch mit Eintritten wegen allen Atemwegserkrankungen assoziiert. Die APHEA-Resultate dominieren die Metaanalyse der WHO über Black Smoke und Atemwegserkrankungen (s. Tab. 13). Die APHEA-Studie liefert auch Daten über Eintritte wegen Herz-/Kreislaufkrankheiten, wobei Hirnschlag ausgeschlossen wurde (Le Tertre 2002). Für einen 10 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ -Anstieg von Black Smoke ergab sich eine Zunahme der Eintritte wegen Herzkrankheiten von 1.1%.

Tab. 13 > Zunahme der Spitaleintritte in Prozent pro 10µg/m³ Schwebstaub bei kurzfristig erhöhter Belastung. Metaanalyse der WHO (Anderson 2004).

Spitaleintritte wegen Atemwegserkrankungen		
Altersgruppe	PM10	Anz. verwendbare europäische Studien
0-14	NA	3
15-64	NA	3
65+	0.7 %	8
Spitaleintritte wegen Black Smoke		
Altersgruppe	Black Smoke	Anz. verwendbare europäische Studien
0-14	NA	2
15-64	0.6 %	5
65+	0.1 %, nicht signifikant	6

Zu den Spitaleintritten zeigen Black Smoke und PM10 doch recht unterschiedliche Beziehungen. Die beiden Indikatoren werden an wenigen Orten parallel gemessen, und so ist schwierig zu beurteilen, ob diese Unterschiede wirklich auf den geringeren Gehalt von Black Smoke an größeren Partikeln zurückzuführen sind.

Für Black Smoke wurde in der Metaanalyse der WHO über Tagebuchstudien an Kindern und Erwachsenen mit Asthma oder anderen Atemwegsbeschwerden kein Einfluss auf das Auftreten von Beschwerden oder Medikamentenbenutzung gefunden, wie für PM10 auch nicht (Anderson 2004).

Weitere Partikelindikatoren

Eine Zeitreihenstudie über Spitaleintritte und Notfallkonsultationen wegen Asthma und Atemwegserkrankungen, welche neben PM10, PM2.5 und PM10-PM2.5 auch ein Mass für die Oberfläche der ultrafeinen Partikel PM0.01-0.1 untersucht hat, fand eine Beziehung der Konsultationen wegen Atemwegserkrankungen mit PM10, aber nicht mit den anderen Partikelfractionen (Sinclair 2004, Peel 2005).

Eine multizentrische europäische Kohortenstudie an Patienten mit früherem Herzinfarkt untersuchte, ob und mit welchen Schadstoffen allfällige Wiedereintritte wegen Herzkrankheiten zusammenhängen. Die neuen Spitaleintritte waren deutlich von den Verkehrsschadstoffen NO₂, der Zahl der Partikel unter 0.1 µm und CO abhängig. Diese Schadstoffe waren eng korreliert, so dass ihre Effekte statistisch nicht getrennt werden konnten. Der Zusammenhang der Eintritte mit der PM10-Belastung war etwas weniger eng als derjenige mit den Verkehrsschadstoffen (von Klot 2006).

Zwei Tagebuchstudien an Personen mit Asthma, welche die Zahl und Masse der ultrafeinen Fraktion sowie von Partikeln im Akkumulationsmodus gemessen haben, wurden in Helsinki an Erwachsenen und in Erfurt an Erwachsenen und Kindern durchgeführt und eine Vielzahl von gesundheitlichen Grössen wie die Lungenfunktion, verschiedene Symptome und die Einnahme von Asthmamedikamenten untersucht.

Obwohl manche Beziehungen im einen oder anderen Kollektiv zu einer bestimmten Partikelfraktion enger schien, waren, falls überhaupt eine Beziehung beobachtet wurde, PM2.5 oder PM10 über alles gesehen die besten Indikatoren, (Penttinen 2001, Peters 1997, von Klot 2002).

Die feineren Partikelfraktionen wurden vor allem im Zusammenhang mit Auswirkungen auf die Herzfunktionen untersucht. In der Multizenterstudie ULTRA konnten 131 Herzpatienten aus 4 Ländern über 6 Monate nachverfolgt werden. Insgesamt ergab sich eine schwache Beziehung des Blutdrucks zu PM2.5 und zur Zahl der Partikel im Akkumulationsmodus (0.1-1µm) und keine beständigen Effekte der ultrafeinen Partikel. Auch die Beschwerden gingen stärker mit PM2.5 parallel als mit den Ultrafeinen (de Hartog 2003, Ibaldo-Mulli 2004). Personen mit stabiler Herzkrankheit aus dem finnischen Teil der ULTRA-Studie (Lanki 2006) reagierten vor allem beim Ansteigen des Kohlenstoffanteils von PM2.5 (gemessen mit Lichtabsorption) mit einer Minderdurchblutung der Herzkranzgefäße (Ischämiezeichen im EKG).

Wiedereintritte ins Spital wegen Herzkrankheiten waren bei einer Kohorte von Herzpatienten mit der Konzentration aller untersuchten Schadstoffe am Eintrittstag assoziiert, sowohl mit PM10 wie mit der Zahl der Partikel, NO₂, CO und Ozon. Die mit dem Verkehr assoziierten Indikatoren CO, NO₂ und die Partikelzahl waren eng korreliert, so dass eine gemeinsame Analyse nicht sinnvoll war. In Zweischadstoffmodellen mit PM10 blieben die Effekte der Verkehrsindikatoren stabil, während sich der Effekt von PM10 eher abschwächte (von Klot 2005).

Die Partikelzahlen wurden in verschiedenen neueren Untersuchungen (Chan 2004, Henneberger 2005, Dockery 2005, Peters 2005) mit geringerer Herzfrequenzvariabilität, Belastungszeichen im EKG, dem Auftreten von Rhythmusstörungen und dem Auslösezeitpunkt von Herzinfarkten in Verbindung gebracht, hier war aber PM2.5 ebenso konstant mit den Verschlechterungen assoziiert.

Für die Zahl oder Masse von ultrafeinen Partikeln zeigen sich auf Grund der bisher bekannten epidemiologischen Studien keine deutlichen Vorteile gegenüber PM2.5. Das hängt vermutlich nicht mit allfälligen ursächlichen Beziehungen, sondern damit zusammen, dass die vorgenommenen Messungen nicht genau die Belastung des untersuchten Kollektivs wiedergaben.

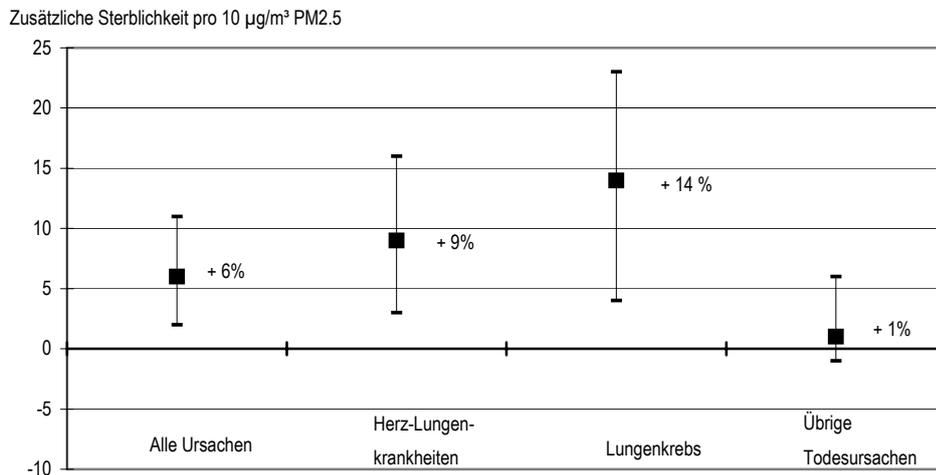
4.6 Langfristige Zusammenhänge der Partikelindikatoren mit der Gesundheit

4.6.1 Sterblichkeit, Lebenserwartung

Fünf US-amerikanische und drei europäische Kohortenstudien haben die Folgen langjähriger Schwebstaubbelastung auf die vorzeitige Sterblichkeit untersucht. In der Six-Cities Studie wurden 8'000 Teilnehmende aus sechs US-Städten über 15 Jahre hinweg beobachtet und die Sterbefälle mit der TSP, PM10, PM2.5 und Sulfat-

Belastung in Beziehung gesetzt. Die Sterblichkeit war mit PM10, PM2.5 und der Sulfatbelastung assoziiert (Dockery 1993). Mit dem Rückgang der PM2.5-Belastung an den Studienorten von den Achtziger bis Ende der Neunziger Jahre nahm auch das erhöhte Sterberisiko ab (Laden 2006). In der grossen Studie der amerikanischen Krebsgesellschaft (ACS-Studie) konnten die Daten von über 500'000 Personen zur mehrjährigen Luftbelastung mit TSP, PM10 (anfänglich PM15), der groben Fraktion PM15-PM2.5, PM2.5 und zu den Sulfaten in Beziehung gesetzt werden. Die engste Beziehung zur krankheitsbedingten Sterblichkeit ergaben sich für PM2.5 und die Sulfate (Pope 2002).

Abb. 38 > Langzeitsterblichkeit und PM2.5-Belastung bei 500'000 Personen der amerikanischen Krebsvorsorgestudie 1982–1998 (Pope 2002).



Eine weitere amerikanische Kohortenstudie untersuchte ein Kollektiv von 6'300 nicht rauchenden Adventisten aus Kalifornien über 15 Jahre, und setzte ihre Sterblichkeit mit PM10, PM2.5 (das aus der an Flughäfen gemessenen Sichtdistanz berechnet wurde) und der Differenz PM10-PM2.5 in Beziehung. Aufgrund der nur etwa 900 Todesfälle ergab sich ein erhöhtes Sterberisiko bei Männern für PM2.5, PM10 und PM10-PM2.5, mit der engsten Beziehung nach Einschätzung der Autoren zu PM2.5 (McDonnell 2000). Die neuste Publikation dieser Kohortenstudie mit Daten über 22 Jahre kommt bezüglich der 250 Sterbefälle an Herzkrankheiten bei anfänglich 3'240 herzgesunden Teilnehmern gerade zum gegenteiligen Ergebnis. Bei den Frauen hing das Sterberisiko an Herzkrankheiten signifikant mit der PM10, PM10-PM2.5 und mit der PM2.5-Belastung zusammen, bei den Männern nicht. (Chen 2005). Die Interpretation ist bei diesem ausgesucht gesunden Kollektiv mit kleinem Sterberisiko, auch wegen der geringen Fallzahlen, schwierig. Zur Sterblichkeit aller Teilnehmer an allen Krankheiten liegen keine neuen Ergebnisse vor.

Die sogenannte Veteranenstudie, welche 70'000 ehemalige Militärpersonen der US-Armee seit 1976 einbezog, hat die Sterbefälle bis 2001 nachkontrolliert. Die Todesfälle standen mit PM_{2.5}, PM₁₀-PM_{2.5}, dem Sulfatanteil aus PM_{2.5} und dem nicht-Sulfat-Anteil aus PM_{2.5} einzeln alle in Beziehung, ebenso mit einzelnen weiteren Elementen aus PM_{2.5} wie elementarer Kohlenstoff, Nitrat, Vanadium und Nickel. Am stärksten war das Sterberisiko aber von der Belastung mit Verkehr in der direkten Umgebung der Wohnadresse abhängig, auch wenn die Schadstoffbelastung gleichzeitig mit einberechnet wurde (Lipfert 2006a, 2006b). Die Autoren halten fest, dass man aus den Resultaten nicht beurteilen kann, welche gesundheitsschädlichen Aspekte des Verkehrs (Luftbelastung, Lärm, Stress) durch die Verkehrsdichte angezeigt werden.

Im Rahmen der kalifornischen Krebspräventionsstudie wurden ältere Männer und Frauen zwischen 1960 und 1972 mehrmals befragt und deren Todesfälle in Registern von 1973-2000 nachverfolgt. Die Analyse der Beziehungen der Todesfälle zur durchschnittlichen Luftverschmutzung in ihren Wohnkantonen fand ein erhöhtes Sterberisiko parallel zur PM_{2.5}-Belastung in den Jahren 1973-82. Für die PM_{2.5}-Belastung in den späteren Jahren wurden keine Zusammenhänge mehr festgestellt. Das war vermutlich darauf zurückzuführen, dass es nach 1972 für die Gestorbenen und Weggezogenen keine Angaben mehr gab über wichtige, die Sterblichkeit beeinflussende Faktoren wie das Rauchen etc. (Enstrom 2005, Brunekreef 2006).

Erste Ergebnisse wurden von einer kleinen Kohortenstudie aus den Niederlanden publiziert, welche 4'500 Teilnehmer von 1986-1994 nachkontrolliert hatte. Die für die Wohnadresse berechnete Hintergrundbelastung mit Black Smoke war mit der Sterblichkeit assoziiert, wenn auch weniger stark als die Nähe zu starkem Verkehr. Diese Nähe war aber für die Spitzenbelastungen mit Black Smoke verantwortlich. (Hoek 2002). Die Ergebnisse wurden bestätigt durch eine Kohortenstudie an etwa 4'800 Frauen in Nordrhein-Westfalen, welche erstmals zwischen 1985 und 1994 untersucht und bis 2002/2003 nachverfolgt worden waren. Hier fand sich ebenfalls eine Zunahme des Sterberisikos an Herz-/Kreislauf- und Atemwegskrankheiten für Frauen, welche in der Nähe von Hauptverkehrsstrassen wohnten, und unabhängig davon ein parallel zur PM₁₀-Belastung ansteigendes Sterberisiko (Gehring 2006).

Die grösste europäische Kohortenstudie über Luftverschmutzung stammt aus Frankreich, wo seit den Siebziger Jahren ein Kollektiv von mehr als 14'000 Erwachsenen aus 24 Gebieten über 20 Jahre nachkontrolliert wurden. Die Todesfälle wurden zu den Belastungen 1974-96 mit den Schwebestaubindikatoren TSP und Black Smoke in Beziehung gesetzt. Im ganzen Kollektiv waren die Beziehungen nicht signifikant. Nach Ausschluss der Daten von 6 stark verkehrsbelasteten Messstationen war ein Unterschied von jeweils 10 µg/m³ in den Einzelschadstoffmodellen mit relativen Risiken für krankheitsbedingte Todesursachen von 1.05 für TSP und 1.07 für Black Smoke verbunden (Filleul 2005).

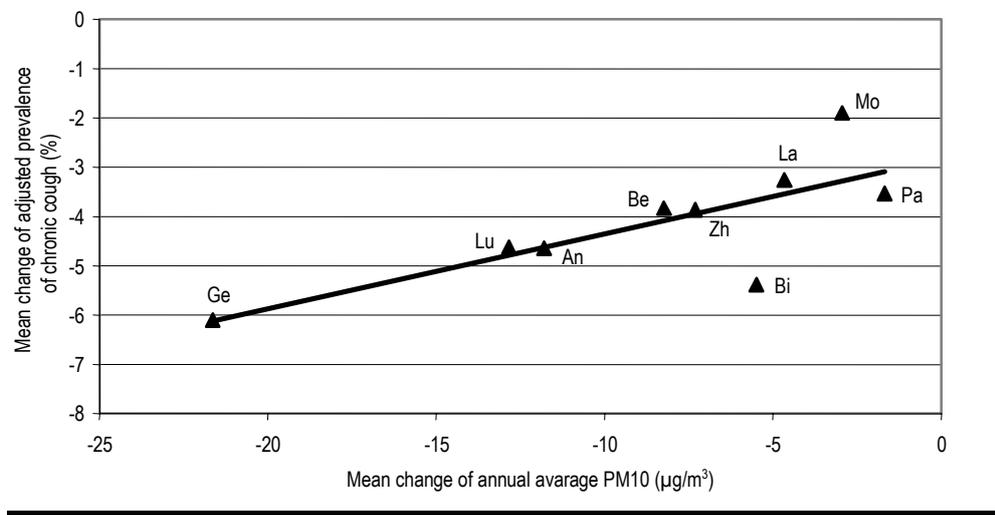
Aus den amerikanischen Studien lässt sich schliessen, dass PM_{2.5} wohl der beste Indikator für die langfristigen Sterberisiken durch Schwebestaubbelastung ist. Europäische Daten gibt es für die Beziehung von PM_{2.5} zur Sterblichkeit nicht. Die spärlichen europäischen Ergebnisse weisen darauf hin, dass auch PM₁₀ oder Black Smoke

das Sterberisiko anzeigen. Die Ergebnisse der Veteranenstudie und der niederländischen Krebsvorsorgestudie weisen darauf hin, dass es ein zusätzliches an die Verkehrsbelastung gebundenes Sterberisiko in Strassennähe gibt, das mit den heute verwendeten Indikatoren PM10 oder PM2.5 nicht erfasst wird.

4.6.2 Langfristiges Risiko für Krankheiten

Aus Schweizer Studien ist bekannt, dass die an den offiziellen Messstationen erfassten PM10-Immissionen mit verminderter Lungenfunktion bei Erwachsenen (Ackermann-Liebrich 1997) und mit nicht-allergischen Atemwegssymptomen und Erkrankungen bei Kindern und Erwachsenen einhergehen, hingegen nicht mit allergischen Atemwegserkrankungen (Zemp 1999, Braun-Fahrländer 1997, Varonier 1997). Dasselbe zeigte sich in der kalifornischen Langzeit-Studie an Adventisten (Abbey 1998a, 1998b, McDonnell 1999). Die neusten Analysen der Schweizer Schulkinderuntersuchungen konnten auch den Rückgang von infektiösen Atemwegserkrankungen und Reizsymptomen parallel zur Abnahme der PM10-Belastung darstellen (Bayer-Oglesby 2005).

Abb. 39 > Abnahme der PM10-Belastung bei Schweizer Schulkindern und Rückgang der Häufigkeit von chronischem Husten von 1992/93 bis 1998/2001 (Oglesby 2005).



Für die Schweiz sind noch keine Analysen über langfristige Beziehungen zu PM2.5 publiziert. In der kalifornischen Langzeitstudie an Schulkindern aus 10 Gemeinden wurden an den offiziellen Messstationen neben PM10 auch PM2.5, saure Aerosole, und organischer und elementarer Kohlenstoff gemessen. PM10 und PM2.5 waren in manchen Analysen mit der Lungenfunktion und nicht allergischen Atemwegsbeschwerden assoziiert, teilweise auch PM10-PM2.5. Meistens war aber die Beziehung der Lungenfunktion zu NO₂, den sauren Aerosolen und zu elementarem Kohlenstoff enger. Die Autoren halten Verkehrsemissionen für die Ursache, weil Verkehrsemissionen durch NO₂, H⁺ und EC besser indiziert werden als durch PM10 oder PM2.5. (Gauderman 2000, Avol 2001, Gauderman 2002, McConnell 2003, Gauderman 2004).

Langjährige vergleichende Schulkinderuntersuchungen in verschiedenen Bundesländern Deutschlands fanden, dass die Lungenfunktion der Kinder bei abnehmenden Schwebstaubbelastungen besser wurden (Sugiri 2006). Neben SO_2 wurde TSP gemessen, der in den ersten Studienjahren zu einem grösseren Teil aus industriellen Quellen stammte. Zusätzlich zu den Auswirkungen, welche TSP zugeschrieben wurden, zeigten sich schlechtere Lungenfunktionswerte bei Kindern, die an stark befahrenen Strassen wohnten.

Die Langzeitstudie von Heinrich (2002a, 2002b) an Schulkindern aus drei Orten in den neuen Bundesländern verwendete als Belastungsmass ebenfalls TSP und SO_2 , welche beide im beobachteten Zeitraum 1991-98 stark abnahmen. Dazu parallel gingen die nicht allergischen bedingten Atemwegskrankheiten wie Bronchitis zurück. Stichprobenmessungen in den Jahren 1993 und 1999 zeigten, dass die Zahl der Partikel im Grössenbereich $0.01\text{-}2.5\ \mu\text{m}$ annähernd gleich blieb, die Zahl der Partikel im Grössenbereich $0.1\text{-}0.5\ \mu\text{m}$ abnahm und die Zahl der feinsten Partikelzahl von $0.01\text{-}0.03\ \mu\text{m}$ an allen drei Orten zunahm. Die Autoren vermuteten einen Rückgang der industriellen Emissionen und eine Zunahme der Verkehrsemissionen. Wegen den gleichzeitig abgelaufenen Änderungen des Lebensstils darf die Zunahme von allergischen Atemwegssymptomen und Sensibilisierungen nicht einfach den Verkehrsemissionen angelastet werden. Diese deutschen Ergebnisse werden auch durch eine chinesische Querschnittstudie an Schulkindern gestützt, wo die langjährige Belastung mit TSP oder der gröberen Fraktion $\text{PM}_{10}\text{-PM}_{2.5}$, (nicht aber mit $\text{PM}_{2.5}$) parallel zu Atemwegsinfektionen ging, Asthma nicht (Zhang 2002).

Die langfristige europäische Multizenterstudie ECRHS an 6'800 Personen aus 21 Ländern hat bei Frauen, die an einer stark belasteten Strasse wohnten, nach durchschnittlich 8.5 Jahren häufiger chronische Bronchitissymptome festgestellt, bei Männern nicht. Die Beziehung war auch für NO_2 -Werte höher als $50\ \mu\text{g}/\text{m}^3$ signifikant. Beim ganzen Kollektiv gab es keine Zusammenhänge mit der $\text{PM}_{2.5}$ -Belastung (Sunyer 2006). Häufiger Bronchitissymptome und eine schlechtere Lungenfunktion wurde auch bei einem Kollektiv älterer Frauen aus Nordrhein-Westfalen beobachtet, wenn sie in der Nähe einer Hauptstrasse wohnten oder stärker mit NO_2 belastet waren (Schikowski 2005). Die Lungenfunktion ging auch mit der PM_{10} -Belastung parallel, die Bronchitis nicht.

Die Säuglingskohortenstudie TRAPCA mit Kindern aus den Niederlanden und München hat die Belastung mit $\text{PM}_{2.5}$, NO_2 und Russ für jedes Kinde individuell modelliert. Mittelohrentzündung nahm parallel mit der modellierten Belastung mit $\text{PM}_{2.5}$, NO_2 und Russ (gemessen als Lichtabsorption) zu, asthmoide Bronchitis war bei Kindern in der Nähe einer Hauptverkehrsstrasse häufiger (Brauer 2006, Morgenstern 2006). Über die Eignung von $\text{PM}_{2.5}$ oder Russ als Indikator, der an einer fixen Messstation erhoben wird, sagen diese Ergebnisse nichts aus, sie weisen aber ebenfalls auf einen Verkehrseffekt hin.

Herzinfarkte oder Herzkranzgefässoperationen hatten Anwohnern grosser Verkehrsachsen aus Essen und Mühlendorf, Teilnehmer der Heinz Nixdorf RECALL Studie

häufiger durchgemacht, als Teilnehmer, welche weiter entfernt wohnten, dies auch nach Einberechnung der Hintergrundbelastung mit PM2.5 (Hoffmann 2006).

Aus den Publikationen über die langfristigen Erkrankungsrisiken lässt sich schliessen, dass PM10 gemeinde- oder stadtweit die Luftverschmutzungsrisiken für Lungenfunktion, infektiöse Atemwegserkrankungen und Reizbeschwerden gut anzeigt. Die Auswirkungen der kleinräumig unterschiedlichen Verkehrsbelastung werden damit vermutlich weniger gut dargestellt. Der Indikator PM2.5 schneidet in dieser Hinsicht nicht besser ab. Die kalifornischen Ergebnisse sprechen eher für NO₂, saure Aerosole oder die Russfraktion. Studien, welche die Zahl der ultrafeinen Partikel mit langfristigen Folgen in Beziehung gesetzt haben, gibt es noch kaum. Es ist schwierig, die langzeitliche Belastung mit ultrafeinen Partikeln anhand der traditionell gemessenen Grössen mit genügender Genauigkeit retrospektiv abzuschätzen.

4.6.3 Langfristiges Risiko für Lungenkrebs

Aus arbeitsmedizinischen Untersuchungen ist das Risiko bestimmter partikelförmiger Luftverunreinigungen für Lungenkrebs bekannt. So hat die gemeinsame Analyse von zwei grossen deutschen Fall-Kontrollstudien erhöhte Lungenkrebsrisiken für Arbeiter ergeben, welche künstlichen Fasern, kristallinen Silikaten, Dieselabgas, polyzyklischen aromatischen Kohlenwasserstoffen oder Asbest ausgesetzt waren (Brüske-Holfeld 2000). Die WHO und IARC kommen in ihrer Evaluation der Krebsrisiken für Diesel- und Benzinabgase zum Schluss, dass es genügend Evidenz für die Karzinogenität durch Dieselabgas bei experimentell exponierten Tieren gibt und dass es aus arbeitsmedizinischen Studien Hinweise für die Karzinogenität von Motorenabgasen bei Menschen gibt. Sie werten Dieselabgas als für Menschen wahrscheinlich karzinogen (Gruppe 2A, IARC 1989, update 1998).

Wie genau das Risiko für Lungenkrebs in der Allgemeinbevölkerung mit den in den bisherigen Studien verwendeten Schwebestaubindikatoren und der unterschiedlich zusammengesetzten Partikelmischung der Aussenluft angezeigt wird, ist auf Grund der wenigen Langzeitstudien schwierig abzuschätzen. Hinzu kommt, dass sich der Charakter der Belastung geändert hat. Bei Studienbeginn der grossen Kohortenstudien trugen industrielle Emissionen noch stärker zur Staubbelastung bei. In der ersten Auswertung der Harvard Six Cities Studie war das Lungenkrebsrisiko bei zunehmender Belastung mit PM10 oder PM2.5 erhöht, wegen der geringen Fallzahl aber nicht signifikant. Bei der zweiten Auswertung war das Risiko, an Lungenkrebs zu sterben, über die gesamte Studiendauer noch etwas enger mit PM2.5 verbunden als bei Analyse der ersten Untersuchungsperiode allein (Laden 2006). In der grossen Studie der amerikanischen Krebsgesellschaft (ACS-Studie) zeigte sich das mit PM2.5 und Sulfat assoziierte Lungenkrebsrisiko erst nach Einbezug von insgesamt 15 Jahren und war nun signifikant (Pope 2002). Die Adventistenstudie in Kalifornien fand ein sehr stark erhöhtes Risiko für Lungenkrebs mit ansteigender PM10-Belastung oder mit aus Sichtdaten abgeleiteten PM2.5-Werten, aber nur bei Männern (Mc Donnell 2000). Von den europäischen Studien verfügte nur die französische PAARC-Studie über eine genügend grosse Kohorte, um die Sterblichkeit an Lungenkrebs im Zusammenhang mit den

TSP- und Black Smoke-Werten bei Studienbeginn vor 23 Jahren zu untersuchen. Die Lungenkrebssterblichkeit war weder mit der TSP-Belastung noch mit Black Smoke assoziiert (Filleul 2005).

In den Rahmen der europäischen Kohortenstudie über Krebs und Ernährung EPIC wurde eine Fall-Kontrollstudie eingebettet zur Untersuchung des Lungenkrebsrisikos in Abhängigkeit der Verkehrsbelastung und der Belastung mit PM₁₀, NO₂ und SO₂. Die Verkehrsbelastung konnte allerdings nur 197 von 271 Fällen und 556 von 737 Kontrollen zugeordnet werden, und die Zuordnung der Schadstoffbelastung geschah aufgrund der nächstgelegenen Messstation. Das Lungenkrebsrisiko hing (nicht signifikant) mit der Verkehrsbelastung zusammen und war bei Personen mit einer Belastung von mehr als 30 µg NO₂/m³ erhöht; es hing nicht mit PM₁₀ zusammen (Vineis 2006). Die Autoren verweisen auf die Resultate von Studien in Stockholm und Oslo, wo das Lungenkrebsrisiko ebenfalls mit den aus Verkehrsemissionsdaten berechneten NO_x-Belastungen assoziiert war.

Eine amerikanische Modellrechnung hat die Zahl der (anhand der Resultate der ACS-Studie berechneten) mit PM_{2.5} assoziierten Lungenkrebsfälle in den USA für 1980 und 1990 mit der Zahl verglichen, die sich aufgrund der Belastung im Jahr 1960 mit Benzoapyren, Chrom VI, Nickel und Arsen ergeben würden. Sie kommt zum Schluss, dass die Risiken in der gleichen Grössenordnung liegen. Ob die Konzentrationen dieser Stoffe sich in dieser langen Zeitspanne gleich oder ähnlich wie PM_{2.5} entwickelt haben, ist allerdings fraglich, weshalb nicht gefolgert werden dürfe, dass diese Stoffe für die Kanzerogenität von PM_{2.5} verantwortlich seien (Harrison 2004).

Die wenigen Ergebnisse über Partikelbelastung und Lungenkrebs lassen noch keine eindeutigen Aussagen hinsichtlich der Eignung eines bestimmten Indikators für die heutige Schweizer Situation mit geringen Industrieemissionen zu. Für das möglicherweise mit der Verkehrsbelastung assoziierte Lungenkrebsrisiko sind PM₁₀ oder PM_{2.5} offenbar nicht unbedingt die geeignetesten Indikatoren.

Tab. 14 > Zusammenstellung der mit der Feinstaubbelastung assoziierten gesundheitlichen Folgen.

Pathophysiologisch:	Örtliche Entzündungserscheinungen in den Atemwegen, angezeigt z.B. durch Einstrom von neutrophilen Granulozyten.
	Hemmung der Abwehrfunktion der Alveolarmakrophagen.
	Förderung der allergischen Disposition.
	Veränderungen der Herzfrequenzvariabilität
	Veränderungen von Bluteigenschaften (Gerinnung, CRP)
	Veränderungen der Gefässendothelfunktion
Kurz- und mittelfristige Folgen:	Verschlechterung des Befindens bei Personen mit Asthma und chronischer Bronchitis
	Häufung von Infektionskrankheiten der Atemwege bei Kindern
	Zunahme der Spitaleintritte wegen Atemwegserkrankungen
	Zunahme der Spitaleintritte wegen Herz-/Kreislaufkrankheiten
	Höhere Sterblichkeit von Säuglingen an Atemwegskrankheiten
	Zunahme der Sterbefälle wegen kardiopulmonalen Krankheiten
Langfristige Folgen:	Verschlechterung der Lungenfunktion
	Häufigeres Vorkommen von chronischer Bronchitis
	Grössere Sterblichkeit an Herz-/Kreislauf- und Atemwegskrankheiten
	Grössere Sterblichkeit an Lungenkrebs

4.7 Bewertung der Feinstaubindikatoren aus gesundheitlicher Sicht

Im Folgenden werden die Vorteile und Nachteile der möglichen Schwebestaubindikatoren nochmals zusammengestellt, wie sie sich aus den zurzeit bekannten Studien über gesundheitliche Auswirkungen ergeben.

4.7.1 PM10

PM10 umfasst alle Schwebstaubpartikel, welche über den Kehlkopf hinaus in die Atemwege eindringen; d.h. welche für die Gesundheit wichtig sind. Es gibt zahlreiche Studien aus der Schweiz und aus Gebieten, die mit der Schweizer Situation vergleichbar sind, welche Auswirkungen auf die Gesundheit belegen. Es lassen sich Konzentrations-Wirkungsbeziehungen darstellen, welche zeigen, um wie viel die Sterbefälle und Spitaleintritte an Atemwegskrankheiten und Herzkrankheiten zunehmen, wenn die Belastung ansteigt oder abnimmt. PM10 ist auch ein guter Indikator für Langzeitwirkungen, vor allem in Gebieten mit wenig Staub aus natürlichen Quellen wie die Schweiz.

PM10 ist relativ homogen über grössere Gebiete verteilt. So lässt sich die Belastung der Bevölkerung mit wenigen Messstationen charakterisieren.

Aus diesem Grund ist PM10 aber nur bedingt geeignet, örtliche Belastungsunterschiede durch den Verkehr zu messen.

PM10 ist nicht spezifisch für anthropogene Quellen und enthält auch natürlichen Staub. Dieser kann zwar die Gesundheit beeinflussen, aber kaum reguliert werden.

4.7.2 **PM2.5**

PM2.5 enthält die Schwebstaubpartikel, welche zu einem höheren Anteil bis in die Lungenbläschen gelangen können. Der Anteil an natürlich entstandenen Schwebstaubpartikeln ist kleiner als bei PM10.

PM2.5 ist noch homogener über grössere Flächen verteilt als PM10. Deshalb ist es in Ländern mit grossflächigen Agglomerationen und einem höheren Anteil an Staub aus ariden Gebieten wie z.B. die USA noch enger mit den langfristigen gesundheitlichen Effekten assoziiert als PM10.

Die mit den täglichen Schwankungen der Schwebstaubbelastung verbundenen Gesundheitsschäden zeigt PM2.5 eher weniger gut an als PM10. Aus Europa allein stehen noch zu wenige Studien zur Verfügung, um Konzentrations-Wirkungskurven abzuleiten, solche müssten aus amerikanischen Studien übernommen werden.

PM2.5 erfasst die Belastung mit den ebenfalls gesundheitsrelevanten Partikeln zwischen 2.5 und 10 µm nicht.

PM2.5 ist ebenfalls nicht geeignet, kleinräumige Belastungsunterschiede durch den Verkehr zu messen.

4.7.3 **PM10-PM2.5**

Die gröberen Anteile von PM10 sind noch wenig in gesundheitlichen Studien als Bezugsmaß verwendet worden. Bisher jetzt wurde deutlich, dass vor allem Spitaleintritte wegen Atemwegskrankheiten und Asthmanotfälle bei einem Ansteigen der PM10-PM2.5-Fraktion zunehmen. PM10-PM2.5 wurde aber meist nicht direkt gemessen, sondern als Differenz von PM10 und PM2.5 bestimmt. Dabei addieren sich die Messfehler beider Bestimmungen. Bei der Berechnung allfälliger gesundheitlicher Auswirkungen werden die Beziehungen zur Gesundheit dadurch abgeschwächt. Die wenigen Studien erlauben keine Berechnung von Konzentrations-Wirkungsbeziehungen oder gar eines allfälligen Schwellenwertes, unter dem keine nachweisbaren Wirkungen mehr zu erwarten sind. Aus diesem Grund haben die USA neben PM2.5 nicht PM10-PM2.5 reguliert, sondern den Tages-Grenzwert für PM10 beibehalten, der PM10 Jahresgrenzwert wurde hingegen aufgehoben.

4.7.4 **Sekundäre Aerosole, Sulfate, Nitrate**

Der Anteil der Sulfate oder Nitrate an PM2.5 oder PM10 wird in manchen Ländern routinemässig gemessen, besonders dort, wo ein bedeutender Teil der Energie aus

Kohlekraftwerken gewonnen wird. Die sekundären Aerosole können über grosse Distanzen verfrachtet werden. In der amerikanischen Krebsstudie ist Sulfat ein ebenso guter, grossflächiger Indikator für die langfristigen Schwebestaubwirkungen wie PM_{2.5}. Im Westen der USA, z.B. in der kalifornischen Kindergesundheitsstudie war aber Nitrat aus weiträumig verfrachteten Verkehrsabgasen mit der Atemwegsgesundheit von Kindern assoziiert, Sulfat nicht.

Reine Sulfate und Nitrate haben in toxikologischen Studien und klinischen Untersuchungen an Menschen erst bei viel höheren als Umgebungskonzentrationen nachweisbare gesundheitliche Wirkungen. Solche reinen Salze kommen in atmosphärischen Feinstaub-Mischungen aber meist nicht vor. Kombinationen von Nitraten und Sulfaten mit sekundären organischen Komponenten oder/und Säuren zeigen in toxikologischen und experimentellen Untersuchungen oft eine deutlich höhere Toxizität als reine Nitrate und Sulfate.

In den meisten epidemiologischen Studien sind die sekundären Aerosole mit den Staub- oder Ozonwerten hoch korreliert, so dass ihre Wirkung nicht von diesen getrennt werden kann. Ihr Säuregehalt trägt möglicherweise zur schädlichen Wirkung der gravimetrisch gemessenen PM_{2.5}, PM₁₀ oder auch des Sommersmogs bei.

In der Schweiz ist die Sulfatbelastung auch eher homogen verteilt, die Nitratbelastung kann sich je nach Verkehrsaufkommen und Jahreszeit auch innerhalb einer Agglomeration stark ändern. Gesundheitliche Studien aus der Schweiz gibt es dazu nicht. Die Situation kann nicht mit Nordamerika verglichen werden. Konzentrations-Wirkungsbeziehungen können daher nicht einfach übernommen werden. Die Grundlage für eine Grenzwertsetzung fehlt.

4.7.5 **Black Smoke**

Black Smoke, ein Schwärzungsmass, wurde und wird vor allem in europäischen Ländern gemessen. Es gilt als Indikator für primäre Partikel aus der Verbrennung. Entsprechend zeigt es die Belastung der verkehrsexponierten Bevölkerung durch (ungefilterte) Dieselabgase an, während NO₂ eher die Belastung durch Abgase aus Benzinmotorfahrzeugen wiedergibt (Brunekreef 1996).

Aus europäischen Studien über kurzfristige Schadstoff erhöhungen (z.B. APHEA) lassen sich Konzentrations-Wirkungskurven für Black Smoke ableiten. Als Langzeitindikator der Partikelbelastung wurde Black Smoke erst in wenigen Studien verwendet. In der niederländischen Krebspräventionsstudie war Black Smoke weniger eng mit dem Sterberisiko assoziiert als die Nähe zu stark befahrenen Strassen, aber etwa gleich eng wie NO₂. Black Smoke könnte als zusätzliche Indikator für Verbrennungsruss verwendet werden. Es gibt aber kaum Studien, welche zeigen könnten, dass Black Smoke eine zusätzliche Wirkung hat zur PM₁₀ Belastung, bzw. dass Black Smoke und PM₁₀ (oder PM_{2.5}) unabhängig sind voneinander.

4.7.6 Partikelzahl

Die Zahl der Partikel repräsentiert die Fraktionen der ultrafeinen Partikel. Sie ist auch ein Mass für die Oberfläche dieser Partikelfraktion, welche mit den Zellen der Atemwege in Kontakt kommt und deshalb toxikologisch wichtig.

Epidemiologisch wurde vor allem die Beziehung der Zahl der ultrafeinen Partikel, (teilweise separat für die Zahl der Partikel bis 0.1 μm und 0.1-1 μm) zur Gesundheit von Asthmapatienten und Herzpatienten untersucht. Die Zahl der ultrafeinen Partikel war dabei nicht eindeutig enger mit gesundheitlichen Wirkungen verbunden als die anderen Partikelindikatoren oder Kohlenmonoxid oder NO_2 .

Die Partikelzahl nimmt sofort ab mit zunehmender Entfernung von der Quelle und wird stark durch die Windrichtung beeinflusst. Es ist deshalb schwierig, die Belastung der Bevölkerung aufgrund von Messungen an einer Messstation abzuschätzen.

Die Messung der Partikelzahlen ist noch nicht standardisiert. Es gibt noch keine bevölkerungsgestützten Aussagen über Langzeitwirkungen. Es lassen sich auch für kurzzeitige Wirkungen noch keine allgemein gültigen Belastungs-Wirkungsbeziehungen darstellen.

4.7.7 Weitere mögliche Indikatoren für Partikelwirkungen

Auch die gravimetrisch gemessenen Partikelbestandteile elementarer oder organischer Kohlenstoff (EC, OC), die aktive (bzw. elektrische Ladung der) Oberfläche oder das Oxidationspotential der Partikel wurden in einzelnen oder wenigen Studien mit Gesundheitsschäden in Beziehung gesetzt. Bisher hat sich aber nicht gezeigt, dass einer dieser neuen Indikatoren den bisher gemessenen Grössen überlegen wäre.

4.7.8 Fazit

Der bisher in der Schweiz verwendete Indikator PM_{10} ist geeignet, die gesamte Belastung mit Partikeln darzustellen. Aus gesundheitlicher Sicht wäre ein Indikator für die feinsten Partikel aus Verbrennung wünschenswert. Damit könnten die zusätzlich zur Hintergrundbelastung vorhandenen schädlichen Einflüsse von Verkehrsemissionen, wie sie in den neueren Langzeitstudien immer deutlicher zu Tage treten, besser erfasst werden, ebenso ein Russ bedingtes Krebsrisiko. Ein solcher neuer Indikator könnte PM_{10} ergänzen. Vorläufig können die Verkehrsemissionen mit NO_2 und CO erfasst werden, die beide auch aufgrund ihres eigenen schädlichen Potentials beizubehalten sind. Die neuen Indikatoren für ultrafeine Partikel sind noch nicht standardisiert und die epidemiologische Basis noch ungenügend. $\text{PM}_{2.5}$ ist kein Indikator für ultrafeine Partikel und nicht geeignet, kleinräumige Belastungsunterschiede abzubilden.

4.8 Auswirkungen auf die Vegetation

Im Vergleich zur menschlichen Gesundheit spielt die Wirkung von Feinstaub – PM10 und Russ – auf die Vegetation eine untergeordnete Rolle. Feinpartikel können in die Spaltöffnungen ($\text{\O} 20\text{-}50 \mu\text{m}$) eindringen und dadurch den Stomataapparat blockieren. Mit Feinstaub belastete Pflanzen zeigen denn auch nachts oder bei Hitzeperioden, wenn die Stomata normalerweise geschlossen sind und die Transpiration stark eingeschränkt ist, eine durchgehend hohe Transpiration und damit einen erhöhten Wasserverlust bzw. eine gestörte Wasserhaushaltsregulation (Ricks und Williams 1974, Flückiger et al. 1977b) (Abb. 40). Schwarze Ablagerungen auf der Pflanzenoberfläche haben zudem die Eigenschaft, in Gegenwart der Sonneneinstrahlung die Pflanzenoberfläche aufzuheizen (Eller 1977). Der dunkle Staubbelag auf der Blattoberfläche vermag durch den Schattierungseffekt aber auch die Photosynthese zu beeinträchtigen (Thompson et al. 1984). Russpartikel haften sehr gut an der wachshaltigen Kutikula der Pflanzenoberfläche. Wasser vermag somit diesen PAH-haltigen Feinstaub nur in geringen Mengen abzuwaschen (Flückiger et al. 1978a); (Abb. 42).

Abb. 40 > Tagesverlauf des stomatären Diffusionswiderstandes bei Esche in Abhängigkeit des Standortes entlang einer Autobahn. Aus Flückiger et al. (1977).

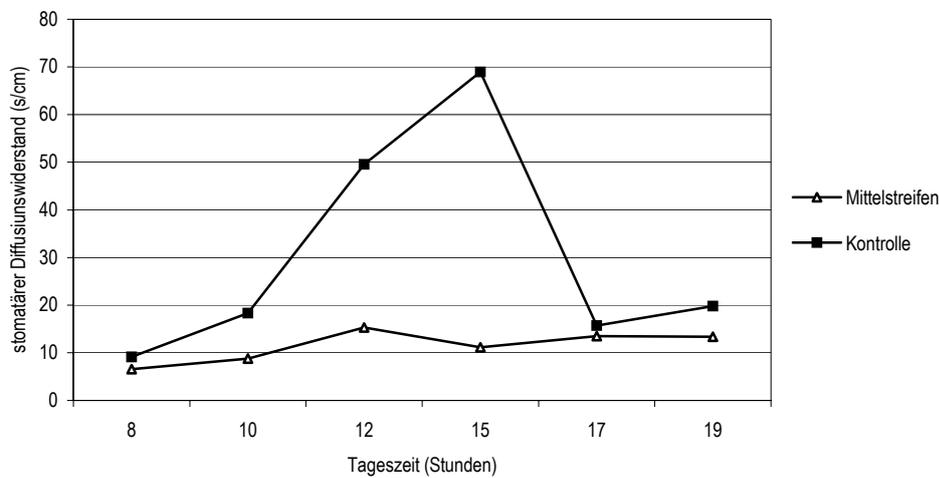


Abb. 41 > Nadeloberfläche von Föhren aus dem Autobahnmittelstreifen (links), von einer Kontrollpflanze (Mitte) und von einer Birke aus dem Autobahnmittelstreifen (rechts) . Aus Flückiger et al. (1977).

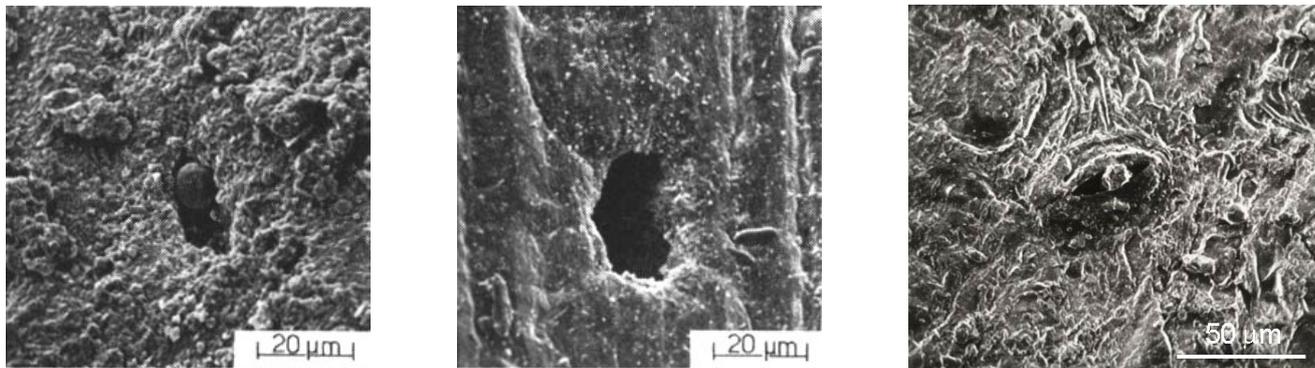
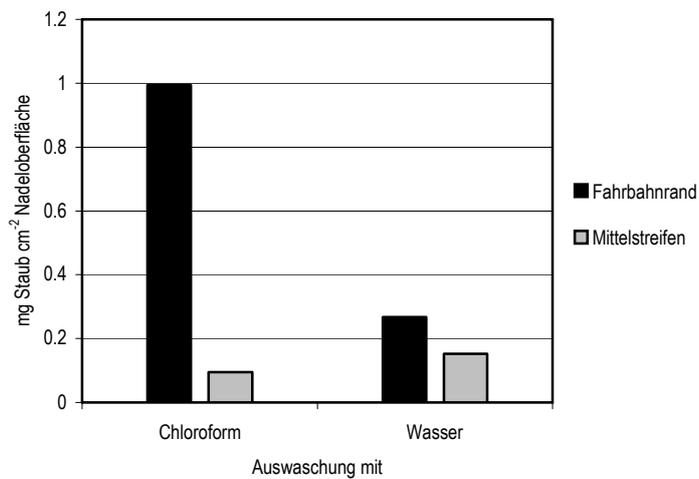


Abb. 42 > Russhaltiger Staubbelag auf Föhrennadeln in Abhängigkeit des Standortes im Nahbereich einer Autobahn. Aus Flückiger et al. (1978).



5 > Möglichkeiten zur Reduktion der Feinstaub-Belastung

5.1 Handlungsbedarf

Um die PM10-Immissionen unter die Immissionsgrenzwerte zu senken, muss der Ausstoss sowohl des primären PM10 als auch der Vorläufer des sekundären PM10 ungefähr halbiert werden. Der Bundesrat hat die Emissionsziele im Bericht über die lufthygienischen Massnahmen des Bundes und der Kantone vom 23. Juni 1999 publiziert. Rechnet man sie auf das Bezugsjahr 2000 um, ergibt sich noch folgender Handlungsbedarf.

Tab. 15 > Handlungsbedarf zur Emissionsminderung (Weiterentwicklung des Luftreinhalte-Konzepts, BUWAL 2005).

Schadstoff	notwendige Emissionsreduktion in der Schweiz gegenüber dem Jahr 2000	aufgrund des Schutzzieles
SO ₂	Wiederanstieg verhindern	IGW SO ₂
	Wiederanstieg verhindern	CL Säure ²
NO _x	ca. 40 %	IGW NO ₂
	ca. 60 %	IGW O ₃ CL Säure ³ CL Stickstoff ³
NMVOC	ca. 50 %	IGW O ₃
NH ₃	ca. 45%	CL Stickstoff ³
Feinstaub primär	ca. 45 %	IGW PM10
kanzerogene Stoffe	so weit wie technisch möglich	Gesundheit

Erklärungen zur Tabelle:

IGW Immissionsgrenzwert der Luftreinhalte-Verordnung

CL Kritischer Belastungswert (critical load), der aufgrund internationaler Verpflichtungen längerfristig eingehalten werden muss

Die gasförmigen Vorläuferstoffe des sekundären PM10 (SO₂, NO_x, NH₃, NMVOC) sind auch für die übermässige Belastung durch Ozon, Säure- und Stickstoffeinträge verantwortlich. Die Verminderung der Vorläufer erfolgt deshalb im Rahmen der bestehenden Strategien zur Verminderung der Ozonbelastung, der Versauerung und der Eutrophierung. Die Strategie zur Verminderung des primären PM10 ist zweigleisig: Einerseits soll die Masse der emittierten Partikel vermindert werden, andererseits wird spezielles Gewicht auf die Reduktion der Verbrennungspartikel gelegt. Die sehr

² festgelegt im Protokoll über weitergehende Verminderungen der Schwefelemissionen

³ Protokoll betreffend die Verringerung von Versauerung, Eutrophierung und bodennahem Ozon

kleinen Verbrennungspartikel tragen zwar nicht den Hauptteil zur PM10-Masse bei, sind aber aus gesundheitlicher Sicht sehr bedeutend. Dieseleruss ist krebsregend. Partikel aus der Verbrennung von Biomasse (z.B. Holz) haben ein ähnliches toxisches Potential.

Neben den schweizerischen Emissionen muss auch der Schadstoffausstoss in den übrigen europäischen Ländern in ähnlichem Mass vermindert werden, da die Luftverschmutzung vor der Grenze nicht Halt macht.

5.2 Rechtslage

Ziel des Bundesgesetzes über den Umweltschutz (USG) ist der Schutz des Menschen und seiner Umwelt gegen schädliche oder lästige Einwirkungen. Für die Begrenzung von Luftverunreinigungen sieht Artikel 11 USG einen zweistufigen Immissionsschutz vor, der in der Luftreinhalte-Verordnung (LRV) konkretisiert ist. Soweit bekannt ist, dass Bestandteile von Partikeln (wie beispielsweise Russ) Krebs erregen können, sind verschärfte Emissionsbegrenzungen anzuordnen, auch wenn die vorsorglichen Emissionsbegrenzungen eingehalten werden.

Im Rahmen des Übereinkommens von 1979 über weiträumige grenzüberschreitende Luftverunreinigung (Genfer Abkommen) legen die UN/ECE-Protokolle nationale Emissionshöchstmengen fest. Sie verpflichten die Eidgenossenschaft, ihren Beitrag zur Reduktion grossräumiger europäischer Schadstofftransporte durch nationale Vorschriften zur Emissionsminderung zu leisten.

Die EU setzt etappenweise zu erreichende Luftqualitäts-Ziele. Die Grenzwerte für Schadstoffbelastungen sollen schädliche Auswirkungen auf Mensch und Umwelt vermeiden, verhüten oder verringern; sie sind innerhalb eines bestimmten Zeitraumes zu erreichen und dürfen nachher nicht mehr überschritten werden.

5.2.1 Rechtslage in der Schweiz

Ziel des Bundesgesetzes über den Umweltschutz (USG) ist der Schutz des Menschen und seiner Umwelt gegen schädliche oder lästige Einwirkungen. Für die Begrenzung von Luftverunreinigungen sieht Artikel 11 USG einen zweistufigen Immissionsschutz vor, der in der Luftreinhalte-Verordnung (LRV) konkretisiert ist.

Zweistufiger Immissionsschutz
nach Art. 11 ff. USG

Im Sinne der Vorsorge sind Einwirkungen, die schädlich oder lästig werden könnten, frühzeitig zu begrenzen. Unabhängig von der bestehenden Umweltbelastung sind deshalb die Emissionen von Anlagen im Rahmen der Vorsorge so weit zu begrenzen, als dies technisch und betrieblich möglich und wirtschaftlich tragbar ist (Art. 1 Abs. 2 und Art. 11 Abs. 2 USG, Art. 3 und 4 LRV). Wenn feststeht oder zu erwarten ist, dass die Einwirkungen unter Berücksichtigung der bestehenden Umweltbelastung schädlich oder lästig (übermässig) sind, müssen die Emissionsbegrenzungen so weit wie nötig

über das allgemein wirtschaftlich Tragbare hinaus gehend verschärft werden (Art. 11 Abs. 3 USG, Art. 5 LRV). Das verfassungsmässige Verhältnismässigkeitsprinzip ist zu wahren.

In erster Linie sollen Luftverunreinigungen bei der Quelle begrenzt werden (Art. 11 Abs. 1 USG); Formen stehen verschiedene zur Verfügung (Art. 12 USG). Die gesetzlichen Anforderungen gelten nicht nur für neue Anlagen: Das USG verlangt zusätzlich die Sanierung bestehender Anlagen, die den Vorschriften nicht entsprechen (Art. 16 USG).

Das Verordnungsrecht umschreibt die Anforderungen an die Emissionsbegrenzungen der ersten Stufe (Art. 11 Abs. 2 USG) näher. Technisch und betrieblich möglich sind gemäss Artikel 4 Absatz 2 LRV jene Massnahmen, die bei vergleichbaren Anlagen im In- oder Ausland erfolgreich erprobt sind oder bei Versuchen erfolgreich eingesetzt wurden und nach den Regeln der Technik auf andere Anlagen übertragen werden können. Für die Beurteilung der wirtschaftlichen Tragbarkeit von Emissionsbegrenzungen ist nach Artikel 4 Absatz 3 LRV auf einen mittleren und wirtschaftlich gesunden Betrieb der betreffenden Branche abzustellen. Gibt es in einer Branche sehr unterschiedliche Klassen von Betriebsgrössen, so ist von einem mittleren Betrieb der entsprechenden Klasse auszugehen.

Emissionsbegrenzungen im
Rahmen der Vorsorge

Artikel 2 LRV konkretisiert den Anlagenbegriff von Artikel 7 Absatz 7 USG und unterscheidet drei Arten von Anlagen: Fahrzeuge (Art. 2 Abs. 2 LRV), Verkehrsanlagen (Art. 2 Abs. 3 LRV) sowie stationäre Anlagen, zu denen nach Artikel 2 Absatz 1 LRV Bauten und andere ortsfeste Einrichtungen, Terrainveränderungen, Geräte und Maschinen sowie Lüftungsanlagen zählen, welche Abgase von Fahrzeugen sammeln und als Abluft an die Umwelt abgeben.

Für stationäre Anlagen und Verkehrsanlagen wurden die Vorgaben des USG zur Emissionsbegrenzung im Rahmen der Vorsorge in der Luftreinhalte-Verordnung (LRV) konkretisiert. Der Vollzug dieser Vorschriften ist weitgehend Sache der Kantone. Bei neuen Anlagen gelten die Vorschriften der LRV zur vorsorglichen Emissionsbegrenzung ab Inkrafttreten, bei bestehenden Anlagen legen die Kantone im Einzelfall Sanierungsfristen fest (Art. 10 LRV).

... für stationäre Anlagen und
Verkehrsanlagen

Sind Anlagen mit erfassten und abgeleiteten Emissionen zu beurteilen, so finden die Vorsorgewerte von Anhang 1 der LRV Anwendung. Vorbehalten bleiben ergänzende oder abweichende Bestimmungen nach den Anhängen 2–4. Quellen mit diffusen Emissionen können grosse Mengen an Schadstoffen emittieren. Für diffuse Emissionen können keine allgemeinen Werte durch Verordnung vorgegeben werden; die Emissionsbegrenzungen sind im Einzelfall nach den Kriterien von Artikel 11 Absatz 2 USG anzuordnen.

Baustellen gelten als stationäre Anlagen im Sinne von Artikel 2 Absatz 1 LRV. Im Hinblick auf Einheitlichkeit im Vollzug konkretisiert die Richtlinie zur Luftreinhaltung auf Baustellen (BUWAL 2002) Ziffer 88 Anhang 2 LRV unter anderem für verschiedene Kategorien von Baustellen.

Die Emissionen von Fahrzeugen (motorisierte Strassenfahrzeuge und «Offroad»-Fahrzeuge) sind im Rahmen der Vorsorge durch Verordnung nach den Gesetzgebungen über den Strassenverkehr, die Luftfahrt, die Schifffahrt und die Eisenbahnen zu begrenzen. 1995 begann die Schweiz, diese Normen mit denjenigen der Europäischen Union in Einklang zu bringen, indem sie die entsprechenden EU-Anforderungen ins schweizerische Verordnungsrecht überführte und auch die Einführungsfristen übernahm. Der Bundesrat will diese Vorschriften weiterhin im Gleichschritt mit der EU anpassen. Nationales und internationales Recht zum freien Warenverkehr würden es erlauben, aus überwiegenden öffentlichen Interessen des Umweltschutzes strengere Vorschriften zu erlassen.

Abgasgrenzwerte für Fahrzeuge

Als Schwelle beim zweistufigen Immissionsschutz kommt der Beurteilung der Schädlichkeit oder Lästigkeit von Einwirkungen eine entscheidende Rolle zu. In Anhang 7 LRV hat der Bundesrat für ausgewählte Luftschadstoffe nach den Kriterien von Artikel 13 Absatz 2 sowie Artikel 14 Buchstabe a – d USG Immissionsgrenzwerte festgelegt. Diese wirkungsbezogenen Beurteilungsgrössen berücksichtigen den Stand der Wissenschaft oder der Erfahrung zu den Kurz- und Langzeitwirkungen von – einzeln und zusammen wirkenden – Schadstoffen.

Immissionsgrenzwerte

Steht fest oder ist zu erwarten, dass trotz vorsorglicher Emissionsbegrenzungen übermässige Immissionen (z.B. Überschreitungen der PM10-Immissionsgrenzwerte) entstehen, müssen die Emissionsbegrenzungen nach der zweistufigen Strategie des USG verschärft begrenzt werden (Art. 11 Abs. 3 USG). Werden die übermässigen Immissionen durch mehrere stationäre Anlagen bzw. eine Verkehrsanlage verursacht, so erstellt und verwirklicht die Behörde einen Massnahmenplan nach Artikel 44a USG und Artikel 31–34 LRV. Denn die Emissionsbegrenzungen sind bei den unterschiedlichsten alten und neuen Anlagen nach einem kohärenten Konzept zu verschärfen. Artikel 32 LRV gibt die Inhalte des Massnahmenplans vor. Neben der Angabe der Emissionsquellen, der Evaluation der Emissionsminderungsmöglichkeiten sowie der Massnahmen und ihrer Wirkungen sind auch Aussagen zu den rechtlichen Grundlagen vorgesehen, die für das Anordnen einzelner Massnahmen vorhanden oder gegebenenfalls noch zu schaffen sind. Die Kantone können nach Artikel 34 Absatz 1 LRV Anträge an den Bundesrat stellen, falls ihr Massnahmenplan die Anordnung von Massnahmen vorsieht, welche in die Zuständigkeit des Bundes fallen.

**Verschärfte
Emissionsbegrenzungen und
Massnahmenplanung**

Das USG gibt kein bestimmtes Datum vor, bis zu dem die Luftreinhalteziele in der ganzen Schweiz erreicht sein müssen. Nach Artikel 33 Absatz 1 LRV sollen die einzelnen Elemente der Massnahmenpläne in der Regel innert fünf Jahren verwirklicht werden. Namentlich müssen Anlagen, die den Vorschriften nicht entsprechen, in ordentlichen Fällen innert fünf Jahren saniert werden (Art. 10 Abs. 1 LRV; die Kürzung oder Verlängerung der Sanierungsfristen richtet sich nach Art. 10 Abs. 2 und 3 LRV). Personen, die im Einzelfall besonders betroffen sind wie etwa Nachbarn einer übermässig emittierenden Anlage, können den Rechtsweg beschreiten, um der Einhaltung der Sanierungsvorschriften Nachachtung zu verschaffen. Dagegen stehen der Allgemeinbevölkerung nur Interventionen der Aufsicht zur Verfügung, um gegenüber den Behörden die Verwirklichung der Luftreinhaltepolitik allgemein und insbesondere der Massnahmenplanung durchzusetzen. Die Kantone sind nach Artikel 33 Abs. 3

LRV verpflichtet, die Wirkungen der Massnahmenplanung regelmässig zu überprüfen und sie nötigenfalls anzupassen. Dabei sind Veränderungen bei den Belastungssituationen jeweils ebenso zu berücksichtigen wie neue Erkenntnisse zu den Auswirkungen von Schadstoffen und zu entsprechenden Abhilfemöglichkeiten. Der Bund hat sein ursprüngliches Luftreinhalte-Konzept von 1986 im Jahr 2005 mit Blick auf das Jahr 2020 weiter entwickelt (vgl. BUWAL 2005)..

Zu den Feinstaubimmissionen tragen die Emissionen der primären PM10-Partikel und die sekundär aus den Stickoxiden, Schwefeldioxid, organischen Verbindungen sowie Ammoniak gebildeten Partikel bei. Die Emissionen der primären Partikel stammen aus mobilen und stationären Quellen. Die bedeutendsten Quellen von primär emittierten PM10 sind der Strassenverkehr (Auspuff, Abrieb, Aufwirbelung), die Landwirtschaft (Auspuff Traktoren, Tierhaltung, Feldaufwirbelung, illegale Abfallverbrennung, Gastrocknung etc.), die Baustellen (Auspuff Baumaschinen, andere Staubemissionen), die Forstwirtschaft (Schlagabraumverbrennung), der Schienenverkehr, die Haushalte (Holzfeuerungen, illegale Abfallverbrennung), Industrie und Gewerbe (Feuerungen, Produktionsprozesse), Feuerwerke und die Luftfahrt (mehr Informationen in Kapitel 2).

Feinstaub-Immissionen

Feinstaub kann Krebs erzeugende Bestandteile enthalten. Für solche Schadstoffe konnten bisher unschädliche Schwellenkonzentrationen nicht nachgewiesen werden; schon kleinste Konzentrationen sind übermässig. Der verfassungsmässige Schutzanspruch auf Nichtgefährdung durch anthropogene Einwirkungen von Einzelsubstanzen ist gewährleistet, wenn ein Risiko kaum nachweisbar und von Null praktisch nicht zu unterscheiden ist. Bei kanzerogenen Schadstoffen ist als Schutzziel ein Lebenszeit-Risiko von höchstens 1 Krebsfall pro Million Einwohner (oder $1/1'000'000$ bzw. 10^{-6}) anzunehmen (Brunner 2000). Soweit bekannt ist, dass Bestandteile von Partikeln (wie beispielsweise Russ) Krebs erregen können, sind deshalb verschärfte Emissionsbegrenzungen anzuordnen, auch wenn die vorsorglichen Emissionsbegrenzungen eingehalten werden.

Der Immissionsgrenzwert für PM10 trat auf den 1. März 1998 in Kraft. Die meisten Kantone haben inzwischen Massnahmen gegen übermässige Partikel-Belastungen in ihre Massnahmenplanung aufgenommen und arbeiten an ihrer Verwirklichung. Es hat sich indessen gezeigt, dass die lufthygienischen Interessen noch stärker in der Verkehrs-, Energie-, Raumplanungs-, Landwirtschafts- und Finanzpolitik des Bundes zu berücksichtigen sind (Bundesblatt Nr. 38 vom 28.9.1999, S.7736). Die ab Ziff. 5.3. erläuterten Massnahmen weisen deshalb ein breites Spektrum auf.

5.2.2 UN/ECE-Protokolle

Im Rahmen des Übereinkommens von 1979 über weiträumige grenzüberschreitende Luftverunreinigung (Genfer Abkommen) legen die UN/ECE-Protokolle nationale Emissionshöchstmengen fest. Sie verpflichten die Eidgenossenschaft, ihren Beitrag zur Reduktion grossräumiger europäischer Schadstofftransporte durch nationale Vorschriften zur Emissionsminderung zu leisten. Die Vorgaben der UN/ECE-Protokolle werden

im Rahmen der schweizerischen Gesetzgebung z.B. durch die Luftreinhalte-Verordnung, die VOC-Verordnung, durch Abgasvorschriften sowie die Chemikalien-Risikoreduktions-Verordnung etc. umgesetzt. Im Protokoll von Göteborg (UN/ECE 1999) wurden Emissionshöchstmengen für die Schadstoffe NO_x , VOC, NH_3 und SO_2 festgelegt. Aus diesen Stoffen können sich sekundäre PM bilden. Angestrebt wird der Einbezug der Emissionen von primären PM in ein zukünftiges Protokoll. Die nötigen wissenschaftlichen und technischen Vorarbeiten sind im Gang.

5.2.3 Rechtliche Grundlagen in der EU

In der EU basiert das System der Luftreinhalte-Gesetzgebung in erster Linie auf der Rahmen-Richtlinie 1996/62/EG über die Beurteilung und Kontrolle der Luftqualität sowie den hierzu erlassenen Tochterrichtlinien (insbesondere die Richtlinie über Grenzwerte für Schwefeldioxid, Stickstoffdioxid und Stickstoffoxide, Partikel und Blei in der Luft (1999/30/EG) und die Richtlinie über nationale Emissionshöchstmengen für bestimmte Schadstoffe (2001/81/EG). Sie formulieren u.a. detaillierte Vorgaben für die allen Mitgliedsstaaten auferlegte so genannte Ausgangsbeurteilung der Luftqualität und zur Konkretisierung der Luftreinhalte-Planung für Gebiete und Ballungsräume mit übermässigen Luftverunreinigungen. Zudem enthalten sie Publikationspflichten gegenüber der EU-Kommission und Informationspflichten gegenüber der Öffentlichkeit.

Im 6. Umweltaktionsprogramm (UAP) wurde die Ausarbeitung einer thematischen Strategie zur Luftreinhaltung gefordert mit dem Ziel der «Erreichung einer Luftqualität, die keine erheblichen negativen Auswirkungen auf die menschliche Gesundheit und die Umwelt hat und keine entsprechenden Gefahren verursacht». Im Rahmen des Programms «Saubere Luft für Europa – Clean Air for Europe (CAFE)» prüfte die Kommission, ob die geltenden Rechtsvorschriften ausreichen, um die Ziele des 6 UAP zu erreichen. Diese Analyse berücksichtigte künftige Emissionen und Auswirkungen auf die Gesundheit und die Umwelt und stützte sich auf die besten vorliegenden wissenschaftlichen Erkenntnisse und Daten aus dem Gesundheitsbereich. Sie zeigte, dass auch bei wirksamer Anwendung der geltenden Rechtsvorschriften erhebliche negative Auswirkungen fortbestehen werden. Deshalb hat die Kommission Ende 2005 eine «thematische Strategie zu Luftreinhaltung» vorgelegt (CAFE 2005), in welcher Zwischenziele für die Luftverschmutzung festgelegt und geeignete Massnahmen zur Erreichung der Ziele vorgeschlagen werden. Die geltenden Rechtsvorschriften sollen aktualisiert und gezielter auf die gefährlichsten Schadstoffe ausgerichtet werden und es sollte mehr getan werden, um die Belange des Umweltschutzes in andere Politikbereiche und Programme einzubeziehen.

Die EU setzt etappenweise zu erreichende Luftqualitäts-Ziele. Die Grenzwerte für Schadstoffbelastungen sollen schädliche Auswirkungen auf Mensch und Umwelt vermeiden, verhüten oder verringern; sie sind innerhalb eines bestimmten Zeitraumes zu erreichen und dürfen nachher nicht mehr überschritten werden. Für PM_{10} gilt seit dem 1. Januar 2005 EU-weit ein Jahresmittelwert, der doppelt so hoch ist wie der PM_{10} -Immissionsgrenzwert nach LRV. In einigen Ballungsräumen wird er noch

überschritten. In der Richtlinie 1999/30/EG ist auch ein PM10-Richtwert (indicative-value) für das Jahresmittel festgelegt, der dem schweizerischen Immissionsgrenzwert entspricht. Am 21. September 2005 hat die Kommission einen Vorschlag für eine umfassende Richtlinie über die Luftqualität und saubere Luft für Europa (KOM (2005) 447 endgültig) vorgelegt. Dieser Vorschlag enthält die PM10 Indikativwerte nicht mehr, dafür aber mögliche Richt- und Grenzwerte für PM2.5. Die vorgeschlagene Richtlinie wird zur Zeit diskutiert, der nächste Schritt ist die zweite Lesung im europäischen Parlament. Es besteht zur Zeit noch kein Konsens zwischen Parlament, Ministerrat und Kommission.

Emissionsseitig sind für die Luftqualität die von der EU erlassenen Abgasvorschriften für die verschiedenen Fahrzeugarten von herausragender Bedeutung. Mit der noch nicht verabschiedeten Euro-5-Norm sollen erstmals für viele Kategorien von Fahrzeugen Grenzwerte für Partikelemissionen festgelegt werden.

Das Luftqualitätsrecht der EU muss von den Mitgliedsstaaten innerhalb vorgegebener Fristen in Landesrecht umgesetzt werden. In Deutschland z.B. erfolgte die Umsetzung durch die 7. Novelle des Bundesimmissionsschutzgesetzes (BImSchG) und die 22. Bundesimmissionsschutzverordnung (BImSchV).

Die gerichtliche Durchsetzung der EU-Rechtsetzung unterscheidet zwei Ebenen. Zentral kann die EU-Kommission (im Rahmen ihrer begrenzten Kapazitäten) kontrollieren, ob die Mitgliedsstaaten ihren gemeinschaftsrechtlichen Verpflichtungen nachkommen. Sie kann insbesondere aufgrund von Beschwerden Einzelner ein Gerichtsverfahren in Gang setzen, das feststellt, ob die mitgliedstaatlichen Verpflichtungen erfüllt werden oder nicht. Hat der Europäische Gerichtshof Pflichtverletzungen festgestellt und dauern diese fort, kann die Kommission ein Straf- oder Zwangsgeld androhen und zur Durchsetzung wiederum den Gerichtshof anrufen. Sodann können in den Mitgliedstaaten Einzelne die fehlende oder mangelhafte Umsetzung von EU-Richtlinien einklagen (Rechtsanspruch auf Schutzmassnahmen wie Verkehrsbeschränkungen). Die Einhaltung der Grenzwerte setzt indessen in erster Linie Entscheide auf politischer Ebene voraus (wie strengere Emissionsbegrenzungsvorschriften oder finanzielle Anreize für schadstoffarme Motoren). Umweltschutzmassnahmen der Mitgliedsstaaten werden von der EU-Kommission insbesondere daraufhin kontrolliert, ob sie mit den EU-Richtlinien vereinbar sind und den Regeln des freien Warenverkehrs genügen.

5.3 **Massnahmen zur Verminderung der Feinstaubbelastung**

Im Bericht «Weiterentwicklung des Luftreinhalte-Konzepts» (BUWAL 2005) wurde untersucht, mit welchen zusätzlichen Massnahmen die Emissionsziele erreicht werden können. Zur Festlegung der Prioritäten wurden die Emissionen der entsprechenden Verursacherkategorie, die Wachstumsdynamik der Quelle und die Chancen bei der technischen Entwicklung und beim Vollzug der Massnahme bewertet. Es zeigte sich, dass bei Ausschöpfung der technischen Möglichkeiten und bei besonderen Anstren-

gungen im Vollzug die Schadstoffe bis 2020 im erforderlichen Umfang vermindert werden könnten. Dazu ist eine Vielzahl von zusätzlichen Massnahmen nötig. Neben reinen Luftreinhalte-Massnahmen sind auch Massnahmen zur Verminderung des Brenn- und Treibstoffverbrauchs unerlässlich. Zwischen den Massnahmen zur CO₂-Reduktion und der Luftreinhaltung bestehen starke Synergien, wenn sie zu einer Verminderung des Energieverbrauchs führen. Die Senkung des fossilen CO₂-Ausstosses darf jedoch nicht durch Umstellung auf Energieträger mit hohem Schadstoffausstoss erkaufte werden (Fahrzeuge oder Anlagen, die mit Diesel, Holz oder Biogas betrieben werden und nicht dem besten Stand der Technik entsprechen). Diese Energieträger sollten deshalb nur gefördert werden, wenn sie mindestens gleich strenge Emissionsvorschriften einhalten wie die substituierten Energieträger (Benzin, Heizöl, ...).

Bei Verbrennungsprozessen entstehen in der Regel nicht nur primäre PM₁₀, sondern dieselben Quellen stossen auch Vorläufergase für die Bildung sekundärer PM₁₀-Anteile aus. Mit der Anwendung des besten Standes der Technik können deshalb gleichzeitig die primären PM₁₀-Emissionen und die Vorläufergase des sekundären PM₁₀-Anteils vermindert werden. Die folgende Tabelle gibt einen Überblick über die wichtigsten Massnahmen, wie sie im oben genannten Bericht (BUWAL 2005) ausführlicher beschrieben sind. Massnahmen, die eine starke Emissionsminderung bei einem Schadstoff bewirken, sind mit drei Sternen (***) bezeichnet, bei mittlerer Emissionsminderung mit zwei Sternen (**), und bei relativ geringer Emissionsminderung mit einem Stern (*). Um die Emissionsziele zu erreichen, genügt es allerdings nicht, nur die Massnahmen mit hoher Wirkung zu realisieren. Bei den aufgeführten Massnahmen handelt es sich bereits um eine Auswahl um die Massnahmen erster Priorität gemäss oben genanntem Bericht (BUWAL 2005).

Tab. 16 > Massnahmen und ihre Wirkung auf die Emissionen.

Massnahme	Primäre PM10-Anteile		Vorläufer sekundäre PM10-Anteile			
	primäres PM10	Russ	NO _x	NH ₃	NMVOC	SO ₂
Anpassung Abgasvorschriften an Stand der Technik bei Diesel-PW und LI (gleiche Anforderungen wie Benzin)	***	***	***	-	-	-
Anpassung Abgasvorschriften an Stand der Technik bei LKW, Bussen etc.	**	**	***	-	-	-
Anpassung Abgasvorschriften an Stand der Technik bei Motorrädern	-	-	-	-	*	-
Anpassung Abgasvorschriften an Stand der Technik beim Flugverkehr, Erhöhung emissionsabhängiger Gebühren	*	*	**	-	-	-
Anpassung Abgasvorschriften an Stand der Technik bei den übrigen Offroadfahrzeuge	*	*	***	-	*	-
Anpassung Emissionsvorschriften an Stand der Technik bei Heizungen mit Biomasse	***	***	*	-	-	-
Anpassung Emissionsvorschriften an Stand der Technik bei Industrieheizungen Biomasse	***	***	**	-	-	-
Anpassung Emissionsvorschriften an Stand der Technik bei Industrie und Gewerbe	**	-	*	-	*	-
Anpassung Abgasvorschriften an Stand der Technik bei landwirtschaftlichen Fahrzeugen (Traktoren etc.)	**	***	***	-	*	-
Einschränkungen der Verbrennung von Wald-, Feld-, und Gartenabfällen	**	**	-	-	-	-
emissionsarme Stallsysteme	*	-	-	**	-	-
emissionsarme Güllelagerung und Hofdüngerausbringung	-	-	-	**	-	-
Förderung von emissionsarmen Techniken mit dem AP2011 Programm «Nachhaltige Nutzung natürlicher Ressourcen»	-	-	-	***	-	-
Evaluation des Einbezugs von lufthygienischen Auflagen bei den Direktzahlungen (ÖLN)	-	-	-	-	-	-
Erhöhung VOC-Abgabe und andere Massnahmen betreffend Lösemittel	-	-	-	-	***	-
Griffige CO ₂ -Abgabe und weitere Energiesparmassnahmen	***	*	***	-	*	***

Erklärungen zur Tabelle:

- PW Personenwagen
- LI Lieferwagen
- LKW Lastwagen

¹⁾ in Kombination mit vermehrtem Weidegang

Zu beachten ist, dass gewisse Massnahmen bis 2020 ihre volle Wirksamkeit noch nicht erreicht haben, bei Betrachtung längerer Zeiträume also noch grössere Wirkung entfalten können (z.B. emissionsarme Ställe, Energiesparmassnahmen wie Einführung des Minergie-Standards). Besonders wichtig ist, dass diese zusätzlichen wie auch die bereits rechtskräftigen Massnahmen auf allen Ebenen (Bund, Kantone, Gemeinden) konsequent vollzogen werden.

5.4 Schlussfolgerungen und Empfehlung

Die erforderliche Reduktion von sekundärem PM10 wird erreicht, wenn die bestehenden nationalen und internationalen Strategien zur Minderung der Emissionen der Vorläuferschadstoffe umgesetzt werden. Da die PM10-Vorläufer gleichzeitig auch Vorläufer des Ozons und übermässiger Säure- und Stickstoffeinträge sind, kann mit der Umsetzung der Ozonstrategie und der Stickstoffstrategie mittels Konzept der Critical Loads/Levels auch die erforderliche Minderung von sekundären PM10 er-

reicht werden. Beide Strategien verlangen bereits mindestens eine Halbierung der Emissionen der Vorläuferschadstoffe.

Für die erforderliche Reduktion der primären PM10 braucht es aber weitere technische und ökonomische Massnahmen bei allen Emissionsquellen. Solche Massnahmen werden im Rahmen der Weiterentwicklung des Luftreinhalte-Konzeptes vertieft evaluiert resp. sollen z.T. im Rahmen des Aktionsprogramms Feinstaub realisiert werden.

Es ist besonders wichtig, dass in allen Bereichen der beste Stand der Technik angewendet wird, die Energieeffizienz gesteigert wird und erneuerbare, emissionsarme Energien zum Einsatz kommen und dass die rechtskräftigen Massnahmen auf allen Ebenen (Bund, Kantone, Gemeinden) konsequent vollzogen werden.

6 > Beurteilung der Feinstaub-Problematik

Feinstaub PM10 ist keine Reinsubstanz sondern eine komplexe Mischung verschiedenster Teilchen mit einem Durchmesser unter 10 µm. Die Partikel haben unterschiedliche Grössen, Formen, Dichte, Aggregatzustände und chemische Zusammensetzungen.

Feinstaub PM10 ist eine komplexe Mischung verschiedenster Substanzen

Teilchen mit einem Durchmesser zwischen 10 und 2.5 µm werden grobe Partikel, solche unter 2.5 µm werden feine Partikel (PM2.5) genannt. Als ultrafeine Teilchen werden Partikel mit einem Durchmesser unter 100 Nanometer (0.1 µm) bezeichnet. Die ultrafeinen Teilchen bilden nur einen verschwindend kleinen Teil der Masse. An der Emissionsquelle werden sie am besten durch ihre Anzahl charakterisiert. Die Anzahl Partikel nimmt mit der Entfernung von der Emissionsquelle rasch ab, durch Verdünnung und weil die feinsten Teilchen rasch koagulieren. Die chemische Zusammensetzung des Feinstaubes ist nicht überall gleich. Sie hängt von der Art und der Entfernung der Schadstoffquellen ab. Zu den wichtigsten Bestandteilen gehören elementarer Kohlenstoff oder Russ, organische Verbindungen, Metalle, mineralische Komponenten, Ammoniumsulfate und -nitrat.

Feinstaub hat bedeutende Wirkungen auf die Gesundheit der Bevölkerung. Viele Studien, welche weltweit – vor allem in Städten und Agglomerationen – und auch in der Schweiz durchgeführt wurden, zeigen konsistent Zusammenhänge zwischen der Höhe der Feinstaub-Belastung (PM10, PM2.5) und verschiedenen gesundheitlichen Folgen; das Spektrum ist gross, betroffen sind vor allem die Atemwege und das Herzkreislaufsystem. Kleinkinder, Kinder und auch bestimmte Gruppen der erwachsenen Bevölkerung reagieren besonders empfindlich auf Feinstaub. Das Risiko für verschiedenste Wirkungen nimmt mit steigender Belastung kontinuierlich zu und es gibt keine Hinweise auf Wirkungsschwellen auf Bevölkerungsebene. In den grossen Kohortenstudien wurden erste Wirkungen schon knapp über den Feinstaub-Hintergrundkonzentrationen beobachtet. Schädliche Wirkungen treten sowohl nach kurzfristig erhöhten wie auch bei langfristiger Belastung auf. Aufgrund des heutigen Stands des Wissens ist es deshalb nicht möglich Grenzwerte festzulegen, bei deren Einhaltung die Bevölkerung vollständig und umfassend vor den Feinstaub-Wirkungen geschützt ist.

Feinstaub hat bedeutende Wirkungen auf die Gesundheit der Bevölkerung

Für PM10 hat der Bundesrat im Jahr 1998, gestützt auf die Kriterien des Umweltschutzgesetzes USG, in der Luftreinhalte-Verordnung LRV folgende Immissionsgrenzwerte (IGW) festgelegt:

- > 20 µg/m³ für das Jahresmittel
- > 50 µg/m³ für das Tagesmittel (darf höchstens einmal pro Jahr überschritten werden)

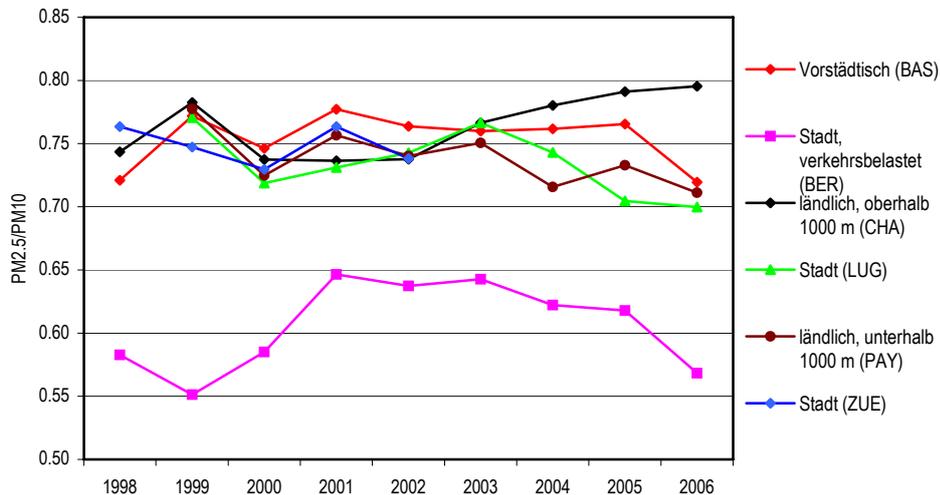
Diese IGW werden heute aber noch nicht eingehalten. Nachdem die PM10-Konzentrationen in den 90er-Jahren kontinuierlich gesunken sind (in Städten und Agglomera-

tionen um etwa $1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ pro Jahr) stagnieren sie seit Anfang 2000 auf einem zu hohem Niveau. Rund 40% der Bevölkerung – etwa 3 Millionen Menschen – sind ständig übermässigen über dem Jahresmittelgrenzwert liegenden Feinstaubbelastungen ausgesetzt. Das hat Folgen: Neben akuten Beschwerden und Erkrankungen kann die Feinstaubexposition zu chronischen Atemwegsbeschwerden und -erkrankungen führen, die Entstehung von Herz-Kreislauf-erkrankungen begünstigen sowie bei Kindern die Entwicklung der Lungen beeinträchtigen. Die Sterblichkeit nimmt zu, die Lebenserwartung wird verkürzt. Wegen der übermässigen Feinstaubbelastung sterben in der Schweiz jährlich etwa 3'000-4'000 Menschen frühzeitig, dabei gehen pro Jahr rund 40'000 Lebensjahre verloren (ARE 2004). Bezogen auf die ganze Bevölkerung führt die Feinstaubbelastung zu einer Reduktion der Lebenserwartung von rund 6 Monaten. Zum Vergleich: In der EU-25 wird die Lebenserwartung wegen Feinstaub im Durchschnitt um ca. 8.5 Monate verkürzt, in einzelnen Ländern sogar um ein Jahr oder mehr. Die EU schätzt, dass bei maximaler Ausschöpfung aller möglichen Massnahmen und einer entsprechenden Verminderung der Feinstaub-Belastung die Reduktion der Lebenserwartung im Jahr 2020 im Schnitt nur noch ca. 2.5 Monate betragen wird (CAFE 2005). Eine Verbesserung im proportional gleichen Ausmass ist auch in der Schweiz möglich, wenn alle Massnahmen zur Reduktion der Feinstaub-Belastung maximal ausgeschöpft werden (BUWAL 2005).

Nach umfassender Beurteilung der neusten epidemiologischen Studien zu Feinstaub und Gesundheit hat die Weltgesundheitsorganisation WHO im Jahr 2006 im Rahmen des Prozesses «WHO Air Quality Guidelines –Global Update 2005» für PM10 und PM2.5 folgende Richtwerte (Guidelines) festgelegt (WHO 2006): PM10: $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$ für das Jahresmittel, $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ für das Tagesmittel (99-Perzentilwert). PM2.5: $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ für das Jahresmittel, $25 \mu\text{g}/\text{m}^3$ für das Tagesmittel (99-Perzentilwert). Gemäss den Experten der WHO ist PM10 als Indikator für die meisten epidemiologischen Daten relevant und er wird weltweit am häufigsten gemessen. Die neuen PM10-Richtwerte der WHO und die wirkungsorientierten PM10-IGW der Schweiz sind gleichwertig. Es gibt deshalb keinen Grund, die PM10-Immissionsgrenzwerte der LRV zu ändern.

In der Schweiz sind PM10 und PM2.5 sehr eng korreliert. Je nach Standorttyp besteht PM10 zu 60 bis 80% aus PM2.5. Die Verhältnisse waren in den letzten Jahren sehr stabil (siehe folgende Abbildung).

Abb. 43 > PM_{2.5}/PM₁₀ Verhältnisse 1998–2005 an div. Nabel-Stationen.



In Strassennähe (z.B. Nabel-Station Bern) ist der Anteil der gröberen Partikelmasse wegen Abrieb und Aufwirbelung in der Feinstaub-Mischung am grössten, der Anteil der feinen PM_{2.5}-Partikel am geringsten (60%). In ländlichen Gegenden und an städtischen Stationen, welche zur Erfassung der Wohngebiete und der Exposition der Bevölkerung am relevantesten sind, liegt der PM_{2.5}-Anteil zwischen 70 und 80%. PM₁₀ ist daher auch ein guter Indikator für PM_{2.5}. Der Schweizer Jahresmittelgrenzwert von PM₁₀ von 20 µg/m³ entspräche einem PM_{2.5}-Grenzwert von 12-16 µg/m³. Um der gesundheitlichen Bedeutung der feineren Partikel innerhalb des PM₁₀ Rechnung zu tragen, schlägt die WHO einen Richtwert für PM_{2.5} von 10 µg/m³ vor. Diese Bewertung soll in der Schweiz berücksichtigt werden, indem bei den Massnahmen zur Verminderung der PM₁₀-Belastung besonders auf die Reduktion der feineren Partikel geachtet wird. Hingegen sieht die EKL in der heutigen Situation keine Notwendigkeit, einen neuen zusätzlichen Grenzwert für PM_{2.5}-Immissionen in der Aussenluft in der LRV vorzuschlagen. Bezüglich PM_{2.5} ist die Situation aber periodisch zu überprüfen und in spätestens 5 Jahren neu zu bewerten.

Neuere Studien zeigen, dass Partikel in Strassennähe im Verhältnis zu ihrer Masse besonders schädlich sind. Dabei ist aber nicht klar, ob die spezielle chemische Zusammensetzung, die grössere spezifische Oberfläche (grössere Anzahl der ultrafeinen Partikel), die erhöhten NO₂-Konzentrationen in Strassennähe oder das Zusammenwirken mehrerer Faktoren für die beobachteten Wirkungen verantwortlich sind. Zum Schutz der Gesundheit der Bevölkerung scheint eine Reduktion der verkehrsbedingten Emissionen aber besonders effizient zu sein.

Eine besonders toxische Komponente der Feinstaub-Mischung ist der (Diesel)russ. Toxikologische Studien und Studien am Arbeitsplatz zeigen, dass (Diesel)russ Krebs erregend ist. Menschen, die am Arbeitsplatz Dieselruss ausgesetzt sind, haben ein 30-

50% höheres Lungenkrebsrisiko als Personen, welche am Arbeitsplatz diese Exposition nicht haben. Dieseleruss ist in der LRV als Krebs erzeugender Stoff aufgeführt. Die Emissionen dieser Stoffe sind so gering wie möglich zu halten.

Eine grosse Studie der amerikanischen Krebsgesellschaft konnte einen statistisch signifikanten Zusammenhang zwischen einer übermässigen Feinstaub-Belastung (PM2.5) und einem erhöhten Krebsrisiko für die Allgemeinbevölkerung aufzeigen. Werden die Risikofaktoren dieser Studie mit der PM2.5-Belastung der Schweizer Bevölkerung und der BFS-Statistik für Lungenkrebsmortalität in Beziehung gesetzt, lässt sich abschätzen, dass die übermässigen Feinstaub-Immissionen in der Schweiz jährlich etwa 300 Lungenkrebsfälle verursachen könnten (ARE 2004). Wie viele dieser Fälle den Dieseleruss-Immissionen angelastet werden können, ist schwierig zu bestimmen. Gemäss einer Studie aus Deutschland (LAI 1992) werden aber 70-80% des luftschadstoffbedingten Krebsrisikos durch Dieselmotoremissionen verursacht.

Russ – immissionsseitig oft als EC (elementarer Kohlenstoff, elemental carbon) bezeichnet – wird in der Schweiz nur an wenigen Stationen und erst seit kürzerer Zeit gemessen. Für eine zuverlässige Abschätzung der tatsächlichen Russ-Belastung der Bevölkerung sind noch zu wenige Daten vorhanden. Eine grobe Schätzung ergibt, dass die heutigen Russ-Immissionen in der Schweiz im bevölkerungsgewichteten Mittel etwa zwischen $2 \mu\text{g}/\text{m}^3$ und $3 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (EC, Jahresmittelwert) liegen dürften - etwa 10% der PM10-Belastung besteht aus EC. Auch die maximal tolerierbaren EC-Immissionen lassen sich nur grob abschätzen. Basierend auf den Resultaten einer kürzlich veröffentlichten Studie der deutschen Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Immissionsschutz (LAI 2006) und einem Rechtsgutachten betreffend Grundlagen für die Anordnung verschärfter Emissionsbegrenzungen bei kanzerogenen Luftschadstoffen (Brunner 2000) ergäbe sich eine maximal tolerierbare Konzentration (Beurteilungsmassstab) von ca. $0.1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ EC im Jahresmittel. Die Abschätzungen zeigen, dass die heutigen Russ-Belastungen der Atemluft deutlich über den tolerierbaren Werten liegen und einen gewichtigen Risikofaktor für den Lungenkrebs darstellen. Das vom Schadstoff Russ ausgehende Risiko für die Bevölkerung liegt heute mehr als 100-mal über einem USG-konformen Risiko. Es genügt dem Schutzanspruch der Bevölkerung bei weitem nicht und muss deutlich reduziert werden. Das heisst, längerfristig sollten höchstens noch 100-200 Tonnen Russ pro Jahr (grobe Schätzung) in die Atemluft der Schweiz gelangen. Im Jahr 2000 waren es noch zwischen 2000 und 4000 Tonnen pro Jahr. Es ist deshalb dringend notwendig, die Russ-Immissionen gemäss dem Minimierungsgebot für kanzerogene Stoffe weiter zu reduzieren.

Generell wäre es wünschenswert, zusätzlich zum IGW für PM10 speziell auch für die feinen Verbrennungsaerosole einen Grenzwert festzulegen. Für Russ (EC) liegen aber noch zu wenig Expositions-Daten und zu wenig Studien mit Expositions-Wirkungsbeziehungen für einen Grenzwert-Vorschlag vor. Für andere Indikatoren der Auswirkung von Feinstaub auf die Gesundheit der Menschen wie Partikeloberfläche, Partikelzahl oder PM1 liegt nur eine sehr begrenzte Anzahl von Studien vor. Zurzeit gibt es noch zuwenige Grundlagen für eine Regelung. Die Situation soll aber im Licht von neuen wissenschaftlichen Erkenntnissen in 5 Jahren durch die EKL neu bewertet werden.

Bezogen auf die heutige Immissionsituation ist Feinstaub aus lufthygienischer Sicht der Luftschadstoff mit den gravierendsten gesundheitlichen Auswirkungen. Massnahmen zur Reduktion der Feinstaubbelastung sollten aus Sicht der EKL zum Schutz der Gesundheit mit hoher Priorität umgesetzt werden. Um die Gesundheit der Bevölkerung zu schützen, stehen die Einhaltung des LRV-Jahresmittel-Immissionsgrenzwertes für PM10 und die Reduktion der Russbelastung im Vordergrund. So haben dauerhaft wirksame Massnahmen erste Priorität.

Für die übermässige Feinstaubbelastung sind viele verschiedene Verursacher verantwortlich, nur ein breites Bündel von Massnahmen kann zur Reduktion führen. Um die Belastung unter die PM10-IGW zu senken, müssen die Feinstaubemissionen etwa halbiert werden. Zudem müssen die Emissionen von Krebs erregendem Russ drastisch reduziert werden. Es zeigt sich, dass mit den bisher rechtskräftig beschlossenen Massnahmen das Emissionsziel für primären Feinstaub auch bis 2020 nicht erreicht werden kann. Eine Vielzahl von zusätzlichen Massnahmen ist dazu nötig, sowohl bei den primären Feinstaubemissionen als auch bei den gasförmigen Vorläuferschadstoffen zur Reduktion von sekundärem PM10. Der «Aktionsplan gegen Feinstaub» des UVEK ist ein wichtiger Schritt in die richtige Richtung. Damit sollten die besonders schädlichen Russimmissionen schneller gesenkt werden können. Er reicht aber nicht, um die übermässigen PM10-Immissionen zu beseitigen. Der Bundesrat erarbeitet zurzeit die vom Parlament verlangte Aktualisierung des Luftreinhaltekonzeptes. Das Konzept soll darlegen, wie die Luftreinhalte-Ziele bei allen Schadstoffen erreicht werden können.

Aufgrund der langen atmosphärischen Verweilzeit spielt auch der Ferntransport der Partikel eine Rolle. Massnahmen müssen daher nicht nur auf lokaler, regionaler und nationaler sondern auch auf europaweiter Ebene (im Rahmen der UNECE-Konvention von Genf über weiträumige grenzüberschreitende Luftverschmutzung und der EU Luftqualitätsdirektiven) gesetzt werden.

Die heute absehbaren und bis 2020 zu erwartenden technischen Fortschritte sollten es zusammen mit Massnahmen zur Senkung des Energie- und Treibstoffverbrauchs erlauben, die übermässigen Immissionen weitgehend zu beseitigen und dem Schutzauftrag für Mensch und Umwelt nachzukommen. Dazu braucht es aber eine zielorientierte, effiziente und griffige Umweltschutzpolitik. Dass sich die Anstrengungen lohnen, zeigen die Schweizer Studien SCARPOL und SAPALDIA: Wenn der Schadstoffgehalt der Luft abnimmt, verbessert sich die Gesundheit von Kindern und Erwachsenen relativ rasch. Massnahmen zur Verbesserung der Luftqualität haben einen messbaren positiven Einfluss auf die Gesundheit der Bevölkerung.

7 > Schlussfolgerungen und Empfehlungen

Zur Beurteilung der Feinstaub-Immissionen hat der Bundesrat 1998 in der Luftreinhalte-Verordnung (LRV) Immissionsgrenzwerte für PM10 festgelegt. Seither wurden viele zusätzliche Erkenntnisse zu den Verursachern der Feinstaub-Belastung, zu Messverfahren, zu Immissionsmessungen und -zusammensetzung sowie zur Exposition der Bevölkerung und den gesundheitlichen Wirkungen von Feinstaub gewonnen. Die Eidgenössische Kommission für Lufthygiene hat den vorliegenden Bericht erarbeitet, welcher die Quellen, Belastungen, Auswirkungen und Massnahmen zur Reduktion der Belastung aus Sicht der Kommission aufzeigt. Aus dem derzeitigen Stand des Wissens zieht die Kommission die folgenden Schlüsse und gibt folgende Empfehlungen ab:

1. Zu hohe Schadstoff-Emissionen und übermässige Feinstaub-Immissionen (PM10) sind weiterhin ein Problem in der Schweiz, Am stärksten betroffen sind Menschen in den Städten und Agglomerationen sowie entlang vielbefahrener Strassen. Die bestehenden Jahres-Grenzwerte der LRV werden dort regelmässig überschritten und gut 3 Millionen Menschen, rund 40% der Bevölkerung atmen regelmässig zuviel gesundheitsschädigenden Feinstaub ein.
2. Feinstaub hat bedeutende Wirkungen auf die Gesundheit der Bevölkerung. Viele Studien zeigen konsistent Zusammenhänge zwischen der Höhe der Feinstaub-Belastung (PM10, PM2.5, Russ) und verschiedenen akuten und chronischen gesundheitlichen Problemen sowie dem Risiko, frühzeitig zu sterben. Die krankmachenden Auswirkungen beginnen ohne erkennbare Schwelle bereits bei sehr niedrigen Schadstoff-Konzentrationen. Das Spektrum der Wirkungen ist gross. **Auswirkungen von kurzfristig erhöhten Belastungen sind z.B.:** eine Verschlechterung des Befindens bei Personen mit Asthma und chronischer Bronchitis, eine Häufung von Atemwegssymptomen und Infektionskrankheiten der Atemwege bei Kindern, eine reversible Verschlechterung der Lungenfunktion, eine Zunahme von Arztbesuchen und Spitaleintritten wegen Herz- und Atemwegserkrankungen, eine Zunahme von Herzrhythmusstörungen sowie eine Zunahme von Herzinfarkten, - eine höhere akute Sterblichkeit von Erwachsenen mit Herz- und/oder Lungenerkrankungen. **Auswirkungen von langfristig erhöhten Belastungen sind z.B.:** Die Entwicklung von chronischen Atemwegserkrankungen bei Kindern, die dauerhafte Verschlechterung der Lungenfunktion, die Erhöhung der Säuglingssterblichkeit auf Grund von Atemwegserkrankungen, die Erhöhung der Mortalität von Erwachsenen auf Grund von Herz- und Atemwegserkrankungen und Lungenkrebs (Reduktion der Lebenserwartung). Kleinkinder, Kinder und auch bestimmte Gruppen der erwachsenen Bevölkerung (z.B. Personen mit bestehenden Atemwegserkrankungen) reagieren besonders empfindlich auf Feinstaub.
3. In Studien weltweit sind die gesundheitlichen Wirkungen von Feinstaub am besten und umfassendsten anhand des Indikators PM10 dokumentiert, so auch in der Schweiz. PM10 ist weiterhin ein guter Indikator zur Beurteilung der Wirkungen

von Feinstaub. Auch neuere Studien bestätigen die Richtigkeit der schweizerischen Grenzwerte. Die Immissionsgrenzwerte der Schweiz für PM10 sind zudem mit den neuesten PM10-Richtlinien der WHO konform. Die WHO-Richtlinien sind wirkungsorientiert. Auch das Umweltschutzgesetz der Schweiz verlangt eine wirkungsorientierte Festlegung der Grenzwerte. Die PM10-Immissionsgrenzwerte der LRV sollen deshalb aufgrund des aktuellen Standes des Wissens und der Erfahrung beibehalten werden.

4. Gemäss WHO ist PM2.5 zur Beurteilung der chronischen gesundheitlichen Wirkungen von Feinstaub besser geeignet als PM10. Die Fraktion der groben Partikel wird von der WHO aber auch als nicht ungefährlich eingestuft. PM2.5 wird vor allem in US-Studien als ein guter Indikator zur Beurteilung der chronischen Wirkungen von Feinstaub verwendet. Aufgrund der Resultate von epidemiologischen Studien schlägt die WHO, zusätzlich zum PM10-Richtwert, einen PM2.5-Richtwert von $10\mu\text{g}/\text{m}^3$ vor. In der Schweiz sind PM10 und PM2.5 sehr hoch ($r > 0.9$ für Tagesmittelwerte) korreliert. Die EKL ist der Auffassung, dass PM10 deshalb in der Schweiz nicht nur ein Indikator für die Fraktion der groben und feinen Partikel zusammen sondern auch ein guter Indikator für PM2.5 ist. Ausser in den USA gibt es weltweit - auch in der Schweiz - erst wenige epidemiologische Studien mit PM2.5 als Indikator. Aus diesen Gründen schlägt die Eidgenössische Kommission für Lufthygiene zurzeit zusätzlich zum Grenzwert für PM10 keinen Grenzwert für PM2.5 vor. Im Hinblick auf einen möglichen PM2.5-Immissionsgrenzwert ist die Situation aber weiterhin im Auge zu behalten und in spätestens 5 Jahren wieder zu bewerten.
5. In der Schweiz besteht PM10 je nach Standorttyp zu 60 bis 80% aus PM2.5-Anteilen. Der Schweizer Jahresmittelgrenzwert von PM10 von $20\mu\text{g}/\text{m}^3$ entspräche einem Jahresmittelwert von PM2.5 von $12\text{--}16\mu\text{g}/\text{m}^3$. Um der gesundheitlichen Bedeutung der feineren Partikel innerhalb der PM10-Mischung und dem WHO-Richtwert für PM2.5 von $10\mu\text{g}/\text{m}^3$ Rechnung zu tragen, soll bei Massnahmen zur Verminderung der PM10-Belastung in der Schweiz besonders auf die Reduktion der feineren Partikel geachtet werden.
6. Für andere Indikatoren der Auswirkung von Feinstaub auf die Gesundheit wie PM1, Russ, Partikeloberfläche oder Partikelanzahl liegt bisher nur eine sehr begrenzte Anzahl von Studien vor. Die Datenbasis ist noch ungenügend, um gestützt darauf einen Grenzwert zu empfehlen. Die Situation soll im Licht von neuen wissenschaftlichen Erkenntnissen in spätestens 5 Jahren durch die EKL neu bewertet werden.
7. Ein besonderes Augenmerk ist den Russpartikeln zu widmen, welche von Dieselmotoren ohne wirksame Abgasfilter ausgestossen werden und bei der schlechten Verbrennung von Biomasse wie z.B. Holz entstehen. Russpartikel sind krebserregend. Für krebserregende Substanzen gilt gemäss LRV ein Minimierungsgebot. Um dem verfassungsmässigen Schutzanspruch der Bevölkerung gerecht zu werden, sollten die Russkonzentrationen (EC) in der Aussenluft im Jahresmittel $0.1\mu\text{g}/\text{m}^3$ nicht übersteigen. Heute liegen die Maximalwerte in Strassennähe noch bei $5\mu\text{g}/\text{m}^3$. Längerfristig sollten deshalb nicht mehr als 100-200 Tonnen Russ in die Atemluft der Schweiz gelangen, im Jahr 2000 waren es noch zwischen 2000 und

4000 Tonnen. Erste kontinuierliche Russmessungen im schweizerischen NABEL-Messnetz wurden vor 2 Jahren aufgenommen. Sie sind aber zu intensivieren, um eine bessere Abschätzung der Russbelastung der Bevölkerung zu ermöglichen und zur Erfolgskontrolle von Massnahmen (z.B. Partikelfilter).

8. Die gesundheitlichen Folgen einer ständig zu hohen Feinstaubbelastung sind bedeutender als deren Auswirkungen während kurzzeitigen Smogepisoden. Um die Gesundheit der Bevölkerung nachhaltig zu schützen, muss die Belastung dauerhaft gesenkt werden. Massnahmen, die während Smogepisoden kurzfristig und temporär angeordnet werden, können zwar die Belastung etwas lindern. Der Schutz der Bevölkerung gemäss den Kriterien des USG und der LRV erfordert aber die rasche Realisierung von weiteren dauerhaft wirksamen Massnahmen.
9. Feinstaub ist keine Reinsubstanz, sondern ein komplexes Gemenge von primären und sekundär gebildeten Anteilen. Um die PM10-Immissionen unter die Grenzwerte zu senken, müssen sowohl die Emissionen von direkt emittierten primären PM10-Partikeln als auch die Emissionen der Vorläufergase (NO_x, VOC, NH₃, SO₂), aus denen sich die sekundären Anteile bilden, gegenüber dem Stand von heute etwa halbiert werden. Mit den bisher rechtskräftig beschlossenen Massnahmen können diese Ziele nicht erreicht werden. Im Bericht Weiterentwicklung des Luftreinhalte-Konzepts (BUWAL 2005) wurde untersucht, mit welchen zusätzlichen Massnahmen die Emissionsziele erreicht werden können. Es zeigte sich, dass bei Ausschöpfung der technischen Möglichkeiten und bei besonderen Anstrengungen im Vollzug die Ziele bis 2020 erreichbar wären. Dazu ist eine Vielzahl von weiteren Massnahmen nötig. Neben reinen Luftreinhalte-Massnahmen sind auch solche zur Verminderung des Brenn- und Treibstoffverbrauchs unabdingbar. Zusätzlich zu diesen Zielsetzungen müssen die Emissionen der kanzerogenen PM-Bestandteile (z.B. Russ) weitestgehend (so weit wie technisch möglich) vermieden werden.
10. Die EKL empfiehlt dem Bundesrat, auf der Grundlage bestehender Gesetze (namentlich CO₂-Gesetz, EnG, LWG, SVG und USG) folgende dauerhaft wirksame Massnahmen so rasch als möglich zu realisieren:
 - eine weitere Verschärfung der Abgasvorschriften für dieselbetriebene Personen-, Liefer- und Lastwagen sowie für Busse (Anpassung an den bestmöglichen Stand der Technik – mit Partikelfilter und DeNO_x-Systemen);
 - die Einführung strenger Abgasvorschriften mit periodischen Abgaskontrollen für Motorräder, Skooter, Baumaschinen und Traktoren;
 - den Erlass energetischer Anforderungen für das Inverkehrbringen von Personewagen und begleitend die finanzielle Förderung verbrauchsarmer Motoren für Personewagen (z.B. mittels eines Bonus-/Malus-Systems);
 - Strenge Grenzwerte und stichprobenartige Kontrollen für mit Biomasse betriebene Feuerungen und Heizungen. Eine Verschärfung der LRV-Vorschriften für bestimmte Anlagen von Industrie und Gewerbe (z.B. Stahlwerke/ Metallindustrie). Eine Harmonisierung des Vollzugs der Partikelfilterpflicht auf allen Baustellen;

- den konsequenten Vollzug vorsorglicher Emissionsbegrenzungen nach LRV zur Senkung der landwirtschaftlichen Ammoniak-Emissionen durch Anwendung des Standes der Technik betreffend emissionsarme Stallsysteme sowie emissionsarme Güllelagerung und Hofdüngerausbringung. Die Förderung von emissionsarmen Techniken mit dem AP2011 Programm «Nachhaltige Nutzung natürlicher Ressourcen». Die Evaluation des Einbezugs von lufthygienischen Auflagen bei den Direktzahlungen (ÖLN);
- die Einführung einer griffigen CO₂-Abgabe auch auf fossilen Treibstoffen (inkl. Diesel);
- die Kompetenz zum Erlass von Vorschriften über die Energieeffizienz von Anlagen auszuschöpfen und alternative Energien finanziell verstärkt zu fördern.

Sodann empfiehlt die EKL dem Bund und den Kantonen, im Gebäudebereich die verbindliche Einführung des Minergiestandards.

Der Bevölkerung empfiehlt die EKL durch die Wahl energieeffizienter Fahrzeuge und Geräte sowie einen zielgerichteten Einsatz dieser Anlagen zur Reduktion des Feinstaubes beizutragen.

8 > Literaturverzeichnis nach Kapitel

> Einleitung

BUWAL, 1996: Schwebestaub. Messung und gesundheitliche Bewertung. Bericht der Eidgenössischen Kommission für Lufthygiene. Herausgegeben vom Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft, Schriftenreihe Umwelt Nr. 270, Bern

EU, 1999: Richtlinie 1999/30/EG des Rates vom 22. April 1999 über Grenzwerte für Schwefeldioxid, Stickstoffdioxid und Stickstoffoxide, Partikel und Blei in der Luft. Amtsblatt der Europäischen Gemeinschaften 29. Juni

EU, 2004: Second Position Paper on Particulate Matter. CAFE Working Group on Particulate Matter. December

EU, 2005: Vorschlag für eine Richtlinie des Europäischen Parlaments und des Rates über die Luftqualität und saubere Luft für Europa (von der Kommission vorgelegt). Brüssel 21. September 2005, KOM447 endgültig

Postulat Stump. Nr. 05.3439. Bericht Feinstaub

US-EPA, 2006: U.S. Environmental Protection Agency, Air and Radiation Office, National Ambient Air Quality Standards (NAAQS), Stand Dezember 2006

WHO, 2003: Health Aspects of Air Pollution with Particulate Matter, Ozone and Nitrogen Dioxide. Report on a WHO Working Group, Copenhagen WHO Regional Office for Europe, EUR/03/5042688

WHO, 2004a: Meta-analysis of Time Series Studies and Panel Studies of Particulate Matter and Ozone. Copenhagen, WHO Regional Office for Europe, EUR/04/5042688

WHO, 2004b: Health Aspects of Air Pollution – Answers to Follow-up Questions from CAFE. Report on a WHO Working Group Meeting, Copenhagen WHO Regional Office for Europe, EUR/04/5046026

WHO, 2006: WHO Air Quality Guidelines for particulate matter, ozone, nitrogen dioxide and sulfur dioxide – Global Update 2005. Summary of risk assessment. WHO Press, World Health Organization WHO, 20 Avenue Appia, 1211 Geneva 27, Switzerland www.euro.who.int/Document/E87950.pdf

> **Kapitel 1**

Alves C.A., Pio C. A., Duarte A. C., 2000: Particulate Size Distributed Organic Compounds in an Forest Atmosphere, *Environmental Science and Technology* 24, 4287–4293

ASTRA, 2003: Verifikation von PM10-Emissionsfaktoren des Strassenverkehrs; Forschungsprojekt ASTRA 2000/415, Bern

EPA, 2003: Air Quality Criteria for Particulate matter. Forth External Review Draft (June 2003)

Gard E.E. et al., 1998: Direct Observation of Heterogeneous Chemistry in the Atmosphere, *Science* 279, 1184–1187

Hinds, W.C., 1999: *Aerosol Technology; Properties, Behavior and Measurement of Airborne Particles*. New York, John Wiley & Sons.

Hüglin C., 2000: Anteil des Strassenverkehrs an den PM10- und PM2.5-Immissionen, NFP41 Verkehr und Umwelt, Schlussbericht, Ed. Programmleitung NFP41, Bern

Hüglin C., Gehrig R., Baltensperger U., Gysel M., Monn C., Vonmont H., 2005: Chemical characterisation of PM2.5, PM10 and coarse particles at urban, near-city and rural sites in Switzerland, *Atmospheric Environment* 39, 637–651

Jaenicke R., 1982: Physical Aspects of the Atmospheric Aerosol. In: *Chemistry of the Unpolluted and Polluted Troposphere*, D. Reidel Publishing Company, Dordrecht.

Kalberer M. et al., 2004: Identification of Polymers as Major Components of Atmospheric Organic Aerosols; *Science* 303, 1659–1662

Naoe H., Okada K., 2001: Mixing properties of submicrometer aerosol particles in the urban atmosphere with regard to soot particles, *Atmospheric Environment* 35, 5765–57720

Putaud J.-P. et al., 2003: A European Aerosol Phenomenology, EUR 20411 EN

Ro C.-U. et al., 2000: Determination of Chemical Species in Individual Aerosol Particles Using Ultrathin Window EPMA, *Environmental Science and Technology* 34, 3023–3030

Schauer J. J., Rogge W. F., Hildemann L. M., Mazurek M. A., Cass G.R., 1996: Source Apportionment of Airborne Particulate Matter using Organic Compounds as Tracers, *Atmospheric Environment* 30, 3837–3855

Tolocka M. P. et al., 2004: Formation of Oligomers in Secondary Organic Aerosol, *Environmental Science and Technology* 38, 1428–1434

Turpin B. J., Saxena, P., Andrews E., 2000: Measuring and simulating particulate organics in the atmosphere: problems and prospects, Atmospheric Environment 34, 2983–3013

> **Kapitel 2**

ASTRA, 2003: Verifikation von PM10-Emissionsfaktoren des Strassenverkehrs; Forschungsprojekt ASTRA 2000/415, Bern.

BAFU, in Vorbereitung: Emissionsinventar für Luftschadstoffe. EMIS. Bundesamt für Umwelt, BAFU, Bern (Publikation in Vorbereitung).

BUWAL, 2002: PM10-Emissionen des Verkehrs. Statusbericht Schienenverkehr. Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft BUWAL, Umwelt-Materialien Nr. 144 – Luft, Bern.

BUWAL, 2005: Weiterentwicklung des Luftreinhalte-Konzepts. Stand, Handlungsbedarf, mögliche Massnahmen. Herausgegeben vom Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft BUWAL, Schriftenreihe Umwelt Nr. 379, Bern.

EKL, 2005: Stickstoffhaltige Luftschadstoffe in der Schweiz. Statusbericht der Eidgenössischen Kommission für Lufthygiene. Herausgegeben vom Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft BUWAL. Schriftenreihe Umwelt Nr. 384. Bern.

UNECE, 1999: Protokoll vom 30. November 1999 zum Übereinkommen von 1979 betreffend die Verringerung von Versauerung, Eutrophierung und bodennahem Ozon. Inkraftgetreten im Dezember 2005.

> **Kapitel 3**

ARE, 2004: Externe Gesundheitskosten durch verkehrsbedingte Luftverschmutzung in der Schweiz, Aktualisierung für das Jahr 2000. Bundesamt für Raumentwicklung, Bern.

BUWAL, 2001: Massnahmen zur Reduktion der PM10-Emissionen. Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft, Umwelt-Materialien Nr. 136, Bern.

BUWAL, 2003: Modelling of PM10 and PM2.5 ambient concentrations in Switzerland 2000 and 2010. Bundesamt für Umwelt, Umwelt-Materialien Nr. 169, Bern.

BUWAL, 2005: Weiterentwicklung des Luftreinhaltekonzepts, Stand, Handlungsbedarf, mögliche Massnahmen. Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft, Schriftenreihe Umwelt Nr. 379, Bern.

CEN, 1998: Air Quality – Determination of the PM10 fraction of suspended particulate matter – Reference method and field test procedure to demonstrate reference equivalence of measurement methods. EN 12341.

CEN, 2005: Ambient Air Quality – Reference gravimetric measurement method for the determination of the PM2.5 mass fraction of suspended particulate matter. EN 14907.

EMPA, 2005: Technischer Bericht zum Nationalen Beobachtungsnetz für Luftfremdstoffe (NABEL). Dübendorf.

Gehrig, R. and Buchmann, B., 2003: Characterising seasonal variations and spatial distribution of ambient PM10 and PM2.5 concentrations based on long-term Swiss monitoring data. *Atmos. Environ.* 37(19): 2571–2580.

Gehrig, R. and Hofer, P., 2000: Parallel measurements of PM10 and total suspended particles (TSP) – Estimation of PM10-characteristics from TSP data. *Gefahrst. Reinhalt. Luft* 60(10): 389–394.

Gehrig, R., Hueglin, C., Schwarzenbach, B., Seitz, T. and Buchmann, B., 2005: A new method to link PM10 concentrations from automatic monitors to the manual gravimetric reference method according to EN12341. *Atmos. Environ.* 39(12): 2213–2223.

Hinds, W. C., 1999: *Aerosol Technology; Properties, Behavior and Measurement of Airborne Particles*. New York, John Wiley & Sons.

Hüglin C., 2000: Anteil des Strassenverkehrs an den PM10- und PM2.5-Immissionen, NFP41 Verkehr und Umwelt, Schlussbericht, Ed. Programmleitung NFP41, Bern

ISO, 1995: Air quality – Particle size fraction definitions for health related sampling. ISO 7708.

Oberdorster, G., Oberdorster, E. and Oberdorster, J., 2005. Nanotoxicology: An emerging discipline evolving from studies of ultrafine particles. *Environ. Health Perspect.* 113(7): 823.

UMEG, 1999. Prüfung des DIGITEL Staubsammlers DHA80 mit PM10-Einlass nach prEN 12341, UMEG Karlsruhe: 87.

> **Kapitel 4.1 und 4.2**

Becker S, Soukup JM, Gallagher JE, 2002: Differential particulate air pollution induced oxidant stress in human granulocytes, monocytes and alveolar macrophages. *Toxicology in Vitro*; 16: 209-218

Becker S, Soukup JM, Sioutas C, Cassee FR, 2003: Response of human alveolar macrophages to ultrafine, fine and coarse urban air pollution particles. *Experimental Lung Research*; 29: 29-44

Calderon-Garciduenas L, Reed W, Maronpot RR, Henriquez-Roldan C, Delgado-Chavez R, Calderon-Garciduenas A, Dragustinovis I, Franco-Lira M, Aragon-Flores M, Solt AC, Al-tenburg M, Torres-Jardon R, Swenberg JA, 2004: Brain inflammation and Alzheimer's-like pathology in individuals exposed to severe air pollution. *Toxicol Pathology*; 32: 650-658.

Choi JH, Kim JS, Kim YC, Kim YS, Chung NH, Cho MH, 2004: Comparative study of PM_{2.5}- and PM₁₀-induced oxidative stress in rat lung epithelial cells. *J Vet Sci*; 5: 11-18

Diociaiuti M, Balduzzi M, De Berardis B, Cattani G, Stacchini G, Ziemacki G, Marconi A, Paoletti L, 2001: The Two PM_{2.5} (Fine) and PM_{2.5-10} (Coarse) Fractions: Evidence of Different Biological Activity. *Env Research*; 86: 254-62

Donaldson K, Beswick PH, Gilmour PS, 1996: Free radical activity associated with the surface of particles: a unifying factor in determining biological activity? *Toxicology Letters*; 88: 293-298

EPA (US Environmental Protection Agency, Editor), 2004: Air quality criteria for particulate matter. EPA/600/P-99/002aF. Washington, DC.

Fromme H, Bolte G, Roscher E, 2005: Umweltmedizinische Bedeutung von Dieseleruss/Feinstaub. Bayerisches Landesamt für Gesundheit und Lebensmittelsicherheit Erlangen; Materialien zur Umweltmedizin, Band 11.

Geiser M, Rothen-Rutishauser B, Kapp N, Schurch S, Kreyling W, Schulz H, Semmler M, Im Hof V, Heyder J, Gehr P, 2005: Ultrafine particles cross cellular membranes by nonphagocytic mechanisms in lungs and in cultured cells. *Environ Health Perspect*; 113 (11): 1555-1560

Ghio AJ, Huang Y-C T, 2004: Exposure to Concentrated Ambient Particles (CAPs): A Review. *Inhalation Toxicology*; 16: 53-59

Kappos AD, Bruckmann P, Eikmann T, Englert N, Heinrich U, Höppe P, Koch E, Krause GHM, Kreyling WG, Rauchfuss K, Rombout P, Schulz-Klemp V, Thiel WR, Wichmann HE, 2004: Health effects of particles in ambient air. *Int J Hyg Environ Health*; 207: 399-407

Li N, Sioutas C, Cho A, Schmitz D, Misra C, Sempf J, Wang M, Oberley T, Froines J, Nel A, 2003: Ultrafine particulate pollutants induce oxidative stress and mitochondrial damage. *Environ Health Perspect*; 111 (4): 455-460.

Mills NL, Amin N, Robinson SD, Anand A, Davies J, Patel D, de la Fuente JM, Cassee FR, Boon NA, Macnee W, Millar AM, Donaldson K, Newby DE, 2006: Do inhaled carbon nanoparticles translocate directly into the circulation in humans? *Am J Respir Crit Care Med*; 173: 426-431.

Monn C, Becker S, 1999: Cytotoxicity and induction of proinflammatory cytokines from human monocytes exposed to fine (PM_{2.5}) and coarse particles (PM_{10-2.5}) in outdoor and in-door air. *Toxicology and Applied Pharmacology*; 155: 245-252

Nemmar A, Hoet PHM, Vanquickenborne B, Dinsdale D, Thomeer M, Hoylaerts MF, Vanbil-loen H, Mortelmans L, Nemery B., 2002: Passage of inhaled particles into the blood circulation in humans. *Circulation*; 105: 411-414.

Oberdörster G, Oberdörster E, Oberdörster J: Nanotoxicology: An emerging discipline evolving from studies of ultrafine particles. *Environ Health Perspect* 2005; 113 (7): 823-839.

Riedl M, Diaz-Sanchez D, 2005: Biology of diesel exhaust effects on respiratory function. *J Allergy Clin Immunol*; 115: 221-228.

Schins PF, Lightbody JH, Borm PJA, Shi T, Donaldson K, Stone V, 2004: Inflammatory effects of coarse and fine particulate matter in relation to chemical and biological constituents. *Toxicology and Applied Pharmacology*; 195: 1-11

Soukup JM, Becker S, 2001: Human Alveolar Macrophage Responses to Air Pollution Particulates Are Associated with Insoluble Components of Coarse Material, Including Particulate Endotoxin. *Toxicology and Applied Pharmacology*; 171: 20-26

Sydbom A, Blomberg A, Parnia S, Stenfors N, Sandström T, Dahlén S-E, 2001: Health effects of diesel exhaust emissions. *Eur Respir J*; 17:733-746

Tao F, Gonzales-Flecha B, Kobik L, 2003: Reactive Oxygen Species in Pulmonary Inflammation by Ambient Particulates. *Free Radical Biology & Medicine*; 35: 327-40.

Tran CL, Buchanan D, Cullen RT, Searl A, Jones AD, Donaldson K, 2000: Inhalation of poorly soluble particles. II. Influence of particle surface area on inflammation and clearance. *In-halation Toxicology*; 12: 1113-1126

Wiebert P, Sanchez-Crespo A, Seitz J, Falk R, Philipson K, Kreyling WG, Moller W, Sommerer K, Larsson S, Svartengren M., 2006a: Negligible clearance of ultrafine particles retained in healthy and affected human lungs. *Eur Respir J*; 28 (2): 286-290.

Wiebert P, Sanchez-Crespo A, Falk R, Philipson K, Lundin A, Larsson S, Moller W, Kreyling WG, Svartengren M., 2006b: No significant translocation of inhaled 35-nm carbon particles to the circulation in humans. *Inhal Toxicol*; 18 (10): 741-747.

> **Kapitel 4.4 und 4.5**

Abbey DE, Burchette RJ, Knutsen SF, McDonnell WF, Lebowitz MD, Enright PL, 1998: Long-term particulate and other air pollutants and lung function in nonsmokers. *Am J Respir Crit Care Med*; 158: 289-298.

Abbey DE, Nishino N, McDonnell WF, 1998: Development of chronic productive cough as associated with long-term ambient inhalable particulate pollutants (PM10) in nonsmoking adults: the AHSMOG study. *Appl Occup Environ Hyg*; 13/6: 444-452.

Ackermann-Lieblich U, Leuenberger P, Schwartz J, Schindler C, Monn C, Bolognini G, Bongard JP, Brändli O, Domenighetti G, Elsasser S, Grize L, Karrer W, Keller R, Keller-Wossidlo H, Künzli N, Martin BW, Medici TC, Perruchoud AP, Schöni MH, Tschopp JM, Villiger B, Wüthrich B, Zellweger JP, Zemp E and SAPALDIA- Team, 1997: Lung function and long term exposure to air pollutants in Switzerland. *Am J Respir Crit Care Med*; 155: 122-129.

Aga E, Samoli E, Touloumi G, Anderson HR, Cadum E, Forsberg B, Goodman P, Goren A, Kotesovec F, Kriz B, Macarol-Hiti M, Medina S, Paldy A, Schindler C, Sunyer J, Tittanen P, Woityniak B, Zmirou D, Schwartz J, Katsouyanni K, 2003.: Short-term effects of ambient particles on mortality in the elderly: results from 28 cities in the APHEA2 project. *Eur Respir J*; 21: suppl 40, 28s-33s.

Anderson HR, Bremner SA, Atkinson R, Harrison RM, Walters S., 2001: Particulate matter and daily mortality and hospital admissions in the west midlands conurbation of the United Kingdom: associations with fine and coarse particles, black smoke and sulphate. *Occup Environ Med*; 58: 504-510

Anderson HR, Atkinson RW, Peacock JL, Marston L, Konstantinou K., 2004: Meta-analysis of time-series studies and panel studies of particulate matter (PM) and ozone (O₃) Report of a WHO task group. WHO Regional Office for Europe, Copenhagen, www.euro.who.int/document/E82792.pdf

Atkinson RW, Anderson HR, Sunyer J, Ayres J, Baccini M, Vonk JM, Boumghar A, Forastiere F, Forsberg B, Touloumi G, Schwartz J, Katsouyanni K., 2001: Acute effects of particulate air pollution on respiratory admissions. Results from APHEA 2 Project. *Am J Respir Crit Care Med*; 164: 1860-1866.

Avol EL, Gaudermann WJ, Tan SM, London SJ, Peters JM, 2001: Respiratory effects of relocating to areas of differing air pollution levels. *Am J Respir Crit Care Med*; 164: 2067-2072.

Ballester F, Saez M, Perez-Hoyos S, Iniguez C, Gandarillas A, Tobias A, Bellido J, Taracido M, Arribas F, Daponte A, Alonso E, Canada A, Guillen-Grima F, Cirera L, Perez-Boillos MJ, Saurina C, Gomez F, Tenias JM, on behalf of the EMECAM Group, 2002: The EMECAM project: a multicentre study on air pollution and mortality in

Spain: combined results for particulates and for sulfur dioxide. *Occup Environ Med*; 59: 300-308.

Ballester F, Rodriguez P, Iniguez C, Saez M, Daponte A, Galan I, Taracido M, Arribas F, Bellido J, Cirarda FB, Canada A, Guillen JJ, Guillen-Grima F, Lopez E, Perez-Hoyos S, Lertxundi A, Toro S., 2006: Air pollution and cardiovascular admissions association in Spain: results within the EMECAS project. *J Epidemiol Community Health*; 60: 328-336.

Bayer-Oglesby L, Grize L, Gassner M, Takken-Sahli K, Sennhauser FH, Neu U, Schindler C, Braun-Fahrländer C., 2005: Decline of ambient air pollution levels and improved respiratory health in Swiss children. *Environ Health Perspect*; 113 (11): 1632-1637.

Brauer M, Gehring U, Brunekreef B, de Jongste J, Gerritsen J, Rovers M, Wichmann HE, Wijga A, Heinrich J., 2006: Traffic-related air pollution and otitis media. *Environ Health Perspect*; 114/9: 1414-1418.

Braun-Fahrländer C, Vuille JC, Sennhauser FH, Neu U, Künzle T, Grize L, Gassner M, Minder C, Schindler C, Varonier HS, Wüthrich B, and the SCARPOL Team, 1997: Respiratory health and long-term exposure to air pollutants in Swiss schoolchildren. *Am J Respir Crit Care Med*; 155: 1042-1049.

Brunekreef B, Forsberg B., 2005: Epidemiological evidence of effects of coarse airborne particles on health.. *Eur J Respir*; 26: 309-318.

Brüske-Hohlfeld I, Möhner M, Pohlabein H, Ahrens W, Bolm-Audorff U, Kreienbrock L, Kreuzer M, Jahn I, Wichmann HE, Jöckel KH., 2000: Occupational lung cancer risk for men in Germany: Results from a pooled case-control study. *Am J Epidemiol*; 151 (4): 384-395.

Burnett RT, Smith-Doiron M, Stieb D, Raizenne ME, Brook JR, Dales RE, Leech JA, Cak-mak S, Krewski D, 2001: Association between ozone and hospitalization for acute respiratory diseases in children less than 2 years of age. *Am J Epidemiol*; 153 (5): 444-452.

Chan CC, Chuang KJ, Shiao GM, Lin LY, 2004: Personal exposure to submicrometer particles and heart rate variability in human subjects. *Environ Health Perspect*; 112 (10): 1063-1067.

Chen LH, Knutsen SF, Shavlik D, Beeson WL, Petersen F, Ghamsary M, Abbey D., 2005: The association between fatal coronary heart disease and ambient particulate air pollution: are females at greater risk? *Environ Health Perspect*; 113 (12): 1723-1729.

de Hartog JJ, Hoek G, Peters A, Timonen KL, Iblad-Mulli A, Brunekreef B, Heinrich J, Tiittanen P, van Wijnen JH, Kreyling W, Kulmala M, Pekkanen J, 2003: Effects of

fine and ultrafine particles on cardiorespiratory symptoms in elderly subjects with coronary heart disease. *Am J Epidemiol*; 157: 613-123.

Dockery DW, Pope AC, Xu X, Spengler JD, Ware JH, Fay ME, Ferris BG, Speizer FE, 1993: An association between air pollution and mortality in six U.S. Cities. *N Engl J Med*; 329/24: 1753-9.

Dockery DW, Luttmann-Gibson H, Rich DQ, Link MS, Schwartz JD, Gold DR, Koutrakis P, Varrier RL, Mittleman MA, 2005: Particulate air pollution and nonfatal cardiac events. Part II. Association of air pollution with confirmed arrhythmias recorded by implanted defibrillators. HEI Health Effects Institute, Cambridge Massachusetts; 124 (Part II): 83-148.

Dockery DW, Luttmann-Gibson H, Rich DQ, Link M, Mittleman MA, Gold DR, Koutrakis P, Schwartz J, Verrier RL, 2005: Association of air pollution with increased incidence of ventricular tachyarrhythmias recorded by implanted cardioverter defibrillators. *Environ Health Perspect*; 113 (6): 670-674.

Dominici F, McDermott A, Zeger SL, Samet JM, 2002: On the use of generalized additive models in time-series studies of air pollution and health. *Am J Epidemiol*; 156 (3): 193-203.

Dominici F, Bell ML, Peng RD, Pham L, McDermott A, Zeger SL, Samet JM., 2006: Fine particulate air pollution and hospital admission for cardiovascular and respiratory disease. *J Am Med Assoc*; 295: 1127-1134.

Enstrom JE., 2006: Fine particulate air pollution and total mortality among elderly Californians, 1973-2002. *Inhal Toxicol* 2005; 17 (14): 803-816. Antwort von Brunekreef B: *Inhal Toxicol*; 18 (7): 507-508, Diskussion 509-514.

Filleul L, Rondeau V, Vandentorren S, Le Moual N, Cantagrel A, Annesi Maesano I, Charpin D, Declercq C, Neukirch F, Paris C, Vervloet D, Brochard P, Tessier JF, Kauffmann F, Baldi I. Twenty five year mortality and air pollution: results from the French PAARC survey. *Occup Environ Health* 2005; 62: 453-460.

Forastiere F, Stafoggia M, Picciotto S, Bellander T, D'Ippoliti D, Lanki T, von Klot S, Nyberg F, Paatero P, Peters A, Pekkanen J, Sunyer J, Perucci CA, 2005: A case-crossover analysis of out-of-hospital coronary deaths and air pollution in Rome, Italy. *Am J Respir Crit Care Med*; 172 (12): 1549-1555.

Gauderman WJ, Avol E, Gilliland F, Vora H, Thomas D, Berhane K, McConnell R, Kuenzli N, Lurmann F, Rappaport E, Margolis H, Bates D, Peters J, 2004: The effect of air pollution on lung development from 10 to 18 years of age. *N Engl J Med*; 351 (11): 1057-1067.

Gauderman WJ, Gilliland F, Vora H, Avol E, Stram D, McConnell R, Thomas D, Lurmann F, Margolis HG, Rappaport EB, Berhane K, Peters J, 2002: Association

between air pollution and lung function growth in southern California children. Results from a second cohort. *Am J Respir Crit Care Med*; 166: 76-84.

Gauderman WJ, McConnell R, Gilliland F, London S, Thomas D, Avol E, Vora H, Berhane K, Rappaport EB, Lurmann F, Margolis HG, Peters J, 2000: Association between air pollution and lung function growth in southern California children. *Am J Respir Crit Care Med*; 162: 1383-1390.

Gehring U, Heinrich J, Krämer U, Grote V, Hochadel M, Sugiri D, Kraft M, Rauchfuss K, Eberwein HG, Wichmann HE, 2006: Long-term exposure to ambient air pollution and cardio-pulmonary mortality in women. *Epidemiology*; 17 (5): 545-551.

Harrison RM, Smith DJT, Kibble AJ, 2004: What is responsible for the carcinogenicity of PM_{2.5}? *Occup Environ Med*; 61: 799-805.

Heinrich J, Frye C, Hoelscher B, Meyer I, Pitz M, Cyrys J, Schneller H, Wjst M, Wichmann HE, 2002: Umweltmedizinische Untersuchungen im Raum Bitterfeld, im Raum Hettstedt und in einem Vergleichsgebiet 1992-2000. *Gesundheitswesen*; 64: 675-682.

Heinrich J, Hoelscher B, Frye C, Meyer I, Pitz M, Cyrys J, Wjst M, Neas L, Wichmann HE, 2002: Improved air quality in reunified Germany and decreases in respiratory symptoms. *Epi-demiology*; 13. 394-401.

Henneberger A, Zareba W, Ibald-Mulli A, Rckert R, Cyrys J, Couderc JP, Mykins B, Woelke G, Wichmann HE, Peters A, 2005: Repolarization changes induced by air pollution in ischemic heart disease patients. *Environ Health Perspect*; 113 (4): 440-446.

Hoek G, Brunekreef B, Goldbohm S, Fischer P, van den Brandt PA, 2002: Association between mortality and indicators of traffic-related air pollution in the Netherlands: a cohort study. *Lancet*; 360: 1203-1209.

Hoffmann B, Moebus S, Stang A, Beck EM, Dragano N, Mohlenkamp S, Schmermund A, Memmesheimer M, Mann K, Erbel R, Jöckel KH, 2006: Residence close to high traffic and prevalence of coronary heart disease. *Eur Heart J* 2006; doi: 10.1093/eurheartj/ehl278

Hughes Sinclair A, Tolsma D, 2004: Associations and lags between air pollution and acute respiratory visits in an ambulatory care setting: 25-month results from the aerosol research and inhalation epidemiological study. *J Air Waste Manage Assoc*; 54: 1212-1218.

IARC, 1998. Diesel and Gasoline Engine Exhausts and Some Nitroarenes. Monographs Nr. 46, Lyon, update.

Ibald-Mulli A, Timonen KL, Peters A, Heinrich J, Wlke G, Lanki T; Buzorius G, Kreyling WG, de Hartog J, Hoek G, ten Brink HM, Pekkanen J, 2004: Effects of particulate air pollution on blood pressure and heart rate in subjects with cardiovascular disease: a multicenter approach. *Environ Health Perspect*; 112 (3): 369-377.

Katsouyanni K, Touloumi G, Samoli E, Gryparis A, Le Tertre A, Monopoli Y, Rossi G, Zmi-rou D, Ballester F, Boumghar A, Anderson HR, 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 APHEA2 project. *Epidemiology*; 12 (5): 521-531.

Klemm RJ, Lipfert FW, Wyzga RE, Gust C, 2004: Daily mortality and air pollution in Atlanta: Two years of data from ARIES. *Inhal Toxicol*; 16 (suppl 1): 131-141.

Klemm RJ, Mason RM, Heilig CM, Neas LM, Dockery DW, 2000: Is daily mortality associated specifically with fine particles? Data reconstruction and replication of analyses: *J Air Waste Manage Assoc*; 50: 1215-1222.

Laden F, Schwartz J, Speizer FE, Dockery DW, 2006: Reduction in fine particulate air pollution and mortality: extended follow-up of the Harvard Six Cities study. *Am J Respir Crit Care Med*; 173 (6): 667-672.

Lanki T, Pekkanen J, Aalto P, Elosua R, Berglind N, D'Ippoliti D, Kulmala M, Nyberg F, Peters A, Picciotto S, Salomaa V, Sunyer J, Tiittanen P, von Klot S, Forastiere F, 2006: Temporal associations between daily counts of fungal spores and asthma exacerbations. *Occup Environ Med*; doi: 10.1136/oem.2005.023911.

Lanki T, de Hartog JJ, Heinrich J, Hoek G, Janssen NA, Peters A, Stolzel M, Timonen KL, Vallius M, Vanninen E, Pekkanen J, 2006: Can we identify sources of fine particles responsible for exercise-induced ischemia on days with elevated air pollution? The ULTRA study. *Environ Health Perspect*; 114 (5): 655-660.

Le Tertre A, Medina S, Samoli E, Forsberg B, Michelozzi P, Boumghar A, Vonk JM, Bellini A, Atkinson R, Ayres JG, Sunyer J, Schwartz J, Katsouyanni K, 2002: Short-term effects of particulate air pollution on cardiovascular diseases in eight European cities. *J Epidemiol Community Health*; 56: 773-779.

Lipfert FW, Baty JD, Miller JP, Wyzga RE, 2006: PM_{2.5} constituents and related air quality variables as predictors of survival in a cohort of U.S. military veterans. *Inhal Toxicol*; 18: 645-657.

Lipfert FW, Wyzga RE, Baty JD, Miller JP, 2006: Traffic density as a surrogate measure of environmental exposures in studies of air pollution health effects: Long-term mortality in a cohort of US veterans. *Atmospheric Environment*; 40: 154-169.

Lippmann M, Ito K, Nadas A, Burnett RT, 2000: Association of particulate matter components with daily mortality and morbidity in urban populations. HEI Health Effects Institute, Cambridge Massachusetts; 95: 1-86.

Mar TF, Larson TV, Stier RA, Claiborn C, Koenig JQ, 2004: An analysis of the association between respiratory symptoms in subjects with asthma and daily air pollution in Spokane, Washington. *Inhal Toxicol*; 16 (13): 809-815.

McConnell R, Berhane K, Gilliland F, Molitor J, Thomas D, Lurmann F, Avol E, Gauderman WJ, Peters JM, 2003: Prospective study of air pollution and bronchitic symptoms in children with asthma. *Am J Respir Crit Care Med*; 168: 790-797.

McDonnell WF, Abbey DE, Nishino N, Lebowitz MD, 1999: Long-term ambient ozone concentration and the incidence of asthma in nonsmoking adults: the ASHMOG study. *Environ Res*; 80 /2 Pt 1 : 110-121.

McDonnell WF, Nishino-Ishikawa N, Petersen FF, Hong Chen L, Abbey DE, 2000: Relationship of mortality with the fine and coarse fractions of long-term ambient PM10 concentrations in nonsmokers. *J Exposure Anal Environ Epidemiol*; 10: 427-436.

Millstein J, Gilliland F, Berhane K, Gauderman WJ, McConnell R, Avol E, Rappaport EB, Peters JM, 2004: Effects of ambient air pollutants on asthma medication use and wheezing among fourth-grade school children from 12 Southern California communities enrolled in the Children's Health Study. *Arch Environ Health*; 59 (10): 505-514.

Morgenstern V, Zutavern A, Cyrys J, Brockow I, Gehring U, Koletzko S, Bauer CP, Reinhardt D, Wichmann HE, Heinrich J, 2006: Respiratory health and individual estimated exposure to traffic-related air pollutants in a cohort of young children. *Occup Environ Med*; doi: 10.1136/oem.2006.028241.

Ostro B, Feng WY, Broadwin R, Green S, Lipsett M, 2006: The effects of components of fine particulate air pollution on mortality in California: results from CALFINE. *Environ Health Perspect*; doi:10.1289/ehp.9281.

Peel JL, Tolbert PE, Klein M, Busico Metzger K, Flanders WD, Todd K, Mulholland JA, Ryan PB, Frumkin H, 2005: Ambient air pollution and respiratory emergency department visits. *Epidemiology* 2005; 16 (2): 164-174.

Penttinen P, Timonen KL, Tiittanen P, Mirme A, Russkanen J, Pekkanen J, 2001: Ultrafine particles in urban air and respiratory health among adult asthmatics. *Eur Respir J*; 17: 428-435.

Penttinen P, Timonen KL, Tiittanen P, Mirme A, Ruuskanen J, Pekkanen J, 2001: Number concentration and size of particles in urban air: Effects on spirometric lung function in adult asthmatic subjects. *Environ Health Perspect*; 109 (4): 319-323.

Peters A, von Klot S, Heier M, Trentinaglia I, Cyrus J, Hörmann A, Hauptmann M, Wichmann HE, Löwel H, 2005: Particulate air pollution and nonfatal cardiac events. Part I. Air pollution, personal activities and onset of myocardial infarction in a case-crossover study. HEI Health Effects Institute, Cambridge Massachusetts; 124 (Part I): 1-82.

Peters A, Wichmann HE, Tuch T, Heinrich J, Heyder J, 1997: Respiratory effects are associated with the number of ultrafine particles. *Am J Respir Crit Care Med*; 155: 1376-1383.

Pope CA, Burnett RT, Thun MJ, Colle EE, Krewski D, Ito K, Thurston GD, 2002: Lung cancer, cardiopulmonary mortality, and long-term exposure to fine particulate air pollution. *J Am Med Assoc*; 287 (9): 1132-1141.

Samet JM, Dominici F, Curiero F, Coursac I, Zeger SL, 2000: Fine particulate air pollution and mortality in 20 U.S. cities 1987-1994. *N Engl J Med*; 343: 1742-1749, 1798-99.

Samoli E, Analitis A, Touloumi G, Schwartz J, Anderson HR, Sunyer J, Bisanti L, Zmirou D, Vonk J, Pekkanen J, Goodman P, Paldy A, Schindler C, Katsouyanni K, 2005: Estimating the exposure-response relationships between particulate matter and mortality within the AP-HEA multicity project. *Environ Health Perspect*; 133 (1): 88-95.

Schikowski T, Sugiri D, Ranft U, Gehring U, Heinrich J, Wichmann HE, Krämer U, 2005: Long-term air pollution exposure and living close to busy roads are associated with COPD in women. *Respir Res*; 6: 152 doi:10.1186/1465-9921-6-152.

Schwartz J, Neas L, 2000: Fine particles are more strongly associated than coarse particles with acute respiratory health effects in schoolchildren. *Epidemiology*; 11 (1): 6-10.

Schwartz J, Samet JM, Patz JA, 2004: Hospital admissions for heart disease. The effects of temperature and humidity. *Epidemiology*; 15 (6): 755-761.

Sinclair AH, Tolsma D: Associations and lags between air pollution and acute respiratory visits in an ambulatory care setting: 25-month results from the aerosol research and inhalation epidemiological study. *J Air Waste Manage Assoc* 2004; 54: 1212-1218.

Spix C, Anderson HR, Schwartz J, Vigotti MA, Le Tertre A, Vonk JM, Touloumi G, Balducci F, Piekarski T, Bacharova L, Tobias A, Pönkä A, Katsouyanni K, 1998: Short-term effects of air pollution on hospital admissions of respiratory diseases in Europe: A quantitative summary of APHEA study results. *Arch Environ Health*; 53/1: 54-64.

Stieb DM, Judek S, Burnett RT, 2002: Meta-analysis of time-series studies of air pollution and mortality: effects of gases and particles and the influence of cause of death, age and season. *J Air Waste Manage Assoc*; 52: 470-484.

Sugiri D, Ranft U, Schikowski T, Krämer U, 2006: The influence of large-scale airborne particle decline and traffic-related exposure on children's lung function. *Environ Health Perspect*; 114 (2): 282-288.

Sunyer J, Spix C, Quenel P, Ponce de Leon A, Pank A, Barumandzadeh T, Touloumi G, Bacharova L, Wojtyniak B, Vonk J, Bisanti L, Schwartz J, Katsouyanni K, 1997: Urban air pollution and emergency admissions for asthma in four European cities: the APHEA project. *Thorax*; 52: 760-765.

Sunyer J, Jarvis D, Götschi T, Garcia-Esteban R, Jacquemin B, Aguilera I, Ackerman U, de Marco R, Forsberg B, Gislason T, Heinrich J, Norback D, Villani S, Künzli N, 2006: Chronic bronchitis and urban air pollution in an international study. *Occup Environ Med*; doi: 10.1136/oem.2006.027995.

Tiitanen P, Timonen KL, Ruuskanen J, Mirme A, Pekkanen J, 1999: Fine particulate air pollution, resuspended road dust and respiratory health among symptomatic children. *Eur Respir J*; 13: 266-273.

U.S. Environmental Protection Agency, 2004: Air Quality Criteria for Particulate Matter, Vol 2, 1-121, Research Triangle Park NC.

Varonier HS, Braun-Fahrländer C, Gassner M, Grize L, Sennhauser FH, Neu U, Vuille JC, Wüthrich B, 1997: Environnement et prevalence de l'allergie respiratoire chez les ecoliers Suisses. Enseignements de l'etude SCARPOL. *Med et Hyg*; 55: 349-352.

Vedal S, Armstrong B, Clayton D, Pellizzari ED, Reid N, Tosteson DC, White M, Berhane K, Robins JM et al., 2003: Revised analyses of time-series studies of air pollution and health. Revised analyses of the national morbidity, mortality and air pollution study, Part II. Revised analyses of selected time-series studies. HEI Health Effects Institute, Cambridge Massachusetts; special report, 1-291.

Vineis P, Hoek G, Krzyzanowski M, Vigna-Taglianti F, Veglia F, Airoidi L, Autrup H, Dunning A, Garte S, Hainaut P, Malaveille C, Matullo G, Overvad K, Raaschou-Nielsen O, Clavel-Chapelon F, Linseisen J, Boeing H, Trichopoulou A, Palli D, Peluso M, Krogh V, Tumino R, Panico S, Bueno-De-Mesquita HB, Peeters PH, Lund EE, Gonzalez CA, Martinez C, Dorronsoro M, Barricarte A, Cirera L, Quiros JR, Berglund G, Forsberg B, Day NE, Key TJ, Saracci R, Kaaks R, Riboli E, 2006: Air pollution and risk of lung cancer in a prospective study in Europe. *Int J Cancer*; 119 (1): 169-174.

von Klot S, Wölke G, Tuch T, Heinrich J, Dockery DW, Schwartz J, Kreyling WG, Wichmann HE, Peters A, 2002: Increased asthma medication use in association with ambient fine and ultrafine particles. *Eur Respir J*; 20: 691-702.

von Klot S, Peters A, Aalto P, Bellander T, Berglind N, D'Ippoliti D, Elosua R, Hormann A, Kulmala M, Lanki T, Lowel H, Pekkanen J, Picciotto S, Sunyer J, Forastiere F, 2005: Health Effects of Particles on Susceptible Subpopulations (HEAPSS) Study Group. Ambient air pollution is associated with increased risk of hospital cardiac readmissions of myocardial infarction survivors in five European cities. *Circulation*; 112 (20): 3073-3079. Erratum in *Circulation* 2006; 113 (5): e71.

Ward DJ, Ayres JG, 2004: Particulate air pollution and panel studies in children: a systematic re-view. *Occup Environ Med*; 61 (4): e13.

Wichmann HE, Spix C, Tuch T, Wölke G, Peters A, Heinrich J, Kreyling WG, Heyder J, 2000: Daily mortality and fine and ultrafine particles in Erfurt, Germany. Part I: Role of particle number and particle mass. HEI Research Report 98, Cambridge Massachusetts; 98: 1-96.

Zemp E, Elsasser S, Schindler C, Künzli N, Perruchoud AP, Domenighetti G, Medici TC, Ackermann-Liebrich U, Leuenberger P, Monn C, Bolognini G, Bongard JP, Brändli O, Karrer W, Keller R, Schoeni MH, Tschopp JM, Villiger B, Zellweger JP, and the SA-PALDIA Team, 1999: Long-term ambient air pollution and respiratory symptoms in adults (SA-PALDIA study). *Am J Respir Crit Care Med*; 159: 1257-1266.

Zhang J, Hu W, Wei F, Wu G, Korn LR, Chapman RS, 2002: Children's respiratory morbidity prevalence in relation to air pollution in four Chinese cities. *Environ Health Perspect*; 110: 961-967.

> **Kapitel 4.8**

Eller, B., 1977: Road dust induced increase of leaf temperature. *Environmental Pollution* 13, 99-107.

Flückiger, W., Flückiger-Keller, H. und Oertli, J. J., 1978a: Der Einfluss von Strassenstaub auf den stomatären Diffusionswiderstand und die Blatt-Temperatur: ein antagonistischer Effekt. *Staub - Reinhaltung Luft* 38, 502-505.

Flückiger, W., Flückiger-Keller, H., Oertli, J. J. und Guggenheim, R., 1977b: Verschmutzung von Blatt- und Nadeloberflächen im Nahbereich einer Autobahn und deren Einfluss auf den stomatären Diffusionswiderstand. *Eur.J.For.Path.* 7, 358-364.

Ricks, G. R. und Williams, R. J. H., 1974: Effects of atmospheric pollution on deciduous woodland, part 2: Effects of particulate matter upon stomatal diffusive resistance in leaves of *Quercus petraea* (Mattuschka) Leibl. *Environmental Pollution* 6, 87-109.

Thompson, J. R., Mueller, P. W., Flückiger, W. und Rutter, A. J., 1984: The effect of dust on photosynthesis and its significance for roadside plants. *Environ.Pollut.(Ser.A.)* 34, 171-190.

> **Kapitel 5**

Bericht des Bundesrats vom 23. Juni 1999 über die lufthygienischen Massnahmen des Bundes und der Kantone (99.077, BBl 7735–7758).

Brunner U., 2000: Rechtsgutachten betreffend Grundlagen für die Anordnung verschärfter Emissionsbegrenzungen bei kanzerogenen Luftschadstoffen. Zürich

Bundesgesetz über den Umweltschutz (Umweltschutzgesetz, USG), SR 814.01

BUWAL, 2002: Richtlinie Luftreinhaltung auf Baustellen (Baurichtlinie Luft). Vollzug Umwelt, Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft. Bern.

BUWAL 2005: Weiterentwicklung des Luftreinhalte-Konzepts – Stand, Handlungsbedarf, mögliche Massnahmen, Schriftenreihe Umwelt Nr. 379, Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft. Bern.

Clean Air for Europe, 2005: European Commission, Directorate General Environment, ENV.C.1- Air and Noise, Bruxelles

Eidg. Kommission für Lufthygiene (EKL): Ozon in der Schweiz (1989), Sommersmog (2004).

Luftreinhalte -Verordnung (LRV), SR 814.318.142.1*

UNECE, 1999: Konvention über weiträumige grenzüberschreitende Luftverunreinigung: Protokoll von Göteborg betreffend die Verringerung der Versauerung, der Eutrophierung und des bodennahen Ozons. Inkrafttreten: 13. Dezember 2005.

Vereinigung für Umweltrecht / Helen Keller (Hrsg.), 1998: Kommentar zum Umweltschutzgesetz, 2. Auflage, Zürich.

> **Kapitel 6**

ARE, 2004: Externe Gesundheitskosten durch verkehrsbedingte Luftverschmutzung in der Schweiz. Aktualisierung für das Jahr 2000. Herausgeber ARE, BAG, BFE, BUWAL.. Bezugsquelle: www.are.ch oder www.bbl.admin.ch/bundespublikationen, Art.Nr.: 819.039.d

Brunner, 2000: Rechtsgutachten betreffend Grundlagen für die Anordnung verschärfter Emissionsbegrenzungen bei kanzerogenen Luftschadstoffen. Zürich, August 2000

BUWAL, 2005: Weiterentwicklung des Luftreinhalte-Konzepts. Stand, Handlungsbedarf, möglich Massnahmen. Schriftenreihe Umwelt Nr. 379, Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft. Bern.

CAFE, 2005: Clean Air for Europe. Thematische Strategie zur Luftreinhaltung. Mitteilung der Kommission an den Rat und das europäische Parlament. KOM (2005) 446 endgültig. Brüssel, September 2005

LAI, 1992: Krebsrisiko durch Luftverunreinigungen.. LAI -Länderausschuss für Immissionsschutz. Herausgegeben vom Ministerium für Umwelt, Raumordnung und Landwirtschaft des Landes Nordrhein-Westfalen. Düsseldorf 1992

LAI, 2006: Kanzerogene Wirkungen von Partikeln in der Atemluft. Bericht des Ausschusses «Luftqualität/Wirkungsfragen/Verkehr» der Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Immissionsschutz LAI. Ergebnisniederschrift über die 11. Sitzung des LAI vom März 2006 in Schwerin, TOP 8.1.3

WHO, 2006: WHO Air Quality Guidelines for particulate matter, ozone, nitrogen dioxide and sulfur dioxide – Global Update 2005. Summary of risk assessment. WHO Press, World Health Organization WHO, 20 Avenue Appia, 1211 Geneva 27, Switzerland www.euro.who.int/Document/E87950.pdf

> Anhang

> A1 Begriffe

- > **aerodynamischer Durchmesser:** Da luftgetragene Partikel sehr unterschiedliche Formen und Dichte aufweisen können, ist es nicht trivial, ihnen einen Durchmesser zuzuordnen. Der aerodynamische Durchmesser ist eine geeignete Grösse, um eine Reihe von Prozessen zu beschreiben. Er entspricht demjenigen Durchmesser, den ein kugelförmiges Teilchen der Dichte 1 g/cm^3 haben müsste, damit es die gleiche Sinkgeschwindigkeit in Luft aufweisen würde wie das betrachtete Teilchen.
- > **Alveolarmakrophagen:** Reinigungszellen in den Lungenbläschen
- > **CAFE: Clean Air for Europe.** Programm der EU-Kommission für eine saubere Luft für Europa (KOM (2001) 245). Im 6. Umweltaktionsprogramm der EU wird im Jahr 2002 die Ausarbeitung einer thematischen Strategie zur Luftreinhaltung gefordert, mit dem Ziel der «Erreichung einer Luftqualität, die keine erheblichen negativen Auswirkungen auf die menschliche Gesundheit und die Umwelt hat und keine entsprechenden Gefahren verursacht». Vor diesem Hintergrund prüfte die Kommission, ob die geltenden Rechtsvorschriften ausreichen, um die Ziele des 6. Aktionsprogramms bis 2020 zu erreichen. Die Analyse hat gezeigt, dass auch bei wirksamer Anwendung der geltenden Rechtsvorschriften erhebliche negative Auswirkungen fortbestehen werden. Danach hat die Kommission eine «Thematische Strategie zur Luftreinhaltung» beschlossen (KOM (2005) 446). In dieser Strategie werden Zwischenziele für die Luftverschmutzung in der EU festgelegt und geeignete Massnahmen zur Erreichung der Ziele vorgeschlagen. Die geltenden Rechtsvorschriften sollen aktualisiert und gezielter auf die gefährlichsten Schadstoffe ausgerichtet werden und es sollte mehr getan werden, um die Belange des Umweltschutzes in andere Politikbereiche und Programme einzubeziehen. Ein Element dieser Strategie ist der Vorschlag der Kommission für eine Richtlinie des europäischen Parlamentes und des Rates über die «Luftqualität und saubere Luft für Europa» (KOM (2005) 447). Diese Richtlinie ist zur Zeit noch nicht verabschiedet.
- > **DNS:** Desoxyribonukleinsäure, Kernsäuren, daraus ist die Erbsubstanz aufgebaut, Träger der Erbinformationen.
- > **feine Partikel:** Staubteilchen mit einem aerodynamischen Durchmesser unter $2.5 \mu\text{m}$
- > **Freie Radikale:** Bruchteile von Molekülen, die ein oder mehrere ungepaarte (freie) Elektronen besitzen. Sie sind sehr reaktionsfreudig, d.h. sie verbinden sich leicht mit anderen Molekülen. Sauerstoffradikale (wie z.B. das Hydroxylradikal HO° oder das Superoxidanion $\text{O}_2^{\circ-}$) bewirken bei Zellen oxidativen Stress.
- > **grobe Partikel:** Staubteilchen mit einem aerodynamischen Durchmesser von 2.5 bis $10 \mu\text{m}$
- > **In vitro Studien:** Studien an Zellen oder Gewebe im Reagenzglas, bzs. –schälchen. Bei solchen Studien werden die Partikel meist in einer Lösung oder Suspension dem Nährmedium der Zellen oder des Gewebes zugegeben.

- > **LRV:** Luftreinhalte-Verordnung SR 814.318.142.1
- > **NH₃:** Ammoniak
- > **NMVOC:** flüchtige organische Verbindungen mit Ausnahme von Methan
- > **NO_x:** Stickoxide
- > **Organisches Material (OM):** Bei der gängigen chemischen Analysemethode wird nur der Kohlenstoffanteil (OC) des organischen Materials gemessen. Um auch die Fremdatome (v.a. Wasserstoff, Stickstoff, Sauerstoff) bei der Massenbilanz zu berücksichtigen, muss OC mit einem Faktor multipliziert werden, um OM zu erhalten. Bei den in dieser Publikation enthaltenen Daten wurde ein Umrechnungsfaktor von 1.4 verwendet ($OM = 1.4 * OC$).
- > **Oxidativer Stress:** die Sauerstoffradikale greifen Nukleinsäuren an, was zu Veränderungen in den Chromosomen führen kann, ferner Lipide (Zellmembran) und auch Proteine. Normalerweise besteht im Körper ein Gleichgewicht zwischen oxidierenden und reduzierenden Vorgängen. Oxidativer Stress entsteht, wenn dieses Gleichgewicht gestört wird, z.B. durch Rauchen, Partikelbelastung, Ozon.
- > **PAK bzw. PAH:** polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe bzw. «polycyclic aromatic hydrocarbons» (z.B. Benzo[a]pyren)
- > **PM10 (Particulate matter):** Partikel mit einem aerodynamischen Durchmesser $\leq 10 \mu\text{m}$ (genauer: Partikel, die einen Einlass mit einer 50 % Abscheideeffizienz bei $10 \mu\text{m}$ aerodynamischem Durchmesser passieren)
- > **PM2.5:** Partikel mit einem aerodynamischen Durchmesser $\leq 2.5 \mu\text{m}$ (genauer: Partikel, die einen Einlass mit einer 50 % Abscheideeffizienz bei $2.5 \mu\text{m}$ aerodynamischem Durchmesser passieren)
- > **primäre Partikel:** Staubteilchen, die direkt als Partikel in die Luft gelangen
- > **Russ** umfasst alle primären, kohlenstoffhaltigen Partikel eines unvollständigen Verbrennungsprozesses. Er besteht v.a. aus elementarem (schwarzem) Kohlenstoff (elemental carbon EC) und organischen Verbindungen, die als organischer Kohlenstoff (organic carbon OC) gemessen werden. Immissionsseitig wird oft der elementare Kohlenstoff allein als Russ bezeichnet (z.B. in der deutschen 23. BImSchV).
- > **SAPALDIA:** Schweizer Studie über Luftverschmutzung und Lungenkrankheiten bei Erwachsenen (Swiss Study on Air Pollution and Lung Diseases in Adults).
- > **SCARPOL:** Schweizer Schulkinderstudie über Atemwegssymptome und Allergien (Swiss Study on Childhood Allergy and Respiratory Symptoms with Respect to Air Pollution).
- > **sekundäre Partikel:** Staubteilchen, die sich erst in der Atmosphäre aus Vorläufergasen (v.a. SO₂, NO_x, NH₃, NMVOC) bilden
- > **SO₂:** Schwefeldioxid
- > **Totaler partikelförmiger Kohlenstoff (TC):** Summe aus elementarem (EC) und organischem Kohlenstoff (OC). Er umfasst ausser Russ auch die in der Atmosphäre sekundär gebildeten organischen Partikel und biologisches Material.
- > **TSP (Total suspended particulate matter):** Schwebestaub mit einer Sinkgeschwindigkeit $\leq 10 \text{ cm/s}$; Teilchen mit einem aerodynamischen Durchmesser kleiner als $57 \mu\text{m}$
- > **ultrafeine Partikel:** Staubteilchen mit einem aerodynamischen Durchmesser unter $0.1 \mu\text{m}$
- > **USG:** Bundesgesetz über den Umweltschutz (Umweltschutzgesetz) SR 814.01

> Verzeichnisse

Abbildungen

Abb. 1	Vorgeschlagenes PM2.5-Reduktionsszenario in der EU.	20
Abb. 2	Zusammenhang zwischen der Grösse eines realen Partikels, dem Stokes-Durchmesser und dem aerodynamischen Durchmesser. Alle Partikel weisen die gleiche Sinkgeschwindigkeit auf (Hinds 1999).	23
Abb. 3	Schematisierte Darstellung des Aerosols in der Luft. Bei Messung der Partikelmasse in der Umgebungsluft abseits von Quellen ist meist nur der Akkumulationsmodus B deutlich sichtbar.	24
Abb. 4	Grössenverteilung der Partikel in Bezug auf die Anzahl (N) und das Volumen (V). Die Volumenverteilung bildet die Massenverteilung ab, sofern die Teilchen konstante Dichte aufweisen. Ein Nanometer entspricht einem Tausendstel Mikrometer (1 nm = 0.001 µm). (Quelle: PSI; s. ASTRA 2003).	25
Abb. 5	Verlauf der Anzahlkonzentration und der Massenkonzentration im Winter 2000/2001 in Zürich (städtischer Hintergrund) und in Härkingen neben der Autobahn. (Quelle: EMPA, NABEL).	26
Abb. 6	Mikroskopische Aufnahmen: a) eines Dieselrussagglomerates; b) eines mineralischen Partikels (Gesteinspartikel); c) eines Abriebspartikels der Eisenbahn; d) von Pollen; Quelle: R. Kägi, EMPA.	27
Abb. 7	Beispiel eines Positiv- und Negativionen-Massenspektrums eines Ammoniumnitratpartikels mit Russkern, gemessen mit AFTOMS. Die Messung fand im Winter an einem halbländlichen Standort in einer Kleinstadt statt, derartige Partikel werden jedoch auch an vielen anderen Messorten gefunden. Die C _x -Fragmente stammen vom Russkern, Ammonium ist im Positivionenspektrum an den Signalen der Masse 17 und 18 zu erkennen, Nitrat im Negativionenspektrum an den Signalen bei Masse 46 und 64. (Quelle: D. Gross, Carleton College, Northfield)..	31
Abb. 8	Zusammensetzung von PM10 (oben) und PM2.5 (unten) an verschiedenen europäischen Messstationen. Natural = natürlicher Hintergrundstandort; Rural = ländlicher Hintergrundstandort; Near City = Agglomerationsstandort; Urban = städtischer Hintergrund; Kerbside = Strassenrandstandort; BC = schwarzer (elementarer) Kohlenstoff; OM = organische Verbindungen; unacc. = unbekannt; nssSO ₄ = Sulfat, das nicht von Meersalz stammt; sea salt = Meersalz (eigentlich: NaCl); min. dust = Mineralstaub. (Quelle: Putaud 2003).	32
Abb. 9	Zusammensetzung der groben und der feinen Fraktion des PM10 an einem Strassenschluchtstandort in Bern, im Stadtzentrum in Zürich in einem Park, am Stadtrand von Basel und an einem ländlichen Standort auf dem Jura (Chaumont). Die Fläche der Kuchendiagramme ist proportional zur Massenkonzentration (Datenquelle: Hügli 2005).	34
Abb. 10	PM10 Emissionen nach Verursachergruppen (Land- und Forstwirtschaft, Industrie und Gewerbe, Verkehr, Haushalte) in den Jahren 2000 (links) und 2020 (rechts).	39
Abb. 11	PM2.5 Emissionen nach Verursachergruppen in den Jahren 2000 (links) und 2020 (rechts).	39
Abb. 12	Quellen von PM10 im Jahr 2000; Totalemissionen ca. 21'000-23'000 Tonnen.	40
Abb. 13	PM10-, PM2.5 und Russemissionen von 1990 bis 2020.	41
Abb. 14	NO _x -Emissionen nach Verursachergruppen im Jahr 2000 (links) und 2020 (rechts).	43
Abb. 15	NM VOC-Emissionen nach Verursachergruppen in den Jahren 2000 (links) und 2020 (rechts).	43
Abb. 16	NH ₃ -Emissionen nach Verursachergruppen in den Jahren 2000 (links) und 2020 (rechts).	43
Abb. 17	SO _x -Emissionen im Jahr 2000 (links) und 2020 (rechts).	44

Abb. 18	Entwicklung der PM10-Emissionen und -Immissionen 1990- 2005.	45	Abb. 29	Durchschnittliche Wochenverläufe der Partikelanzahl-Konzentrationen (links) in Basel, Bern, Chaumont, Lugano und Härkingen sowie der Verkehrsfrequenzen (Fahrzeuge/Tag; rechts) in Härkingen.	61
Abb. 19	Schematisch Darstellung der Abscheidung von Partikeln im Impaktor des Probenahmekopfs.	47	Abb. 30	Jahresmittel der PM10-Konzentration in der Schweiz für die Emissionen des Jahres 2000.	64
Abb. 20	Schematische Darstellung der Abscheidung von Partikeln an Filterfasern durch: Impaktion: Infolge seiner Trägheit vermag das Teilchen der Gasströmung um die Faser nicht zu folgen und prallt gegen die Faser. Interzeption (Sperrereffekt): Der Abstand der Teilchenbahn von der Faser ist kleiner als der Radius des Teilchens. Diffusion: Das Teilchen wird durch Brown'sche Bewegungen so abgelenkt, dass es an die Faser gelangt.	49	Abb. 31	Jahresmittel der PM2.5-Konzentration in der Schweiz für die Emissionen des Jahres 2000.	65
Abb. 21	Schematische Darstellung verschiedener in ISO 7708 definierter, idealisierter Abscheidecharakteristiken (conventions) für gesundheitsbezogene Schwebstaubmessungen (ISO 1995).	53	Abb. 32	Jahresmittel der PM10-Konzentration in der Schweiz aufgrund von importierten primären und sekundären Partikeln für das Jahr 2000.	66
Abb. 22	Langjähriger Verlauf der PM10-Jahresmittelwerte in der Schweiz (Jungfrauoch TSP; Werte bis 1997 sind korrigierte TSP-Werte).	54	Abb. 33	Jahresmittel der PM10-Konzentration in der Schweiz für die Emissionen des Jahres 2010 unter dem Szenario MFR.	67
Abb. 23	Langjähriger Verlauf der Jahresmittelwerte von PM10 (oben), PM2.5 (mitte) und PM1 (unten) in der Schweiz.	55	Abb. 34	Jahresmittel der PM2.5-Konzentration in der Schweiz für die Emissionen des Jahres 2010 unter dem Szenario MFR.	68
Abb. 24	Langjähriger Verlauf der jährlichen mittleren PM2.5/PM10-Verhältnisse der Tagesmittelwerte.	56	Abb. 35	Ablagerung der Partikel im Atemtrakt des Menschen.	73
Abb. 25	Scatterplot und lineare Regression der PM2.5-Tageswerte 1998–2001 von Zürich und Basel für den Sommer (Juni-August) und für den Winter (Dezember–Februar).	58	Abb. 36	Depositionsrate der Partikel im Atemtrakt des Menschen (nach Holgate S, COMEAP, 1995).	73
Abb. 26	Scatterplot und lineare Regression der PM2.5-Tageswerte von Chaumont und Payerne 1998–2001 für den Sommer (Juni-August) und für den Winter (Dezember–Februar).	58	Abb. 37	Prozentuale Zunahme der krankheitsbedingten Todesfälle Zpro 10 µg/m ³ PM10 in europäischen Städten, geordnet nach ihrer durchschnittlichen Langzeitbelastung (Anderson 2004). Diese prozentuale Zunahme ist nicht von der absoluten PM10-Konzentration in einer Stadt abhängig.	81
Abb. 27	Verlauf der Monatsmittelwerte der Partikelanzahl seit Beginn der Messreihen 2003.	60	Abb. 38	Langzeitsterblichkeit und PM2.5-Belastung bei 500'000 Personen der amerikanischen Krebsvorsorgestudie 1982–1998 (Pope 2002).	89
Abb. 28	Belastungswindrosen für Partikelanzahl im Vergleich mit ausgewählten weiteren Schadstoffparametern in Härkingen 2003–2004 (Halbstundenwerte) mit Bild von Strasse und Messstation.	60	Abb. 39	Abnahme der PM10-Belastung bei Schweizer Schulkindern und Rückgang der Häufigkeit von chronischem Husten von 1992/93 bis 1998/2001 (Oglesby 2005).	91

Abb. 40	Tagesverlauf des stomatären Diffusionswiderstandes bei Esche in Abhängigkeit des Standortes entlang einer Autobahn. Aus Flückiger et al. (1977).	99	Tab. 8	Jahresmittelwerte der Partikelanzahlkonzentrationen (Partikel/cm ³).	59
Abb. 41	Nadeloberfläche von Föhren aus dem Autobahnmittelstreifen (links), von einer Kontrollpflanze (Mitte) und von einer Birke aus dem Autobahnmittelstreifen (rechts) . Aus Flückiger et al. (1977).	100	Tab. 9	Korrelationskoeffizienten (r^2) der Tageswerte von PM10, PM1 und Partikelanzahl seit Beginn der Messreihen.	59
Abb. 42	Russhaltiger Staubbelaag auf Föhrennadeln in Abhängigkeit des Standortes im Nahbereich einer Autobahn. Aus Flückiger et al. (1978).	100	Tab. 10	Anteile der Emittentengruppen an der bevölkerungsgewichteten mittleren PM10-Belastung im Jahr 2000 (nach ARE 2004).	70
Abb. 43	PM2.5/PM10 Verhältnisse 1998–2005 an div. Nabel-Stationen.	113	Tab. 11	Toxikologisch wichtige Schwebestaubcharakteristika.	78
Tabellen			Tab. 12	Zunahme der Sterblichkeit in Prozent pro 10 µg/m ³ Schwebestaub bei kurzfristig erhöhter Belastung. Metaanalyse der WHO (Anderson 2004).	82
Tab. 1	PM10-Immissionsgrenzwerte in der Schweiz.	16	Tab. 13	Zunahme der Spitaleintritte in Prozent pro 10µg/m ³ Schwebestaub bei kurzfristig erhöhter Belastung. Metaanalyse der WHO (Anderson 2004).	87
Tab. 2	PM10-Richtwerte der WHO und PM10-Immissionsgrenzwerte in der EU, den USA, Kalifornien und Japan.	19	Tab. 14	Zusammenstellung der mit der Feinstaubbelastung assoziierten gesundheitlichen Folgen.	95
Tab. 3	PM2.5-Richtwerte der WHO und PM2.5-Immissionsgrenzwerte in den USA und Kalifornien.	20	Tab. 15	Handlungsbedarf zur Emissionsminderung (Weiterentwicklung des Luftreinhalte-Konzepts, BUWAL 2005).	101
Tab. 4	Distanz, welche die Partikel der entsprechenden Grösse durch Diffusion oder aufgrund der Gravitation in einer Sekunde zurücklegen. Im Fall der Diffusion handelt es sich nicht um eine lineare Geschwindigkeit, sondern um die Wurzel aus der mittleren quadratischen Verschiebung der Partikel gegenüber dem Ausgangszustand.	28	Tab. 16	Massnahmen und ihre Wirkung auf die Emissionen.	109
Tab. 5	PM10-, PM2.5- und Russ-Emissionen im Jahr 2000 in Tonnen.	39			
Tab. 6	Emissionen von PM-Vorläufergasen nach Verursacherguppen in Tausend Tonnen.	42			
Tab. 7	Quadrierte Korrelationskoeffizienten (r^2) der Tageswerte von PM10, PM2.5 und PM1 seit Beginn der Messreihen.	56			