



SCHWEBESTAUB IN ÖSTERREICH

Fachgrundlagen für eine kohärente
österreichische Strategie
zur Verminderung der
Schwebstaubbelastung

BERICHT
BE-277

Wien, Februar 2006

Projektleitung:	Jürgen Schneider
Mitarbeiter	
Lufthygiene	Christian Nagl Jürgen Schneider Wolfgang Spangl Marina Fröhlich Ruth Baumann
Analytik:	Gundi Lorbeer Cristina Trimbacher
Geografische Informationssysteme: Umweltmanagement, Verkehr & Lärm:	Kerstin Placer Roman Ortner Agnes Kurzweil Günther Lichtblau
Integrierte Anlagentechnologien:	Ilona Szednyj Siegmond Böhmer Werner Pölz Herbert Wiesenberger Brigitte Winter
Landwirtschaft:	Gerhard Zethner
Juristische Bewertung:	Jürgen Fohringer
Lektorat:	Maria Deweis Claudia Leeb
Layout:	Regina Kiss
Technische Universität Wien: (Rezeptorstudie)	Prof. Hans Puxbaum Prof. Vasil Simeonov

Danksagung:

Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft
Ämter der Landesregierungen
Österreichische Akademie der Wissenschaften
Mag. Günther Dussing, Salzburger Landesregierung
Dr. August Kaiser, Zentralanstalt für Meteorologie und Geodynamik

Titelphoto: Rasterelektronenmikroskopaufnahme eines PM10-Filters aus Lienz (rot: Glimmermineral, grün: Salz, blau: globulare Glaspartikel)

Erstellt im Auftrag des Bundesministeriums für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft.

Weitere Informationen zu Publikationen des Umweltbundesamtes unter: <http://www.umweltbundesamt.at/>

Impressum

2. erweiterte Auflage

Medieninhaber und Herausgeber: Umweltbundesamt GmbH
Spittelauer Lände 5, 1090 Wien/Österreich

Gedruckt auf Recyclingpapier

© Umweltbundesamt GmbH, Wien, 2006
Alle Rechte vorbehalten
ISBN 3-85457-787-7



Sehr geehrte Damen und Herren,

Feinstaub (PM 10) ist in Österreich seit einigen Jahren Thema in der Luftreinhaltepolitik. PM10 bezeichnet dabei jene Partikel, die einen Durchmesser kleiner 10 µm haben. Grenzwerte für PM10 sind im österreichischen Immissionsschutzgesetz-Luft (in Umsetzung der EU-Richtlinie 1999/30/EG) festgelegt, diese werden allerdings in weiten Teilen Österreichs überschritten. Zur Feinstaubbelastung tragen eine Reihe von unterschiedlichen Quellen in den einzelnen Regionen verschieden stark bei. Zum Teil liegen diese Quellen auch außerhalb Österreichs.

Aktuelle medizinische Forschungsergebnisse zeigen eindeutig, dass die Exposition gegenüber Feinstaub bei den derzeit in Österreich gemessenen Konzentrationen zu schwerwiegenden Auswirkungen auf die Gesundheit führt. Maßnahmen zur Reduktion der Belastung sind daher dringend notwendig.

Effektive Maßnahmen lassen sich allerdings erst auf Basis wissenschaftlich fundierter Daten über Quellen und Herkunft der Feinstaubbelastung in Österreich auswählen und umsetzen. Um diese Basis zu schaffen, hat das Umweltbundesamt mit finanzieller Unterstützung des Lebensministeriums in einem sektorenübergreifenden, interdisziplinären Projekt eine umfassende Studie zum Thema Feinstaub erstellt. Die vorliegende Studie gibt aber nicht nur einen Überblick über die derzeitige Belastung und ihre Ursachen, sondern auch umfangreiche Empfehlungen für Maßnahmen, die zu einer Verminderung der Feinstaubbelastung führen werden. Dabei wird auch auf die unterschiedlichen Zuständigkeiten eingegangen und klar aufgezeigt, dass für eine Verbesserung der Qualität unserer Luft koordinierte Aktionen auf kommunaler, regionaler, nationaler und internationaler Ebene notwendig sein werden. Im Hinblick auf die oben genannten rechtlichen Verpflichtungen und den Schutz der menschlichen Gesundheit scheint rasches Handeln dringend geboten.



Mag. Georg Rebernig

Geschäftsführer Umweltbundesamt

INHALTSVERZEICHNIS

1	ZUSAMMENFASSUNG	7
1.1	Einleitung	7
1.2	PM10-Belastung in Österreich und ihre Ursachen	8
1.3	Schwebstaubinhaltsstoffe	8
1.4	PM-Emissionen in Österreich	9
1.5	Maßnahmen zur Reduktion der PM-Belastung	10
1.6	Zentrale nationale Maßnahmen	11
1.7	Zentrale regionale Maßnahmen	12
1.8	Weitere Maßnahmen	12
1.9	Empfehlungen für weiterführende Untersuchungen	14
1.10	Schlussfolgerungen	15
2	EINLEITUNG	16
2.1	Motivation	16
2.2	Rechtliche Situation	17
2.3	Notwendigkeit zur Identifizierung der Quellen der Schwebstaubbelastung in Österreich	18
2.4	Schwebstaub- und PM10-Belastung in Österreich	20
2.5	Inhalt dieser Studie	20
3	EINFÜHRUNG ZUM UMWELTPROBLEM SCHWEBESTAUB	22
3.1	Gesundheitliche Auswirkungen von Partikeln	23
3.1.1	Methoden zur Untersuchung der Gesundheitsauswirkung von Luftschadstoffen	23
3.1.2	Ergebnisse des aktuellen WHO Reviews	24
3.2	Größenverteilung der Partikel	26
3.3	Quellen	27
3.4	Chemische Zusammensetzung von Partikeln	29
3.5	Senken von Partikeln	32
3.6	Messmethoden	33
4	PM10-IMMISSIONSSITUATION IN ÖSTERREICH UND EUROPA	35
4.1	Die PM10-Belastung in Österreich in den Jahren 2000 bis 2003	35
4.2	Zusammenhang zwischen Jahresmittelwert und Anzahl der Überschreitungen des Tagesmittelwertes	40
4.3	Jahreszeitlicher Verlauf, Tages- und Wochengang	41
4.3.1	Jahreszeitlicher Verlauf	41
4.3.2	Wochengang	42

4.3.3	Tagesgang	43
4.4	Verlauf der PM10-Belastung in Österreich 2000 bis 2004	44
4.5	Trend der Schwebestaubbelastung in Österreich 1990-2003	47
4.6	Übersicht über die PM10-Konzentration an Hintergrundstandorten	50
4.7	Verhältnis PM2,5 und PM1 zu PM10 an Hintergrundstandorten	51
4.8	Erkenntnisse aus Statuserhebungen für PM10 und Schwebestaub	53
4.9	Der Nordosten Österreichs	53
4.9.1	Ferntransport	54
4.9.2	Regionale Schadstoffanreicherung	57
4.9.3	Lokale (geogene) Quellen in Illmitz	58
4.9.4	PM10-Belastung in Städten des Nordburgenlandes	59
4.10	Ballungsraum Linz	59
4.11	Becken am Südostrand der Alpen	59
4.11.1	Statuserhebungen Steiermark	60
4.11.2	Ballonsondierungen in Graz, 17.3.2004	60
4.12	Inneralpine Becken und Täler	62
4.12.1	Statuserhebung Lienz	62
4.12.2	Statuserhebung Klagenfurt	63
4.12.3	Statuserhebung Inntal	64
4.13	Die PM10 Belastung im Europäischen Vergleich	65
4.14	Modellierung der PM-Belastung in Europa	67
4.14.1	Ergebnisse der EMEP-Modellierung	68
4.14.2	Quellen-Rezeptor-Matrizen	73
4.15	Szenarien der künftigen PM10-Belastung	73
4.15.1	Reduktion der regionalen Hintergrundbelastung	73
4.15.2	Nationale Szenarien der zukünftigen PM-Belastung	74
4.16	Resümee aus den vorliegenden Statuserhebungen	75
4.17	Maßnahmenkataloge	75
4.18	Herkunft der PM10-Belastung in Österreich	76
5	PM10-HINTERGRUNDBELASTUNG IN ÖSTERREICH	78
5.1	Herkunft der Schadstoffbelastung und räumliche Aufgliederung des Konzentrationsfeldes	78
5.2	Geographische Randbedingungen für Schadstofftransport	81
5.2.1	Das außeralpine Flach- und Hügelland	81
5.2.2	Täler, die mit dem Alpenvorland in direkter Verbindung stehen	81
5.2.3	Inneralpine Becken und Täler	82
5.2.4	Mittelgebirge (ab 200 m über Tal)	82
5.2.5	Hochgebirge (ab 2000 m)	82
5.3	Hintergrund im Mittelgebirge	82
5.4	Hintergrund im Hochgebirge	83

6	ANALYSE VON PMX-INHALTSSTOFFEN	84
6.1	AUPHEP	85
6.1.1	Ergebnisse der Messungen in Wien AKH (AUPHEP 1), 1999/2000	87
6.1.2	Ergebnisse der Messungen in Streithofen (AUPHEP 2), 1999/2000.....	94
6.1.3	Vergleich von Wien-AKH und Streithofen (AUPHEP 1 – AUPHEP 2)	99
6.1.4	Ergebnisse der Messungen in Linz ORF-Zentrum (AUPHEP 3), 2000/2001.....	101
6.1.5	Ergebnisse der Messungen in Graz Süd (AUPHEP 4), 2000/2001	105
6.1.6	Überblick über die Ergebnisse aller AUPHEP-Stationen	106
6.2	Messkampagne in Arnoldstein und Unterloibach (1999/2000)	109
6.3	Messkampagne Spittelauer Lände, Illmitz, 1999/2000.....	111
6.3.1	Windrichtungsabhängigkeit in Illmitz	113
6.3.2	Windgeschwindigkeitsabhängigkeit in Illmitz	115
6.3.3	Abhängigkeit von der Temperatur und dem vertikalen Temperaturgradienten	116
6.3.4	Abhängigkeit von der Niederschlagsmenge	117
6.3.5	Untersuchung hoch belasteter Tage	117
6.4	Vergleich AUPHEP, Wien Spittelauer Lände und Illmitz	118
6.5	Wien Liesing und Schafbergbad (2001, 2002)	120
6.6	EMEP EC/OC-Kampagne	124
6.7	EC-Messungen in Salzburg	125
6.8	Messkampagne Oberösterreich, 2002-2003	126
6.9	Resümee	128
7	HERKUNFTSANALYSE MITTELS STATISTISCHER VERFAHREN.....	130
7.1	Einleitung	130
7.2	Anwendung von Faktorenanalyse, Clusteranalyse und Chemischer Massenbilanzierung (CMB) auf bestehende Datensätze.....	130
7.3	Ergebnisse der Chemischen Massenbilanzierung	131
7.4	Resümee	133
8	PM10-EMISSIONEN IN ÖSTERREICH UND MITTELEUROPA- ÜBERBLICK	134
8.1	PM10-Emissionen in Österreich.....	134
8.2	Emissionen von Vorläufersubstanzen	136
8.3	PM10-Emissionen in Mitteleuropa	138
9	PM10-EMISSIONEN - VERKEHR	139
9.1	Einleitung	139
9.2	Verkehrsemissionen in Österreich.....	140
9.2.1	Verkehrs- und Fahrleistung	140
9.2.2	Partikelemissionen aus dem Verkehrssektor	141
9.3	Berechnung der Emissionen	144
9.3.1	Straßenverkehr	144
9.3.2	Vergleich der Emissionsfaktoren für Abgas, Abrieb und Wiederaufwirbelung.....	152

9.3.3	Off-Road	153
9.4	Resümee	155
10	PM10-EMISSIONEN - INDUSTRIE	156
10.1	Einleitung	156
10.2	Abschätzung von PM10- und TSP-Emissionsfaktoren für industrielle Sektoren	157
10.2.1	Abschätzung der Emissionen	157
10.2.2	Emissionsfaktoren für PM10	157
10.2.3	Emissionsfaktoren für TSP	158
10.3	Beitrag der Industrie zu den PM10-Emissionen	161
10.4	Gemessene PM10-Anteile im Reingas verschiedener Industrieanlagen	165
10.4.1	Untersuchung von Korngrößenverteilungen (Universität Stuttgart)	165
10.4.2	Feinstaubemissionsuntersuchungen in Sachsen-Anhalt	168
10.4.3	Ermittlung von Korngrößenverteilungen (TÜV Süddeutschland)	170
10.4.4	Ergebnisse der Feinstaubuntersuchungen	171
10.5	Diffuse Staubemissionen aus industriellen Quellen	172
10.5.1	Hauptunterschiede zwischen Punktquellen und diffusen Quellen	172
10.5.2	Beurteilung der Staubentstehung	173
10.5.3	Quantifizierung von Emissionen	174
10.5.4	Schüttgut	175
10.5.5	Diffuse Staubemissionen aus industriellen Quellen in Österreich	176
10.5.6	Minderungsmöglichkeiten für diffuse Staubemissionen	177
10.6	Gesetzliche Regelungen für Staubemissionen und Emissionswerte aus industriellen Quellen	183
10.6.1	Zementanlagen	184
10.6.2	Abfallverbrennungsanlagen	184
10.6.3	Glasanlagen	185
10.6.4	Großfeuerungsanlagen	186
10.6.5	Eisen- und Stahl-Herstellung	188
10.6.6	Nichteisenmetall-Herstellung	190
10.6.7	Papier- und Zellstoffproduktion	191
10.6.8	Eisenmetallverarbeitung	192
10.6.9	Feuerungsanlagen auf Basis von Holzbrennstoffen	192
10.6.10	Gießereien	198
10.7	PM10-Emissionen der Bauwirtschaft	200
10.8	Resümee	201
11	PM10-EMISSIONEN - HAUSBRAND	203
11.1	Einleitung	203
11.2	Gesamtösterreichische Emissionen	203
11.3	Entstehung von Staubemissionen bei der Verbrennung von Biomasse	205
11.4	Emissionsfaktoren für feste Brennstoffe	206
11.4.1	Durchführung der Feldmessungen	207

11.4.2	Ermittlung des Verbrennungsgas-Volumenstromes	208
11.4.3	Berechnung der spezifischen Emissionsfaktoren	208
11.4.4	Neuere Messungen	209
11.5	Einflüsse auf die Staubemissionen von Festbrennstoffheizungen	212
11.5.1	Chemische und physikalische Eigenschaften	212
11.5.2	Brenntechnische Merkmale	214
11.5.3	Verbrennung	216
11.6	Resümee	218
12	PM10-EMISSIONEN – LAND- UND FORSTWIRTSCHAFT	219
12.1	Emissionen gemäß Staubemissionsinventur	219
12.2	Abschätzung der Emissionen mittels Emissionsfaktoren der TFEIP	220
12.3	Vergleich mit Emissionsberechnungen der Schweiz	221
12.4	Resümee	222
13	DEFIZITANALYSE UND WEITERFÜHRENDE STUDIEN	223
13.1	PM10-Messungen	223
13.1.1	PM10-Konzentrationsdaten	224
13.1.2	PM10-Inhaltsstoffe	225
13.2	Messung anderer Parameter	226
13.3	Herkunftsanalysen mittels Trajektorien	227
13.4	PM-Emissionen	227
13.5	Modellierung	229
13.6	Emissionsmindernde Maßnahmen	229
13.7	Evaluierung der Strategie	230
14	MAßNAHMEN ZUR REDUKTION DER PM10-BELASTUNG	231
14.1	Einleitung	231
14.2	Allgemeine Prinzipien	231
14.3	Maßnahmen nach Sektoren	234
14.3.1	Maßnahmen im Bereich Verkehr	234
14.3.2	Maßnahmen im Bereich Hausbrand	256
14.3.3	Maßnahmen im Bereich Industrie	259
14.3.4	Maßnahmen im Bereich Landwirtschaft	266
14.3.5	Maßnahmen im Beschaffungswesen und bei öffentlichen Aufträgen	267
14.3.6	Maßnahmen zur Reduktion von Vorläufersubstanzen	269
14.3.7	Maßnahmen zur Bewusstseinsbildung	271
14.3.8	Empfehlungen für Novelle IG-L	271
14.3.9	Zusammenfassung der wichtigsten Maßnahmen	272
14.3.10	Maßnahmen im Bereich Verkehr	274
14.3.11	Maßnahmen im Bereich Industrie, Gewerbe und Bauwirtschaft	285
14.3.12	Maßnahmen im Bereich Hausbrand	289

14.3.13 Sonstige Maßnahmen	291
14.3.14 Maßnahmen im Bereich Landwirtschaft.....	291
14.3.15 Maßnahmen zur Reduktion der PM-Vorläufersubstanzen	292
14.3.16 Maßnahmen zur Weiterentwicklung des IG-L	295
14.4 Auflistung nationaler und regionaler Maßnahmen	296
14.5 Beispiele für Maßnahmen in Europa.....	299
14.5.1 Schweiz	299
14.5.2 Deutschland	299
14.5.3 Italien	300
14.5.4 London.....	301
 15 ZUKÜNFTIGE ENTWICKLUNGEN DER EU-GESETZGEBUNG	 303
 16 DANKSAGUNG.....	 306
 17 LITERATUR.....	 307
 ANHANG 1: GLOSSAR UND ABKÜRZUNGEN	 316
 ANHANG 2: PROBLEMATIK DER VERGLEICHBARKEIT DER PM10- MESSMETHODEN.....	 318
 ANHANG 3: VERGLEICHBARKEIT VON TSP MIT PM10-DATEN	 326
 ANHANG 4: MESSUNG VON FEINSTAUBEMISSIONEN AUS GEFASSTEN QUELLEN.	329
 ANHANG 5: STAUBMINDERUNGSTECHNOLOGIEN FÜR GEFASSTE EMISSIONSQUELLEN.....	 335
 ANHANG 6: STRAßENVERKEHR - GRUNDLAGEN ZU DEN EMISSIONSBERECHNUNGEN	 357
 ANHANG 7: HERKUNFTSANALYSE MIT STATISTISCHEN VERFAHREN.....	 370
 ANHANG 8: REDUKTIONSPOTENZIAL AUS DEM VERKEHR – ZUGRUNDLIEGENDE ANNAHMEN.....	 400
 ANHANG 9: MAßNAHMEN DER SCHWEIZER BAURICHTLINIE.....	 404

1 ZUSAMMENFASSUNG

1.1 Einleitung

Luftgetragener Staub ist ein komplexes und heterogenes Gemisch aus festen und flüssigen Teilchen. Grundsätzlich kann zwischen primären und sekundären Partikeln unterschieden werden. Erstere werden als primäre Emissionen direkt in die Atmosphäre abgegeben, letztere entstehen durch luftchemische Prozesse aus gasförmig emittierten Vorläufersubstanzen (z. B. Ammoniak, Schwefeldioxid, Stickstoffoxide, flüchtige organische Verbindungen). Die Charakterisierung von Schwebestaub (Particulate matter, PM) erfolgt üblicherweise anhand der Massenkonzentration und der Größe der Partikel:

TSP: Gesamtschwebestaub, dabei wird der Großteil der luftgetragenen Partikel erfasst

PM10: Particulate matter (Schwebestaub) $< 10 \mu\text{m}$. PM10 wird im deutschen Sprachgebrauch auch als Feinstaub bezeichnet.

PM2,5: Particulate matter $< 2,5 \mu\text{m}$

Insbesondere die feineren Partikel (PM10 und PM2,5) können bis tief in die Lunge gelangen und zu negativen gesundheitlichen Auswirkungen, wie z. B. Herz-Kreislauferkrankungen, führen (siehe Kapitel 3.1).

Schwebestaub steht aus den folgenden Gründen im Mittelpunkt der österreichischen (sowie der europäischen) Luftreinhaltepolitik:

- Derzeit geltende Grenzwerte für PM10, welche im österreichischen Immissionschutzgesetz Luft (IG-L, BGBl. 115/97 idgF) in Umsetzung der Richtlinie 1999/30/EG festgesetzt sind, werden an zahlreichen Messstellen in Österreich z. T. deutlich überschritten. Als Konsequenz sind die jeweiligen Landeshauptleute, in deren Landesgebiet Überschreitungen auftraten, angehalten, Statuserhebungen zu erstellen, um die Ursachen der Überschreitungen ausfindig zu machen, sowie Maßnahmenkataloge zu erlassen, um derartige Überschreitungen in Zukunft zu verhindern.
- Neuere Auswertungen über die Auswirkungen von Luftschadstoffen in Österreich und Europa legen nahe, dass die durch Schwebestaub verursachten Gesundheitseffekte gravierender sind als die durch andere Schadstoffe (inklusive Ozon) bedingten Effekte. Nach aktuellem Kenntnisstand ist in Österreich mit einer Reduktion der durchschnittlichen Lebenserwartung um mehrere Monate durch die Feinstaubbelastung zu rechnen.

Folglich wurde das Umweltbundesamt vom Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft beauftragt, ein Konzept für eine österreichische Staubstrategie zu erstellen. Diese soll die Grundlage für die Umsetzung von bundesweiten Maßnahmen zur Reduktion der PM10-Belastung bilden.

Die vorliegende Studie bietet einen Überblick über die derzeit in Österreich auftretende Belastung der Außenluft mit Schwebestaub, ihre Quellen und Verursacher sowie eine Zusammenstellung von möglichen Maßnahmen zur Verminderung der Belastung. Einige der wichtigsten Ergebnisse wurden auch separat als Kurzfassung publiziert [UMWELTBUNDESAMT, 2005].

1.2 PM10-Belastung in Österreich und ihre Ursachen

Die Grenzwerte für PM10 – mehr als 35 Tagesmittelwerte über $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ sowie $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$ als Jahresmittelwert – traten mit der Novelle des Immissionsschutzgesetzes-Luft im Juli 2001 in Kraft. Der Aufbau des Messnetzes für PM10 setzte bereits 1999 ein und war im Jahr 2003 mit 90 PM10-Messstellen, die gemäß IG-L betrieben wurden, weitgehend abgeschlossen.

In den letzten Jahren wies 2003 eine vergleichsweise hohe Belastung mit Überschreitung des Grenzwertes für den Tagesmittelwert an 51 Messstellen auf. Betroffen von Grenzwertüberschreitungen waren alle größeren Städte (die einzige Stadt mit mehr als 25.000 Einwohnern ohne Grenzwertverletzung war Villach) sowie zahlreiche Kleinstädte, aber auch ländliche Regionen in Niederösterreich, im Burgenland und in der Steiermark.

Wie die bisherigen Untersuchungen gezeigt haben, sind in den einzelnen Regionen Österreichs unterschiedliche Quellen für die erhöhte PM10-Belastung verantwortlich:

- Hohe Emissionsdichten primärer Partikel spielen in allen Städten eine wesentliche Rolle, wobei Belastungsschwerpunkte v. a. verkehrsnah beobachtet werden. Als dominierende Quellen lassen sich Straßenverkehr (Dieselabgase sowie Nicht-Abgasemissionen wie Wiederaufwirbelung und Abrieb) und Hausbrand identifizieren, gebietsweise auch Emissionen aus Industrie und Gewerbe.
- Die primären PM10-Emissionen der Schwerindustrie tragen speziell in Linz einen wesentlichen Teil zur PM10-Belastung bei, ebenso an mehreren Standorten in kleineren Städten (u. a. Leoben-Donawitz, Brixlegg).
- Stickoxidemissionen (NO_x) – mit besonders hohen Emissionsdichten v. a. in größeren Städten und am hochrangigen Straßennetz – tragen auf städtischer bis regionaler Skala wesentlich zur Bildung von Ammoniumnitrat (sekundäre Partikel) bei.
- Auch vergleichsweise bescheidene SO₂-Emissionen können in alpinen Becken und Tälern zu nennenswerter Bildung von Ammoniumsulfat (sekundäre Partikel) beitragen.
- Im außeralpinen Raum spielt Ferntransport sowohl primärer wie sekundärer Partikel – vor allem Ammoniumsulfat – eine wesentliche Rolle. So können beispielsweise PM10- und SO₂-Emissionen aus Ost- und Mitteleuropa (v. a. Rumänien, Serbien, Bosnien, Slowenien, Tschechien, Polen) als Quellen für Belastungen in Nordostösterreich identifiziert werden.
- In den alpinen Becken und Tälern, aber auch in den gegenüber Nord- bis Westwind abgeschirmten Becken und Tälern am Südostrand der Alpen sind die ungünstigen Ausbreitungsbedingungen, die eine Anreicherung von lokal emittiertem Schwebestaub begünstigen, ein wesentlicher Faktor für erhöhte PM10-Belastung. Dies bedeutet andererseits, dass lokale bis regionale Emissionsminderungsmaßnahmen primärer Schwebestaubquellen hier besonders effektiv sind.

1.3 Schwebestaubinhaltsstoffe

Eine Reihe von Analysen, die im Rahmen von Forschungsprojekten bzw. Studien des Umweltbundesamtes durchgeführt wurden, diente zur Quantifizierung der wichtigsten Komponenten von PM: Elementarer Kohlenstoff (EC), organisches Material (OM), sekundäre anorganische Partikel (Ammonium, Sulfat, Nitrat) sowie Metalle und Chlorid. Unlösliche

mineralische Komponenten lassen sich i.d.R. indirekt als Differenz zwischen der PM-Gesamtmasse und den analysierten Einzelkomponenten identifizieren (Kapitel 1).

Elementarer Kohlenstoff (Quelle: Verbrennungsprozesse, insbesondere Diesellabgase) kann zwischen ca. 5 % an ländlichen Hintergrundstandorten und bis über 20 % der PM₁₀-Masse an städtischen verkehrsnahen Standorten ausmachen.

Organisches Material weist regional geringe Unterschiede auf, der Anteil variiert zwischen etwa 15 % und über 25 %. Neben Verbrennungsprozessen unterschiedlichster Art tragen biologisches Material und sekundäre organische Aerosole zum organischen Material bei.

Ammoniumnitrat bildet sich als sekundäres anorganisches Aerosol aus Stickstoffoxiden (Hauptquelle Straßenverkehr) und Ammoniak (Hauptquelle Landwirtschaft). Die Ammoniumnitrat-Anteile am PM₁₀ liegen bei ca. 15 bis 25 %; da Ammoniumnitrat bei höheren Temperaturen in gasförmige Salpetersäure und Ammoniak übergehen kann, sind die Ammoniumnitrat-Konzentrationen im Sommer sehr gering, im Winter kann Ammoniumnitrat bis zu 40 % der PM₁₀-Masse ausmachen. Die Ergebnisse dieser Studie legen nahe, dass erhöhte NO_x-Emissionen etwa in Ballungsgebieten relativ rasch zur nennenswerten Neubildung von Ammoniumnitrat beitragen können.

Ammoniumsulfat bildet sich als sekundäres anorganisches Aerosol aus Schwefeldioxid und Ammoniak. Ammoniumsulfat wird überwiegend durch Ferntransport nach Ostösterreich verfrachtet, wobei große kalorische Kraftwerke und Schwerindustriebetriebe in Ost- und Mitteleuropa die Hauptquellen der Vorläufersubstanz Schwefeldioxid sind. Allerdings können auch in Tälern und Becken Österreichs lokale Schwefeldioxid-Emissionen zu nennenswerter Ammoniumsulfat-Bildung führen. Der Anteil von Ammoniumsulfat am PM₁₀ variiert zwischen 15 und 25 %.

Bezüglich des Beitrags von mineralischen Komponenten, die in Städten aus Industrie, Bauwirtschaft und Aufwirbelung von Straßenstaub kommen, bestehen relativ große Unsicherheiten. Der Anteil der mineralischen Komponenten kann aber bspw. bei Splittstreuung 30% erreichen.

Die Konzentration der meisten Schwermetalle liegt i. A. unter einschlägigen humanhygienischen Richt- und Grenzwerten für Einzelstoffe. Dennoch sind auch diese Analysen etwa zur Identifizierung von Quellen von Bedeutung.

1.4 PM-Emissionen in Österreich

Die Hauptquellen von PM₁₀ in Österreich stellen die Industrie, der Straßenverkehr, die Erzeugung von Raumwärme, die Landwirtschaft und die Bauwirtschaft dar (Kapitel 1 bis 1).

Während sich die gefassten Emissionen (Abgasemissionen in Industrie, Verkehr, Raumheizung, Off-Road-Fahrzeuge) relativ gut abschätzen lassen, so ist eine Quantifizierung diffuser Emissionen schwieriger. Dies betrifft die Wiederaufwirbelungsemissionen des Straßenverkehrs, aber auch alle Emissionen aus Schüttgutmanipulation von Industrie und Gewerbe, der Bauwirtschaft und des Mineralrohstoffabbaus sowie Emissionen der Landwirtschaft (Aufwirbelung von Bodenmaterial).

Bei den Emissionen des Straßenverkehrs sind neben den Abgasemissionen – zu denen ganz überwiegend Dieselfahrzeuge beitragen – Abriebemissionen (Reifen und Fahrbahn) sowie als sehr großer, allerdings auch schwer quantifizierbarer Beitrag die Wiederaufwirbelung zu nennen.

Für die PM₁₀-Emissionen der Raumwärmeerzeugung (Hausbrand) sind praktisch ausschließlich Festbrennstoffheizungen (Holz, Kohle) verantwortlich.

1.5 Maßnahmen zur Reduktion der PM-Belastung

Wie beschrieben, ist gemäß IG-L nach einer Überschreitung eines Immissionsgrenzwerts eine Stuserhebung zu erstellen, innerhalb derer die Ursachen der Überschreitungen festzustellen sind. Auf Basis dieser Stuserhebung hat dann der zuständige Landeshauptmann einen Maßnahmenkatalog mit dem Ziel zu erlassen, derartige Überschreitungen in Zukunft zu verhindern. Allerdings legen bisher vorliegende Auswertungen nahe, dass auf Grund des weiträumigen Schadstofftransports und der Tatsache, dass einige als effizient angesehenen Maßnahmen nach wie vor im Kompetenzbereich des Bundes liegen, dieser flankierende Maßnahmen zur Verminderung der Emission von Schwebestaub bzw. von dessen Vorläufersubstanzen erlassen sollte. Dies kann jedoch keinesfalls die zuständigen Landeshauptleute aus ihrer Verantwortung entlassen, nach Grenzwertüberschreitungen adäquate Maßnahmenkataloge im dafür vorgesehenen Zeitrahmen zur Erreichung der Ziele des IG-L zu erlassen.

Eine Absenkung der PM₁₀-Belastung ist in Hinblick auf die große Vielzahl der Quellen und den teilweise weiträumigen Schadstofftransport nicht durch Einzelmaßnahmen bei bestimmten Verursachern oder Verursacherguppen möglich, sondern muss alle relevanten Emittenten in einem u. U. weiten geographischen Bereich erfassen. Es wird somit ein Bündel vielfältiger, koordinierter Maßnahmen auf verschiedenen Ebenen notwendig sein, um die Schwebestaubbelastung nachhaltig in den Griff zu bekommen.

Das IG-L enthält darüber hinaus einige Prinzipien, die generell für die Auswahl von Maßnahmen zur Reduktion der PM₁₀-Belastung von Relevanz sind. Einige davon werden im Folgenden kurz dargestellt:

- Das Verursacherprinzip.
- Die Einbeziehung aller Emittentengruppen, die einen erheblichen Einfluss auf die Immissionsbelastung gehabt haben.
- Die Berücksichtigung von Emittentengruppen entsprechend
 - Ø ihrer Anteile an der Immissionsbelastung;
 - Ø des Reduktionspotenzials, auch in Bezug auf eine Verringerung der Immissionsbelastung;
 - Ø des erforderlichen Zeitraums für das Wirksamwerden der Maßnahmen und
 - Ø der Kosten der Maßnahmen.
- Maßnahmen sind nicht vorzuschreiben, wenn sie unverhältnismäßig sind;
- öffentliche Interessen sind zu berücksichtigen.

Nachfolgend werden Maßnahmen angeführt, die zu einer weiteren Reduktion der Schwebestaubbelastung umgesetzt werden sollten.

Dabei kann zwischen technischen Maßnahmen, die an den spezifischen Emissionen der Einzelquelle (z. B. Dieselpartikelfilter, technische Verbesserungen für Festbrennstoffheizkessel) ansetzen, und strukturellen Maßnahmen (diese zielen auf eine Verminderung der emissionsgenerierenden Aktivität ab, wie z. B. Verringerung des Straßenverkehrsaufkommens durch Verlagerung von Verkehrsleistungen auf die Schiene oder Ersatz von Festbrennstofföfen durch Fernwärme) unterschieden werden. Letztere führen oft auch zu Verminderung anderer Umweltauswirkungen, wie etwa einer Verminderung der Emission von Treibhausgasen.

Manche der angeführten Maßnahmen sind am effektivsten, wenn sie auf nationaler Ebene umgesetzt werden bzw. können aus kompetenzrechtlichen Gründen nur auf Bundesebene

erlassen werden; andere sind hingegen dann am kosteneffektivsten, wenn sie in bestimmten Gebieten oder Regionen – etwa im Rahmen von Maßnahmenkatalogen nach IG-L - umgesetzt werden (etwa in Sanierungsgebieten nach IG-L). Bei der Auswahl der empfohlenen Maßnahmen wurden zuerst – anhand der verfügbaren Daten – Kriterien wie Wirksamkeit und Kosteneffektivität herangezogen. In einem zweiten Schritt erfolgte eine Bewertung nach der raschen Umsetzbarkeit sowie der politischen Durchsetzbarkeit, aus der sich die im Folgenden angeführte Unterscheidung in ‚zentrale‘ bzw. ‚weitere‘ Maßnahmen ergibt. Diese Unterscheidung spiegelt jedoch nicht das Reduktionspotenzial der angeführten Maßnahmen wider.

Allerdings ist auch zu betonen, dass es aus Sicht des Umweltbundesamtes unerlässlich sein wird, dass bei der Ausarbeitung effektiver Reduktionsstrategien verschiedene Gebietskörperschaften gemeinsam und koordiniert agieren und hierfür ein akkordierter Prozess initiiert wird.

1.6 Zentrale nationale Maßnahmen

Verkehrssektor

- Einbau von Dieselpartikelfiltern bzw. Partikelkatalysatoren im Off-Road-Bereich;
- Förderung des Einbaus von Partikelfiltern bei Neufahrzeugen und von Partikelfiltern oder Partikelkatalysatoren bei Gebrauchtfahrzeugen;
- Spritspar-Initiative und Förderung des Mobilitätsmanagement;
- Begünstigung von schwefelfreiem Kraftstoff;
- Förderung von Entwicklung und Anwendung alternativer Fahrzeug- und Antriebskonzepte (alternative Kraftstoffe, Hybridkonzepte, etc.);
- Kontrolle der Einhaltung von Emissionsstandards;
- Förderung des ÖV im Personen- und Güterverkehr;
- Ökologisierung der bestehenden Maut nach Abgaswerten;
- Staffelung der bestehenden Maut nach Abgaswerten.

Industrie

- Anpassung von Staubgrenzwerten an den Stand der Technik. Dies betrifft etwa die Grenzwerte des Emissionsschutzgesetz für Kesselanlagen sowie VO nach der Gewerbeordnung, wie etwa die Glasanlagen VO, Eisen und Stahl VO, Zementanlagen VO und der Sinteranlagen VO;
- Erlassung von Verordnungen nach dem Stand der Technik für Sektoren, für die bislang keine bundesweiten Regelungen existieren;
- Förderung von Maßnahmen zur Staubreduktion im Bereich der Energieproduktion und der Industrie.

Sektorenübergreifende Maßnahmen

- Weitgehende Emissionsreduktion von PM-Vorläufern, etwa von NO_x im Rahmen der Umsetzung des EG-L-Ziels bzw. von Ammoniak durch Maßnahmen in der Landwirtschaft.

Maßnahmen auf Ebene der Europäischen Gemeinschaften

- Lobbying, um eine möglichst hohe und rasche Absenkung der Emissionsgrenzwerte für Neufahrzeuge zu erreichen (EURO5 für Pkw; EURO6 für Lkw).

1.7 Zentrale regionale Maßnahmen

Verkehrssektor

- Förderung des Einbaus von Partikel reduzierenden Abgasnachbehandlungssystemen bei gebrauchten Pkws;
- Förderung des Öffentlichen Verkehrs im Personen- und Güterverkehr;
- Fahrverbote, etwa in Sanierungsgebieten an stark belasteten Tagen;
- Geschwindigkeitsbeschränkungen;
- Neuanschaffung emissionsarmer kommunaler Fahrzeuge bzw. Nachrüstung bestehender Flotten;
- Ausbau alternativer Verkehrsnetze (Radwege);
- Optimierung des Streusplittmanagements.

Hausbrand

- Vermehrter Einsatz von Fernwärme;
- Initiative zum Austausch alter Festbrennstoff-Einzelöfen;
- Wärmedämmmaßnahmen.

Industrie

- Sicherstellung, dass Anlagen mit Minderungsmaßnahmen entsprechend dem jeweiligen Stand der Technik (5-20 mg/Nm³) ausgestattet sind, sowie betrieben und überwacht werden;
- Vorschreibung von Maßnahmen zur Reduktion der diffusen Staubemissionen;
- Staubmindernde Maßnahmen in der Bauwirtschaft nach Vorbild der Schweizer Baurichtlinie.

Sektorenübergreifende Maßnahmen

- Weitgehende Emissionsreduktion von PM-Vorläufern;
- Verbindliche Richtlinien und Grundlagen für die Raumordnung.

1.8 Weitere Maßnahmen

Verkehrssektor

- Förderung des Einbaus von Partikelfiltern bei neuen Nutzfahrzeugen und von Partikel reduzierenden Abgasnachbehandlungssystemen bei gebrauchten Nutzfahrzeugen;
- Fahrleistungsabhängige Maut – auch für Pkw;

- Citymaut bzw. effiziente Parkraumbewirtschaftung;
- Anpassung der Mineralölsteuer;
- Überprüfen des amtlichen Kilometergeldes mit dem Ziel, die Benutzung von ÖV zu forcieren;
- Strategische Umweltprüfung des Generalverkehrsplanes mit einem hohen Stellenwert für lufthygienische Belange;
- Bewusstseinsbildende Maßnahmen – Informationskampagnen;
- Verkehrsabschlussabgabe als „Muss-Bestimmung“ (ÖPNRV-G) bzw. Nutzung der bestehenden Regelung durch die Gemeinden.

Hausbrand

- Umsetzung Klimastrategie im Bereich Raumwärme;
- Kontrollen zur Vermeidung des Inverkehrbringens von nicht mehr zulässigen Feuerungsanlagen.

Industrie

- Entstaubung nach dem Stand der Technik für Kesselanlagen > 2 MW auf Basis von Festbrennstoffen (Biomasse, Kohle) mit Reingaswerten zwischen 10 und 20 mg/Nm³;
- Festschreibung von europaweit einheitlichen Emissionsgrenzwerten für wesentliche Großemittenten;
- Anpassung von Staubgrenzwerten an den Stand der Technik in der Großfeuerungsanlagenrichtlinie (GFA) und Abfallverbrennungsrichtlinie (AVV-RL) im Abschnitt Mitverbrennungsanlagen;
- Berücksichtigung ökologischer Aspekte im Abfallwirtschaftsgesetz, Änderungen in der Straßenverkehrsordnung und im Bundesstraßenfinanzierungsgesetz.

Sektorenübergreifende Maßnahmen

- Umsetzung der Leitlinien Ökologisierung Bundesverwaltung und öffentliche Beschaffung.

Sektor Landwirtschaft

- Begrünung von Bracheflächen und Feldwegen;
- Restriktive Handhabung der Ausnahmegenehmigung des Verbrennungsverbots von Ernterückständen.

Sektor Landwirtschaft – Maßnahmen zur Reduktion von Ammoniakemissionen

- Filter- und Wäschereinsatz bei hohen Tierkonzentrationen;

- Düngemittelplan und Stickstoff-Bilanzierung auf Schlagebene zur Optimierung der Stickstoff-Düngung
- Geteilte Düngung je nach Vegetationsstand;
- Abdeckung der Güllelager;
- Mehrphasenfütterung;
- Optimierte Gülleausbringung.

Maßnahmen zur Weiterentwicklung des IG-L

- Novelle des IG-L zur rechtlichen Verankerung von Plänen und Programmen;
- Novelle der Messkonzept-Verordnung zum IG-L zur Verbreiterung des Wissens über Herkunft der PM10-Belastung.

Auf EU-Ebene sind darüber hinaus eine Reihe von gemeinschaftlichen Maßnahmen vorgesehen bzw. in Diskussion. Dies betrifft etwa Emissionsgrenzwerte für mobile und stationäre Quellen. Von Seiten Österreichs sollte in allen genannten Bereichen eine Umsetzung von umweltfreundlichen Standards gefordert bzw. unterstützt werden, wie etwa die Festsetzung von ambitionierten Grenzwerten für Pkw (EURO 5). Dies würde die Umsetzung erleichtern, Wettbewerbsnachteile gegenüber anderen EU-Ländern vermeiden und auch dazu beitragen, dass die durch grenzüberschreitenden Transport bedingten Schwebestaubbelastungen reduziert werden.

1.9 Empfehlungen für weiterführende Untersuchungen

Die Ausarbeitung der vorliegenden Fachgrundlagen für eine Staubstrategie wurde durch eine unzureichende Datenbasis in verschiedenen Bereichen erschwert. Dies betrifft die folgenden Gebiete:

- PM-Messdaten; die PM10-Daten liegen erst seit einigen wenigen Jahren vor, Trendbetrachtungen werden erschwert.
- Analyse von PM-Inhaltsstoffen: Längere Messreihen der wichtigsten PM-Inhaltsstoffe liegen nur von wenigen Standorten aus dem Zeitraum 1999-2002 vor.
- Analyse anderer PM-Indikatoren: Die bisher äußerst schmale Datenbasis weiterer PM-Fraktionen (PM2,5, PM1, Partikelanzahl) wäre – v. a. im städtischen Bereich – zu erweitern.
- PM-Emissionen: Nach wie vor bestehen große Unsicherheiten in Bezug auf die PM-Emissionen, insbesondere betreffend die industriellen Nebenaggregate, die diffusen Emissionen und die Wiederaufwirbelung.
- PM-Modellierung: Modellierung ist ein wesentliches Hilfsmittel, um einen regional differenzierten Zusammenhang zwischen (Änderungen von) Emissionen und Immissionen zu erhalten.
- Reduktionspotenziale und Kosten: Nicht nur bei den Emissionen, sondern insbesondere bei den Kosten und der Wirkung der zu setzenden Maßnahmen auf die Emissionen und in weiterer Folge auf die Immissionen bestehen nach wie vor erhebliche Unsicherheiten.

- Auf die Dringlichkeit der zu setzenden Maßnahmen wurde hingewiesen. Die Effektivität der Staubstrategie und der einzelnen darin vorgesehenen Maßnahmen sollte regelmäßig evaluiert werden, insbesondere in Bereichen, wo große Unsicherheiten über deren Effektivität bestehen.

In allen genannten Bereichen wären zielgerichtete Studien zur Verminderung der bestehenden Wissenslücken notwendig.

1.10 Schlussfolgerungen

Aus lufthygienischer Sicht ist Feinstaub als jener Luftschadstoff anzusehen, der mit den gravierendsten gesundheitlichen Auswirkungen verbunden ist. Maßnahmen zur Reduktion der Feinstaubbelastung sollten daher aus Sicht des Umweltbundesamtes zum Schutz der Gesundheit mit hoher Priorität umgesetzt werden. Wesentlich ist dabei vorerst das Ziel, die Einhaltung der Grenzwerte gemäß IG-L sicherzustellen und somit die Belastung in den Sanierungsgebieten zu reduzieren.

Zu beachten ist allerdings, dass aus gesundheitlicher Sicht eine generelle Reduktion der Belastung zusätzlich zur Reduktion an Belastungsschwerpunkten anzustreben ist und die Effekte etwaiger Maßnahmen auf andere Umweltbereiche (Emission anderer Schadstoffe und von Treibhausgasen; Emission von Lärm, etc.) schon bei der konkreten Planung berücksichtigt werden sollten.

Im Unterschied zu anderen Luftschadstoffen sind für die Feinstaubbelastung viele verschiedene Verursacher verantwortlich, es kann daher nur ein breites Bündel von Maßnahmen zu einer Reduktion führen. Aufgrund der langen atmosphärischen Verweilzeit können in manchen Regionen auch Ferntransport über Distanzen von bis zu 1000 km sowie regionale Schadstoffanreicherung einen wesentlichen Beitrag liefern. Maßnahmen müssen daher auf lokaler, regionaler, nationaler und europaweiter Ebene gesetzt werden.

2 EINLEITUNG

2.1 Motivation

Die Schwebstaub-Immissionsbelastung und hier insbesondere die PM₁₀-Belastung ist in den letzten Jahren immer mehr in den Mittelpunkt der Luftreinhaltepolitik gerückt, nachdem epidemiologische, aber auch toxikologische Untersuchungen gezeigt haben, dass die (Fein-) Staubbelastung mit erheblichen Beeinträchtigungen der menschlichen Gesundheit in Zusammenhang stehen kann. Neuere Studien haben dies weiter erhärtet [WHO 2003, 2004a, 2004b].

In Folge dieser neuen Erkenntnisse wurde 1999 in der ersten Tochterrichtlinie (1999/30/EG) zur Luftqualitäts-Rahmenrichtlinie (96/62/EG) ein Grenzwert für PM₁₀ festgelegt, welcher mit der Novelle zum Immissionsschutzgesetz-Luft (IG-L) 2001 in nationales österreichisches Recht übernommen wurde.

Die Messungen der letzten Jahre zeigen, dass dieser Grenzwert an zahlreichen Messstellen in Österreich, und in einzelnen Städten in erheblichem Ausmaß überschritten wird und somit unmittelbarer Handlungsbedarf besteht, die Ursachen der Grenzwertverletzungen zu untersuchen (Statuserhebungen gemäß § 8 IG-L) und Maßnahmen zur Minderung der Belastung auszuarbeiten.

Derzeit bestehen noch erhebliche Defizite bezüglich der Kenntnisse über die Quellen, die chemische Zusammensetzung, den atmosphärischen Transport von PM₁₀ und die Wirksamkeit verschiedener Maßnahmen zur Reduktion der Belastung. Einige dieser Fragen wurden von Seiten der Ämter der Landesregierungen – in teilweise sehr unterschiedlichem Umfang – im Rahmen von Statuserhebungen untersucht. Dabei zeigte sich u. a., dass erhöhte PM₁₀-Belastungen im außeralpinen Raum ein nicht nur die Bundesländer-, sondern auch die Staatsgrenzen übergreifendes Problem darstellt und damit zusätzlich eine bundeseinheitliche (und ggf. internationale) Vorgangsweise notwendig ist. Ebenso zeigt sich ein Handlungsbedarf aufgrund der nur sehr eingeschränkten Vergleichbarkeit der mit verschiedenen Messmethoden erhobenen PM₁₀-Daten.

Das Umweltbundesamt wurde vom Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft beauftragt, fachliche Fragestellungen zu identifizieren, die im Rahmen einer österreichischen Staubstrategie behandelt werden sollten. Diese soll die Grundlage für die Erarbeitung von bundesweit umsetzbaren Maßnahmen zur Reduktion der PM₁₀-Belastung bilden und die folgenden Punkte umfassen:

- Arbeiten zur verbesserten Abschätzung des Beitrags der (verkehrsbedingten) Wiederaufwirbelung zur Schwebstaubbelastrung in Österreich (siehe dazu Kapitel 1 und Anhang 6).
- Aktueller Stand und weitergehende Optionen zur Reduktion der PM-Emissionen aus industriellen Quellen (siehe Kapitel 1).
- Durchführung von Rezeptorstudien, innerhalb derer ausgehend von vorliegenden Daten über die chemische Zusammensetzung der Schwebstaubbelastrung der Beitrag verschiedener Quellen zur gemessenen Immission quantifiziert wird (siehe Kapitel 1).
- Arbeiten zur Darstellung der regional unterschiedlichen Hintergrundbelastung von PM₁₀ in Österreich (siehe Kapitel 1, 1 und 1).

- Erstellung einer Übersicht über mögliche Maßnahmen zur Reduktion der PM10-Belastung (siehe Kapitel 1).

2.2 Rechtliche Situation

Die Richtlinie 1999/30/EG (erste Tochterrichtlinie zur Luftqualitätsrahmenrichtlinie 96/62/EG) schreibt verbindliche **Immissionsgrenzwerte** für einige Luftschadstoffe vor, unter anderem auch für PM10. Diese Grenzwerte („Stufe 1“) sind ab 1.1.2005 einzuhalten. Bis zu diesem Zeitpunkt gilt eine Toleranzmarge, die sich jährlich verringert. Die Richtlinie war bis zum 19.7.2001 in nationales Recht zu übernehmen.

Treten Überschreitungen der Summe aus Grenzwert und jeweils gültiger Toleranzmarge auf (siehe Tabelle 1), so sind Reduktionspläne zu erstellen und zu implementieren, die auch an die EU-Kommission zu übermitteln sind. Ab 1.1.2005 sind bei Gefahr der Überschreitung der Grenzwerte gegebenenfalls auch kurzfristige Maßnahmenpläne in Kraft zu setzen, um eine Überschreitung zu verhindern.

Tabelle 1: Summe aus Grenzwert und Toleranzmarge für PM10 gemäß der Richtlinie 1999/30/EG.

Mittelungszeit	Grenzwert [µg/m³]	einzuhalten ab	bis 2001	2001	2002	2003	2004	2005
			Grenzwert + Toleranzmarge [µg/m³]					
24 Stunden	50	1/01/2005	75	70	65	60	55	50
1 Jahr	40	1/01/2005	48	46	45	43	42	40

Die Richtlinie enthält darüber hinaus Richtgrenzwerte („Stufe 2“), die im Lichte weiterer Informationen über die Auswirkungen auf Gesundheit und Umwelt, über die technische Durchführbarkeit und über die bei der Anwendung der Grenzwerte der Stufe 1 in den Mitgliedstaaten gemachten Erfahrungen zu überprüfen sind (siehe Tabelle 2).

Tabelle 2: Richtgrenzwerte für PM10, ab 2010 einzuhalten.

Grenzwert	Mittelungszeit
50 µg/m³	Tagesmittelwert; bis zu 7 Tagesmittelwerte über 50 µg/m³ pro Kalenderjahr gelten nicht als Überschreitung
20 µg/m³	Jahresmittelwert

Seit 6.7.2001 gelten mit In-Kraft-Treten der Novelle zum Immissionsschutzgesetz Luft (IG-L, BGBl. I Nr. 62/2001) in Österreich die in Tabelle 3 angeführten Immissionsgrenzwerte für PM10 (sowie ein Grenzwert für Gesamtschwebstaub - TSP), wobei keine Toleranzmarge festgesetzt wurde.

Tabelle 3: Grenzwerte gemäß IG-L, gültig seit Juli 2001.

Schadstoff	Konzentration	Mittelungszeit
TSP	150 µg/m ³	Tagesmittelwert, tritt am 31.12.2004 außer Kraft
PM10	50 µg/m ³	Tagesmittelwert; pro Kalenderjahr ist die folgende Zahl von Überschreitungen zulässig: bis 2004: 35, von 2005 bis 2009: 30, ab 2010: 25
PM10	40 µg/m ³	Jahresmittelwert

Zur Umsetzung der ‚Stufe 2‘ Richtgrenzwerte der 1. Tochterrichtlinie enthält das IG-L darüber hinaus **Zielwerte** für PM10, diese sind ident mit den in Tabelle 2 angeführten Richtgrenzwerten.

Tabelle 4: Zielwerte für PM10, gültig seit Juli 2001.

Konzentration	Mittelungszeit
50 µg/m ³	Tagesmittelwert; bis zu 7 Tagesmittelwerte über 50 µg/m ³ pro Kalenderjahr gelten nicht als Überschreitung
20 µg/m ³	Jahresmittelwert

Parallel dazu besteht gemäß Messkonzept-VO zum IG-L (2004) die Verpflichtung, die PM10-Konzentration an mindestens 60, ab 1.1.2005 an über 70 Messstellen, die genau definierten Standortkriterien entsprechen, zu erfassen. Die Messung der PM10-Belastung erfolgt (außer an den drei EMEP-Messstellen, sowie in Enzenkirchen und Pillersdorf, die vom Umweltbundesamt betrieben werden) durch die jeweiligen Ämter der Landesregierungen bzw. das Magistrat Wien.

2.3 Notwendigkeit zur Identifizierung der Quellen der Schwebestaubbelastung in Österreich

Wurde an einer gemäß IG-L betriebenen Immissionsmessstelle ein Grenzwert überschritten, so ist diese Überschreitung im Jahresbericht des jeweiligen Bundeslandes auszuweisen und in weiterer Folge ist durch den Landeshauptmann eine Stuserhebung gemäß § 8 IG-L zu erstellen. Innerhalb der Stuserhebung ist der Zusammenhang zwischen der registrierten Überschreitung und der sie verursachenden Emissionen darzustellen. Eine Stuserhebung hat u. a. folgende Angaben zu enthalten:

- Eine Feststellung und Beschreibung der in Betracht kommenden Emittenten oder Emittentengruppen, die einen erheblichen Beitrag zur Immissionsbelastung geleistet haben sowie eine Abschätzung ihrer Emissionen
- Ursprung der Verschmutzung
- Liste der wichtigsten Emissionsquellen, die für die Verschmutzung verantwortlich sind
- Gesamtmenge der Emissionen aus diesen Quellen (Tonnen/Jahr)
- Informationen über Verschmutzungen, die aus anderen Gebieten stammen
- Einzelheiten über Faktoren, die zu den Überschreitungen geführt haben (Verfrachtung, einschließlich grenzüberschreitende Verfrachtung, Entstehung)

Ein eindeutiger Nachweis der Quellen der Schwebestaubbelastung ist auch in Hinblick auf etwaige durch den jeweiligen Landeshauptmann zu erlassende Maßnahmenkataloge unumgänglich, da gemäß § 11 IG-L bei der Erlassung eines Maßnahmenkatalogs u. a. nachfolgende Grundsätze gelten:

- Beeinträchtigungen der Schutzgüter (in diesem Fall der menschlichen Gesundheit) durch Luftschadstoffe ist im Sinne des Verursacherprinzips vorzubeugen; nach Möglichkeit sind Luftschadstoffe an ihrem Ursprung zu bekämpfen;
- alle Emittenten oder Emittentengruppen, die im Beurteilungszeitraum einen erheblichen Einfluss auf die Immissionsbelastung gehabt haben, insbesondere im Zeitraum der Überschreitung des Immissionsgrenzwerts, sind zu berücksichtigen;
- Maßnahmen sind vornehmlich bei den hauptverursachenden Emittenten und Emittentengruppen unter Berücksichtigung der auf sie fallenden Anteile an der Immissionsbelastung, des Reduktionspotenzials und des erforderlichen Zeitraums für das Wirksamwerden der Maßnahmen zu setzen, wobei vorrangig solche Maßnahmen anzuordnen sind, bei denen den Kosten der Maßnahmen eine möglichst große Verringerung der Immissionsbelastung gegenübersteht;
- Maßnahmen sind nicht vorzuschreiben, wenn sie unverhältnismäßig sind, vor allem wenn der mit der Erfüllung der Maßnahmen verbundene Aufwand außer Verhältnis zu dem mit den Anordnungen angestrebten Erfolg steht;
- auf die Höhe und Dauer der Immissionsbelastung sowie die zu erwartende Entwicklung der Emissionen des betreffenden Luftschadstoffs ist Bedacht zu nehmen.

Die Erlassung von Maßnahmenkatalogen liegt in der Kompetenz der Bundesländer; in Hinblick auf die großflächig erhöhte PM₁₀-Konzentration sowie die Notwendigkeit auch auf Bundesebene Maßnahmen zu setzen, ist es jedoch notwendig, bei einigen Quellen der Schwebestaubbelastung bundeseinheitliche Regelungen zur Verminderung der Emissionen zu setzen.

Die Identifizierung der Quellen der gemessenen Schwebestaubbelastung stellt jedoch i. A. eine große Herausforderung dar. Schwebestaub ist eine komplexe Mischung luftgetragener Teilchen unterschiedlicher Größe, spezifischer Oberfläche, Hygroskopizität und elektrischer Eigenschaften, die darüber hinaus keine einheitliche chemische Zusammensetzung aufweisen und aus verschiedenen Quellen herrühren.

Ein Teil der Belastung ist auf direkte Emissionen zurückzuführen, daneben spielen aus gasförmigen Vorläufersubstanzen (wie SO₂, NO_x und NH₃, aber auch NMVOC) gebildete sekundäre Partikel eine bedeutende Rolle. Auch unterliegen einige Schwebestaubfraktionen einem weitreichenden Schadstofftransport, so dass (zumindest in einigen Gebieten Österreichs) mit einer nennenswerten Vorbelastung durch Schwebestaub aus Ferntransport zu rechnen ist. Hinzu kommt, dass die PM₁₀-Belastung an einer Messstelle zu unterschiedlichen Zeiten durch verschiedene Emittenten beeinflusst werden kann.

Es muss darauf hingewiesen werden, dass zur Zeit noch erhebliche Unsicherheiten in Bezug auf die Bedeutung verschiedener Schwebestaubquellen in Relation zu den gemessenen PM₁₀-Konzentrationen bestehen.

2.4 Schwebestaub- und PM10-Belastung in Österreich

Traditionell erfolgte in Österreich die Messung der Schwebestaubkonzentration als Gesamtschwebestaub. Erst seit 2000 erfolgte eine schrittweise Umstellung auf PM10. Trendaussagen für PM10 sind daher nur in einem sehr eingeschränkten Ausmaß möglich. Im Jahr 2003 umfasste das österreichische Messnetz rund 90 Messstellen.

Überschreitungen des Grenzwertes für PM10 gemäß IG-L (bzw. RL 1999/30/EG) werden in nahezu allen Regionen Österreichs – im außeralpinen Flach- und Hügelland und den großen alpinen Tälern und Becken – beobachtet. Im Jahr 2003, welches aufgrund ungünstiger Ausbreitungsbedingungen im Februar und März bisher die höchste PM10-Belastung aufwies, waren lediglich das obere Ennstal und das obere Murtal sowie ländliche Regionen in Nieder- und Oberösterreich nicht von Grenzwertüberschreitungen betroffen.

Diese großflächig sehr hohe PM10-Belastung rechtfertigt nicht nur intensiviertere Messungen auf hohem Qualitätsniveau, sondern auch massive Anstrengungen zur Erhebung ihrer Ursachen und zur Ausarbeitung von Strategien zu ihrer Minderung.

2.5 Inhalt dieser Studie

In Kapitel 3 wird zunächst eine kurze Einführung in die Zusammensetzung, die gesundheitlichen Auswirkungen und die Messung von Staub gegeben.

Kapitel 4 beschreibt die Immissionssituation von PM10 in Österreich und in Europa der letzten Jahre.

Kapitel 5 fasst den Kenntnisstand zur Hintergrundbelastung durch PM10 in Österreich zusammen.

In Kapitel 6 werden die bislang vorliegenden Inhaltsstoffanalysen von PM10 und PM2,5 diskutiert.

Kapitel 7 beschreibt die Ergebnisse einer Herkunftsanalyse von PM mittels statistischer Verfahren.

Kapitel 8 gibt einen kurzen Überblick über die PM10-Emissionen in Österreich und in Mitteleuropa sowie den Vorläufersubstanzen von PM.

In Kapitel 9 wird die Berechnung der PM-Abgas- und Nicht-Abgasemissionen des Straßenverkehrs beschrieben, die Grundlagen zu den Emissionsberechnungen werden in Anhang 6 dargestellt.

Kapitel 10 beschreibt den Kenntnisstand und die gesetzlichen Regelungen der Staubemissionen des Sektors Industrie.

Kapitel 11 beschreibt die Emissionen aus dem Hausbrand, insbesondere von Festbrennstoffheizungen.

In Kapitel 12 wird ein kurzer Überblick über die Staubemissionen aus dem Sektor Landwirtschaft gegeben.

Kapitel 13 zeigt Defizite beim derzeitigen Kenntnisstand zu Feinstaub auf und gibt Empfehlungen für weitere Studien und Untersuchungen.

In Kapitel 14 werden Maßnahmen zur Reduktion der Feinstaubbelastung angeführt.

Kapitel 15 beschreibt die zukünftige Entwicklung der EU-Gesetzgebung.

Ein Glossar und Abkürzungsverzeichnis findet sich in Anhang 1.

Die Problematik der Vergleichbarkeit von PM10-Daten, die mit unterschiedlichen Messmethoden erfasst wurde, wird in Anhang 2 dargelegt.

Die Vergleichbarkeit von TSP- und PM10-Daten wird in Anhang 3 diskutiert.

Anhang 4 beschreibt verschiedene Verfahren zur Emissionsmessung bei industriellen Quellen.

In Anhang 5 werden verschiedene Staubminderungstechnologien vorgestellt.

Anhang 6 beschreibt die Emissionsberechnungen des Sektors Verkehr im Detail.

Anhang 7 gibt die Detailergebnisse der Herkunftsanalyse des Kapitels 1 wieder.

Anhang 8 beschreibt die zugrunde liegenden Annahmen bei dem Reduktionspotenzial des Verkehrs aus den Arbeiten im Rahmen der NEC-Arbeitsgruppe.

Anhang 9 gibt einen Überblick über die in der Schweizer Baurichtlinie vorgeschriebenen Maßnahmen zur Reduktion der Staubemissionen aus Baustellentätigkeit.

3 EINFÜHRUNG ZUM UMWELTPROBLEM SCHWEBESTAUB

Luftgetragener Staub ist ein komplexes und heterogenes Gemisch aus festen und flüssigen Teilchen, die sich hinsichtlich ihrer Größe, Form, Farbe, chemischen Zusammensetzung, physikalischen Eigenschaften und ihrer Herkunft bzw. Entstehung unterscheiden. Zur Beschreibung der Belastung durch Staub wird aus hygienischen und rechtlichen Gründen üblicherweise die Massenkonzentration (zumeist in Mikrogramm pro Kubikmeter, $\mu\text{g}/\text{m}^3$) verschiedener Größenfraktionen verwendet:

Tabelle 5: Größenfraktionen zur Erfassung der Schwebstaubbelastung.

Bezeichnung	Beschreibung
Gesamtschwebstaub (TSP)	Als Gesamtschwebstaub (Total suspended particulates = TSP) wird die mit konventionellen Sammlern gemessene Schwebstaubkonzentration bezeichnet. Dabei wird ein Großteil der luftgetragenen Partikel erfasst. Da der Grenzwert gemäß IG-L für TSP mit 31.12.2004 außer Kraft tritt, wird diese Messgröße zukünftig nur noch eine geringe Bedeutung haben.
PM10	Bei PM10-Messverfahren ist das Ziel, eine Sammelcharakteristik zu verwirklichen, welche der thorakalen Fraktion (jener Masseanteil einatembarer Partikel, der über den Kehlkopf hinausgeht) entspricht. Bei diesen Verfahren sollen per definitionem 50 % der Partikel mit einem aerodynamischen Durchmesser von 10 μm erfasst werden; bei größeren Partikeln wird der gesammelte Anteil deutlich geringer, bei kleineren höher. Die derart bestimmte Staubfraktion ist eine Teilmenge des TSP. Im deutschen Sprachraum hat sich die Bezeichnung "Feinstaub" für PM10 eingebürgert.
PM2,5	Bei diesem Verfahren sollen per definitionem 50 % der Partikel mit einem aerodynamischen Durchmesser von 2,5 μm erfasst werden (der etwa dem Anteil entspricht, der bis in die Alveolen gelangt); bei größeren Partikeln wird der gesammelte Anteil deutlich geringer, bei kleineren höher. Die derart bestimmte Staubfraktion ist eine Teilmenge des PM10 und sollte weitgehend der alveolengängigen Fraktion entsprechen.
PM10-2,5	Partikel, die größer als 2,5 μm aber kleiner als 10 μm sind. Im Englischen als "coarse fraction" bezeichnet.

Weitere Größen, von denen allerdings – verglichen mit der Massenkonzentration – kaum Messdaten vorliegen, sind die Anzahl sowie die Oberfläche der Partikeln.

Grundsätzlich kann zwischen primären und sekundären Partikeln unterschieden werden. Erstere werden als primäre Emissionen direkt in die Atmosphäre abgegeben, letztere entstehen durch luftchemische Prozesse aus gasförmig emittierten Vorläufersubstanzen (z. B. Ammoniak, Schwefeldioxid, Stickstoffoxide).

In den nachfolgenden Kapiteln werden zunächst die (negativen) gesundheitlichen Auswirkungen von Staub näher beschrieben, anschließend werden verschiedene physikalische und chemische Eigenschaften sowie die Messmethoden dargelegt.

3.1 Gesundheitliche Auswirkungen von Partikeln

3.1.1 Methoden zur Untersuchung der Gesundheitsauswirkung von Luftschadstoffen

Die Bewertung der Auswirkungen von Luftschadstoffen auf die Gesundheit stellt eine komplexe Herausforderung dar, da eine Unzahl von unterschiedlichen Studien aus verschiedenen Disziplinen berücksichtigt werden muss, einschließlich Studien zur persönlichen Exposition, epidemiologische Studien, toxikologische Studien inklusive Tierversuche, kontrollierte Expositionsexperimente und *In-vitro*-Studien. Jeder dieser Ansätze hat seine eigenen Stärken und Schwächen [SCHNEIDER, 2004].

In **epidemiologischen Studien** wird die Korrelation verschiedener medizinischer Parameter wie etwa die Häufung von Krankenhauseinweisungen oder Todesfällen mit Umgebungseinflussgrößen wie etwa der Schadstoffexposition bzw. der Schadstoffkonzentration untersucht. Derartige Studien sind deshalb von hoher Aussagekraft, da

- die Exposition der Bevölkerung unter ‚realen‘ Bedingungen stattfindet;
- sehr große Kollektive erfasst werden können, inklusive jener Personen, die besonders empfindlich auf Luftschadstoffe reagieren. Hierzu zählen – abhängig vom Luftschadstoff – Kinder, ältere Personen sowie durch existierende Krankheiten geschwächte Individuen;
- eine Extrapolation über Speziesgrenzen hinweg sowie zu niedrigeren Expositionskonzentrationen nicht notwendig ist.

Auch können die in epidemiologischen Untersuchungen gefundenen Zusammenhänge zwischen der Schadstoffbelastung und den Auswirkungen unter bestimmten Bedingungen zur Quantifizierung der Gesundheitsauswirkungen herangezogen werden [WHO, 2001].

In den letzten Jahren sind die analytisch-statistischen Methoden zur Durchführung dieser Studien wesentlich verbessert worden und erlauben auch eine Detektion von kleinen Änderungen des Risikos von durch Luftschadstoffe verursachten Gesundheitsauswirkungen, etwa einer Zunahme der Mortalität. Allerdings ist die Exposition einzelner Individuen gegenüber der vermuteten Einflussgröße im Detail meist nicht bekannt, und zudem ist zu berücksichtigen, dass die Personen einer ganzen Reihe verschiedener Umwelteinflüsse ausgesetzt sind. Je nach Studiendesign sind diese Faktoren genau zu kontrollieren. Zudem können epidemiologische Studien statistische Zusammenhänge aufzeigen, sind aber für sich alleine genommen i. A. kein ausreichender Beleg für einen kausalen Zusammenhang der untersuchten Umwelteinflüsse und der beobachteten Gesundheitseffekte.

Epidemiologische Studien haben in den letzten Jahren auch deutliche Hinweise auf Effekte von Schwebestaub auf das Herz-Kreislaufsystem ergeben. Dabei konnte der Zusammenhang zwischen einer Reihe von relevanten physiologischen Größen und der Schwebestaubbelastung gezeigt werden, wie z. B. eine verringerte Herzfrequenzvariabilität, Erhöhung der Plasmaviskosität, Erhöhung des Spiegels C-reaktiven Proteins, Dysfunktion des Endothels und der Auslösung von Herzinfarkten.

Im Gegensatz dazu dienen toxikologische Untersuchungen, die biologische Plausibilität der Schadstoffauswirkungen (oft einzelner Komponenten) zu untermauern oder abzuschwächen. Daneben geben sie auch wertvolle Hinweise zur Identifikation der konkreten Wirkungspfade und Wirkungsmechanismen.

Kontrollierte Expositionsstudien gestatten eine genaue Überwachung der Exposition und der Auswirkungen. Allerdings sind die Studien dadurch limitiert, dass aus offensichtlichen Gründen nur milde, reversible Effekte verursacht werden, und dass meist gesunde oder

nicht übermäßig kranke Personen herangezogen werden (und nicht jene, bei denen die schwersten Effekte zu erwarten sind). Relativ neu sind Studien mit konzentriertem Schwebestaub aus der Umgebungsluft (CAP; *concentrated ambient particles*).

Tierversuche haben den Vorteil, dass eine genaue Überwachung der Exposition möglich ist. Zudem können höhere Konzentrationen als bei kontrollierten Expositionsstudien angewandt werden. Problematisch hingegen ist die Übertragbarkeit auf den Menschen und die Extrapolation zu niedrigeren Konzentrationen (da die Studien aus methodischen Gründen üblicherweise bei Konzentrationen durchgeführt werden, die weit über jenen liegen, die heutzutage in der Außenluft in Europa gemessen werden). Zudem spiegeln diese Versuche oft nicht die in einer Bevölkerung vorhandenen unterschiedlichen Empfindlichkeiten wider.

Erst in einer Zusammenschau und Synthese dieser verschiedenen Ergebnisse lassen sich fundierte Aussagen über Art und Umfang der Auswirkungen von Luftschadstoffen auf die Gesundheit gewinnen.

3.1.2 Ergebnisse des aktuellen WHO Reviews

Ein von der WHO zwischen 2001 und 2003 durchgeführter Review über ‚Gesundheitsaspekte der Außenluftqualität in Europa‘ behandelte in erster Linie die Schadstoffe Schwebestaub (Particulate matter, PM), Ozon und Stickstoffdioxid [WHO, 2003; 2004]; einige der wichtigsten Ergebnisse werden im Folgenden kurz zusammengefasst:

- Die Evidenz über einen Zusammenhang der Exposition gegenüber Schwebestaub und z. T. schwerwiegenden Gesundheitsauswirkungen ist weit stärker als vor wenigen Jahren angenommen.
- PM_{2,5} ist ein geeigneter Indikator zur Beschreibung der durch PM-Exposition verursachten Effekte, insbesondere in Bezug auf die Mortalität sowie Herz-Kreislauferkrankungen.
- Obwohl Feinstaub (PM_{2,5}) einen stärkeren Zusammenhang mit einigen schweren Gesundheitsauswirkungen zeigt als die grobe Fraktion (PM₁₀ minus PM_{2,5}), gibt es Hinweise, dass auch diese in Beziehung mit bestimmten Gesundheitsauswirkungen steht.
- Bislang konnte keine Schwellenkonzentration abgeleitet werden, unter der keine Gefahr für die Gesundheit besteht.
- Bei den Auswirkungen auf die Mortalität handelt es sich nicht (nur) um vorgezogene Sterblichkeit („Harvesting“). Dies bedeutet, dass davon auszugehen ist, dass die Feinstaubexposition zu einer signifikanten Verkürzung der Lebenserwartung führt (siehe Abbildung 1).
- Einige Studien zeigen einen Zusammenhang zwischen einer Reduktion der PM-Belastung und einer Abnahme von Gesundheitseffekten.
- Diverse Studien legen nahe, dass besonders folgende PM-Inhaltsstoffe toxikologisch wirksam sind:
 - § Bestimmte Metalle,
 - § Organische Verbindungen (wie etwa PAKs),
 - § Ultrafeine Partikel (< 100 nm) und

§ Endotoxine.

- Besonders kritische Quellen sind Abgasemissionen des Straßenverkehrs sowie Partikel aus der Verfeuerung von festen und flüssigen Brennstoffen.

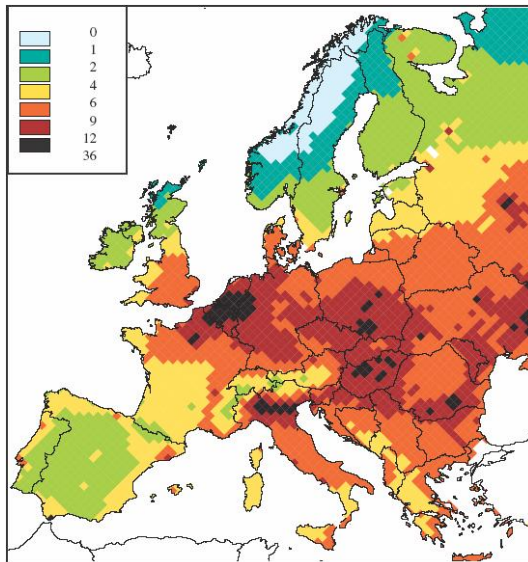


Abbildung 1: Verkürzung der Lebenserwartung auf Grund der Exposition gegenüber Feinstaub in Monaten in Europa; Emissionen des Jahres 2000 [IIASA, 2004]¹.

Diese über weite Bereiche qualitativen Aussagen über die Auswirkungen von Luftschadstoffen werden durch folgende weitere Studien ergänzt:

- Eine Meta-Analyse von europäischen Zeitreihenstudien wurde durchgeführt, deren Ziel die Ableitung von Effektschätzern für etwaige quantitative Abschätzung von Gesundheitsauswirkungen war [WHO, 2004a]. In Tabelle 6 sind exemplarisch die Ergebnisse für den Zusammenhang einer Änderung der täglichen PM10-Konzentration und der akuten Sterblichkeit für verschiedene Todesursachen dargestellt.

Tabelle 6: Zusätzliches relatives Mortalitätsrisiko (und 95 % Konfidenzintervalle) bei einer Zunahme der PM10-Konzentration um 10 µg/m³.

Todesursache	PM10
Gesamt-Mortalität	0,6 % (0,4 % - 0,8 %)
Atemwegserkrankungen	1,3 % (0,5 % - 2,1 %)
Sterblichkeit aufgrund von Herz-Kreislauferkrankungen	0,9 % (0,5 % - 1,3 %)

Noch gravierender als diese akuten Auswirkungen sind die Effekte der chronischen Exposition gegenüber Feinstaub. Aktuelle Modellrechnungen gehen davon aus, dass aufgrund

¹ Aktuelle, hoch aufgelöste Berechnungen für Österreich liegen derzeit nicht vor.

dieser Belastungen mit einer Reduktion der durchschnittlichen Lebenserwartung der Bevölkerung von bis zu einem Jahr gerechnet werden muss [WHO, 2004a].

3.2 Größenverteilung der Partikel

Schwebestaub umfasst im Allgemeinen alle luftgetragenen Partikel. Schwebestaub gelangt entweder direkt in die Luft (primäre Partikel) oder entsteht durch chemische Prozesse aus gasförmigen Vorläuferstoffen in der Atmosphäre (sekundäre Partikel). Die einzelnen Partikel können Größen zwischen $0,001\ \mu\text{m}$ ($1\ \text{nm}$) und $100\ \mu\text{m}$ ($= 0,1\ \text{mm}$) haben, ebenso variabel ist die chemische Zusammensetzung.

Die Größenverteilung der Partikel zeigt üblicherweise drei Maxima, die auf den Entstehungsprozess zurückgehen. Zumeist wird zwischen der Nukleations-, Akkumulations- und Grobstaubklasse unterschieden (siehe Abbildung 2).

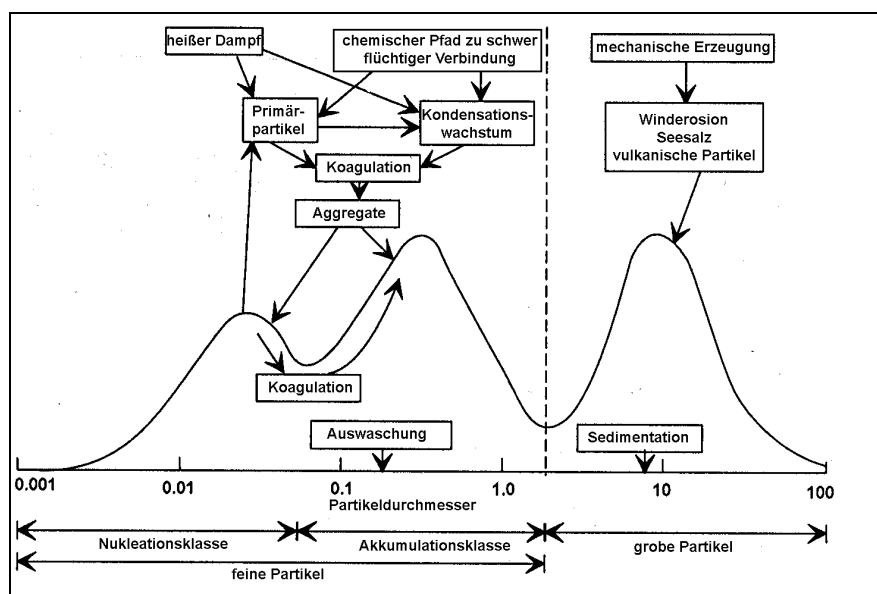


Abbildung 2: Typische Größenverteilung und Entstehungsmechanismen von Partikeln (nach KOUIMTZIS & SAMARA, 1995).

Die Partikel der **Nukleationsklasse** ($<0,1\ \mu\text{m}$ Durchmesser)² entstehen unmittelbar bei Verbrennungsprozessen durch Kondensation von heißen Dämpfen oder durch Kondensation von gasförmigen Vorläufersubstanzen. Sie haben eine relativ kurze Verweilzeit in der Atmosphäre, da sie mit anderen Partikeln agglomerieren können. Zwar tragen diese Partikel nur zu einem geringen Teil zur Gesamtmasse bei, jedoch dominieren sie hinsichtlich der Partikelanzahl (Abbildung 3).

Die Partikel der **Akkumulationsklasse** ($0,1 - 1\ \mu\text{m}$ Durchmesser) entstehen durch Akkumulation und Aggregation der äußerst feinen Partikel der Nukleationsklasse. Diese Klasse kann einen bedeutenden Beitrag zur gesamten Partikelmasse leisten. Partikel dieser Größenklasse haben aufgrund der niedrigen Depositionsgeschwindigkeit (siehe unten) eine hohe atmosphärische Verweilzeit und können somit auch über weite Distanzen transportiert werden.

² In manchen Publikationen werden Partikel unter $100\ \text{nm}$ noch in einen Nukleationsmode und einen Aitkenmode unterteilt, wobei letzterer Partikel von 20 bis $100\ \text{nm}$ umfasst.

Die Partikel der **Grobstaubklasse** wiederum entstehen durch mechanische Prozesse wie z. B. durch Aufwirbelung, Abrieb oder in küstennahen Gebieten auch durch Seesalz.

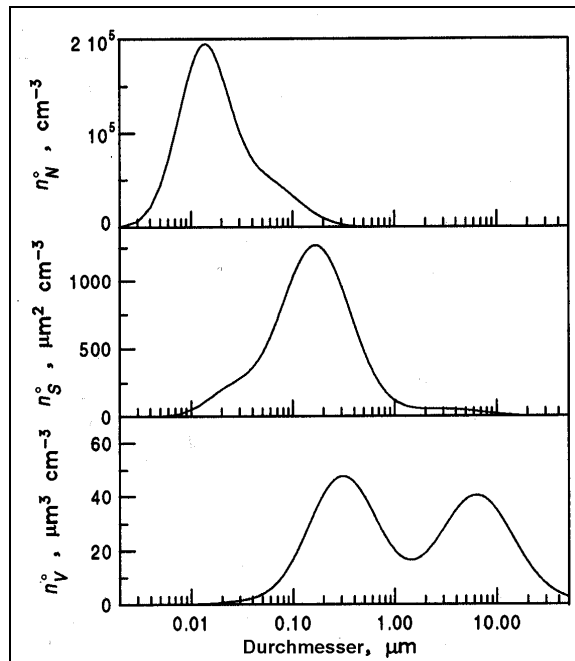


Abbildung 3: Typische Partikelzahl- (oben), Oberflächen- (Mitte) und Volumenverteilung (unten) von städtischem Aerosol (nach SEINFELD & PANDIS, 1998).

Zur Beschreibung der Schwebestaubbelastung können unterschiedliche Parameter herangezogen werden. Aus messtechnischen, aber auch hygienischen Gründen wird bei Grenzwertfestlegungen und hygienischen Fragestellungen die Massenkonzentration in Abhängigkeit von der Größenfraktion als Messgröße verwendet (siehe Kapitel 3.6).

3.3 Quellen

Die atmosphärische Schwebestaubbelastung hat i. A. viele verschiedene Quellen. Dies können natürliche und anthropogene Quellen sein.

Als wesentliche anthropogene Quellen sind folgende von Bedeutung:

- Verbrennungsprozesse: hier ist zu unterscheiden zwischen direkten Partikelemissionen (primäre Partikel) und Gas-zu-Partikel-Umwandlung aus SO_2 , NO_x , und organischen Verbindungen, die bei der Verbrennung entstehen können (sekundäre Partikel);
- mechanische Prozesse wie z. B. die Bearbeitung von Materialien aber auch die (Wieder-) Aufwirbelung von Bodenmaterial.

Bedeutende natürliche Quellen sind beispielsweise:

- Aufwirbelung und Fernverfrachtung von Wüstenstaub (im Schnitt treten derartige Ereignisse in Österreich an 1 bis 2 Tagen im Jahr auf, in südeuropäischen Ländern deutlich häufiger);
- Aufwirbelung von Bodenmaterial³;
- biologisches Material (Pollen, Bakterien, Pilzsporen, Abbauprodukte von Pflanzen, etc.). Dieses wird bei der chemischen Analyse dem organischen Kohlenstoff bzw. dem organischen Material zugeschlagen, der Anteil macht allerdings im Winter nur einen kleinen Teil des organischen Materials aus;
- durch natürliche Quellen emittierte organische Verbindungen (etwa Monoterpene aus Wäldern) sowie NO_x, SO₂ und NH₃, die durch Gas-zu-Partikel-Umwandlungen zum sekundären Aerosol beitragen;
- Vulkane;
- natürliche Feuer (etwa Waldbrände).

Je nach Quelle kann auch zwischen gefassten und diffusen Emissionen unterschieden werden, wobei letztere oft wesentlich schwerer quantifizierbar sind.

Wie in Kapitel 5 noch ausführlicher diskutiert wird, sind demnach in urbanen Gebieten die Hauptemittenten im Bereich Verkehr (Abgasemissionen, Abrieb und Wiederaufwirbelung), Industrie, Gewerbe (hier vor allem die Bautätigkeit) und dem Hausbrand zu suchen. Einen nicht unerheblichen Anteil an den Partikelemissionen kann auch der sog. Off-road-Sektor haben; dazu gehören die in der Land- und Forstwirtschaft, in der Bauwirtschaft, der Industrie, im Bahn-, Schiffs- und Flugverkehr sowie in privaten Haushalten verwendeten Verbrennungskraftmaschinen verschiedenster Art. Aber auch bei den gasförmigen Vorläufersubstanzen liefert die Landwirtschaft – hier vor allem die Tierhaltung – durch die Emission von NH₃ einen bedeutenden Beitrag.

Verschiedene Quellen emittieren Schwebestaub mit einer unterschiedlichen Größenverteilung und unterschiedlicher chemischer Zusammensetzung. Generell gilt, dass pyrogene Quellen hauptsächlich Schwebestaub kleiner 1 µm emittieren, mechanisch generierter Schwebestaub jedoch oft Durchmesser > 1 µm aufweist. Dieser Sachverhalt lässt sich an der Größenverteilung der Partikel, die schematisch in Abbildung 4 dargestellt ist, sehen.

³ bei durch den Menschen veränderten Böden sollte diese Quelle zu den anthropogenen gerechnet werden.

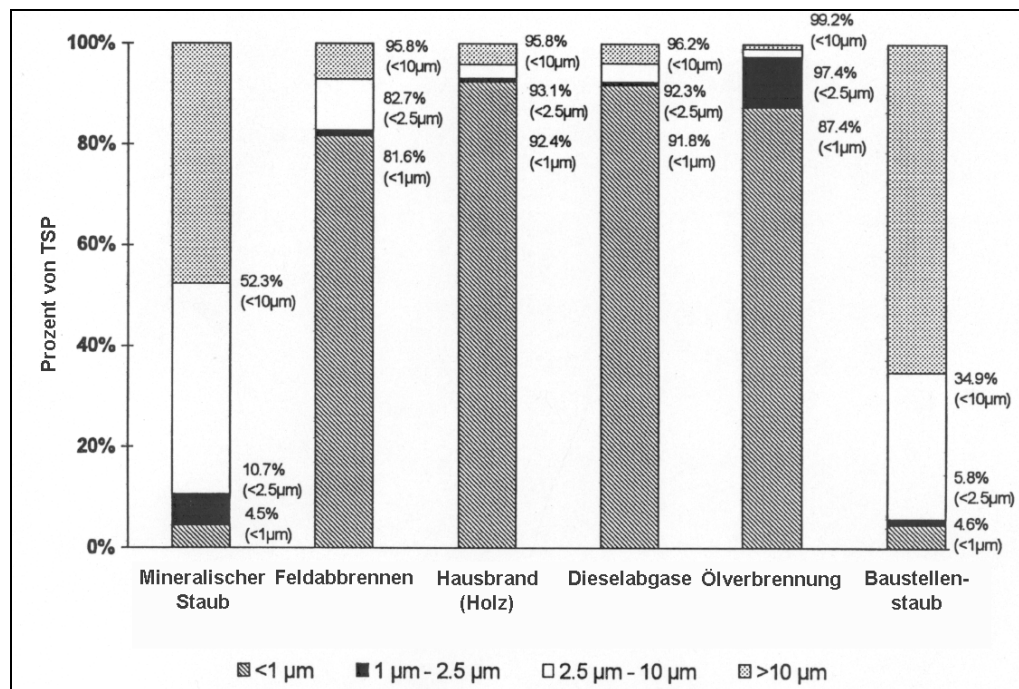


Abbildung 4: Größenverteilung verschiedener Quellen von Partikel (nach WATSON & CHOW, 2000).

3.4 Chemische Zusammensetzung von Partikeln

Da die Partikel aus unterschiedlichen Prozessen gebildet werden, unterscheiden sie sich auch in ihrer Zusammensetzung. In urbanen Gebieten sind die wesentlichen Bestandteile im Allgemeinen organische Verbindungen und elementarer Kohlenstoff, mineralische Stoffe aus Wiederaufwirbelung und Straßenabrieb, Ammoniumsulfat und Ammoniumnitrat aus der Gas-zu-Partikelumwandlung und zu einem geringen Teil auch noch Schwermetalle.

Ein Überblick über Ergebnisse chemischer Analysen von PM₁₀ und PM_{2,5} in verschiedenen europäischen Ländern findet sich in PUTAUD (2002).

Tabelle 7 bietet eine (idealisierte) Darstellung des Zusammenhangs der Korngröße, der chemischen Zusammensetzung und der Quellen des Schwebestaubes.

Tabelle 7: Idealisierter Zusammenhang zwischen Korngröße, chemischer Zusammensetzung und Schwebestaubquellen (nach EPA, 2003).

	feine Partikel (< 2,5 µm)	grobe Partikel (> 2,5 µm)
Entstehung aus:	Gasen	Größeren Partikeln
Entsteht bei	chemischen Umwandlungen, Nukleation, Kondensation, Koagulation, Evaporation von Nebel- und Wolkentropfen, in denen Gase gelöst waren	mechanischen Vorgängen (Abrieb, Vermahlen, ..), Aufwirbelung
Zusammensetzung	Sulfat, Nitrat, Ammonium, elementarer Kohlenstoff, organischer Kohlenstoff, Schwermetalle, Wasser	Aufgewirbelter Staub (geogener Staub, Straßenabrieb), Flugasche, Elemente der Erdkruste als Oxide (Si, Al, Ti, Fe), CaCO ₃ , NaCl, Meersalz, Pollen und Sporen, andere Teilchen biogenen Ursprungs,...
Löslichkeit	tw. löslich, oft hygroscopisch	oft unlöslich und nicht-hygroscopisch
Quellen	Verbrennungsvorgänge (Dieselruß, NO _x , SO ₂ , ..), Landwirtschaft (NH ₃), atmosphärische Transformationen (sek. Partikel), bestimmte industrielle Prozesse, Lösemittel	(Wieder-)aufwirbelung von Staub von Straßen, Winderosion, Aufwirbelung durch anthropogene Tätigkeiten (Schüttvorgänge, Befahren unbefestigter Straßen, Bergbau, Abbruch- und Bauarbeiten...), biolog. Quellen, ...
Verweildauer in der Atmosphäre	Tage bis Wochen	Minuten bis Stunden
Atmosphärische Transportdistanz	einige 100 bis > 1000 km	< 1 km bis einige 10 km

Die quantitativ wichtigsten Inhaltsstoffe sind:

Ammonium, Sulfat, Nitrat (sekundäre anorganische Partikel): Diese Ionen entstehen in der Atmosphäre durch chemische Umwandlungsprozesse aus den Vorläufersubstanzen NH₃, SO₂ und NO_x.

Elementarer Kohlenstoff/Organischer Kohlenstoff/Organisches Material (EC/OC/OM): EC stammt in erster Linie aus Verbrennungsprozessen („Dieselruß“, Hausbrand), wohingegen die Zusammensetzung und Herkunft des organischen Kohlenstoffs weniger eindeutig ist. Ein Teil wird bei (unvollständiger) Verbrennung aus den gleichen Quellen wie der EC freigesetzt. Weitere Quellen für organischen Kohlenstoff sind sekundäre organische Partikel, die aus (anthropogenen und biogenen) NMVOC⁴ entstehen, sowie biologische Materialien wie z. B. Bakterien, Pilzsporen, Blattfragmente etc. Der Beitrag von biologischem Material dürfte jedoch insbesondere im Winter sehr gering sein [PUXBAUM & TENZE-KUNIT, 2003]. Da mit organischem Kohlenstoff immer auch Heteroelemente (H, N, O, etc.) verbunden sind, wird zur Berechnung des Gewichts des organischen Materials (OM) das Gewicht des organischen Kohlenstoffs üblicherweise mit einem Faktor von 1,4 multipliziert [TURPIN, 2001]. Emittentennah kann auch ein etwas niedriger Faktor angenommen werden, an ländlichen Standorten oder an Hintergrundmessstellen wird in TURPIN et al. (2001) ein

⁴ Non methane volatile organic compounds (flüchtige organische Verbindungen ohne Methan)

Faktor von $2,1 \pm 0,2$ empfohlen. In dieser Arbeit wird durchgehend ein Faktor von 1,4 verwendet.

Ein nicht unerheblicher Teil an EC und OC kann an verkehrsbelasteten Standorten auch aus dem Reifenabrieb stammen.

Wasser: Je nach chemischer Zusammensetzung und Luftfeuchtigkeit können Partikel einen variablen Anteil an Wasser enthalten. Unter Umständen kann dieses Wasser bei Messung mittels Gravimetrie auch nach Konditionierung der Filter am Schwebestaub gebunden bleiben. Eine direkte Messung des Wassergehalts des Filters ist nicht einfach.

Na, K, Ca, Mg, Cl: Na und Cl sind insbesondere im Winter oft auf den Einsatz von Auftaumitteln zurückzuführen; Kalium kann ein Tracer für Biomassefeuerungen sein, während Ca und Mg in erster Linie in der groben Fraktion (mineralisches Material) zu finden sind (Quellen: Straßenabrieb, Einsatz von Streusplitt, Erosion).

Mineralische Komponenten: diese können aus Winderosion, aufgewirbeltem Straßentaub, Mineralrohstoffabbau, Baustellen usw. stammen. Da bei der Messung von PM mittels Gravimetrie und nachfolgender Inhaltsstoffanalyse zumeist Quarzfaserfilter verwendet werden, ist die Analyse dieser Komponenten nicht ohne weiteres möglich. Die mineralischen Komponenten sind bei diesen Analysen Teil des „nicht-analysierten Rest“.

Fe, Zn, Pb, Cu, Ni, Cd, Sb: Schwermetalle stammen aus unterschiedlichen Quellen und lassen sich als Tracer einsetzen.

In Tabelle 8 werden einige wichtige Quellen der angeführten Schwermetalle angegeben. Diese beruhen auf den Erfahrungen von zahlreichen, an verschiedenen österreichischen Standorten durchgeführten Analysen von Staubproben. Einige dieser Elemente können in erster Linie im Nahbereich der angeführten Quellen gefunden werden.

Tabelle 8: Mögliche Quelle von Schwermetallen im PM₁₀, z. T. inkl. Beschreibung der Morphologie (Informationsquellen: NEINAVAIE, persönliche Mitteilung, SCHNEIDER & LORBEER, 2002).

Fe	Verkehr: Abrieb von Bremsbacken und Bremsscheiben (+Cr), tritt zusammen mit Cu und Zn auf, Schienenverkehr geogen: Schiefer (Hämatit), Fe-Carbonate, Pyrit Industrie: Zundermaterial (Quelle: Auskleidung von Kessel, Walzwerke), falls globular: Metallverarbeitung, Rostschutzfarben (Hämatit), Magnetkies aus Kraftwerksasche (FeS)
Zn	Verkehr: Bremsbeläge + Reifenabrieb Industrie: Verbrennungsanlage (MVA, kalorische Kraftwerke), Verzinkereien, Batterien, Reduktionsmittel und Industrieabfälle, Verpackungsmaterialien; ubiquitär: Bauschutt (weiße Farbe zuführend)
Pb	Industrie: Herstellung bzw. Verwendung von Rostschutzfarben, Bleikristall, Glasuren, Farben, Hüttenwerke, Stahlwerke
Cu	Verkehr: Abrieb Bremsbeläge (Hauptquelle von Cu im städtischen Raum)
Ni	Verkehr: Bremsabrieb Industrie: Verbrennung von Schweröl, Metallherstellung, Katalyse, Herstellung von Ni-Cd-Batterien, Widerstände, Co-Ni-Dauermagnete
Cd	Industrie: Herstellung bzw. Verwendung von Farben, Glas, Oberflächenschutz für Leitmetalle, Metalle (z. B. Schrauben), Pigmente, Ni-Cd-Batterien, Kunststoffe (gelb, orange)
Sb	Verkehr: Abrieb aus Bremsbelägen

Chemische Zusammensetzung der Emissionen wichtiger Quellen:

Partikel im **Pkw- Dieselabgas** bestehen zu etwa 60-80 % aus elementarem Kohlenstoff, der Rest besteht aus organischem Kohlenstoff und einem kleinen Teil Sulfat und Metalloxi- den (für eine Übersicht über Literaturwerte siehe UMWELTBUNDESAMT, 2002 und RAUTERBERG-WULFF, 1998). Diese Werte können allerdings abhängig vom Betriebszu- stand, Motor, verwendeten Treibstoff etc. stark variieren. Bei Lkw-Dieselmotoren ist der Anteil an elementarem Kohlenstoff höher, da diese bei höherer Last betrieben werden.

Partikel aus **Reifenabrieb** bestehen wie oben erwähnt ebenfalls zum überwiegenden Teil aus Kohlenstoff; beim Reifenabrieb beträgt das OC/EC Verhältnis etwa 1,55 [RAUTERBERG-WULFF, 1998]. Bremsenabrieb besteht auch aus Kohlenstoff, wenn auch mit einem deutlich geringerem OC/EC Verhältnis von 0,2 im Vergleich zum Reifenabrieb. Als Tracer für den Anteil des Bremsenabriebs kann Sb verwendet werden⁵.

Partikel aus **Aufwirbelung und Straßenabrieb** bestehen naturgemäß aus den in der Regi- on vorkommenden bzw. in den Straßen enthaltenen oder aufgebrachten (Streusplitt) mine- ralischen Komponenten.

Hausbrandpartikel entstehen vor allem bei der Verbrennung von festen Brennstoffen (Kohle, Holz) und bei der Verbrennung von Heizöl. Die Partikel, die bei der Holzverbren- nung entstehen, setzen sich aus organischem Kohlenstoff und elementarem Kohlenstoff zusammen (meist ist der Anteil an organischem Kohlenstoff wesentlich höher als jener an elementarem Kohlenstoff), der Rest sind anorganische Aschen. Bei letzteren dominiert Kalium, daneben kommen auch noch die Elemente Na, Fe und Mn vor, bei Kohle zudem Si und Ca [MORAWSKA, 2002].

3.5 Senken von Partikeln

Abhängig von der Größe bzw. dem aerodynamischen Durchmesser sind verschiedene Mechanismen wirksam, die die Partikel aus der Luft entfernen. Partikel in der Nukleati- onsklasse werden hauptsächlich durch Agglomeration zu oder an größere Partikel entfernt, Partikel der Akkumulationsklasse durch Auswaschung und diejenigen der Grobstaubklasse durch Sedimentation. Wie man in Abbildung 5 erkennen kann, hat die Verweilzeit ein deutli- ches Maximum bei Partikel der Akkumulationsklasse mit einer Partikelgröße von etwa 0,1 µm (bei 10 µm ca. einen Tag, bei 2,5 µm 2 bis 4 Tage). Die Verweilzeit dieser Partikel beträgt etwa 10 Tage, diese können daher in der Atmosphäre über große Entfernungen (1.000 km und mehr) transportiert werden. Partikel in der Nukleations- und Grobstaubklasse dagegen haben Verweilzeiten von nur wenigen Stunden [KOUIMTZIS & SAMARA, 1995; WILSON & SPENGLER, 1996]. Da Partikel der Akkumulationsklasse in erster Linie durch Auswaschung entfernt werden, spielt deren Löslichkeit bei der Verweilzeit ebenfalls eine wichtige Rolle.

⁵ Im Zuge der Statuserhebungen Lienz und Klagenfurt wurde auch der Sb-Gehalt der PM10 Proben bestimmt. Als grober Richtwert kann für den gesamten Beitrag des Bremsabriebs die 50fache Sb-Konzentration ange- nommen werden [PALME, 2004]. Damit ergibt sich an der verkehrsbelasteten Station Klagenfurt Völkermark- terstr. ein Anteil des Reifenabriebs im Mittel von 0,8 %, an der ebenfalls verkehrsbelasteten Station Lienz Amlacherkreuzung von 0,4 %,

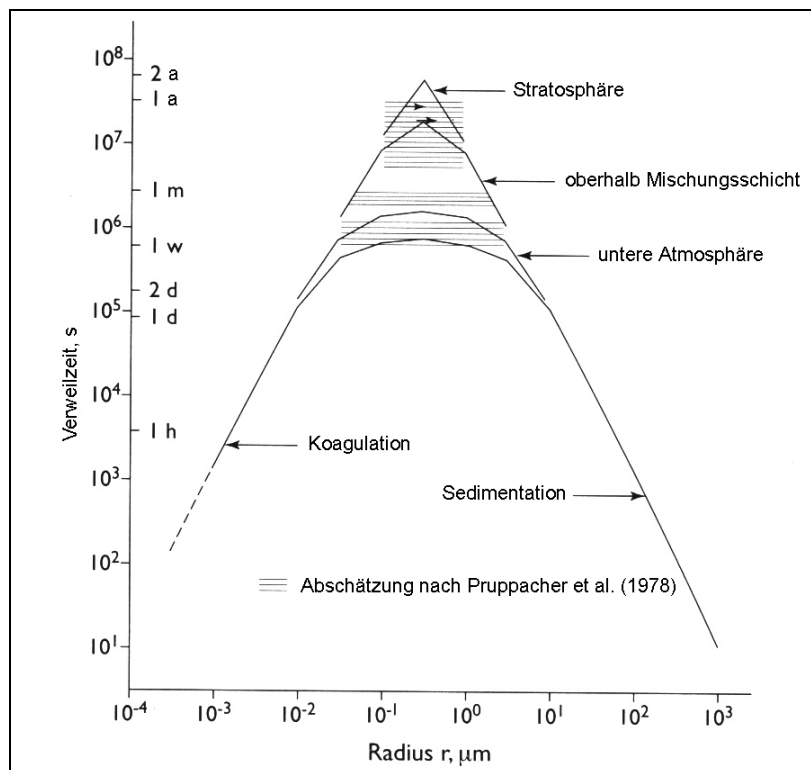


Abbildung 5: Verweilzeit von Partikeln in Abhängigkeit vom aerodynamischen Durchmesser (nach WILSON & SAMARA, 1996).

3.6 Messmethoden

Als Messgröße wird üblicherweise die Massenkonzentration in Abhängigkeit von der Größenfraktion verwendet. Die gängigen Größenfraktionen werden in Tabelle 5 (siehe oben) zusammengefasst.

Die Messung des Schwebestaubs erfolgte in den letzten Jahrzehnten als „Gesamtschwebestaub“ („Total Suspended particulates“, TSP; im IG-L als „Schwebestaub“ bezeichnet), wobei die gesetzlichen Regelungen innerhalb und außerhalb Österreichs keine genaue Definition für diese Messgröße geben; die in Österreich verwendeten Ansaugköpfe weisen keine genau definierte Abscheidecharakteristik auf, Unsicherheiten sind zudem u. a. durch uneinheitliche Geräteparameter in den einzelnen Messnetzen bedingt.

Mit der RL 1999/30/EG und dem IG-L (2001) wurden erstmals Grenzwerte für PM₁₀ sowie die Verpflichtung zur Messung - auch von PM_{2,5} (beide als Tagesmittelwerte) - festgelegt. Bei der Messung dieser Staubfraktionen werden Ansaugköpfe mit definierter Abscheidecharakteristik verwendet (siehe Tabelle 5).

Referenzmethode für die Bestimmung der PM₁₀-Konzentration ist gemäß RL 1999/30/EG die in der EN 12341⁶ beschriebene Probenahme (Abscheidung der Partikel auf einem Filter) mit nachfolgender gravimetrischer Staubmassebestimmung. Am häufigsten werden in Österreich dazu Digital High Volume Sampler eingesetzt, die mit Glas- oder Quarzfaserfiltern von 150 mm Durchmesser bestückt sind und ein Probenahmenvolumen von etwa

⁶ Luftqualität – Felduntersuchung zum Nachweis der Gleichwertigkeit von Probenahmeverfahren für die PM₁₀ - Fraktion von Partikeln

750 m³/Tag aufweisen. Der Waagraum zur Konditionierung der Filter vor und nach der Probenahme ist normgerecht auf 20 °C ±0,5 °C Lufttemperatur sowie 50 % ±5 % relative Luftfeuchte geregelt. Die Messergebnisse sind auf Umgebungstemperatur und Umgebungsdruck bezogen.

Die PM₁₀-Messung gemäß IG-L erfolgt sowohl mit der gravimetrischen Methode als auch mit kontinuierlichen Messgeräten, die bereits für die TSP-Messung verwendet wurden und für die PM₁₀-Messung mit einem Ansaugkopf entsprechender Abscheidecharakteristik ausgerüstet wurden.

Folgende kontinuierliche Staubmessgeräte kommen an österreichischen Messstellen zum Einsatz:

- Monitore, bei denen der angesaugte Staub auf einem Filterstreifen abgeschieden wird und der Zuwachs an Masse durch die steigende Absorption von β -Strahlung bestimmt wird (meist Geräte der Typen FH62 I-N oder FH62 I-R)
- Monitore, bei denen der Zuwachs der Massebelegung auf einem Filter in einem Schwingkreis eine Veränderung der Eigenfrequenz bewirkt; TEOM -Geräte⁷.

Bei den kontinuierlichen Messgeräten wird die Ansaugleitung auf rund 40 °C beheizt, um einen Einfluss von Luftfeuchte auf die Messung zu minimieren.

Voraussetzung für die Verwendung kontinuierlicher Messgeräte für die PM₁₀-Messung ist allerdings, dass der betreffende Messnetzbetreiber nachweisen kann, dass das eingesetzte Verfahren ein zur Referenzmethode vergleichbares Ergebnis liefert, d. h. eine feste Beziehung zur Referenzmethode aufweist. Der Nachweis (Bestimmung des so genannten Standortfaktors bzw. einer lokalen Standortfunktion) erfolgt durch Parallelmessungen vor Ort.

Bis zum Vorliegen lokaler Standortfaktoren, jedoch längstens bis zum 31. Dezember 2002, war es gemäß Messkonzept-VO gestattet, dass beim Einsatz von kontinuierlichen Monitoren ein Default-Wert in der Höhe von 1,3 als Standortfaktor angewandt wird.

Die kontinuierliche Messung erlaubt anhand der Analyse des Zeitverlaufs, von Schadstoffwindrosen und mittleren Tagesgängen detailliertere Aussagen über die Herkunft der Schadstoffbelastung, als dies bei der tageweisen Auflösung der Gravimetrie möglich ist. Allerdings sind chemische Analysen nur nach Probenahme mit der gravimetrischen Methode möglich.

Zur Problematik der Vergleichbarkeit der verschiedenen Messverfahren siehe Anhang 2.

⁷ Tapered Element Oscillating Microbalance.

4 PM10-IMMISSIONSSITUATION IN ÖSTERREICH UND EUROPA

4.1 Die PM10-Belastung in Österreich in den Jahren 2000 bis 2003

Mit der PM10-Messung wurde im Laufe des Jahres 1999 begonnen, in den folgenden Jahren erfolgte ein schrittweiser Ausbau des Messnetzes, v. a. durch Umrüstung von Schwebestaub-Messgeräten auf PM10. Tabelle 9 gibt die Entwicklung des PM10-Messnetzes in Österreich an, wobei Messstellen mit über 75 % Verfügbarkeit pro Kalenderjahr aufgenommen sind. An mehreren Messstellen wurde parallel mit der gravimetrischen Methode und kontinuierlichen Geräten gemessen⁸.

Tabelle 9: Entwicklung des PM10-Messnetzes in Österreich, 2000 bis 2003 (Messstellen mit einer Verfügbarkeit >75 %).

	nur Gravi- metrie	nur kontinuierliche Messung	Gravimetrie und kontinuier- liche Messung	Summe
2000	2		3	5
2001	4	33	6	43
2002	6	53	9	68
2003	8	59	16	83

Im Jahr 2000 wurden erst insgesamt acht Stationen betrieben (davon fünf mit Verfügbarkeit über 75 %).

Im Jahr 2001 wurden insgesamt 53 PM10-Messstellen gemäß IG-L betrieben (davon 43 mit Verfügbarkeit über 75 %), darüber hinaus liegen PM10-Messdaten von 14 weiteren Messstellen vor, die nicht im Rahmen des IG-L betrieben wurden.

Da der Grenzwert für PM10 am 7.7.2001 in Kraft trat, fehlt für eine Beurteilung der Situation in Relation zu dem als Jahresmittelwert formulierten Grenzwert im Jahr 2001 die rechtliche Grundlage. Der als Tagesmittelwert formulierte Grenzwert in der Höhe von 50 µg/m³ gilt erst dann im Sinne des IG-L als überschritten, wenn seit dem 7. Juli 2001 mehr als 35 Überschreitungen auftraten.

Dies war 2001 an acht IG-L-Messstellen der Fall, sowie an der nicht gemäß IG-L betriebenen Messstelle Wien Erdberg.

In der nachfolgenden Tabelle 10 sind alle Stationen angeführt, an denen in den Jahren 2000 bis 2003 mehr als 35 Tagesmittelwerte über 50 µg/m³ registriert wurden, wobei nicht differenziert wurde, ob die Messstelle auf der gesetzlichen Grundlage des IG-L betrieben wurde/wird. Zusätzlich sind jene Messstellen fett markiert, an denen der Jahresmittelwert über 40 µg/m³ lag, sowie jene Messstellen grau hinterlegt, von denen (für bestimmte Zeiträume) Inhaltsstoffanalysen oder Rückwärtstrajektorien vorliegen.

⁸ Die Unterscheidung ist insofern von Bedeutung, da die verschiedenen Messgerätetypen oft unterschiedliche Konzentrationsdaten liefern, so dass bei der Verwendung von kontinuierlichen Geräten oft Korrekturfaktoren bzw. Standortfaktoren zur Anwendung kommen müssen. Näheres dazu findet sich in Anhang 2.

Tabelle 10: Überschreitungen des IG-L-Grenzwertes in den Jahren 2000-2003. Jahresmittelwerte über $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$ sind fett markiert. Grau hinterlegt sind die Standorte, von denen Inhaltsstoffanalysen oder Trajektorien vorliegen. TMW: Tagesmittelwert; JMW: Jahresmittelwert
 ü: Grenzwert eingehalten; „-“, „-“: keine Messung.

		2000		2001		2002		2003	
Gebiet	Messstelle	TMW>50	JMW	TMW>50 (2001/ab 7.7.01)	JMW	TMW>50	JMW	TMW>50	JMW
B	Eisenstadt	-	-	ü	ü	39	29	53	33
B	Illmitz	ü	ü	ü	ü	45	29	48	31
B	Kittsee	-	-	ü	ü	53	31	48	29
B	Oberwart	-	-	ü	ü	ü	ü	37	28
K	Klagenfurt Völkermark- terstr.	⁹	ü	60/36	35	58	37	74	38
K	Wolfsberg	-	-	-	-	ü	ü	70	37
N	Amstetten	-	-	37/37	39	42	33	91	39
N	Groß Enzersdorf	-	-	¹⁰	-	ü	ü	36	32
N	Hainburg	-	-	-	-	63	33	ü	ü
N	Himberg	-	-	-	-	52	33	ü	ü
N	Klosterneuburg	-	-	-	-	61	33	ü	ü
N	Mannswörth	-	-	-	-	51	38	43	33
N	Mistelbach	-	-	-	-	44	32	ü	ü
N	Mödling	-	-	-	-	48	30	43	31
N	Schwechat	-	-	-	-	69	35	50	35
N	Stixneusiedl	-	-	-	-	60	33	ü	ü
N	St. Pölten Eybnerstr.	-	-	-	-	-	-	58	34
N	Stockerau	-	-	-	-	ü	ü	45	33
N	Vösendorf	-	-	-	-	69	35	52	36
N	Wiener Neustadt	-	-	-	-	-	-	38	31
O	Enns Krstein	-	-	-	-	-	-	38	34
O	Linz 24er-Turm	-	-	37/17	29	52	32	44	32
O	Linz Bernaschekplatz	94	44	-	-	-	-	-	-
O	Linz Neue Welt	-	-	44/24	31	56	34	76	37
O	Linz ORF-Zentrum	-	-	55/22	33	64	35	80	38
O	Linz Römerberg	-	-	62/30	36	65	36	75	39
O	Steyr	-	-	-	-	ü	ü	37	29
O	Steyregg	ü	ü	ü	ü	42	29	49	32
O	Wels	-	-	-	-	ü	ü	57	33
S	Hallein Hagerkreuzung	-	-	ü	ü	ü	ü	49	32
S	Salzburg Rudolfsplatz	ü	ü	ü	ü	ü	ü	62	37
St	Bruck a.d.M.	-	-	ü	ü	52	32	46	32
St	Gratwein	-	-	-	-	36	31	ü	ü
St	Graz Don Bosco	-	-	158/77	54	131	51	131	52
St	Graz Mitte	-	-	64/45	¹¹	99	44	129	48
St	Graz Nord	-	-	43/27	32	-	-	69	37
St	Graz Ost	-	-	51/36	35	72	37	82	39
St	Graz Süd	-	-	-	-	-	-	49	¹²

⁹ Messung ab 15.4.2000

¹⁰ Beginn der Messung in Niederösterreich im Laufe des Jahres 2001 an den meisten Messstellen

¹¹ Verfügbarkeit 69 %

Gebiet	Messstelle	2000		2001		2002		2003	
		TMW>50	JMW	TMW>50 (2001/ab 7.7.01)	JMW	TMW>50	JMW	TMW>50	JMW
St	Hartberg	-	-	-	-	59	37	85	41
St	Köflach	-	-	50/49	37	85	40	97	42
St	Leoben Donawitz	-	-	-	-	-	-	42	32
St	Niklasdorf	-	-	-	-	-	-	49	33
St	Peggau	-	-	-	-	38	34	63	37
T	Brixlegg	-	-	ü	ü	41	29	45	32
T	Hall i.T.	-	-	ü	ü	45	29	55	31
T	Imst	-	-	-	-	ü	ü	92	39
T	Innsbruck Reichenau	-	-	ü	ü	50	31	60	33
T	Innsbruck Zentrum	-	-	ü	ü	40	29	38	29
T	Lienz	-	-	45/44	33	37	29	41	29
T	Vomp – an der Leiten	-	-	ü	ü	37	29	ü	ü
T	Wörgl	-	-	ü	ü	42	28	46	30
V	Dornbirn Stadtstr.	-	-	-	-	-	-	38	31
V	Feldkirch Bärenkr.	-	-	61/17	37	63	38	66	36
W	Belgradplatz	-	-	-	-	-	-	65	35
W	Erdberg	-	-	63/56	¹³	55	ü	-	-
W	Gaudenzdorf	-	-	-	-	-	-	58	33
W	Liesing	-	-	-	-	57	31	66	38
W	Rinnböckstr.	-	-	-	-	-	-	95	43
W	Schafbergbad	-	-	-	-	ü	ü	40	26
W	Stadlau	-	-	-	-	-	-	60	34

Der als IG-L-Grenzwert festgelegte Jahresmittelwert von 40 µg/m³ ist im Jahr 2001 an der Messstelle Graz Don Bosco überschritten worden, zählt jedoch aus den oben angeführten Gründen nicht als Überschreitung gemäß IG-L.

An der Messstelle Graz Don Bosco wurde darüber hinaus die in der Richtlinie 1999/30/EG für 2001 festgesetzte Summe aus Grenzwert und Toleranzmarge¹⁴ für PM10 überschritten, was bedeutet, dass für diese Überschreitung nach der genannten Richtlinie innerhalb von zwei Jahren, d. h. bis 31.12.2003, ein Sanierungsplan zu erstellen und auch an die Europäische Kommission zu senden war. Ein entsprechendes Aufforderungsschreiben der Europäischen Kommission zur Übermittlung eines Sanierungsplans aufgrund dieser Überschreitung ist im Juli 2004 an Österreich übermittelt worden (siehe Presseveröffentlichung IP/04/872 vom 8.7.2004 der Europäischen Kommission).

Der Zielwert des IG-L, Anlage 5 (nicht mehr als 7 Tagesmittelwerte über 50 µg/m³) wurde im Zeitraum von 7.7. bis 31.12.2001 an 34 Messstellen überschritten. Bezogen auf das gesamte Jahr 2001 wurde dieser Zielwert an allen das ganze Jahr gemäß IG-L betriebenen Messstellen außer Oberwart, Arnoldstein Kugi, Vorhegg, Bad Ischl, Grünbach b.F., St. Koloman, Tamsweg, Zederhaus und Gärberbach überschritten.

¹² Verfügbarkeit unter 75 %

¹³ Verfügbarkeit unter 75 % (Messung Mai 2001 bis Mai 2002)

¹⁴ Toleranzmarge für den Tagesmittelwert: 20 µg/m³, d. h. Summe aus Grenzwert und Toleranzmarge: 70 µg/m³ (darf maximal 35 mal im Jahr überschritten werden). Toleranzmarge für den Jahresmittelwert: 4,6 µg/m³, d. h. Summe aus Grenzwert und Toleranzmarge: 46,6 µg/m³.

Der als Zielwert in Anlage 5 festgelegte Jahresmittelwert von $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$ wurde im Jahr 2001 an allen das ganze Jahr gemäß IG-L betriebenen Messstellen außer Arnoldstein Kugi, Vorhegg, Bad Ischl, Grünbach b.F., St. Koloman, Tamsweg und Zederhaus überschritten.

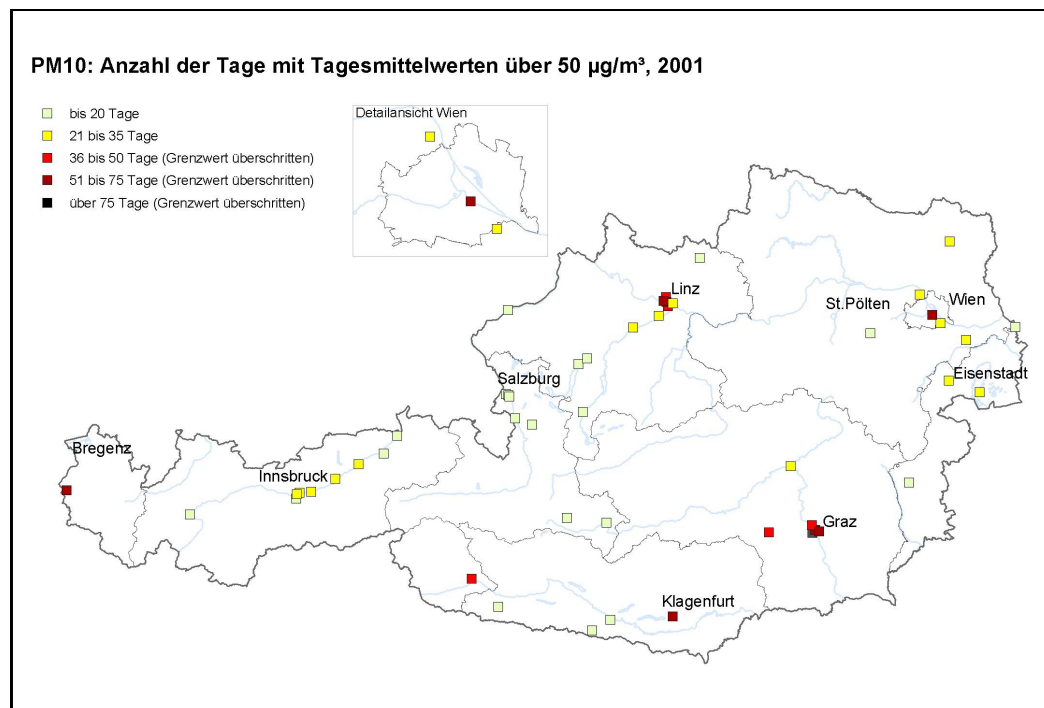


Abbildung 6: PM10, Anzahl der Tagesmittelwerte über $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$, 2001.

Im Jahr 2002 wurden insgesamt 78 PM10-Messstellen, davon 66 gemäß IG-L betrieben. Der Grenzwert gemäß IG-L – mehr als 35 Tagesmittelwerte über $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ im Jahr 2002 – wurde an 37, d. h. an etwa der Hälfte aller Messstellen überschritten. Der als Jahresmittelwert definierte Grenzwert von $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$ wurde lediglich an den beiden Messstellen Graz Don Bosco und Graz Mitte überschritten [SPANGL & NAGL, 2003]).

Wie man Abbildung 7 entnehmen kann, wurde der Grenzwert des PM10-Tagesmittelwertes in allen Bundesländern mit Ausnahme von Salzburg überschritten. Auffallend ist, dass auch an der Hintergrundmessstelle des Umweltbundesamtes in Illmitz eine Grenzwertüberschreitung (45 Tagesmittelwerte über $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$) aufgetreten ist.

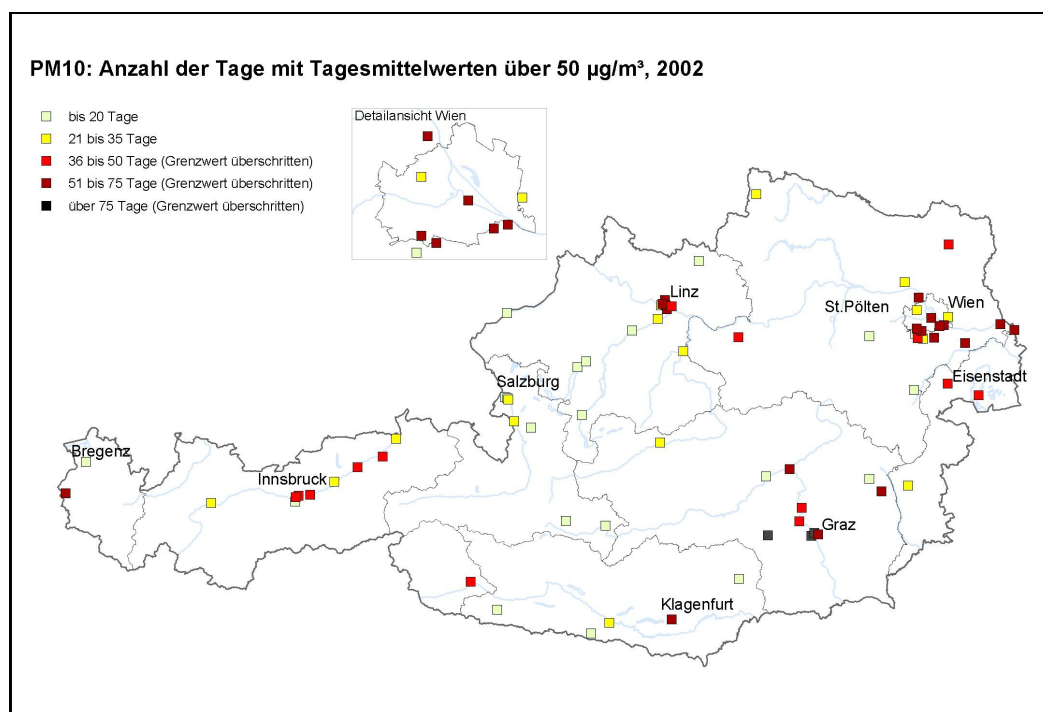


Abbildung 7: Anzahl der Tagesmittelwerte über 50 µg/m³ aller österreichischen PM10-Messstellen im Jahr 2002.

Im Jahr 2003 wurden in Österreich 90 PM10-Messstellen gemäß IG-L betrieben; weitere sechs Messstellen wurden ohne gesetzliche Grundlage des IG-L betrieben. An 34 der mit kontinuierlichen Messgeräten ausgestatteten Messstellen wurde ein aus Parallelmessungen mit der Gravimetrie abgeleiteter Standortfaktor verwendet – und zwar überall ein konstanter Faktor für das ganze Jahr – und an 32 Messstellen der Default-Faktor 1,3¹⁵. Die abgeleiteten Faktoren variieren zwischen 1,0 und 1,3.

Der Grenzwert gemäß IG-L – mehr als 35 Tagesmittelwerte über 50 µg/m³ – wurde im Jahr 2003 an 51 (von 90) gemäß IG-L betriebenen Messstellen sowie an einer nicht gemäß IG-L betriebenen Messstelle überschritten. Abbildung 8 zeigt die Anzahl der Tagesmittelwerte über 50 µg/m³. Von Grenzwertüberschreitungen war das gesamte Bundesgebiet betroffen.

Betroffen von Grenzwertüberschreitungen waren alle größeren Städte – die einzige Stadt mit mehr als 25.000 Einwohnern ohne Grenzwertverletzung ist Villach mit genau 35 Tagesmittelwerten über 50 µg/m³ – sowie zahlreiche Kleinstädte, aber auch ländliche Regionen in Niederösterreich, im Burgenland und in der Steiermark.

Mehr als die dreifache erlaubte Anzahl an Tagesmittelwerten über 50 µg/m³ (d. h. über 105 Tage über 50 µg/m³) wurde in Graz (Don Bosco und Mitte mit 132 bzw. 129 Tagen) registriert, mehr als die doppelte erlaubte Anzahl an Tagesmittelwerten über 50 µg/m³ (d. h. mehr als 70 Tage über 50 µg/m³) wurden darüber hinaus in Klagenfurt, Wolfsberg, Amstetten, Linz (Neue Welt, ORF-Zentrum, Römerberg), Graz (Ost), Hartberg, Köflach, Imst und Wien (Rinnböckstraße) gemessen.

¹⁵ Es ist darauf hinzuweisen, dass gemäß Messkonzept-VO ein Default-Faktor von 1,3 nur bis Ende 2002 anzuwenden ist.

Der Jahresmittelwert von $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$ wurde 2003 an den fünf Messstellen Graz Don Bosco, Graz Mitte, Hartberg, Köflach und Wien Rinnböckstraße überschritten, der höchste Jahresmittelwert wurde mit $52 \mu\text{g}/\text{m}^3$ in Graz Don Bosco gemessen.

Das Grenzwertkriterium für den Tagesmittelwert war damit – wie schon in den vergangenen Jahren – das deutlich strengere als jenes für den Jahresmittelwert (siehe auch Kapitel 4.2).

Niedrige PM₁₀-Belastungen, die deutlich unter dem Grenzwert lagen, wurden 2003 an allen höher gelegenen Standorten – u. a. den Hintergrundmessstellen in Mittelgebirgslage – sowie in wenig besiedelten Tälern wie im Lungau, im Gailtal und im Lechtal gemessen. Auffällig ist, dass sowohl industrienahen Standorte wie Arnoldstein (6 Tagesmittelwerte über $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$) als auch autobahnnahen Standorte wie Zederhaus A10 (7 Tagesmittelwerte über $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$) sehr niedrige PM₁₀-Belastungen aufweisen.

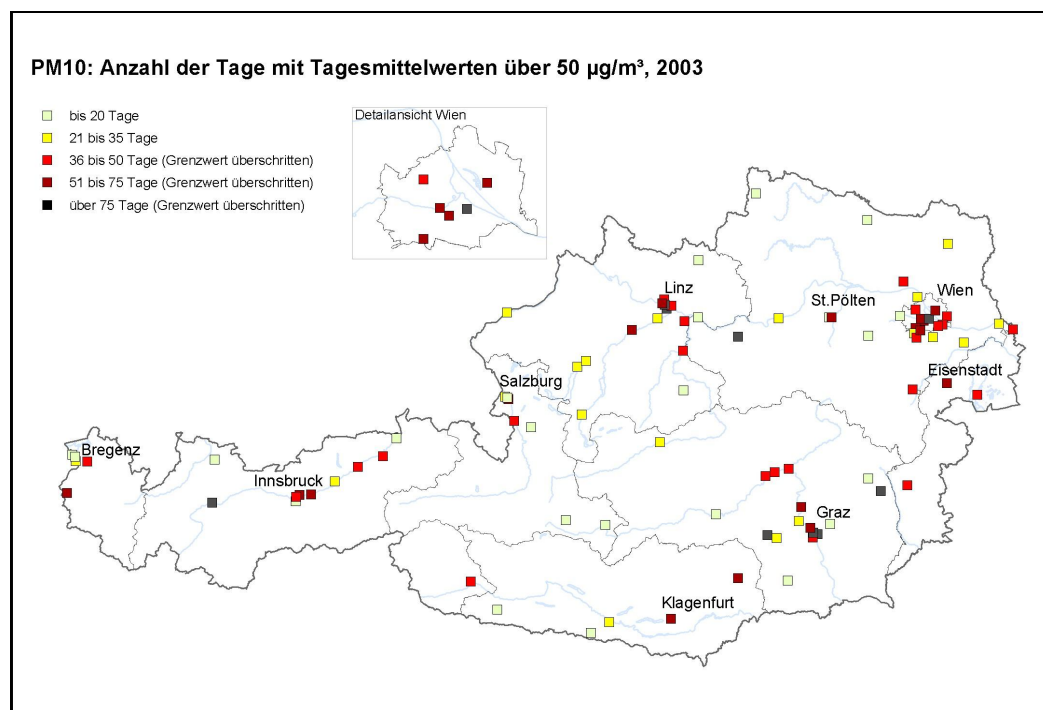


Abbildung 8: PM₁₀, Anzahl der Tagesmittelwerte über $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$, 2003.

4.2 Zusammenhang zwischen Jahresmittelwert und Anzahl der Überschreitungen des Tagesmittelwertes

In Abbildung 9 ist der Zusammenhang zwischen den Jahresmittelwerten für PM₁₀ (Grenzwert $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$) von 2000 bis 2003 und der Anzahl der Tage mit Werten über $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ dargestellt. Alle Stationen rechts der vertikalen Linie haben mehr als 35 Überschreitungen und weisen damit Grenzwertüberschreitungen (bezogen auf das Kalenderjahr) auf. Demgegenüber wurde der als Jahresmittelwert festgelegte Grenzwert von $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$ lediglich achtmal überschritten (Graz Don Bosco 2001, 2002 und 2003, Graz Mitte 2002 und 2003, Hartberg und Köflach 2003, Wien Rinnböckstr. 2003). Dies bedeutet, dass der als Tagesmittelwert formulierte Grenzwert (trotz der erlaubten Anzahl an Überschreitungen) deutlich stringenter ist als der Jahresmittelwert. Die Graphik zeigt, dass bei einem Jahresmittelwert von $29 \mu\text{g}/\text{m}^3$ im Mittel 35 Tagesmittelwerte über $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ auftreten, bei einem Jahresmittelwert von $27,6 \mu\text{g}/\text{m}^3$ sind 30 Überschreitungen zu erwarten (zulässige Anzahl ab 2005),

bei einem Jahresmittelwert von $26,5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ sind im Mittel 25 Überschreitungen zu erwarten (zulässige Anzahl ab 2010).

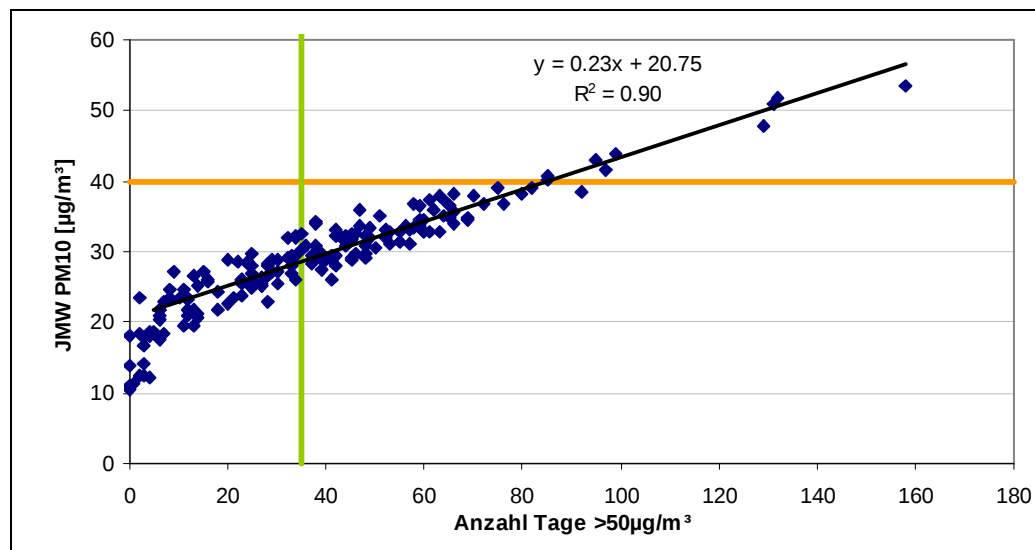


Abbildung 9: Zusammenhang zwischen dem Jahresmittelwert PM10 (Grenzwert $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$) und der Anzahl der Tage mit Werten über $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$, 2000 bis 2003. In der Trendlinie wurden nur Stationen mit mehr als fünf Überschreitungstagen berücksichtigt.

4.3 Jahreszeitlicher Verlauf, Tages- und Wochengang

4.3.1 Jahreszeitlicher Verlauf

Der Verlauf der Monatsmittelwerte von PM10 an Hintergrundstandorten (die Lage dieser Messstellen ist aus Abbildung 22 ersichtlich) ist abhängig von der relativen Höhenlage (Abbildung 10). Während die Stationen Illmitz und Pillersdorf, die sich in den Wintermonaten innerhalb der Inversionsschicht befinden, die höchste Belastung in den Monaten November bis März zeigen, ist die Belastung an den höher gelegenen Messstellen Vorhegg, St. Koloman und Zöbelboden im Winter am niedrigsten und im Frühling und Sommer am höchsten.

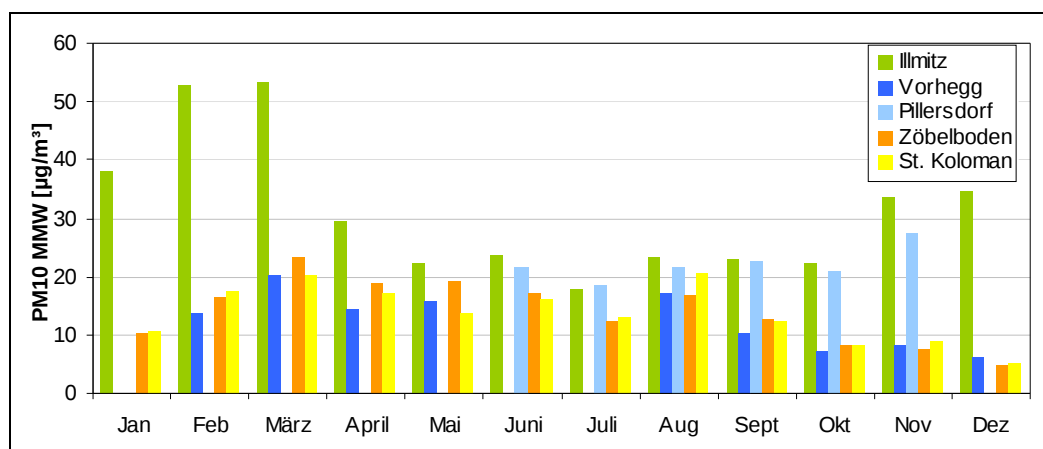


Abbildung 10: Monatsmittelwerte im Jahr 2003 an Hintergrundstationen.

An Verkehrsmessstellen zeigt sich ebenso wie an den Hintergrundmessstellen Illmitz und Pillersdorf meteorologisch bedingt (d. h. vor allem aufgrund von ungünstigeren Schadstoffausbreitungsbedingungen) eine höhere Belastung in den Wintermonaten (Abbildung 11).

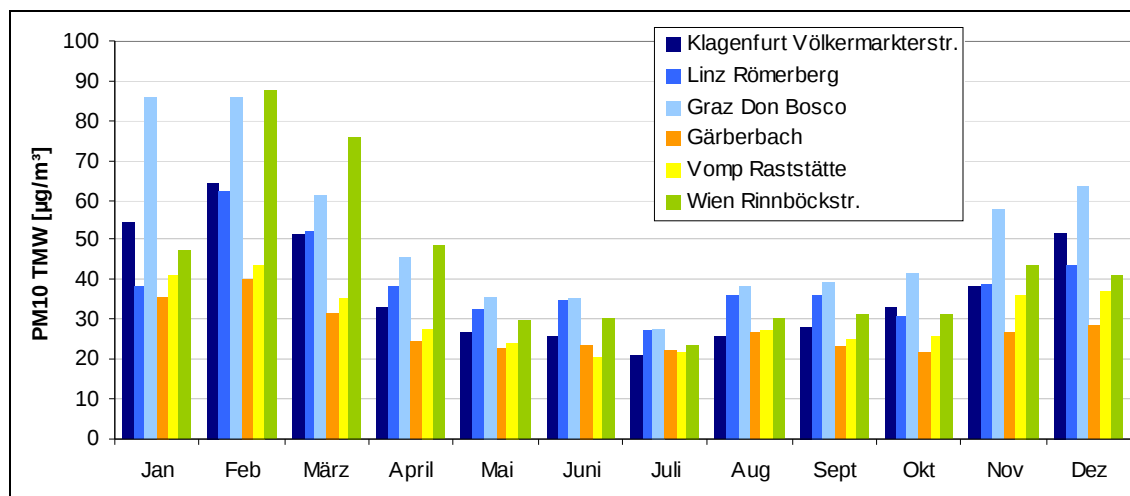


Abbildung 11: PM10-Monatsmittelwerte im Jahr 2003 an Verkehrsmessstellen.

4.3.2 Wochengang

Der Wochengang der PM10 Belastung an vier Hintergrundstationen zeigt einen leichten Anstieg in der Wochenmitte und eine etwas geringere Belastung an Montagen und Sonntagen (Abbildung 12).

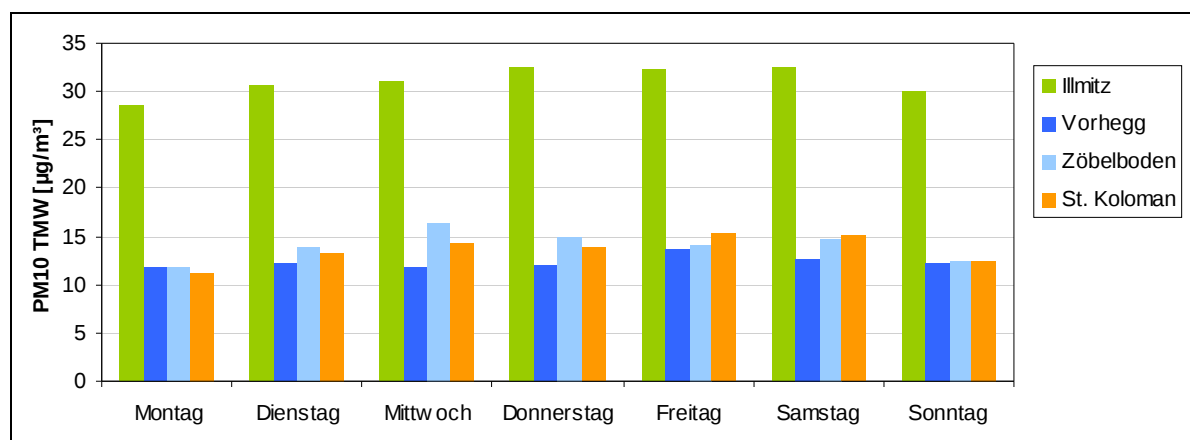


Abbildung 12: Wochengang der PM₁₀-Belastung an den vier Hintergrundmessstellen in Österreich, 2003.

Dieser Anstieg im Wochenverlauf deutet auf Akkumulationseffekte von primär emittierten Partikeln und auf die zeitlich verzögerte Bildung von sekundären Partikeln hin.

An verkehrsbelasteten Stationen zeigt sich unter der Woche eine Belastung etwas über dem Mittelwert, an Sonntagen dagegen sind die Werte im Mittel deutlich niedriger, so z. B. an der Messstelle Vomp-Raststätte um 24 %, in Wien – Rinnböckstr. um 18 % (Abbildung 13). Dies ist ein deutlicher Hinweis für eine Beeinflussung durch Quellen, die (a) nahe an der Messstelle gelegen sind und (b) einen starken Wochengang aufweisen, wie etwa Emissionen des Lkw-Verkehrs.

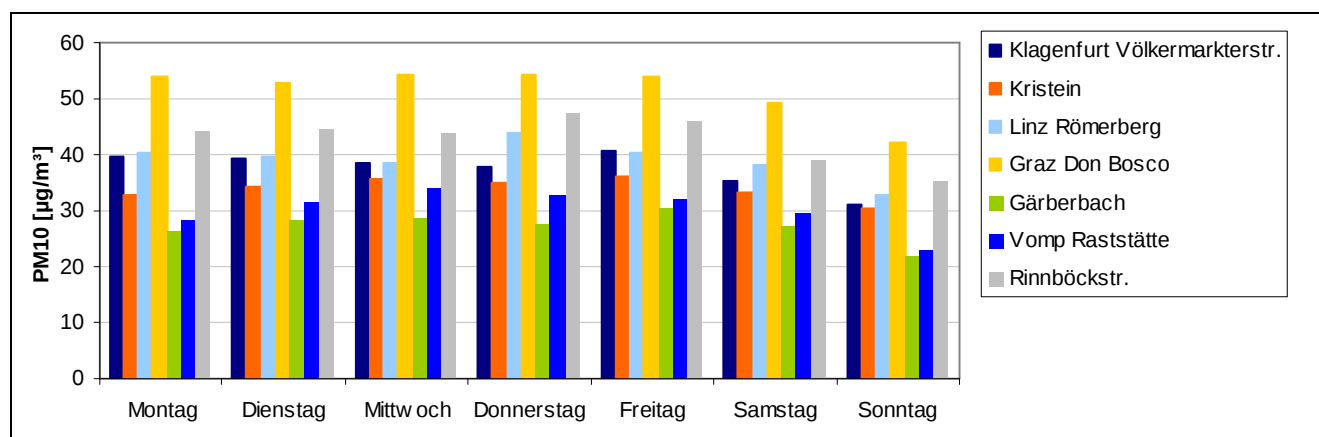


Abbildung 13: Wochengang der PM₁₀-Belastung an einer Auswahl an verkehrsbelasteten Stationen, 2003.

4.3.3 Tagesgang

Verkehrsbelastete Stationen zeigen einen ausgeprägten Tagesgang entsprechend dem Verkehrsaufkommen (Abbildung 14). Das deutliche Minimum an manchen Stationen zur Mittagszeit, an denen die Belastung sogar niedriger als in den Nachtstunden ist, erklärt sich aus den üblicherweise besseren Ausbreitungsbedingungen nach dem Auflösen von morgendlichen Bodeninversionen.

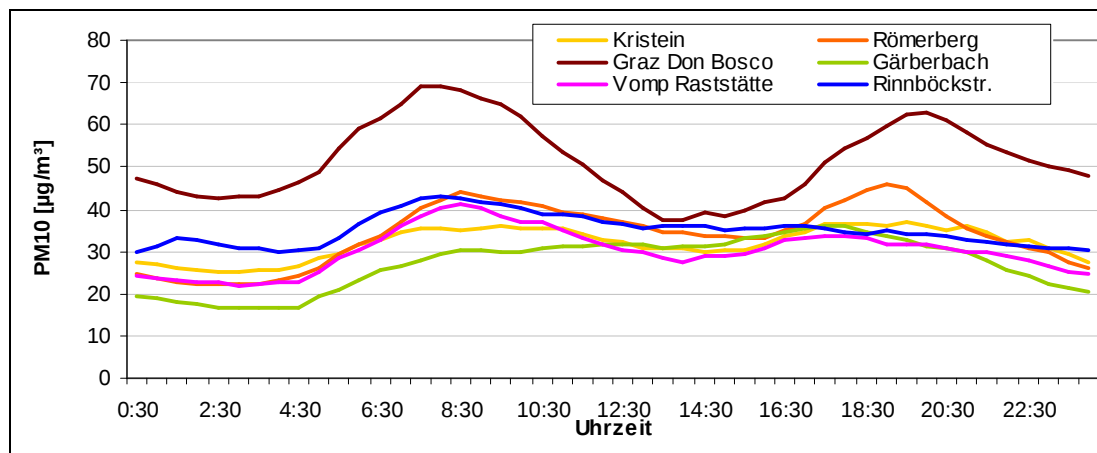


Abbildung 14: Tagesgang der PM10 Belastung an verschiedenen verkehrsbelasteten Stationen, 2003.

An Hintergrundstationen (Illmitz und Vorhegg, Abbildung 15) weist die PM10-Konzentration einen nur schwach ausgeprägten Tagesgang auf. Die Unterschiede werden durch die jeweilige Lage der Messstelle verursacht: Illmitz liegt im außeralpinen Flachland und ist von Emissionen und PM10-Bildung im regionalen Umkreis betroffen. Die PM10-Belastung sinkt hier im Mittel am Nachmittag infolge günstigerer Ausbreitungsbedingungen (bessere Schadstoffverdünnung) etwas ab. Demgegenüber steigt an der an einem Hang über einem (relativ emissionsarmen) Tal gelegenen Messstelle Vorhegg die PM10-Konzentration nachmittags an, da mit verstärkter Turbulenz in größerem Ausmaß belastete Luft aus dem Tal in höhere Lagen transportiert wird.

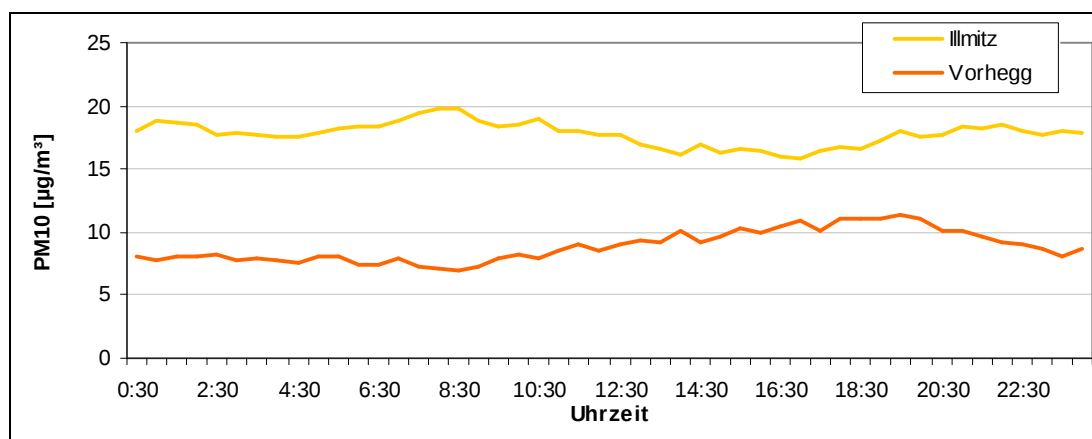


Abbildung 15: Tagesgang der PM10 Belastung an den Hintergrundstationen Illmitz und Vorhegg, 2003.

4.4 Verlauf der PM10-Belastung in Österreich 2000 bis 2004

Die PM10-Messung wurde in Österreich erst schrittweise ab 1999 aufgenommen, eben so ist die Umstellung von der Schwebestaubmessung auf die Messung von PM10 noch nicht abgeschlossen.

Es muss daher ausdrücklich darauf hingewiesen werden, dass Aussagen über einen langfristigen Trend der PM10-Belastung in Österreich noch nicht möglich sind.

Allerdings erlauben die vorliegenden Daten Aussagen über die Variabilität der Belastung in verschiedenen Jahren, die vor allem durch unterschiedliche meteorologische Bedingungen verursacht werden.

Für die Messstellen Illmitz, Steyregg und Salzburg Rudolfsplatz, von denen seit 2000 durchgehend PM10-Daten vorliegen, ist in Abbildung 16 die Anzahl der Tagesmittelwerte über $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ dargestellt.

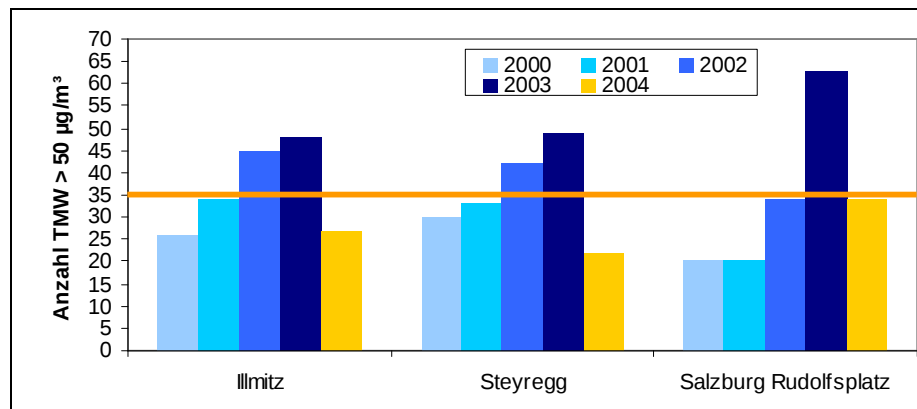


Abbildung 16: Anzahl der Tagesmittelwerte über $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$, 2000 bis 2004 (vorläufige Daten im Jahr 2004).

Analog zu der zwischen den Jahren 2000 und 2003 gestiegenen Anzahl an Tagesmittelwerten über $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ sind auch die PM10-Jahresmittelwerte – allerdings in einem geringeren Ausmaß – an diesen drei Stationen bis 2003 angestiegen (Abbildung 17).

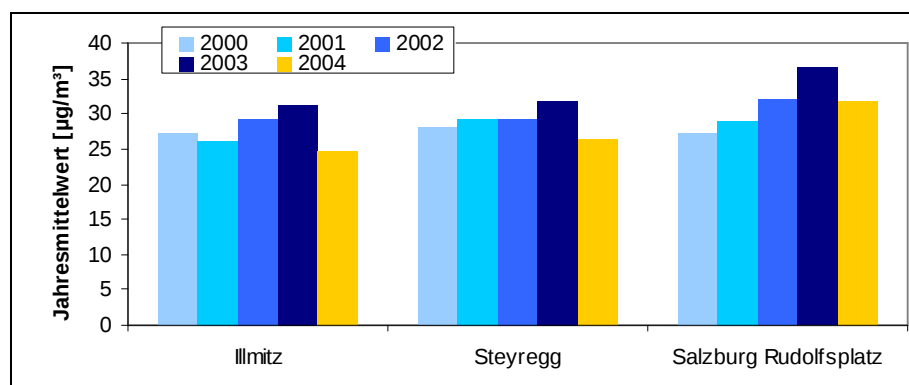


Abbildung 17: PM10-Jahresmittelwerte, 2000 bis 2004 (vorläufige Daten im Jahr 2004).

Ausschlaggebend für die hohe PM10-Belastung des Jahres 2003 dürften vor allem die sehr ungünstigen Ausbreitungsbedingungen – lang anhaltende Inversionswetterlagen mit niedrigen Temperaturen – in den Monaten Jänner bis März 2003 (anschließend an einen bereits sehr hoch belasteten Dezember 2002) gewesen sein. Wie die Monatsmittelwerte der Jahre 2000-2004 in Abbildung 18 zeigen, waren für den Anstieg der Belastung im Jahr 2003 vor allem die Monate Februar und März verantwortlich, in denen die PM10-Werte um etwa $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$ höher waren als im Mittel dieser vier Jahre. In den anderen Monaten des Jahres 2003 waren die Werte vergleichbar mit dem Mittelwert 2000-2004. Dagegen lagen die

Belastungen im Jahr 2004 in Illmitz immer, an den beiden anderen Messstellen zumeist unter dem Durchschnitt der letzten fünf Jahre.

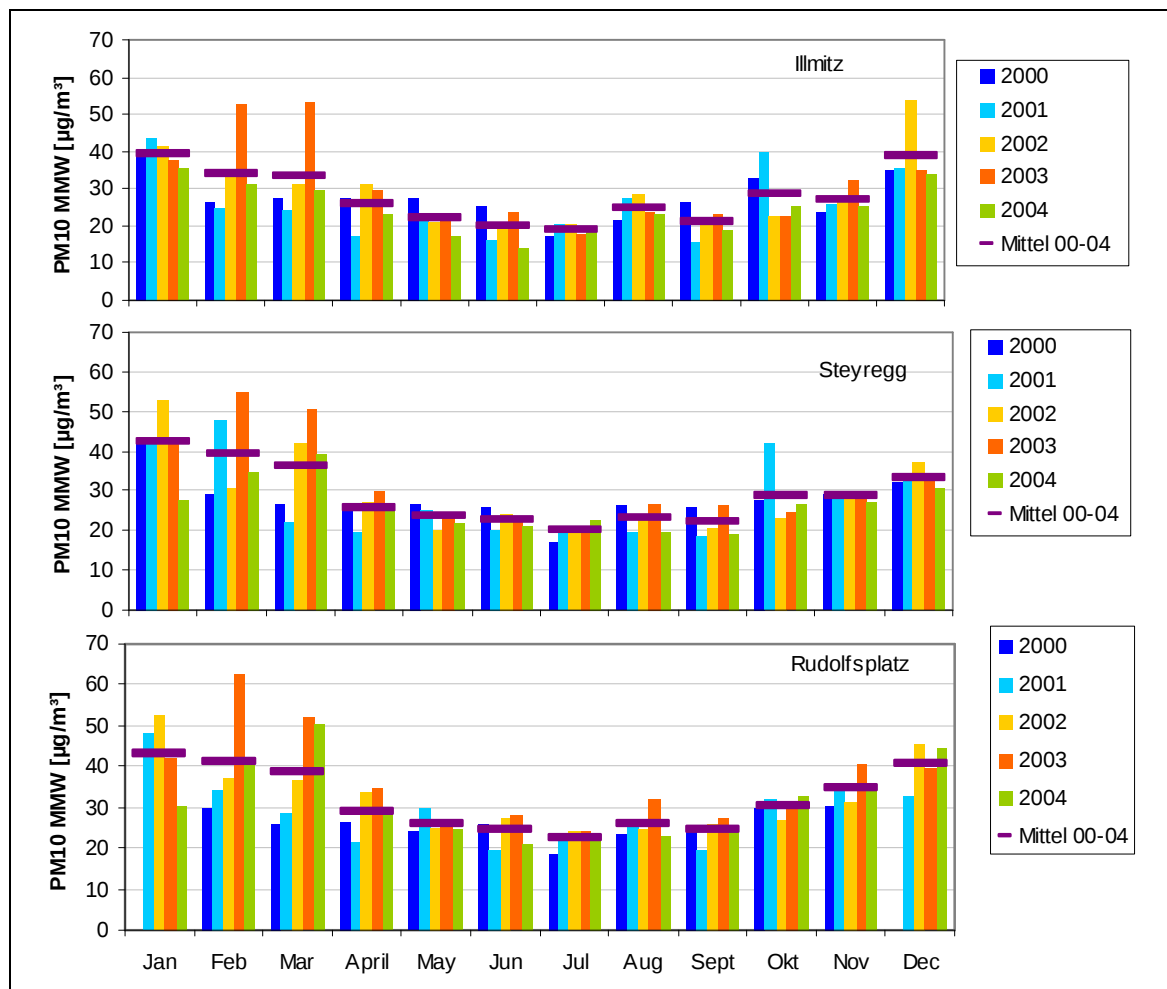


Abbildung 18: Monatsmittelwerte PM10 der Stationen Illmitz, Steyregg und Salzburg Rudolfsplatz, 2000-2004 (Illmitz bis April 2004).

Soweit die vorliegenden Untersuchungen entsprechende Aussagen zulassen, weist in Nordostösterreich auch Ferntransport aus Ostmitteleuropa von Jahr zu Jahr deutliche Unterschiede auf. So war 2002 kaum Ferntransport von Norden (Polen, Mähren) zu beobachten, sondern nahezu ausschließlich von Südosten (Bereich Rumänien bis Slowenien), während dieser im Jahr 2003 ca. ein Drittel der Fälle mit Ferntransport ausmachte.

Rückschlüsse auf eine Veränderung der PM10-Emissionen, der Emissionen der Vorläufersubstanzen sekundärer Partikel oder auf deren Bildungsrate sind aus den vorliegenden Trendauswertungen nicht zu ziehen.

Ein Einfluss von möglicherweise gestiegenen Emissionen an den städtischen Stationen Steyregg und Salzburg Rudolfsplatz (etwa durch den in den letzten Jahren enormen Anstieg an Dieselfahrzeugen) kann jedoch nicht ausgeschlossen werden.

Modellrechnungen, die von EMEP auf europäischem Maßstab durchgeführt werden, bestätigen den starken Einfluss der meteorologischen Verhältnisse auf jährliche Variabilität der PM-Konzentrationen. Bei diesen Berechnungen wurden u. a. mit gleich bleibenden Emissionen die PM2,5-Konzentrationen für zwei meteorologisch unterschiedliche Jahre (1999 und

2003) berechnet. Die Ergebnisse sind in Abbildung 19 dargestellt. Im Jahr 2003 traten offensichtlich Wettersituationen, die eine Anreicherung von Schwebestaub begünstigen, in weiten Teilen Europas häufiger auf als im Durchschnitt.

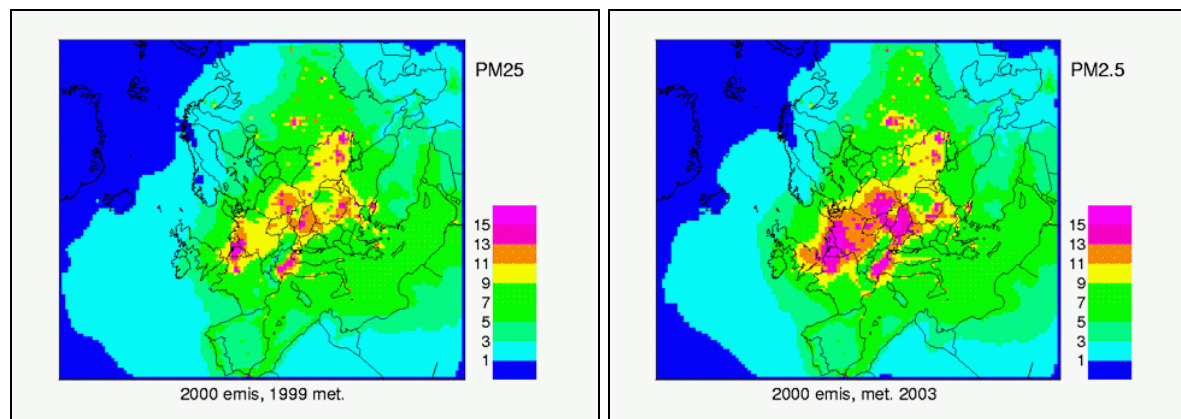


Abbildung 19: Variation der PM-Belastung in Europa aufgrund unterschiedlicher meteorologischer Verhältnisse in den Jahren 1999 (links) und 2003 (rechts), Emissionen jeweils von 2000. Angaben in $\mu\text{g}/\text{m}^3$ PM2,5 (TARRASON, pers. Mitteilung).

4.5 Trend der Schwebestaubbelastung in Österreich 1990-2003

Nachfolgend werden die Daten der Schwebestaubmessungen, die im Gegensatz zu den PM10-Daten bereits seit Anfang der 90er Jahre vorliegen, hinsichtlich möglicher Trends analysiert. Zu berücksichtigen ist allerdings, dass TSP-Daten der frühen 90er Jahre aufgrund uneinheitlicher Geräteparameter und Qualitätssicherung u. U. höhere Unsicherheiten aufweisen.

Da mit Beginn des Jahres 2000 die Messstellen sukzessive von Gesamtschwebestaub (TSP) auf PM10 umgestellt wurden, liegen durchgehende Messreihen mit Schwebestaubmessgeräten nur aus den Bundesländern Kärnten, Oberösterreich und Wien vor. In den anderen Bundesländern wurde die TSP-Belastung nach der Umrüstung auf PM10 durch Multiplikation mit einem Faktor von 1,2 gemäß RL 1999/30/EG berechnet. Diese Daten sind daher nur bedingt mit TSP-Daten vergleichbar, die mit Schwebestaubmessgeräten ermittelt wurden. Nachfolgend wird daher nur der Trend der Jahresmittelwerte und der 98 Perzentile der zumindest zwischen den Jahren 1991 und 2003 durchgehend betriebenen Messstellen dargestellt (Abbildung 20 und Abbildung 21). Zur Vergleichbarkeit von TSP mit PM10 Daten siehe auch Anhang 3.

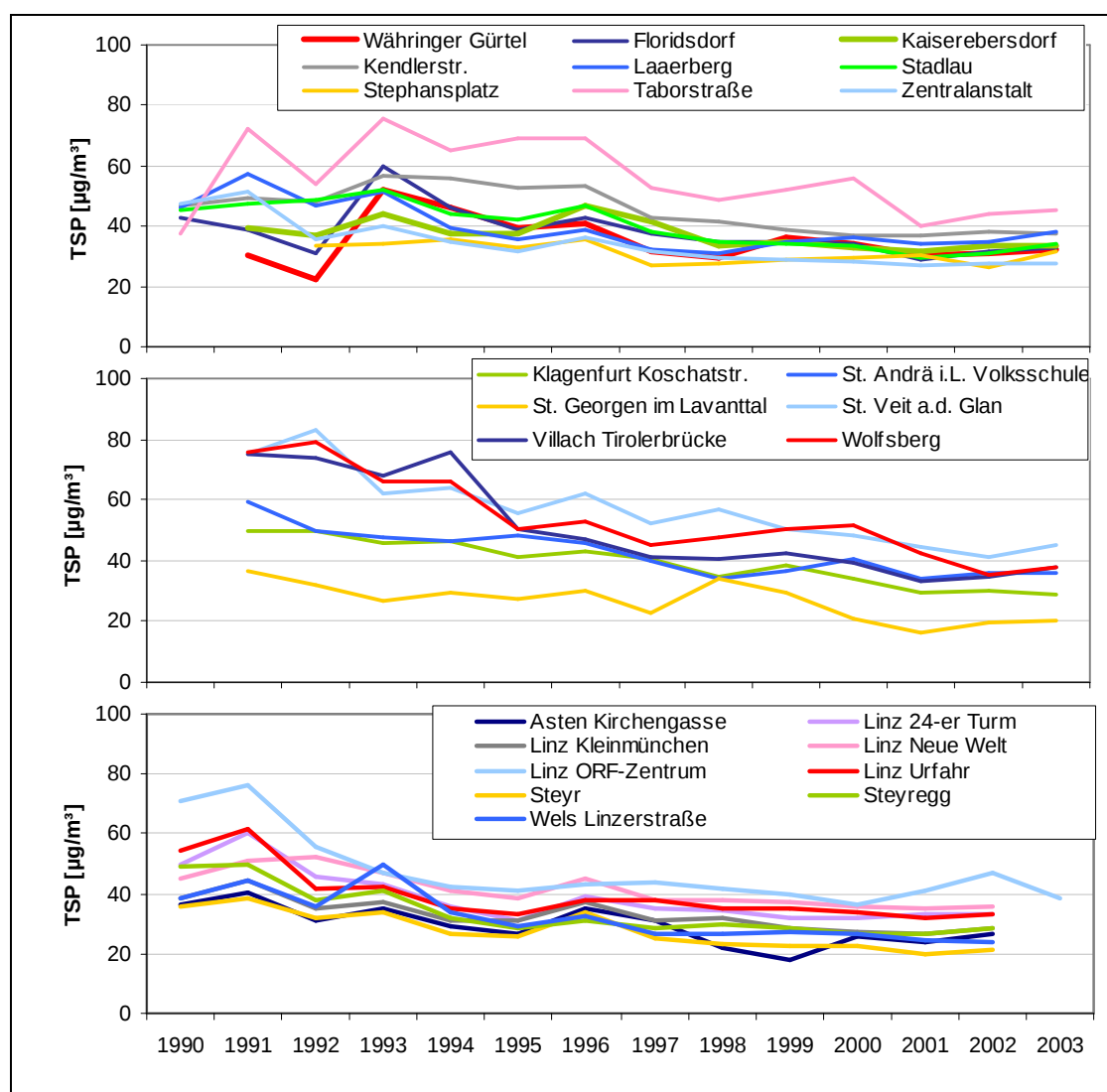


Abbildung 20: Trend der Jahresmittelwerte der Schwebstaubbelaastung in Wien (oben), Kärnten (Mitte) und Oberösterreich (unten) in den Jahren 1990-2003.

Bei den Jahresmittelwerten zeigt sich an fast allen Stationen ein signifikant (auf hohem Signifikanzniveau) abnehmender Trend von zumeist etwa $1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ pro Jahr. Dieser Trend ist vor allem auf die Abnahme der Konzentrationen in den frühen 90er Jahren zurückzuführen. In den letzten Jahren zeigt sich an den meisten Stationen ein gleich bleibendes Belastungsniveau. Ein vergleichbares Verhalten wie der Trend der Jahresmittelwerte zeigen die Spitzenwerte, dargestellt als 98 Perzentil (Abbildung 21). Bis Ende der 90er Jahre zeigt sich eine deutliche und signifikante Abnahme an den meisten Stationen, in den letzten Jahren bleiben die Spitzenbelastungen an den meisten Standorten in etwa konstant.

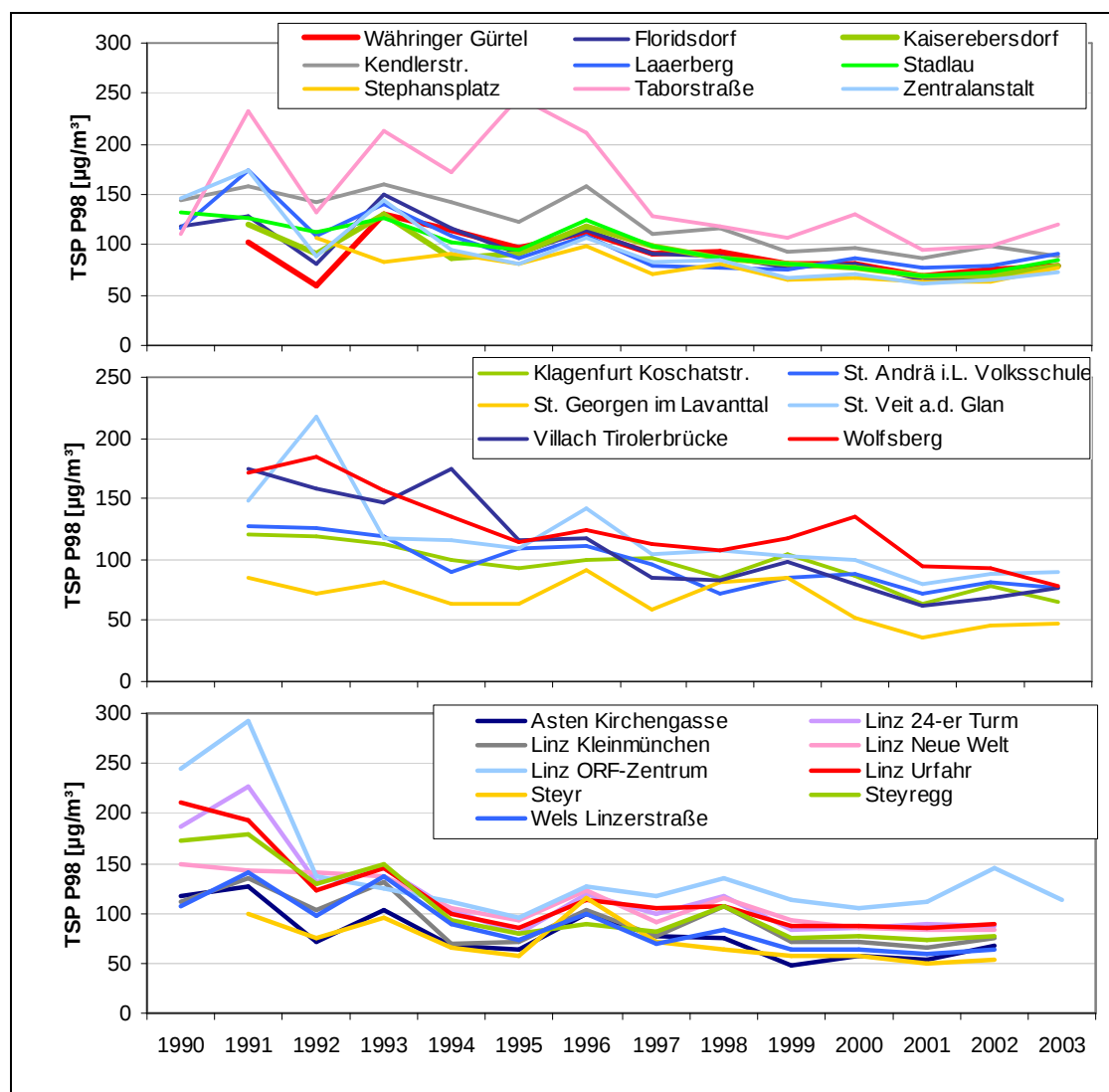


Abbildung 21: Trend des 98. Perzentils der Tagesmittelwerte in Wien (oben), Kärnten (Mitte) und Oberösterreich (unten) in den Jahren 1990-2003.

Die dargestellten Trends sind aller Voraussicht nach auf folgende Ursachen zurückzuführen:

- In Linz waren Reduktionen lokaler industrieller Emissionen in den frühen Neunzigerjahren wesentlich
- Im Norden Österreichs führte im Verlauf der Neunzigerjahre sehr wahrscheinlich die deutliche Abnahme der Staub- und SO₂-Emissionen im Gebiet der ehemaligen DDR und in Nordböhmen zu einem Rückgang von Ferntransport primärer und vor allem sekundärer Sulfatpartikel von Norden
- die Emissionen des Hausbrands in Österreich (durch Umstieg auf Gasheizungen bzw. Fernwärme) und von gasförmigen Vorläufersubstanzen von Staub in Mitteleuropa sind in den letzten Jahren tendenziell gesunken
- dieser Entwicklung stehen gestiegene Emissionen im Bereich Verkehr durch den stetig steigenden Anteil an Dieselfahrzeugen und der Fahrleistung (d. h. aller Nicht-Abgasemissionen) gegenüber.

- die von Jahr zu Jahr variierenden meteorologischen Verhältnisse beeinflussen v. a. die Ausbreitungsbedingungen im Winter, aber auch das Ausmaß von Ferntransport. Besonders ungünstige Ausbreitungsbedingungen herrschten in den Wintern 1992/93, 1993/94 und 1996/97.

4.6 Übersicht über die PM₁₀-Konzentration an Hintergrundstandorten

Gravimetrische PM₁₀-Messungen liegen ab Juni 1999 in Illmitz, ab 2000 in St. Koloman und Vorhegg (wobei im Jahr 2000 nur jeden 6. Tag Messungen durchgeführt wurden), ab Jänner 2003 am Zöbelboden, ab Mai 2003 in Pillersdorf, ab Februar 2004 in Enzenkirchen vor. Eine ländliche gravimetrische PM₁₀-Messstelle stellt zudem Streithofen im Tullnerfeld dar, die von Juni 1999 bis Mai 2000 im Rahmen des Projektes AUPHEP betrieben wurde.

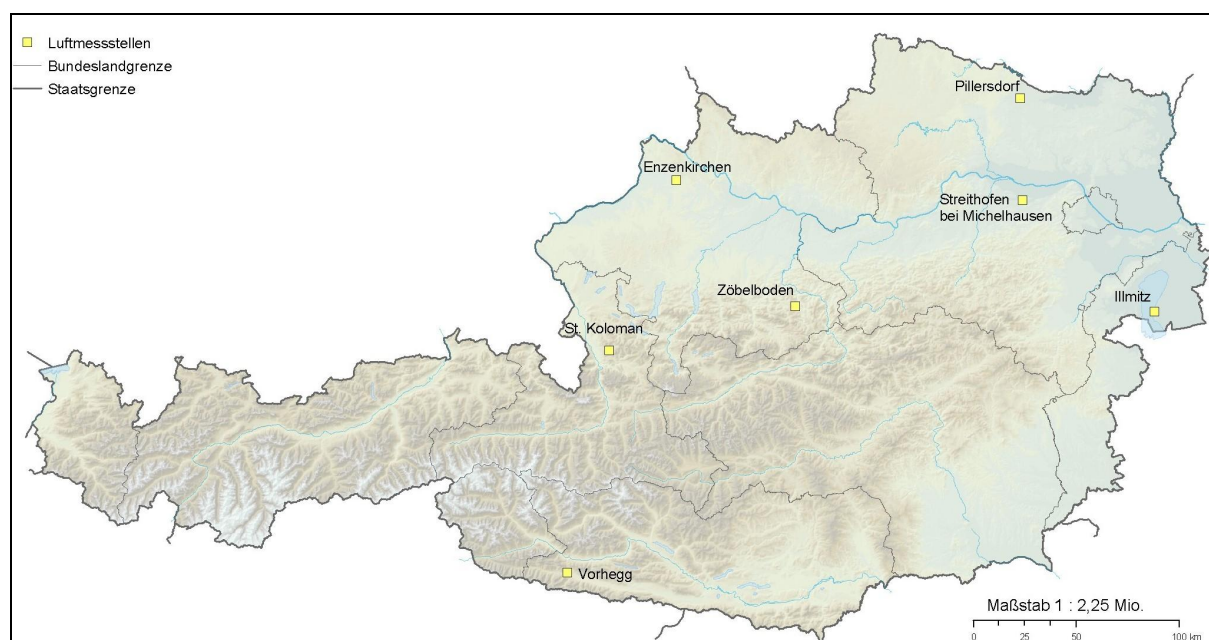


Abbildung 22: Lage der PM₁₀-Hintergrundmessstellen (einschl. Streithofen).

Die Messstellen an Mittelgebirgsstandorten zeigen mit Jahresmittelwerten zwischen 11 und 14 µg/m³ eine deutlich niedrigere Belastung als die Messstellen im Flachland mit Werten zwischen 24 und 31 µg/m³ (Tabelle 11).

Tabelle 11: PM₁₀-Jahresmittelwerte (µg/m³).

	Illmitz	St. Koloman	Vorhegg	Zöbelboden
2000	27,3			
2001	26,1	11,4	10,6	
2002	29,1	12,1	11,2	
2003	31,1	13,6	12,3	14,0

Streithofen zeigt ein ähnliches Belastungsbild wie Illmitz; der Mittelwert Juni 1999 – Mai 2000 betrug in Illmitz 26 µg/m³, in Streithofen 24 µg/m³. Große Unterschiede gab es dagegen bei der Anzahl der Tagesmittelwerte über 50 µg/m³; in diesem Zeitraum wurden in Illmitz 28, in Streithofen 13 Überschreitungen gezählt.

In Illmitz wurde 2002 (45 Tagesmittelwerte $> 50 \mu\text{g}/\text{m}^3$) und 2003 (48 Tagesmittelwerte $> 50 \mu\text{g}/\text{m}^3$) der IG-L-Grenzwert überschritten, an den Stationen im Mittelgebirge (Vorhegg, St. Koloman und Zöbelboden) liegt mit 0 bis 4 Tagesmittelwerten $> 50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ pro Jahr die Belastung weit unter dem Grenzwert.

Die vereinzelt Tagesmittelwerte über $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ an den höher gelegenen Messstellen sind einerseits auf Saharastaub zurückzuführen, zum anderen auf Schadstofftransport aus dem Alpenvorland (Hebungsprozesse vor Frontdurchgängen).

Die PM10-Messung auf dem Zöbelboden (ab Jänner 2003) zeigt eine gute Übereinstimmung mit St. Koloman.

In Pillersdorf im nördlichen Weinviertel wurde mit der PM10-Messung im Mai 2003 begonnen. Die Messdaten zeigen eine sehr hohe Korrelation mit Illmitz (Korrelationskoeffizient 0,87), die mittlere Belastung betrug zwischen 16.5.2003 und 31.3.2004 in Illmitz $27,0 \mu\text{g}/\text{m}^3$, in Pillersdorf $25,6 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

In Enzenkirchen im Innviertel wurde mit der PM10-Messung Ende Jänner 2004 begonnen. Die mittlere Belastung in den Monaten Februar bis Ende Mai 2004 war mit $26,2 \mu\text{g}/\text{m}^3$ fast ident mit den Stationen Illmitz ($25,5 \mu\text{g}/\text{m}^3$) und Pillersdorf ($25,1 \mu\text{g}/\text{m}^3$), allerdings ist die tageweise Korrelation mit Illmitz aufgrund der großen räumlichen Distanz naturgemäß relativ niedrig (Korrelationskoeffizient 0,63).

Eine kurze Darstellung der räumlich (und zeitlich) unterschiedlichen Hintergrundbelastung in Österreich findet sich in Kapitel 1.

4.7 Verhältnis PM2,5 und PM1 zu PM10 an Hintergrundstandorten

An dem Hintergrundstandort Illmitz wird neben der gravimetrischen Bestimmung der PM10-Konzentration seit 1.1.2001 auch die PM2,5 und seit 2.4.2003 die PM1-Konzentration gemessen.

Der Anteil von PM2,5 zu PM10 betrug zwischen 1.1.2001 und 31.5.2004 im Mittel etwa 79 %, der minimale Anteil betrug 21 %¹⁶. Der Anteil von PM1 an PM10 betrug zwischen 2.4.2003 und 31.5.2004 im Mittel etwa 53 %, der minimale Anteil betrug 17 %. In Abbildung 23 ist die Abhängigkeit der PM2,5 von der PM10 Konzentration dargestellt.

¹⁶ Einzelne Tage mit PM2,5 Anteilen an PM10 über 100 % sind auf unterschiedliches Filtermaterial zurückzuführen.

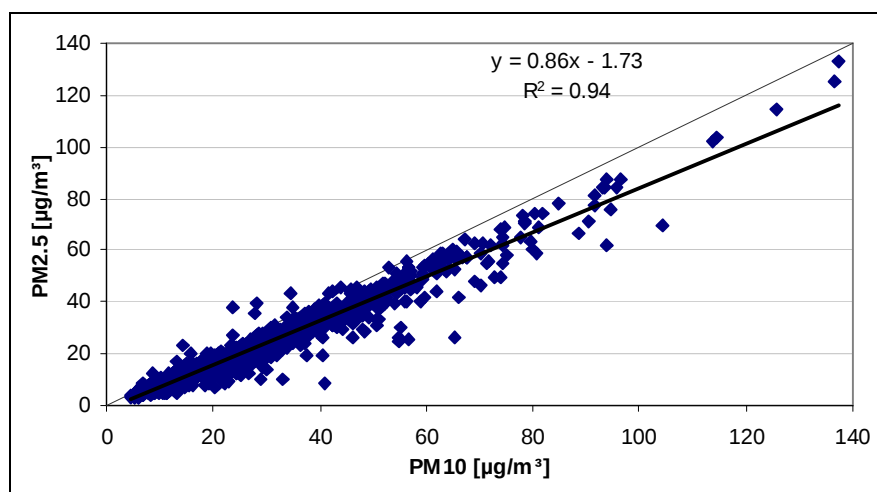


Abbildung 23: PM_{2,5} in Abhängigkeit von der PM₁₀-Konzentration, Illmitz Jänner 2001-Mai 2004.

Wie Abbildung 24 zeigt, variiert der Anteil von PM₁ und PM_{2,5} an PM₁₀ innerhalb von kurzen Zeiträumen mitunter deutlich. Es können sowohl Episoden mit hohem als auch mit niedrigem Feinstaubanteil auftreten.

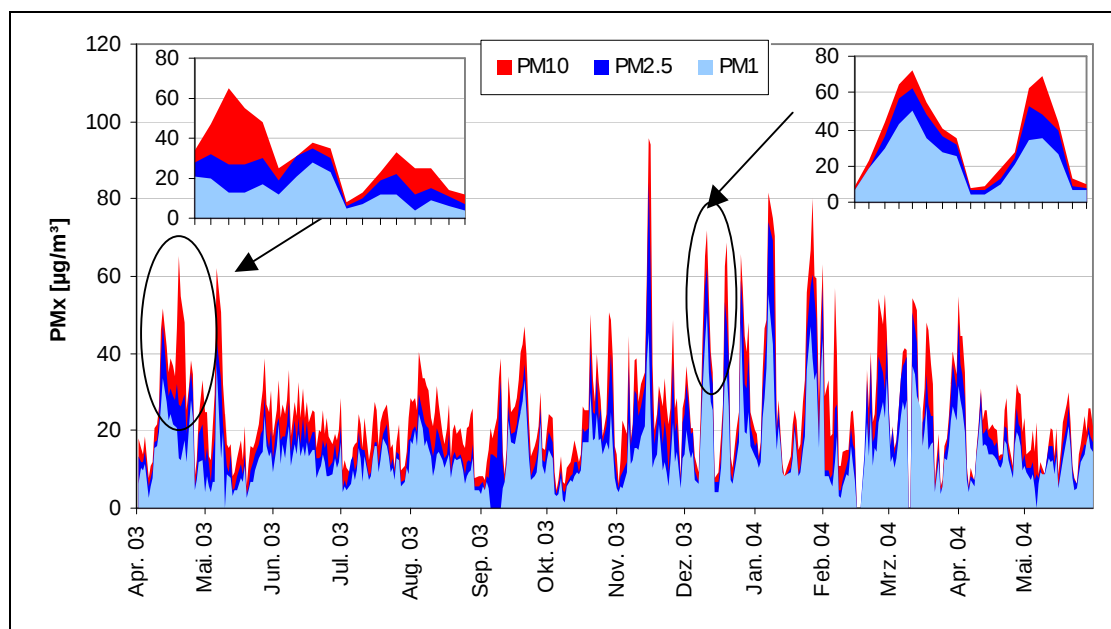


Abbildung 24: Verlauf von PM₁, PM_{2,5} und PM₁₀ in Illmitz, April 2003 bis Ende Mai 2004. Das rechte Insert zeigt eine Episode mit niedrigem, das linke mit hohem Anteil an PM₁ und PM_{2,5}.

Dies deutet – wie auch die chemischen Analysen von PM_x-Inhaltsstoffen zeigen, siehe Kapitel 1 – auf die variable chemische Zusammensetzung von PM₁₀ hin. Für hohe Feinstaubanteile – und damit geringe Unterschiede zwischen den Fraktionen – sind als Quellen vor allem Ferntransport und Ruß zu nennen, bei hohem Grobstaubanteil treten mechanisch generierte Stäube stärker hervor (Winderosion, Aufwirbelung von Straßenstaub, Schüttgutumschlag, Feldbearbeitung, biologisches Material etc.).

Das Verhältnis PM₁₀ zu PM₁ korreliert in Illmitz nicht mit der Windgeschwindigkeit, ein direkter lokaler Einfluss bei hohem Grobstaubanteil z. B. von aufgewirbeltem Bodenmaterial

kann daher ausgeschlossen werden. Die Rückwärtstrajektorien geben bei den in Abbildung 24 gezeigten unterschiedlichen Episoden keinen Hinweis auf unterschiedliche Herkunftsrregionen. Als wahrscheinlichste Ursache für den hohen Anteil der groben Fraktion PM10-PM2,5 im April 2003 kommt biologisches Material z. B. von Pollen in Frage.

4.8 Erkenntnisse aus Statuserhebungen für PM10 und Schwebestaub

Seit In-Kraft-Treten des Grenzwertes für PM10 im Juli 2001 wurden, wie in den vorangehenden Abschnitten dargestellt die Grenzwerte für PM10 an zahlreichen Messstellen in Österreich überschritten (siehe Kapitel 1). Vereinzelt kam es auch zu Überschreitungen des Grenzwertes für Schwebestaub. Aufgrund dieser Überschreitungen wurden von den Landesregierungen Statuserhebungen erstellt, in welchen u. a. die wesentlichen Verursacher der PM10- bzw. Schwebestaubb Belastung festgestellt werden sollen. Derzeit liegen für PM10 Statuserhebungen zu Überschreitungen in Lienz [SPANGL & NAGL, 2003b], Klagenfurt [SPANGL & NAGL, 2003b], Linz [OÖ LR., 2003], Steiermark [STEIERMARK LR, 2003], dem Inntal [UMWELTBUNDESAMT, 2004a], dem Burgenland [UMWELTBUNDESAMT, 2004b] und Wien [UMWELTBUNDESAMT, 2004c] vor. In Lienz, Linz, der Steiermark und dem Inntal wurden in den betreffenden Statuserhebungen auch Überschreitungen des Grenzwertes für Schwebestaub erörtert. Da z. B. im Inntal und in Lienz keine Schwebestaubmessung durchgeführt, sondern lediglich die PM10-Messwerte mit einem Faktor von 1,2 auf Schwebestaub umgerechnet wurden, wurden de facto die Ursachen der PM10-Belastung erhoben. Eine eigene Statuserhebung für die Überschreitung des Grenzwertes für Schwebestaub wurde in Wien durchgeführt [SCHNEIDER & SPANGL, 2002].

Nachfolgend werden die Ergebnisse dieser Statuserhebungen kurz dargestellt und diskutiert, sowie die Ursachen erhöhter PM10-Belastung in unterschiedlichen Regionen in Österreich (entsprechend der Klassifizierung in Kapitel 5.2) dargestellt.

4.9 Der Nordosten Österreichs

Für den Nordosten Österreichs werden derzeit vom Umweltbundesamt Statuserhebungen für das Nordburgenland und Wien erarbeitet, für Niederösterreich werden Voruntersuchungen vorbereitet. Bereits relativ umfangreiche Erkenntnisse liegen für das Nordburgenland, hier speziell für den Beitrag von Ferntransport und regionaler Schadstoffanreicherung vor [UMWELTBUNDESAMT, 2004b].

Die PM10-Belastung im Nordosten Österreichs lässt sich auf folgende Quellen zurückzuführen:

- Ferntransport
- regionale Schadstoffanreicherung aus Quellen im Umkreis von ca. 100 km
- Emissionen in Ballungsgebieten
- lokal erhöhte Emissionen im Bereich von Straßen oder gewerblichen Emittenten
- Saharastaub

Für die Beurteilung von Ferntransport und regionaler Schadstoffanreicherung steht die bis 1999 zurückreichende gravimetrische Messreihe in Illmitz zur Verfügung. Diese ist reprä-

sentativ für das Nordburgenland, erlaubt eine Beurteilung der luvseitigen Vorbelastung von Wien allerdings streng genommen nur bei südöstlicher Anströmung.

Für die Beurteilung der Vorbelastung Wiens bei nördlicher bis nordwestlicher Anströmung wären die Messdaten der Hintergrundmessstelle Pillersdorf im nördlichen Weinviertel geeignet, die Messung wurde allerdings erst im Mai 2003 begonnen und liefert daher nur wenig repräsentative Aussagen.

Die Bewertung des Beitrags von Ferntransport und regionaler Schadstoffanreicherung für den Raum Wien stützt sich daher ganz überwiegend auf Auswertungen der Daten von Illmitz.

4.9.1 Ferntransport

Rückwärtstrajektorien erlauben die Identifikation der Herkunftsregionen hoch belasteter Luftmassen oder von Situationen mit starker regionaler Schadstoffanreicherung. Bei der Klassifizierung lässt sich zwischen Ferntransport und regionaler Schadstoffanreicherung sowie Kombination beider Faktoren unterscheiden. Zudem spielt in Einzelfällen Ferntransport von Sahara-Staub eine Rolle.

Für Details zur Methode der Herkunftsanalysen mittels Rückwärtstrajektorien siehe UMWELTBUNDESAMT (2004b).

4.9.1.1 Rückwärtstrajektorien – statistische Auswertung

Für Illmitz wurden die PM₁₀-Daten der Jahre 2001 bis 2003 ausgewertet; die Ergebnisse der Tiefpassmethode sind in Abbildung 25 dargestellt

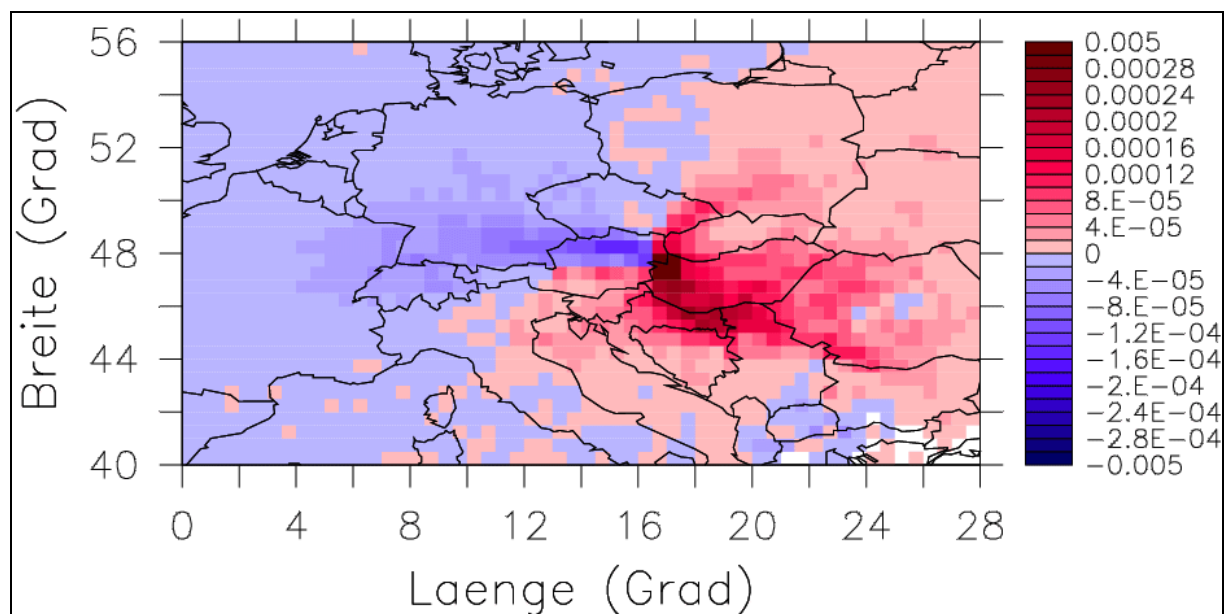


Abbildung 25: Ergebnisse der Trajektorienverweilzeitstatistik mit der Tiefpassfiltermethode für die Jahre 2001 bis 2003, Illmitz (rot: überdurchschnittlich, blau: Herkunftsregionen unterdurchschnittlich belasteter Luft).

Die Farbskalierung in Abbildung 25 gibt eine mit der Abweichung der Konzentration vom dreimonatigen Mittel gewichtete Aufenthaltsdauer von Trajektorien über den Gitterzellen an (und ist somit keine anschaulich interpretierbare Zahl). Dunkelrot gefärbte Gebiete stellen

Herkunftsregionen überdurchschnittlich belasteter Luftmassen dar, dunkelblau gefärbte Gebiete Herkunftsregionen unterdurchschnittlich belasteter Luft.

Die Auswertung gemäß der Tiefpassmethode gibt die Herkunftsregionen hoch belasteter Luftmassen wieder. Die Charakteristika der Tiefpassmethode und die Tatsache, dass gerade bei Ferntransportereignissen von Südosten die Trajektorien häufig über mehrere Tage einer identen „Zugbahn“ folgen, führen allerdings dazu, dass auch Gebiete zwischen der tatsächlichen Herkunftsregion der Schadstoffe und dem Zielpunkt als Quellgebiete hoher Belastung aufscheinen.

Die über den Südostalpen aufscheinende „Quellregion“ hoher PM10-Belastung repräsentiert Situationen, in denen die Luft über den Alpen absinkt, d. h. es handelt sich um Hochdruckwetterlagen mit niedrigen Inversionen, bei denen die ECMWF¹⁷-Trajektorien nicht für die bodennahe Schicht repräsentativ sind.

Niedrige PM10-Konzentrationen kommen aus dem Sektor von West bis Nordwest.

Vertikalprofile der (bis in 300 m über Boden gerechneten Trajektorienverweilzeiten) zeigen, dass Luftmassen, die mit hohen PM10-Konzentrationen verbunden sind, aus wenigen 100 m über Boden stammen (nicht dargestellt).

4.9.1.2 Herkunftsregionen

Für die Abschätzung des Beitrags von Ferntransport werden die gravimetrischen PM10-Daten in Illmitz im Zeitraum von Oktober 1999 bis März 2004 herangezogen.

In diesem Zeitraum liegen 1600 Tagesmittelwerte in Illmitz vor; von diesen wurden 246 Tage mit Konzentrationen über $45 \mu\text{g}/\text{m}^3$ verschiedenen Herkunftsregionen zugeordnet. Eine untere Grenze von $45 \mu\text{g}/\text{m}^3$ wurde gewählt, um auch Tage abzudecken, an denen zwar in Illmitz die PM10-Konzentration etwas unter $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ lag, in Eisenstadt oder Kittsee aber – wahrscheinlich – darüber (da die kontinuierlichen Messdaten hohe Unsicherheiten aufweisen, ist mehr als die Aussage „wahrscheinlich darüber“ kaum möglich).

Tabelle 12 stellt die Abschätzung der Hauptbeiträge bei Luftmassentransport aus diesen Herkunftsregionen zusammen. Bei der Klassifizierung wurde zwischen folgenden Arten von Ferntransport und regionaler Schadstoffanreicherung unterschieden:

- **Ferntransport** über mehrere 100 km; die Trajektorien zeigen im Umkreis des Nordburgenlandes keine längeren Verweilzeiten
- **Ferntransport in Kombination mit regionaler Schadstoffanreicherung**¹⁸; die Trajektorien zeigen längere Verweilzeiten im Umkreis des Nordburgenlandes
- **Regionale Schadstoffanreicherung ohne Ferntransport**; die Trajektorien zeigen sehr lange Verweilzeiten im Umkreis des Nordburgenlandes oder Absinken über Nordostösterreich kurz vor Erreichen des Zielpunktes (d. h. sie sind für längere Zeiträume vor Eintreffen nicht aussagekräftig für die bodennahe Luftschicht)
- **Sahara-Staub.**

Bei den Fällen mit Ferntransport wird die Klassenzuordnung gemäß der EMEP- Emissionsinventur¹⁹ so gewählt, dass Transport aus Regionen mit extrem hohen PM10-Emissionen zusammengefasst wird.

¹⁷ European Centre for Medium-Range Weather Forecasts

¹⁸ Regionale Schadstoffanreicherung wird auf einen Umkreis von etwa 100 km eingegrenzt.

Dabei ist zu berücksichtigen, dass bei **Ferntransport von Norden** Illmitz meist im Lee von Wien liegt, also neben Ferntransport auch Emissionen des Ballungsraumes Wien eine Rolle spielen können; dieser Einfluss ist mit den vorliegenden Daten nicht zu identifizieren, allerdings auch nicht auszuschließen. Der Einfluss von Bratislava ist bei Ferntransport mit höherer Windgeschwindigkeit als gering einzuschätzen, da Illmitz kaum direkt von Nordosten angeströmt wird.

Bei **regionaler Schadstoffanreicherung** spielen jedenfalls die Emissionen sowohl von Wien als auch von Bratislava eine wesentliche Rolle für die PM₁₀-Belastung im Nordburgenland.

Tabelle 12: Abschätzung der Hauptbeiträge zur PM₁₀-Belastung in Illmitz an Tagen mit über 45 µg/m³, Okt. 1999 – März 2004.

Ferntransport von Südosten	42 %
Ferntransport von Norden	12 %
Ferntransport gemeinsam mit regionaler Schadstoffanreicherung	31 %
Regionale Schadstoffanreicherung ohne Ferntransport	14 %

Eine Auftrennung der Beiträge der einzelnen Quellen, die bei unterschiedlichen Ferntransportsituationen überstrichen werden, ist mit dem vorliegenden Kenntnisstand nicht möglich.

Für die häufigeren Situationen mit Ferntransport lassen sich die in Tabelle 13 genannten Quellregionen primärer und sekundärer Partikel eingrenzen.

¹⁹ EMEP Expertenschätzungen aus dem Jahr 2001 (http://www.emep.int/index_data.html).

Tabelle 13: Dominierende PM10, SO₂- und NO_x-Quellen bei Ferntransport.

	primäre Partikel	Sulfat	Nitrat
Slowenien, S-W-Ungarn	Kraftwerke Šoštanj, Trobljve	Kraftwerke Šoštanj, Trobljve	Regionen Ljubljana, Zagreb
S-Rumänien, N-Serbien, Bosnien, Kroatien, Ungarn	Kraftwerke der W-Walachei, Region Beograd, Kraftwerke in Bosnien	Kraftwerke der W-Walachei, Region Beograd, Kraftwerke in Bosnien, S-Ungarn	Kraftwerke der W-Walachei, Region Beograd, Kraftwerke in Bosnien
Ungarn	Budapest	Kraftwerke in N-Ungarn, Budapest	Budapest, Kraftwerke in N-Ungarn
SO-Polen über Ungarn und Slowakei	Košice, Budapest	W-Ukraine?; SO-Polen, O-Slowakei, Kraftwerke in N-Ungarn, Budapest	W-Ukraine?; SO-Polen, O-Slowakei, Kraftwerke in N-Ungarn, Budapest
O-Deutschland, Polen (nicht über Oberschlesien und Kraków), Mähren (nicht über Ostrava)	Szczecin, N-Böhmen, Brandenburg	Szczecin, N-Böhmen, W-Polen	Szczecin, O-Deutschland, N-Böhmen, SW-Polen, Wien?
Polen (über Oberschlesien und Krakow), Mähren (Ostrava)	Region Warschau, Region Łódź, Oberschlesien, Kraków, Ostrava; Großraum Wien	große Teile Polens, v. a. Oberschlesien und Kraków; Großraum Wien	große Teile Polens, v. a. Oberschlesien und Kraków; Großraum Wien

4.9.2 Regionale Schadstoffanreicherung

Als „regionale Schadstoffanreicherung“ werden jene Fälle klassifiziert, bei denen die ECMWF-Trajektorien Schleifen über Nordostösterreich, der Südwestslowakei oder Nordwestungarn beschreiben und damit sehr lange Verweildauern der Luft in dieser Region anzeigen. Zudem werden unter diese Klasse jene Fälle gerechnet, in denen die ECMWF-Trajektorien für die bodennahe Luftschicht nicht repräsentativ sind, Absinken aus größeren Höhen anzeigen und damit den Befund einer flachen bodennahen Inversion mit geringen Windgeschwindigkeiten, der aus den Bodenmessdaten ableitbar ist, unterstützen.

Als Herkunftsregion von PM10 sowie sekundären Partikeln bei „regionaler Schadstoffanreicherung“ wird ungefähr ein Umkreis von 100 km Radius angenommen, der sich grob aus den Schleifenbewegungen der Trajektorien ableiten lässt.

Die PM10-Emissionsdichten und die Emissionen der Vorläufersubstanzen SO₂ und NO_x in Mitteleuropa erlauben es gemeinsam mit den Aufenthaltsdauern und –gebieten der Rückwärtstrajektorien abzuschätzen, wie groß der Anteil regionaler Emissionen (im Umkreis von ca. 100 km um das Nordburgenland) gegenüber jenem aus Ferntransport ist. Damit lässt sich abschätzen, dass in Fällen, in denen die ECMWF-Trajektorien aus Tschechien und Nord-Österreich, W-Ungarn, der W-Slowakei und Mähren kommen, die Emissionen dieser Regionen gegenüber jenen im regionalen Umkreis des Nordburgenlandes nur eine sehr untergeordnete Rolle spielen und daher im Folgenden vernachlässigt werden.

Für die regionale Schadstoffanreicherung sind die Emissionen im näheren Umkreis des Nordburgenlandes verantwortlich. Für diese wird als sehr grobe Schätzung anhand der Interpretation der Trajektorienverläufe, die sich um den Zielpunkt in Schleifen und Knäuel bewegen, ein 100 km Radius um Illmitz angenommen.

Die Annahme eines Radius von 100 km um Illmitz ist bezüglich der Emissionsschwerpunkte Wien und Bratislava unkritisch. Diese befinden sich auch bei einem um einige 10 km größe-

ren oder kleineren Radius in diesem Umkreis, auch wenn man dessen Mittelpunkt weiter westlich ansetzt.

Für die Abschätzung der Beiträge der einzelnen Staaten zu den Vorläufersubstanzen sekundärer anorganischer Partikel werden, für Österreich und die Slowakei Emissionsdaten von EMEP, für Ungarn Emissionsdaten des INTERREG CII CADSES-Projektes verwendet. Damit entfallen von den SO₂-Emissionen im Umkreis von 100 km um Illmitz 44 % auf Österreich, 29 % auf Ungarn und 26 % auf die Slowakei.

Bei NO_x entfallen 69 % der Emissionen im Umkreis von 100 km um Illmitz auf Österreich, 13 % auf Ungarn und 18 % auf die Slowakei.

Tabelle 14: Abgeschätzte PM10-, SO₂- und NO_x-Emissionen im Umkreis von 100 km um Illmitz, kt/Jahr bzw. %.

	PM10		SO ₂		NO _x	
Österreich	15	62 %	18	44 %	63	69 %
Ungarn	4	17 %	12	29 %	16	13 %
Slowakei	5	20 %	11	26 %	16	18 %

Die PM10-Zusammensetzungen ergeben für Situationen ohne Ferntransport einen Anteil sekundärer anorganischer Ionen von 51 % (Ammoniumnitrat 27 % und Ammoniumsulfat inkl. Wasser 24 %), sowie einen Anteil primärer Partikel von 49 %.

Damit dürfte näherungsweise die Hälfte der PM10-Belastung, die bei regionaler Schadstoffanreicherung Quellen in einem Umkreis von schätzungsweise 100 km zuzuordnen ist, auf primäre PM10-Emissionen zurückgehen, jeweils ein Viertel (Ammoniumsulfat und Ammoniumnitrat) auf SO₂- und NO_x-Emissionen.

Diese PM10-Belastung in Illmitz ist den in Tabelle 14 angeführten Emittenten primärer und sekundärer Partikel zuzuordnen. Mit den entsprechenden Anteilen der PM10-, SO₂- und NO_x-Emissionen der einzelnen Staaten in Tabelle 14 lässt sich die PM10-Belastung in Illmitz (für Tagesmittelwerte über 45 µg/m³) bei regionaler Schadstoffanreicherung grob den in Tabelle 15 angeführten Emissionen zuordnen.

Tabelle 15: Anteile der PM10-, SO₂- und NO_x-Emissionen in Österreich, Ungarn und der Slowakei an der PM10-Belastung in Illmitz bei regionaler Schadstoffanreicherung (Tage > 45 µg/m³).

	PM10	SO ₂	NO _x	Gesamt
Österreich	31 %	11 %	17 %	59 %
Ungarn	9 %	7 %	3 %	19 %
Slowakei	10 %	7 %	5 %	22 %

4.9.3 Lokale (geogene) Quellen in Illmitz

Hinsichtlich der räumlichen Verteilung der primären anthropogenen PM10-Emissionen ist festzustellen, dass diese im weiteren Umkreis von Illmitz wahrscheinlich sehr niedrig sind. Die nächstgelegenen lokalen Emissionsschwerpunkte stellen die Orte Illmitz und die Landesstraße B52 dar (Distanz einige km), größere Emissionsschwerpunkte in mehr als 20 km Distanz sind die Städte Eisenstadt und Neusiedl a.S. sowie die Autobahnen A4 und A3 und die Schnellstraße S31.

Damit ist die Beeinflussung der Messdaten von Illmitz durch nahe anthropogene Emissionen als sehr gering einzustufen.

EC und OM stammen ganz überwiegend aus anthropogenen Quellen (Verkehr, Hausbrand, Industrie), im näheren Umkreis der Messstelle Illmitz gibt es keine derartigen Quellen mit nennenswerten Emissionen; analoges gilt für anthropogene Emissionen mineralischen Materials aus Industrie und Bergbau.

Einen zusätzlichen Hinweis auf das Überwiegen entfernter Quellen stellt der hohe Anteil sekundärer Partikel dar. Dieser beträgt im Mittel über Tage mit mehr als $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$ 53 % der PM10-Masse (einschließlich Wasser im Ammoniumsulfat). Da die Bildung und der Transport von sekundären Partikeln auf einer Skala von einigen 100 km erfolgt, kann davon ausgegangen werden, dass deren Konzentration auf einer Skala von einigen 10 km jedenfalls einheitlich ist.

Ein Einfluss lokaler Emissionen geogenen Materials aus Winderosion oder landwirtschaftlicher Tätigkeit ist – speziell an Tagen mit über $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ – nicht zu identifizieren.

4.9.4 PM10-Belastung in Städten des Nordburgenlandes

Vorläufige Ergebnisse der laufenden Statuserhebung für das Nordburgenland lassen auf einen Beitrag der lokalen städtischen Emissionen auf die PM10-Belastung in Eisenstadt von 20 bis 25 % schließen.

4.10 Ballungsraum Linz

Im Ballungsraum Linz wurde im Jahr 2002 an mehreren Messstellen der Grenzwert für PM10 (Tagesmittelwert) überschritten. Als Hauptemittenten wurden in der Statuserhebung mit einem Anteil von 57 % die voestalpine Stahl GmbH und der Verkehr mit einem Anteil von 35 % an den gesamten PM-Emissionen in Linz ermittelt. Alle anderen Emittenten (übrige Industrie, Fernheizwerke, Hausbrand) tragen zusammen nur insgesamt 8 % zu den Emissionen bei. Über den Anteil der verschiedenen Quellgruppen an der Immissionsbelastung an den einzelnen Messstellen wurden keine Angaben gemacht [OÖ LR, 2003].

Der Beitrag von Ferntransport konnte für Oberösterreich bisher nicht abgeschätzt werden, da erst ab Jänner 2004 die Hintergrundmessstelle Enzenkirchen zur Verfügung steht. Erste Ergebnisse für 2004 deuten darauf hin, dass bei bestimmten meteorologischen Situationen Ferntransport sowohl aus Ostmitteleuropa (mit überdurchschnittlichen Sulfatkonzentrationen, siehe Kapitel 6.8) auch aus dem Bereich der Benelux-Staaten eine Rolle spielen kann.

4.11 Becken am Südostrand der Alpen

Die Becken, die in der Südsteiermark am Südostrand der Alpen liegen – Köflach-Voitsberg, Graz, Weiz, Hartberg – weisen aufgrund ihrer abgeschirmten Lage gegenüber Strömungen aus West bis Nord ebenfalls sehr ungünstige Ausbreitungsbedingungen und hohe Inversionshäufigkeiten auf. Die Rezirkulation belasteter Luftmassen, die nachts mit dem Talauswind und tagsüber mit dem Taleinwind u. U. hin- und her verfrachtet werden, stellt einen weiteren Faktor dar, der zusammen mit den sehr hohen Emissionsdichten in Graz für die dortige hohe PM10-Belastung verantwortlich ist.

Darüber hinaus könnte Ferntransport von Südosten wesentlich zur PM10-Belastung in diesem Teil der Steiermark beitragen. Zwar liegen derzeit keine Messungen der PM10-Hintergrundkonzentration im ländlichen Raum der Südsteiermark vor, doch zeigen die

Herkunftsanalysen der PM₁₀-Belastung in Illmitz, dass Ferntransport aus Südosteuropa dort an ca. 40 % der Tage mit über 50 µg/m³ die Ursache der erhöhten Belastung ist, wobei sich Südrumänien, Nordserbien, Bosnien und Slowenien als dominierende Quellregionen abzeichnen. Es wäre daher zu erwarten, dass die Südsteiermark, die diesen Regionen noch etwas näher liegt als das Nordburgenland, bei Südostströmungslagen auch in erheblichem Ausmaß von Ferntransport aus diesen Quellregionen betroffen ist.

4.11.1 Statuserhebungen Steiermark

Für die Grenzwertüberschreitungen in der Steiermark der Jahre 2001 und 2002 wurde vom Amt der Steiermärkischen Landesregierung eine Statuserhebung erstellt [STEIERMARKE, 2003]. Der Grenzwert für PM₁₀ wurde in den Jahren 2001 und 2002 an drei Messstellen in Graz (Don Bosco, Mitte und Ost) und in Köflach überschritten, im Jahr 2002 darüber hinaus noch an den Messstellen Bruck an der Mur, Gratwein, Hartberg und Peggau. In der Statuserhebung, die aufgrund dieser Überschreitungen durchgeführt wurde, wurden die Emissionen und die Anteile der verschiedenen Verursacher an der PM₁₀-Belastung nicht explizit erhoben. Aus dem Wochengang der PM₁₀-Belastung wurde geschlossen, dass der Verkehr der wichtigste Emittent ist.

4.11.2 Ballonsondierungen in Graz, 17.3.2004

Zur Untersuchung der dreidimensionalen Konzentrationsverteilung von PM₁₀, PM_{2,5} und PM₁ wurden am 17.3.2004 in Graz mittels Fesselballon Vertikalsondierungen von PM₁₀ und meteorologischen Parametern bis in Höhen von 400 m über Boden durchgeführt [PODESSER, 2004]. Sie dienten der Erkundung des Vertikalprofils der PM-Konzentrationen an einem Tag mit starker lokaler Schadstoffanreicherung in Bodennähe. Die PM-Messung erfolgte mit einem Aerosolspektrometer (Type GRIMM DUSTcheck 1.108). Diese Daten wurden mit den PM₁₀-Daten der nahe gelegenen Station Graz-Don Bosco verglichen und zeigten lt. Bericht eine sehr gute Übereinstimmung.

Die Aufstiege wurden zwischen 6:00 und 10:00 sowie ab 18:00 im Halbstundentakt durchgeführt.

Dieser Tag war von einer Hochdruckwetterlage gekennzeichnet, bei der sich nachts eine massive Bodeninversion bildete. Infolge starker Sonneneinstrahlung labilisierte sich die bodennahe Luftschicht tagsüber. Die großräumige Strömung war schwach; im Grazer Becken bildete sich eine ungestörte Talwindzirkulation mit Nordwind (Talauswind aus dem Murtal) nachts und Südwind (Taleinwind) tagsüber aus.

Zu Beginn der Sondenaufstiege bestand eine massive Bodeninversion (Temperaturdifferenz 9 °C) bis ca. 200 m Höhe, die sich ab 8:00 von unten her auflöste und in eine abgehobene Inversion überging, die sich in den folgenden Stunden stark abschwächte. In der bodennahen Luftschicht herrschte neutrale bis leicht labile Temperaturschichtung; diese erreichte um 8:00 eine Höhe von ca. 40 m, um 9:00 bereits 100 m.

Die PM₁₀-Konzentration wies am frühen Morgen einen sehr steilen Gradienten in den unteren 100 m auf. Solange die Bodeninversion bestand, fiel die Konzentration, die am Boden zwischen etwa 60 µg/m³ (6:10) und 105 µg/m³ (7:30) lag auf ca. 20 µg/m³ in 100 m und 5 µg/m³ in 200 m ab.

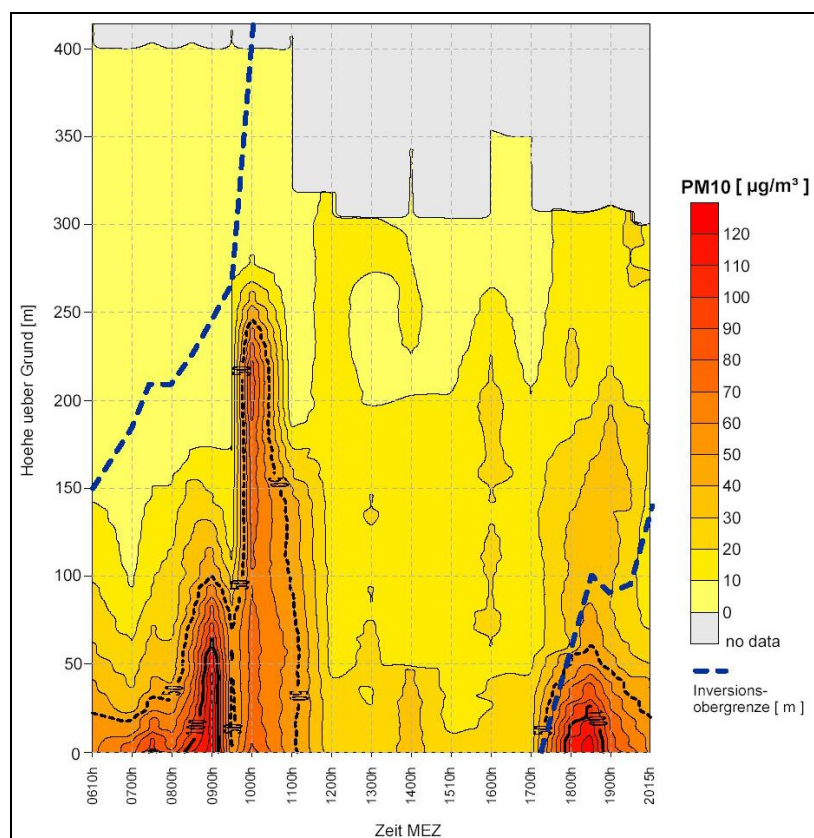


Abbildung 26: PM₁₀ Konzentration am 17.3.2004 in Abhängigkeit von der Höhe über Grund in Graz-Gries (aus PODESSER, 2004).

Die von unten fortschreitende Inversionsauflösung führte zu besserer vertikaler Durchmischung, wodurch sich der PM₁₀-Konzentrationsgradient abschwächte. Um 9:00 lag die Konzentration am Boden bei 125 µg/m³, in 100 m bei 50 µg/m³, in 200 m noch bei 5 µg/m³. Homogene vertikale Durchmischung bis 200 m wurde um 10:00 (ca. 85 µg/m³) erreicht, in 300 m und darüber nahm die Konzentration auf 5 µg/m³ ab.

Im Verlauf des Nachmittags ging die Konzentration in Bodennähe zurück, während die Durchmischung größere Höhen erreichte. Als sich um 18:00 wieder eine Bodeninversion auszubilden begann, lag die PM₁₀-Konzentration am Boden bei 115 µg/m³, in 100 m bei 30 µg/m³, in 300 m bei 15 µg/m³. Konzentrationen von 15 bis 20 µg/m³ hielten sich im Bereich über 200 m auch noch in die Nacht hinein, als die Bodeninversion größere Mächtigkeit erreichte und sich unterhalb von 200 m wieder ein starker Konzentrationsgradient ausbildete.

Die Messung zeigt, dass unterhalb der Bodeninversion starke PM₁₀-Anreicherung in Bodennähe erfolgt und die Konzentration bei stabiler Schichtung mit der Höhe rasch abnimmt. Mit der Inversionsauflösung vom Boden her (zuerst abgehobene Inversion, dann neutrale Temperaturschichtung bis mehrere 100 m über Boden) stellt sich eine vertikal relativ einheitliche Konzentrationsverteilung ein, wobei nach Ausbildung der Bodeninversion am Abend oberhalb von dieser in der sog. Reservoirschicht weiterhin erhöhte PM₁₀-Konzentrationen bestehen bleiben. Während in der (neutral geschichteten) Reservoirschicht nachts aber weitere Schadstoffverdünnung stattfindet, reichert sich PM₁₀ in der sich nachts verschärfenden Bodeninversion an.

Die Konzentrationen an PM_{2,5} und PM₁ waren z. T. nur halb so hoch wie die PM₁₀ Konzentration; die PM_{2,5}- und PM₁-Konzentrationen unterscheiden sich dagegen deutlich weniger, was auf einen hohen Beitrag von mechanisch generiertem Schwebestaub (z. B. durch Wiederaufwirbelung) zur PM₁₀-Belastung hindeutet.

Die Messung in Graz bestätigt das Auftreten starker vertikaler Konzentrationsgradienten bei Inversionen, die aus dem Vergleich der PM₁₀-Messdaten der höher gelegenen Messstellen St. Koloman und Vorhegg (1020 m) mit Messstellen am Tal- bzw. Beckenboden abzuleiten sind.

4.12 Inneralpine Becken und Täler

Regionen mit hoher PM₁₀-Belastung sind u. a. das Inntal, das mittlere Murtal (von Graz bis Leoben), das Rheintal, das Klagenfurter Becken und das Lavanttal.

Diese Gebiete sind, vor allem bei winterlichen Hochdruckwetterlagen, von großräumigem Luftmassentransport abgeschirmt. Sie sind damit nicht von Ferntransport betroffen, aber von starker regionaler Schadstoffanreicherung aus lokalen Quellen von primärem PM₁₀ und –bei längerer Verweilzeit der Luftmassen auch von sekundär aus SO₂, NO_x und NH₃ gebildeten Partikeln, die aufgrund der abgeschlossenen Becken – bzw. Tallage nur sehr eingeschränkt verdünnt werden können.

Die höchsten PM₁₀-Belastungen treten dabei in relativ engen Tälern oder Becken mit hohen Emissionsdichten wie dem Unteren Inntal, dem Imster Becken, dem Lienzer Becken oder dem Lavanttal auf. Das Klagenfurter Becken bietet dagegen vergleichsweise viel Luftvolumen zur Verdünnung der dort emittierten Schadstoffe, sodass trotz relativ hoher Emissionsdichten z. B. in Villach die PM₁₀-Konzentration dort im Bereich des Grenzwertes liegt.

Täler und Becken mit niedrigen Emissionsdichten wie das obere Murtal, das obere Ennstal oder das Lechtal weisen trotz ungünstiger Ausbreitungsverhältnisse eine geringe PM₁₀-Belastung auf.

4.12.1 Statuserhebung Lienz

Die wesentlichsten für die PM₁₀-Belastung in Lienz verantwortlichen Emittentengruppen sind der Straßenverkehr und der Hausbrand (inkl. gewerbliche Raumheizung) [SPANGL & NAGL, 2003b].

Abschätzungen haben ergeben, dass der Straßenverkehr, bezogen auf einen durchschnittlichen Werktag im Winter, ca. 40 % zur Masse an elementarem Kohlenstoff und organischem Material beiträgt (Auspuff- und Abriebemissionen), und 50 % zur gesamten PM₁₀-Belastung (inklusive Aufwirbelung von Straßenstaub).

Die Emissionen aus dem Hausbrand (inkl. gewerbliche Raumheizung) und dem Fernheizwerk betrugen 2001 ca. 6,2 t (und damit 60 % der PM₁₀-Emissionen in Lienz) und werden, entsprechend dem Ausbau des Fernwärmenetzes, 2003 auf etwa 3,9 t (entspricht 48 % der PM₁₀-Emissionen in Lienz) zurückgehen. Der 2002 und 2003 festzustellende leichte Rückgang²⁰ der durchschnittlichen PM₁₀-Belastung in Lienz gegenüber 2001 ist – bereits unter

²⁰ Der Rückgang der PM₁₀-Jahresmittelwerte ist in Lienz zwar relativ gering, allerdings zeigen alle anderen Stationen in Tirol und Kärnten einen Anstieg in den Jahren 2001-2003.

Berücksichtigung der unterschiedlichen meteorologischen Verhältnisse – auf den Rückgang der PM10-Emissionen des Hausbrandes (inkl. gewerbliche Raumheizung und Fernheizwerk) um ca. 40 % zurückzuführen.

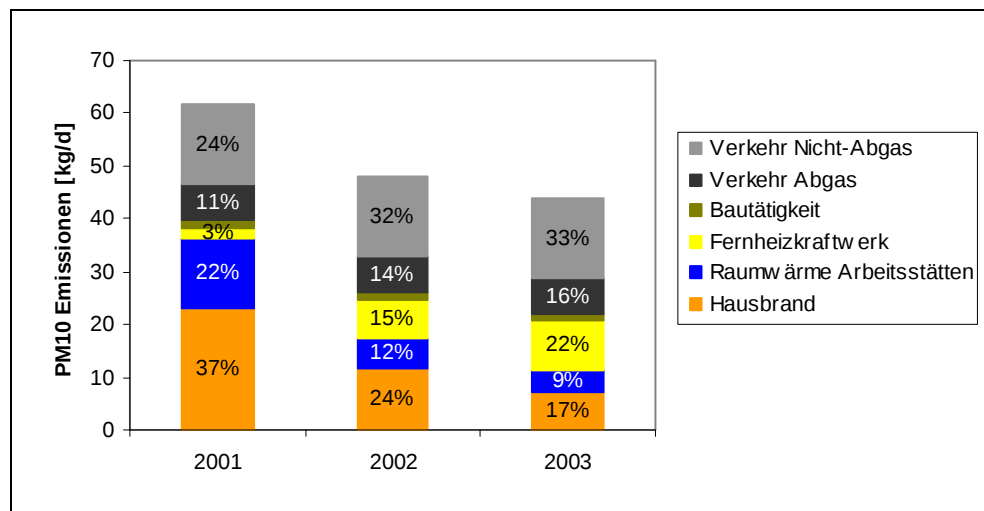


Abbildung 27: Aufteilung der Verursacherguppen der PM10-Emissionen an einem Wintertag in Lienz (bei den Nicht-Abgasemissionen wurde der wahrscheinlichste Wert genommen) in den Jahren 2001 bis 2003.

Ferntransport, aber auch Transport von PM10 aus Kärnten oder Südtirol spielen für die PM10-Belastung im Winter praktisch keine Rolle. Lediglich an vier Tagen im Sommer 2001 war Staubtransport aus Nordafrika die wesentliche Ursache der erhöhten PM10-Belastung in Lienz.

Die ungünstigen Ausbreitungsbedingungen stellen einen entscheidenden Faktor für die hohe Schadstoffbelastung in Lienz dar. Von den 44 Tagen mit PM10-Tagesmittelwerten über $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ zwischen 7.7. und 31.12.2001 fielen 40 Tage in das Winterhalbjahr. Bei Inversionslagen reichern sich die im Lienzer Becken emittierten Schadstoffe an, wobei die nur von schmalen Tälern unterbrochenen Gebirge, die das relativ kleine Lienzer Becken umgeben, eine horizontale Verdünnung der Schadstoffe weitgehend unterbinden.

4.12.2 Statuserhebung Klagenfurt

In Klagenfurt traten im Jahr 2001 an der Station Völkermarkterstraße ab In-Kraft-Treten des IG-L 36 Tagesmittelwerte über $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ auf. Die Station Völkermarkterstraße ist verkehrsnah und unmittelbar vor einem Krankenhaus gelegen. Die Untersuchungen zeigten, dass die wesentlichen für die PM10-Belastung an der Völkermarkterstraße verantwortlichen Emittentengruppen der Hausbrand, der Straßenverkehr sowie Heizkraftwerke und Industrie sind, wobei die Beiträge zu primär emittierten Partikeln und sekundär gebildeten Partikeln (über die SO_2 - und NO_x -Emissionen) zu unterscheiden sind [SPANGL & NAGL, 2003a]. Zu betonen ist, dass im Hinblick auf die noch bestehenden Unsicherheiten bei der Ermittlung der PM10-Emissionen – vor allem im Bereich diffuser Emissionen und der Wiederaufwirbelung – sowie der beschränkten Zahl von Inhaltsstoffanalysen die Anteile der einzelnen Emittentengruppen entsprechende Unsicherheiten aufweisen.

Der Beitrag der primären Emissionen des Hausbrandes (einschließlich Raumheizung bei Industrie und Gewerbe) dürfte an hoch belasteten Wintertagen bei ca. 30 % liegen, dazu kommen ca. weitere 5 %, die die SO_2 - und NO_x -Emissionen des Hausbrandes zur Bildung sekundärer Partikel beitragen.

Die partikulären Abgasemissionen des Straßenverkehrs machen einen Anteil von ca. 20 % aus, die – vergleichsweise schwer quantifizierbare – Wiederaufwirbelung von Straßenstaub durch den Verkehr ca. 15 %. Dazu kommt ein Beitrag von ca. 5 %, den NO_x- und SO₂-Emissionen des Straßenverkehrs zur Bildung sekundärer Partikel beitragen.

Primäre Partikelemissionen aus Heizkraftwerken und Industriebetrieben tragen ca. 5 % zur PM₁₀-Belastung bei, ihre SO₂- und NO_x-Emissionen liefern aber einen vergleichsweise hohen Anteil zur Bildung sekundärer Partikel (ca. 10 %), wobei den Emissionen des Heizkraftwerkes Klagenfurt zumindest lokal erhebliche Bedeutung zukommt.

Winterstreuung mit Salz bzw. Streusplitt zeigt einen signifikanten Zusammenhang mit der PM₁₀-Belastung an der Völkermarkterstraße, in Einzelfällen konnten erhöhte Gehalte von NaCl im PM₁₀ gefunden werden; im Mittel über zehn analysierte Proben lag der NaCl-Gehalt bei immerhin 5 %.

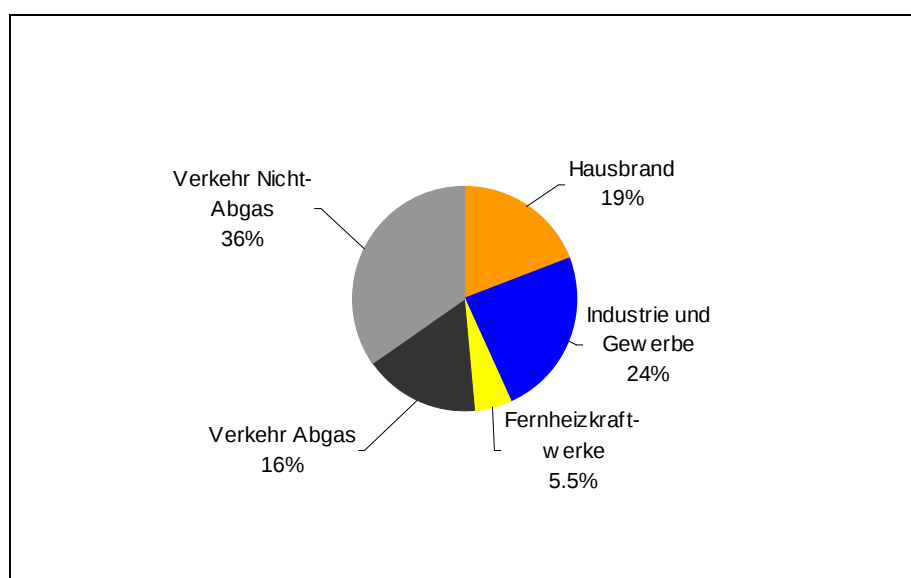


Abbildung 28: Prozentuale Aufteilung der Verursachergruppen der PM₁₀-Emissionen an einem Wintertag in Klagenfurt (bei den Nicht-Abgasemissionen wurde der wahrscheinlichste Wert genommen).

4.12.3 Statuserhebung Inntal

Im Inntal kam es im Jahr 2002 zu Überschreitungen des PM₁₀ Grenzwertes an fünf Stationen: Innsbruck Zentrum, Innsbruck Reichenau, Hall i.T., Vomp, Wörgl und Brixlegg.

Die Untersuchungen haben gezeigt, dass die Emissionen im Inntal an einem Wintertag zu etwa 35 % auf den Straßenverkehr (inkl. Wiederaufwirbelung) und zu etwa 25 % auf den Hausbrand entfallen. Weitere wesentliche Beiträge zu den Emissionen stammen aus dem Mineralrohstoffabbau (ca. 16 %), der Bauwirtschaft (ca. 13 %)²¹ sowie Industrie und Gewerbe (ca. 10 %). Die lokalen Anteile der verschiedenen Verursacher an der gemessenen PM₁₀-Belastung variieren naturgemäß zum Teil deutlich [UMWELTBUNDESAMT, 2004a].

Im Untersuchungsgebiet, das die Bezirke Innsbruck Stadt und Land, Kufstein und Schwaz bis zu einer Höhe von 200 m über dem Talboden umfasst, entfallen 63 % der Abgasemissi-

²¹ Die Emissionen dieser beiden Quellgruppen sind grundsätzlich sehr unsicher. Sie wurden aus nationalen Emissionsmengen auf das Untersuchungsgebiet umgelegt.

onen des Straßenverkehrs auf Pkw, 37 % auf Lkw, von diesen wiederum etwa zwei Drittel auf den Transitgüterverkehr. 69 % der Abgasemissionen des Straßenverkehrs sind den Autobahnen im Untersuchungsgebiet zuzuordnen. Der hohe Beitrag der Pkw zu den Abgasemissionen hängt u. a. mit dem hohen Anteil an Diesel-Pkw in Österreich zusammen. Weiters sind die Emissionsfaktoren für Pkw auf Autobahnen, verglichen mit Landstraßen und Gemeindestraßen, am höchsten, während bei Lkw die Emissionsfaktoren auf Autobahnen am niedrigsten sind. Im Raum um Innsbruck dürfte der Pendlerverkehr einen wesentlichen Anteil am Pkw-Verkehrsaufkommen haben; das Pkw-Verkehrsvolumen ist bei Hall ca. doppelt so hoch wie bei Kufstein und Hall. Das überdurchschnittlich hohe Pkw-Verkehrsaufkommen an Freitagen und Samstagen dürfte dem Urlauberreiseverkehr zuzuordnen sein.

Bei den Hausbrandemissionen stammt der Großteil (98 %) aus der Verbrennung von festen Brennstoffen.

Die gefassten und mobilen Quellen der Industrie tragen zu etwa 10 % zu den PM10-Emissionen bei, der Anteil der Bauwirtschaft wurde mit 13 % abgeschätzt.

Nicht quantifizierbar ist der Beitrag diffuser Quellen der Industrie, der aber zumindest lokal, v. a. in Brixlegg, von nennenswerter Bedeutung ist.

Für die besonders hohe PM10-Belastung in Innsbruck und Hall liefern PM10-Emissionen aus Straßenverkehr, Hausbrand und Bauwirtschaft im Umkreis von einigen Kilometern um die Messstellen, d. h. vor allem im Stadtgebiet von Innsbruck und Hall, einen besonders hohen Beitrag. Die Emissionen der Stadt Innsbruck kommen nachts bei schwachem Westwind (Talauswind) an den Messstellen Innsbruck Reichenau und Hall i.T. besonders zum Tragen.

Bei den Verkehrsemissionen dominieren in Hall, v. a. aber in Vomp, Brixlegg und Wörgl jene der A12.

Der Beitrag der Montanwerke Brixlegg zur PM10-Konzentration an der Messstelle Brixlegg Innweg lässt sich im Wintermittel auf ca. 25 % eingrenzen, dieser Anteil dürfte an Tagen mit Tagesmittelwerten über 50 µg/m³ noch wesentlich höher sein.

In Wörgl dürften ebenfalls Emissionen aus industriellen Quellen einen erheblichen Beitrag liefern.

Der Anteil sekundärer anorganischer Partikel (Ammoniumsulfat und Ammoniumnitrat) wird einheitlich für das gesamte Untersuchungsgebiet mit ca. 10 µg/m³ am Wintermittelwert (dieser variiert zwischen 33 µg/m³ in Vomp A12 und 43 µg/m³ in Innsbruck Reichenau) abgeschätzt. Dieser Beitrag sekundärer Partikel ist auf NO_x-, SO₂- und Ammoniak-Emissionen im gesamten Sanierungsgebiet zurückzuführen.

4.13 Die PM10 Belastung im Europäischen Vergleich

Im EU-Positionspapier der CAFE²² Working Group on Particulate Matter wird ein Überblick über die PM10-Belastung in Europa im Jahr 2001 gegeben [CAFE, 2004]. Prinzipiell problematisch bei einem Vergleich der PM10 Belastung ist, dass die Stationen in Europa sehr heterogen verteilt sind – so liegen aus einigen Regionen kaum Daten vor –, aber auch, dass zumeist keine Informationen über die Messmethoden bzw. bei kontinuierlichen Messgeräten über die Standortfaktoren vorliegen. Daher ist ein Vergleich der Absoluthöhe der Belastung nur eingeschränkt möglich, es können aber Regionen mit besonders hoher oder niedriger Belastung identifiziert werden.

²² Clean Air for Europe

Demnach waren im Jahr 2001 besonders hohe Belastungen an verkehrsnahen Stationen zu finden, vereinzelt auch in der Nähe von Industriebetrieben (Tabelle 16, Abbildung 29 und Abbildung 30). Regionen mit hohen Belastungen finden sich vor allem in den süd- und osteuropäischen Staaten (u. a. Regionen Oberschlesien, Ostrava, Košice). Hohe Belastungen an ländlichen Hintergrundmessstellen finden sich neben dem Osten Österreichs auch in den Niederlanden, Belgien und in den osteuropäischen Staaten (soweit Daten verfügbar sind). Im Allgemeinen niedrig sind die Belastungen in den nordeuropäischen Staaten (ausgenommen Großstädte in den Frühlingsmonaten, in denen Staubaufwirbelung durch Streusplitt und Spikereifen an verkehrsbelasteten Stationen sehr hohe Staubwerte verursachen) und in Großbritannien und Irland.

Tabelle 16: Anzahl der Stationen mit Konzentrationen über dem PM₁₀-Grenzwert in Europa, 2001, aus CAFE (2004).

Pro Staat: Anzahl Stationen mit >90 % Verfügbarkeit (Anzahl R/UB/T/I/Indef) ^{1,2)}	Jahresmittelwert			36. höchster TMW	
	Anzahl an Stationen (> 70 % data) ³⁾		Maximum	Anzahl an Stationen (>70 % data)	Maximaler 36. höchster TMW (Stationstyp ²⁾
	JMW > 40	24 < JMW < 40	(µg/m³)	36. höchster TMW > 50 µg/m³	(µg/m³)
Österreich 25 (8/12/23/7/0)	2	29	53.6	12	93.8 T
Belgien 20 (1/13/4/5/0)	0	16	36.8	6	59 I
Bulgarien 2 (0/10/0/0/0)	1	1	69.8	1	113.2 UB
Tschechien 56 (19/29/6/1/0)	11	29	64.3	30	107 RI
Dänemark 0 (1/0/3/0/0)	0	3	34.2	0	46.3 T
Estland 1 (0/1/1/1/0)	0	1	29.9	0	47.0 T
Finnland 20 (0/5/15/1/0)	0	1	25.0	0	48.1 T
Frankreich 105 (8/84/24/19/2)	1	33	43.6	2	60 T
Deutschland 247 (21/147/77/8/22)	4	135	45.5	40	73.6 NDEF
Griechenland 10 (0/4/8/2/0)	10	3	68.8	13	105.9 I
Ungarn 1 (0/0/1/0/0)	1	0	44.0	1	74.9 T
Island 0 (0/0/1/0/0)	0	0		0	
Irland 1 (0/2/4/0/0)	0	4	28.2	0	47 T
Italien 25 (2/13/28/1/0)	17	20	59.3	28	94.9 T
Lettland 0 (0/0/1/0/0)	0	0	(55.5) (<70 %)	(1) (<70 %)	(78.1) T
Niederlande 19 (8/6/5/0/0)	0	19	37.0	9	60.9 R
Norwegen 1 (0/0/1/0/0)	0	0	23.1	0	39.7 T
Polen 19 (4/23/2/3/0)	10	16	71.8	19	113 UB
Portugal 5 (0/6/3/1/0)	3	6	54.3	8	83 T
Slowakei 5 (0/4/2/0/0)	0	6	39.6	3	58.4 UB
Slowenien 0 (0/2/1/0/0)	0	3	37.4	2	61.4 UB
Spanien 91 (16/13/66/23/8)	32	57	103.3	61	180 I
Schweden 4 (0/2/2/0/0)	1	1	51.1	2	115.4 T
Schweiz 19 (6/6/7/1/0)	0	6	25.5	3	53.7 UB
Großbritannien 43 (3/45/8/4/0)	0	7	33.4	1	52.2 UB
Alle Staaten 718 (97/417/293/77/32)	93	396	103.3	242	180 I

¹⁾ Stationstyp: R: rural; UB: urban background; T: Verkehr; I: Industrie; NDEF: non-defined

²⁾ Anzahl Stationen mit mehr als 90 % Verfügbarkeit. In Klammer: alle Stationen pro Typ ungeachtet der Verfügbarkeit

³⁾ Anzahl Stationen mit Verfügbarkeit > 70 %

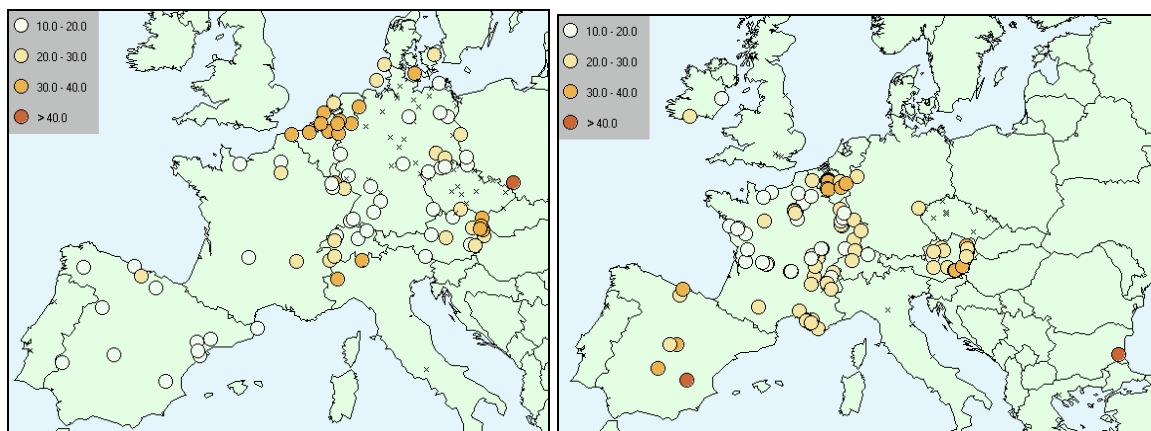


Abbildung 29: PM10 im ländlichen Hintergrund (links) und vorstädtischen Hintergrund (rechts) im Jahr 2002 (Quelle AirBase).

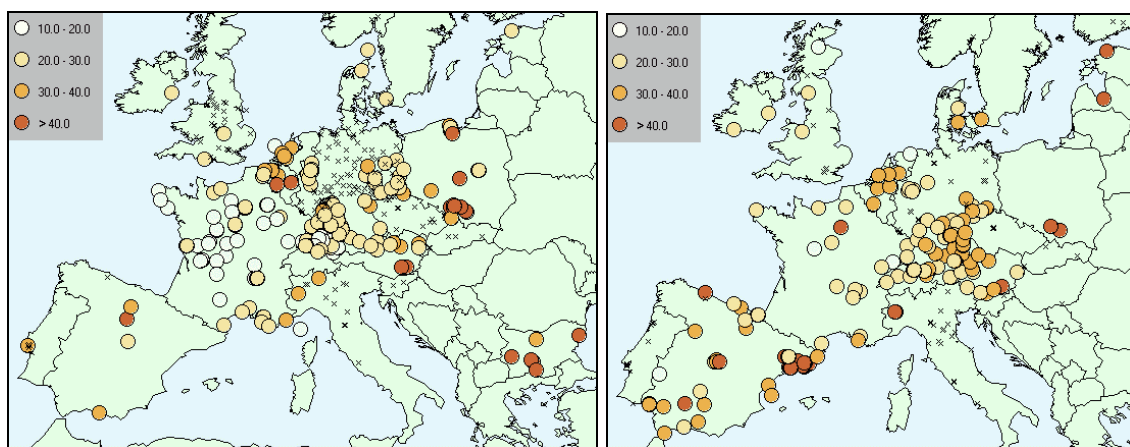


Abbildung 30: PM10 im städtischen Hintergrund (links) und verkehrsbelasteten, städtischen Stationen (rechts) im Jahr 2002 (Quelle AirBase).

4.14 Modellierung der PM-Belastung in Europa

Vor allem zur Abschätzung des Ferntransports und zur Simulation der Auswirkungen von verschiedenen Emissionsreduktionsmaßnahmen werden von einigen europäischen Institutionen und Forschungseinrichtungen Modelle zur Simulation der PM-Belastung in Europa entwickelt. Die bekanntesten der in Europa verwendeten Modelle sind:

Tabelle 17: Modelle zur Simulation der europaweiten PM-Belastung.

Modell	Organisation	Name AnsprechpartnerIn
Unified EMEP	EMEP/MSC-W, (N)	L. Tarrason
LOTOS	TNO-MEP, (NL)	P. Builtjes
REM3/CALGRID	FUB, (D)	R. Stern
CHIMERE	INERIS, (F)	C. Honore L. Rouil
MATCH	SMHI (S)	J. Langner
MODELS-3	INNOGY, (GB)	I. Rodgers

Auf Initiative der Task Force on Measurements and Monitoring und der Task Force on Integrated Assessment Modelling wurde das Projekt EURODELTA initiiert (<http://rea.ei.jrc.it/netshare/thunis/eurodelta/>). Das Projekt wird gemeinsam von IIASA, EMEP und JRC-IES koordiniert. Ziel dieses Projektes ist einerseits eine Evaluierung der Qualität dieser Modelle im Vergleich mit Messdaten, andererseits soll auch das Verhalten der Modelle bei verschiedenen Emissionsreduktions-Szenarien auf regionaler Skala untersucht werden. Das Projekt sollte im Jänner 2004 abgeschlossen werden, Ergebnisse liegen allerdings noch keine vor.

Im November 2003 fand in Oslo ein Treffen der UNECE Task Force on Measurement and Modelling zur Evaluierung des Unified EMEP Modells statt. Die Modellergebnisse zeigten – so wie bei allen anderen europäischen PM Modellen auch – einen deutlichen Minderbefund; dieser Betrag bei PM₁₀ bis zu 60 %, etwas weniger bei PM_{2,5}. Dies liegt zum Teil daran, dass wesentliche Quellen bzw. Prozesse, u. a.

- die Bildung von sekundärem organischen Aerosol,
- biogenes Material,
- mineralischer Staub aus Windverwehungen und Wiederaufwirbelung sowie
- an Partikel gebundenes Wasser

(noch) nicht berücksichtigt wurden. Relativ gute Übereinstimmung zeigt sich bei den sekundären anorganischen Partikeln.

4.14.1 Ergebnisse der EMEP-Modellierung

Die in EMEP (2003) angeführten vorläufigen Ergebnisse der Modellrechnungen der PM₁₀-Konzentration sind für Mitteleuropa in Abbildung 31 dargestellt. Ein vergleichbares Ergebnis zeigen die Berechnungen mittels dem CHIMERE-Modell für das Jahr 1999 (Abbildung 31, rechts)

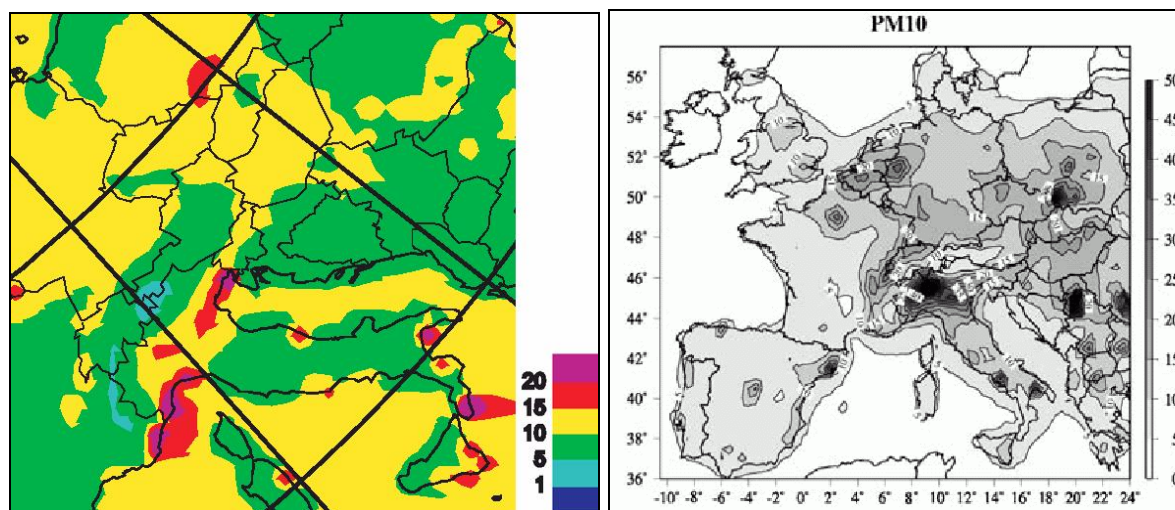


Abbildung 31: Mittlere PM10-Konzentration in Mitteleuropa, links: EMEP-Modell für das Jahr 2001 (Quelle: EMEP, 2003), rechts: CHIMERE Modell für das Jahr 1999 (Quelle: BESSAGNET, 2004).

Für Österreich zeigen die Modellrechnungen vor allem im Nordosten Österreichs erhöhte Belastungen, aber auch im Süden zeigt sich der Einfluss von Norditalien. Die Alpen zeichnen sich deutlich als Gebiet mit niedriger Konzentration ab.

Für die EMEP-Stationen Illmitz und St. Koloman wurden die Ergebnisse der täglichen Modellrechnungen für PM_{2,5} mit den gemessenen Konzentrationen im Jahr 2001 (St. Koloman PM₁₀) verglichen (Abbildung 32 und Abbildung 33). Bei Illmitz zeigen die Rechnungen zumeist eine deutlich niedrigere Konzentration, im Mittel ergibt sich für die Messungen eine PM_{2,5}-Konzentration von 19,5 µg/m³, das EMEP-Modell liefert 10,6 µg/m³. Der Korrelationskoeffizient beträgt 0,56. In St. Koloman ist der Unterschied der Mittelwerte mit 10,9 µg/m³ der Messung zu 9,6 µg/m³ des Modells, allerdings beträgt auch der Korrelationskoeffizient nur 0,28.

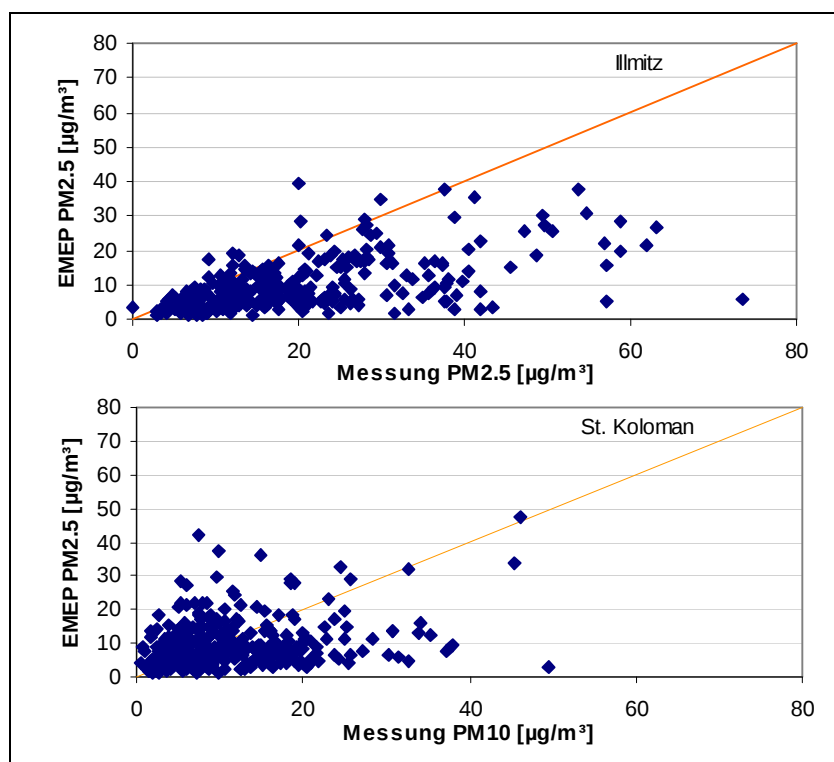


Abbildung 32: Vergleich EMEP – Messung 2001, Illmitz, St. Koloman.

Der Vergleich der Zeitreihen (Abbildung 33) zeigt, dass nur wenige Episoden durch das Modell abgebildet werden. Dies zeigt auch der Korrelationskoeffizient zwischen dem Modell und der Messung, falls nur Tage mit einer Belastung über $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$ PM_{2,5} in Illmitz betrachtet werden; dieser zeigt für das Jahr 2001 nur 0,04.

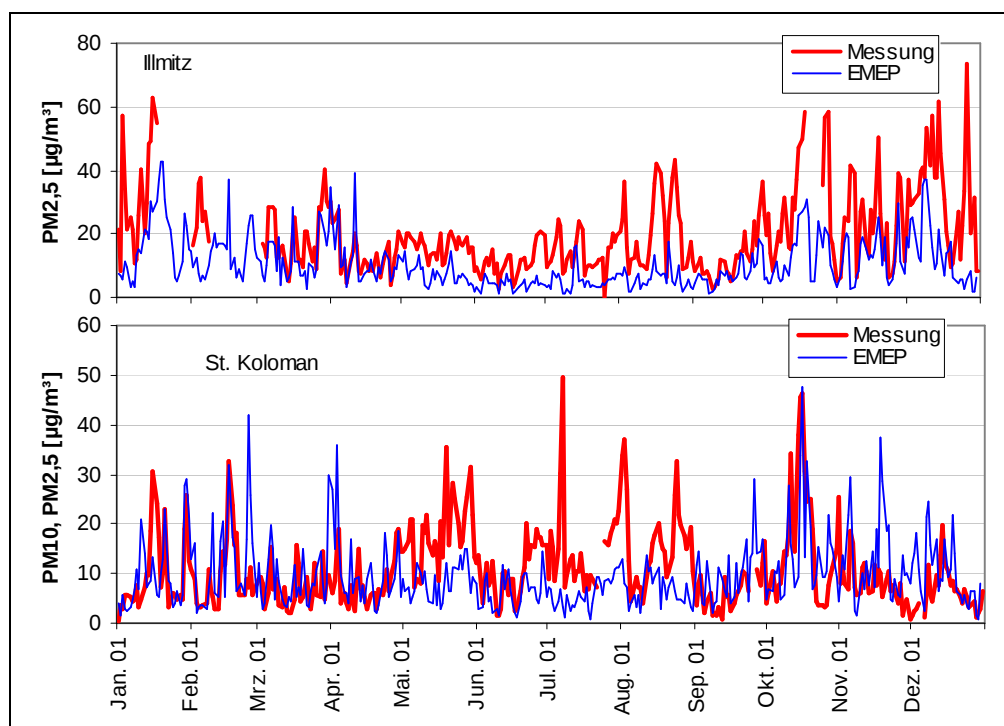


Abbildung 33: Vergleich EMEP – Messungen 2001, Illmitz (PM2,5), St. Koloman (PM10).

Eine deutlich bessere Übereinstimmung zeigt sich bei den sekundären anorganischen Partikeln. Für das Jahr 2000 wurden von EMEP tägliche Konzentrationen der sekundären anorganischen Inhaltsstoffe zur Verfügung gestellt. Ein Vergleich mit den Analyseergebnissen der Messkampagne Illmitz-Spittelauer Lände zeigt sowohl bei den Konzentrationen als auch bei den Korrelationskoeffizienten gute Ergebnisse (Tabelle 18).

Tabelle 18: Vergleich der Konzentrationen von PM10, Nitrat, Sulfat und Ammonium der Messstelle Illmitz an 50 Tagen im Jahr 2000.

Mittelwert	PM10	NO ₃	SO ₄	NH ₄
Messung	24,4	2,2	4,6	2,0
EMEP-Modell	11,1	2,6	3,6	2,0
Korrelation	0,47	0,50	0,71	0,47

Die europaweiten Simulationen für Nitrat und Sulfat sind für Mitteleuropa in Abbildung 34 bzw. Abbildung 35 dargestellt.

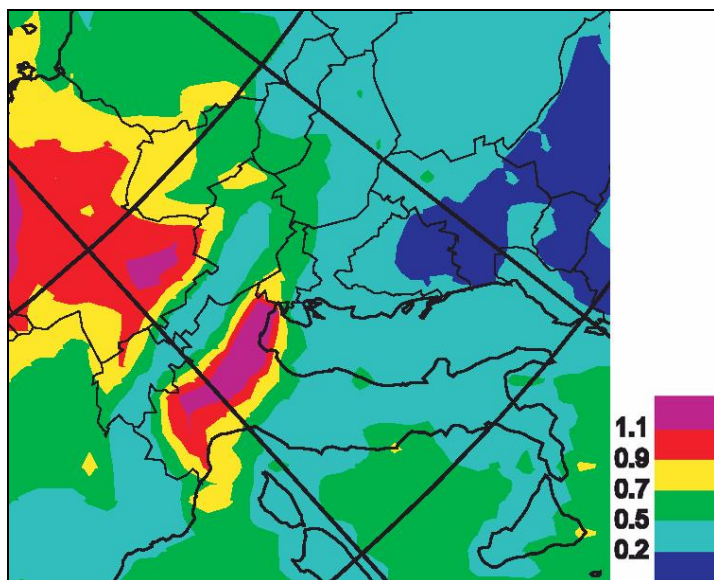


Abbildung 34: Mittlere Konzentration von Nitrat-N im Jahr 2001 in Mitteleuropa (Quelle: EMEP), $\mu\text{gN}/\text{m}^3$.

Bei Nitrat zeichnen sich deutlich die landwirtschaftlich geprägten Regionen in Deutschland und Oberitalien als Gebiete mit hoher Belastung ab. Dagegen dominiert bei Sulfat Osteuropa, es treten aber auch die Schifffahrtsrouten in der Adria und im Mittelmeer deutlich hervor.

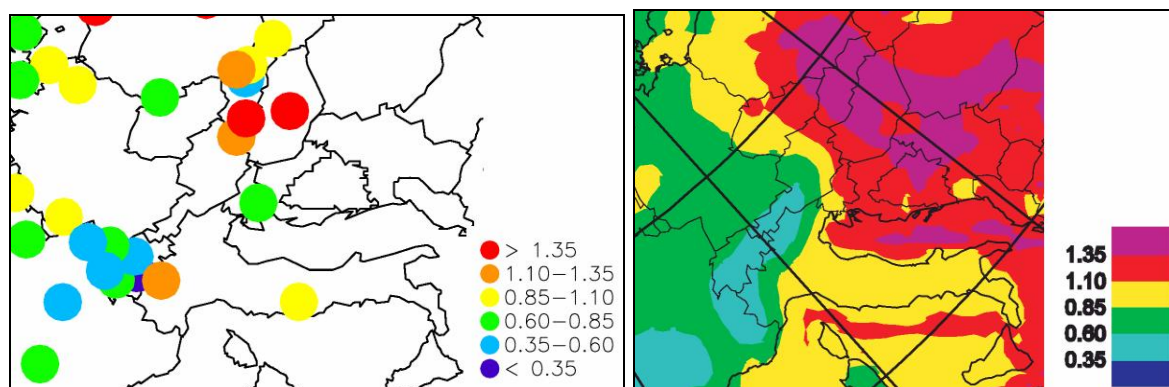


Abbildung 35: Sulfat-S 2001: Messung (links), Modell (rechts), $\mu\text{gS}/\text{m}^3$.

Da bislang keine Inhaltsstoffanalysen zeitgleich in Ostösterreich (hier liegen umfangreiche Daten aus Illmitz vor) und z. B. im Oberösterreichischen Alpenvorland durchgeführt wurden, kann nicht beurteilt werden, in welchem Ausmaß die modellierten räumlichen Unterschiede in der Nitrat- und Sulfatbelastung der tatsächlichen PM₁₀-Zusammensetzung entsprechen.

Bei elementarem und organischem Kohlenstoff zeigt sich bei den Modellrechnungen ein vergleichbares Bild, allerdings ist zu beachten, dass sekundäres organisches Aerosol und biogene Quellen nicht berücksichtigt wurden. Sowohl bei EC als auch bei OC zeichnen sich in Mitteleuropa die Agglomerationen und die Industriegebiete vor allem in Osteuropa und in Norditalien ab.

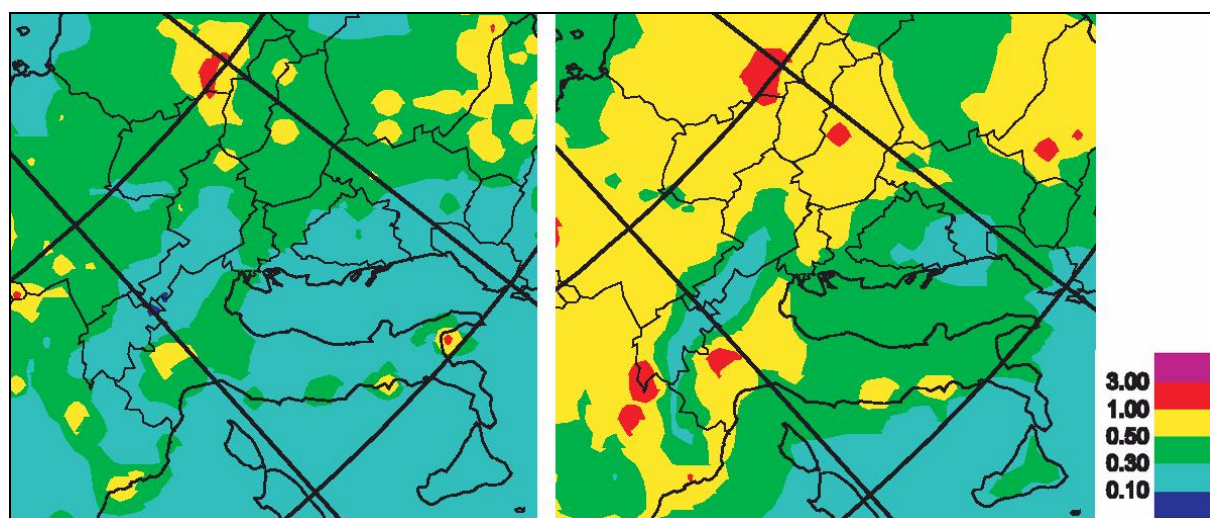


Abbildung 36: Konzentration von EC (links) und organischem Kohlenstoff (rechts) in Mitteleuropa im Jahr 2001.

4.14.2 Quellen-Rezeptor-Matrizen

Von EMEP wurden für die Deposition von versauernden und eutrophierenden Verbindungen, für bodennahes Ozon und für PM_{2,5} europaweite Quellen-Rezeptor-Matrizen für das Jahr 2000 berechnet. Mit Hilfe dieser Matrizen kann der Einfluss nationaler und internationaler Emissionen auf die Schadstoffbelastung in den einzelnen europäischen Ländern abgeschätzt werden.

Aus diesen Berechnungen geht hervor, dass im Jahr 2000 der größte Einfluss von SO_x-, NO_x- sowie NH₃-Emissionen auf die PM_{2,5}-Belastung durch Bildung von sekundären anorganischen Partikeln in Österreich aus Deutschland, Italien und Österreich selbst mit jeweils etwa 20 % stammt. Alle anderen Staaten haben einen deutlich geringeren Einfluss. Erstaunlich gering ist der Einfluss aus den östlichen Nachbarländern. In den östlichen Teilen Österreichs ist der Einfluss dieser Länder jedenfalls wesentlich höher.

4.15 Szenarien der künftigen PM10-Belastung

4.15.1 Reduktion der regionalen Hintergrundbelastung

Von besonderer Relevanz sind die Modellberechnungen von EMEP auch deshalb, da nicht nur die Quellen der derzeitigen Belastung erhoben werden können, sondern auch, weil die zukünftigen Entwicklungen der Immissionsbelastung abgeschätzt werden.

Dabei werden Emissionsszenarien des Internationalen Instituts für angewandte Systemanalyse (IIASA) herangezogen. Die Emissionsprognosen berücksichtigen dabei alle Maßnahmen, die entweder auf EU-Ebene oder in den einzelnen Staaten bereits in Kraft getreten bzw. beschlossen wurden.

Dabei zeigt sich, dass sowohl für PM als auch für die wichtigsten gasförmigen Vorläufersubstanzen in den nächsten Jahren z. T. deutliche Abnahmen der Emissionen vorausgesagt werden.

Tabelle 19: SO₂-Emissionsszenarien der EU-15 und der 10 neuen Mitgliedstaaten, in kt SO₂ (IIASA, 2004).

	EU-15				Neue Mitgliedstaaten			
Jahr	2000	2010	2015	2020	2000	2010	2015	2020
Kraftwerke	3284	930	750	550	1777	1054	737	495
Industrie	1233	661	639	611	402	278	286	280
Haushalte	390	185	163	151	290	141	100	67
Verkehr	322	200	202	204	63	4	3	3
Prozessemissionen	740	675	664	674	167	150	153	158
Summe	5969	2652	2418	2190	2700	1627	1280	1002

Diese Emissionsreduktionen werden zu einer Verminderung der regionalen PM-Belastung führen, insbesondere des Anteils sekundärer anorganischer Ionen. Dies ist in Abbildung 37 dargestellt. Dabei ist deutlich zu sehen, dass auch für das österreichische Bundesgebiet eine deutliche Abnahme der Belastung vorausgesagt wird.

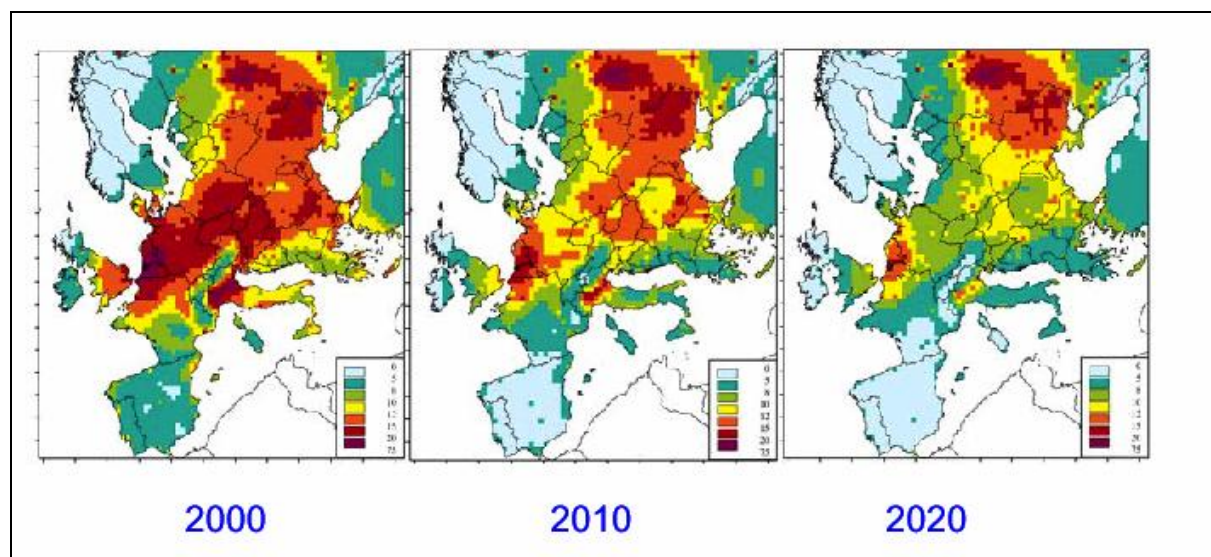


Abbildung 37: Entwicklung der anthropogenen Beiträge der PM_{2,5}-Konzentration in Europa von 2000 bis 2020 (Quelle: IIASA, 2004).

4.15.2 Nationale Szenarien der zukünftigen PM-Belastung

Detaillierte Prognosen der PM₁₀-Belastung wurden von der Schweiz [SAEFL, 2003], den Niederlanden [SCHAAP, 2000] und Großbritannien [STEDMAN, 2002] erstellt [CAFE, 2004].

Die Berechnungen für Großbritannien zeigen, dass im Jahr 2010 die derzeitigen Grenzwerte für PM₁₀ – auch im Großraum London – eingehalten werden sollten. Die Grenzwerte der Stufe 2 (Jahresmittelwert von 20 µg/m³, sieben Überschreitungen des Tagesmittelwertes) werden weiterhin im Nahbereich von Straßen überschritten, wenn auch in einem deutlich geringeren Umfang als derzeit.

Für die Niederlande wurde mit zwei verschiedenen Modellen eine Abnahme der durchschnittlichen PM10-Konzentration zwischen 1995 und 2010 von 5-7 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ berechnet. An einigen Standorten werden auch im Jahr 2010 mehr als die zulässigen 35 Überschreitungen des Tagesmittelwertes zu verzeichnen sein. Mit 1 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ erstaunlich gering ist der Unterschied zwischen der durchschnittlichen Konzentration eines Szenarios unter Voraussetzung der Umsetzung aller die Emission von PM10 und den Vorläufersubstanzen betreffenden Gesetze und einem Szenario, das von einer technisch maximal möglichen Reduktion ausgeht.

Für die Schweiz wurde der Anteil der Fläche und der Bevölkerung berechnet, die in den Jahren 2000 und 2010 einer durchschnittlichen PM10-Belastung über 20 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ausgesetzt sind. Im Jahr 2000 sind dies 4,2 % der Landesfläche und 42,8 % der Bevölkerung, im Jahr 2010 bei einem „business as usual“ Szenario sind dies 1,2 % bzw. 21,8 %, das Szenario „maximal mögliche Reduktion“ ergibt 0,1 % bzw. 4,8 %.

4.16 Resümee aus den vorliegenden Statuserhebungen

Die bis dato vorliegenden Statuserhebungen weisen vor allem den Verkehr und den Hausbrand als wesentliche Verursacher aus. An einigen Standorten trägt auch die Industrie einerseits durch primäre Emissionen (Linz, Brixlegg, u. U. Wörgl), andererseits durch Emissionen von gasförmigen Vorläufersubstanzen (Klagenfurt) wesentlich zur PM10-Belastung bei.

Ferntransport spielt in den alpinen Beckenlagen (Lienz, Klagenfurt, Inntal) kaum eine Rolle; dies bedeutet, dass hier lokale bis regionale Maßnahmen zur Verminderung der Emissionen besonders effektiv sein dürften. Im Gegensatz dazu ist der Anteil von Ferntransport im (gut durchlüfteten) Flachland im Osten Österreichs ganz erheblich. So liegen die Belastungen an der Hintergrundmessstelle in Illmitz, in deren Umgebung keine nennenswerten anthropogenen Emissionsquellen liegen, in einem ähnlichen Bereich wie in der Innenstadt von London.

Die Datenlage ist zumeist nur beim Verkehr und dem Hausbrand, z. T. auch bei der Industrie ausreichend, um eine örtlich hochaufgelöste Berechnung der Emissionen zu ermöglichen. Von anderen, u. U. wesentlichen Quellen, wie z. B. der Bauwirtschaft, sind zumeist keine Daten verfügbar, die eine genaue Ermittlung der Emissionen gestatten. Besonders hohe Unsicherheiten herrschen bei den diffusen Emissionen der Sektoren Verkehr, Bauwirtschaft, Gewerbe und Industrie sowie der Landwirtschaft (Boden- und Pflanzenmaterial). Während beim Verkehr bei Vorhandensein von Aktivitätsdaten eine Eingrenzung des Unsicherheitsbereichs der diffusen Emissionen noch möglich ist, sind bei den anderen Sektoren zumeist keine Aktivitätsdaten verfügbar, der Einfluss der diffusen Emissionen kann daher nur abgeschätzt werden.

4.17 Maßnahmenkataloge

Maßnahmenkataloge aufgrund von PM10-Überschreitungen wurden bisher nur in Linz, im Inntal, in Lienz und im Großraum Graz sowie im Sanierungsgebiet „Voitsberger Becken“ erlassen.

In Linz wurden der voestalpine Stahl Linz GmbH im Zuge einer Erhöhung der Produktionskapazität umfangreiche Staubminderungsmaßnahmen vorgeschrieben, die in den nächsten Jahren umzusetzen sind (LGBl. Nr. 115/2003).

In der Steiermark wurde für den Zeitraum vom 1. November bis zum 31. März Geschwindigkeitsbeschränkungen von 30 km/h im Ortsgebiet, 80 km/h auf Freilandstraßen sowie 100 km/h auf Autobahnen verordnet (LGBl. Nr. 2/2004).

Im unteren Inntal und in Lienz wird in einem Entwurf einer Verordnung gemäß §13 IG-L die Verwendung von Partikelfiltersystemen für Baumaschinen von 18-37 kW ab dem 1.1.2008, von Baumaschinen über 37 kW ab dem 1.1.2006 festgeschrieben.

In Klagenfurt und in Graz wurde darüber hinaus die Umsetzung von umfangreichen Maßnahmenplänen außerhalb des IG-L beschlossen (siehe dazu auch <http://www.feinstaubfrei.at>).

4.18 Herkunft der PM10-Belastung in Österreich

Nach aktuellem Kenntnisstand sind in den einzelnen Regionen Österreichs unterschiedliche Quellen für die erhöhte PM10-Belastung verantwortlich:

- Hohe Emissionsdichten primärer Partikel spielen in allen Städten eine wesentliche Rolle, wobei Belastungsschwerpunkte v. a. verkehrsnah beobachtet werden. Als dominierende Quellen lassen sich Straßenverkehr und Hausbrand identifizieren, gebietsweise auch Emissionen aus Industrie und Gewerbe.
- In Linz tragen speziell die primären PM10-Emissionen der Schwerindustrie einen wesentlichen Teil zur PM10-Belastung bei, ebenso an mehreren Standorten in kleineren Städten (Leoben-Donawitz, Brixlegg).
- NO_x-Emissionen – mit besonders hohen Emissionsdichten v. a. in größeren Städten und am hochrangigen Straßennetz – tragen auf städtischer bis regionaler Skala wesentlich zur Bildung von Ammoniumnitrat (sekundäre Partikel) bei.
- Auch vergleichsweise bescheidene SO₂-Emissionen können in alpinen Becken und Tälern zu nennenswerter Bildung von Ammoniumsulfat beitragen.
- Im außeralpinen Raum spielt Ferntransport sowohl primärer wie sekundärer Partikel – vor allem Ammoniumsulfat – eine wesentliche Rolle. Für das Nordburgenland lassen sich nach aktuellem Kenntnisstand Emissionen von PM10 und SO₂ in einem weiten Bereich Ostmitteleuropas als Quelle des ferntransportierten PM10 identifizieren, der im Südosten bis Rumänien, Serbien und Bosnien, im Südwesten bis Slowenien und Nordostitalien, im Norden bis Polen reicht.
- In den alpinen Becken und Tälern, aber auch in den gegenüber Nord- bis Westwind abgeschirmten Becken und Tälern am Südostrand der Alpen sind die ungünstigen Ausbreitungsbedingungen ein wesentlicher Faktor für erhöhte PM10-Belastung.

In Tabelle 20 wird der Anteil des Ferntransports zur PM10-Belastung in den verschiedenen Regionen in Österreich abgeschätzt.

Tabelle 20: Anteil von Ferntransport, regionaler und lokaler Schadstoffanreicherung an der PM10-Belastung in verschiedenen Regionen in Österreich. „X“: geringer Beitrag, „XX“: mittlerer Beitrag, „XXX“: hoher Beitrag.

Region	Ferntransport	Regionale Quellen	Lokale Quellen
Außeralpines Flach- und Hügelland – Stadt verkehrsnah	XXX	XX	XXX
Außeralpines Flach- und Hügelland - Hintergrund	XXX	XX	X
Täler in Verbindung mit Alpenvorland	X	XX	XXX
inneralpine Becken und Täler		XX	XXX
Mittelgebirge	XXX	X	
Hochgebirge	XX		

5 PM10-HINTERGRUNDBELASTUNG IN ÖSTERREICH

5.1 Herkunft der Schadstoffbelastung und räumliche Aufgliederung des Konzentrationsfeldes

Eine gemessene Schadstoffbelastung ist die Folge von Emissionen, Verdünnung in Abhängigkeit der Ausbreitungsbedingungen, atmosphärischer Schadstoffbildung, chemischer Umwandlung, Transport und Deposition.

Entscheidend für die Konzentration eines Schadstoffes wie PM10, der durch eine hohe atmosphärische Lebensdauer von mehreren Tagen [SEINFELD, 1998; CAFE, 2004] und chemische Bildung und Umwandlung in der Atmosphäre gekennzeichnet ist, sind daher neben der Emission

- das Ausmaß von Verdünnung bzw. Anreicherung in der bodennahen Luftschicht
- die Bildung sekundärer Partikel
- atmosphärischer Transport, wobei bei PM10 Ferntransport eine wesentliche Rolle spielt.

Aus methodischer Sicht ist für die Untersuchung der Herkunft der an einem bestimmten Ort gemessenen PM10-Belastung die Aufgliederung auf Herkunftsgebiete in unterschiedlicher Entfernung der Messstelle sinnvoll.

In der Regel lässt sich eine gemessene Konzentration auf Herkunftsgebiete mit unterschiedlicher räumlicher Skala zuordnen; so z. B. an einem städtischen Belastungsschwerpunkt als kleinster räumlicher Skala:

1. lokale Emissionen (etwa aus Straßenverkehr oder Punktquellen)
2. städtische Emissionen (im Umkreis von einigen 100 m bis ca. 20 km) verursachen eine städtische Hintergrundkonzentration
3. regionale Emissionen (im Umkreis von einigen 10 bis einigen 100 km) verursachen eine regionale Hintergrundkonzentration
4. kontinentale bis hemisphärische Emissionen (im Umkreis von einigen 1000 km) verursachen eine kontinentale bis hemisphärische Hintergrundkonzentration.

Diese Aufgliederung ist nur dann sinnvoll durchführbar, wenn ungehinderter Transport über alle genannten Skalen möglich ist, d. h. das Gelände muss relativ eben sein.

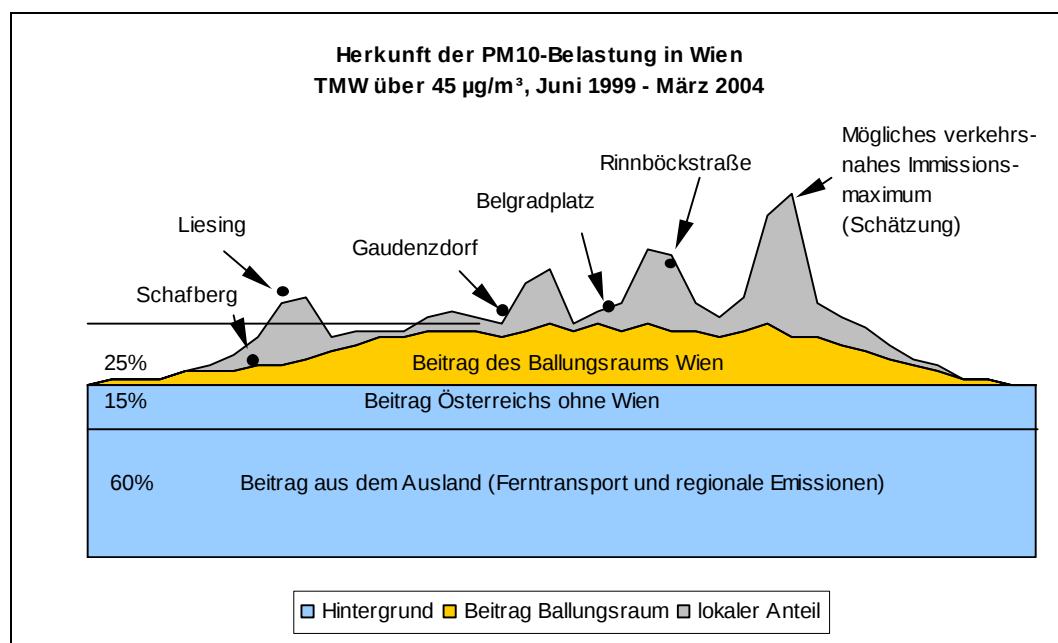


Abbildung 38: Schematisches Profil der horizontalen PM-Verteilung über Wien an Tagen mit einer PM₁₀-Belastung über 45 µg/m³, aus UMWELTBUNDESAMT (2004c).

Die erste Voraussetzung ist bezüglich des städtischen Hintergrundes dann gegeben, wenn die Hauptemittenten z. B. das hochrangige Straßennetz sind, dessen Emissionen sich deutlich von Nebenstraßen und Wohngebieten abheben, oder wenn es sich um isolierte Punktquellen handelt.

Diese Voraussetzung ist bezüglich des regionalen Hintergrundes dann gegeben, wenn die Gebiete oder Orte mit sehr hohen Emissionsdichten – etwa Städte oder starke Punktquellen – sich deutlich von dazwischen liegenden großflächigen Gebieten mit niedrigen Emissionsdichten abheben. Eine regionale Hintergrundkonzentration ist z. B. dort schwer zu identifizieren, wo Großstädte sehr dicht nebeneinander zu finden sind, z. B. im Ruhrgebiet oder in Industrieregionen Englands.

Ein kontinentaler oder hemisphärischer Hintergrund ist i.d.R. nur an den Rändern von Kontinenten zu identifizieren, in Europa z. B. in Skandinavien oder an der Atlantikküste. Diese Skala des Hintergrundes wird von den gesamteuropäischen Emissionen, aber auch interkontinentalem Schadstofftransport bestimmt.

Die zweite Voraussetzung ist grundsätzlich nur in ebenem oder hügeligem Gelände gegeben, wo Schadstofftransport auf einer regionalen Skala (d. h. Größenordnung 100 km) nicht durch Berge abgeschirmt bzw. unterbunden wird. In Gebieten, in denen horizontaler Schadstofftransport nicht stattfindet – z. B. in abgeschlossenen alpinen Becken oder Tälern – gibt es dementsprechend auch keinen Hintergrund auf einer räumlichen Skala von mehr als einigen km. Daher ist in abgeschlossenen alpinen Becken und Tälern die innerhalb dieser Bereiche beobachtete Konzentration der „Hintergrund“ auf der größten Skala; einen regionalen Hintergrund mit einer Skala von 100 km gibt es hier nicht.

Grundsätzlich gilt die oben skizzierte Aufgliederung einer Konzentration auf Herkunftsregionen für die bodennahe Luftschicht, d. h. jenem Höhenbereich, der permanent in der „Mi-

schungsschicht“ liegt. Diese Luftschicht erreicht ihre geringsten Höhen nachts (minimal ca. 100 m).

Betrachtet man die Konzentration in höheren Lagen, so ist zusätzlich Vertikaltransport zu berücksichtigen, wobei die Situation durch den Tagesgang der Mischungsschichthöhe – nachmittags bis ca. 2000 m, nachts wenige 100 m – noch komplizierter wird. In jenem Höhenbereich, der nachts oberhalb, tagsüber aber i.d.R. innerhalb der Mischungsschicht liegt (auch als „Reservoirschicht“ bezeichnet), wird an Tagen mit Vertikaltransport (d. h. bei Auflösen der nächtlichen Inversion, die vertikalen Austausch unterbindet) tagsüber Luft aus Bodennähe hinauftransportiert. In diesen Höhenlagen können tagsüber auch relativ nahe gelegene Emissionen wirksam werden, wohingegen nachts die Reservoirschicht von der bodennahen Schicht abgekoppelt ist.

Der Höhenbereich oberhalb der maximalen Mischungsschichthöhe wird als „freie Troposphäre“ bezeichnet. Transport in diesen Höhenbereich erfolgt u. a. durch hochreichende Konvektion sowohl im Rahmen von Fronten wie von Gewittern und durch Hangwinde in Hochgebirgen. Die Konzentration in der freien Troposphäre wird daher durch Emissionen in einem wesentlich weiteren Umkreis bestimmt als jene in der Reservoirschicht.

Entscheidend für die oben skizzierte Aufteilung der gemessenen Konzentration auf Herkunftsregionen unterschiedlicher Distanz ist auch die Lebensdauer des betrachteten Schadstoffs. Sie entscheidet darüber, ob auf einer großen Skala überhaupt noch Transport möglich ist, und wie hoch die Beiträge der einzelnen Skalen sind. So weist CO (mit einer atmosphärischen Lebensdauer von einigen Monaten [SEINFELD, 1998]) eine räumlich relativ einheitliche und auch im kontinentalen Hintergrund Mitteleuropas mit ca. 0,18 mg/m³ (Sonnblick) eine relativ hohe Hintergrundkonzentration auf (regionaler Hintergrund ca. 0,25 mg/m³). Im Gegensatz dazu ist bei NO₂, dessen Lebensdauer unter 20 h liegt, die kontinentale Hintergrundkonzentration mit deutlich unter 1 ppb sehr niedrig, da NO₂ bei den relevanten Transportdistanzen bereits in andere oxidierte N-Verbindungen (u. a. Ammoniumnitrat) umgewandelt wurde. Bei NO₂ ist daher der regionale Hintergrund mit einer Skala von ca. 200 km die größte beobachtbare Skala.

Zu berücksichtigen ist bei der Beurteilung von Beiträgen auf unterschiedlichen Skalen der Zeitbezug, wobei die Variabilität der Transport- und Ausbreitungsbedingungen die relevante Zeitskala festlegt.

Betrachtet man Zeiträume mit ungefähr konstanten Transport- und Ausbreitungsbedingungen (d. h. konstante Windrichtung und Mischungshöhe), so ist die Hintergrundkonzentration der jeweils größeren räumlichen Skala luvseitig vom betrachteten Punkt zu finden. Die Konzentration auf einer bestimmten räumlichen Skala stellt dann die Vorbelastung auf der nächst kleineren Skala dar.

Mittelt man über längere Zeiträume, so verwischen sich Transportprozesse aus unterschiedlichen Gebieten. Dann ist eine Hintergrundkonzentration auf einer größeren räumlichen Skala nicht mehr notwendigerweise eine Vorbelastung für ein kleineres Gebiet (z. B. eine Stadt), weil dessen Emissionen ebenfalls zur größerskaligen Hintergrundbelastung beigetragen haben.

5.2 Geographische Randbedingungen für Schadstofftransport

Grundsätzlich lassen sich – im Hinblick auf den horizontalen Schadstofftransport – beim regionalen Hintergrund in Österreich fünf Teilgebiete unterscheiden:

1. Außeralpines Flach- Hügelland
2. Täler, die mit dem Alpenvorland in direkter Verbindung stehen
3. Inneralpine Becken und Täler
4. Mittelgebirge (ca. 200 bis 2000 m über Tal)
5. Hochgebirge (ab ca. 2000 m)

5.2.1 Das außeralpine Flach- und Hügelland

Die Voraussetzung räumlich gleichmäßiger Emissionsdichten im ländlichen Raum, einheitlicher Ausbreitungsbedingungen und allseitig weiträumigem Schadstofftransport sind nur im außeralpinen Raum gegeben, wozu auch die zum Alpenvorland offenen Becken (Salzburg und Graz) gehören.

Ferntransport und sekundäre PM10-Bildung auf der regionalen Skala können eine wesentliche Rolle spielen; ebenso kann die regionale PM10-Hintergrundbelastung einen bedeutenden Beitrag zur PM10-Belastung in Belastungsgebieten liefern.

Eine detaillierte Diskussion der Hintergrundbelastung im Nordburgenland (Illmitz) findet man in Kapitel 4.9.

5.2.2 Täler, die mit dem Alpenvorland in direkter Verbindung stehen

Wie oben ausgeführt, gibt es eine regionale Hintergrundkonzentration nur dort, wo Transport in der Mischungsschicht über eine Skala von 100 km möglich ist. Dies ist in alpinen Tälern selbstverständlich nicht der Fall.

Hier findet allein schon bedingt durch die Berge kein ungehinderter horizontaler Luftmassentransport statt, vielmehr wird die Luftströmung in charakteristischer – auch tagesperiodischer – Weise kanalisiert. In der Regel strömt tagsüber Luft talaufwärts, nachts talabwärts (Talwindzirkulation); innerhalb der Täler strömt die Luft tagsüber hangaufwärts, nachts hangabwärts (Hangwindzirkulation).

Alpine Täler, die mit dem Alpenvorland in nennenswertem Luftaustausch stehen – etwa große Täler wie das Rhein-, Inn-, Salzach-, Traun- oder Ennstal – saugen tagsüber Luft aus dem Alpenvorland an. Die Schadstoffbelastung dieser Luft kann als Vorbelastung für das Tal angesehen werden, aber nur sehr eingeschränkt als „regionaler Hintergrund“.

Da die an den Hängen nachts absinkende Luft sich so gut wie nicht mit der stabil geschichteten Luft am Talboden mischt, stellt sie nachts daher kaum einen Beitrag zur Vorbelastung im Tal dar. Hier spielen ausschließlich die Emissionen im Talbodenbereich selbst eine Rolle für die PM10-Belastung.

5.2.3 Inneralpine Becken und Täler

Inneralpine Becken und Täler – wie etwa das Klagenfurter oder Lienzer Becken und das Aichfeld, aber auch vom Alpenvorland weit entfernte Täler wie das obere Murtal, das obere Ennstal oder der Pinzgau – sind von horizontalem Schadstofftransport weitestgehend abgeschnitten. Eine regionale Hintergrundkonzentration ist daher hier nicht zu identifizieren.

Sie stellen bei stabiler Schichtung, wie sie nachts sowie durchgehend bei winterlichen Inversionslagen auftritt, abgeschlossene Luftmassen dar (siehe Statuserhebungen für Klagenfurt und Lienz [SPANGL & NAGL (2003a und 2003b)]).

Als eine Art „Vorbelastung“ lässt sich u. U. jene Konzentration bezeichnen, welche vor Ausbildung einer dauerhaften Inversion bei Überströmen der umgebenden Berge herangeführt worden ist. Allerdings ist sie insofern von einer „Vorbelastung“ im außeralpinen Raum (bei ungehindertem horizontalen Luftmassentransport) zu unterscheiden, als sie nicht die permanent herantransportierte luvseitige Vorbelastung darstellt, sondern eine „Anfangsbedingung“ für u. U. mehrere Tage anhaltende Schadstoffakkumulation.

5.2.4 Mittelgebirge (ab 200 m über Tal)

In jenen Höhenlagen, die tagsüber innerhalb, nachts aber oberhalb der Mischungsschicht liegen, spielt tagsüber Schadstofftransport aus den Tälern oder dem außeralpinen Raum eine Rolle, nachts sind sie von Schadstofftransport „von unten“ weitgehend abgeschnitten.

Daher kann von einer regionalen Hintergrundbelastung nur nachts gesprochen werden. Tagsüber liegen Mittelgebirgslagen zumeist im Lee mehr oder weniger starker Emissionen.

Da die Luftmassen in Tälern und Becken bei stabiler Schichtung, welche in der Regel für erhöhte PM₁₀-Belastung verantwortlich ist, von höheren Luftschichten abgetrennt sind, liefert die PM₁₀-Belastung im Mittelgebirgsniveau allerdings auch keine Information über die PM₁₀-Belastung im Tal; sie liefert – anhand des Ausmaßes von Schadstofftransport aus dem Tal – vor allem Informationen über die Höhe der Inversionsschicht.

5.2.5 Hochgebirge (ab 2000 m)

Im Hochgebirge, oberhalb der nachmittäglichen Mischungsschicht, ist die PM₁₀-Belastung von lokalen Emissionen minimal beeinflusst und somit großflächig repräsentativ. Sie liefert umgekehrt allerdings auch keine Information über die PM₁₀-Belastung in niedrigeren Gebieten (ausgenommen Saharastaub).

5.3 Hintergrund im Mittelgebirge

Für die Beurteilung der Hintergrundkonzentration im Mittelgebirge eignen sich die Messwerte der Stationen St. Koloman, Vorhegg und Zöbelboden in jenen Fällen, in denen kein Vertikaltransport aus den unmittelbar angrenzenden Tälern erfolgt.

Eine Abschätzung ergibt eine Hintergrundkonzentration im Mittelgebirge um 5 µg/m³ im Winter und 10 bis 15 µg/m³ im Sommer.

5.4 Hintergrund im Hochgebirge

In dieser Höhe werden in Österreich keine PM10-Messungen durchgeführt.

Aus der Schweiz liegen Daten von TSP-Messungen am Jungfraujoch auf 3580 m vor; der Jahresmittelwert im Jahr 2001 lag bei 3,2 µg/m³. Es kann angenommen werden, dass in dieser Höhe die TSP-Konzentration nahezu ident der PM10-Fraktion ist. Ebenso kann angenommen werden, dass die in der Schweiz gemessenen Konzentrationen auf das Hochgebirge in Österreich übertragbar sind.

6 ANALYSE VON PM_x-INHALTSSTOFFEN

Untersuchungen über die chemische Zusammensetzung der PM₁₀-Konzentrationen sind u. a. für die Bestimmung der Herkunft der Schwebstaubbelaastung eine wesentliche Informationsquelle. Allerdings sind derartige Analysen relativ zeit- und kostenintensiv, so dass entsprechende Messungen derzeit nicht routinemäßig durchgeführt werden, sondern lediglich im Rahmen von einigen Sondermessprogrammen vorliegen; chemische Analysen von PM-Inhaltsstoffen wurden seit 1999 in Österreich im Rahmen der folgenden Messkampagnen und von verschiedenen Statuserhebungen infolge von Grenzwertüberschreitungen durchgeführt:

- AUPHEP (Austrian Project on Health Effects of Particulates): einjährige Messreihen Juni 1999 bis September 2001 an vier Messstellen (Wien, Streithofen, Linz, Graz);
- Messkampagne Arnoldstein – Unterloibach: März 1999 bis Februar 2000;
- Messkampagne Umweltbundesamt: Illmitz und Spittelauer Lände: Oktober 1999 bis November 2000;
- Messkampagne der TU-Wien im Auftrag der MA 22 (Wien: Liesing und Schafbergbad): November 2001 bis November 2002;
- Inhaltsstoffanalysen an vier Messstellen in Oberösterreich: 2002 – 2003;
- Messungen von elementarem Kohlenstoff an verschiedenen Messstellen in Salzburg.

Chemische Analysen im Rahmen von Statuserhebungen wurden an folgenden Messorten durchgeführt:

- Klagenfurt (Dez. 2002 – Jän. 2003);
- Lienz (Dez. 2002);
- Innsbruck - Unterinntal (Sept. – Nov. 2003);
- Wien (Feb. / März 2003);
- Burgenland (Jän. / Februar 2004).

Im Rahmen von EMEP wurden weiters von Juli 2002 bis Juli 2003 einmal wöchentlich Filterproben in Illmitz (sowie an etlichen anderen europäischen Hintergrundmessstellen) auf den Gehalt an elementarem und organischem Kohlenstoff untersucht.

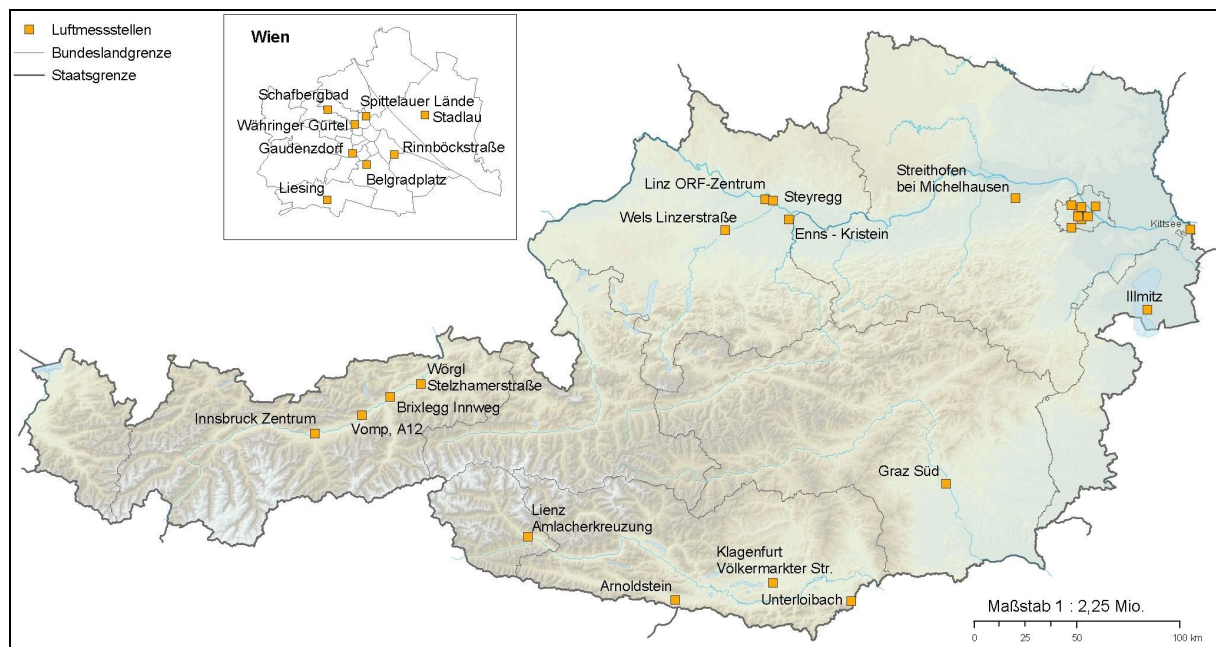


Abbildung 39: Lage der Messstellen, an denen PM₁₀- und PM_{2,5}-Inhaltsstoffanalysen vorliegen.

Im nachfolgenden Kapitel werden die Ergebnisse dieser Analysen kurz dargestellt und verglichen.

Zu beachten ist, dass aufgrund der unterschiedlichen Analysenmethoden ein direkter Vergleich der Ergebnisse nicht immer möglich ist.

Die Analysen wurden in folgenden Institutionen (mit z. T. differierenden Analysenmethoden) durchgeführt:

- AUPHEP, Wien Liesing und Schafbergbad, Arnoldstein, Unterloibach: Institut für Chemische Technologie und Analytik der Technischen Universität Wien
- Illmitz, Spittelauer Lände: Umweltbundesamt
- Illmitz, EC/OC-Messkampagne: NILU (Norwegen)
- Oberösterreich: Amt der Oberösterreichischen Landesregierung

6.1 AUPHEP

In dem Projekt AUPHEP (Austrian Project on Health Effects of Particulates, <http://www.oeaw.ac.at/>) wurden an vier Messstellen jeweils ein Jahr lang verschiedene PM-Fraktionen mittels kontinuierlicher und gravimetrischer Messgeräte sowie andere Luftschadstoffe und die Meteorologie erfasst. Ausgewählte Inhaltsstoffe wurden in verschiedenen Umfang von PM₁₀, PM_{2,5} und PM₁ analysiert. Darüber hinaus wurden z. T. auch die Inhaltsstoffe von Impaktorproben untersucht. Die Messstellen befanden sich in Wien auf dem Gelände des AKH-Wiens (AUPHEP 1), Streithofen (AUPHEP 2), Linz ORF-Zentrum (AUPHEP 3) und Graz Süd (AUPHEP 4), siehe Tabelle 21. Der genaue Messumfang ist in Tabelle 22 dargestellt.

Wien-AKH wurde als städtischer Hintergrundstandort ausgewählt, Streithofen im Vergleich dazu als ländliche Messstelle (ca. 25 km westlich vom Stadtrand Wiens); diese Standorte wurden gewählt, um den großstädtischen Beitrag Wiens zur PM10- bzw. PM2,5-Belastung abzuschätzen. Linz wurde als großstädtische Messstelle mit speziellen industriellen Emissionen gewählt, Graz als großstädtische Messstelle in einer Region mit sehr ungünstigen Ausbreitungsbedingungen.

Tabelle 21: Name, Lage, Typ und Dauer des Messprogramms der vier AUPHEP-Messstellen.

	AUPHEP 1	AUPHEP 2	AUPHEP 3	AUPHEP 4
Name	Wien AKH	Streithofen	Linz ORF-Zentrum	Graz-Süd
Lage	Gelände des AKH-Wiens, etwa 150 m vom Gürtel entfernt	25 km westlich von Wien, ländliches Gebiet am Rand eines dörflichen Wohngebietes	zentrales Stadtgebiet an einer relativ stark befahrenen Straße, Nähe Eisen- und Stahlindustrie	locker verbautes Wohngebiet
Typ	städtischer Hintergrund	ländliche Messstelle	städtisch, verkehrs- und industriebeeinflusst	städtischer Hintergrund
Messdauer	1.6.1999 bis 31.5.2000	1.6.1999 bis 31.5.2000	1.10.2000 bis 30.9.2001	1.10.2000 bis 30.9.2001

Tabelle 22: Übersicht über das AUPHEP-Messprogramm an den einzelnen Messstellen.

Messstelle	PM-Fraktionen	PM-Inhaltsstoffe	Intervall	kontinuierliche PMx-Messung	gasförmige Luftschadstoffe
Wien	PM10	EC, OC, SAA ²³ , K, Ca, Mg, Na, Cl, Oxalat, Nitrit, Schwermetalle ²⁴	Monat ²⁵	PM10, PM2,5, PM1 jeweils FH und Teom	O ₃ , NOx, CO, SO ₂
		EC, OC	jeden 2. Tag	Partikelzählung	
		32 organische Verbindungen	Monat	TSP	
	PM2,5	EC, OC, SAA, K, Ca, Mg, Na, Cl, Oxalat, Nitrit	täglich		
		Schwermetalle	Monat		
		32 organische Verbindungen	Monat		
	Impaktormessungen	TC, SAA, K, Mg, Na, Cl, Oxalat, Nitrit, Schwermetalle	ausgewählte Tage		
Streithofen	wie Wien	wie Wien		wie Wien	O ₃ , NOx, SO ₂
Linz-ORF	PM10	EC, OC, SAA, K, Ca, Mg, Na, Cl, Oxalat, Nitrit, Schwermetalle	Monat	wie Wien	O ₃ , NOx, CO, SO ₂ , H ₂ S
		EC, OC	jeden 2. Tag		
		14 organische Verbindungen	Monat		
	PM2,5	EC, OC, SAA, K, Ca, Mg, Na, Cl, Oxalat, Nitrit, Schwermetalle	täglich ²⁶		
		Schwermetalle	Monat		
		14 organische Verbindungen	Monat		
	PM1	EC, OC ²⁷ , SAA, K, Ca, Mg, Na, Cl, Oxalat, Nitrit, Schwermetalle	Monat		
		EC, OC	täglich ²⁸		
		14 organische Verbindungen	Monat		
	Impaktormessungen	wie Wien			
Graz-Süd	PM10	EC, OC, SAA, K, Ca, Mg, Na, Cl, Oxalat, Nitrit, Schwermetalle	Monat	wie Wien	wie Wien
		EC, OC	jeden 2. Tag		
		14 organische Verbindungen	Monat		
	PM2,5	EC, OC, SAA, K, Ca, Mg, Na, Cl, Oxalat, Nitrit, Schwermetalle	Monat		
		EC, OC	jeden 2. Tag		
		14 organische Verbindungen	Monat		
	Impaktormessungen	wie Wien			

6.1.1 Ergebnisse der Messungen in Wien AKH (AUPHEP 1), 1999/2000

6.1.1.1 Chemische Zusammensetzung

Die Zusammensetzung der PM10 und PM2,5-Inhaltsstoffe im Mittel ist in Abbildung 40 dargestellt. Die PM2,5 Inhaltsstoffe wurden aus dem Mittelwert der täglichen Analysen

²³ Sekundäre anorganische Partikel (Nitrat, Ammonium, Sulfat)

²⁴ As, Cd, Co, Cr, Cu, Fe, Mn, Ni, Pb, V, Zn

²⁵ Monatsmischproben

²⁶ mit Unterbrechungen

²⁷ Kohlenstoffwerte fragwürdig da z. T. höher als bei PM2,5

²⁸ mit unregelmäßigen Unterbrechungen

bestimmt (ausgenommen Schwermetalle auf Monatsbasis), die PM₁₀ Inhaltsstoffe wurden aus monatlich analysierten Mischproben errechnet. Organisches Material (OM) wurde an allen Standorten aus organischem Kohlenstoff (OC) mit dem Umrechnungsfaktor von 1,4 für die Heteroelemente (H, N, O etc.) berechnet [TURPIN, 2000]. Bei den Alkali- und Erdalkalimetallen ist zu beachten, dass diese lediglich den im Wasser löslichen Anteil umfassen. Wasserunlösliche mineralische Komponenten sind Teil des nichtanalysierten Restes.

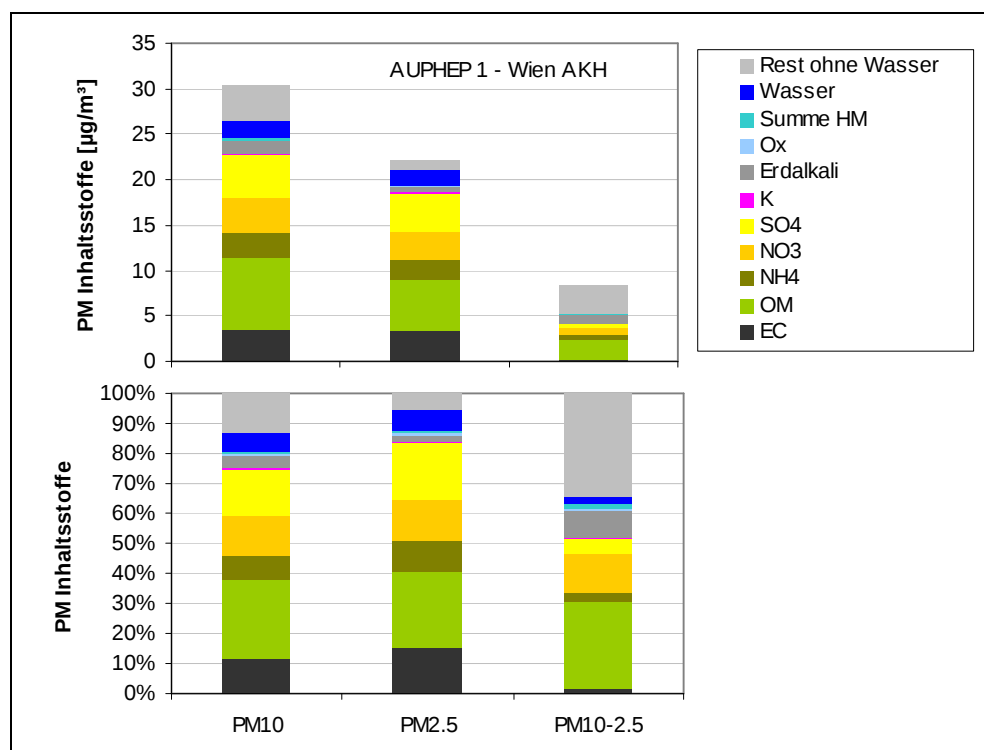


Abbildung 40: Mittlere Zusammensetzung von PM₁₀ und PM_{2,5} sowie der Differenz von PM₁₀ und PM_{2,5} an der Messstelle AUPHEP 1 (Wien-AKH), 1.6.1999 – 31.5.2000 (EC= elementarer Kohlenstoff, OM= organisches Material, Ox= Oxalat, HM= Schwermetalle).

Die PM₁₀-Belastung betrug im Messzeitraum im Mittel $30,4 \mu\text{g}/\text{m}^3$, die mittlere PM_{2,5}-Konzentration betrug $22 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Im Mittel betrug der Anteil an elementarem und organischem Kohlenstoff zusammen 40 %, die sekundären anorganischen Ionen (Sulfat, Nitrat, Ammonium) trugen bei PM₁₀ knapp unter 40 %, bei PM_{2,5} etwas über 40 % zu den Staubinhaltsstoffen bei. Die restlichen 15-20 % bildeten die Erdalkalielemente (hier vor allem Ca und K) sowie der nicht-analyisierte Rest. Letzterer besteht aus Wasser (v. a. in Verbindung mit dem hygroskopischen Ammoniumsulfat) und mineralischen Komponenten. Der in Abbildung 40 angegebene Wasseranteil wurde aus dem Anteil von Ammoniumsulfat abgeschätzt.

Die beiden Fraktionen PM₁₀ und PM_{2,5} unterscheiden sich vor allem in der Konzentration an organischem Material, Nitrat, Erdalkalielementen und dem nicht-analysierten Rest, zu sehen an der Differenz PM₁₀-PM_{2,5}. Dies zeigt auch Abbildung 41 in der das Verhältnis der Konzentrationen der Inhaltsstoffe der beiden Fraktionen dargestellt ist.

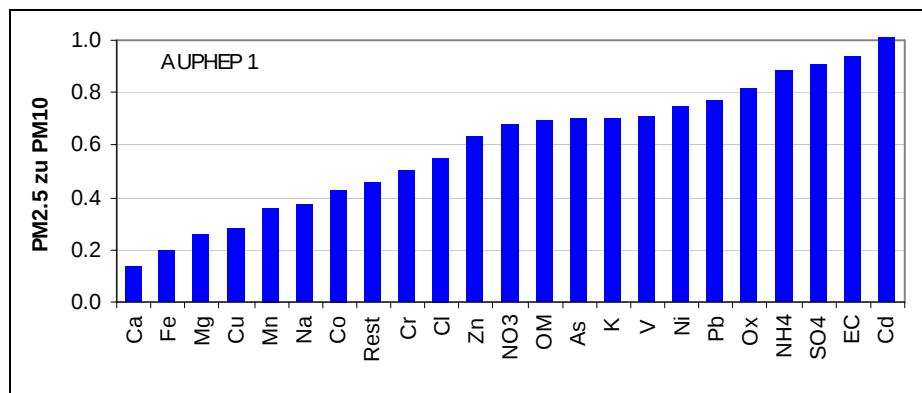


Abbildung 41: Verhältnis der Jahresmittelwerte der Konzentrationen der verschiedenen Inhaltsstoffe in PM2,5 und PM10 an der Station AUPHEP 1-Wien AKH.

Während die Anteile der sekundären anorganischen Aerosole Sulfat und Ammonium sowie elementarer Kohlenstoff (EC) kaum einen Unterschied zeigen, sind Ca, Mg, Fe und der Rest vor allem in der gröberen Fraktion zu finden. Zur Fraktion PM10-PM2,5, d. h. dem Grobanteil im PM10, tragen besonders nahe gelegene und diffuse Quellen bei. Bei dem nicht-analysierten Rest (d. h. vor allem mineralisches Material) kann dies (wieder-) aufgewirbelter Straßenstaub oder Bautätigkeit sein, bei dem organischen Material könnten Reifenabrieb und biologisches Material (Pollen, Pflanzenabrieb etc.) eine Rolle spielen.

6.1.1.2 Chemische Zusammensetzung an hoch belasteten Tagen

Da von PM10 keine Analysendaten einzelner Tage vorliegen, beschränkt sich die Auswertung von hochbelasteten Tagen auf PM2,5. Bei den Inhaltsstoffen, die vor allem in der feineren Fraktion vorliegen – dies sind nach Abbildung 41 bei den mengenmäßig relevanten Inhaltsstoffen vor allem EC, Sulfat und Ammonium – sollten erhöhte Konzentrationen auch bei PM10 eine Rolle spielen.

In Abbildung 42 sind die Ergebnisse der Inhaltsstoffanalysen von PM2,5 an allen Tagen sowie an Tagen mit erhöhter Belastung dargestellt. Von den 365 analysierten Tagen (von denen an 348 Tagen gravimetrische Messwerte vorlagen) traten an 71 Tagen Tagesmittelwerte über 30 µg/m³, an 32 Tagen Tagesmittelwerte über 40 µg/m³, an 12 Tagen über 50 µg/m³ auf. Entsprechend ist die Auswertung der Tage über 50 µg/m³ aus statistischer Sicht am wenigsten aussagekräftig.

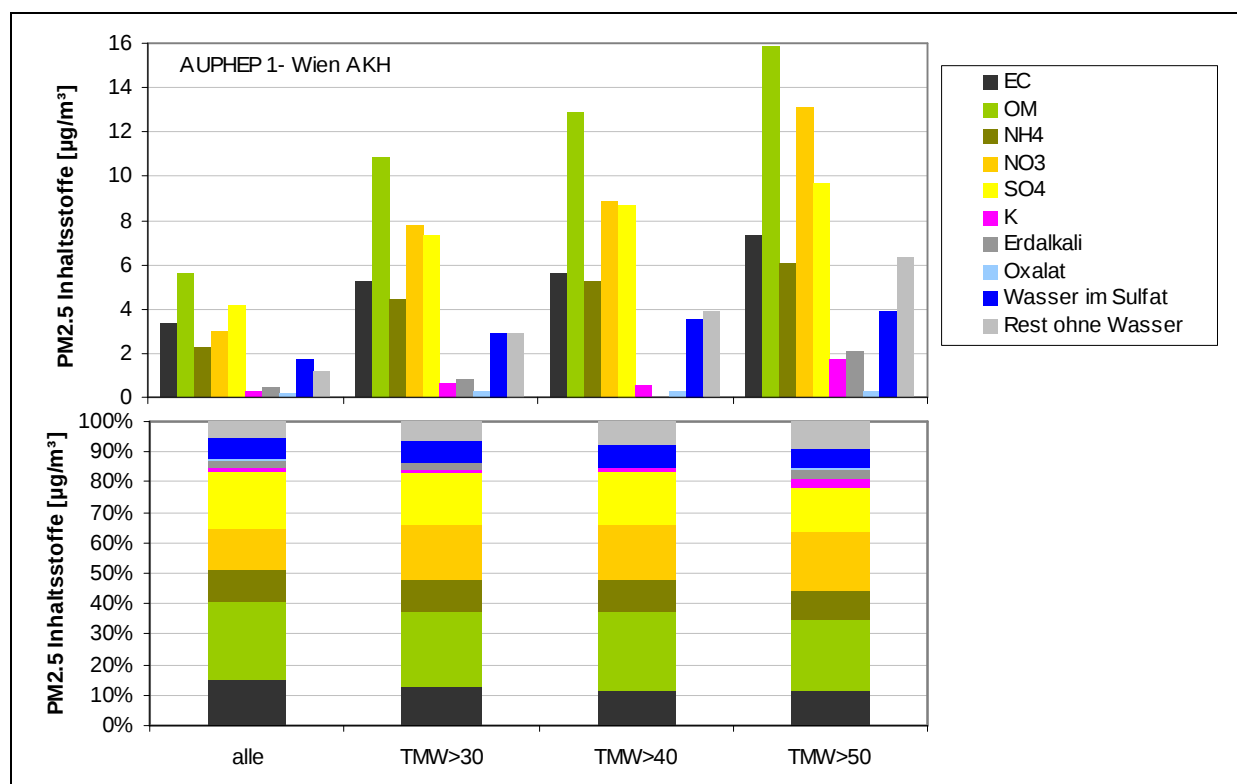


Abbildung 42: PM_{2,5} Inhaltsstoffe im Mittel und an Tagen mit Tagesmittelwerte über 30, 40 und 50 µg/m³ der Station AUPHEP 1 – Wien AKH.

Wie obige Abbildung zeigt, liegt an höher belasteten Tagen der relative Anteil von Nitrat sowie von „Rest“ und Erdalkalielelementen etwas über dem Mittel aller Tage, während der Anteil von elementarem Kohlenstoff (EC) und Sulfat etwas niedriger ist. Der höhere Ammoniumnitratanteil dürfte vor allem damit zusammenhängen, dass Ammoniumnitrat in den Sommermonaten aufgrund höherer Temperatur in seine gasförmigen Bestandteile (Salpetersäure und Ammoniak) dissoziiert. Da die hoch belasteten Tage vor allem in den Wintermonaten auftreten (u. a. aufgrund der ungünstigeren Ausbreitungsbedingungen), ist allein aus diesem Grund an diesen der Ammoniumnitratanteil höher. Der deutlich erhöhte Anteil an den mineralischen Bestandteilen könnte auf die Straßenstreuung in den Wintermonaten zurückzuführen sein.

6.1.1.3 Wochengang

Die Wochengänge der Konzentration von PM₁₀, PM_{2,5} und deren Inhaltsstoffen (Abbildung 43) zeigen einen zunächst überraschenden Verlauf mit einem Anstieg bis Freitag und relativ hohe Konzentrationen an Samstagen, obwohl die PM₁₀-Emissionen der wesentlichen Quellen Verkehr, Industrie und Gewerbe an Wochenenden deutlich niedriger sind als wochentags.

Der Wochengang deutet darauf hin, dass Akkumulationsvorgänge eine wesentliche Rolle spielen, und zwar besonders bei sekundären anorganischen Partikeln. Die Konzentration des v. a. aus dem Straßenverkehr stammenden EC ist an Wochenenden niedriger als Mo – Fr.

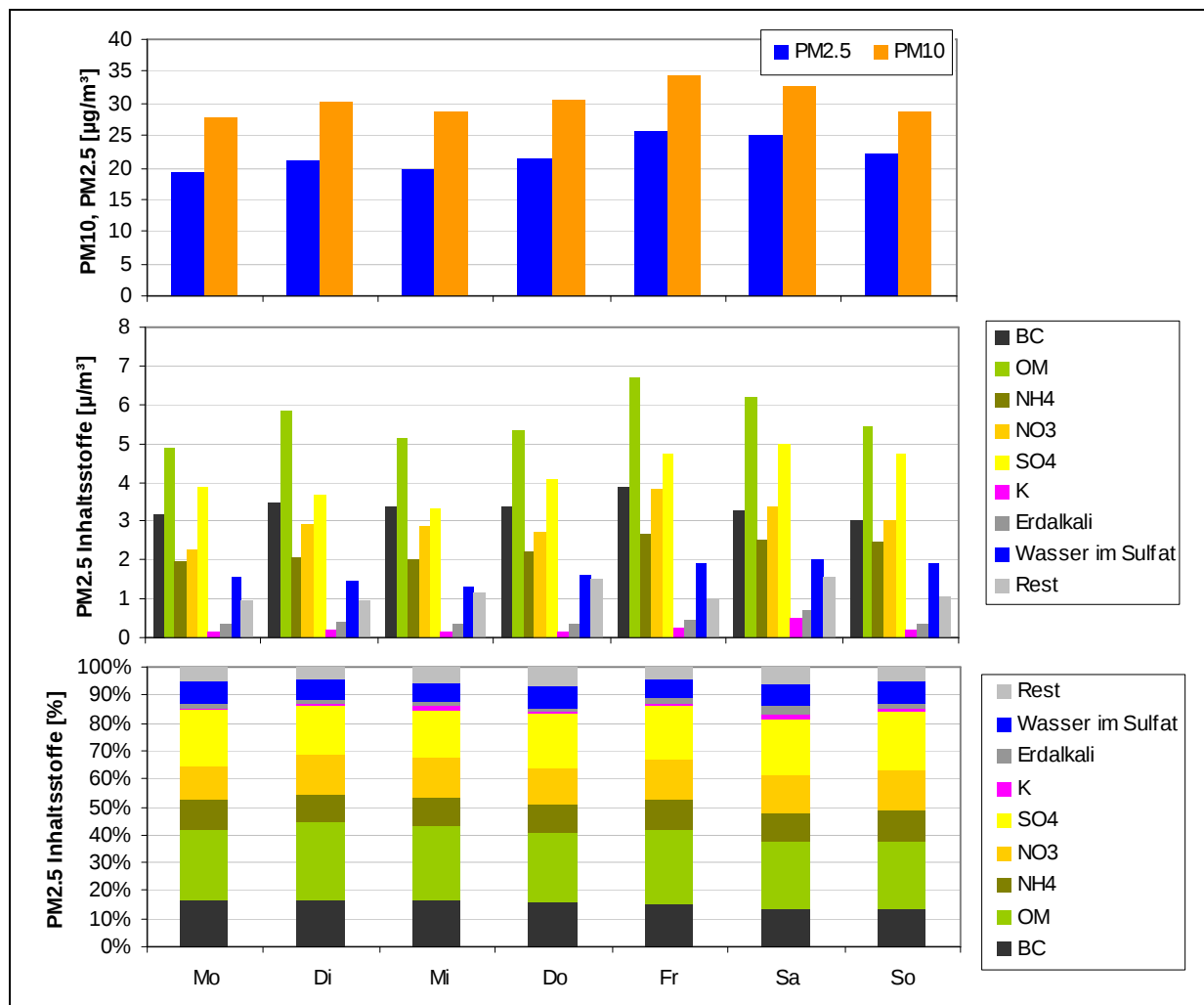


Abbildung 43: Wochengang der PM_{2,5} und PM₁₀ Konzentration sowie der Inhaltsstoffe von PM_{2,5} der Station AUPHEP 1- Wien AKH.

6.1.1.4 Abhängigkeit von der Windrichtung

Die Abhängigkeit der chemischen Zusammensetzung der Staubinhaltsstoffe von der Windrichtung ist in Abbildung 44 dargestellt, wobei Windrichtungen mit mehr als 60 % der Halbstundensmittelwerte aus dem betreffenden 90°-Sektor der jeweiligen Richtung zugeordnet wurden. Bei der Klasse „indifferente Windrichtung“ war keine Richtung mit mehr als 60 % vertreten.

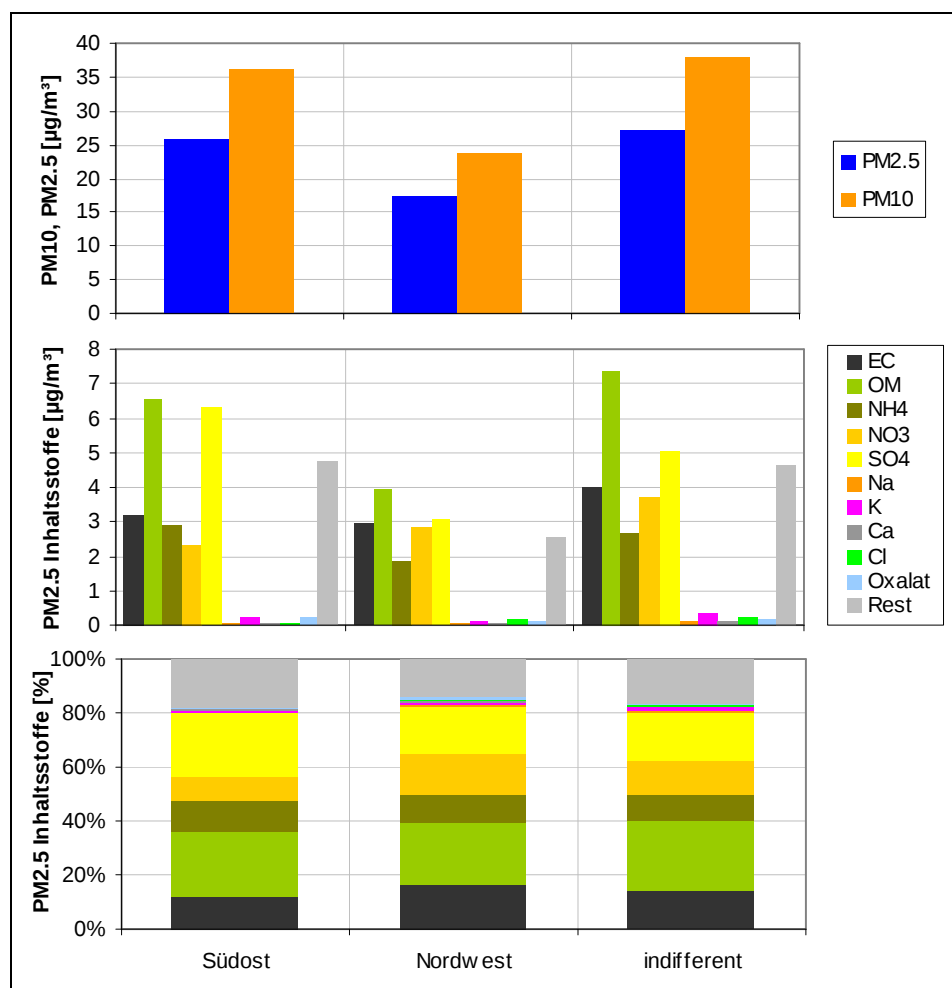


Abbildung 44: Abhängigkeit der Konzentration von PM10 und PM2,5 sowie der PM2,5-Inhaltsstoffe von der Windrichtung an der Station Wien-AKH (AUPHEP 1).

Die markantesten Unterschiede zeigen sich zwischen Wind aus dem Süden bzw. Südosten und dem Westen, Norden und Nordwesten. Bei Wind aus Südosten liegen die Anteile an Sulfat, organischem Material und Rest ebenso wie die Gesamtkonzentration deutlich über dem Durchschnitt, bei Westwind dagegen der Anteil an elementarem Kohlenstoff und Nitrat (Abbildung 45), die Gesamtkonzentration von PM2,5 ist um etwa $8 \mu\text{g}/\text{m}^3$, von PM10 um $12 \mu\text{g}/\text{m}^3$ niedriger als bei Südostwind. Berücksichtigt werden muss allerdings, dass bei Wind aus Nordwesten die Windgeschwindigkeit generell höher ist und dass allein aufgrund der günstigeren Ausbreitungsbedingungen Nordwestwind mit niedrigeren Konzentrationen verbunden ist.

Die höchsten EC- und OM-Konzentrationen treten bei indifferenten Windverhältnissen auf, die mit geringer Windgeschwindigkeit und relativ starker lokaler Schadstoffanreicherung verbunden sind.

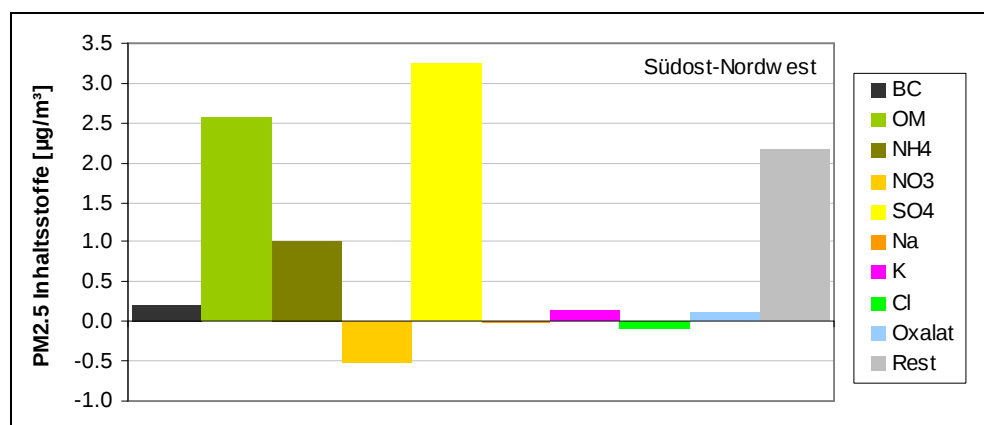


Abbildung 45: Differenz der PM_{2,5} Inhaltsstoffe bei Wind aus Südost und Nordwest.

Detaillierte Auswertungen des Zusammenhangs zwischen der PM-Belastung, der Inhaltsstoffe und verschiedenen meteorologischen Parametern der Station Wien-AKH sind in UMWELTBUNDESAMT (2004c) zu finden.

6.1.1.5 Korrelationen

Korrelationen zwischen den Staubinhaltsstoffen lassen Aussagen über gemeinsame Belastungsmuster und u. U. über gemeinsame Quellen zu. In Tabelle 23 sind diese für die relevanten Inhaltsstoffe der an der Station AUPHEP 1 (Wien AKH) gemessenen Konzentrationen dargestellt.

Tabelle 23: Korrelation der Staubinhaltsstoffe von PM_{2,5} der Station AUPHEP 1 (Wien AKH). Korrelationen über 0,75 sind fett dargestellt.

	PM _{2,5}	EC	OM	NH ₄	NO ₃	SO ₄	Na	K	Ca	Mg	Cl	Rest
PM _{2,5}	1											
EC	0,80	1										
OM	0,85	0,78	1									
NH ₄	0,89	0,65	0,69	1								
NO ₃	0,79	0,69	0,66	0,77	1							
SO ₄	0,73	0,43	0,49	0,79	0,32	1						
Na	0,33	0,36	0,32	0,25	0,41	0,08	1					
K	0,52	0,38	0,36	0,27	0,36	0,37	0,31	1				
Ca	0,06	0,20	0,17	-0,06	0,08	-0,11	0,47	0,05	1			
Mg	0,41	0,30	0,28	0,16	0,31	0,25	0,33	0,95	0,07	1		
Cl	0,52	0,51	0,43	0,36	0,53	0,23	0,48	0,79	0,18	0,75	1	
Rest	0,35	0,22	0,21	0,18	0,18	0,14	0,01	0,19	0,05	0,13	0,18	1
Temperatur	-0,42	-0,42	-0,37	-0,43	-0,66	-0,05	-0,48	-0,18	-0,08	-0,18	-0,35	0,01
Feuchte	0,46	0,38	0,33	0,51	0,46	0,36	0,14	0,16	-0,14	0,12	0,26	0,04
Windgeschwindigkeit	-0,43	-0,49	-0,50	-0,34	-0,21	-0,37	-0,03	-0,18	-0,01	-0,09	-0,16	-0,15

Besonders hohe Korrelationen weisen elementarer Kohlenstoff und organisches Material sowie Sulfat und Nitrat mit Ammonium auf. Ebenso zeigen Kalium, Magnesium und Chlorid hohe Korrelationen. Die Gesamtkonzentration korreliert stark mit den Inhaltsstoffen elementarer Kohlenstoff, organisches Material und den sekundären anorganischen Ionen.

Schwach antikorreliert sind die meisten Inhaltsstoffe mit der Temperatur und der Windgeschwindigkeit.

6.1.1.6 Verhältnis PM10/PM2,5

Wie Abbildung 46 zeigt, ist das Verhältnis von PM10 zu PM2,5 relativ konstant, ob dies auch für die Inhaltsstoffe an den einzelnen Tagen gilt, kann jedoch nicht mit Sicherheit gesagt werden. Der Anteil von PM2,5 an PM10 beträgt im Mittel 77 %.

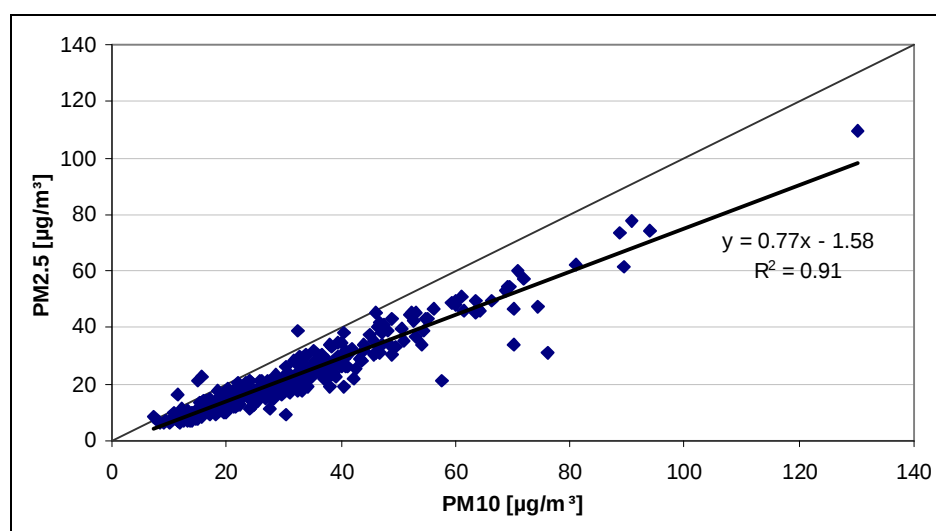


Abbildung 46: PM10 zu PM2,5 Konzentration an der Station AUPHEP 1-Wien AKH.

6.1.2 Ergebnisse der Messungen in Streithofen (AUPHEP 2), 1999/2000

Zeitgleich mit den Analysen an der Messstelle Wien-AKH (AUPHEP 1) wurden auch in Streithofen, NÖ, PM-Messungen und Inhaltsstoffanalysen durchgeführt. Die mittlere chemische Zusammensetzung von PM2,5 und PM10 ist in Abbildung 47 dargestellt.

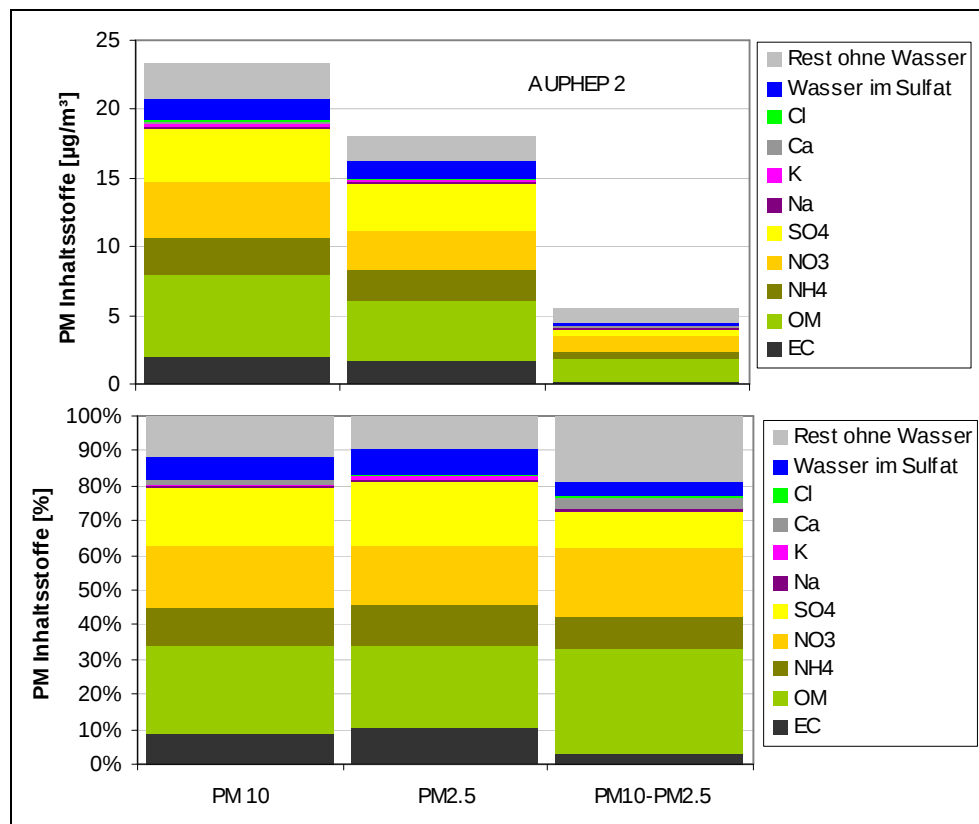


Abbildung 47: Mittlere Zusammensetzung von PM10 und PM2,5 sowie der Differenz von PM10 und PM2,5 an der Messstelle AUPHEP 2 (Streithofen), 1.6.1999 – 31.5.2000 (EC= elementarer Kohlenstoff oder Ruß, OM= organisches Material).

Fast die Hälfte (46 % bzw. 45 %) von PM2,5 bzw. PM10 besteht aus sekundären anorganischen Ionen, Kohlenstoffverbindungen (EC und OM) haben zusammen einen Anteil von etwa 35 %. Der überwiegende Rest wird von Wasser und den nicht-analysierten mineralischen Komponenten gebildet.

Die Grobfraction von PM10 (Differenz von PM10 und PM2,5) wird zu etwa 30 % aus organischem Material und 35 % aus sekundären anorganischen Ionen gebildet. Ebenso finden sich in der Grobfraction besonders häufig die mineralischen Komponenten. Dies zeigt auch das Verhältnis der PM2,5 zu den PM10 Inhaltsstoffkonzentrationen (Abbildung 48). Ähnlich wie an der Messstelle Wien-AKH sind die Erdalkalielemente vor allem im PM10-PM2,5 zu finden, während sich die Konzentration bei den sekundären anorganischen Partikeln und dem elementaren Kohlenstoff kaum unterscheidet.

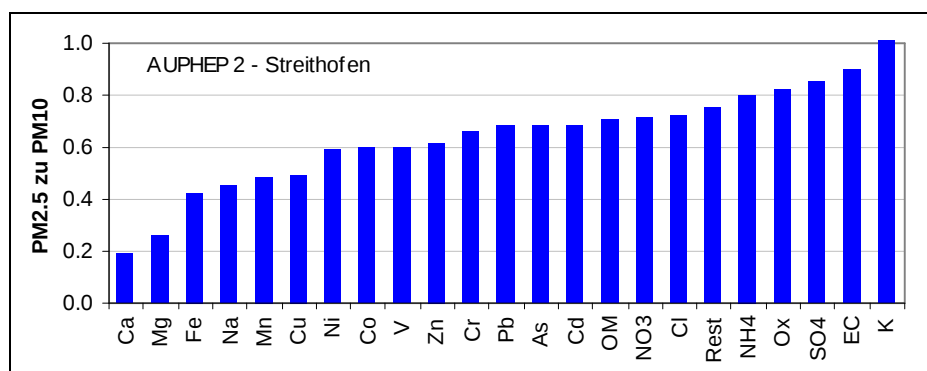


Abbildung 48: Verhältnis der Jahresmittelwerte der Konzentrationen der verschiedenen Inhaltsstoffe in PM_{2,5} und PM₁₀.

6.1.2.1 Chemische Zusammensetzung an hochbelasteten Tagen

Das Verhalten der chemischen Zusammensetzung von PM_{2,5} an hochbelasteten Tagen unterscheidet sich nur leicht von dem an der Messstelle AUPHEP 1 (Wien), siehe Abbildung 49. Von den 365 Tagen waren von 362 Tagen Gravimetriewerte vorhanden, an diesen waren an 49 Tagen Tagesmittelwerte über 30 µg/m³ PM_{2,5}, an 23 Tagen über 40 µg/m³ und an nur 8 Tagen Tagesmittelwerte über 50 µg/m³ zu verzeichnen.

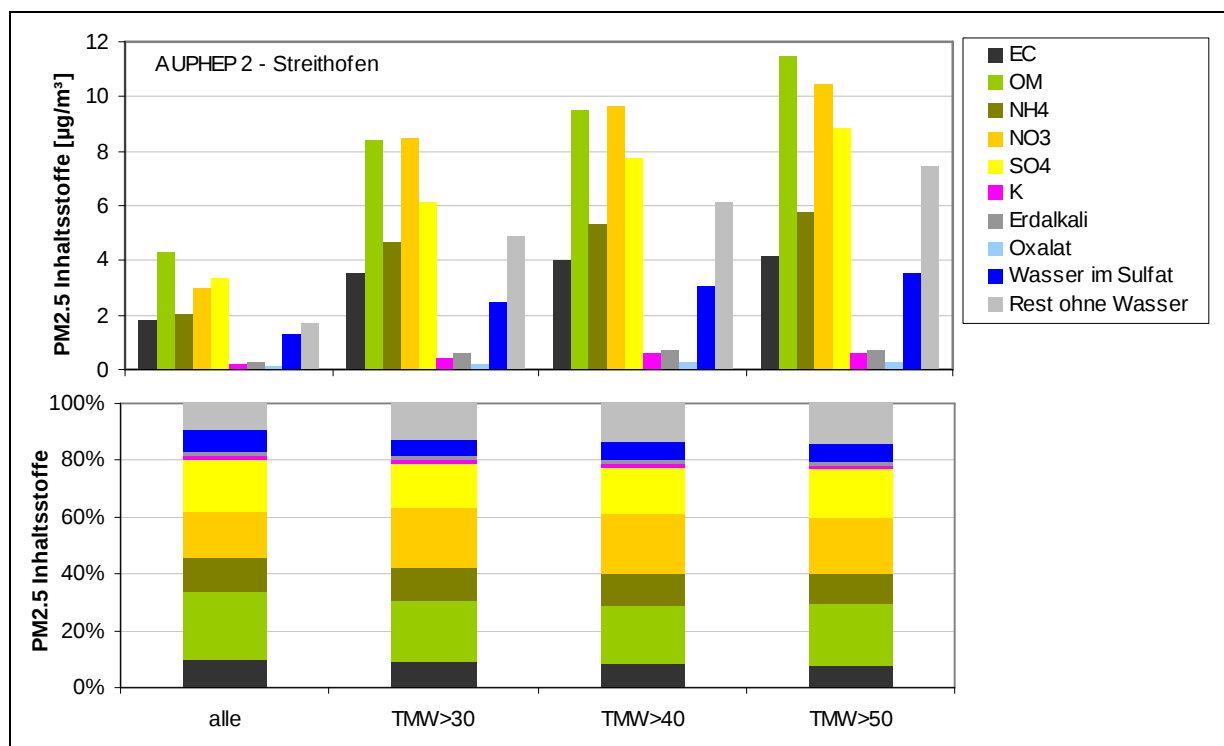


Abbildung 49: PM_{2,5} Inhaltsstoffe im Mittel und an Tagen mit Tagesmittelwerten über 30, 40 und 50 µg/m³ der Station AUPHEP 2 (Streithofen).

Der relative Anteil an EC und Sulfat ist an höher belasteten Tagen etwas niedriger, wegen der Anteil an Nitrat und des nicht-analysierten Rest deutlich über dem Durchschnitt liegt. Wie bereits in Kapitel 6.1.1.2 ausgeführt, erklärt sich der höhere Nitratanteil auch aus der niedrigeren Lufttemperatur an höher belasteten Tagen.

6.1.2.2 Wochengang

Der Wochengang der PM_{2,5} und PM₁₀-Belastung sowie der Inhaltsstoffe von PM_{2,5} unterscheidet sich kaum von der Messstelle AUPHEP 1 (Wien AKH, Abbildung 43). Auch in Streithofen ist der Freitag der höchstbelastete Tag.

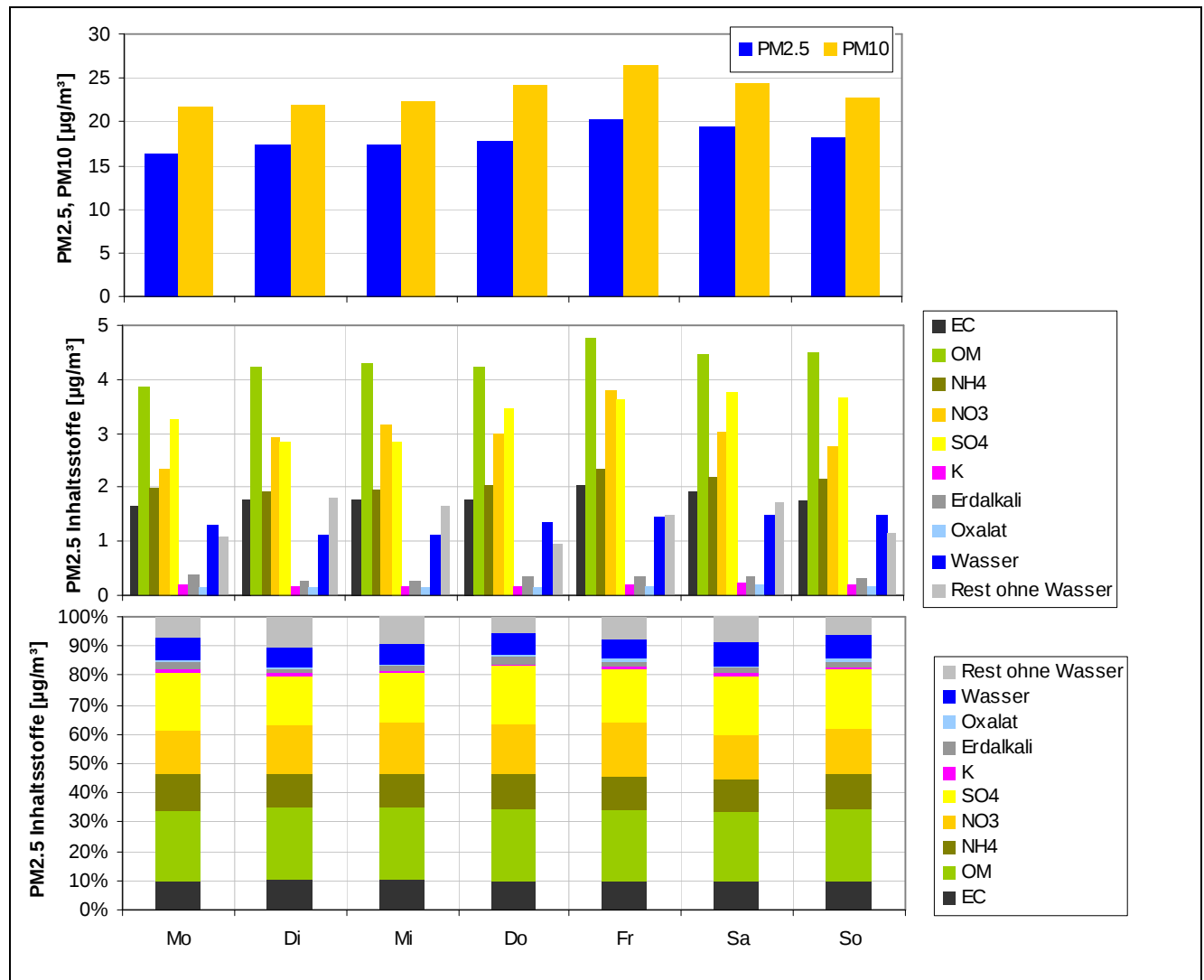


Abbildung 50: Wochengang der PM_{2,5} und PM₁₀ Konzentration sowie der Inhaltsstoffe von PM_{2,5} der Station AUPHEP 2 - Streithofen.

Der Wochengang von EC und OM entspricht nicht jenem, der für wesentliche Emittenten (Verkehr, Industrie und Gewerbe) angenommen werden kann und deutet noch stärker als in Wien auf Akkumulationseffekte hin; diese sind bei den sekundären anorganischen Ionen, v. a. bei Sulfat noch stärker ausgeprägt. Bei Sulfat wiesen die Wochentage Freitag bis Sonntag die höchsten Konzentrationen auf.

6.1.2.3 Windrichtungsabhängigkeit

Sowohl die Konzentration als auch die Staubinhaltsstoffe zeigen – ebenso wie an der Messstelle AUPHEP 1 – eine deutliche Abhängigkeit von der Windrichtung. Die Abhängigkeit der chemischen Zusammensetzung der Staubinhaltsstoffe und deren relative Anteile von der Windrichtung ist in Abbildung 51 dargestellt, wobei Windrichtungen mit mehr als 60 % der Halbstundenmittelwerte aus dem betreffenden 90°-Sektor der jeweiligen Richtung zugeordnet wurden. Bei der Klasse „indifferente Windrichtung“ war keine Richtung mit mehr als 60 % vertreten.

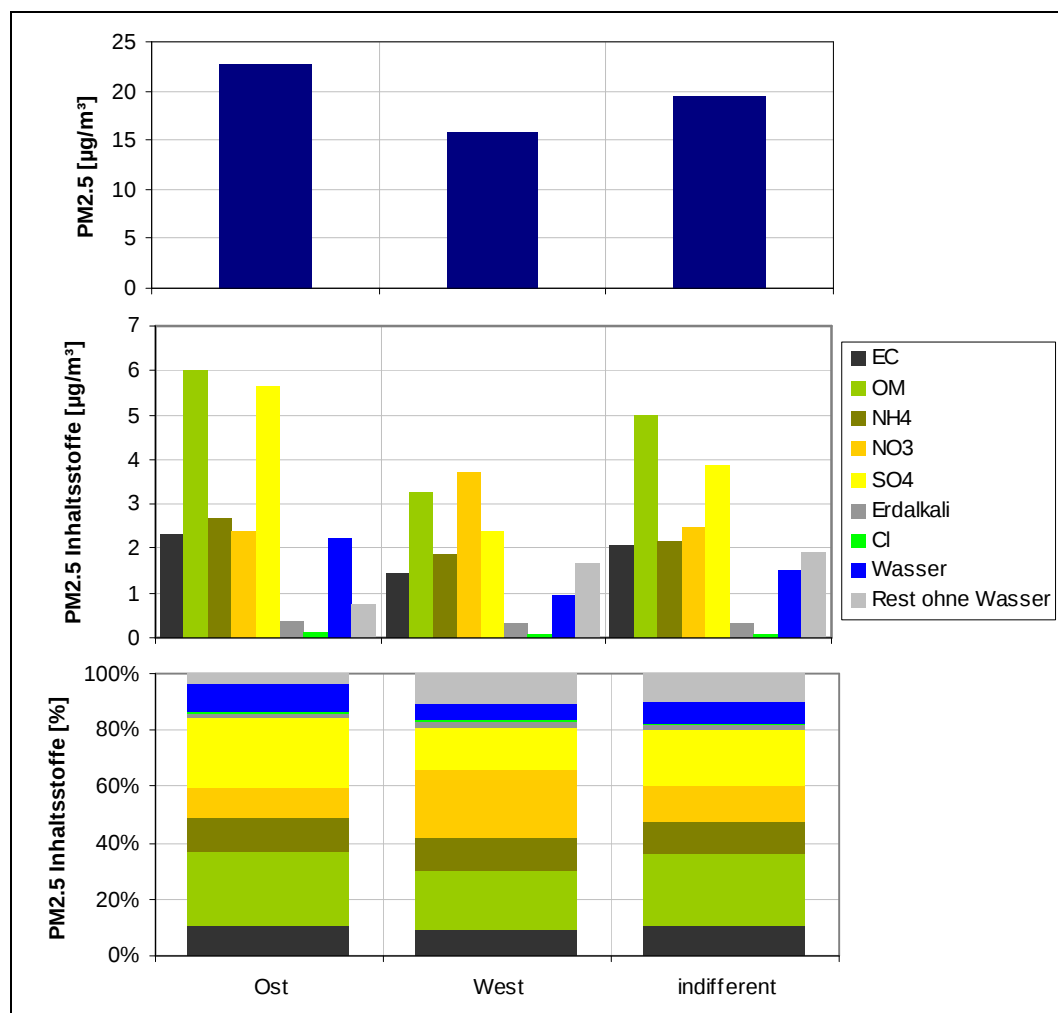


Abbildung 51: Abhängigkeit der Konzentration von PM_{2,5} sowie der Inhaltsstoffe von der Windrichtung an der Station AUPHEP 2- Streithofen.

Die markantesten Unterschiede zeigen sich zwischen Ost- und Westwind. Bei Wind aus Südosten liegen der Anteil an Sulfat und organischem Material ebenso wie die Gesamtkonzentration deutlich über dem Durchschnitt, bei Westwind dagegen der Anteil von Nitrat und dem mineralischen Rest (Abbildung 52).

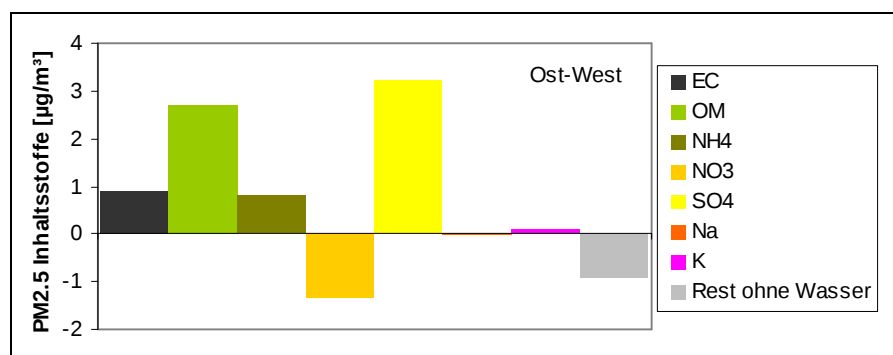


Abbildung 52: Differenz der PM_{2,5} Inhaltsstoffe zwischen Wind aus Ost und West an der Station Streithofen.

6.1.2.4 Korrelationen

Hohe Korrelationen zwischen Inhaltsstoffen an der Station Streithofen zeigen sich zwischen elementarem und organischem Kohlenstoff sowie den sekundären anorganischen Partikeln (Tabelle 24).

Tabelle 24: Korrelationen der PM_{2,5} Inhaltsstoffe der Station Streithofen (AUPHEP 2). Korrelationen über 0,75 sind fett gedruckt.

	PM _{2,5}	EC	OM	NH ₄	NO ₃	SO ₄	Na	K	Ca	Mg	Cl	Rest
BC	0,87	1										
OM	0,74	0,78	1									
NH ₄	0,93	0,80	0,62	1								
NO ₃	0,71	0,61	0,39	0,77	1							
SO ₄	0,71	0,60	0,55	0,73	0,19	1						
Na	0,03	0,00	-0,06	0,02	0,06	0,03	1					
K	0,57	0,53	0,44	0,54	0,46	0,37	0,56	1				
Ca	0,01	-0,05	-0,04	-0,06	-0,04	0,06	0,61	0,14	1			
Mg	0,15	0,07	0,03	0,11	0,19	0,05	0,45	0,39	0,61	1		
Cl	0,54	0,57	0,39	0,54	0,65	0,17	0,16	0,45	-0,03	0,34	1	
Rest	0,52	0,28	0,13	0,30	0,21	0,20	-0,06	0,18	0,02	0,09	0,16	1
Temperatur	-0,43	-0,42	-0,21	-0,44	-0,63	0,05	-0,07	-0,34	0,10	-0,14	-0,55	-0,23
Feuchte	0,32	0,37	0,16	0,30	0,41	0,06	0,08	0,23	-0,04	0,12	0,46	0,14
Windgeschw.	-0,17	-0,31	-0,36	-0,08	0,23	-0,39	0,01	-0,11	-0,03	0,05	0,09	-0,01

6.1.3 Vergleich von Wien-AKH und Streithofen (AUPHEP 1 – AUPHEP 2)

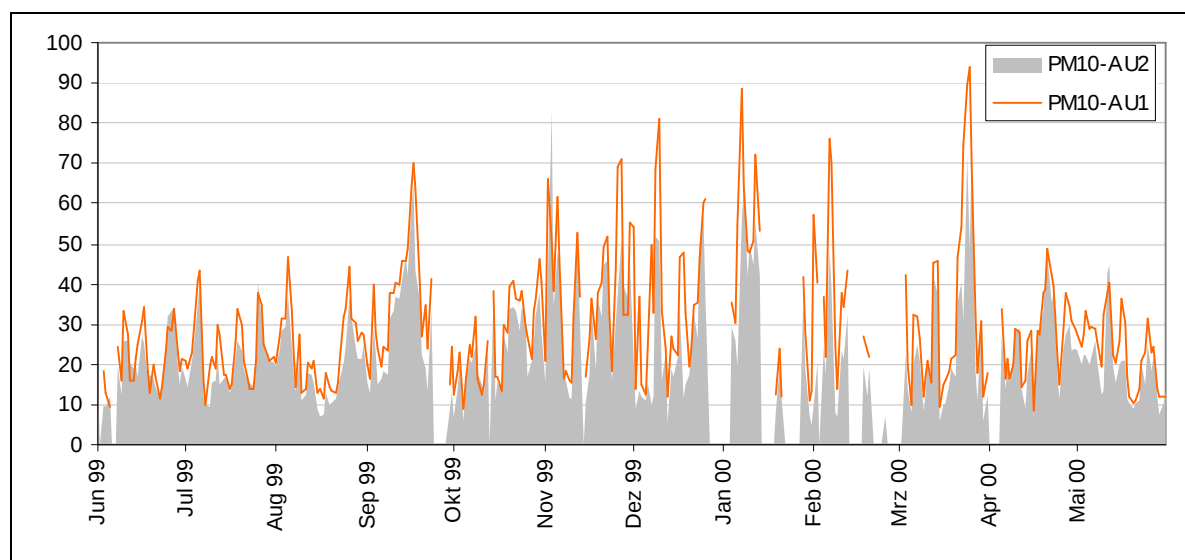
Da die Stationen Wien-AKH und Streithofen eine relativ geringe räumliche Distanz aufweisen und die Messungen an den beiden Standorten zeitgleich durchgeführt wurden, werden nachfolgend die Ergebnisse verglichen.

Die PM₁₀-Belastung war im Mittel über den Messzeitraum (1.6.1999 bis 30.5.2000) in Wien-AKH um etwa 7 µg/m³ höher als in Streithofen, bei PM_{2,5} betrug die Differenz 4 µg/m³ (Tabelle 25).

Tabelle 25: PM10 und PM2,5 Konzentrationen in Wien und Streithofen, in $\mu\text{g}/\text{m}^3$.

	PM10	PM2,5
Wien-AKH	30,4	22,0
Streithofen	23,5	18,1

Der Verlauf der PM10 Konzentration ist weitgehend parallel, an der überwiegenden Anzahl der Tage ist die Belastung in Wien höher als in Streithofen (Abbildung 53, dargestellt wurden nur die Tagen an denen von beiden Stationen Messwerte vorliegen).

Abbildung 53: Verlauf der PM10 Konzentration in Wien-AKH und Streithofen, in $\mu\text{g}/\text{m}^3$.

Die Differenz der Belastung in Wien und in Streithofen ergibt sich bei PM2,5 und PM10 vor allem aus der höheren Konzentration von EC, OM und Sulfat in Wien, bei PM10 ist darüber hinaus noch Ca und der mineralische Anteil höher, lediglich die Nitrat-Konzentration ist in Streithofen bei PM2,5 etwas höher (Abbildung 54). Dies könnte mit landwirtschaftlichen Aktivitäten und damit verbundenen Ammoniakemissionen im Tullner-Feld zusammenhängen.

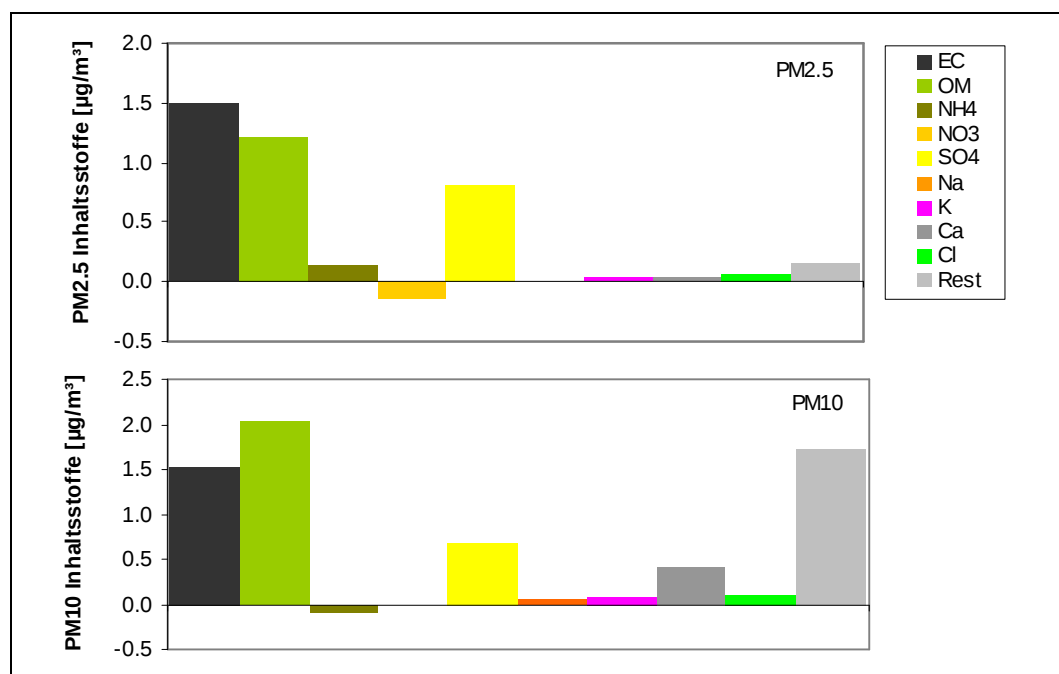


Abbildung 54: Differenz der Inhaltsstoffe von PM2,5 und PM10 in Wien-AKH (AUPHEP 1) und Streithofen (AUPHEP 2).

Die gute Übereinstimmung der Verläufe der PM-Konzentration zeigt sich auch an den hohen Korrelationen, diese liegen bei PM10 und PM2,5 bei 0,85 bzw. 0,84 (Tabelle 26). Auch die sekundären anorganischen Partikel weisen Korrelationen in dieser Höhe auf. Etwas weniger korreliert sind EC bzw. OM.

Tabelle 26: Korrelation der PM-Konzentrationen sowie der Staubinhaltsstoffe von PM2,5 von Wien und Streithofen.

PM10	PM2,5	EC	OM	NH ₄	NO ₃	SO ₄	Na	K	Ca	Mg	Cl	Rest
0,85	0,84	0,65	0,68	0,86	0,84	0,85	0,17	0,54	0,22	0,62	0,42	0,45

6.1.4 Ergebnisse der Messungen in Linz ORF-Zentrum (AUPHEP 3), 2000/2001

In Linz ORF-Zentrum wurden PM10- und PM2,5-Messungen von Oktober 2000 bis September 2001 durchgeführt.

Zu PM10 tragen die Kohlenstoffverbindungen im Mittel etwa 30 % bei, die sekundären anorganischen Ionen 34 %, der überwiegende Rest wird aus mineralischen Komponenten und Wasser gebildet. Am auffallendsten bei den Analysen der Inhaltsstoffe ist der hohe Anteil an Eisen in PM10, der im Mittel 3,6 % beträgt, welcher sich aber aus der in Linz ansässigen Eisen- und Stahlindustrie erklärt (siehe Abbildung 55). Nahe gelegene Bahnanlagen könnten allerdings ebenfalls zu den hohen Eisenkonzentrationen beitragen.

Der Anteil an Kohlenstoffverbindungen in PM2,5 beträgt ebenfalls etwa ein Drittel, deutlich höher ist der Anteil an sekundären anorganischen Ionen (46 %). Der Rest, der bei PM2,5 einen geringeren Anteil als bei PM10 ausmacht, besteht überwiegend aus den nicht-analysierten mineralischen Komponenten und Wasser.

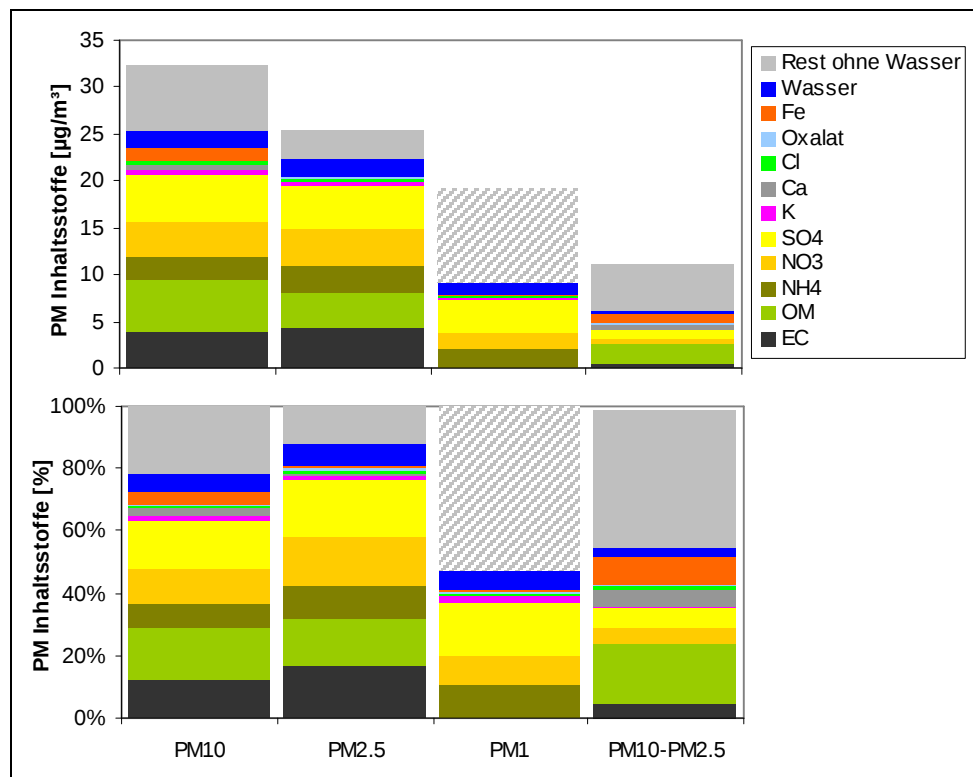


Abbildung 55: Mittlere Zusammensetzung von PM10, PM2,5 und PM1 (ohne Kohlenstoffverbindungen) sowie der Differenz von PM10 und PM2,5 an der Messstelle AUPHEP 3 (Linz), 1.10.2000 – 30.9.2001 (EC= Elementarer Kohlenstoff, OM= organisches Material).

Die Grobfraktion PM10-PM2,5 wird zu etwa 50 % aus dem nicht-analysierten Rest, zu 23 % aus EC und OM, zu 9 % aus Eisen gebildet.

6.1.4.1 Chemische Zusammensetzung an hochbelasteten Tagen

Von den 180 Tagen mit Filteranalysen der wichtigsten Inhaltsstoffe waren an 58 Tagen die Tagesmittelwerte über $30 \mu\text{g}/\text{m}^3$, an 27 Tagen über $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$ und an 13 Tagen über $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Die chemische Zusammensetzung dieser PM2,5 Filterproben ist in Abbildung 56 dargestellt.

Die Inhaltsstoffanalysen zeigen an höher belasteten Tagen kaum markante Unterschiede zum Durchschnitt. Lediglich der Anteil an EC ist an höher belasteten Tagen etwas geringer.

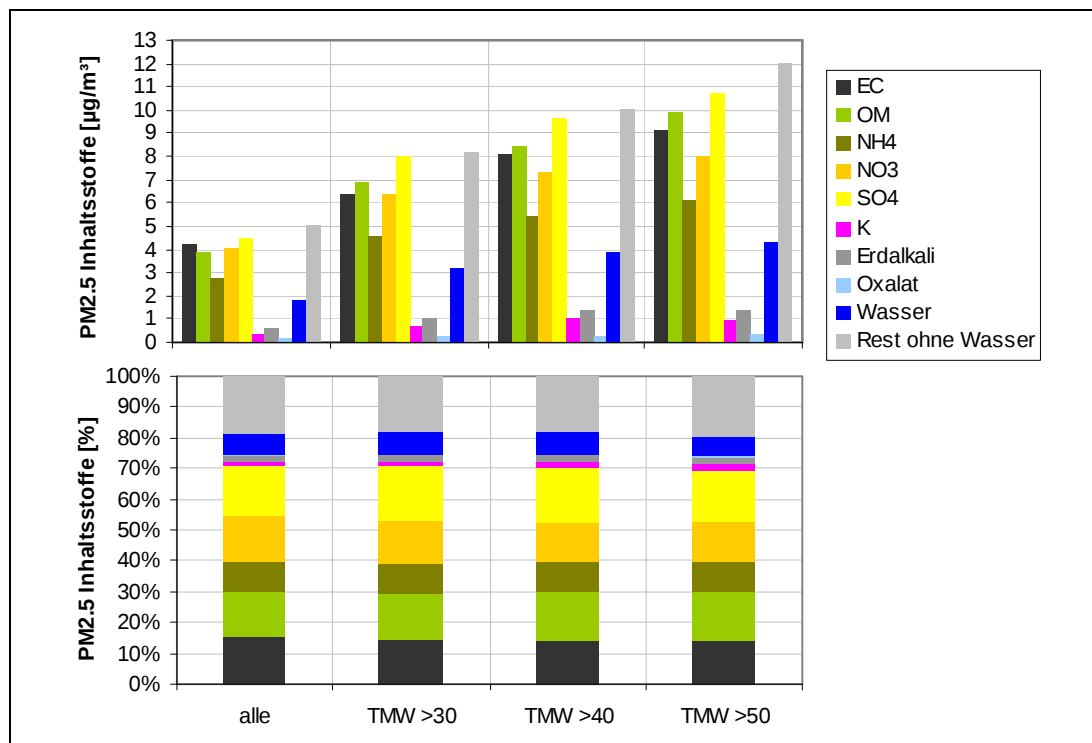


Abbildung 56: PM_{2,5} Inhaltsstoffe im Mittel und an Tagen mit Tagesmittelwerten über 30, 40 und 50 µg/m³ der Station AUPHEP 3 - Linz.

6.1.4.2 Windrichtungsabhängigkeit

Die Auswertung der PM_{2,5}-Inhaltsstoffe in Abhängigkeit von der Windrichtung (Abbildung 57) zeigt – ähnlich wie in Wien und Streithofen –, dass bei Wind aus dem Ost- bzw. Nordostsektor die PM₁₀-Belastung um etwa 15 µg/m³ höher ist (PM_{2,5}: 11 µg/m³), als bei Wind aus dem Westsektor.

Bei den Inhaltsstoffen sind Ost- bzw. Nordostwinde geprägt durch einen hohen Sulfatanteil von etwa 23 %, dieser beträgt bei W- und SW-Wind nur 15 %. Bei indifferenten Windverhältnissen (keine Windrichtung mehr als 60 % vorherrschend) zeigt sich ein relativ hoher Anteil an EC, Kalium und dem Rest. Auch ist bei diesen Windverhältnissen die Gesamtbelastung am höchsten (PM₁₀: 44,8 µg/m³, PM_{2,5}: 28,8 µg/m³).

Verantwortlich für diese Unterschiede sind, wie auch bei den Messstellen im Raum Wien, u. a. Sulfat-Ferntransport von Osteuropa sowie die generell günstigeren Ausbreitungsbedingungen bei Westwind.

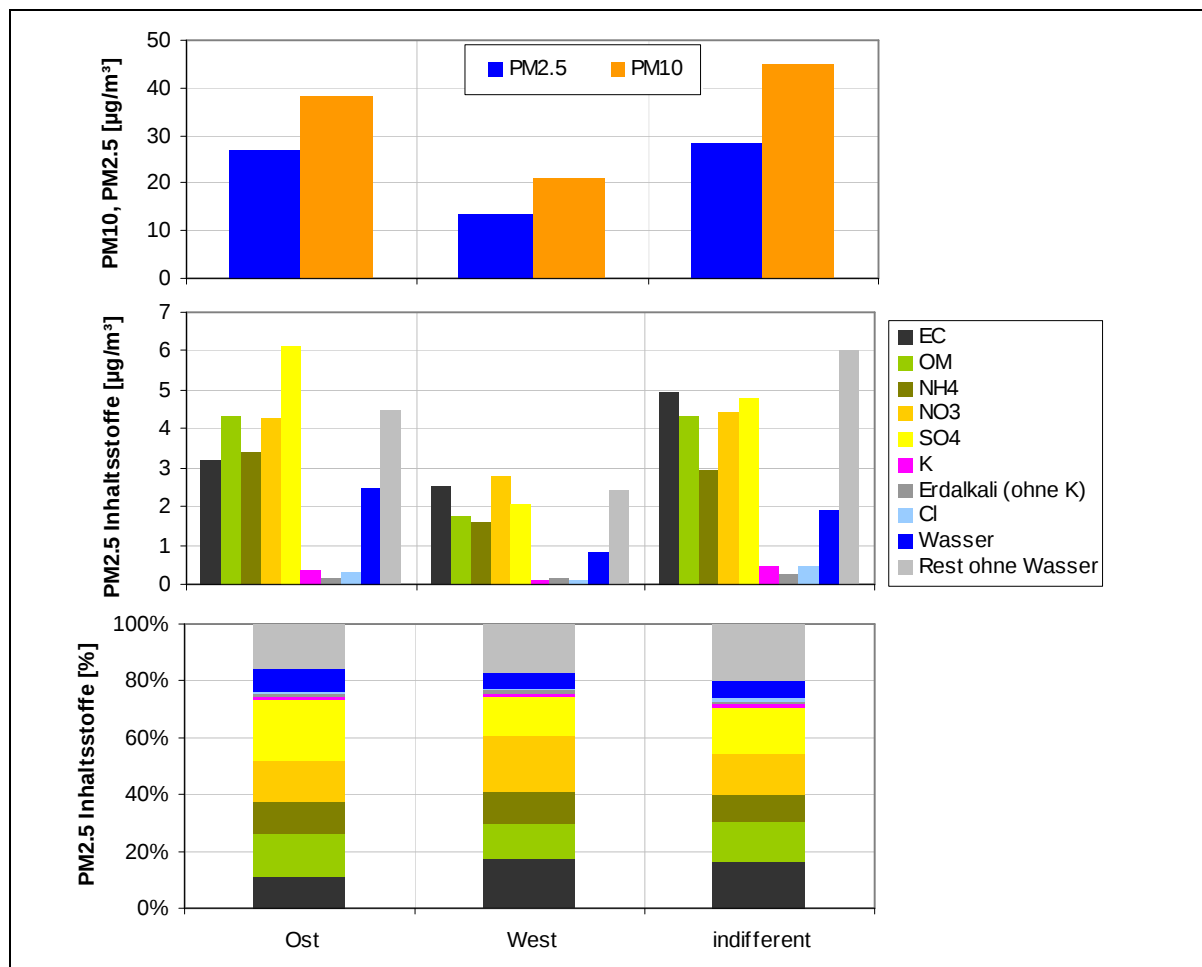


Abbildung 57: Abhängigkeit der Konzentration von PM_{2,5} sowie der Inhaltsstoffe von der Windrichtung.

6.1.4.3 Korrelationen

Hohe Korrelationen zwischen den Inhaltsstoffen zeigen sich bei den sekundären anorganischen Partikeln sowie zwischen Na, K und Cl. Die PM_{2,5} Konzentration ist mit den meisten Inhaltsstoffen hoch korreliert, ausgenommen Mg und Ca.

Tabelle 27: Korrelationen der PM_{2,5} Inhaltsstoffe der Station Linz ORF-Zentrum (AUPHEP 3). Korrelationen über 0.75 sind fett gedruckt.

	PM _{2,5}	EC	OM	NH ₄	NO ₃	SO ₄	Na	K	Ca	Mg	Cl	Oxalat	Rest
EC	0,76	1											
OM	0,83	0,61	1										
NH ₄	0,86	0,42	0,67	1									
NO ₃	0,71	0,31	0,61	0,81	1								
SO ₄	0,83	0,44	0,61	0,92	0,54	1							
Na	0,80	0,74	0,63	0,58	0,40	0,62	1						
K	0,60	0,34	0,46	0,48	0,35	0,56	0,53	1					
Ca	0,30	0,40	0,30	0,09	0,09	0,14	0,34	0,14	1				
Mg	0,23	0,10	0,12	0,10	0,07	0,24	0,23	0,89	0,12	1			
Cl	0,82	0,63	0,65	0,66	0,49	0,67	0,79	0,79	0,21	0,56	1		
Oxalat	0,73	0,31	0,64	0,77	0,69	0,69	0,38	0,48	0,19	0,19	0,45	1	
Rest	0,76	0,75	0,50	0,42	0,31	0,45	0,71	0,42	0,30	0,15	0,64	0,41	1
Temperatur	-0,37	-0,20	-0,29	-0,42	-0,50	-0,31	-0,18	-0,21	0,12	-0,14	-0,40	-0,12	-0,11
Luftfeuchte	0,28	0,31	0,13	0,23	0,27	0,15	0,17	0,13	-0,14	0,02	0,30	0,08	0,25
Windgeschw.	-0,50	-0,54	-0,43	-0,30	-0,21	-0,32	-0,42	-0,36	-0,14	-0,14	-0,40	-0,33	-0,50

6.1.5 Ergebnisse der Messungen in Graz Süd (AUPHEP 4), 2000/2001

Nachfolgend sind die Analysenergebnisse der Station Graz-Süd (AUPHEP 4) dargestellt, die von 1.10.2000 bis 30.9.2001 betrieben wurde (Abbildung 58). Bei PM₁₀ tragen die Kohlenstoffverbindungen im Mittel knapp 40 % bei, die sekundären anorganischen Ionen 26 %, der Rest wird überwiegend aus mineralischen Komponenten und Wasser gebildet. Zu PM_{2,5} tragen EC und OM im Mittel 43 % bei, die sekundären anorganischen Ionen 32 %, 21 % der nichtanalytierte Rest (inkl. Wasser).

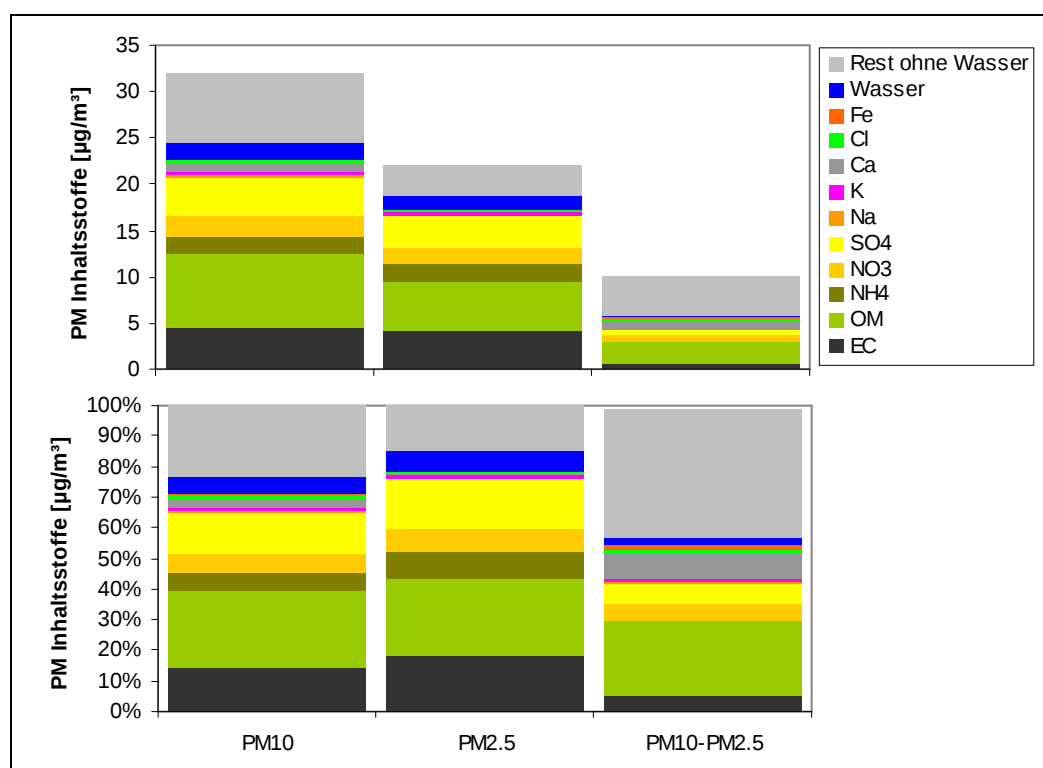


Abbildung 58: Mittlere Zusammensetzung von PM10 und PM2,5) sowie der Differenz von PM10 und PM2,5 an der Messstelle AUPHEP 4 (Graz-Süd), 1.10.2000 – 30.9.2001 (EC= elementarer Kohlenstoff oder Ruß, OM= organisches Material).

Tabelle 28: Mittlere Zusammensetzung von PM10 und PM2,5) sowie der Differenz von PM10 und PM2,5 an der Messstelle AUPHEP 4 (Graz-Süd), 1.10.2000 – 30.9.2001 (EC= Elementarer Kohlenstoff, OM= organisches Material), $\mu\text{g}/\text{m}^3$.

	Konzentration	EC	OM	NH_4	NO_3	SO_4	Na	K	Ca	Mg	Cl	Fe	Rest
PM10	32,9	4,6	7,9	1,8	2,3	4,2	0,2	0,3	1,0	0,1	0,3	0,2	9,3
PM2,5	21,6	4,1	5,4	1,9	1,7	3,5	0,1	0,2	0,1	0,0	0,2	0,0	4,7
PM10-PM2,5	11,3	0,5	2,5	-0,1	0,6	0,7	0,1	0,1	0,9	0,1	0,1	0,1	4,6

Die Hauptkomponenten der Grobfraktion PM10-PM2,5 sind mit 45 % der Rest und mit 24 % das organische Material, daneben noch Nitrat, Sulfat und Kalzium.

Da von der Station Graz Süd (AUPHEP 4) keine täglichen Inhaltsstoffanalysen – ausgenommen Kohlenstoffanteil – durchgeführt wurden, sondern Monatsproben bestimmt wurden, können von dieser Station keine Windrichtungsabhängigkeiten, Korrelationen und Unterschiede der Inhaltsstoffe an hochbelasteten Tage bestimmt werden.

6.1.6 Überblick über die Ergebnisse aller AUPHEP-Stationen

Nachfolgend wird ein Überblick über die Ergebnisse der Messungen und Inhaltsstoffanalysen der Stationen AUPHEP 1 bis 4 gegeben. Tabelle 29 zeigt eine Zusammenstellung der Konzentration und der relativen Anteile der verschiedenen Inhaltsstoffe von PM10 und

PM_{2,5}; in Abbildung 59 und Abbildung 60 sind diese grafisch dargestellt, Tabelle 30 und Abbildung 61 zeigen die Differenz PM₁₀-PM_{2,5}. Dabei ist allerdings zu berücksichtigen, dass die Messkampagnen für AUPHEP 1 und 2 bzw. AUPHEP 3 und 4 in verschiedenen Jahren stattgefunden haben. Die Vergleiche sind dadurch nur bedingt aussagekräftig.

Tabelle 29: Vergleich der Inhaltsstoffanalysen der Stationen AUPHEP 1-4 (erste Zeile Konzentration in µg/m³, zweite Zeile Anteil in %).

	Konz.	EC	OM	NH ₄	NO ₃	SO ₄	Na	K	Ca	Mg	Cl	Summe HM ²⁹	Rest
AU1-PM _{2,5}	22,0	3,4	5,6	2,3	3,0	4,2	0,08	0,23	0,09	0,02	0,16	0,08	3,3
		15 %	26 %	10 %	14 %	19 %	0,3 %	1,1 %	0,4 %	0,1 %	0,7 %	0,4 %	15 %
AU1-PM ₁₀	30,4	3,5	8,0	2,5	4,1	4,6	0,20	0,27	0,62	0,08	0,23	0,26	5,9
		11 %	26 %	8 %	13 %	15 %	0,6 %	0,9 %	2,0 %	0,3 %	0,7 %	0,9 %	19 %
AU2-PM _{2,5}	18,1	1,8	4,3	2,1	3,0	3,3	0,07	0,20	0,04	0,01	0,09	0,06	3,1
		10 %	24 %	11 %	17 %	18 %	0,4 %	1,1 %	0,2 %	0,1 %	0,5 %	0,3 %	17 %
AU2-PM ₁₀	23,7	2,0	6,0	2,6	4,1	3,9	0,14	0,18	0,20	0,05	0,13	0,11	4,3
		8 %	25 %	11 %	17 %	16 %	0,6 %	0,8 %	0,8 %	0,2 %	0,5 %	0,5 %	18 %
AU3-PM ₁	19,3			2,1	1,7	3,3	0,08	0,29	0,06	0,01	0,13	0,12	
				11 %	9 %	17 %	0,4 %	1,5 %	0,3 %	0,1 %	0,7 %	0,6 %	0 %
AU3-PM _{2,5} ³⁰	21,2	4,2	3,9	2,7	4,1	4,5	0,09	0,38	0,12	0,02	0,38	0,25	4,9
		17 %	15 %	11 %	16 %	18 %	0,4 %	1,5 %	0,5 %	0,1 %	1,5 %	1,0 %	19 %
AU3-PM ₁₀	33,7	3,9	5,5	2,5	3,7	5,0	0,19	0,40	0,72	0,08	0,34	1,36	9,0
		11 %	16 %	7 %	11 %	15 %	0,6 %	1,2 %	2,1 %	0,2 %	1,0 %	4,0 %	27 %
AU4-PM _{2,5}	21,6	4,1	5,4	1,9	1,7	3,5	0,09	0,24	0,14	0,02	0,16	0,11	4,7
		19 %	25 %	9 %	8 %	16 %	0,4 %	1,1 %	0,7 %	0,1 %	0,7 %	0,5 %	22 %
AU4-PM ₁₀	32,9	4,6	7,9	1,8	2,3	4,2	0,18	0,30	1,01	0,08	0,30	0,29	9,3
		14 %	24 %	5 %	7 %	13 %	0,5 %	0,9 %	3,1 %	0,3 %	0,9 %	0,9 %	28 %

An den städtischen Stationen Wien-AKH (AUPHEP 1), Linz-ORF (AUPHEP 3) und Graz Süd (AUPHEP 4) ist die Konzentration an EC und dem mineralischem Anteil in PM₁₀ und PM_{2,5} durchwegs höher als in Streithofen (AUPHEP 2).

Die Sulfat- und Nitratkonzentration ist bei PM_{2,5} in Linz am höchsten, am niedrigsten ist die Nitratkonzentration in Graz. Bei PM₁₀ sind die Sulfat- und Nitratkonzentration in Wien, Streithofen und Linz deutlich höher als in Graz. Die OM-Konzentration ist in Wien und Graz in beiden Fraktionen höher als zwei anderen Stationen.

²⁹ Schwermetalle

³⁰ Die PM_{2,5}-Konzentration (21,2 µg/m³) ist niedriger als die Summe der Inhaltsstoffe (25,5 µg/m³), da die Analysen unregelmäßig an insgesamt etwa 180 Tagen durchgeführt wurden.

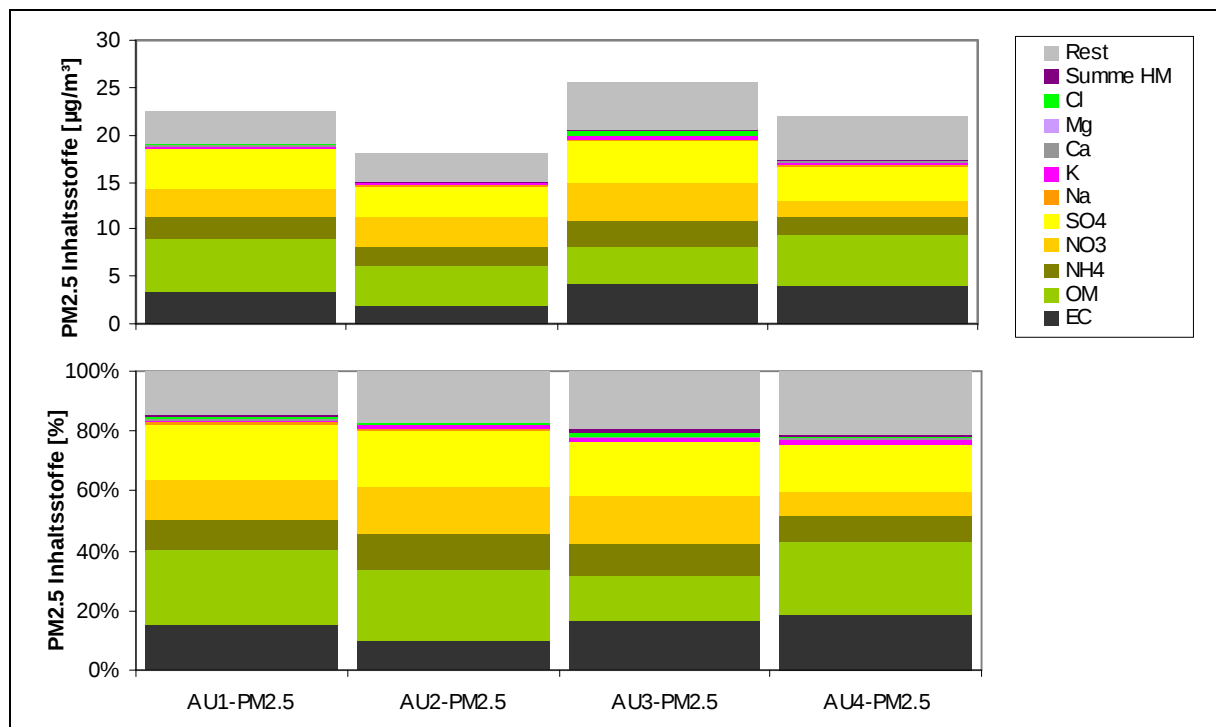


Abbildung 59: Vergleich der PM_{2,5} Inhaltsstoffe der Stationen AUPHEP 1-4.

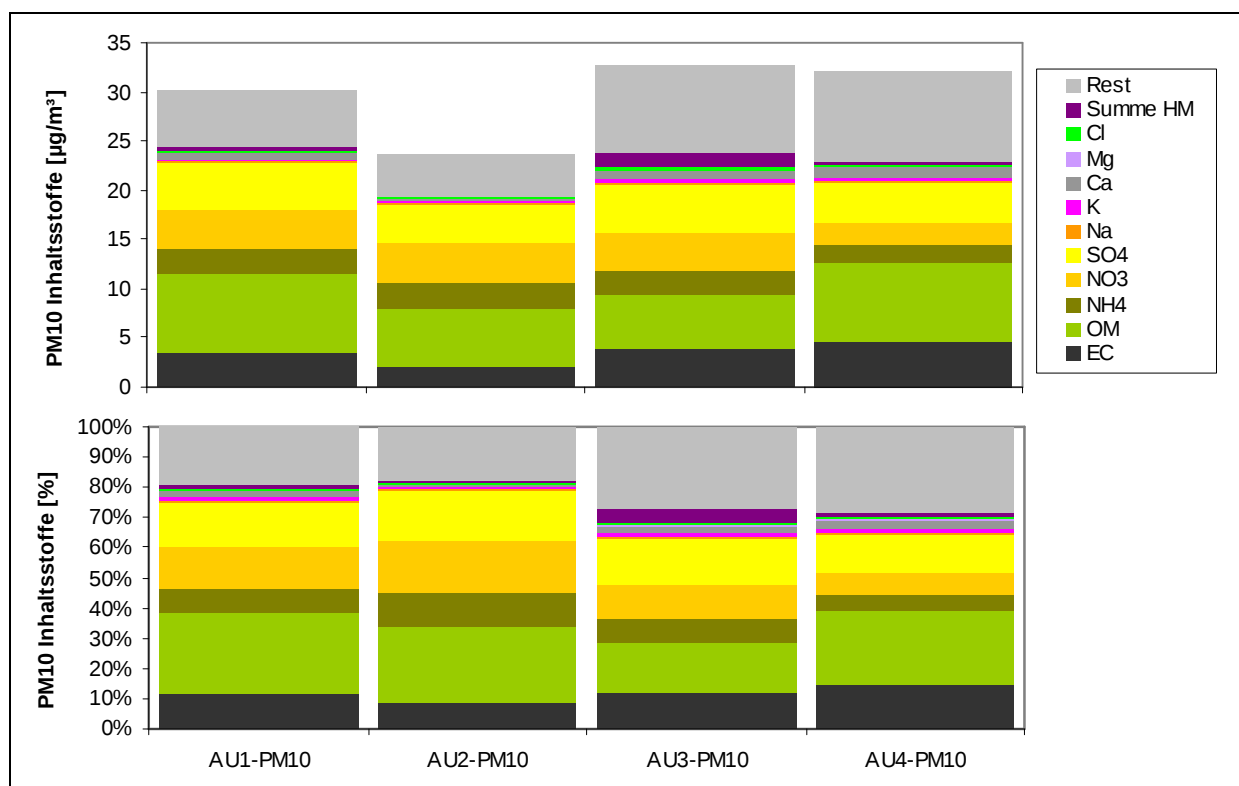


Abbildung 60: Vergleich der PM₁₀ Inhaltsstoffe der Stationen AUPHEP 1-4.

Auffallende Unterschiede zeigt die Grobfraktion (PM₁₀-PM_{2,5}) an den vier AUPHEP-Stationen (Tabelle 30, Abbildung 61). Besonders hoch ist die Differenz in Linz und Graz, die ein sehr ähnliches Verhalten zeigen. Die Hauptbestandteile der Grobfraktion sind dort der Rest und das organische Material.

Deutlich niedriger ist der Anteil der Grobfraktion in Wien und in Streithofen, in Wien dominieren ebenfalls der Rest und das organische Material, in Streithofen findet sich darüber hinaus noch ein deutlicher Nitratanteil im PM₁₀-PM_{2,5}.

Tabelle 30: Vergleich der PM₁₀-PM_{2,5} Inhaltsstoffe der Stationen AUPHEP 1-4, in $\mu\text{g}/\text{m}^3$.

PM ₁₀ -PM _{2,5}	Konz.	EC	OM	NH ₄	NO ₃	SO ₄	Na	K	Ca	Mg	Cl	Summe HM	Rest
Wien-AKH	8,4	0,1	2,4	0,2	1,1	0,4	0,1	0,0	0,5	0,1	0,1	0,2	2,5
Streithofen	5,6	0,2	1,7	0,5	1,1	0,6	0,1	0,0	0,2	0,0	0,0	0,1	1,2
Linz ORF	11,3	0,5	2,2	-0,1	0,6	0,7	0,1	0,0	0,6	0,1	0,1	1,1	5,3
Graz Süd	11,3	0,5	2,5	-0,1	0,6	0,7	0,1	0,1	0,9	0,1	0,1	0,2	4,6

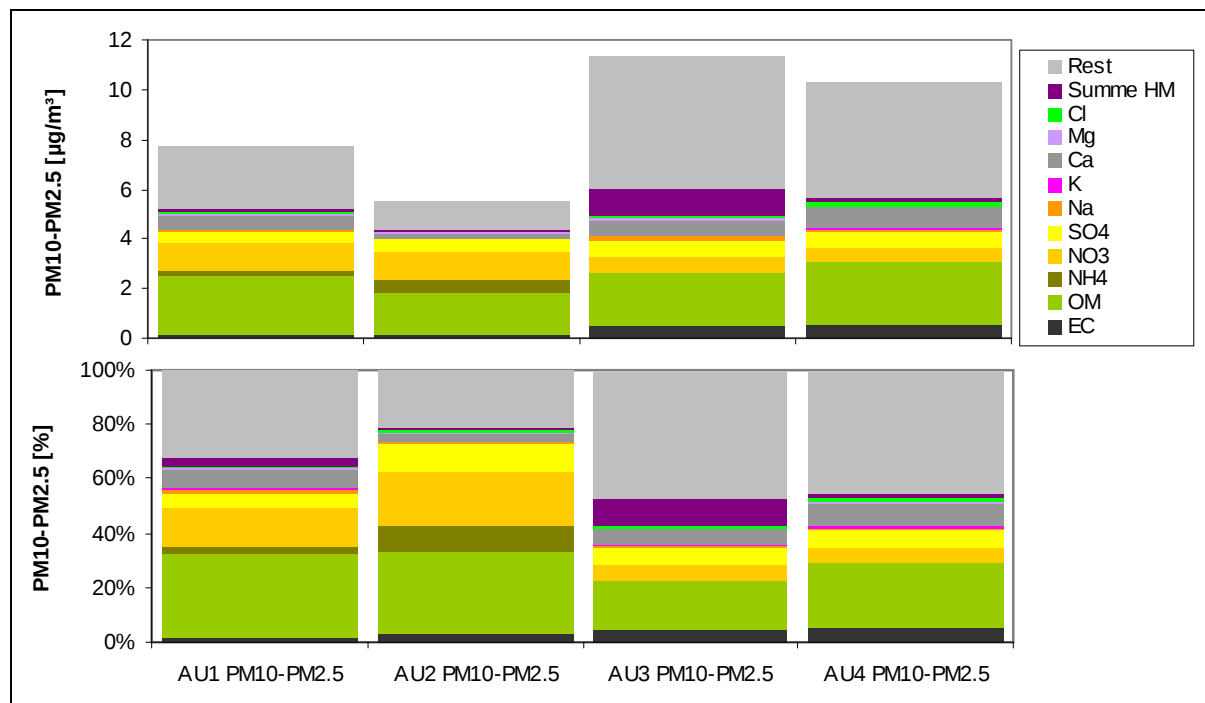


Abbildung 61: Vergleich der PM₁₀-PM_{2,5} Inhaltsstoffe der Stationen AUPHEP 1-4.

6.2 Messkampagne in Arnoldstein und Unterloibach (1999/2000)

Im Rahmen einer Dissertation wurden in Kärnten am Industriestandort Arnoldstein und an einer ländlichen Messstelle in Unterloibach neben der Bestimmung von gasförmigen Luftschadstoffen auch PM₁₀-Messungen, Impaktormessungen und Inhaltsstoffanalysen zwischen März 1999 und Februar 2000 durchgeführt [LAVRIC, 2001]. Die Messstelle Arnoldstein – Gailitz 2 befindet sich in etwa 700-800 m Entfernung von einem Industriegebiet (relevant ist v. a. eine Sekundärbleihütte), Unterloibach liegt auf einer Wiese in etwa 5 km Entfernung von dem Ort Bleiburg. Die Station Unterloibach befindet sich im Einflussbereich

eines Bleiwerkes (15 km Entfernung), eines Stahlwerkes (15 km Entfernung) und eines großen kalorischen Kraftwerkes (30 km Entfernung) in Slowenien.

An den beiden Stationen wurden an etwa 110 ausgewählten Tagen PM10-Inhaltsstoffanalysen von EC, OC, Nitrat, Ammonium, Sulfat, Na, Cl, K, Mg, Ca sowie den Schwermetallen As, Cd, Co, Cr, Cu, Fe, Mn, Ni, Pb, V und Zn durchgeführt. Die Tage mit Analysen wurde danach festgelegt, ob in Arnoldstein der Wind bevorzugt aus oder in Richtung des Werkes weht, bzw. in Unterloibach aus Richtung Slowenien oder Österreich. Ebenso wurden Filter an Tagen mit Kalmen analysiert. Die Impaktorproben zur Bestimmung der Größenverteilung der Inhaltsstoffe wurden während vier mehrtägiger Messungen gewonnen.

Die PM10-Belastung betrug im Periodenmittel in Arnoldstein 24,2 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, in Unterloibach 21,4 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. An den Tagen mit Inhaltsstoffanalysen waren die Konzentrationen etwas geringer (Arnoldstein: 22,3 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, Unterloibach: 20,3 $\mu\text{g}/\text{m}^3$). Die PM10-Belastung war daher verglichen mit anderen Messstellen eher gering.

Die Ergebnisse der Inhaltsstoffanalysen sind in Abbildung 62 dargestellt.

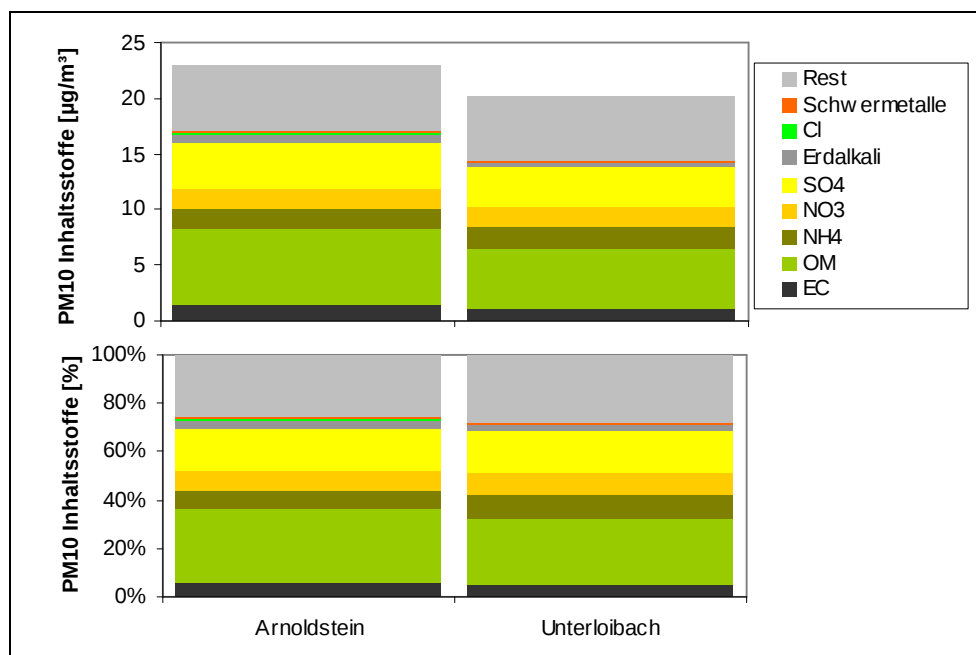


Abbildung 62: PM10 Inhaltsstoffe an den Messstellen Arnoldstein Gailitz 2 und Unterloibach an 110 ausgewählten Tagen, März 1999 bis Februar 2000.

Der Anteil der Kohlenstoffverbindungen betrug im Mittel beinahe 40 %, die sekundären anorganischen Partikel 35 %, der nichtanalyisierte Rest 25 %. Unterschiede zwischen Arnoldstein und Unterloibach finden sich vor allem bei EC und OM, diese sind in Arnoldstein um etwa 25 % höher, und aufgrund des Einflusses des Industriestandortes bei den Schwermetallen, wobei Cd mit der 6fachen Konzentration in Arnoldstein besonders auffällig ist.

An den 36 Tagen, an denen von beiden Stationen gleichzeitig Inhaltsstoffanalysen vorlagen, zeigte sich, dass besonders OM in Arnoldstein deutlich höher war (Abbildung 63).

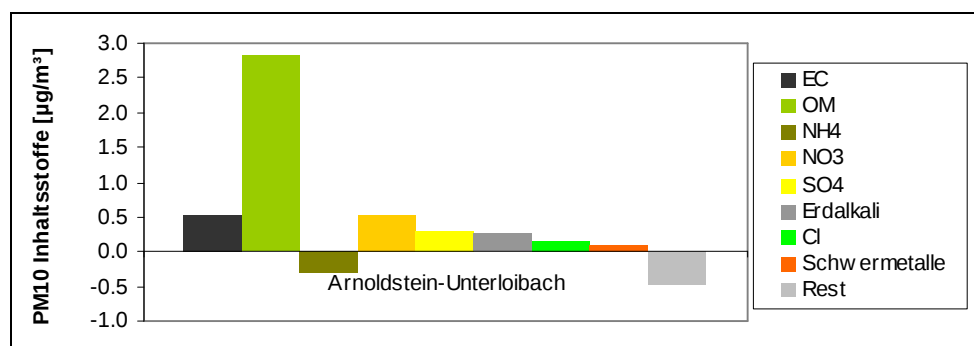


Abbildung 63: Differenz der PM₁₀ Inhaltsstoffe von Arnoldstein und Unterloibach an den Tagen, an denen von beiden Stationen Analysen vorlagen.

Ein Vergleich der Inhaltsstoffe von Tagen mit Mittelwerten über 30 µg/m³ mit geringer belasteten Tagen zeigt kaum Unterschiede bei den relativen Anteilen der Parameter.

Tabelle 31: PM₁₀ Inhaltsstoffe der Messstellen Arnoldstein und Unterloibach in µg/m³, Schwermetalle in ng/m³.

Arnoldstein	PM10	EC	OM	NH ₄	NO ₃	SO ₄	Na	K	Ca	Mg	Cl	Rest	As	Cd	Cr	Cu	Fe	Mn	Ni	Pb	V	Zn
Konz.	22,3	1,4	6,9	1,8	1,8	4,1	0,1	0,4	0,2	0,1	0,2	5,8	0,9	2,6	0,5	3,6	119,8	6,0	0,8	76,8	2,0	44,6
rel. in %		6	31	8	8	18	0,6	1,6	0,8	0,4	0,7	26										
TMW>30	40,1	1,9	11,1	3,0	3,9	7,2	0,2	0,7	0,3	0,1	0,4	11,1	1,6	3,6	0,5	6,1	155,0	9,1	1,1	108,7	3,1	74,1
rel. in %	100	5	28	8	10	18	0,4	1,6	0,6	0,3	0,9	28										
Unterloibach																						
Konz.	20,3	1,0	5,4	2,0	1,7	3,6	0,1	0,2	0,1	0,1	0,03	5,7	1,5	0,4	0,5	2,0	53,1	3,2	0,4	35,2	1,4	29,2
rel. in %		5	27	10	9	18	0,4	0,8	0,7	0,4	0,2	28										
TMW>30	36,7	1,5	10,1	3,8	4,0	6,6	0,1	0,4	0,2	0,1	0,05	9,1	2,1	0,8	0,6	3,7	75,1	5,8	0,7	50,5	2,4	56,4
rel. in %		4	28	10	11	18	0,3	1,0	0,5	0,3	0,1	25										

6.3 Messkampagne Spittelauer Lände, Illmitz, 1999/2000

Vom Umweltbundesamt wurden zwischen Oktober 1999 und November 2000 PM₁₀ und PM_{2,5} Messungen an jedem sechsten Tag sowie Inhaltsstoffanalysen dieser Staubfraktionen an den Messstellen Wien- Spittelauer Lände und Illmitz durchgeführt. Die Station Spittelauer Lände ist eine verkehrsbelastete Messstelle, die etwa 50 km südöstlich gelegene Messstelle Illmitz repräsentiert die regionale Hintergrundbelastung. Analysiert wurden die Konzentration an elementarem (EC) und organischem Kohlenstoff (OM), die sekundären anorganischen Partikel (Sulfat, Nitrat, Ammonium), Fe, Na, K, Mg, Ca, Chlorid sowie der Schwermetalle Pb, Cd, As und Ni. In Tabelle 32 und Abbildung 64 werden die wichtigsten Ergebnisse dieser Messungen kurz präsentiert; eine umfassendere Darstellung der Analysergebnisse findet sich in SCHNEIDER & LORBEER (2002).

Zu berücksichtigen ist, dass die verwendete Analyseverfahren zur Bestimmung von EC und OC bei EC deutlich höhere Werte, bei OC etwas höhere Werte als bei der Bestimmungsmethode, die bei der AUPHEP und der EMEP EC/OC Messkampagne verwendet wurde, ergibt (siehe Kapitel 6.6).

Tabelle 32: Konzentrationen und Anteile der PM10- und PM2,5-Inhaltsstoffe in Wien Spittelauer Lände und Illmitz, 1999/2000, in $\mu\text{g}/\text{m}^3$ bzw. %.

		PM10	EC	OM	Sulfat	Nitrat	Ammonium	Ca, Mg, K, Na	Eisen	Wasser im Sulfat	Rest ohne Wasser
Konzentration											
Illmitz	PM10	24,2	2,0	5,5	4,3	2,7	2,0	0,7	0,2	0,0	2,1
	PM2,5	19,8	1,7	5,4	4,0	2,3	1,9	0,5	0,1	0,0	1,9
Spittelauer Lände	PM10	53,4	10,6	10,5	5,0	4,4	1,9	2,4	2,1	0,1	2,4
	PM2,5	38,2	9,1	8,5	4,3	3,6	2,0	1,2	0,6	0,0	2,0
rel. Anteil											
Illmitz	PM10		8 %	23 %	18 %	11 %	8 %	3 %	1 %	0 %	8 %
	PM2,5		9 %	28 %	20 %	11 %	10 %	2 %	0 %	0 %	10 %
Spittelauer Lände	PM10		20 %	20 %	9 %	8 %	4 %	5 %	4 %	0 %	4 %
	PM2,5		24 %	22 %	11 %	9 %	5 %	3 %	1 %	0 %	5 %

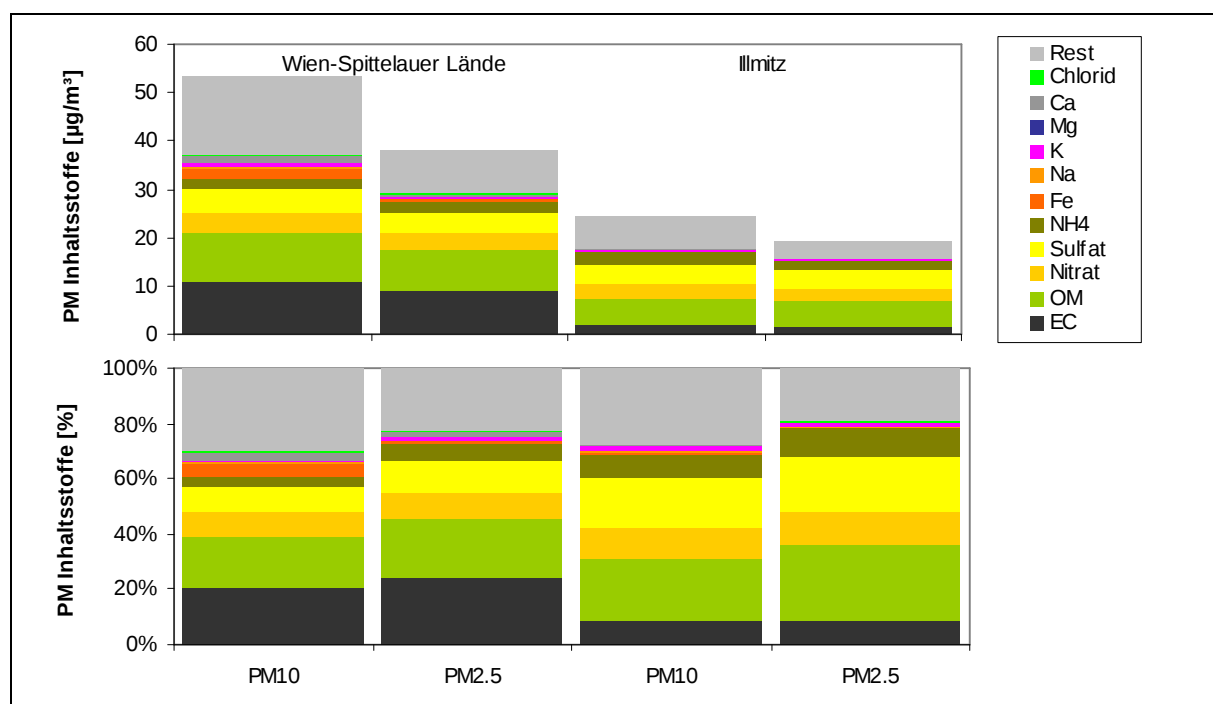


Abbildung 64: PM10 und PM2,5 Inhaltsstoffe in Wien-Spittelauer Lände und Illmitz.

An der Messstelle Spittelauer Lände tragen im Mittel die Inhaltsstoffe EC und OM zu etwa 40 %, die sekundären anorganischen Partikel zu 20 % und der nicht-analyisierte Rest (mineralische Anteile) zu 30 % bei. In Illmitz überwiegen der organische Kohlenstoff, die sekundären anorganischen Partikel und der Rest.

In Abbildung 65 ist die Grobfraktion (Differenz PM10-PM2,5) der beiden Messstellen dargestellt. An beiden Stationen wird diese ca. zur Hälfte aus dem nicht-analysierten Rest gebildet, zu einem geringen Teil von EC, OM, Nitrat und Sulfat, an der Spittelauer Lände darüber hinaus noch von Fe und Ca.

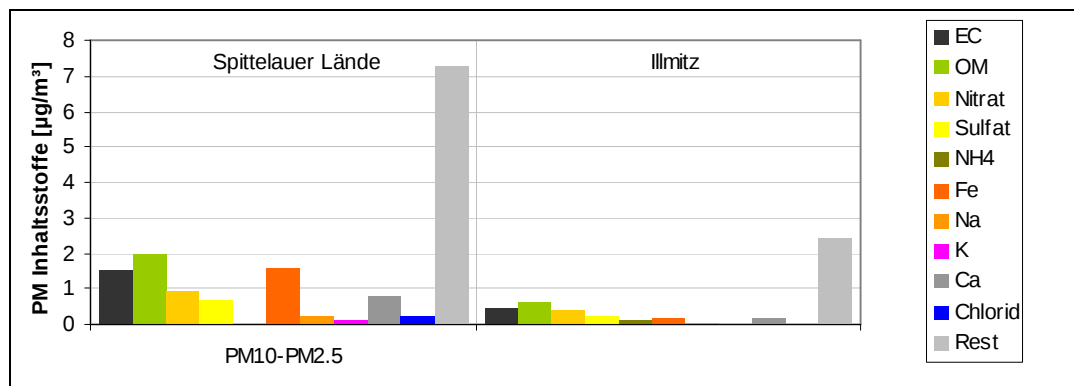


Abbildung 65: Differenz von PM10 und PM2,5 in Wien- Spittelauer Lände und Illmitz.

Beim Vergleich der beiden Messstellen fällt auf, dass an der Spittelauer Lände in den Fraktionen PM10 und PM2,5 die Inhaltsstoffe EC, OM, der mineralische Anteil und Fe deutlich höher als in Illmitz sind (Abbildung 66).

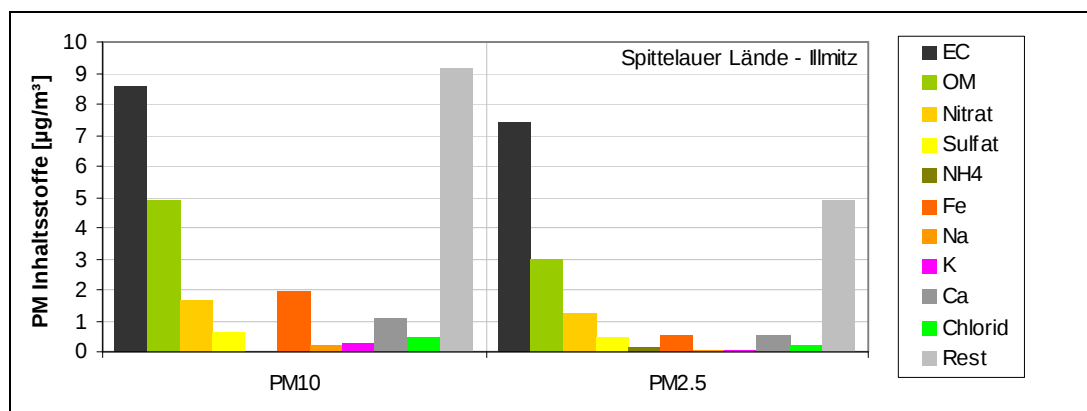


Abbildung 66: Differenz der Inhaltsstoffe von PM10 und PM2,5 in Wien-Spittelauer Lände und Illmitz.

6.3.1 Windrichtungsabhängigkeit in Illmitz

Für die Zuordnung der PM10-Konzentration und der PM10-Inhaltsstoffe werden die einzelnen Tage den Hauptwindrichtungen Nordwest (270 bis 360°) und Südost (90 bis 180°) zugeordnet, wenn mehr als 60 % der Halbstundenmittelwerte eines Tages aus diesen beiden Sektoren kommen; Tage mit variablem Wind werden als „indifferent“ klassifiziert.

Tabelle 33 und Abbildung 67 zeigen die deutlichen Unterschiede in der PM10-Konzentration bei Nordwest- und Südostwind; im Mittel ist die PM10-Konzentration bei Südostwind mit 37 µg/m³ mehr als zweieinhalb mal so hoch wie bei Nordwestwind (14 µg/m³), bei variablen (indifferenten) Windverhältnissen mit 27 µg/m³ deutlich niedriger als bei Südostwind.

Die mittlere Windgeschwindigkeit ist mit 5 m/s bei Nordwestlagen deutlich höher als bei Südostlagen (2 m/s) und indifferenten Lagen (3 m/s), daher sind die Ausbreitungsbedingungen bei Nordwestlagen tendenziell günstiger und bereits aus diesem Grund – ungeachtet möglichen Ferntransports – die PM10-Belastung tendenziell niedriger.

Die relativen Anteile der PM10-Inhaltsstoffe variieren relativ wenig mit der Windrichtung; leicht überdurchschnittlich hoch sind bei Südostwind die Anteile von Sulfat mit 20 % (und damit Wasser im Ammoniumsulfat) sowie Ammonium und von Chlorid (nicht angegeben, unter $0,5 \mu\text{g}/\text{m}^3$). Dies bedeutet u. a., dass bei Nordwestwind sekundäre anorganische Ionen (Sulfat, mehr noch Nitrat) eher andere Ionen als Ammonium als Gegenion aufweisen. Überdurchschnittliche Anteile bei Nordwestwind weisen Nitrat (8 % gegenüber 6 % bei Südost) und v. a. Metalle (insgesamt $1 \mu\text{g}/\text{m}^3$) auf. Signifikant sind die Unterschiede zu den indifferenten (variablen) Lagen, die sich durch einen deutlich überdurchschnittlichen Beitrag von Nitrat (15 %), aber auch Ammonium, und durch einen vergleichsweise sehr geringen Anteil des nicht analysierten (überwiegend mineralischen) Restes (12 % gegenüber 20 % bei Nordwest- und Südwestwind) ausweisen. Der Anteil von EC hängt kaum von der Windrichtung ab, jener von OM ist bei indifferenten Lagen (24 %) am höchsten, bei Nordwestwind (20 %) am niedrigsten.

Tabelle 33: Konzentration von PM10 und Inhaltsstoffen bei verschiedenen Windrichtungen, $\mu\text{g}/\text{m}^3$, Illmitz, 1999/2000.

Windrichtung	Nordwest	Südost	indifferent	Verhältnis SO/NW
Tage	21	15	30	
PM10	14	37	27	2,6
EC	1	3	2	2,3
OM	3	7	6	2,5
Nitrat	1	2	4	2,1
Sulfat	3	7	4	2,9
Ammonium	1	3	2	3,2
Metalle	1	1	1	1,9
Wasser im Sulfat	1	4	3	3,0
Rest ohne Wasser	3	7	3	2,6

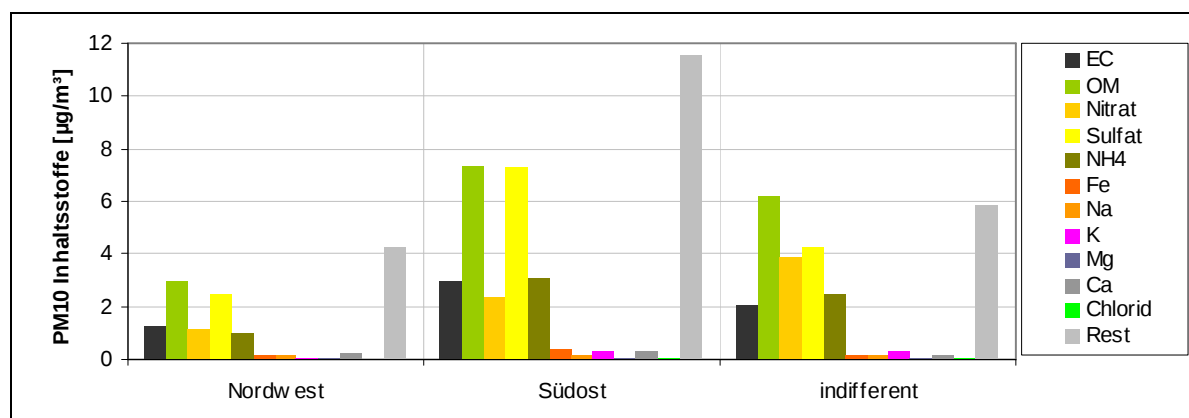


Abbildung 67: Konzentration von PM10-Inhaltsstoffen bei verschiedenen Windrichtungen, $\mu\text{g}/\text{m}^3$, Illmitz, 1999/2000.

Daraus lassen sich erste Schlussfolgerungen ziehen:

- Bei Südostwind stammt ein höherer Beitrag von Sulfat aus Ferntransport, dieser ist bei (windschwachen) indifferenten Lagen am geringsten;
- Nitrat und Ammonium entstehen überwiegend aus nahe gelegenen Emissionen, daher ist der Anteil bei windschwachen indifferenten Lagen am höchsten;
- Nitrat stammt eher aus NO_x-Emissionen im Nordwesten (Wien) als von Südosten;
- OM stammt eher aus regionalen Quellen.

6.3.2 Windgeschwindigkeitsabhängigkeit in Illmitz

Wie Tabelle 34 zeigt, nimmt die PM₁₀-Konzentration selbst mit zunehmender Windgeschwindigkeit deutlich ab. Die relativen Anteile der einzelnen Inhaltsstoffe zeigen nur eine geringe Abhängigkeit von der Windgeschwindigkeit.

Bei niedrigen Windgeschwindigkeiten ist der Anteil von Nitrat deutlich erhöht, bei hohen Windgeschwindigkeiten jener der Metalle (v. a. Calcium und Magnesium).

Große Unterschiede weist der Rest-Anteil bei hohen Windgeschwindigkeiten über 4 m/s mit 22 % gegenüber 2-3 m/s (13 %) auf, allerdings sind auch Geschwindigkeiten unter 2 m/s mit einem hohen Rest-Anteil von 19 % verbunden. Daher lässt sich nicht der Schluss ziehen, ein erhöhter Rest-Anteil stünde mit windgeschwindigkeitsabhängiger Aufwirbelung in Zusammenhang.

Ähnliche Unterschiede weisen mäßige Windgeschwindigkeiten von 2-3 m/s auch bei Nitrat mit 6 % gegenüber 11 % bei über 4 m/s und 15 % bei unter 2 m/s auf, sowie bei Sulfat, wo 2-3 m/s mit 24 % einen eineinhalbmal so hohen Anteil wie bei unter 2 m/s aufweisen. Ein Einflussfaktor auf dieses zunächst überraschende Verhalten dürfte in der Temperatur liegen, da die Klasse 2-3 m/s mit 17 °C deutlich wärmer ist als die anderen drei Windgeschwindigkeitsklassen, die jeweils eine mittlere Temperatur von 11 °C aufweisen. Damit weist die Klasse 2-3 m/s allein schon aufgrund der temperaturabhängigen Dissoziation von Ammoniumnitrat niedrigere Nitratanteile (und im Gegenzug höhere Sulfat-Anteile) auf.

Tabelle 34: Abhängigkeit der Konzentration von PM₁₀ und Inhaltsstoffen von der Windgeschwindigkeit, Illmitz, 1999/2000.

	bis 2 m/s	>2 bis 3 m/s	>3 bis 4 m/s	> 4 m/s
Tage	19	15	10	16
PM ₁₀ [µg/m ³]	37	26	19	14
EC	8 %	9 %	10 %	8 %
OM	21 %	23 %	24 %	24 %
Nitrat	15 %	6 %	8 %	11 %
Sulfat	16 %	24 %	18 %	18 %
Ammonium	9 %	10 %	9 %	8 %
Wasser im Sulfat	7 %	11 %	9 %	9 %
Metalle	4 %	4 %	5 %	6 %
Rest (ohne Wasser)	19 %	13 %	18 %	22 %

6.3.3 Abhängigkeit von der Temperatur und dem vertikalen Temperaturgradienten

Die in Tabelle 35 angeführte Beziehung zwischen PM10-Inhaltsstoffen und Temperatur zeigt klar die Dissoziation von Ammoniumnitrat bei hohen Temperaturen; der mittlere Anteil von Nitrat am PM10 beträgt bei unter 7 °C 16 %, bei über 15 °C nur noch 3 %. Im Gegenzug nimmt der Anteil von Sulfat mit zunehmender Temperatur zu, der Anteil von Ammonium weist keine Temperaturabhängigkeit auf. Auch der Anteil von OM nimmt mit zunehmender Temperatur deutlich ab, was u. a. darauf zurückzuführen sein dürfte, dass OM v. a. aus Verbrennungsprozessen zur Raumheizung emittiert wird, die bei höheren Lufttemperaturen weniger zum Tragen kommen. Dagegen hängt der EC-Anteil kaum von der Temperatur ab. Deutliche Zunahmen mit der Temperatur zeigen die Anteile von Metallen und nicht analysierter Rest.

Tabelle 35: Abhängigkeit der PM10-Inhaltsstoffe von der Temperatur in Illmitz, 1999-2000.

	bis 7 °C	>7 bis 15 °C	>15 °C
Tage	19	17	23
PM10 (µg/m ³)	27	24	19
EC	8 %	9 %	7 %
OM	24 %	23 %	17 %
Nitrat	16 %	12 %	3 %
Sulfat	13 %	17 %	22 %
Ammonium	8 %	9 %	8 %
Wasser im Sulfat	6 %	8 %	10 %
Metalle	4 %	4 %	6 %
Rest (ohne Wasser)	19 %	16 %	26 %

Tabelle 36 gibt die Anteile der PM10-Inhaltsstoffe in Abhängigkeit vom Temperaturgradienten zwischen Wien Kaiserebersdorf und Wien Hohe Warte an. Günstige Ausbreitungsbedingungen (Temperaturdifferenz über +0,5 °C) sind mit geringeren PM10-Konzentrationen verbunden verglichen mit ungünstigen und neutralen Ausbreitungsbedingungen (der feuchtadiabatische³¹ bzw. neutrale Temperaturgradient beträgt +0,35 °C). Tendenziell sind hohe Temperaturdifferenzen zwischen Kaiserebersdorf – Hohe Warte mit höheren Windgeschwindigkeiten und höheren Temperaturen verbunden.

Ungünstige Ausbreitungsbedingungen sind mit überdurchschnittlichen Anteilen v. a. des nicht analysierten Restes sowie von Sulfat verbunden, aber mit unterdurchschnittlichen Beiträgen von OM und Nitrat.

³¹ Als „adiabatisch“ werden atmosphärische Prozesse bezeichnet, bei denen es zu keinem Energieaustausch kommt. Bei adiabatischen Vertikalbewegungen verändern sich Druck und Temperatur der Luft nach bestimmten Gesetzmäßigkeiten, wobei Phasenübergänge von Wasser (feuchtadiabatische Verhältnisse) speziell berücksichtigt werden müssen. Der neutrale Temperaturgradient liegt je nach Feuchteverhältnissen zwischen dem trockenadiabatischen Temperaturgradienten (ca. 1°C/100 m) und dem feuchtadiabatischen Temperaturgradienten (ca. 0,6°C/100 m); bei feuchtadiabatischen Verhältnissen spielen Kondensationsprozesse eine Rolle.

Tabelle 36: Abhängigkeit der PM₁₀-Inhaltsstoffe von der Temperaturdifferenz Wien Kaiserebersdorf – Wien Hohe Warte, 1999-2000.

	bis +0,1 °C	>0,1 °C bis 0,5 °C	>0,5 °C
Tage	18	18	23
PM ₁₀ (µg/m ³)	27	29	20
EC	8 %	8 %	10 %
OM	19 %	22 %	27 %
Nitrat	9 %	11 %	13 %
Sulfat	20 %	18 %	17 %
Ammonium	9 %	9 %	9 %
Wasser im Sulfat	9 %	8 %	8 %
Metalle	5 %	5 %	4 %
Rest (ohne Wasser)	22 %	18 %	12 %

6.3.4 Abhängigkeit von der Niederschlagsmenge

An zwei Drittel der 62 Tage mit PM₁₀-Analysen fiel kein Niederschlag. Wie Tabelle 37 zeigt, ist die PM₁₀-Konzentration an Tagen mit Niederschlag etwa 25 % niedriger als an niederschlagsfreien Tagen. Die Anteile der PM₁₀-Inhaltsstoffe weisen keine wesentlichen Abhängigkeiten von der Niederschlagsmenge auf; Nitrat ist an Tagen mit über 1 mm etwas erhöht, Sulfat und der Rest-Anteil etwas unter dem Durchschnitt. Weder lassen sich bei Regen ein Effekt der hygroskopischen Eigenschaft von Ammoniumsulfat noch eine Verminderung des mineralischen Rests feststellen.

Tabelle 37: Abhängigkeit der PM₁₀-Inhaltsstoffe von der Niederschlagsmenge in Illmitz, 1999-2000.

	0	bis 1 mm	>1 mm
Tage	41	10	11
PM ₁₀ (µg/m ³)	27	19	22
EC	8 %	9 %	9 %
OM	22 %	27 %	23 %
Nitrat	10 %	11 %	14 %
Sulfat	19 %	16 %	17 %
Ammonium	9 %	9 %	10 %
Wasser im Sulfat	9 %	8 %	8 %
Metalle	5 %	4 %	4 %
Rest (ohne Wasser)	18 %	17 %	16 %

6.3.5 Untersuchung hoch belasteter Tage

Insgesamt lag im Zeitraum Okt. 1999 – Nov. 2000 nur an 8 Tagen die PM₁₀-Konzentration über 40 µg/m³; der Datensatz zur Beurteilung der PM₁₀-Zusammensetzung an hoch belasteten Tagen ist daher sehr klein.

Daher werden in die Auswertung hoch belasteter Tage auch PM₁₀-Analysen des Zeitraums Jän./Feb. 2004, die im Rahmen einer Statuserhebung für die PM₁₀-Grenzwertüberschreitungen im Nordburgenland durchgeführt wurden, aufgenommen. Damit stehen 14 Tage mit PM₁₀-Tagesmittelwerten über 40 µg/m³ zur Verfügung. Die mittleren

Konzentrationen und Anteile der einzelnen Komponenten sind in Tabelle 38 zusammen gestellt.

Tabelle 38: Mittlere PM10-Zusammensetzung an 14 Tagen mit Tagesmittelwerten über 40 µg/m³, Illmitz, 1999, 2000, 2004.

	PM10	EC	OM	Nitrat	Sulfat	NH ₄	Wasser im Sulfat	Alkali- und Erdalkalim.	Rest ohne Wasser
µg/m³	68	5	16	11	13	7	6	1	9
%		8	23	16	19	10	8	2	14

Gegenüber dem Mittel über alle Tage ist der Anteil sekundärer anorganischer Ionen (inkl. Wasser im Ammoniumsulfat) mit 53 % deutlich erhöht.

6.4 Vergleich AUPHEP, Wien Spittelauer Lände und Illmitz

Nachfolgend werden die Ergebnisse der Messkampagnen Spittelauer Lände, Illmitz und AUPHEP (Wien und Streithofen) an den Tagen, an denen von allen vier Messstationen zeitgleich PM2,5-Konzentrationen und Inhaltsstoffanalysen vorliegen, verglichen. Im Mittel dieser 33 Tage zeigte die (verkehrsbelastete) Station Spittelauer Lände mit 44 µg/m³ die mit Abstand höchste PM2,5-Belastung, gefolgt von der städtischen Hintergrundstation Wien-AKH mit 29 µg/m³. Bei den ländlichen Messstellen war die Belastung mit 25 µg/m³ in Illmitz deutlich höher als in Streithofen mit 21 µg/m³ (Abbildung 68, Tabelle 39).

Tabelle 39: Konzentration von PM2,5 und Inhaltsstoffen der Messstellen Spittelauer Lände, Illmitz, Wien-AKH (AUPHEP 1) und Streithofen (AUPHEP 2) an jenen Tagen, an denen von allen Stationen Analysen vorliegen, in µg/m³.

	PM2,5	EC	OM	Nitrat	Sulfat	NH ₄	Na	K	Mg	Ca	Cl	Rest
Spittelauer Lände	44,0	9,2	10,2	5,1	4,4	2,5	0,19	0,61	0,12	0,65	0,37	10,0
Illmitz	24,9	2,0	6,9	3,5	4,1	2,4	0,08	0,35	0,02	0,06	0,03	5,2
Wien-AKH	28,8	4,1	7,6	5,3	4,4	2,7	0,09	0,68	0,06	0,11	0,46	3,9
Streithofen	21,2	2,0	4,7	4,4	3,0	2,4	0,06	0,27	0,02	0,05	0,12	4,0

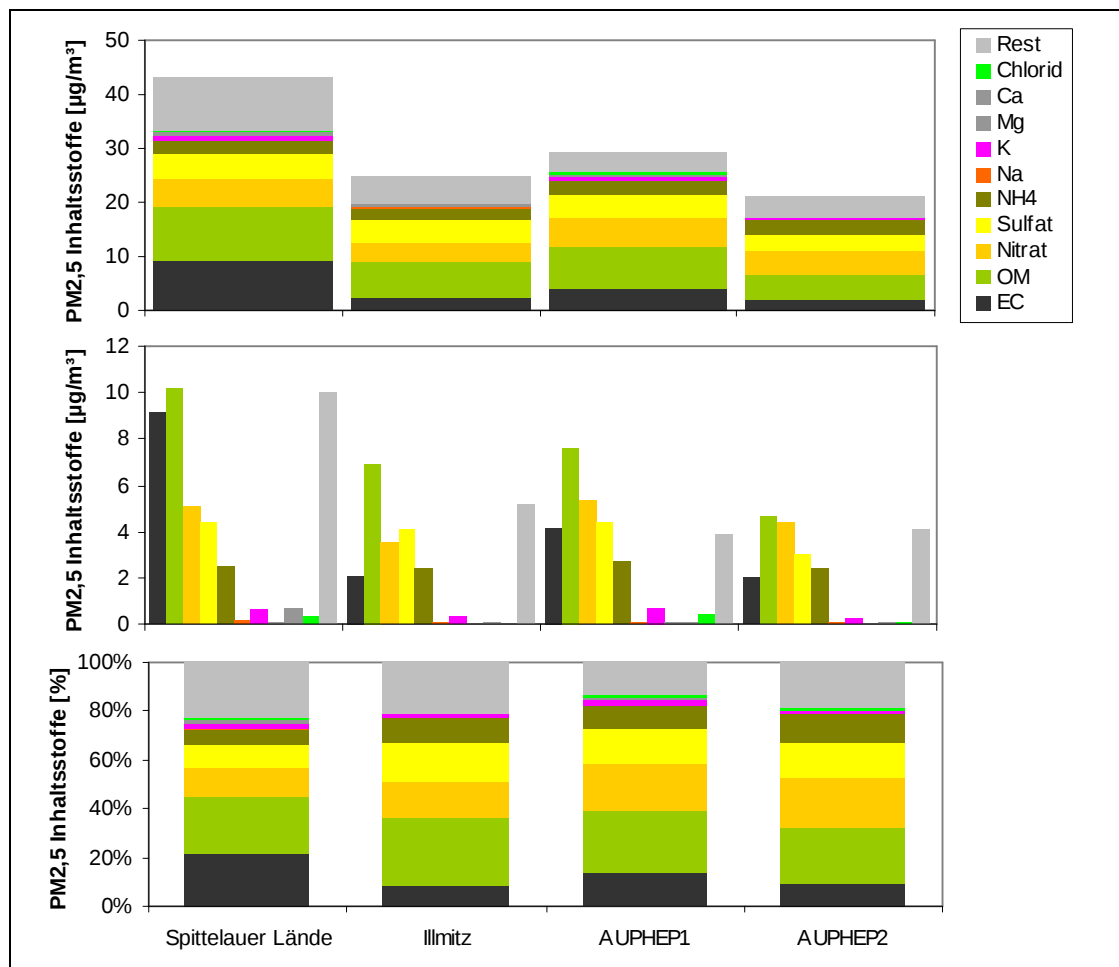


Abbildung 68: PM_{2,5}-Inhaltsstoffe der Messstellen Spittelauer Lände, Illmitz, Wien-AKH (AUPHEP 1) und Streithofen (AUPHEP 2) an jenen Tagen, an denen von allen Stationen Analysen vorliegen.

Die Konzentration der Inhaltsstoffe unterscheidet sich am deutlichsten bei den Kohlenstoffverbindungen und dem Rest (Abbildung 69). Bei ersteren ist allerdings zu beachten, dass sich die Analysenmethoden zwischen den Messkampagnen etwas unterscheiden, die Konzentrationen sind daher nur bedingt vergleichbar.

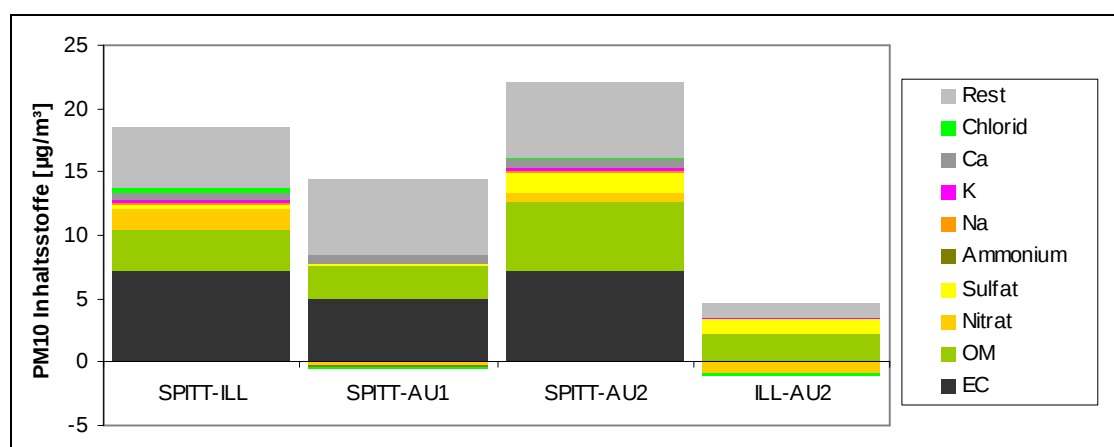


Abbildung 69: Differenz der PM_{2,5} Inhaltsstoffe zwischen Spittelauer Lände und Illmitz, Wien-AKH und Streithofen.

Zwischen den ländlichen Stationen Illmitz und Streithofen bestehen Unterschiede vor allem beim organischen Material, Sulfat und dem Rest – bei diesen Inhaltsstoffen sind in Illmitz die Konzentrationen höher. Nitrat liegt dagegen in Streithofen in etwas höheren Konzentrationen vor.

Die Korrelationen zwischen den einzelnen Stationen sind bei den meisten Inhaltsstoffen sehr hoch. Insbesondere K, Mg, organisches Material und die sekundären anorganischen Ionen sowie die PM_{2,5}-Konzentration zeigen gute Übereinstimmungen. Vergleichsweise gering ist die Korrelation zwischen den Stationen Illmitz und Streithofen (ausgenommen Erdalkalielemente). Allerdings weisen diese beiden Stationen auch die größte räumliche Distanz auf.

Tabelle 40: Korrelationen zwischen der PM_{2,5}-Konzentration und den Inhaltsstoffen der Stationen Spittelauer Lände, Illmitz, Wien-AKH und Streithofen. Fett gedruckt sind Korrelationen über 0,75, hellgrau schattiert über 0,65.

	PM _{2,5}	EC	OM	Nitrat	Sulfat	NH ₄	Na	K	Mg	Ca	Cl	Rest
SPITT-ILL	0,79	0,52	0,81	0,80	0,79	0,75	0,47	0,91	0,68	0,10	0,50	0,39
SPITT-AU1	0,96	0,76	0,94	0,94	0,97	0,92	0,41	1,00	0,92	0,24	0,95	0,46
SPITT-AU2	0,81	0,67	0,70	0,87	0,74	0,72	0,72	0,95	0,92	0,13	0,73	0,45
ILL-AU1	0,84	0,80	0,75	0,69	0,75	0,71	0,61	0,91	0,73	0,74	0,43	0,62
ILL-AU2	0,59	0,61	0,46	0,69	0,65	0,50	0,76	0,90	0,77	0,90	0,50	0,38
AU1-AU2	0,83	0,69	0,71	0,93	0,76	0,89	0,73	0,95	0,99	0,85	0,69	0,59

6.5 Wien Liesing und Schafbergbad (2001, 2002)

Vom 28.11.2001 bis 16.10.2002 wurden in unregelmäßigen zeitlichen Abständen die Inhaltsstoffe von PM₁₀-Proben in Wien-Liesing und Schafbergbad vom Institut für Analytische Chemie (IAC) der TU Wien (Prof. Puxbaum) analysiert. In der Analysenperiode war an den Tagen mit chemischen Analysen die PM₁₀-Konzentration in Liesing mit 49,7 µg/m³ sehr hoch, an der Station Schafbergbad war die Belastung mit 35,7 µg/m³ deutlich niedriger (Tabelle 41, Abbildung 70, Abbildung 71).

Tabelle 41: Konzentration von PM₁₀ sowie der Inhaltsstoffe an den Tagen mit chemischen Analysen der Stationen Wien-Liesing und Schafbergbad (28.11.2001 bis 16.10.2002), in $\mu\text{g}/\text{m}^3$.

	PM ₁₀	EC	OM	Carbonat	NH ₄	SO ₃	NO ₃	Na	K	Ca	Mg	Cl	Summe HM	Rest
Liesing	49,7	4,9	11,7	5,2	3,3	6,2	5,3	0,38	0,38	2,99	0,42	0,06	0,28	8,6
Schafbergbad	35,7	3,6	8,2	1,6	3,5	6,2	5,0	0,23	0,33	1,00	0,08	0,19	0,16	5,8

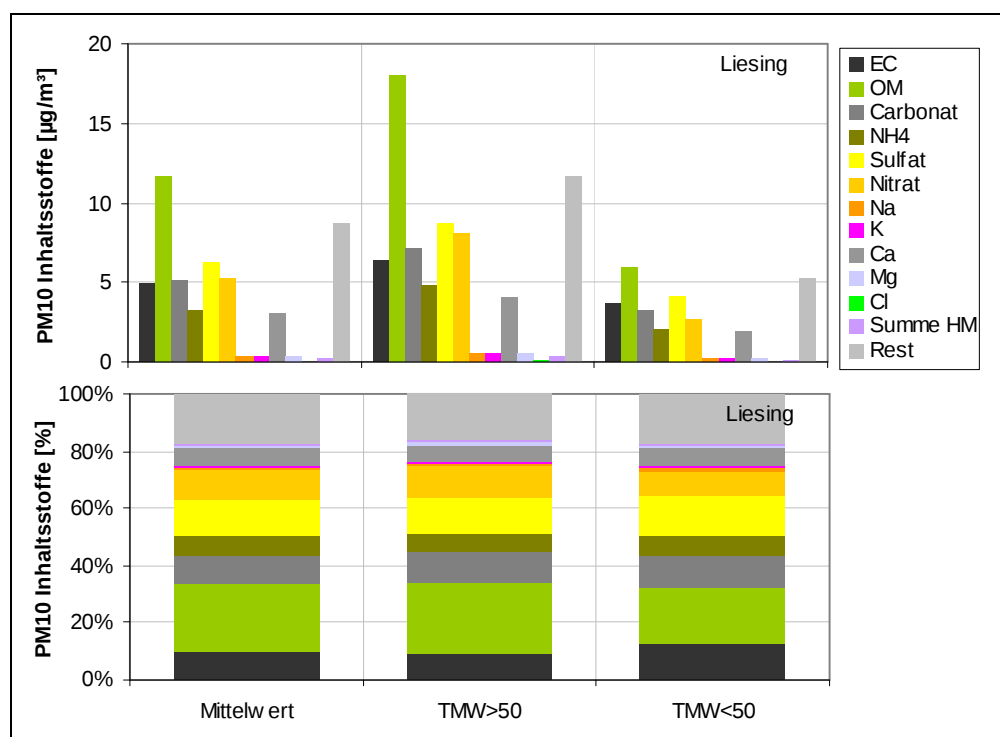


Abbildung 70: PM₁₀-Inhaltsstoffe im Mittel der Messperiode 28.11.2001 bis 16.10.2002 sowie an Tagen mit PM₁₀ > 50 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ und PM₁₀ < 50 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ in Wien-Liesing.

Die Inhaltsstoffe von den 19 Tagen mit Tagesmittelwerten > 50 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ in Wien Liesing und Schafbergbad zeigen kaum Unterschiede zu den 21 gering belasteten Tagen, lediglich der Nitratanteil war an den stärker belasteten Tagen etwas höher (Abbildung 71). Allerdings ist die Ammoniumkonzentration aufgrund des hohen Dampfdrucks in den gering belasteten Sommermonaten niedriger, was umgekehrt zu einer höheren Belastung in den Wintermonaten führt.

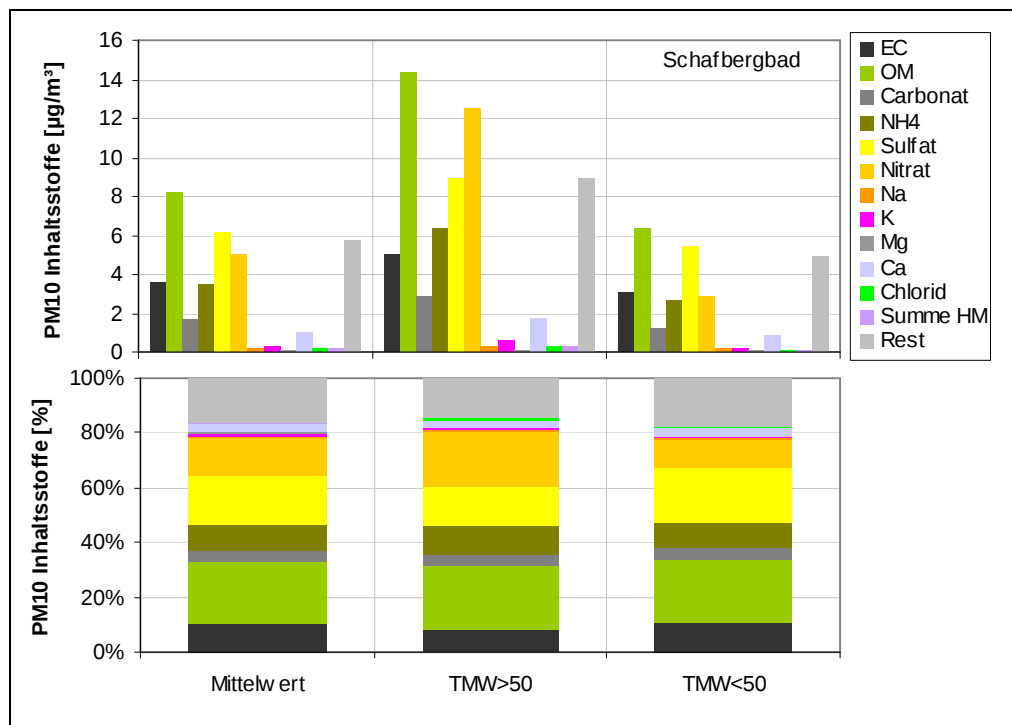


Abbildung 71: PM10-Inhaltsstoffe im Mittel der Messperiode 28.11.2001 bis 16.10.2002 sowie an Tagen mit $\text{PM}_{10} > 50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ und $\text{PM}_{10} < 50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ in Wien-Schafbergbad.

Die Differenz der Inhaltsstoffe zwischen Liesing und Schafbergbad zeigt, dass die meisten Inhaltsstoffe in Liesing deutlich überwiegen, besonders EC, OM, Carbonat, Ca und der Rest sind für die erhöhte PM_{10} -Konzentration in Liesing verantwortlich (Abbildung 72). Wie in SCHNEIDER & SPANGL (2002) gezeigt wurde, dürften für die erhöhten Konzentrationen in Liesing Zementstaub eines nahe gelegenen Lieferbetonherstellers sowie Speditionsbetriebe verantwortlich sein.

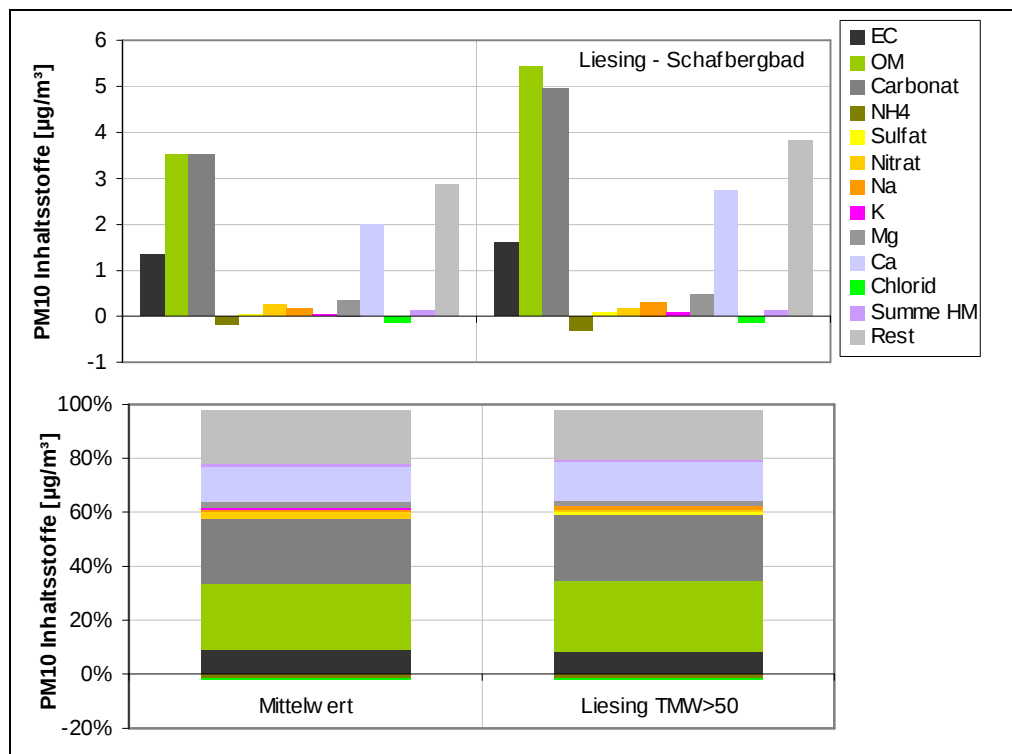


Abbildung 72: Differenz der PM10 Inhaltsstoffe von Wien Liesing und Schafbergbad im Mittel und an Tagen mit PM10 > 50 µg/m³ in Wien Liesing.

An der Messstelle Schafbergbad wurde auch der Gehalt von verschiedenen organischen Inhaltsstoffen bestimmt (Levoglucosan, Zellulose, organische Säuren, Huminsäuren). Mit Hilfe dieser Inhaltsstoffe wurde in PUXBAUM (2004) versucht, den Anteil verschiedener Quellen am organischen Material abzuschätzen (Abbildung 73).

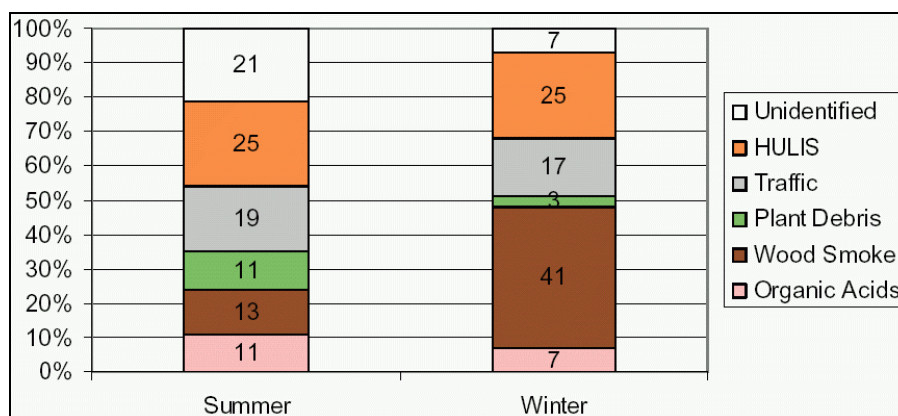


Abbildung 73: Abschätzung der Herkunft des organischen Materials an der Messstelle Schafbergbad (aus PUXBAUM, 2004). HULIS: Huminsäuren.

Der Verkehrsanteil wurde aus dem Anteil an EC abgeschätzt, wobei angenommen wurde, dass die Kfz zu gleichen Anteilen EC und OC emittieren. Der Anteil an Holzrauch (wood

smoke) wurde durch Multiplikation des Gehalts an Levoglucosan mit einem Faktor 10 bestimmt, die pflanzlichen Anteile (plant debris) durch Verdoppelung des Zellulosegehalts.

Nach dieser Abschätzung stammt im Winter etwa 40 % des organischen Materials aus der Holzverbrennung, ein Viertel bilden die Huminsäuren, die aus biogenen Quellen und der Holzverbrennung herrühren, 17 % stammen aus dem Verkehr. Eine genauere Zuordnung zu den verschiedenen Quellgruppen sollte nach Abschluss des Projektes AQUELLA möglich sein.

6.6 EMEP EC/OC-Kampagne

Im Rahmen von EMEP wurden von Juli 2002 bis Juli 2003 einmal wöchentlich von Dienstag 8:00 bis Mittwoch 8:00 PM10 Filterproben an 15 Standorten in Europa, u. a. auch in Illmitz, auf den Gehalt von EC und OC am NILU³² in Norwegen untersucht. Die Ergebnisse sind in Tabelle 42 dargestellt.

Tabelle 42: Ergebnisse der EMEP-EC/OC PM10-Messkampagne Juli 2002 bis Juli 2003. An der Messstelle Birkenes wurde auch PM2,5 bestimmt.

Messstelle	Land/Region	PM10 bzw. PM2,5 (µg/m³)	OC (µg/m³)	OM (µg/m³)	EC (µg/m³)	OM/PM10	EC/PM10	EC+OM (µg/m³)
Illmitz	Nordburgenland	30,7	5,6	7,8	1,01	25 %	3,6 %	8,8
Ghent	Belgien	37,0	4,1	5,8	1,80	16 %	5,0 %	7,6
Kosetice	Tschechien	24,9	4,5	6,4	1,05	25 %	4,4 %	7,4
Langenbrücke/Waldhof	Deutschland	26,1	4,3	6,0	0,63	23 %	2,9 %	6,7
Virolahti	Finnland	11,0	2,1	2,9	0,36	26 %	3,7 %	3,3
Mace Head	Irland (Westküste)	18,8	1,2	1,7	0,19	9 %	1,1 %	1,8
San Pietro Capofiume	Italien	41,9	5,9	8,3	1,44	20 %	3,8 %	9,7
Ispra	Italien (Nordrand Po-Ebene)	41,4	7,8	10,9	1,83	26 %	5,2 %	12,7
Kollumerwaard	Niederlande	26,0	2,6	3,6	0,63	14 %	2,5 %	4,2
PM10 Birkenes	Norwegen	10,4	1,6	2,2	0,19	21 %	2,6 %	2,4
PM2,5 Birkenes	Norwegen	7,7	1,4	2,0	0,18	25 %	3,2 %	2,1
Braganca	Portugal	19,8	4,1	5,7	0,79	29 %	4,0 %	6,5
Aspvreten	Schweden	10,6	2,1	2,9	0,29	27 %	2,8 %	3,2
Stara Lesna	Slowakei (Karpaten)	18,0	4,3	6,0	0,80	34 %	5,4 %	6,8
Penicuik	Großbritannien	14,6	1,5	2,1	0,51	15 %	4,3 %	2,7

Die OM-Anteile an den EMEP Stationen liegen zwischen 9 und 34 %, in Illmitz bei 25 %, wobei die höchsten Werte an der slowakischen Station Stara Lesna, die niedrigsten in Irland (Mace Head) zu verzeichnen waren. Die EC-Anteile liegen bei 1,1 bis 5,4 %, der jeweils höchste und niedrigste Anteil war wiederum in Stara Lesna bzw. Mace Head zu

³² Norsk Institutt for Luftforskning (Norwegian Institute for Air Research)

verzeichnen. In Illmitz betrug der Anteil 3,6 % bzw. 1 µg/m³ im Mittel. Mit diesen EC- und OM-Gehalten liegt Illmitz im „Mittelfeld“ der europäischen Stationen.

Verglichen mit der Messkampagne in Illmitz und Wien Spittelauer Lände 99/00 zeigt sich, dass bei der EMEP-Messkampagne der EC-Gehalt mit 1 µg/m³ nur halb so hoch war wie 99/00 mit 2 µg/m³. Dies dürfte zumindest z. T. an den unterschiedlichen Analysemethoden liegen. Bei der Methode, die 99/00 verwendet wurde, liegt der EC-Gehalt aufgrund von Verkokungseffekten prinzipiell höher.

Bei OM sind die Unterschiede deutlich geringer. Wurden bei der Messkampagne 99/00 10,4 µg/m³ OM bestimmt, waren es bei der EMEP-Kampagne 7,8 µg/m³.

Die PM₁₀-Werte, die in Illmitz im Mittel 30,7 µg/m³ betrugen, stimmen sehr gut mit den Jahresmittelwerten 2002 und 2003 mit 29,1 bzw. 31 µg/m³, die sich aus täglichen Messungen ergeben, überein.

In Tabelle 43 sind die Ergebnisse der Auswertung der EC/OC-Messkampagne angeführt. Es zeigen sich keine größeren jahreszeitlichen Unterschiede, auch hoch- bzw. niedrigbelastete Tage unterscheiden sich zumindest bei OC kaum. Deutliche Unterschiede zeigen sich nur bei EC, welcher an niedrigbelasteten Tagen und bei indifferenten Windverhältnissen einen hohen Anteil, bei Südostwind einen niedrigen Anteil hat.

Tabelle 43: Auswertung der EC/OC-Kampagne in Illmitz, in µg/m³.

	PM ₁₀	OC	OM	EC	OM/PM ₁₀	EC/PM ₁₀
WMW ³³	34,5	6,3	8,8	1,2	27 %	4,0 %
SMW ³⁴	26,7	4,8	6,8	0,8	26 %	3,2 %
TMW PM ₁₀ >30	43,2	7,5	10,5	1,3	17 %	2,9 %
TMW PM ₁₀ >50	66,2	11,3	15,8	1,7	17 %	2,5 %
TMW PM ₁₀ <30	19,5	3,8	5,4	0,8	20 %	4,3 %
NW-Wind	27,1	4,8	6,7	0,9	18 %	3,4 %
SO-Wind	35,7	6,4	8,9	1,0	18 %	2,9 %
Indifferenter Wind	30,2	5,7	7,9	1,1	20 %	4,3 %

6.7 EC-Messungen in Salzburg

An den Salzburger Messstellen Salzburg Rudolfsplatz, Hallein Hagerkreuzung, Tamsweg und Zederhaus wird z. T. durchgehend seit dem Jahr 2000 eine Monatsmischprobe auf den Gehalt von elementarem Kohlenstoff bestimmt³⁵. Die Messungen an der stark verkehrsbelasteten Station Rudolfsplatz zeigen im Mittel EC-Gehalte von 32 % bzw. 10 µg/m³ im Jahr 2003, an der ebenfalls verkehrsbelasteten Station Hagerkreuzung von 27 % bzw. 8 µg/m³. Die ländliche, autobahnahe Messstelle Zederhaus weist EC-Gehalte von 24 % bzw. 4 µg/m³ 2003 auf. Die Bestimmungsmethode ist ident zu der am Umweltbundesamt verwendeten Methode nach VDI 2465, Blatt 1; daher sollten die Ergebnisse am ehesten mit der Messkampagne Illmitz-Spittelauer Lände und den Analysen der Stuserhebungen, die vom Umweltbundesamt durchgeführt wurden, verglichen werden können. An der Spittelauer Lände wurden 99/00 9,2 µg/m³ EC gemessen, die Werte liegen zwischen Rudolfsplatz und

³³ Wintermittelwert

³⁴ Sommermittelwert

³⁵ Die Daten wurden freundlicherweise von der Salzburger Landesregierung, DI Kranabetter, zur Verfügung gestellt

Hagerkreuzung. In Illmitz lag der EC-Gehalt bei $2 \mu\text{g}/\text{m}^3$ und damit deutlich niedriger als an den anderen Messstellen. Im Inntal lag der EC-Gehalt bei $3 \mu\text{g}/\text{m}^3$ in Brixlegg (der am niedrigsten belasteten Station im Inntal) und $7 \mu\text{g}/\text{m}^3$ in Vomp. In Klagenfurt war die EC-Konzentration $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$, in Lienz $12 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Allerdings muss berücksichtigt werden, dass bei den Statuserhebungen Inntal, Lienz und Klagenfurt hoch belastete Tage bevorzugt analysiert wurden.

6.8 Messkampagne Oberösterreich, 2002-2003

Vom Amt der Oberösterreichischen Landesregierung wurde im Jahr 2002 begonnen, an der Messstelle Steyregg-Weih Inhaltsstoffanalysen durchzuführen. Im darauf folgenden Jahr wurden neben dieser Messstelle auch noch PM10-Filter der Stationen Linz-Neue Welt, Enns-Kristein und Wels analysiert³⁶. Das Analysenprogramm umfasste ionenchromatographische Untersuchungen (Sulfat, Nitrat, Ammonium, Alkali- und Erdalkalimetalle) sowie Untersuchungen des Gehalts an Schwermetallen mittels ICP-MS. Der Gehalt an elementarem und organischem Kohlenstoff wurde nicht untersucht. Die Ergebnisse für die mittlere Zusammensetzung an den vier Stationen sind für das Jahr 2003 in Abbildung 74 dargestellt.

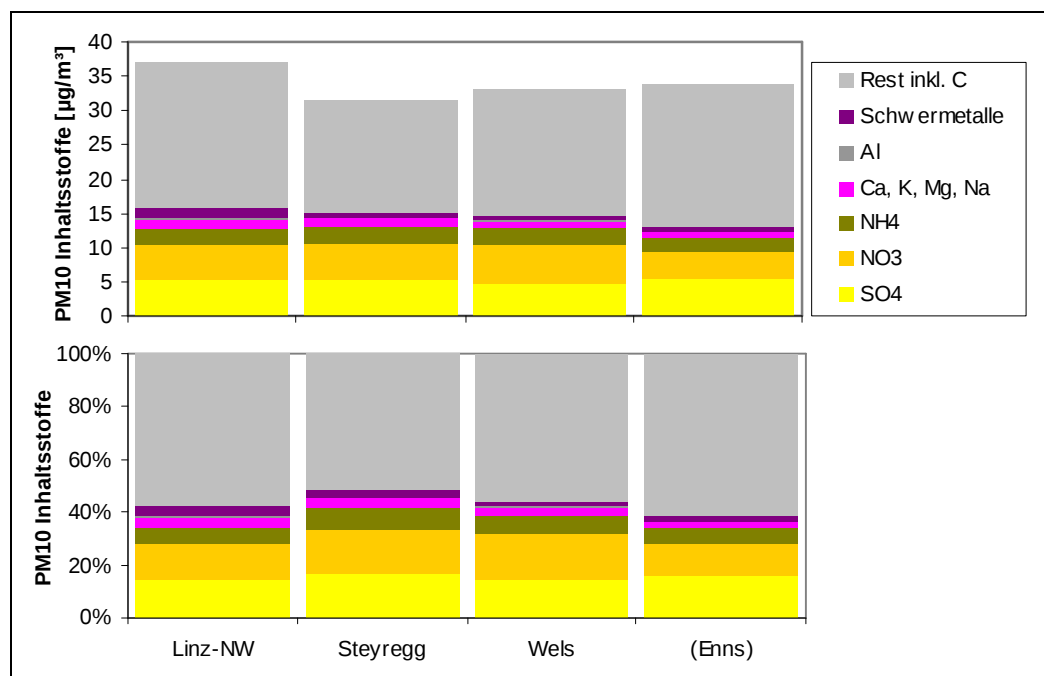


Abbildung 74: Mittlere Zusammensetzung von PM10 im Jahr 2003 an vier Messstellen in Oberösterreich. In Enns wurde mit den Analysen erst am 4.3.2003 begonnen.

Im Mittel beträgt der Anteil der sekundären anorganischen Ionen etwa 35-40 %, die Alkali- und Erdalkalimetalle haben einen Anteil von 2,4-3,7 %, die Schwermetalle (As, Cd, Cr, Cu, Fe, Hg, Mn, Ni, Pb, V, Zn) tragen mit 1,8-4,1 % zur PM10-Belastung bei, wobei der höchste Anteil an der Station Linz-Neue Welt zu verzeichnen war.

Der jahreszeitliche Verlauf der chemischen Zusammensetzung ist für die Station Linz-Neue Welt in Abbildung 75 dargestellt.

³⁶ Die Analysedaten wurden freundlicherweise von Fr. Dr. Danninger, Amt der Oberösterreichischen Landesregierung, zur Verfügung gestellt.

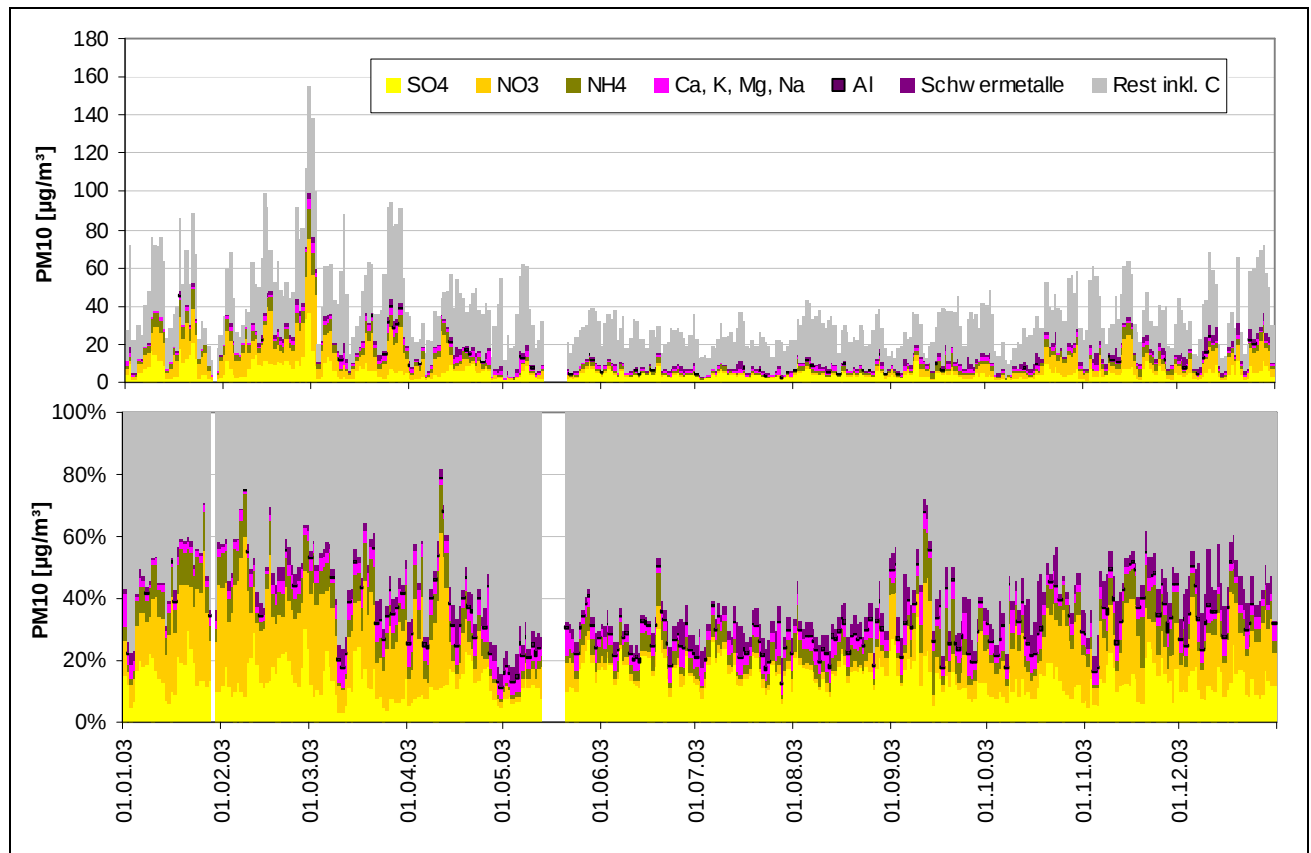


Abbildung 75: PM10-Zusammensetzung im Jahr 2003 an der Station Linz-Neue Welt.

Auffallend an dem Verlauf ist der hohe Anteil an sekundärem anorganischem Aerosol, v. a. Ammoniumnitrat, im Zeitraum Jänner bis Mitte April. Dies zeigt sich auch bei den Analysen an den anderen Messstellen. Insbesondere der Nitratgehalt stieg an hochbelasteten Tagen verglichen mit dem Mittel von 12-18 % auf 19-27 % an den vier untersuchten Messstellen (Abbildung 76).

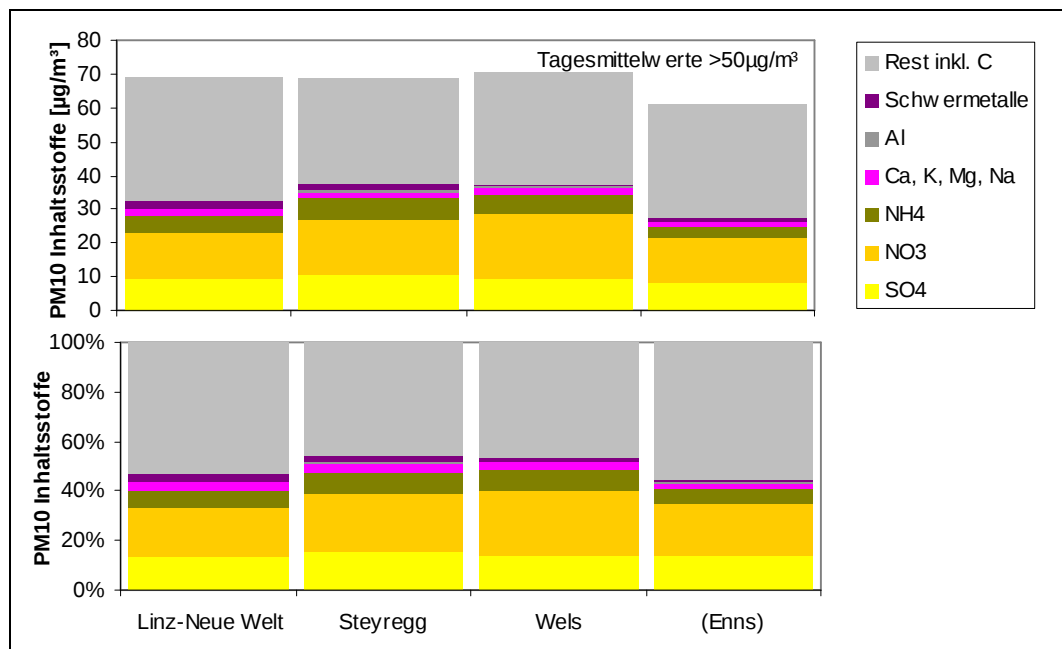


Abbildung 76: Mittlere Zusammensetzung von PM10 an Tagen mit einer Belastung über 50 µg/m³ im Jahr 2003 an vier Messstellen in Oberösterreich. In Enns wurde mit den Analysen erst am 4.3.2003 begonnen.

Die hohe Nitratbelastung im Winter 2003 unterscheidet sich deutlich von den Analysen im Jahr 2002, bei denen der Nitrat- (und auch der Sulfat-)Gehalt an Tagen über 50 µg/m³ niedriger als im Mittel war [DANNINGER, 2004].

Auffallend am Belastungsbild in Oberösterreich ist eine extrem hoch belastete Episode Ende Februar/Anfang März 2003, während derer auch in Nordostösterreich die höchsten PM10-Konzentrationen des Jahres auftraten. In Nordostösterreich war dafür zunächst PM10-Ferntransport von Südosten, dann starke regionale Schadstoffanreicherung bei sehr ungünstigen Ausbreitungsbedingungen verantwortlich. Analoge Herkunftsuntersuchungen liegen für Oberösterreich noch nicht vor, doch deutet der hohe Sulfat-Anteil Ende Februar ebenfalls auf Ferntransport von Osten hin; die hohen Nitrat-Konzentrationen während langer Zeiträume des Winters 2002/03 dürften dagegen eher auf regionale Schadstoffanreicherung zurückzuführen sein.

6.9 Resümee

Zusammenfassend zeigen die Analysen, dass

- die Sulfatbelastung zumindest in Ostösterreich über weite Gebiete relativ einheitlich ist. Die Quellen dieser Belastung dürften zu einem überwiegenden Teil in (süd-)östlichen Nachbarländern liegen;
- die Nitratbelastung oft höhere Gradienten aufweist als die Sulfatbelastung; die Bildung von Nitrat in Folge hoher NO_x-Emissionen dürfte unter bestimmten meteorologischen Bedingungen regional stattfinden.
- Nitrat in den Sommermonaten (aufgrund der Dissoziation bei höheren Temperaturen) nur einen sehr kleinen Beitrag zur Schwebstaubbelastung liefert;

- elementarer Kohlenstoff (v. a. auf Dieselruß zurückzuführen) an verkehrsnahen Standorten in wesentlich höheren Konzentrationen anzutreffen ist als im städtischen Hintergrund; das gleiche gilt für mineralische Komponenten, die auf die Wiederaufwirbelung von Straßenstaub zurückzuführen sind;
- die Konzentrationen an elementarem Kohlenstoff im städtischen Hintergrund. wiederum deutlich höher als im ländlichen Hintergrund sind;
- bei organischem Kohlenstoff die Konzentrationsunterschiede wesentlich geringer sind; dies dürfte u. a. auf den Beitrag von sekundärem organischem Aerosol sowie auf zusätzliche, z. T. biogene Quellen zurückzuführen sein;
- die Konzentration der meisten Schwermetalle unter einschlägigen humanhygienischen Richt- und Grenzwerten für Einzelstoffe liegt; nichtsdestotrotz sind auch diese Analysen etwa zur Identifizierung von Quellen von Bedeutung;
- der relative Anteil der verschiedenen Inhaltsstoffe sich an den meisten Stationen an hochbelasteten Tagen kaum von weniger belasteten Tagen unterscheidet.

7 HERKUNFTSANALYSE MITTELS STATISTISCHER VERFAHREN

7.1 Einleitung

Im Rahmen dieser Studie wurde versucht, erstmals mit den in Österreich vorhandenen Datensätzen chemischer Analysen von Staubinhaltsstoffen mittels statistischer Verfahren wesentliche Quellen quantitativ bewerten zu können. Derartige Verfahren wurden in anderen Ländern erfolgreich eingesetzt, um den Beitrag unterschiedlicher Staubquellen an der an einem oder mehreren Standorten gemessenen Immissionsbelastung zu quantifizieren.

Für die Anwendung im gegenständlichen Fall sind jedoch *a priori* die folgenden Einschränkungen zu beachten:

- chemische Analysen von Staubinhaltsstoffen liegen sowohl bezüglich zeitlicher als auch räumlicher Repräsentativität in Österreich nur sehr heterogen und spärlich vor;
- der chemische „Fingerabdruck“ der wesentlichen Emittenten ist kaum bis nicht vorhanden;
- die vorhandenen chemischen Analysen von Filtern beschränken sich auf eine relativ kleine Anzahl von zumeist anorganischen Komponenten und Leitsubstanzen;
- nichtlösliche mineralische Komponenten wurden zumeist überhaupt nicht analysiert.

Wie die nachfolgend dargestellten Ergebnisse zeigen, sind aufgrund der eben angeführten Einschränkungen mit diesen Methoden mit den in Österreich vorhandenen Datensätzen keine belastbaren Aussagen über wesentliche Emittenten möglich.

7.2 Anwendung von Faktorenanalyse, Clusteranalyse und Chemischer Massenbilanzierung (CMB) auf bestehende Datensätze

Um von der Zusammensetzung von Immissionsproben auf relevante Quellen zu schließen können Rezeptormodelle eingesetzt werden [WATSON et al. 2002]. Die wichtigsten davon sind faktorenanalytische Methoden, Clusteranalysen und die Methodengruppe der „Chemischen Massenbilanzen“ (CMB).

Es werden die drei oben angeführten Rezeptormodelltypen eingesetzt, um Quelleneinflüsse in vorhandenen Datensätzen herauszuarbeiten und, soweit möglich einer vorläufigen Quantifizierung zu unterziehen. Die verwendeten chemischen Analysen, wurden wie erwähnt nicht *a priori* für die Durchführung der Quellenanalyse durchgeführt, so dass mittels statistischer Methoden keine Aufklärung der wesentlichen Quellen erwartet werden kann.

Die zur Analyse herangezogenen Datensätze stammen aus Messserien des AUPHEP – Projekts (Wien, Streithofen, Linz, Graz), eines Projektes der MA22 (Liesing-Schafberg), und eines Projektes des Umweltbundesamtes (Spittelauer Lände – Illmitz).

Die Beschreibung der Datensätze enthält Tabelle 44.

Tabelle 44: Datensatzbeschreibung.

Station	PM	Sammelperiode	Spezieszahl	Probezahl
Schafberg	10	28.11.01-16.10.02	28***	40
Liesing	10	28.11.01-16.10.02	28***	40
Wien-AKH	2,5	Juni 99-Mai 00	22	12
Wien-AKH	10	Juni 99-Mai 00	22	12
Streithofen	2,5	Juni 99-Mai 00	22	12*
Streithofen	10	Oktober 00-September 01	22	12*
Graz	2,5	Oktober 00-September 01	22	12*
Graz	10	Oktober 00-September 01	22	12*
Linz	2,5	Oktober 00-September 01	22	12*
Linz	10	Oktober 00-September 01	22	12*
Illmitz	2,5	16.10.99-2.11.2000**	15	64
Illmitz	10	15.10.99-2.11.2000**	15	64
Spittelauer Lände	2,5	15.10.99-2.11.2000	15	64
Spittelauer Lände	10	15.10.99-2.11.2000	15	63

*Monatsmittelwerte

** es bestehen Unterschiede in den Sammeltagen für PM 2,5 und PM 10.

*** mit organischen Tracern (sonst 22)

Für die praktische Anwendung der Modelle sind die vorhandenen (je nach Studie unterschiedlichen) Messparameter und Zeitfenster zu berücksichtigen.

Die Auswertungen haben gezeigt, dass weder die Faktorenanalyse noch die Clusteranalyse mit den vorliegenden Datensätzen geeignet sind, belastbare Aussagen zu treffen. Die Ergebnisse dieser beiden Methoden werden daher lediglich in Anhang 7 wiedergegeben.

7.3 Ergebnisse der Chemischen Massenbilanzierung

Bei der chemischen Massenbilanzierung wird mit statistischen Methoden versucht, anhand der Konzentration von bestimmten Leitsubstanzen den Anteil verschiedener Emittenten an der PM₁₀-Belastung zu berechnen. Dazu muss aber die chemische Zusammensetzung des emittierten Staubes der wichtigsten Emittenten bekannt sein.

Eine Rezeptorstudie, basierend auf der chemischen Massenbilanzierung (CMB) anhand der bereits vorliegenden Daten, hat allerdings aus den am Beginn dieses Kapitels angeführten Einschränkungen keine hohe Aussagekraft. Darüber hinaus erfolgt die Ableitung der Quellenanteile mit Hilfe von Aerosolanteilen und Profildaten aus den USA, deren Signaturen in Österreich mit Sicherheit anders sind.

Eine eindeutige Zuordnung der Staubbelastung zu einzelnen Verursachern ist daher mit den dzt. vorhandenen Daten nur bedingt möglich. Darüber hinaus hat die CMB basierend auf anorganischen Leitsubstanzen die prinzipielle Schwierigkeit, dass bedeutende Quellen, die eine sehr ähnliche chemische Zusammensetzung aufweisen, wie z. B. Dieselabgase und Ölheizungen, aber auch Straßenabrieb und geogenes Material, schwierig zu trennen sind.

Die Methode der Chemischen Massenbilanzierung wurde ursprünglich vor allem auf elementanalytische Datensätze (Spurenmetalle) angewendet. Die von der US-EPA³⁷ erhältliche „SPECIATE“-Datenbank enthält Tracerprofile basierend bei PM10 vor allem auf Spurenmetalle, Si, Al, EC, OC und vereinzelt speziellen organischen Tracern. Die Weiterentwicklung in den USA für den Bereich der organischen Tracer erfolgte praktisch ausschließlich für PM2,5, sodass für die gegenständliche Untersuchung PM10-Profile aus „SPECIATE“ mit Spurenmetallen und EC/OC herangezogen wurden.

Die ausgewählten Profile müssen auf Nicht-Korrelation geprüft werden. Ausgewählt wurden schließlich:

- Erdkruste (Geogener Staub)
- Dieselpartikel
- Benzin-Kfz Emission
- Straßenstaub
- Bremsabrieb
- Stahlproduktion
- Ölverbrennung
- Kohleverbrennung
- Holzverbrennung (Biomasse)

Die Ergebnisse für Quartale (Mittelwerte der Daten über die vier Jahreszeiten) für die ausgewählten Messstellen sind im Anhang 7 dargestellt.

Ein direkter Vergleich der verschiedenen Messstellen ist einerseits infolge unterschiedlicher Komponenten-Datensätze nicht möglich, andererseits wurden wichtige Matrixkomponenten und Makrotracer in den Untersuchungen nicht erfasst (z. B. Si, Al, Levoglucosan, Cellulose, HULIS).

Für PM10 in Linz und Graz wurden relativ hohe Anteile von geogenen Komponenten („Crustal“) und Dieseleruß (Diesel_C) abgeleitet. Bei PM10 in Wien AKH dominieren die unerklärten Anteile, gefolgt von Dieseleruß, während in Streithofen während der kalten Jahreszeit hohe Anteile von Holzverbrennung abgeleitet werden. Im PM10-Datenpaar Schafberg und Liesing dominieren wie bei AKH die unerklärten Anteile, gefolgt von Dieseleruß. PM10 an der Spittelauer Lände weist ebenso wie die anderen Wiener Messorte ein Maximum der nicht erklärten Anteile auf, gefolgt von Dieseleruß. Hier ergibt sich auch für Bremsabrieb ein kleiner erklärter Anteil. In Illmitz (PM10) dominiert wie bereits an der Spittelauer Lände der unerklärte Anteil, gefolgt von Dieseleruß.

Unterschiedliche Signaturen werden für die PM2,5-Proben erhalten. Bei allen Messorten werden deutliche Anteile für die Holzverbrennung gefunden, meist mit jahreszeitlichen Unterschieden. An den Wiener Messorten und in Graz treten nach den unerklärten Anteilen Dieseleruß-Anteile auf, die jedenfalls höher sind, als die EC-Analysen der Proben ableiten lassen.

³⁷ U.S. Environmental Protection Agency (<http://www.epa.gov/>)

Die geogene Komponente wird unbedeutend, während ein nicht vernachlässigender Anteil von Straßenstaub (bis zu 10 % der PM_{2,5} Masse) bemerkbar wird.

7.4 Resümee

Mineralstaub (geogen und Straßenstaub) und Dieselruß stellen nach unbestimmten Anteilen bei PM₁₀ die Hauptanteile des mit CMB erklärten Aerosolanteils dar. Fallweise dominiert Holzverbrennung als Aerosolquelle.

Die Zuordnungen sind sehr unsicher, da keine Matrixkomponenten, bzw. Haupttracer für bestimmte Quellentypen bekannt waren. Eine Verifizierung der Ergebnisse muss auch Plausibilitätstests standhalten, was im gegenwärtigen Stadium nicht gegeben ist.

Ein zukünftiger Einsatz bedarf der Aufnahme von selektiven Tracern für geogene Stäube und Straßenabrieb (Si, Al) und für organische Makrotracer (Cellulose, Levoglucosan), sowie von organischen Tracern zur Unterscheidung von Diesel- und Benzin-Kfz Abgas, Ölverbrennung und Küchendämpfen. Sekundäraerosol ist messtechnisch zu erfassen und von der statistischen Auswertung abzutrennen. Des Weiteren müssen Emissionsprofile für die erwarteten Hauptquellen ermittelt werden. Im Rahmen des Projektes AQUELLA der TU-Wien werden diese Fragestellungen an mehreren Standorten in Österreich derzeit untersucht. Die Probenahmen haben im November 2003 begonnen, mit ersten Ergebnissen ist im Sommer 2005 zu rechnen.

8 PM10-EMISSIONEN IN ÖSTERREICH UND MITTELEUROPA-ÜBERBLICK

8.1 PM10-Emissionen in Österreich

Die österreichische Staubemissionsinventur (ANDERL 2004, basierend auf WINIWARTER 2001) liefert wichtige Anhaltspunkte für die Beiträge der verschiedenen Sektoren zur Schwebstaub- bzw. PM10-Belastung. Abbildung 77 zeigt für das Jahr 2001 den Anteil der einzelnen Sektoren an den PM10-Emissionen in Österreich. Zu berücksichtigen ist allerdings, dass die Emissionen des Verkehrssektors nur die Abgasemissionen und den Reifen- und Bremsenabrieb umfassen, **nicht jedoch den Straßenabrieb und die Wiederaufwirbelung von Staub durch Kraftfahrzeuge.**

Ebenso ist zu berücksichtigen, dass die angeführten Zahlen eine Summe für Gesamtösterreich darstellen, die kaum Aussagen über die Emittenten z. B. in Belastungsgebieten zulassen. Auch tragen bei den Sektoren Landwirtschaft und Industrie 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 sehr hohen Unsicherheiten behaftet. So stammen bspw. die Emissionsfaktoren für die Feldbearbeitung aus den USA. Die Übertragbarkeit auf österreichische Verhältnisse ist jedoch nicht immer evident. Bei den Schüttgütern sind Sand-, Kies- und Kalkabbau die Hauptquellen. Da diese zumeist nicht in dicht besiedeltem Gebiet vorstatten gehen, dürfte der Einfluss auf die Belastungssituation in Städten erheblich geringer sein.

Neben der räumlichen Verteilung und den Unsicherheiten bei der Berechnung der Emissionen ist weiters auch die zeitliche Komponente zu beachten: In den zumeist am höchsten belasteten Wintermonaten ist die landwirtschaftliche Aktivität am geringsten. Ebenso dürfte der Abbau von Sand, Kies, Schotter und Kalksteinen in den Wintermonaten reduziert sein.

Bei der getrennten Betrachtung der diffusen und gefassten Emissionen, von denen letztere mit einer deutlich geringeren Unsicherheit behaftet sind, verschieben sich die Anteile der einzelnen Sektoren erheblich. Bei den gefassten Emissionen stammt der größte Anteil mit 30 % aus dem Hausbrand, gefolgt von der Industrie mit 25 %, dem Verkehr mit 22 % und dem Off-Road-Sektor mit 16 % (siehe auch Kapitel 9.3.3). Letzterer enthält die Abgasemissionen aus mobilen Geräten der Industrie (im wesentlichen die Bauwirtschaft), der Land- und Forstwirtschaft (hier vor allem Traktoren) sowie Emissionen des Schiffs- und Flugverkehrs.

Insbesondere die Berechnung der diffusen Emissionen ist mit sehr großen Unsicherheiten behaftet. Die Gründe hierfür sind u.a., dass (a) die diffusen Emissionen messtechnisch wesentlich schwerer zu erfassen sind und dadurch die Emissionsfaktoren oft nur durch sehr wenige Messungen abgesichert sind; (b) eine Reihe von Faktoren die Emissionsfaktoren wesentlich beeinflussen können (z. B. Abwurfhöhe bei Schüttgutumschlag) und (c) oft auch die Aktivitätsdaten in ungenügender Genauigkeit vorliegen. So liegen für manche Prozesse wie die Feldbearbeitung oder die Bautätigkeit nur ältere Emissionsfaktoren der US-EPA vor, deren Übertragbarkeit auf österreichische Verhältnisse mitunter zweifelhaft ist. Auch für die diffusen Emissionen der Industrie liegen nur vereinzelt belastbare Zahlen vor. Eine Aktualisierung der Emissionsinventur und der zugrunde liegenden Berechnungsmethoden wäre daher empfehlenswert (siehe dazu auch Kapitel 4.18).

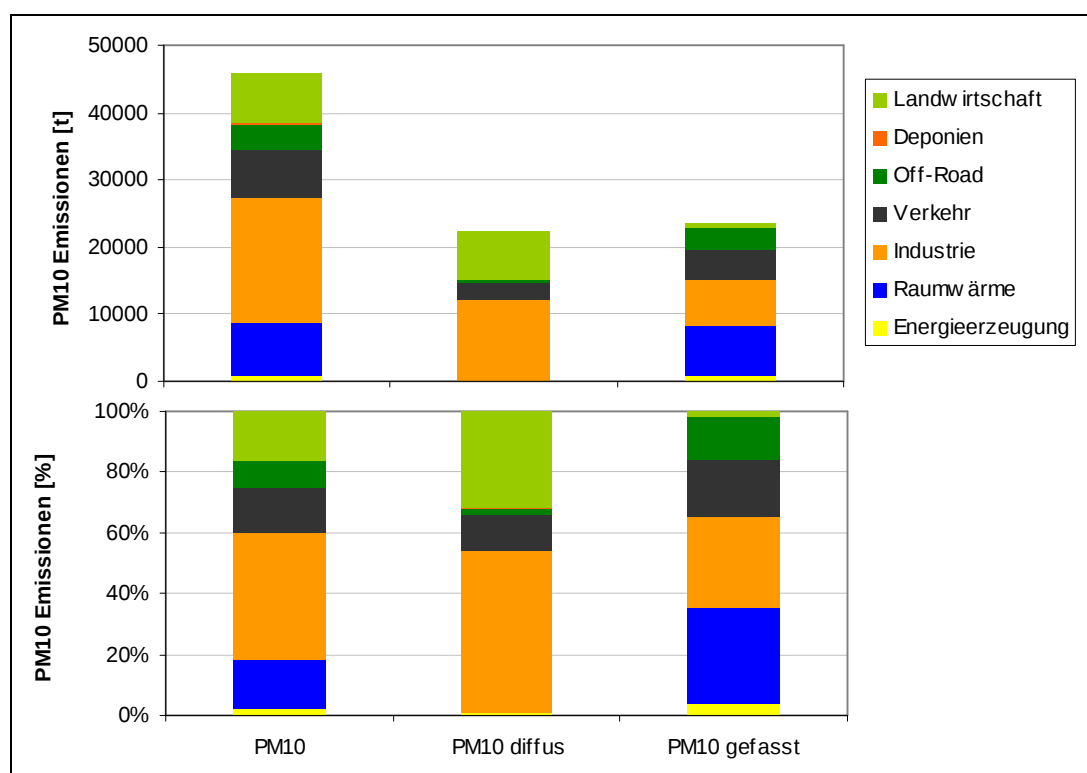


Abbildung 77: Anteil der verschiedenen Sektoren an den PM10-Emissionen Österreichs im Jahr 2002. Die (diffusen) Verkehrsemissionen beinhalten Reifen- und Bremsenabrieb, nicht jedoch Straßenabrieb und Wiederaufwirbelung.

Tabelle 45: Anteil der verschiedenen Sektoren an den diffusen, gefassten und gesamten PM10-Emissionen in Österreich im Jahr 2002 in Kilotonnen (linke Spalte) bzw. Prozent (rechte Spalte).

	PM10		PM10 diffus		PM10 gefasst	
Energieerzeugung	1,3	3 %	0,1	1 %	1,1	4 %
Raumwärme	7,8	16 %	0	0 %	7,8	30 %
Industrie	17,4	37 %	11,0	51 %	6,3	25 %
Verkehr	8,8	19 %	3,2	15 %	5,6	22 %
Off-Road	4,8	10 %	0,6	3 %	4,1	16 %
Deponien	0	0 %	0	0 %	0	0 %
Landwirtschaft	7,1	15 %	6,6	31 %	0,5	2 %
Summe	47,2		21,7		25,5	

Einige europäische Studien (etwa im Rahmen von Stuserhebungen durch das Umweltbundesamt) legen nahe, dass die Emissionen der verkehrsbedingten Nicht-Abgasemissionen bei PM10 in der selben Größenordnung liegen wie die entsprechenden Abgasemissionen. Für die Immissionssituation in Städten sind die Nicht-Abgasemissionen (insbesondere die Wiederaufwirbelung) jedenfalls ein wesentlicher Faktor (siehe auch Kapitel 1).

Weitere wesentliche Quellen, die nicht in der Staubemissionsinventur enthalten sind, die aber zur PM₁₀-Belastung beitragen können, sind:

- geogene Emissionen (z. B. durch Bodenabwehungen)
- biogene Emissionen (z. B. Pilzsporen, Pflanzenreste, Bakterien, etc.) und
- sekundäre organische Partikel (welche aus anthropogenen aber auch biogen emittierten VOC entstehen können).

Sekundäre anorganische Partikel, die durch Umwandlung von gasförmigen Vorläufersubstanzen entstehen, liefern ebenfalls einen erheblichen Beitrag zur PM₁₀-Belastung. Wie Analysen der Staubinhaltsstoffe zeigen (siehe Kapitel 1), liegt der Anteil der sekundären anorganischen Partikel z. B. in Illmitz im Jahresschnitt bei etwa 38 %. Angaben zu Emissionen der Vorläufer finden sich in Kapitel 8.2. Organisches Material trägt zu etwa 23 % zur PM₁₀-Konzentration bei. Zu diesem organischen Material tragen Kohlenstoffverbindungen aus Verbrennungsvorgängen, aber auch sekundäre organische Partikel und biogene Materialien (z. B. zerriebene Blätter, Pilzsporen, Bakterien etc.) bei. Der jeweilige Anteil dieser verschiedenen organischen Bestandteile ist aber noch weitgehend ungeklärt.

Projektion der PM₁₀-Emissionen

Von der IIASA wurden die PM₁₀-Emissionen Österreichs (und aller anderen EU-Staaten) der Jahre 1990 bis 2030 berechnet. Dabei wurden ausgehend vom Energieeinsatz für verschiedene Brennstoffe und Quellgruppen in Abhängigkeit von eingesetzten Minderungs-technologien Emissionen für TSP, PM₁₀ und PM_{2,5} berechnet. Die dabei verwendeten Aktivitätsdaten inkl. Projektionen und Emissionen wurden mit Experten aus den Mitgliedstaaten diskutiert und wo notwendig abgeglichen. Verglichen mit den Emissionen des Jahres 2000 zeigt sich bei der Industrie, den Deponien und der Landwirtschaft kaum eine Abnahme der Emissionen bis 2030, eine Reduktion um etwa 40 % wird für die Sektoren Verkehr und Raumwärme prognostiziert, um 30 % bei der Energieerzeugung, der Off-Road Bereich sollte bis 2030 *auf* 4 % abnehmen.

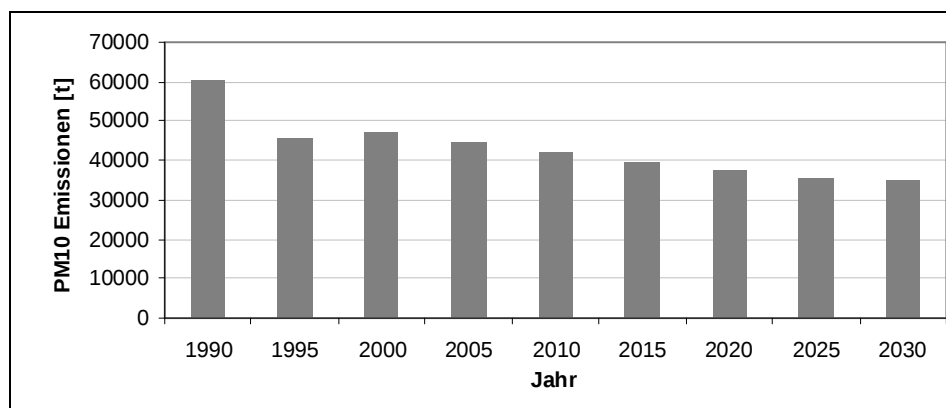


Abbildung 78: PM₁₀-Emissionen Österreichs in den Jahren 1990 bis 2030 (Quelle: IIASA).

Insgesamt sollten sich die Emissionen bis 2030 um etwa 25 % verringern.

8.2 Emissionen von Vorläufersubstanzen

Neben den primären Emissionen von Schwebestaub tragen auch die Emissionen der gasförmigen Vorläufersubstanzen SO₂, NO_x, NH₃ und NMVOC durch die Bildung von sekundä-

ren Partikeln zur PM-Belastung bei. In Tabelle 46 sind die österreichischen Emissionen dieser Luftschadstoffe des Jahres 2002 unterteilt nach Verursacherguppen dargestellt.

Tabelle 46: Emissionen von SO_2 , NO_x , NH_3 und NMVOC in Österreich im Jahr 2002 in Kilotonnen.

Verursacher	SO_2	NO_x	NH_3	NMVOC
Energieversorgung	8,4	14,9	0,3	4,0
Kleinverbraucher	10,3	39,4	0,7	49,3
Industrie	15,0	35,8	0,3	25,0
Verkehr	2,3	109,5	0,3	29,6
Landwirtschaft	0,0	4,9	50,8	1,9
Sonstige	0,1	0,0	0,6	82,8 ³⁸
Gesamt (anthropogen)	36,0	204,5	53,0	192,7

Die österreichischen Emissionen von SO_2 betrugen im Jahr 2002 etwa 36 kt, davon stammen 42 % aus dem Sektor Industrie, 29 % aus dem Sektor Kleinverbraucher und 23 % aus der Energieversorgung. Die größte Einzelquelle von SO_2 ist mit etwa 3.700 t die Raffinerie Schwechat [UMWELTBUNDESAMT, 2004g], gefolgt von der voestalpine Linz mit 3.200 t und der voestalpine in Donawitz mit 1.580 t (Quelle: EPER - Europäisches Schadstoffemissionsregister).

Wie Modellrechnungen von EMEP und auch die Trajektorienanalysen der Statuserhebungen PM10 Nordburgenland bzw. Wien gezeigt haben, tragen aber österreichische SO_2 -Emissionen nur zu einem geringen Teil zur Belastung durch Sulfat-Partikel bei [UMWELTBUNDESAMT, 2004b und 2004c]. Der überwiegende Teil wird durch SO_2 -Emissionen in den östlichen Nachbarstaaten sowie in Italien und Deutschland gebildet.

Die NO_x -Emissionen in Österreich betrugen im Jahr 2002 etwa 204 kt, davon stammen mehr als 50 % aus dem Straßenverkehr, weitere wesentliche Quellen sind mit einem Anteil von jeweils etwas weniger als 20 % die Kleinverbraucher und die Industrie.

Bei den NH_3 -Emissionen stammt der überwiegende Teil (96 %) aus der Landwirtschaft, hier vor allem aus der Tierhaltung und der Düngung.

Die NMVOC-Emissionen in der Höhe von 193 kt stammen zu 42 % aus dem Lösemittelgebrauch ("Sonstige" in Tabelle 46), zu 25 % aus dem Sektor Kleinverbraucher und zu jeweils etwa 15 % aus dem Verkehr und der Industrie. Welchen Anteil anthropogen verursachte NMVOC-Emissionen an der Bildung von sekundärem organischem Aerosol haben, ist derzeit Gegenstand intensiver Forschungstätigkeiten. Es kann aber angenommen werden, dass auch biogene Emissionen wesentlich zum sekundären organischen Aerosol beitragen.

Um die Deposition von versauernden und eutrophierenden Schwefel- und Stickstoffverbindungen sowie die Bildung von bodennahem Ozon zu vermindern wurden mit der NEC-RL (RL 2001/81/EG) europaweite höchstzulässige Emissionen von NO_x , SO_2 , NH_3 und NMVOC, die bis 2010 nicht überschritten werden dürfen, festgelegt. Mit dem Emissionshöchstmengengesetz-Luft (EG-L, BGBl. I 34/2003) wurde die NEC-RL in nationales Recht umgesetzt.

³⁸ Vor allem Lösemittelmmissionen.

Die für Österreich festgelegten Emissionshöchstmengen betragen:

- SO₂: 39 kt
- NO_x: 103 kt
- NH₃: 66 kt
- NMVOC: 159 kt

Somit wurden die Ziele für SO₂ und NH₃ bereits im Jahr 2002 erreicht. Dennoch können auch bei diesen Luftschadstoffen Maßnahmen zur weiteren Reduktion, insbesondere bei NH₃, lokal auch bei SO₂ sinnvoll sein, siehe dazu Kapitel 14.3.6.

Bei NO_x waren die Emissionen im Jahr 2002 beinahe doppelt so hoch wie im NEC-Ziel formuliert. Hier bedarf es erheblicher Anstrengungen, dieses Ziel zu erreichen (Kapitel 14.3.6). Bei NMVOC zeigte sich in den letzten Jahren eine deutliche Abnahme der Emissionen, bei Fortsetzung dieses Trends könnte im Jahr 2010 das NEC-Ziel erreicht werden.

8.3 PM10-Emissionen in Mitteleuropa

In Abbildung 79 sind die Emissionen von PM10 in Mitteleuropa dargestellt. Gebiete mit besonders hohen Emissionsdichten, die für die PM10-Belastung in Österreich relevant sind, liegen im südwestlichen Rumänien, in der Region Beograd, in Nordbosnien sowie in Südpolen (Region Oberschlesien, Krakow).

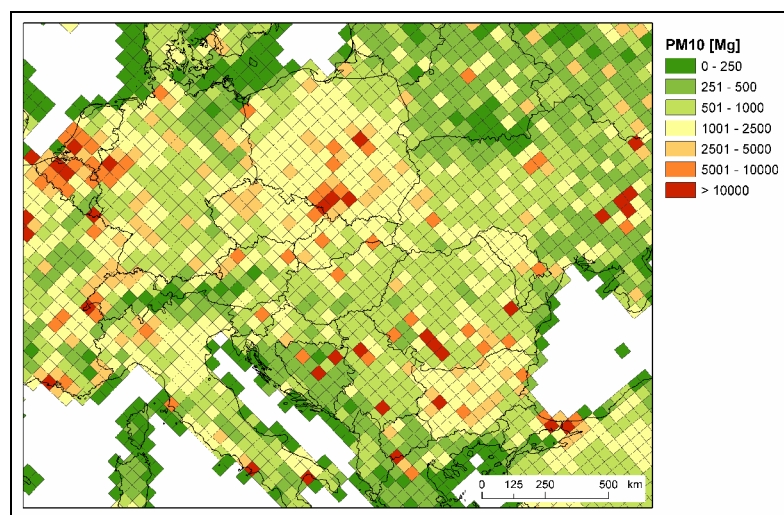


Abbildung 79: PM10-Emissionen in Mitteleuropa im Jahr 2001 (Quelle: EMEP).

Weitere Informationen zu den PM10-Emissionen in Europa, aber auch zu den Emissionen der Vorläufersubstanzen sekundärer Partikel (SO₂, NO_x, NH₃) findet man u. a. in UMWELTBUNDESAMT (2004b) und EMEP (2003).

In den nachfolgenden Kapiteln wird der aktuelle Kenntnisstand der vier wichtigsten Emittengruppen (Verkehr, Industrie, Hausbrand, Landwirtschaft) hinsichtlich Staubemissionen und möglicher Maßnahmen zusammengefasst.

9 PM10-EMISSIONEN - VERKEHR

9.1 Einleitung

Der Sektor Verkehr wird in den Straßenverkehr (road traffic) und den Nicht-Straßenverkehr (off-road) unterteilt. Die Luftschadstoffemissionen aus dem Straßenverkehr können unterschiedlichen Emittentengruppen zugeordnet werden, nämlich Personenkraftwagen (Pkw), leichten Nutzfahrzeugen (LNF), schweren Nutzfahrzeugen (SNF), Bussen oder einspurigen Kraftfahrzeugen. Im Off-Road-Verkehr sind alle übrigen Transportaktivitäten wie Bahn-, Schiffs- und Flugverkehr erfasst sowie Aktivitäten, die mit mobilen Maschinen und Geräte in der Land- und Forstwirtschaft, Industrie oder im Haushalt und Garten eingesetzt werden. Auch Emissionen aus Transporten oder dem Einsatz mobiler Maschinen und Geräte im Rahmen militärischer Aktivitäten werden zum Off-Road-Bereich gezählt.

Der Großteil (rund 85 % im Jahr 2002) der in Form von fossilen Treibstoffen im Verkehr eingesetzten Energie wird im Straßenverkehr verbraucht. Aufgrund des bereits längeren Bestehens von Vorschriften für Abgasemissionen ist der Straßenverkehr als Emissionsquelle weit besser untersucht als der Off-Road-Verkehr. Auf der Basis von Verkehrszählungen können weiters die Aktivitäten relativ gut abgeschätzt werden.

Auf Grund der damals schlechteren Datenlage im Off-Road-Bereich wurde im Jahr 2000 seitens der TU Graz im Auftrag des Umweltbundesamtes eine detaillierte Untersuchung der Emissionen des Off-Road-Verkehrs durchgeführt. Hierbei wurden für sämtliche Off-Road-Sektoren Geräte- und Maschinenbestand, Einsatzzeiten sowie Verbrauchsdaten erhoben. Für einige Sektoren (z. B. Schifffahrt, Eisenbahn, Landwirtschaft) konnte im Rahmen der Studie ein relativ guter Überblick über Energieeinsatz und Gesamtemissionen hergestellt werden. Für andere Sektoren bestehen auf Grund der Vielzahl der eingesetzten Geräte sowie der unzureichenden Datenlage nach wie vor größere Unsicherheiten (z. B. Militär). Die in der Off-Road-Studie herangezogenen Emissionsfaktoren stammen aus der Off-Road-Datenbank des Schweizer BUWAL (Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft), die die derzeit umfangreichste und aktuellste Datensammlung für den Off-Road-Bereich ist. Bezüglich der Unsicherheiten der Emissionsfaktoren ist anzumerken, dass im Vergleich zum Straßenverkehr zwar weniger Emissionsmessdaten vorliegen, das Emissionsverhalten aber aufgrund der relativ geringen Variabilität sowie der vergleichsweise einfachen Motor-technologie speziell der Maschinen und Geräte mit großvolumigen Dieselmotoren (welche für den größten Teil der Gesamtemissionen des Off Road Sektors verantwortlich sind) eine geringe Streuung aufweist.

Dem Straßenverkehr ist aufgrund der hohen Immissionswirksamkeit (Nähe bzw. Durchdringung von Siedlungsgebiet) hohe Aufmerksamkeit beizumessen. Obwohl die Partikelemissionen von Straßenverkehr und Off-Road-Verkehr (für ganz Österreich gesehen) in einer vergleichbaren Größenordnung liegen wird daher in dieser Arbeit vorwiegend auf den Straßenverkehr als Emissionsquelle eingegangen.

Partikelemissionen aus dem Straßenverkehr bestehen neben den Abgasemissionen, die relativ gut erforscht und daher abschätzbar sind, auch aus Abriebsemissionen (Reifen-, Bremsen- und Straßenabrieb) sowie aus der Wiederaufwirbelung von Straßenstaub. Während die Abgasemissionen vor allem in der feinen ($< 2,5 \mu\text{m}$) und ultrafeinen Fraktion ($< 100 \text{ nm}$) zu finden sind und daher weiträumigem Transport unterliegen, treten die Abriebs- und Wiederaufwirbelungsemissionen in erster Linie in der groben Staubfraktion ($> 2,5 \mu\text{m}$) auf. Letztere sind aufgrund der geringeren Verweilzeit dieser Partikel vor allem von lokaler Bedeutung an verkehrsreichen Standorten.

Die Wiederaufwirbelung von Straßenstaub als Emissionsquelle ist noch relativ wenig erforscht und hängt sehr stark von dem Zustand der Straßenoberfläche ab. Entsprechend große Ungenauigkeiten müssen daher bei der Berechnung der Emissionen aus der Wiederaufwirbelung von Straßenstaub in Kauf genommen werden.

In den nachfolgenden Unterkapiteln werden nach einer Darstellung der Entwicklung von Verkehrsleistung sowie der sich daraus ergebenden Abgas-PM₁₀-Emissionen seit dem Jahr 1980 die zur Ermittlung der Emissionen herangezogenen Berechnungsmodelle für die unterschiedlichen Emissionsarten (Abgas, Abrieb und Wiederaufwirbelung) angeführt und kurz erläutert. In der Folge werden die spezifischen Emissionen für die unterschiedlichen Emissionsarten miteinander verglichen. Für die Wiederaufwirbelung von Straßenstaub soll durch diesen Vergleich der Rahmen abgesteckt werden, in dem sich die mit unterschiedlichen Methoden ermittelten Emissionsmengen befinden können.

9.2 Verkehrsemissionen in Österreich

9.2.1 Verkehrs- und Fahrleistung

Die Verkehrsleistung nimmt in Österreich seit Jahrzehnten beständig zu, sowohl im Personen- als auch im Güterverkehr. Die Zunahmen erfolgen in erster Linie auf der Straße. Der Pkw-Verkehr (bezogen auf Personenkilometer) hat sich seit Anfang der 80-er Jahre mehr als verdoppelt, im Straßengüterverkehr wurde im Jahr 2002 sogar die 2,5-fache Transportleistung wie im Jahr 1980 erbracht. Nur im Flugverkehr sind noch stärkere relative Zuwächse zu verzeichnen (hier kam es bis zu einer Verfünfachung der Verkehrsleistung seit Anfang der 80-er Jahre).

Parallel dazu ist die Fahrleistung (zurückgelegte Fahrzeugkilometer) in den vergangenen Jahren stark gestiegen. Auch diese hat sich seit Anfang der 80-er Jahre mehr als verdoppelt. Zudem zeichnet sich, für Partikelemissionen relevant, schon seit einigen Jahren ein eindeutiger Trend zum Diesel-Pkw ab. Entsprechend dem zunehmenden Dieseltrend und der Zunahme im Güterverkehr (Leichte und Schwere Nutzfahrzeuge werden fast ausschließlich mit Diesel betrieben) werden bereits rund zwei Drittel der Fahrleistung in Österreich mit Dieselfahrzeugen erbracht.

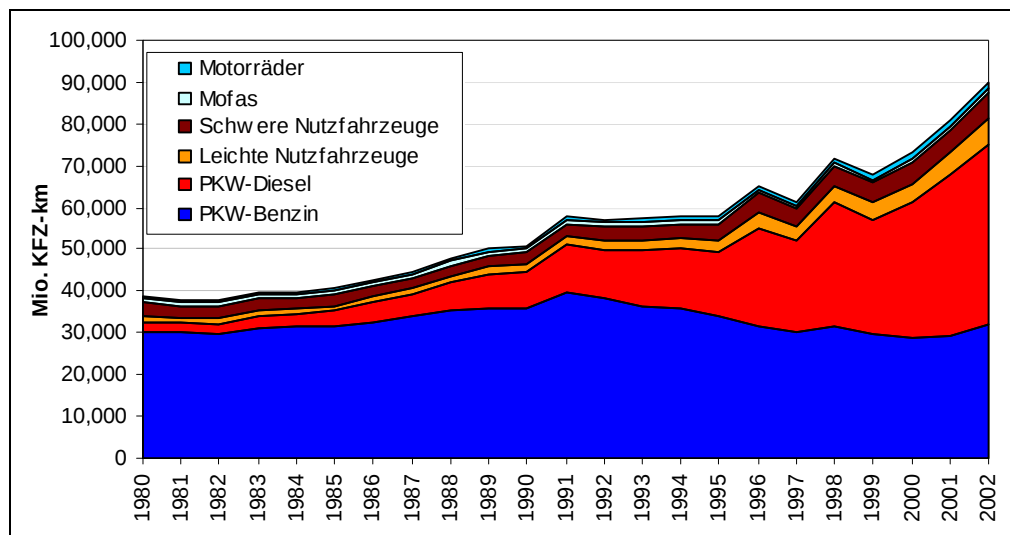


Abbildung 80: Fahrleistung im Straßenverkehr in Österreich 1980 – 2002 Quelle: UMWELTBUNDESAMT (2003).

9.2.2 Partikelemissionen aus dem Verkehrssektor

Im Rahmen der Österreichischen Luftschadstoffinventur werden jährlich die Emissionen für das ganze Bundesgebiet berechnet, die Berechnung der Abgasemissionen aus dem Verkehrssektor erfolgt durch Dr. Hausberger, TU Graz. Als Grundlage dienen die Emissions- sowie Verbrauchsfaktoren des Handbuchs der Emissionsfaktoren des Straßenverkehrs [UMWELTBUNDESAMT, 2004].

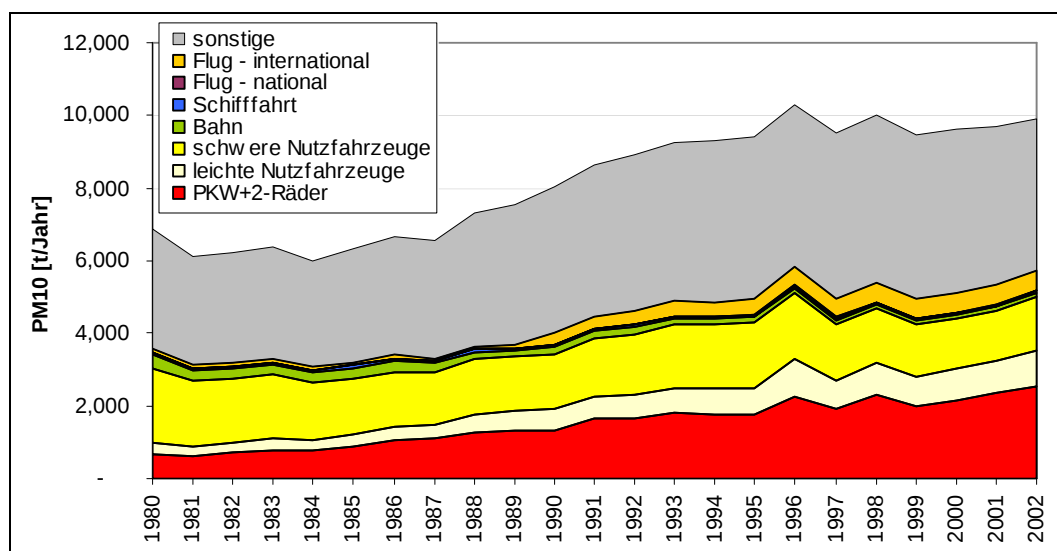


Abbildung 81: PM10-Emissionen des Verkehrssektors 1980 – 2002 (nur Abgasemissionen), Quelle: UMWELTBUNDESAMT (2003).

In den vergangenen Jahren konnte ein kontinuierlicher Anstieg der Partikelemissionen festgestellt werden, der in erster Linie auf den steigenden Dieselboom und den Anstieg der Fahrleistung zurückzuführen ist. Insgesamt sind die Emissionen allerdings nicht so stark wie

die Fahrleistung angestiegen, was auf technologische Verbesserungen zurückgeführt werden kann.

Die nachfolgenden Abbildungen zeigen eine Gegenüberstellung von Fahrleistung und Partikelemission. Im Verhältnis sind in den Jahren 1980 – 2002 die Fahrleistungen der leichten Nutzfahrzeuge am stärksten angestiegen, in den vergangenen 10 Jahren stieg auch die Fahrleistung der schweren Nutzfahrzeuge verstärkt an. Im Verhältnis dazu sind die Partikelemissionen der Nutzfahrzeuge nicht so stark angestiegen, die Partikelemissionen der schweren Nutzfahrzeuge waren 2002 sogar geringer als noch im Jahr 1980. Dies ist auf Verbesserungen bei den Fahrzeugen aufgrund der strengeren Abgasgesetzgebung zurückzuführen.

Ein gänzlich anderer Trend ist bei den Pkw abzulesen. Die Fahrleistung ist um ca. das 2,5-fache gestiegen, die Partikelemissionen um beinahe das 4-fache. Dies ist auf den Dieselboom zurückzuführen.

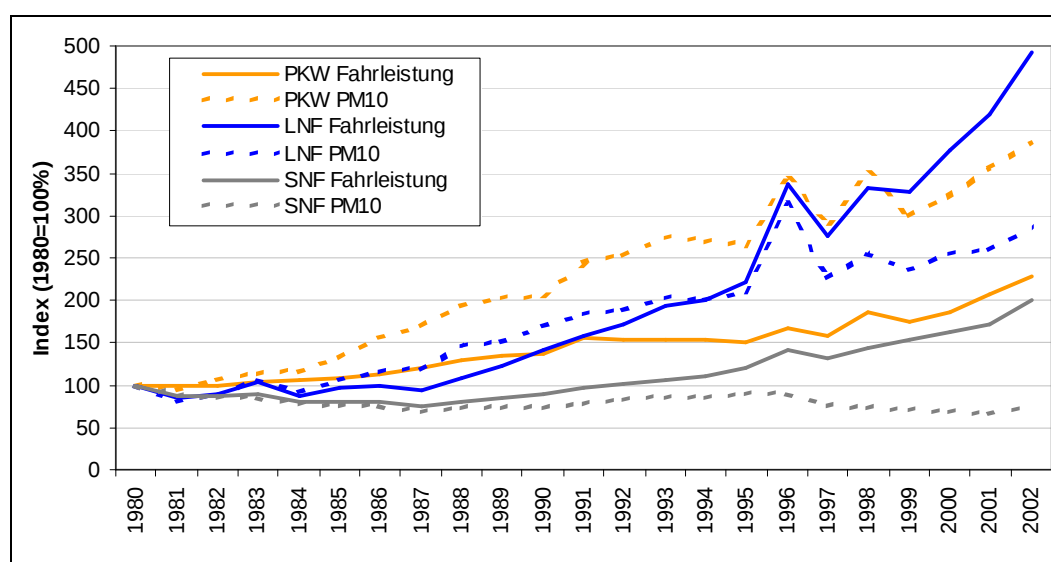


Abbildung 82: Gegenüberstellung Fahrleistung – Partikelemissionen für den Zeitraum 1980 - 2002 (Index 100 = 1980) nach Fahrzeugkategorien.

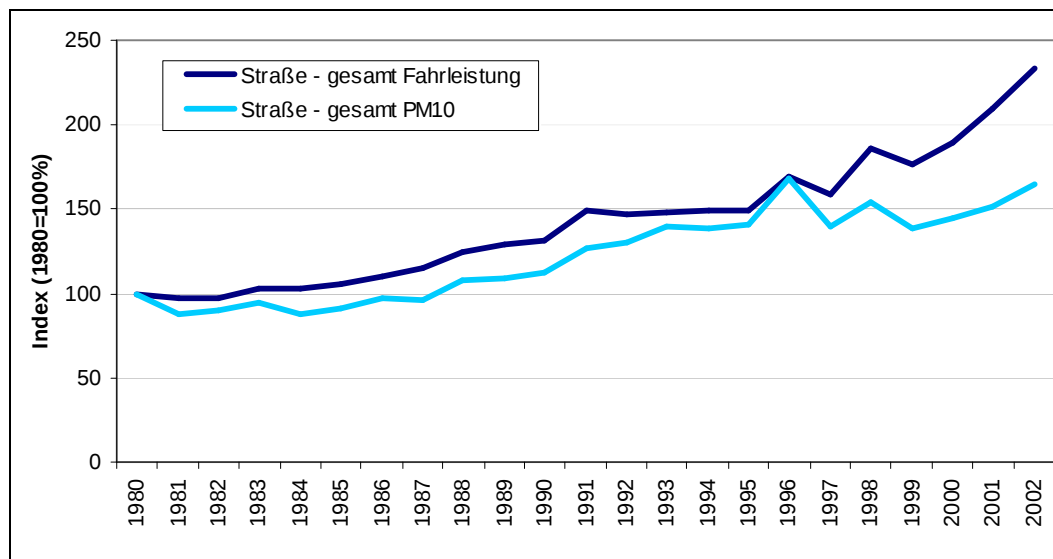


Abbildung 83: Gegenüberstellung Fahrleistung – Partikelemissionen für den Zeitraum 1980 -2002
(Index 100 = 1980) Summe Straßenverkehr.

Rund die Hälfte der Partikelemissionen ist weiters dem **Off-Road-Bereich** zuzuordnen (siehe Abbildung 81: Bahn, Schifffahrt, Flugverkehr sowie sonstige Fahrzeuge wie z. B. land- und forstwirtschaftliche Fahrzeuge, Baumaschinen und Geräte). In der im Jahr 2000 durchgeführten Off-Road-Studie wurden die Emissionen der verschiedenen Gerätegruppen innerhalb der Verursacherkategorien ermittelt. Hauptverursacher im Bereich der Land- und Forstwirtschaft sind hierbei speziell die eingesetzten Traktoren, auf welche in beiden Sektoren jeweils über 90% der Gesamtemissionen entfallen. Diese Gerätekategorien weisen neben einer hohen Bestandsdichte auch eine hohe Einsatzzeit auf. Im Sektor Industrie entfällt der Hauptanteil der Emissionen auf die mobilen Maschinen und Geräte mit großvolumigen Dieselmotoren (Bagger, Radlader, etc.) aus der Bauwirtschaft (siehe Kapitel 9.3.3).

Die Verkehrsleistung (gefahrte Kilometer) für ganz Österreich wird für die Österreichische Luftschadstoffinventur gemäß den Vorgaben auf Basis der auf Bundesgebiet verkauften Treibstoffmengen ermittelt, d. h. für die Erbringung der ermittelten Gesamtfahrleistung würden sich rechnerisch genau die tatsächlich in Österreich verkauften Treibstoffmengen ergeben. Im Inland verkaufte, jedoch im Ausland verbrauchte sowie im Ausland gekaufte und im Inland verbrauchte Treibstoffmengen werden nicht gesondert berücksichtigt. Aufbauend auf der Gesamtfahrleistung werden dann die Emissionen berechnet. Abhängig vor allem von der Höhe der Treibstoffpreise im Vergleich zum benachbarten Ausland können somit die für die Österreichische Luftschadstoffinventur mittels dieser „top-down“-Berechnung ermittelten Gesamtemissionen von den mittels „bottom-up“-Berechnung ermittelten Emissionen für den Verkehrssektor in Österreich abweichen. Bei den aktuellen Preisverhältnissen in Bezug auf das benachbarte Ausland (Juni 2004) schlägt sich nach derzeitigem Wissensstand (eine Studie zum Ausmaß des Tanktourismus ist gerade in Erarbeitung) eine nicht unbeträchtliche Treibstoffmenge in der Größenordnung von ca. 20 % in der Emissionsinventur nieder, die gar nicht auf Bundesgebiet verbraucht wird und damit auch nicht zu den Emissionen beiträgt. Unabhängig von der Gesamtmenge des verbrauchten Treibstoffes ist in der Berechnung jedoch die Zusammensetzung der erbrachten Fahrleistung.

9.3 Berechnung der Emissionen

Die Berechnung von Emissionen erfolgt für den Verkehrssektor im Allgemeinen über die Verwendung von Emissionsfaktoren und Aktivitäten, wobei die Einheit von Emissionsfaktor und Aktivität aufeinander abgestimmt sein muss. Ungenauigkeiten treten bei der Verwendung von Emissionsfaktoren sowie bei der Ermittlung der Aktivitäten zwangsläufig auf. Das Berechnungsergebnis wird eine umso genauere Abschätzung der tatsächlichen Emissionen liefern, je höher der Unterscheidungsgrad in z. B. Fahrzeugtypen oder Verkehrssituationen ist. Bei der Berechnung der Wiederaufwirbelung hingegen werden oft noch (aus Ermangelung besserer Berechnungsmodelle) Emissionsfaktoren aus wenigen Einzelerhebungen pauschal verwendet, wodurch sich eine hohe Ungenauigkeit ergibt.

Die Abgas-Emissionen werden üblicherweise unter genau definierten Bedingungen auf Rollen- und Motorprüfständen gemessen, wodurch ein direkter Vergleich einzelner Fahrzeugtypen möglich ist. Durch Auswahl einer möglichst repräsentativen Stichprobe können mittlere Emissionsfaktoren je Fahrzeugtype bzw. Fahrzeugschicht angegeben werden. Bei Fahrzeugemissionen ist jedoch generell zu beachten, dass das Emissionsverhalten je nach Einstellung und Zustand des einzelnen Fahrzeuges starken Schwankungen unterliegen kann.

9.3.1 Straßenverkehr

Das Handbuch der Emissionsfaktoren des Straßenverkehrs stellt für viele spezielle als auch für durchschnittliche Verkehrssituationen Emissionsfaktoren für die Abgas-PM₁₀-Emissionen zur Verfügung. Dem gegenüber weisen die in dieser Arbeit angeführten Berechnungsmodelle für Abriebs- und Wiederaufwirbelungsemissionen unterschiedliche Abhängigkeiten von Eingangsparametern auf bzw. wurden nur für eine bestimmte Verkehrssituation ermittelt, wodurch eine Ermittlung von Emissionsfaktoren für verschiedene Verkehrssituationen nur äußerst eingeschränkt möglich ist.

Um eine Vergleichbarkeit der unterschiedlichen Berechnungsmodelle zu ermöglichen, werden nachfolgend die Emissionsfaktoren für die Durchschnitts-Verkehrssituationen des Handbuchs der Emissionsfaktoren mit den jeweiligen Berechnungsmodellen ermittelt.

Es ist darauf hinzuweisen, dass die für Abrieb und Wiederaufwirbelung auf diese Art ermittelten Emissionsfaktoren nur Emissionsfaktoren für die Durchschnitts-Verkehrssituationen sind, nicht jedoch auch gleichzeitig durchschnittliche Emissionsfaktoren sein müssen. So kann zum Beispiel die Abweichung der Durchschnitts-Emissionsfaktoren für Abgas von Emissionsfaktoren für eine Verkehrssituation mit vergleichbarer Geschwindigkeit bis zu 15 % betragen (siehe Abbildung 84).

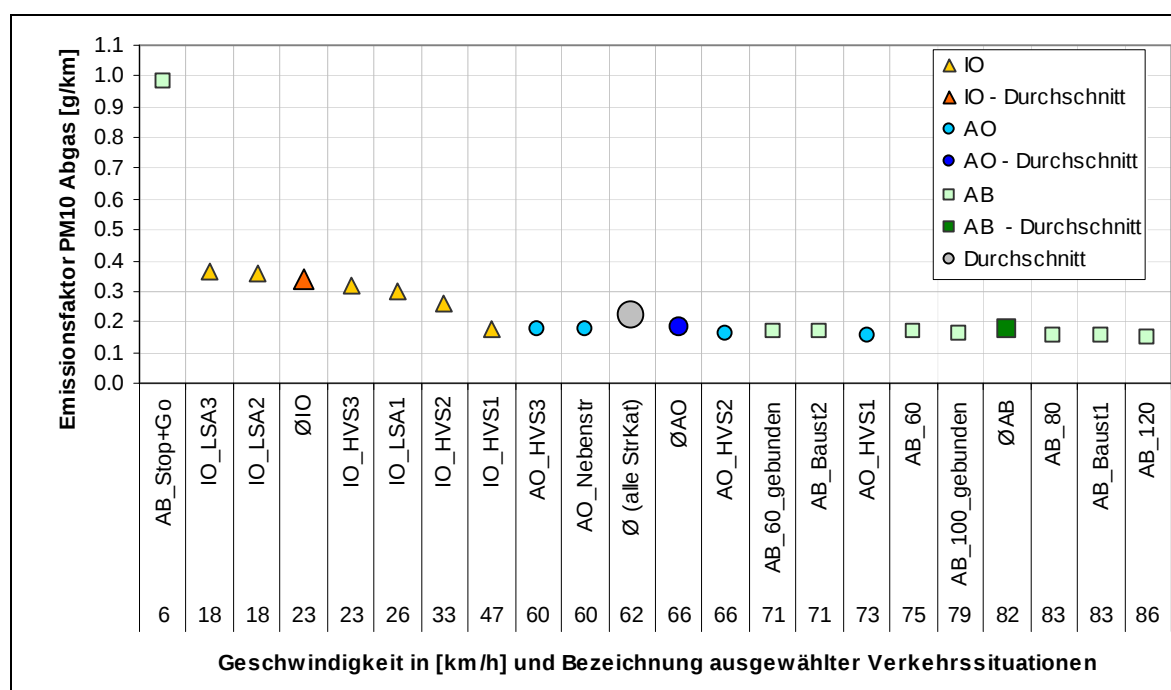


Abbildung 84: Emissionsfaktoren für PM10-Emissionen schwerer Nutzfahrzeuge für ausgewählte Verkehrssituationen im Vergleich zu den Durchschnitts-Emissionsfaktoren.

Da für die Abriebs- und Wiederaufwirbelungsemissionen detaillierte Modelle oder auch nur Einzelwerte zur Verfügung stehen, hat die Wahl einer bestimmten Verkehrssituation unterschiedlich viel Einfluss auf das Berechnungsergebnis. So liegt zum Beispiel in dem für Reifenabrieb gewählten Modell neben der Flottenzusammensetzung (etwa Pkw-, LNF- oder SNF-Anteil) eine Geschwindigkeitsabhängigkeit vor. Die gleiche Flottenzusammensetzung, jedoch eine andere gefahrene Geschwindigkeit kann also zu einem anderen Emissionsfaktor führen. Im Gegensatz dazu fließt zum Beispiel bei der Berechnung der Emissionen nach ABU-ALLABAN (2002) nur die Flottenzusammensetzung ein, unabhängig von der Geschwindigkeit.

Die Berechnungsmodelle für die Wiederaufwirbelung von Straßenstaub resultieren im Wesentlichen aus Immissionsmessungen, basieren also auf den Gesamtemissionen. Eine Aufteilung auf Abgas-, Abriebs- und Aufwirbelungsanteil erfolgt bei Abu-Allaban zum Beispiel aus einer Analyse des Aerosols, bei dem EPA-Modell wird eine Konstante abgezogen [EPA, 2003a]. Um eine Vergleichbarkeit zu ermöglichen wird in dieser Arbeit versucht, die Emissionsfaktoren für Abgas, Abrieb und Wiederaufwirbelung getrennt darzustellen, wobei für Abgas nur das Handbuch der Emissionsfaktoren des Straßenverkehrs, Version 2.1, und für Abriebsemissionen nur die Modelle aus dem EMEP/CORINAIR Atmospheric Emission Inventory Guidebook – dritte Ausgabe, September 2003 Update – zur Anwendung kommen.

Das Addieren bzw. Subtrahieren von auf unterschiedlichen Datengrundlagen basierenden Emissionswerten (besonders wenn sie bereits über ein Fahrzeugkollektiv oder unterschiedliche Verkehrssituationen gemittelt sind) ist jedoch nur stark eingeschränkt möglich. Insbesondere ist zu berücksichtigen, dass das Abziehen verkehrssituationsabhängiger Emissionsfaktoren von Emissionsfaktoren, die über mehrere Verkehrssituationen gemittelt sind, fast zwangsläufig zu Problemen und einer verzerrten Darstellung führt.

Die von Rauterberg-Wulff aus Tunnelmessungen ermittelten Gesamtemissionsfaktoren sind für die Ermittlung der Wiederaufwirbelungs-Emissionen unter typischen Bedingungen wahrscheinlich weniger geeignet. Da der Abzug von (für den Messort und das Messjahr typischen) Abgas- und Abriebsemissionen von den Gesamtemissionsfaktoren bei Pkw zu einer verschwindenden Menge wiederaufgewirbelten Straßenstaubs führen würde, wurde der Wiederaufwirbelungsanteil aus dem Kohlenstoffanteil abgeleitet, siehe dazu Anhang A6.3.4. Mit den auf diese Weise ermittelten Emissionsfaktoren wird die Bandbreite der möglichen Berechnungsergebnisse veranschaulicht.

Die folgenden Darstellungen gelten für den Verkehr auf **befestigten Straßen**. Für **unbefestigte Straßen** werden Berechnungsmethoden angeboten, die jedoch mit noch größeren Unsicherheiten als die Wiederaufwirbelung von befestigten Straßen behaftet sind. Da der Großteil des Straßenverkehrs auf befestigten Straßen erfolgt, kommt der Emission von Verkehr auf unbefestigten Straßen eher lokale Bedeutung zu. Als wichtiges Beispiel ist Baustellenverkehr anzusprechen, da es im Bereich von Baustellen auch zur Verschmutzung von befestigten Straßen und daher dort zu höheren Wiederaufwirbelungsemissionen kommt. Die Wiederaufwirbelungsemissionen von unbefestigten Straßen werden in dieser Arbeit nicht näher betrachtet, eine Berechnungsmethode wird zum Beispiel in EPA (2003b) beschrieben.

Die Größenverteilung der Partikelemissionen hängt vor allem vom Entstehungsprozess ab. Partikel aus der Verbrennung von Kraftstoff findet man in einem Größenbereich kleiner $1\ \mu\text{m}$. Partikel in diesem Größenbereich weisen lange Verweilzeiten in der Atmosphäre auf, wodurch eine weiträumige Verfrachtung möglich ist. Partikel aus mechanischem Abrieb werden hingegen vorwiegend in einem Größenbereich größer $1\ \mu\text{m}$ erzeugt. Aufgrund der mit dem Partikeldurchmesser stark zunehmenden Partikelmasse weisen größere Partikel eine höhere Sinkgeschwindigkeit auf und werden dadurch rascher durch Deposition aus der Atmosphäre entfernt. Im Vergleich zu Partikel mit einem Durchmesser größer $30\ \mu\text{m}$, die nicht weiter als einige 100 m von der Quelle bereits absetzen, folgen Partikel kleiner als $10\ \mu\text{m}$ jedoch atmosphärischen Turbulenzen bereits sehr leicht und können daher beträchtlich längere Verweilzeiten erreichen.

Partikelemissionen aus dem Abrieb von Reifen scheinen jedoch eine bimodale Verteilung aufzuweisen, die auch einen nicht unwesentlichen Anteil im Größenbereich kleiner als $1\ \mu\text{m}$ hat [EK, 2003]. Es wird angenommen, dass der Anteil $< 1\ \mu\text{m}$ von so genannten „hot spots“ auf der Reifenoberfläche herrührt.

Auch in EMPA / PSI (2003) wird die Aufteilung auf PM₁₀ und PM₁ zur Unterscheidung zwischen Abgas- und Abriebs- sowie Aufwirbelungsemissionen herangezogen. Es wird darauf hingewiesen, dass die direkten Abgasemissionen je nach Situation massenmäßig rund die Hälfte oder weniger der totalen primären Feinstaubemissionen des Straßenverkehrs ausmachen. Aufgrund der unterschiedlichen Charakteristik bezüglich Korngrößenverteilung und chemischer Zusammensetzung ist jedoch für eine Beurteilung eine bessere Kenntnis der Mechanismen und Prozesse, welche für die schädliche Wirkung von Feinstäuben verantwortlich sind, nötig.

Sofern in der Literatur Angaben zur Aufteilung der Emissionen auf unterschiedliche Größenbereiche getroffen werden, sind sie im Anhang 6 angeführt.

9.3.1.1 Abgas

Die der Berechnung der Abgasemissionen aus dem Straßenverkehr zugrunde liegende Aktivität wird in Fahrzeugkilometern angegeben. Der Emissionsfaktor ist dann die auf einer gefahrenen Strecke bestimmter Länge emittierte Menge eines Schadstoffes und hängt außer von den Fahrzeugeigenschaften (Betriebskraftstoff, Type, Alter, Zustand, Beladung,

etc.) auch von der Verkehrssituation (gefahrte Geschwindigkeit, Beschleunigungsprofil, etc.) und Straßenlängsneigung ab.

Emissionsfaktoren für den Straßenverkehr können in unterschiedlicher Detailtiefe (z. B. für unterschiedliche Verkehrssituationen und nach Fahrzeugschichten unterschieden oder auch nur für durchschnittliche Verkehrssituationen und nur nach Fahrzeugkategorien unterteilt) aus dem Handbuch Emissionsfaktoren des Straßenverkehrs (UMWELTBUNDESAMT, 2004) entnommen werden.

Die Verwendung von schwefelfreien Treibstoffen (Schwefelgehalt $< 10 \text{ mg/kg}$) ist für den dauerhaften Betrieb moderner Abgasnachbehandlungssysteme notwendig und entsprechend der Richtlinie 98/70/EG dürfen ab dem Jahr 2009 nur mehr schwefelfreie Otto- und Dieselmotorkraftstoffe in Verkehr gebracht werden bzw. müssen bereits jetzt flächendeckend verfügbar sein. In Österreich betrug der durchschnittliche Schwefelgehalt von Dieselmotorkraftstoffen im Jahr 2003 rund 213 mg/kg , im Jahr 2002 waren es noch 236 mg/kg [UMWELTBUNDESAMT, 2004d]. Seit 1. 1. 2004 wird unter anderem aufgrund einer Vereinbarung zwischen der OMV und dem Bundesminister für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft („5 Punkte Programm für umweltschonenden Verkehr in Österreich“, unterzeichnet am 7. März 2003) sowie der steuerlichen Begünstigung verstärkt schwefelfreier Kraftstoff (sowohl Otto- als auch Dieselmotorkraftstoff) angeboten.

Für die direkte Abnahme (Abnahme alleine aufgrund des geringeren Schwefelgehaltes im Treibstoff) der Abgas-Partikelemissionen mit dem erwarteten Rückgang des Schwefelgehaltes im Treibstoff wird im Handbuch der Emissionsfaktoren im Wesentlichen die im Rahmen des „European Programme in Emissions, Fuels and Engine Technologies (EPEFE)“ entwickelte Abhängigkeit angenommen. Demnach ergibt sich durch die Absenkung des Schwefelgehaltes von rund 210 mg/kg (wie sie im Jahr 2002 in Österreich durchschnittlich im Diesel enthalten waren) auf die 10 mg/kg je nach Fahrzeugart eine PM10-Reduktion von 1,5 bis 3 %³⁹.

Von HAUSBERGER (2004) wurden die PM10-Reduktionen für die Kyoto- bzw. EG-L-Maßnahmen ermittelt (siehe Kapitel 14.3.1). Das Reduktionspotenzial ergibt sich durch Gegenüberstellung der Emissionen, die einerseits für das BAU-Szenario („Business as Usual“) und andererseits für das jeweilige Maßnahmenzenario ermittelt wurden. Die direkte Abnahme der PM10-Emissionen aufgrund der Schwefelreduktion wirkt sich in beiden Szenarien gleichermaßen aus und hat daher keinen Einfluss auf die angegebenen Reduktionspotenziale. Die Reduktion des Schwefelgehaltes ist allerdings für einige der Maßnahmen Voraussetzung.

Nachdem bei der Bildung durchschnittlicher Emissionsfaktoren im Handbuch die Zusammensetzung der Verkehrssituationen bzw. Fahrzeugkategorien dem Österreich-Mittel entspricht, werden in dieser Arbeit der Übersichtlichkeit halber nur mittlere Emissionsfaktoren für durchschnittliche Verkehrssituationen angeführt.

³⁹ Im erläuternden Bericht „Förderung der Einführung schwefelfreier Treibstoffe“ zur Änderung des Bundesgesetzes über den Umweltschutz in der Schweiz aus dem Jahr 2001 wird z. B. für die Schwefelreduktion von 350 ppm auf 10 ppm eine erwartete PM10-Reduktion von 7 % angegeben.

Tabelle 47: Durchschnittliche Emissionsfaktoren für PM₁₀-Abgasemissionen für den Straßenverkehr im Jahr 2002. Angaben in Gramm/Fahrzeugkilometer. Quelle: HBEFA 2.1 [UMWELTBUNDESAMT, 2004].

Fahrsituation	Pkw	LNF	SNF	Busse	
				Reise-	Linien-
AB - Ø	0,051	0,167	0,176	0,253	-
AO - Ø	0,031	0,088	0,180	0,256	0,282
IO - Ø	0,034	0,099	0,341	0,532	0,510
Ø	0,037	0,117	0,224	0,329	0,439

Zusätzlich können für dieselbetriebene Pkw und LNF 0,075 – 0,076 g PM₁₀ je Start berücksichtigt werden.

Emissionsfaktoren für schwere Nutzfahrzeuge liegen um das 3- bis 10-fache höher als die Emissionsfaktoren für Pkw (je nach Fahrsituation), aufgrund der geringeren Fahrleistung tragen schwere Nutzfahrzeuge (im Österreich-Durchschnitt) trotzdem nur halb soviel zu den Abgasemissionen aus dem Straßenverkehr bei wie Pkw. Da die spezifischen Partikelemissionen von Pkw mit höheren Geschwindigkeiten zunehmen – während die spezifischen Emissionen von schweren Nutzfahrzeugen annähernd gleich bleiben – werden auch im Autobahn- und Schnellstraßennetz trotz des vergleichsweise hohen Schwerverkehranteils von den Pkw höhere Partikelemissionen verursacht.

In dieser Darstellung ist noch zu beachten, dass 43 % der von Pkw erbrachten Fahrleistung von Pkw mit Otto-Motoren erbracht werden, die zu den Abgas-Partikelemissionen keinen Beitrag leisten (das ist in den durchschnittlichen Emissionsfaktoren bereits berücksichtigt).

9.3.1.2 Brems-, Reifen- und Straßenabrieb

Mit dem neuen EMEP/CORINAIR Atmospheric Emission Inventory Guidebook – dritte Ausgabe, September 2003 Update – stehen für Brems-, Reifen- und Straßenabrieb Funktionen für Emissionsfaktoren zur Verfügung, die auch (bedingt) die Abhängigkeit der Emissionen von der gefahrenen Geschwindigkeit berücksichtigen. Der Vorteil dieser Methodik ist, dass Maßnahmen, die eine Reduktion der Geschwindigkeit, jedoch keine Reduktion der Fahrleistung bewirken, bis zu einem gewissen Maß abgebildet werden können.

Reifenabrieb

Auf Basis der Durchschnittsgeschwindigkeiten aus dem Handbuch der Emissionsfaktoren 2.1 und Durchschnittswerten für Achszahl und Beladungsfaktor ergeben sich für PM₁₀-Emissionen aus dem Reifenabrieb die in Tabelle 48 angeführten Emissionsfaktoren.

Tabelle 48: PM₁₀ – Emissionsfaktoren für Reifenabrieb für Durchschnitts-Verkehrssituationen in g/Fzg-km.

	Pkw	LNF	SNF	Busse	MR
AB	0,0058	0,0091	0,0179	0,0164	0,0025
AO	0,0072	0,0114	0,0207	0,0204	0,0032
IO	0,0089	0,0141	0,0253	0,0253	0,0038

Bremsabrieb

Auf Basis der Durchschnittsgeschwindigkeiten aus dem Handbuch der Emissionsfaktoren 2.1 und Durchschnittswerten für den Beladungsfaktor ergeben sich für die PM10-Emissionen aus dem Bremsabrieb die in Tabelle 49 angegebenen Emissionsfaktoren.

Tabelle 49: PM10 – Emissionsfaktoren für den Bremsabrieb für Durchschnitts-Verkehrssituationen in g/Fzg-km.

	Pkw	LNF	SNF	Busse	MR
AB	0,0014	0,0021	0,0157	0,0054	0,0007
AO	0,0069	0,0108	0,0284	0,0268	0,0036
IO	0,0123	0,0191	0,0490	0,0490	0,0061

Straßenabrieb

Für die Emissionsfaktoren für den Straßenabrieb wird im Emission Inventory Guidebook keine Geschwindigkeitsabhängigkeit angegeben. Die ermittelten Emissionsfaktoren unterscheiden sich daher für die verschiedenen Fahrsituationen nicht.

Tabelle 50: PM10 – Emissionsfaktoren für Straßenabrieb für Durchschnitts-Verkehrssituationen in g/Fzg-km.

	Pkw	LNF	SNF	Busse	MR
AB, AO, IO	0,0075	0,0075	0,0380	0,0380	0,0030

Summe Abriebsemissionen

Zusammenfassend können die Abriebsemissionen pro gefahrenem Fahrzeug-Kilometer wie in Tabelle 51 dargestellt werden.

Tabelle 51: PM10 – Abriebsemissionen in g/Fzg-km.

	Pkw	LNF	SNF	Busse	MR
AB	0,0147	0,0188	0,0716	0,0599	0,0062
AO	0,0217	0,0297	0,0872	0,0852	0,0098
IO	0,0287	0,0407	0,1124	0,1124	0,0129

9.3.1.3 Wiederaufwirbelung von Staub

Die Wiederaufwirbelung von Staub ist die Emissionsquelle für Staub aus dem Verkehrssektor mit der größten Unsicherheit. In LOHMEYER (2001) bzw. von VENKATRAM (2000) wird zum Vertrauensbereich der EPA-Formel (siehe unten) sowie der Formel von Lohmeyer angeführt, dass in 40 % der Fälle die beobachtete Emission auf ± 100 % genau vorhergesagt wird, in 60 % der Fälle jedoch mit darüber hinaus gehenden Abweichungen zu rechnen ist. Inhalt dieser Arbeit kann es daher nur sein, den Größenordnungsbereich aufzuzeigen, in dem man sich bei der Betrachtung von PM10-Wiederaufwirbelungsemissionen befindet.

Ein Vergleich verschiedener zur Verfügung stehender Berechnungsvarianten in Form von Wiederaufwirbelungsemissionen je Kfz-km (Mittelung über die Fahrzeugkategorien entsprechend der Fahrleistung) in diesem Kapitel soll die Unsicherheit der Berechnung darstellen. Die unterschiedliche (oder teilweise nicht gegebene) Abhängigkeit der Berechnungsvarianten von Straßenzustand, durchschnittlichem Fahrzeuggewicht, Flottenzusammensetzung etc. verhindert einen direkten Vergleich auf detaillierterem Niveau. Um die Wiederaufwirbelungsemissionen mit Abgas- und Verbrennungsemissionen vergleichen zu können, werden

letztere auch auf Emissionen pro Fahrzeugkilometer je Verkehrssituation (Mittelung über die Fahrzeugkategorien entsprechend der Fahrleistung) zusammengefasst.

EPA

Von der EPA wird für die Wiederaufwirbelung von asphaltierten Straßen die Formel

$$E = k \cdot \left(\frac{sL}{2} \right)^{0,65} \cdot \left(\frac{W}{2,7} \right)^{1,5} - C$$

angegeben (für eine nähere Erklärung der Parameter siehe Anhang A6.3.1).

Mit der Formel wird im Wesentlichen die Staubbelaugung der Straße sowie das mittlere Fahrzeuggewicht berücksichtigt. Da die Formel auf einer Regressionsanalyse aus Daten von Gesamtemissionen beruht, müssen mit dem Wert C die für den Zeitpunkt der Datengenerierung typischen Abgas-, Brems- und Reifenabriebsemissionen abgezogen werden. Für die Ermittlung eines Langzeitmittelwertes wird weiters eine Niederschlagskorrektur angegeben (siehe ebenfalls Anhang A6.3.1).

Tabelle 52: EPA - PM10-Emissionsfaktoren nur Wiederaufwirbelung für verschiedene Durchschnittsverkehrssituationen (Niederschlagskorrektur berücksichtigt).

	sL (Staubbelaugung) [g/m²]	W (Fahrzeuggewicht) [t]	Emissionsfaktor [g/Fzg-km]
AB	0,1	3,05	0,6113
AO >5000 DTV	0,1	1,7	0,1827
AO <5000 DTV	0,4	1,7	0,6294
IO	0,4	1,48	0,4882

Lohmeyer

Von Lohmeyer wurde das EPA-Modell modifiziert, um es auf Straßenverhältnisse in Deutschland anwenden zu können. Die in LOHMEYER (2001) angegebene Formel für die PM10-Emissionen für Abrieb und Wiederaufwirbelung hat die folgende Form:

$$E^{Abrieb+Wiederaufwirbelung} = a \cdot k \cdot (sL)^{0,52} \cdot W^{2,14} \cdot (1 - 0,5 \cdot r) \cdot \frac{1}{0,85} - E^{Abgas}$$

Eine ausführlichere Beschreibung der Formel ist unter A6.3.2 zu finden.

In der Formel von Lohmeyer werden wie in der EPA-Formel die Staubbelaugung der Straße, das mittlere Fahrzeuggewicht und die durchschnittliche Anzahl der Regentage pro Jahr berücksichtigt.

Tabelle 53: PM10-Emissionsfaktoren für Wiederaufwirbelung nach LOHMEYER (2001).

	a ¹	sL	W	EF _{Abgas} ²	EF _{Abrieb+Wiederaufwirbelung}	EF _{Wiederaufwirbelung} ³
AB	0,8	0,1	3,05	0,0848	0,3966	0,3853
AO	0,8	0,1	1,70	0,0380	0,1000	0,0837
IO	0,8	0,2	1,48	0,0352	0,1104	0,0862
IO _{schlechter Zustand}	2	0,4	1,48	0,0352	0,4900	0,4658

¹ ... ein Wert von 0,8 wird von Lohmeyer für Straßen in gutem Zustand, ein Wert von 2 für Straßen in schlechtem Zustand angenommen.

² ... EF_{Abgas} wurde mit den entsprechenden Fahrleistungsanteilen je Fahrzeugkategorie und den von Lohmeyer angegebenen Emissionsfaktoren für PM10-Abgasemissionen für Pkw und Lkw ermittelt.

³ ... unter Berücksichtigung der mittels der Berechnungsmethoden nach dem Emission Inventory Guidebook ermittelten Reifen- und Bremsabriebsemissionsfaktoren für PM10.

Abu-Allaban

ABU-ALLABAN (2002) gibt für die Fahrzeugkategorien Pkw, LNF, SNF und Busse Emissionsfaktoren für Straßenabrieb und Wiederaufwirbelung von Straßenstaub an. Entsprechend der durchschnittlichen Zusammensetzung des Straßenverkehrs je nach Verkehrssituation in Österreich ergeben sich die in Tabelle 54 dargestellten Emissionen je Fahrzeug-km.

Tabelle 54: Entsprechend der Fahrleistung je Fahrzeugkategorie gemittelte Emissionsfaktoren nach Abu-Allaban.

	PM10 [g/km]
AB	0,390
AO	0,275
IO	0,268

Rauterberg-Wulff

In RAUTERBERG-WULFF (1998) werden Emissionsfaktoren für die Gesamtemission, getrennt nach Pkw und Lkw, aus Tunnelmessungen angegeben, die Übertragbarkeit auf offene Straßen ist jedoch zu hinterfragen. Der Vollständigkeit halber werden die sich aus den von Rauterberg-Wulff angegebenen Werten ermittelten Emissionsfaktoren für die Wiederaufwirbelung durch Pkw und Lkw hier angeführt.

Tabelle 55: Emissionsfaktoren nach Rauterberg-Wulff aus Tunnelmessungen, die der Wiederaufwirbelung (sowie Straßen- und teilweise Bremsabrieb) zugeordnet werden können.

Pkw (g/km)	SNF (g/km)		Mittlerer Emissionsfaktor, entsprechend der Flottenzusammensetzung gewichtet (g/km)
0,0092	0,315	AB	0,053
0,0092	0,315	AO	0,023
0,0092	0,315	IO	0,021

Lohmeyer, 2004

Von Lohmeyer wurden im Jahr 2004 neue Emissionsfaktoren für die Nicht-Abgas-PM10-Emissionen vorgestellt [LOHMEYER, 2004]. Die Emissionsfaktoren können – analog zum Handbuch der Emissionsfaktoren des Straßenverkehrs in Österreich – über die Verkehrssi-

tuation zugeordnet werden. In ihnen sind alle Nicht-Abgas-PM10-Emissionen – also die Emissionen aus Reifen-, Brems- und Straßenabrieb sowie aus der Aufwirbelung von Straßenstaub – enthalten.

Da die Emissionsfaktoren unabhängig von der Staubbeladung der Straße sind, können mit diesem Berechnungsmodell Maßnahmen, die auf eine Reduktion der Staubbeladung abzielen, nicht abgebildet werden.

Während die Berechnung nach dem EPA-Modell oft unplausibel hohe Werte liefert, liegen die Abriebs- und Aufwirbelungsemissionen nach LOHMEYER (2004) im Bereich der PM10-Abgas-Emissionen.

9.3.2 Vergleich der Emissionsfaktoren für Abgas, Abrieb und Wiederaufwirbelung

Die Möglichkeiten der Berechnung von Wiederaufwirbelungsemissionen weisen eine hohe Unsicherheit auf. Da die Größenordnung, in der die Emissionen im Vergleich zu den Abgas- und Abriebsemissionen liegen, mindestens vergleichbar hoch sind, ist der Wiederaufwirbelung ebenso Aufmerksamkeit zu schenken. Der Beitrag des Straßenverkehrs zu den Gesamt-PM10-Emissionen wird dadurch deutlich größer als es bei Betrachtung der Österreichischen Luftschadstoffinventur (OLI) erscheint (der Wiederaufwirbelungsbeitrag wird in der OLI aufgrund der hohen Unsicherheit derzeit nicht berücksichtigt).

Die Methoden der U.S. EPA bzw. von Lohmeyer bieten am meisten Möglichkeiten, die Berechnung einer bestimmten Situation anzupassen. Die wesentlichen Parameter sind die Staubbeladung der Straße und das durchschnittliche Fahrzeuggewicht, die sich beide stark auf das Ergebnis auswirken. Während das durchschnittliche Fahrzeuggewicht relativ gut abgeschätzt werden kann, liegen zur Staubbeladung in den meisten Fällen keine Angaben vor. Generell kann festgehalten werden, dass auf stärker befahrenen Straßen eine geringere Staubbeladung zu finden ist. Die Annahme eines abweichenden Straßenzustandes und der damit einhergehenden Staubbeladung kann schnell zu einer Änderung des Ergebnisses um einen Faktor 4 führen. Lohmeyer führt aus, dass die Staubbeladung in der Berechnung nicht den hohen Stellenwert haben sollte, da zum Beispiel die Staubbelastung einer stark befahrenen Straße selbst vergleichsweise gering ist zu den von der Straße ausgehenden Emissionen. In diesem Fall könnte der Straßenabrieb als Emissionsquelle agieren oder die emittierte Masse müsste auf andere Weise eingetragen werden. Weiters wird angeführt, dass das Reinigen von Straßen zwar die Staubbeladung reduziert, aber keinen messbaren Einfluss auf die PM10-Emission hat. Es wird vorgeschlagen, den Straßenabrieb und die ihn bestimmenden Parameter näher zu betrachten. Die nach dem Emission Inventory Guidebook ermittelten Emissionen aus dem Straßenabrieb müssten in diesem Fall als zu gering betrachtet werden, da mit ihnen die beobachteten Gesamtemissionen nicht erklärt werden können.

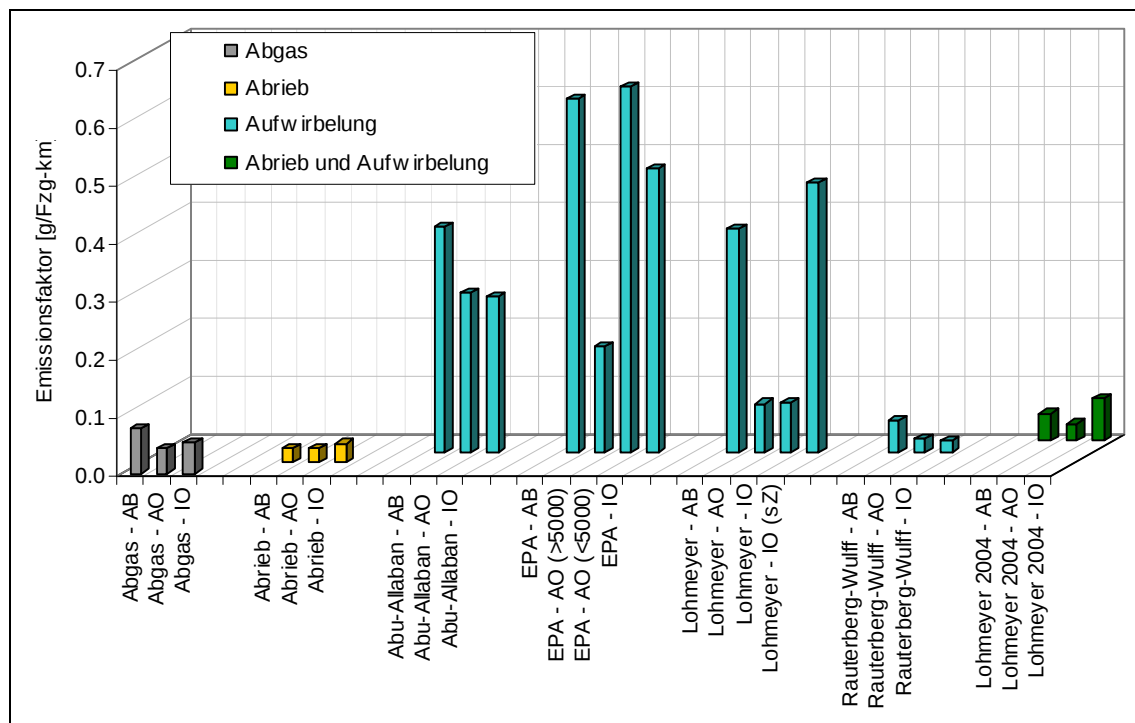


Abbildung 85: Vergleich der Abgas-, Abriebs- und mit unterschiedlichen Modellen berechneten Wiederaufwirbelungs-Emissionsfaktoren.

9.3.3 Off-Road

Der „Off-Road-Sektor“, das sind mobile Geräte, die nicht direkt dem Straßenverkehr zugeordnet sind, wurde in der Vergangenheit nur grob erfasst. Während im Straßenverkehr alle Kfz statistisch über die Zulassung erfasst sind, ist im Off-Road-Sektor nur ein Bruchteil des Bestandes zum Verkehr zugelassen und somit registriert. Ebenso gab es nur wenige Daten zu Einsatzzeit und Emissionsverhalten der Geräte. Um die Basis in diesem Bereich zu verbessern, wurde im Jahr 2000 eine Erhebung des Bestandes, durchschnittlicher Einsatzzeiten und eine Emissionsberechnung für den Off-Road-Sektor durchgeführt [Hausberger, 2000].

9.3.3.1 Partikelemissionen des Nichtstraßenverkehrs

In Abbildung 86 ist die Verteilung von Energieverbrauch und Partikelemissionen (nur Abgas) für den Verkehrssektor für das Jahr 2002 dargestellt (Daten aus der österreichischen Luftschadstoffinventur 2003, die Angaben für den Nichtstraßenverkehr basieren auf der oben angeführten Untersuchung), Tabelle 56 stellt die Emissionen des Sektors Off-Road dar.

Tabelle 56: Anteile der verschiedenen Verursachergruppen an den PM10-Abgasemissionen des Sektors Off-Road im Jahr 2002 in Tonnen bzw. Prozent.

	PM10	
Militär	16	0 %
Bahn	50	1 %
Schifffahrt	40	1 %
Luftfahrt (nur Inland)	24	1 %
Landwirtschaft	1.872	44 %
Forstwirtschaft	930	22 %
Industrie	1.155	27 %
Haushalte	190	4 %
Summe	4.277	

Obwohl nur rund 15 % der in Form von Otto- und Dieselmotoren verbrauchten Energie im Nichtstraßenverkehr verbraucht werden, trägt dieser Sektor rund 50 % zu den Abgas-Partikelemissionen der beiden Sektoren Straßenverkehr und Off-Road bei. Mit langfristigen bzw. großräumigen Maßnahmen müssen daher zwangsläufig auch die Sektoren Landwirtschaft, Forstwirtschaft, Industrie und Haushalt erfasst werden (siehe auch Kapitel 14.3.3.5 und 14.3.4).

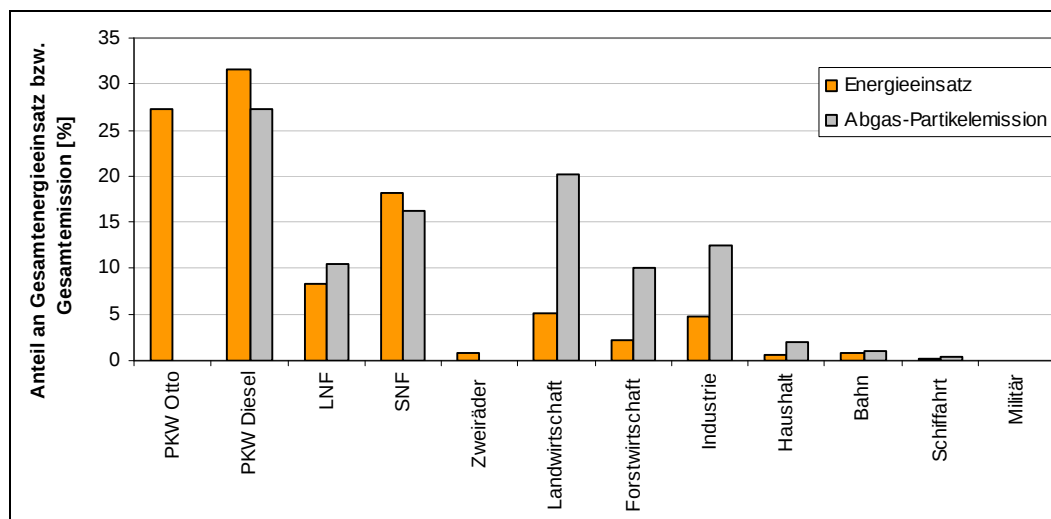


Abbildung 86: Energieverbrauch und Partikelemissionen im Verkehrssektor (2002).

In den Sektoren **Land-** und **Forstwirtschaft** können die Partikelemissionen aus mobilen Maschinen und Geräten zum größten Teil dem Einsatz von Traktoren zugeschrieben werden (92 % bzw. 93 %).

Im Sektor **Industrie** werden Partikel vor allem von mobilen Geräten mit Dieselmotoren wie Lader, Bagger, Traktoren und Staplern emittiert. Rund 60 % der im Industrie-Sektor von mobilen Maschinen und Geräten emittierten Partikel können der Bauwirtschaft zugerechnet werden.

70 % der im Sektor **Haushalt** emittierten Partikel entstehen durch den Einsatz von mobilen Geräten im Haushaltsbereich wie Rasenmäher, Heckenscheren, Laubsauger, Schneefrä-

sen etc. bei einem Verbrauch von ca. 55 % der in diesem Sektor in Form von Otto- oder Dieselmotoren eingesetzten Energie. Die übrigen Emittenten dieses Sektors sind im wesentlichen Pisten- und Loipengeräte.

9.4 Resümee

Die im Straßenverkehr erbrachte Verkehrsleistung ist im Zeitraum 1980 – 2002 stark gestiegen. Bei den Emissionen der maßgeblichen Fahrzeugkategorien Pkw, LNF und SNF konnte ein Zuwachs in der Verkehrsleistung um jeweils mindestens 100 % (bei leichten Nutzfahrzeugen beinahe 400 %) beobachtet werden. Aufgrund der Verringerung der spezifischen Emissionen der Einzelfahrzeuge durch Absenken der Emissionsgrenzwerte haben die PM10-Emissionen dieser Fahrzeugkategorien im gleichen Zeitraum insgesamt nur um rund 60 % zugenommen. Während die von schweren Nutzfahrzeugen emittierten Mengen im Vergleich zu 1980 sogar abgenommen haben ist aufgrund des Dieselbooms im Pkw-Bereich sogar eine überproportionale Zunahme der Partikelemissionen zu verzeichnen.

Die Berechnung der Emissionen aus dem Straßenverkehr ist für die Abgas-Emissionen relativ gut abgesichert und Maßnahmen können auch mittels der detailliert vorliegenden Emissionsfaktoren aus dem Handbuch der Emissionsfaktoren des Straßenverkehrs in Österreich gut abgebildet werden. Für Reifen-, Brems- und Straßenabrieb steht ein Berechnungsmodell zur Verfügung, mit dem zumindest die mittlere Geschwindigkeit abgebildet wird. Aufgrund des wahrscheinlich relativ geringen Beitrags der Abriebsemissionen zu den Gesamtemissionen dürften sie allerdings derzeit keine große Rolle spielen. Die Wiederaufwirbelungsemissionen sind mit der größten Unsicherheit behaftet und können, je nach angewendetem Berechnungsmodell, die Abgas- und Abriebsemissionen bei weitem übersteigen. In diesem Bereich besteht auf jeden Fall noch Forschungsbedarf. Die Wiederaufwirbelungsemissionen unterscheiden sich von den Abgasemissionen durch zwei wesentliche Punkte. Einerseits liegt der Schwerpunkt der Größenverteilung bei größeren Partikeln und es ist anzunehmen, dass sich die chemische Zusammensetzung grundlegend unterscheidet. Dadurch ist eine geringere Reichweite der Emissionen sowie eine völlig andere gesundheitliche Relevanz zu erwarten. Andererseits wirken sich technologische Maßnahmen am Fahrzeug nicht auf die Wiederaufwirbelungsemissionen aus; mit den derzeit vorliegenden Berechnungsmethoden können im Wesentlichen nur Maßnahmen abgebildet werden, die sich auf die Verkehrsleistung auswirken (eine Abhängigkeit besteht bestenfalls für das durchschnittliche Flottengewicht und die Staubbeladung der Straße, Angaben aus der Literatur zur Geschwindigkeitsabhängigkeit sind in den Berechnungen noch nicht einsetzbar).

Die dem Off-Road-Verkehr zuordenbaren PM10-Emissionen liegen im Vergleich zum Straßenverkehr trotz des weitaus geringeren Energieverbrauches ähnlich hoch. Da die Emissionsquellen im Off-Road-Verkehr verschiedenartiger sind, besteht für manche Geräteklassen (zum Beispiel Rasenmäher, kleine Bootsmotoren, etc.) bezüglich der Emissionsfaktoren eine höhere Unsicherheit. Mit der Off-Road-Studie aus dem Jahr 2000 liegt erstmals eine genauere Untersuchung hinsichtlich Einsatzzeiten und Energieeinsatz im Off-Road-Bereich vor. Auch wenn zur Verbesserung der Datenqualität weitere Untersuchungen wünschenswert sind, zeigt die Untersuchung, dass ein Großteil der Gesamtemissionen des Off Road Sektors auf Traktoren in der Land- und Forstwirtschaft und Baumaschinen entfällt. Technologische Maßnahmen an diesen Fahrzeugen und Maschinen bieten daher ein hohes Reduktionspotenzial.

10 PM10-EMISSIONEN - INDUSTRIE

10.1 Einleitung

Die Staubquellen der Industrie lassen sich in gefasste und diffuse Quellen unterscheiden.

„Gefasste“ Emissionen sind Staubmengen aus pyrogenen und sonstigen lokal exakt zuordenbaren (gefassten) Quellen. Es handelt sich um jene Art der Emissionen, die am leichtesten Reduktionsmaßnahmen zugänglich gemacht werden kann.

Im Gegensatz dazu treten diffuse Staubemissionen beim Umschlag, bei der Gewinnung, beim Transport und bei Be- und Entladevorgängen von staubenden Schüttgütern auf. Zusätzlich zählen zu den Quellen auch alle Flächen, auf denen abwehunsfähige Partikel abgelagert sind (z. B.: Straßen, Ackerböden, Deponien). Im Vergleich zu Punktquellen ist es aufgrund verschiedener Einflussfaktoren (z. B.: räumliche Ausdehnung der Quelle, starke Schwankungen der Emission, Abhängigkeit von meteorologischen Bedingungen) schwierig und aufwendig, diffuse Staubemissionen messtechnisch in den Griff zu bekommen.

Bei Sinteranlagen und Metallschmelzvorgängen kommt es durch die hohen Temperaturen zur Austreibung leicht flüchtiger Bestandteile aus den Einsatzstoffen. Diese sublimieren und bilden feinkörnige Salze, die ebenfalls als Staub abgeschieden werden müssen. Quellen diffuser Staubemissionen sind aber z. B. auch Entleervorgänge bzw. Abstiche von Roheisen und anderen Metallen aus Schmelzöfen, Abschlacken bei der Stahlherstellung, oder Gießanlagen bei der Eisen- und Nichteisenmetallherstellung. Diese Arten von Emissionen werden in zunehmendem Maße durch Absaughauben oder durch Hallenluftentstaubungsanlagen mit nachgeschalteter Staubbminderungstechnologie erfasst.

Zu den gefassten Quellen der Industrie zählen prinzipiell auch noch mobile Geräte, diese werden allerdings im Kapitel 9.3.3 (Off-Road-Sektor) behandelt.

Bei der Beschreibung der Staubemissionen der Industrie werden in diesem Kapitel primäre Staubemissionen aus anthropogenen, stationären Quellen behandelt.

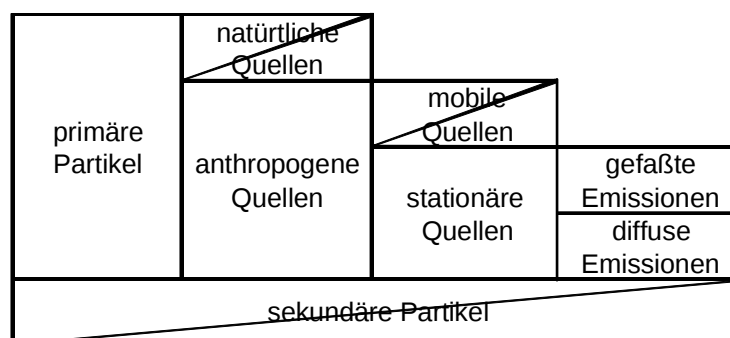


Abbildung 87: Staubquellen der Industrie.

Nachfolgend werden die relevanten industriellen Sektoren aufgezeigt und Feinstaubquellen identifiziert. Dazu werden sowohl Messungen bei Industrieanlagen, als auch Emissionsabschätzungen aus Österreich, Deutschland und der Schweiz herangezogen. Staubemissionen aus relevanten industriellen Quellen werden diskutiert, ein Vergleich mit den BAT Werten und in Österreich geltenden Verordnungen wird ebenfalls durchgeführt. Ein eigenes Unterkapitel ist den diffusen Staubemissionen gewidmet (Kapitel 10.5).

Eine Beschreibung von Möglichkeiten zur Feinstaubmessung sowie Technologien zur Staubminderung sind im Anhang 4 bzw. 5 zusammengefasst.

10.2 Abschätzung von PM10- und TSP-Emissionsfaktoren für industrielle Sektoren

10.2.1 Abschätzung der Emissionen

Da Emissionen nur bei wenigen großen Einzelquellen kontinuierlich gemessen werden, werden zur Abschätzung der Emissionen einer Branche, einer Verursachergruppe, eines Landes usw. Berechnungen oder Modelle herangezogen.

Ein Beispiel für eine **Emissionsmodellierung** ist das RAINS Modell (Regional Air Pollution Information and Simulation) des International Institute for Applied Systems Analysis (IIASA). Die Modellierung von Staub- und Feinstaubemissionen erfolgt in drei Schritten:

1. Länder-, sektor und brennstoffspezifische Emissionen für TSP werden:
 - für feste Brennstoffe aus u. a. dem Aschegehalt und Heizwert berechnet
 - für flüssige Brennstoffe und Industrielle Prozesse der Literatur entnommen
2. basierend auf Größenverteilungen der Staubpartikel werden Emissionsfaktoren für die einzelnen Korngrößen abgeschätzt;
3. unter Berücksichtigung von Brennstoff, Sektor, Minderungstechnologie und deren partikelspezifischen Abscheideleistung werden die Emissionen berechnet.

Durch diese Schritte können bei der Emissionsberechnung innerhalb einzelner Sektoren unterschiedliche Brennstoffe und Minderungstechnologien berücksichtigt werden.

Eine mögliche **Berechnungsmethode** ist Corinair (Core Inventory Air) der Europäischen Umweltagentur. Die Emissionen einer bestimmten Quellengruppe werden dabei wie folgt berechnet:

$$\text{Emission} = \text{Emissionsfaktor} * \text{Aktivität}$$

Der Sammelbegriff **Aktivität** bezeichnet die Menge der jeweiligen Bezugsgröße für eine Quellengruppe. Typische Aktivitätsraten sind beispielsweise die jährliche Produktionsmenge in Tonnen bei industriellen Prozessen, die jährliche Energieerzeugung in Gigajoule oder die jährliche Fahrleistung in Kilometern von Nutzfahrzeugen bei einer bestimmten Verkehrssituation.

Aus Einzelmessungen unterschiedlicher Schadstoffe, die bei großen Emittenten durchgeführt werden, können für die Berechnung der Emissionen **Emissionsfaktoren** für die einzelnen Schadstoffe abgeleitet werden.

10.2.2 Emissionsfaktoren für PM10

Für PM10 liegen im Gegensatz zu TSP sehr wenige Messungen vor, daher basiert die Ermittlung der PM10, aber auch der PM2,5-Emissionen auf den Daten der TSP-Emissionen. In BERDOWSKI et al. (1996) wurden Feinstaubemissionen auf Grundlage statistischer Daten, Emissionsfaktoren und Korngrößenverteilungen berechnet. Jeder dabei

erhaltene Emissionsfaktor beruht auf mehreren Literaturstellen verschiedener europäischer Länder.

In **Österreich** werden die TSP-Emissionen entweder durch Emissionsfaktoren errechnet oder - wenn der Sektor von wenigen großen Anlagen abgedeckt wird - direkt auf Basis von Messungen bestimmt. Die PM10-Emissionen werden aus den TSP-Werten mit Prozentsätzen, die durch Einzelmessungen erhoben bzw. der Literatur entnommen werden, berechnet. Beispiele für Prozentsätze des PM10-Anteils im Reingas, die für die Berechnungen in Österreich und der Schweiz herangezogen werden, sowie einige Ergebnisse aus Messungen in Deutschland sind in Tabelle 57 dargestellt.

Tabelle 57: Beispiele für PM10 Gehalte im Reingas.

Österreich [WINIWARTER et al., 2001]		Schweiz [BUWAL, 2001]		Deutschland [REMUS, 2000]	
Prozess	[% PM10]*	Prozess	[% PM10]*	Prozess	[% PM10]*
Kraftwerke (effiziente Reinigung)	95			Kraftwerke	87-97
Stahlwerk	75	Stahl Ofen	90		
Sinteranlagen	80				
				Eisengießereien	78-76
Zement	95	Zement	97	Zement	95-98
Zementmühlen	62				
		Glas	75-97	Glas	94-97
		Spanplatten	88		

* Anteil von PM10 am Gesamtstaub

Wie Tabelle 57 entnommen werden kann, wird der überwiegende Anteil der TSP-Emissionen nahezu unabhängig von der Konzentration des Gesamtstaubs im Abgas als Feinstaub emittiert (vgl. auch Kapitel 10.4).

10.2.3 Emissionsfaktoren für TSP

In der Studie BERDOWSKI et al. (1996) wurden durch die TNO⁴⁰ Staubemissionen und Emissionsfaktoren für ganz Europa ausgearbeitet. Durch das National Institute of Public Health and the Environment in den Niederlanden wurde u.a. diese Studie als Grundlage zur Erstellung einer europäischen Emissionsinventur für Staub herangezogen. Im Rahmen dieser Inventur wurden die Emissionsdaten einzelner Länder anhand der durchschnittlichen Emissionsfaktoren der genannten Studie BERDOWSKI et al. (1996) errechnet.

Nachfolgend werden Beispiele von Emissionsfaktoren dieser Studie dargestellt und mit Emissionsfaktoren aus Österreich oder der Schweiz verglichen.

Emissionsfaktoren für gefasste Quellen

Bei **stationären Verbrennungsprozessen** werden die tatsächlichen Emissionen von der Konstruktion des Feuerraums, den Prozessbedingungen, dem Brennstoff sowie den Emis-

⁴⁰ Nederlandse Organisatie voor toegepast-natuurwetenschappelijk onderzoek TNO (<http://www.tno.nl>)

sionsminderungsmaßnahmen bestimmt. Eine dementsprechende Unterteilung wurde bei der Bestimmung der Emissionsfaktoren von BERDOWSKI et al. (1996) getroffen und ist in Tabelle 58 dargestellt.

Tabelle 58: Emissionsfaktoren für stationäre Verbrennungsprozesse [BERDOWSKI et al., 1996].

Brennstoff	Emissionsfaktoren [g GJ ⁻¹]		
	Kraftwerke	Industriefeuerungen	Hausbrand
Braunkohle	30	90	350
Steinkohle	10	100	180
Koks		190	
Petrolkoks		190	
Heizöl schwer	38	20	50
Torf	100	100	350
Flüssigbrennstoffe	7	5	50

In Tabelle 59 sind die PM10-Emissionsfaktoren für Kraftwerke aus BERDOWSKI et al. (1996) den TSP-Emissionsfaktoren für Kraftwerke aus zwei österreichischen Studien [WINIWARTER et al., 2001] und [BMWA,1996] und Schweizer Feuerungsanlagen [BUWAL, 2001] gegenübergestellt.

Tabelle 59: Emissionsfaktoren für stationäre Verbrennungsprozesse aus unterschiedlichen Studien [BERDOWSKI et al., 1996; WINIWARTER et al. 2001; BUWAL, 2001].

Brennstoff	Emissionsfaktor		
	Kraftwerke ¹ PM10 [g GJ ⁻¹] Westeuropa	Kraftwerke ^{2,4} TSP [g GJ ⁻¹] Österreich	Feuerungen ³ TSP [g GJ ⁻¹] Schweiz
Braunkohle	30	(9)	45
Steinkohle	10	1-5 (3)	
Heizöl schwer	38	14-36 (10)	23
Heizöl mittel / leicht / extraleicht		(35/3/-)	-/-
Holz		(55)	80
Torf	100		
Flüssigbrennstoffe	7		

¹ BERDOWSKI et al. 1996

² WINIWARTER et al. 2001; Zahlen in Klammer: BMWA, 1996

³ BUWAL 2001

⁴ Emissionsanteil von PM10 am Gesamtstaub wird mit 95 % angenommen

In obiger Gegenüberstellung sind deutliche Unterschiede der Emissionsfaktoren erkennbar. Aus Angaben über Leistung, Betriebsstunden und Staubemissionen von acht österreichischen Kraftwerken wurde die Plausibilität der Emissionsfaktoren für Gesamtstaub und die österreichische Situation überprüft. Für Kraftwerke die Steinkohle als Brennstoff einsetzen liegen die Faktoren bei 0,3-5 g/GJ, für Kraftwerke in denen Heizöl schwer eingesetzt wird zwischen 0 und 9 g/GJ [BÖHMER et al., 2003].

Ähnlich verhält es sich auch bei Emissionen aus industriellen Prozessen. Für die Zementherstellung wurde in BERDOWSKI et al. (1996) ein PM10-Emissionsfaktor von 0,15 kg/tProdukt angegeben. Eine Definition der Angabe „pro Tonne Produkt“ ist aber nicht angegeben, wodurch unklar ist, ob unter Produkt Klinker oder Zement zu verstehen ist. Ein Vergleich dieses PM10-Emissionsfaktors mit den österreichischen Werten zeigt, dass der Wert aus BERDOWSKI et al. (1996) sehr hoch angesetzt ist. Der Emissionsfaktor aus der österreichischen Zementindustrie im Jahr 2002 ist um den Faktor 10 kleiner.

Tabelle 60: Emissionsfaktoren österreichischer Zementwerke [HACKL & MAUSCHITZ, 1995 und 2001].

Jahr	TSP-Emissionsfaktor [kg t ⁻¹ _{Zement}]	TSP-Emissionsfaktor [kg t ⁻¹ _{Klinker}]
1988	0,046	0,059
1993	0,028	0,038
1996	0,039	0,05
1999	0,031	0,039
2002	0,017	0,022

Der Rückgang der Emissionen zwischen 1999 und 2002 ist durch die Umrüstung von Elektrofilter auf Gewebefilter zur Minderung von Emissionen aus dem Ofenbetrieb in einzelnen Werken erreicht worden.

Für **Sinteranlagen** wurde von BERDOWSKI et al. (1996) ein PM10-Emissionsfaktor von 0,5 kg/tProdukt angegeben. Auch hier ist wiederum nicht klar, ob sich der Wert auf Sinter oder Rohstahl bezieht. Das BAT Dokument enthält einen Bereich von 0,17 bis 0,28 kg t⁻¹_{Rohstahl} [IPPC BUREAU, 2000]. Für eine österreichische Sinteranlage, die mit einem Nasswäscher (AIRFINE) ausgestattet ist, wurde ein Wert von etwa 0,16 g t⁻¹_{Sinter} errechnet. Aus einer Tonne Rohmaterial können gemäß BAT Dokument 720-1480 kg Sinter erzeugt werden.

Wie in den beispielhaften Gegenüberstellungen gezeigt werden konnte, variieren die Emissionsfaktoren stark zwischen den einzelnen Autoren und Ländern. Die Gründe liegen beispielsweise in der unterschiedlichen Zusammenstellung von Quellengruppen, in den unterschiedlichen angewandten Technologien oder Rauchgasreinigungsmaßnahmen. Auch sind nicht in allen Ländern alle Industriezweige von gleicher Relevanz, sodass sich die Emissionsfaktoren auch hinsichtlich ihrer Qualität unterscheiden. Vor der Anwendung von Emissionsfaktoren sollte eine Plausibilitätsprüfung und Anpassung der Faktoren für die österreichische Situation in jedem Fall durchgeführt werden.

Emissionsfaktoren für Schüttgutmanipulation

In BERDOWSKI et al. (1996) sind auch Emissionsfaktoren für unterschiedliche **Schüttgüter** enthalten (Tabelle 61). Für diese erste Abschätzung wurden folgende Aktivitäten, inkl. Lagerung und Handhabung berücksichtigt: Produktion, Verwertung, Import und Export. Dabei wurde angenommen, dass jedes Material zumindest einmal bewegt werden muss, sodass die dargestellten Emissionsfaktoren für die kleinste mögliche Manipulation gültig sind.

Für Österreich wurden Emissionsfaktoren für die Schüttgutmanipulation z. B. in TRENKER&HÖFLINGER (1999, 2001) ermittelt. Dazu wurden Berechnungsverfahren für

Schüttgutemissionen verschiedener Länder auf die Anwendbarkeit in Österreich untersucht, aber auch Versuche und qualitative Abschätzungen durchgeführt. Die Faktoren für die wichtigsten Schüttgüter in Österreich sind ebenfalls in Tabelle 61 dargestellt.

Tabelle 61: Emissionsfaktoren für die Manipulation verschiedener Materialien [BERDOWSKI et al. 1996; TRENKER&HÖFLINGER 1999, 2001].

Europa		Österreich	
Schüttgut	PM10-Emissionsfaktor [g t ⁻¹ Produkt]	Schüttgut	PM10-Emissionsfaktor [g t ⁻¹]
Koks	0,5	Koks	1,8
Dünger	10	Dünger	151
Getreide	35	Getreide	126
Eisenerz	0,5	Eisenerz	105
Kaolin	10	Silikate	186
Phosphate	200	Mehl	20,6
Ton/Lehm	10	Kalkstein	188
Kohle	0,5	Braunkohle	4,0
Aluminiumoxid	10	Magnesit	34
Flugasche	10	Basaltische Gesteine	82
		Gips	53
		Zement	48
		Kalk	13,2

Wie bereits bei den Gegenüberstellungen der Emissionsfaktoren für gefasste Quellen gezeigt werden konnte, variieren die Faktoren stark zwischen den einzelnen Autoren und Ländern. Große Fehlerbandbreiten treten auch bei den Emissionsfaktoren für diffuse Emissionen auf, da einerseits keine genauen Messungen möglich sind und andererseits mehr Einflussfaktoren (z. B.: Wind, Feuchtigkeit..) von Relevanz sind und damit wesentlich schwerer abzuschätzen sind.

10.3 Beitrag der Industrie zu den PM10-Emissionen

Österreich

In Österreich wurden im Jahr 2001 erstmals die anthropogenen Staubemissionen abgeschätzt [WINIWARTER et al., 2001]. Bei dieser Abschätzung nach SNAP Kategorien des CORINAIR Systems wurde zwischen gefassten und diffusen Emissionen unterschieden. Die PM10-Emissionen der industriellen Tätigkeiten sind in Tabelle 62 dargestellt und bilden die Grundlage für die österreichische Luftschadstoffinventur.

Tabelle 62: Gefasste und diffuse Emissionen aus industriellen Quellen in Österreich im Jahr 1999 [WINIWARTER et al., 2001].

SNAP	Gefasste PM10 Emissionen [t a ⁻¹]	Diffuse PM10 Emissionen [t a ⁻¹]
01 Energieumwandlung, Kraft- und Fernheizwerke	877	95
03 Verbrennungsprozesse in der produzierenden Industrie, Wärmeerzeugung für Prozesse	4.933	83
04 Nicht brennstoffabhängige Emissionen industrieller Prozesse	1.942	11.867
09 Abfallbehandlung	0	97
Gesamt	7.752	12.142
	19.894	

Mehr als die Hälfte der PM10-Emissionen stammt aus den diffusen Quellen des SNAP Levels 04; große Anteile haben auch die gefassten Quellen des SNAP 03 und 04. Diese Beiträge wurden in WINIWARTER et al. (2001) daher weiter aufgesplittet.

Tabelle 63: PM10-Emissionen aus Verbrennungsprozessen in der produzierenden Industrie sowie nicht brennstoffabhängige Emissionen industrieller Prozesse [WINIWARTER et al., 2001]:

	SNAP 03 Emission [t a ⁻¹]		SNAP 04 Emission [t a ⁻¹]		gesamt
	gefasst	diffus	gefasst	diffus	
Andere Produktionsprozesse				11.026,9	11.027*
Eisen- Stahl	1.901,5	66,2	1467	188,3	3.623
Dampfkessel der Papierindustrie	1.140,9	4,9			1.145,8
Dampfkessel für industrielle Stromerzeugung	814,3	2,5			816,8
Andere Produktionsprozesse mit Flammenkontakt	505	3,9			508,9
Zementproduktion	258,2	5,3	21,7	173,6	458,8
Andere ohne Flammenkontakt	272,9				272,9
Düngemittel			103,5	149,5	253
Ziegel und Fliesen	35,9				35,9
Kalk				4,9	4,9
Verwendung von Kalkstein und Dolomit				323	323
Glas	3,6				3,6
Holzverarbeitende Industrie			350		350
Bierproduktion				0,9	0,9

* Schüttgutmanipulation

Die in Tabelle 62 dargestellten Emissionen der Energieumwandlung, Kraft- und Fernheizwerke (SNAP 01) sind hoch angesetzt. Werden die Staubemissionen aus österreichischen Kohlekraftwerken, wie sie in BÖHMER et al. (2003) dargestellt sind, und die Emissionen der Raffinerie Schwechat addiert, so erhält man eine Staubfracht von etwa 410 t/a. Hinzu kommen noch die Staubfrachten aus Öl- und Gaskraftwerken, die aber gering sind. Der

hohe Wert in WINIWARTER et al. (2001) von 877 t könnte beispielsweise auf die im Vergleich mit BÖHMER et al. (2003) hohen Emissionsfaktoren (Vgl. Kap. 10.2.3) zurückzuführen sein.

Einen wesentlichen Betrag zu den Staubemissionen leistet die Eisen- und Stahl Industrie. Die Emissionen sind in WINIWARTER et al. (2001) mit 3623 t angegeben. Die Gesamtemissionen (gefasste und diffuse) Emissionen der voestalpine Linz betrugen im Geschäftsjahr 2001: 2339 t (Daten der UVP); jene des Standorts Donawitz 1654 t (Geschäftsjahr 2001/02; Umwelterklärung). Die von der voestalpine angegebenen Gesamtemissionen liegen somit höher als die Abschätzung aus WINIWARTER et al. (2001).

Die Emissionen aus gefassten Quellen der Zementindustrie sind in WINIWARTER et al. (2001) mit 258,2 t angegeben und stimmen gut mit den Daten aus HACKL&MAUSCHITZ (2003) für die Jahre 1998 (268,4 t) und 1998 (249,7 t) überein. Durch Verbesserungen bei der Staubabscheidung sank die Fracht im Jahr 2003 auf 187 t.

Die gefassten Emissionen der Papierindustrie sind in WINIWARTER et al. (2001) mit 1140 t angegeben. Gemäß Homepage der Austropapier lagen die Staubemissionen der gesamten österreichischen Papierindustrie aber nur bei 324 t.

Bei der hier dargestellten Plausibilitätsprüfung der Zahlen aus WINIWARTER et al. (2001) in ausgewählten Sektoren stellte sich heraus, dass die Werte zum Teil nicht mit den Angaben der Industrie bzw. den zuständigen Fachverbänden übereinstimmen. Demzufolge sollte eine genaue Recherche zu den Werten der einzelnen Sektoren durchgeführt werden.

Schweiz

Der Beitrag der Industrie zu den gesamten PM10-Emissionen in der Schweiz liegt bei rund 35 %. In Tabelle 64 sind die PM10-Emissionen der einzelnen Industriesektoren dargestellt.

Tabelle 64: PM10-Emissionen aus der Industrie und der Energieerzeugung im Jahr 1995 in der Schweiz [BUWAL, 2001].

Industriesektor	PM10-Emissionen [t]
Baugewerbe (inkl. Baumaschinen)	4.483
Abfallentsorgung	1.760
Steine/Erden	1.260
Metallindustrie	826
Feuerungen Industrie	547
Lebensmittelindustrie	326
Industrielle Maschinen	175
Elektrizität	73
Andere	47
Mineralölindustrie	43
Fernwärme	40
Gesundheitswesen	40
Kunststoffindustrie	2
Gesamt	9.622

Deutschland

Der Beitrag der Industrie zu den gesamten PM10-Emissionen in Deutschland liegt bei etwa 31 %. In Tabelle 65 sind die Beiträge der Industriesektoren zu den PM10-Emissionen, die auf Grundlage von Emissionsfaktoren ermittelt wurden, dargestellt.

Tabelle 65: PM10-Emissionen aus der Industrie und der Energieerzeugung im Jahr 1995 in Deutschland [REMUS, 2001].

Industriesektor	PM10-Emissionen [t]
Stahl, Eisen, Metalle inkl. Verarbeitung	35.900
Steine, Erden, Glas, Keramik, Baustoffe	13.500
Bergbau	4.800
Chemische Industrie	4.100
Holz, Zellstoff	2.300
Nahrungs-, Genuss und Futtermittel	800
Verwertung und Beseitigung von Abfällen	400
Gesamt	61.800

Die Emissionsabschätzungen aus Deutschland und der Schweiz wurden vor etwa 10 Jahren durchgeführt, die Datenlage dürfte daher nicht zuletzt aufgrund der Fortschritte auf dem Gebiet der Staubabscheidung nicht mehr ganz aktuell sein.

10.4 Gemessene PM10-Anteile im Reingas verschiedener Industrieanlagen

In Deutschland wurden ausgehend von der Emissionsabschätzung, (siehe auch Kapitel 10.4.1) der Universität Stuttgart [DREISEIDLER et al, 1999, 2001] relevante Emittentenbereiche ermittelt und PM_x Messungen durchgeführt. Einzelne Landesämter für Umweltschutz führten ebenfalls Feinstaubmessungen bei Industrieanlagen durch bzw. beauftragten diese Messungen und veröffentlichten die Ergebnisse.

In diesem Kapitel sollen Ergebnisse derartiger Untersuchungen unter Angabe der Rahmenbedingungen zusammengefasst werden, um einen Überblick über den Anteil von Staubfraktionen < 10 µm in Abluftströmen zu erhalten.

10.4.1 Untersuchung von Korngrößenverteilungen (Universität Stuttgart)

Im Auftrag des UBA Berlin wurden von der Universität Stuttgart industrielle Anlagen und Feuerungen hinsichtlich der Größenverteilung der Partikelemissionen untersucht. Diese Anlagen wurden so ausgewählt, dass mechanische, thermische und chemische Partikelentstehungsprozesse in gleicher Weise vertreten waren.

Zur Ermittlung der Emissionen waren zwei unterschiedliche Messgeräte im Einsatz: ein dreistufiger Johnas II Kaskadenimpaktor und ein Anderson Mark III Impaktor. Bei den PM_x Messergebnissen mit beiden Impaktoren zeigten sich teilweise große Unterschiede, zu deren Klärung noch Forschungsbedarf besteht [DREISEIDLER et al., 2001].

Steinkohlekraftwerk

Bei der untersuchten Anlage handelt es sich um eine Steinkohlestaubfeuerung mit einer Feuerungswärmeleistung von etwa 1.000 MW, die zur Erzeugung von elektrischer Energie und Fernwärme genutzt wird. Zur Minderung der Emissionen werden ein Katalysator, ein ESP und ein Waschturm mit nachgeschaltetem ESP eingesetzt. Das Abgasvolumen beträgt 1.500.000 m³ h⁻¹ (Volllast) bzw. 1.000.000 m³ h⁻¹ (Teillast) bei einer Temperatur von 105 °C. In Tabelle 66 sind die Mittelwerte der Ergebnisse aus den Impaktormessungen dargestellt.

Tabelle 66: Mittelwerte der Impaktormessungen bei einem Steinkohlekraftwerk [DREISEIDLER et al., 2001].

	TSP [mg m ⁻³]	PM10 [%]	PM2,5 [%]	PM1 [%]
Volllast	0,8	88	69	51
Teillast	0,7	91	72	50

Industriefeuerung mit Schweröl

Die untersuchte Schwerölfeuerung einer Industrieanlage besteht aus vier Dampfkesseln mit Naturumlauf, die mit Zweistoffbrennern (Gas/Heizöl schwer) ausgestattet ist. Die Gesamtfeuerungswärmeleistung beträgt 270 MW. Die Anlage besitzt keine sekundäre Rauchgasreinigung. Die NO_x Emissionen aus der Schwerölfeuerung werden durch eine Low NO_x Dampfzerstäuberölanze gemindert. Zur Minderung der TSP-Emissionen wird ein Primäraditiv zugesetzt, wodurch eine Anlagenfahrweise im nah-stöchiometrischen Bereich möglich ist, der Ausbrand verbessert und die Rußentstehung gemindert wird. Das Abgasvolumen beträgt 140.000 (Volllast) bzw. 100.000 $\text{m}^3 \text{h}^{-1}$ (Teillast) bei einer Temperatur von 170 °C bzw. 160 °C. Die Mittelwerte der Ergebnisse der Impaktormessungen, die bei Teil- und Volllast, mit und ohne Additivzugabe durchgeführt wurden, sind in Tabelle 67 dargestellt.

Tabelle 67: Mittelwerte der Impaktormessungen bei einer Industrieanlage mit Schwerölfeuerung [DREISEIDLER et al., 2001].

		TSP [mg m^{-3}]	PM10 [%]	PM2,5 [%]	PM1 [%]
Volllast	Ohne Additiv	46	87	71	63
	Mit Additiv	33	93	86	77
Teillast	Ohne Additiv	27	97	89	76
	Mit Additiv	26	96	87	69

Aufbereitung von Natursteinen

In einer Brechanlage werden die abgebauten Natursteine (Kalkstein und Dolomit) vorklassiert und mittels verschiedener Prallmühlen und Kugelbrecher zerkleinert. Ein Großteil des Gesteins gelangt zur Siebanlage, der Rest wird in Lkws abgefüllt und zum späteren Einsatzort transportiert. Anlagenteile zur mechanischen Bearbeitung (Brecher, Siebanlage) sind, im Gegensatz zu Förderanlagen eingehaust. Der Abluftstrom der Brechanlage beträgt 96.000 $\text{m}^3 \text{h}^{-1}$ bei Umgebungstemperatur und wird mittels Schlauchfilter entstaubt. Der Abluftstrom der Siebanlage wird, wie jener der Brechanlage, mit konstantem Volumenstrom abgesaugt und über Schlauchfilter geführt. Die Mittelwerte der Messungen bei den beiden Anlagenteilen sind in Tabelle 68 dargestellt.

Tabelle 68: Mittelwerte der Impaktormessungen bei der Aufbereitung von Natursteinen [DREISEIDLER et al., 2001].

	TSP [mg m^{-3}]	PM10 [%]	PM2,5 [%]	PM1 [%]
Brechen	1,7	72	21	12
Sieben	9,3	59	6	1

Aufbereitung von Sand

Das Material aus einem benachbarten Steinbruch wird in vier Körnungsklassen < 3 mm bis > 8 mm geteilt. Der aufbereitete Sand wird entweder in ein Lager gefahren und in Silos abgefüllt oder in eine Packanlage transportiert. Der abgesaugte Abluftstrom (18.000 $\text{m}^3 \text{h}^{-1}$) wird mittels Schlauchfilter gereinigt. Die Messungen, deren Ergebnisse in Tabelle 69 dargestellt sind, wurden mit zwei verschiedenen Impaktoren durchgeführt.

Tabelle 69: Mittelwerte der Impaktormessungen bei einer Sandaufbereitungsanlage [DREISEIDLER et al., 2001].

	TSP [mg m^{-3}]	PM10 [%]	PM2,5 [%]	PM1 [%]
Messgerät 1	6,2	82	14	4
Messgerät 2	4,4	85	51	-

Trocknung von Sand

Schlackensand aus einem Kraftwerk wird in einer Drehtrommel durch direkten Kontakt mit heißen Gasen, die durch einen Ölbrenner erzeugt werden, getrocknet. Die Partikelemissionen werden durch Schlauchfilter gemindert. Das Abgasvolumen beträgt $25.000 \text{ m}^3 \text{ h}^{-1}$ bei einer Temperatur von 85°C . In Tabelle 70 sind die Mittelwerte der Ergebnisse aus Messungen mit zwei verschiedenen Impaktoren dargestellt.

Tabelle 70: Mittelwerte der Impaktormessungen bei der Sandtrocknung [DREISEIDLER et al., 2001].

	TSP [mg m^{-3}]	PM10 [%]	PM2,5 [%]	PM1 [%]
Messgerät 1	28	87	19	6
Messgerät 2	32	96	75	-

Aufbereitung keramischer Produkte

Zur Aufbereitung keramischer Rohstoffe für die Herstellung von Mauer- und Dachziegeln wird das Mischgut zerkleinert (mahlen auf gewünschte Korngröße), klassiert und homogenisiert. Relevante Partikelemissionen treten bei der Siebung und dem Mischen auf, weshalb diese Anlagenteile eingehaust sind. Die abgesaugte Abluft ($30.000 \text{ m}^3 \text{ h}^{-1}$) wird einem Patronenfilter zugeführt. Die Emissionsmessungen, deren Ergebnisse in Tabelle 71 dargestellt sind, wurden mit zwei verschiedenen Impaktoren durchgeführt.

Tabelle 71: Mittelwerte der Impaktormessungen bei der Aufbereitung keramischer Produkte [DREISEIDLER et al., 2001].

	TSP [mg m^{-3}]	PM10 [%]	PM2,5 [%]	PM1 [%]
Messgerät 1	0,8	70	23	10
Messgerät 2	2	73	53	-

Anlage zum Brennen von Ziegeln

Bei der untersuchten Anlage zum Brennen von Dachziegeln ist ein Tunnelofen, bei dem die heißen Abgase durch Gasbrenner erzeugt werden, in Betrieb. Da die verwendeten Rohstoffe Fluor enthalten können, wird die Abluft, bevor sie in die Umgebung freigesetzt wird, über einen mit Kalk gefüllten Behälter geleitet. Sekundäre Staubminderungsmaßnahmen sind nicht installiert. Das Abluftvolumen beträgt $25.000 \text{ m}^3 \text{ h}^{-1}$ bei einer Temperatur von 90°C . In Tabelle 72 sind die Mittelwerte der Ergebnisse aus den Impaktormessungen dargestellt.

Tabelle 72: Mittelwerte der Impaktormessungen bei einer Anlage zum Brennen von Ziegeln [DREISEIDLER et al., 2001].

	TSP [mg m^{-3}]	PM10 [%]	PM2,5 [%]	PM1 [%]
Messgerät 1	3,9	95	88	84
Messgerät 2	4,3	92	83	-

Herstellung stickstoffhaltiger Düngemittel

Harnstoff wird aus Ammoniak und Kohlendioxid synthetisiert. Die betrachtete Anlage besteht aus mehreren Prilltürmen mit einer Kapazität von je etwa 1000 t Harnstoff pro Tag. Die Prillturmlast wird so eingestellt, dass der Staubgrenzwert eingehalten werden kann. Ein Abluftvolumenstrom von $640.000 \text{ m}^3 \text{ h}^{-1}$ bei 45°C wird ohne sekundäre Minderung an die Umgebung abgegeben. Die Mittelwerte der Emissionsmessungen bei Teillast und Volllast sind in Tabelle 73 dargestellt.

Tabelle 73: Mittelwerte der Impaktormessungen bei einer Harnstoffproduktion [DREISEIDLER et al., 2001].

	TSP [mg m^{-3}]	PM10 [%]	PM2,5 [%]	PM1 [%]
Volllast	83	97	68	15
Teillast	47	92	61	38

Herstellung von Spanplatten - Spänetrockner

Der Spänetrockner trägt den Hauptteil zu den PM_x Emissionen aus gefassten Quellen eines Spanplattenwerks bei. In der betrachteten Anlage werden die Späne in einem direkt beheizten Trockner getrocknet. Die Feuerungsanlage besteht aus einer Spänefeuerung in Verbindung mit Öl und Gasbrennern, wobei auch stückiges Holz eingesetzt werden kann. Zur Minderung der Staubemissionen ist dem Multizyklon ein nasser elektrostatischer Abscheider (ESP) nachgeschaltet. Der Abluftstrom beträgt $90.000 \text{ m}^3 \text{ h}^{-1}$ bei 70°C . In Tabelle 74 sind die Mittelwerte der Ergebnisse aus den Impaktormessungen dargestellt.

Tabelle 74: Mittelwerte der Impaktormessungen bei der Spänetrocknung eines Spanplattenwerks [DREISEIDLER et al., 2001].

TSP [mg m^{-3}]	PM10 [%]	PM2,5 [%]	PM1 [%]
2,1	99	93	87

10.4.2 Feinstaubemissionsuntersuchungen in Sachsen-Anhalt

In Sachsen-Anhalt wurden Messungen an Anlagen bzw. Anlagengruppen, die einen hohen Anteil an den Gesamtstaubemissionen dieses Bundeslands haben, durchgeführt. In Ostdeutschland ist davon auszugehen, dass die Anlagen dem neuesten Stand der Technik entsprechen, da sie in den letzten Jahren neu gebaut oder grundlegend saniert worden sind [KALKOFF et al., 2001]. Die Untersuchungen wurden mit einem Anderson Impaktor Mark III und/oder einem 6-stufigen Impaktor der Firma Ströhlein Typ STF 1 durchgeführt. Aus Voruntersuchungen war bekannt, dass die gemessenen Partikelgrößenverteilungen der beiden Geräte gut übereinstimmen.

Zementanlage

Das Ofenmehl wird im Gegenstrom zu den Verbrennungsgasen in einem Zyklonwärmetauscher auf 850 °C vorgewärmt und im Drehrohrofen bei 1.350 °C zu Klinker gebrannt, der zur Abkühlung in die Rostkühleranlage transportiert wird. Die Befeuerung des Drehrohrofens, mit einer Kapazität von 85 t h⁻¹ erfolgt mit Braunkohlestaub und Altöl. Der Abluftvolumenstrom des Drehrohrofens beträgt 160.000 m³ h⁻¹ bei einer Temperatur zwischen 148 und 233 °C und wird durch einen ESP gereinigt. Am Rostkühler wurden zwei Messungen bei verschiedenen Standzeiten des Gewebeabscheiders durchgeführt. Der Abluftvolumenstrom betrug jeweils 97.000 m³ h⁻¹, die Temperatur 95 bzw. 79 °C. Die Messergebnisse sind in Tabelle 75 dargestellt.

Tabelle 75: Ergebnisse von Impaktormessungen bei einem Zementwerk [KALKOFF et al., 2001].

		TSP [mg m ⁻³]	PM10 [%]	PM2,5 [%]	PM1 [%]
Drehrohrofen (Direkt- / Verbundbetrieb)		8	98-95 / 98-95	88-77 / 74-66	62-44 / 48-35
Rostkühler	Messung 1	3,4	48-39	4,7-2,5	1,7-0,5
	Messung 2	21,1	26-19	3,6-1,2	0,9-0,2

Herstellung von Schwarzkupfer

In einem Schachtofen werden Krätzkupfer, Messingschrott, kupferhaltige Krätze und Raffinerieschrott mit Koks und Zuschlägen durch Zusatz von Luft zu Schwarzkupfer verblasen. Die Prozessabgase werden nachverbrannt und durch einen Schlauchfilter geleitet. In diesem diskontinuierlichen Betrieb werden 15 t Kupfer je Charge, bei einem Abluftvolumenstrom von 110.000 m³ h⁻¹ und einer Ablufttemperatur von 63 °C erzeugt. In Tabelle 76 sind die Ergebnisse der Impaktormessungen dargestellt.

Tabelle 76: Impaktormessungen bei einem Konverter der Kupferindustrie [KALKOFF et al., 2001].

TSP [mg m ⁻³]	PM10 [%]	PM2,5 [%]	PM1 [%]
2,4	97-95	78-76	53-48

Industriekraftwerk

In einem Industriekraftwerk einer **Braunkohleveredelungsfabrik** werden in vier Dampferzeugern Strom und Prozessdampf erzeugt. Für die Verfeuerung der extrahierten Trockenbraunkohle wird eine Ventilatormühlenfeuerung mit Rauchgasinertisierung genutzt. Die Reinigung der Abluft (240.000 m³ h⁻¹, Temperatur: 77 °C) erfolgt durch einen ESP und eine Rauchgaswäsche.

Zur Erzeugung von Strom und Prozessdampf werden in einem Industriekraftwerk der **Zuckerindustrie** zwei Naturumlauf-Dampferzeuger genutzt. Nach dem Feuerraum passieren die Rauchgase ein Verdampfergitter, Überhitzerstufen und einen Speisewasservorwärmer bevor sie nach Passieren eines ESP in die Umgebung entlassen werden. Der Abluftvolumenstrom beträgt 131.000 m³ h⁻¹ bei einer Temperatur von 145 °C.

Es wurde auch bei einem Industriekraftwerk mit **Wirbelschichtfeuerung** gemessen. Dieses Kraftwerk besteht aus einem braunkohlegefeuerten Block und einem Reservekessel mit Ölfeuerung. Die Entstaubung wird mit einem ESP durchgeführt und der Abluftstrom beträgt 180.000 m³ h⁻¹ bei 147 °C.

Die Ergebnisse der Messungen bei den verschiedenen Industriekraftwerken sind in Tabelle 77 dargestellt.

Tabelle 77: Impaktormessungen bei verschiedenen Industriekraftwerken [KALKOFF et al., 2001].

	TSP [mg m^{-3}]	PM10 [%]	PM2,5 [%]	PM1 [%]
Braunkohleveredelung	4,3	93-88	80-69	59-64
Zuckerindustrie	4,6	98-86	77-70	52-41
Wirbelschichtfeuerung	14,4	94-99	63-68	27-24

10.4.3 Ermittlung von Korngrößenverteilungen (TÜV Süddeutschland)

Im Auftrag des Bayrischen Landesamt für Umweltschutz wurden durch den TÜV Süddeutschland die Korngrößenverteilungen im Abgas verschiedener Emittenten ermittelt [MAIR et al., 2000; SCHLACHTA et al., 2000]. Zur Messung der Korngrößenverteilung wurde ein Kaskadenimpaktor Anderson Mark III eingesetzt. In Tabelle 78 sind die Anlagen, bei denen Messungen durchgeführt wurden, die installierten Abgasreinigungsanlagen sowie die Ergebnisse der Emissionsmessungen dargestellt.

Tabelle 78: Ergebnisse von Impaktormessungen bei unterschiedlichen Industrie- und Abgasreinigungsanlagen [MAIR et al., 2000; SCHLACHTA et al., 2000].

		TSP [mg m ⁻³]	Anteil [%] am TSP		
			< 2,5 µm	< 10 µm	> 10 µm
Elektrostatischer Abscheider					
Zementindustrie	Lepolofen	15,4	51	87	13
	Klinkerkühler	14	68	99	1
	Wärmetauscherofen (Direkt- / Verbundbetrieb)	2,3/4,8	84/66	97/97	3/3
Eisengießerei	Sandaufbereitung	22	18	79	21
Raffinerie	FCC Anlage	21	72,4	97,3	2,7
Herstellung von Bentonit	Mahltrücknung	29,4	69,5	96	4
Zyklonabscheider und ESP					
Herstellung von Bentonit	Umlauftrücknung	3,3	50,3	96	4
Raffinerie	FCC Anlage	2,7	51,8	82,4	17,6
ESP mit Kalkzugabe					
Glasindustrie	Flachglasherstellung	5	48	94	6
	Behälterglas	5,5	56	95	5
Faserstofffilter					
Feinkeramik	Isostatische Presse	0,06			
Aluminium Spänetrockner		0,5	53	95	5
Eisengießerei	Kupolofen	7	47	88	12
	Induktionsofen	< 0,3			

		TSP [mg m^{-3}]	Anteil [%] am TSP		
			< 2,5 μm	< 10 μm	> 10 μm
	Sandaufbereitung	0,3			
	Sandaufbereitung, Nassguss	0,7	38	88	12
	Auspacktrommel mit Gusstransport	24,4	18	79	21
Asphaltmischanlage		19	33	85	15
Herstellung von Silizium		1,3	41	96	4
Herstellung von Bentonit	Trockner	4,7	32,9	76,7	23,3
Spanplattenherstellung	Spänetrockner	28,7	66,8	89,9	10,1
Herstellung von Bau-chemieprodukten	Sprühtrockner	2,5	17,5	76,8	23,3
Faserstofffilter mit Zugabe von HOK					
Aluminiumumschmelzanlage		0,11	75	99	1
Faserstofffilter und Wäscher					
Düngemittelherstellung	Trockentrommeln	13,3	35,7	96,9	3,1
Zyklon und/oder Nassabscheider					
Eisengießerei	Kupolofen	68	88	96	4
Acrylnitrilfaserherstellung	Trockner 1	16,9	62,3	92,5	7,5
	Trockner 2	8,6	49,1	80,1	19,9
Primäradditiveinsatz					
Schwerölfeuerung	mit SNCR	70	70	91	9
	ohne SNCR	52	66	87	13
Venturiwäscher					
Spritzlackierung	Autoindustrie	0,6	84,7	97,7	2,3

10.4.4 Ergebnisse der Feinstaubuntersuchungen

Aus der Darstellung der Messergebnisse in den Kapiteln 10.4.1 bis 10.4.3 ist zu entnehmen, dass der **überwiegende Anteil der Gesamtstaubemissionen** (77-99 %) – nahezu unabhängig von der Konzentration des Gesamtstaubs im Abgas – als **Feinstaub** (< 10 μm) emittiert wird. Der hohe Feinstaubanteil ist auf die effizienten Maßnahmen zur Emissionsreduktion bei gefassten Quellen, die grundsätzlich primär die größeren Teilchen erreichen, zurückzuführen. Durch die Verminderung der Gesamtstaubemissionen kann ein wesentlicher Anteil der Emissionen an Feinstaub verringert werden [KALKOFF et al., 2001].

Bei den Untersuchungen in Sachsen-Anhalt konnte am Beispiel des Schlauchfilters bei einer Rostkühleranlage festgestellt werden, dass sich die **Partikelgrößenverteilungen** in Abhängigkeit von der Standzeit bzw. dem Wartungsintervall **verändern** können. Durch veränderte Partikelverteilungen im Rohgas werden auch die Partikelgrößen im Reingas verändert [KALKOFF et al., 2001]. Eine Übertragbarkeit der ermittelten Korngrößenverteilungen auf ähnliche Anlagen ist unter Berücksichtigung der Bedingungen „gleicher Pro-

zess“, „gleiche sekundäre Staubminderungsmaßnahme“ und „ähnliche emittierte Gesamtstaubkonzentration“ grundsätzlich möglich. Vergleiche von unterschiedlichen Anlagen gestalten sich aber schwierig, da das Ergebnis beispielsweise durch die Abgastemperatur an der Messstelle beeinflusst wird. Bei einer Anlage mit höherer Abgastemperatur werden geringere Staubkonzentrationen ermittelt als bei der Anlage mit geringerer Abgastemperatur, wenn sich in dem Temperaturbereich der Messung bereits Partikel durch Kondensation bilden [DREISEIDLER et al., 2001].

Eine Untersuchung der Verteilung von Staubinhaltsstoffen in den Kornfraktionen ergab bei einigen Untersuchungen eine **Anreicherung von Schwermetallen** in der **feinsten Partikelfraktion** [KALKOFF et al., 2001].

10.5 Diffuse Staubemissionen aus industriellen Quellen

Der Anteil diffuser Staubemissionen an der gesamten entstehenden Staubmenge nimmt wegen der bisher erfolgreich bekämpften Staubemissionen aus gefassten Quellen zu [TRENKER & HÖFLINGER, 2001]. Deshalb nehmen diffuse Staubemissionen bei der Aufklärung von Entstehungsursachen und Minderungsmethoden einen immer größeren Stellenwert ein.

Die Be- und Entladung gehören beim Schüttgutumschlag mengenmäßig zu den bedeutendsten Quellen [VDI, 1999]. Besonders emissionsintensive Verfahren sind hierbei der Schüttgutumschlag mit Greifern, Schüttrohren und Förderbändern.

10.5.1 Hauptunterschiede zwischen Punktquellen und diffusen Quellen

Struktur der Partikel: Bei gefassten Quellen ist die Korngrößenverteilung meist durch Filter abgeschnitten und die Partikel haben eine lange Aufenthaltszeit in der Atmosphäre. Partikel aus diffusen Quellen haben eine breite Korngrößenverteilung. Feuchtigkeit, Festigkeit, Temperatur und Wind beeinflussen die Emission.

Emissionsmechanismus: Bei gefassten Quellen tritt der staubbeladene Abgasstrom durch Wärme, Zug und Impuls aus dem Schornstein aus. Der Massenstrom ist relativ einfach messbar. Bei diffusen Emissionen bestimmt die Art der Quelle den Emissionsmechanismus z. B.: Verwehung beim Umschlag. Der Massenstrom ist nicht direkt messbar.

Freisetzung der Partikel: Bei gefassten Quellen erfolgt eine geführte Freisetzung durch den Schornstein. Eventuell kommt es durch die hohe Temperatur der Abgase zu einer thermischen Überhöhung. Im Gegensatz dazu sind Emissionen aus diffusen Quellen nicht geführt und die thermische Überhöhung spielt keine Rolle.

Räumliche Struktur der Quelle: Die Annahme einer punktförmigen gefassten Quelle bedeutet kleine Anfangsstreuungen bei der Ausbreitung. Durch die große Quelhöhe wird der Einfluss von Gebäuden und Bewuchs reduziert. Bei diffusen Quellen bewirkt die Ausdehnung der Quelle große Anfangsstreuungen. Aufgrund der geringen Quelhöhe verursachen Gebäude und Bewuchs Turbulenzen, die die Ausbreitung des Staubes stark beeinflussen.

Zeitverhalten: Bei gefassten Quellen liegt meist ein konstanter Emissionsmassenstrom vor, wobei eine Änderung der Ausbreitungssituation die Konzentrationsverteilung stark verändert. Bei diffusen Emissionen ist der Emissionsmassenstrom nicht konstant. Die Änderung der Ausbreitungssituation hat weniger Einfluss als bei gefassten Quellen, weil die Windströmung von der Orographie beeinflusst wird.

Transmission: Die Ausbreitung von Emissionen aus gefassten und diffusen Quellen erfolgt durch Advektion und turbulenter Diffusion. Bei Emissionen aus gefassten Quellen kann aufgrund der großen Quellhöhe und den kleinen Partikeln der Flugweg sehr lang sein und daher die Immissionskonzentration gering (große Verdünnung). Bei diffusen Quellen erfolgt die Ausbreitung vor allem im Nahbereich der Quelle, weshalb es zu hohen Immissionskonzentrationen kommt.

Ablagerung: Eine Klassierung nach Korngrößen ist bei Emissionen aus gefassten Quellen nicht von Bedeutung. Bei Emissionen aus diffusen Quellen tritt eine Klassifizierung auf.

10.5.2 Beurteilung der Staubentstehung

Eine systematische Einteilung diffuser Quellen kann ursachenorientiert erfolgen, d. h. anhand der unterschiedlichen Emissionsmechanismen oder nach der räumlichen Ausdehnung der Quelle.

Ursachenorientierte Beurteilung der Staubentstehung: Staubemissionen aus diffusen Quellen entstehen durch den Übergang von Partikeln eines Haufwerks in die umgebende Luft. Dazu muss eine Kraft ausgeübt werden, die die Partikel aus dem Haufwerk herauslöst. Diese Kraft kann sowohl durch eine Relativbewegung zwischen Haufwerk und der umgebenden Luft (Winderosion) als auch durch einen Impulsaustausch auf das Haufwerk eingebracht werden. Bei der Lagerung von Schüttgütern resultiert die Staubemission aus Winderosion, während bei Umschlagvorgängen der Impulsaustausch eine überwiegende Rolle spielt. Bei Transportvorgängen liegt häufig eine Kombination aus beiden Ursachen vor, wobei zusätzlich die Aufwirbelung von Staub, vor allem auf unbefestigten Straßen zu berücksichtigen ist.

Beurteilung nach charakteristischer Ausdehnung der Quelle: Bezüglich der räumlichen Ausdehnung werden diffuse Quellen in Punkt-, Linien- und Flächenquellen unterteilt und sind durch Ausdehnungsmaße wie Länge bzw. Fläche beschrieben.

Beispiele: Punktquelle: Abwurftrichter, Abwurfbunker; Linienquelle: Verkehrswege, Bandförderer; Flächenquellen: Halden, Lagerplätze, Deponien.

10.5.2.1 Einflussgrößen auf die Staubentstehung

Die Einflussgrößen, die die Entstehung von Staubemissionen bei der Lagerung, beim Umschlag und Transport von Schüttgütern bewirken, lassen sich in die Gruppen Materialeigenschaften, Umgebungsbedingungen/Meteorologie, Anlageneinflüsse und Minderungsmaßnahmen unterteilen.

Materialeigenschaften: Dichte, Korngrößenverteilung, Feuchtigkeit/Fettgehalt, Partikelform, Oberflächeneigenschaft, chemische und physikalische Eigenschaften;

Meteorologie: Windrichtung, Windgeschwindigkeit, Turbulenzverhalten, Temperatur, Luftfeuchte, Niederschlag;

Anlageneinflüsse:

Lagerung: Haldenform, Haldenabmessung, Böschungswinkel, Ausrichtung, Topographie, Lagerdauer, Materialverdichtung, Oberflächenbeschaffenheit, Einhausung, Berieselung;

Umschlag: Umschlagart, Abwurfhöhe, Wartung und Betriebsweise des Umschlaggerätes, Absaugung, Zutrimmung, Umschlagleistung;

Transport: Transportart, Transportleistung, Beschaffenheit der Verkehrswege, Geschwindigkeit.

10.5.3 Quantifizierung von Emissionen

Zur quantitativen Beschreibung einer definierten Quelle wird die Quellstärke herangezogen [g/h]. Sie gibt die Stoffmasse an, die von einer Quelle in einer bestimmten Zeit ausgeht. Bei definierten Quellen ergibt sich diese Größe aus der Stoffkonzentration [g/m³] und dem Abgasvolumenstrom [m³/h].

Die Quellstärke diffuser Quellen lässt sich demnach nicht auf dieselbe Art wie jene der gefassten Quellen beschreiben, da der Volumenstrom, der zusammen mit der betrachteten Komponente die Quelle verlässt, meist nicht definiert ist [VDI, 1999].

Diffuse Emissionen treten häufig bei diskontinuierlichen Prozessen auf und unterliegen oft prozessbedingt erheblichen zeitlichen Schwankungen. Deshalb werden zur Abschätzung der spezifischen Quellstärken Emissionsfaktoren definiert, die auf eine grundlegende Prozessgröße bezogen sind und sich proportional zur Staubemission verhalten. Emissionen bei der Lagerung werden auf die freie Haldenoberfläche [m²] bezogen. Der Emissionsfaktor [g/(m² h)] beinhaltet einen Zeitbezug und entspricht somit der pro Quadratmeter und Stunde emittierten Staubmasse. Durch Multiplikation mit dem entsprechenden Flächenanteil einer Halde ergibt sich die Quellstärke [g/h].

Bei Umschlagvorgängen erhält man die Quellstärke [g/h] aus dem Produkt Emissionsfaktor [g/t] und der Umschlagleistung [t/h].

Für Transportvorgänge lässt sich die Quellstärke [g/h] durch Bezug des Emissionsfaktors [g/(m Fahrzeug)] auf die zurückgelegte Fahrstrecke [m] und die Anzahl der Fahrzeuge pro Stunde [Fahrzeuge/h] ermitteln.

10.5.3.1 Möglichkeiten zur Ermittlung von Quellstärken und Emissionsfaktoren

Direkte Messungen: die zuverlässigste, aber aufwendigste Methode zur Ermittlung der Emissionen ist, wenn überhaupt möglich, die direkte Messung an der Austrittsöffnung der Quelle (z. B.: beim Abwurf des Schüttguts mittels Greifer in einen Trichter). Je größer die Anzahl der Messpunkte an verschiedenen Stellen der Emissionsquelle ist und je häufiger Einzelmessungen durchgeführt werden, desto besser werden Inhomogenitäten berücksichtigt.

Indirekte Messung: Da Messungen an der Quelle meistens schwierig sind, können alternativ die Emissionen indirekt durch Messung der Immissionen bestimmt werden. Die Anwendung eines geeigneten Ausbreitungsmodells ermöglicht dann Rückschlüsse auf die Emissionen.

Dazu sind zwei Vorgehensweisen denkbar, entweder die Messung der Immission in Luv und Lee, wobei aus der Differenz die Zusatzbelastung durch die Quelle bestimmt wird. Oder Messungen der Immission an mehreren Punkten in der Umgebung der Quelle.

Bei beiden Methoden steigt mit der Dichte des Messnetzes und der Anzahl der Wiederholungsmessungen bei unterschiedlichen Ausbreitungsbedingungen die Zuverlässigkeit der ermittelten Emission.

Modelluntersuchungen: Je nach Aufgabenstellung kann eine Ermittlung der Emission im verkleinerten Maßstab der Quelle z. B.: durch Windkanal- oder Laboruntersuchungen möglich sein.

Empirische Methoden: Derzeit gibt es noch keine allgemeingültigen Rechengesetze zur Beschreibung von Staubemissionen aus diffusen Quellen. Gemäß VDI (1999) konnten aber

bereits für zwei Anwendungsfälle (Abwehung von Halden und Umschlag von Schüttgütern) Ansätze zur Bestimmung der Emissionen entwickelt werden.

10.5.4 Schüttgut

10.5.4.1 Definition von Schüttgut

Schüttgüter werden in der VDI Richtlinie 2411 „Begriffe und Erläuterungen im Förderwesen“ als „loses Fördergut in schüttbarer Form“ definiert. Gemäß DIN 3435 „Klassifizierung und Symbolisierung von Schüttgütern“ werden Schüttgüter hinsichtlich Kornbeschaffenheit, Zusammenhalt, Schüttdichte und besondere Eigenschaften des Schüttgutes klassifiziert. Auch die Staubemissionen werden durch diese Eigenschaften beeinflusst. Die Eigenschaften von Schüttgütern können zwischen fluid und fest schwanken, wodurch sich sehr unterschiedliche und schwer vorhersehbare Verhaltensweisen bei den Staubemissionen ergeben. In der TA Luft werden staubende Güter als feste Stoffe bezeichnet, die aufgrund ihrer Dichte, Korngröße, Kornform, Schüttdichte, Abriebfestigkeit, Zusammensetzung oder ihres Feuchtegehalts bei der Handhabung oder Lagerung zu Immissionen führen können [TA LUFT, 2002].

10.5.4.2 Staubemissionen durch Schüttgutmanipulation

Beim Umschlag von Schüttgütern verursacht jeder einzelne Verfahrensschritt der Aufnahme, Förderung und Abgabe eine mehr oder weniger starke Freisetzung von Stäuben.

Gründe für die Emissionen bei der **Aufnahme** des Gutes sind beispielsweise, das Zusammenbrechen von (Gut-)wänden und/oder Nachrieseln selbstfließender Güter, das Zusammenschieben des Gutes durch Schaufellader etc. und die mechanische Belastung des Gutes durch das Aufnahmegerät.

Wird das Schüttgut durch Greifer aufgenommen, kann es durch das Hochreißen des Greifers zu Aufwirbelungen kommen. Zusätzliche Emissionen können durch das Eintauchen und Schließen des Greifers und durch einen Teilabwurf, wenn sich der Greifer bei der Aufnahme überfüllt hat, entstehen.

Während der **Förderung** können durch Schwenkbewegungen des Greifers u. a. folgende Gründe für Emissionen genannt werden: Spalten an den Greiferschließkanten mit der Folge von Rieserverlusten, das Abfallen der Anhaftungen von den Außenseiten der Greiferschalen, bzw. von den Innenseiten bei Rückschwenken im geöffnetem Zustand, Abwehungen von der Oberfläche des Gutes bei nicht geschlossenem Oberteil des Greifers. Verluste aus Greifern während des Schwenkens bestehen nur zu einem Teil aus feinen Partikeln.

Bei Saughebern kann die Förderluft, die aus dem System entfernt werden muss, zu zusätzlichen Emissionen führen.

Bei nicht eingehausten Förderbändern entstehen zusätzliche Emissionen durch Abwehungen oder durch Abfallen von Partikel, die nach dem Abwurf des Gutes am Band anhaften und sich während des Rücklaufs lösen.

Bei der **Abgabe** des Gutes sind die Gründe für Emissionen beispielsweise: der Abwurf vom Band oder durch den Greifer, das Absetzen durch den Greifer, die Beladung mit Schüttrohr/Senkrechtbeladern, Abkippen vom Lkw oder Waggon, Abgabe durch Schaufellader oder Verteilung durch Schleuderband.

Wie in TRENKER & HÖFLINGER (2001) gezeigt werden konnte, verursacht der Verfahrensabschnitt „Abwurf“ die höchsten Emissionen beim Umschlag von Schüttgütern. Gründe für die Emissionen sind:

- Während des Fallvorgangs können feine Partikel im Schüttgutstrom durch seitlich angreifende Luftströmungen (Wind) emittiert werden;
- beim Fallvorgang kommt es zu einer Auftrocknung des Schüttgutstromes und so zu einer Reduktion der Haftkräfte zwischen den Partikeln;
- beim Aufprall auf feste Platten oder eine Halde kommt es zu einem Impulsaustausch, der Partikelagglomerate zerkleinert und vermehrt feine Partikel als Staub emittiert.

Die Emissionen feiner Partikel sind umso höher je größer die Fallhöhe ist.

Beispiele für den Umschlag von Schüttgütern:

- Zementindustrie: Lagerung und Handhabung des Rohmaterials, der Brennstoffe, des Klinkers und Zements;
- Glas: Handhabung des Rohmaterials;
- Großfeuerungsanlagen: Entladung, Lagerung und Handhabung von Kohle und Additiven für die Rauchgasreinigung wie Kalk, Kalkstein, Ammoniak...;
- Bauwirtschaft;
- Rohstoffabbau.

Nicht jedes produzierte oder umgeschlagene Schüttgut führt tatsächlich zu diffusen Staubemissionen beim Umschlag. So werden beispielsweise bei Schüttgütern, die in geschlossenen Behältnissen wie z. B.: Säcken, Containern, Big Bags usw. umgeschlagen werden, aufgrund der Umschlagart keine diffusen Staubemissionen freigesetzt.

10.5.5 Diffuse Staubemissionen aus industriellen Quellen in Österreich

Der **Schüttgutumschlag** in Österreich wurde durch eine Studie der TU-Wien [TRENKER & HÖFLINGER, 2001] quantitativ abgeschätzt. Dazu wurde bei schüttgutumschlagenden Betrieben in Österreich eine Erhebung zu den durchgeführten Verfahrensschritten und des umgeschlagenen Schüttgutes durchgeführt. Daraus ergaben sich für ein Schüttgut verschiedene Varianten des Umschlags z. B. Rapskuchen und -schrot

Variante 1

- Beladung von Silo-Lkw mittels Fallrohr und Beladepopf
- Transport auf befestigten Straßen mittels Silo-Lkw
- Pneumatisches Entladen des Silo-Lkw beim Endverbraucher

Variante 2

- Beladung von Kipper-Lkw und Fallrohr
- Transport auf befestigten Straßen mittels Kipper-Lkw
- Abkippen in Schüttgossen beim Endverbraucher

Daran anschließend wurde für jeden Verfahrensschritt ein Emissionsfaktor ermittelt. Durch die einzelnen Verfahrensschritte ergeben sich ein oberer und ein unterer ermittelter Emissionsfaktor. Ein mittlerer Emissionsfaktor kann für jedes Schüttgut ebenfalls errechnet wer-

den. Durch Multiplikation der Emissionsfaktoren (mittlerer, unterer, oberer) mit der Aktivität ergibt sich die Bandbreite der jährlichen Emissionen eines Schüttgutes.

Die Summe der jährlichen Staubemissionen, sowie die Bandbreite der Emissionen, die durch den Umschlag der 30 bedeutendsten Schüttgüter verursacht werden ist in Tabelle 79 dargestellt. Schüttgüter wie Abbruchmaterial, Erdaushub und dergleichen sowie Hausmüll oder Rottematerial wurden in dieser Studie [TRENKER & HÖFLINGER, 2001] nicht berücksichtigt.

Tabelle 79: Summe der Staubemissionen, die durch die erfassten Schüttgüter durch Manipulation in Österreich verursacht wurden [TRENKER & HÖFLINGER, 2001].

	Summe der berechneten jährlichen Emissionen für Österreich [t/a]	Bandbreite der Summe der jährlichen Emissionen [t/a]
Gesamtstaub	21.478	8606 - 30.332
PM10	10.285	4.023 - 14.792
PM2,5	3.209	1.218 - 4.629

Über diffuse Emissionen aus industriellen Quellen, ausgenommen Schüttgutumschlag, liegen derzeit keine Informationen vor. Es können somit keine Aussagen über Emissionen aus der Lagerung, aus der Verarbeitung flüssiger Metalle, Glas, aus Produktionshallen etc. getroffen werden.

Die Abschätzung diffuser Staubemissionen in einzelnen Industriebetrieben steht noch am Anfang und wird vereinzelt von Betrieben durchgeführt. Bei derartigen Abschätzungen ist die Unsicherheit sehr hoch.

In den EU BAT Dokumenten sind bei der Beschreibung der derzeitigen Emissionssituation nur Emissionswerte aus gefassten Quellen enthalten. In einigen BAT Dokumenten sind mögliche Quellen diffuser Staubemissionen, jedoch ohne Angabe einer Größenordnung, enthalten.

10.5.6 Minderungsmöglichkeiten für diffuse Staubemissionen

Um Staubemissionen, die durch Lagerung, Transport oder Umschlag von Schüttgütern entstehen, verringern bzw. überhaupt verhindern zu können, sind folgende Vorgehensweisen denkbar:

- Verhindern, dass Staub entsteht (primäre Minderungsmaßnahme);
- Sekundäre Staubminderungsmaßnahmen:
 - § Lokales Einschränken des entstandenen Staubes;
 - § Entfernen des austretenden Staubes.

In den BAT Dokumenten der einzelnen industriellen Sektoren sind, wie in den nachfolgenden Kapiteln, ebenfalls nur generelle Maßnahmen zur Reduktion diffuser Staubemissionen enthalten. Quantifizierungen der möglichen Einsparungspotenziale sind durch diese allgemeinen Angaben nicht möglich.

10.5.6.1 Allgemeine organisatorische Maßnahmen

Zu den allgemeinen organisatorischen Maßnahmen gehören Betriebsanweisungen zur Regelung immissionsschutzrelevanter Betriebsvorgänge und die Benennung der dafür verantwortlichen Personen. Die Verpflichtung zur Aufstellung von Betriebsanweisungen besteht teilweise parallel auch aus arbeitsschutzrechtlichen Gründen (z. B. im Gefahrstoffrecht) [STAALICHES UMWELTAMT DUISBURG, 2003].

Betriebsanweisungen dienen dazu, notwendige organisatorische Maßnahmen zur Staubminderung festzulegen und verbindlich für das Betriebspersonal zu regeln. Die Betriebsanweisung regelt u. a.

- Zeitpunkt, Einsatzort und Häufigkeit des Einsatzes von Kehrmaschinen
- Zeitpunkt, Einsatzort und Häufigkeit des Einsatzes von Berieselungsanlagen
- Benutzung und Wartung der Reifenwaschanlage
- Verhaltensregeln beim Umschlag (z. B. Anpassen der Abwurfhöhe)
- Geschwindigkeitsbegrenzungen auf dem Betriebsgelände
- regelmäßige Kontrolle des Betriebsgeländes (z. B. Zustand der Fahrbahndecke)

Die Betriebsanweisung ist vom Betreiber zu erstellen und ist dem verantwortlichen Personal (betriebseigenes Personal, ggf. Kunden und Lieferanten, etc.) zu erläutern.

Bei der Erstellung der Betriebsanweisung sollte beachtet werden, dass immissionsschutzrechtliche Regelungen aus Genehmigungsbescheiden (insbesondere Auflagen) eingebunden sind. Darüber hinaus ist es erforderlich, dass mindestens eine verantwortliche Person für die Kontrolle der immissionsschutzrechtlichen Auflagen schriftlich benannt wird. Die verantwortliche Person muss insbesondere für die Sicherstellung „verhaltensbedingter Staubminderungsmaßnahmen“, z. B. Einsatz der Kehrmaschinen, Berieselungsanlage, Reifenwaschanlage, Festlegung der Abwurfhöhe, weisungsbefugt sein [STAATLICHES UMWELTAMT DUISBURG, 2003].

10.5.6.2 Lagerung

Generell sollte die Lagerung von staubendem Material im Freien vermieden werden. Existieren aber Lagerstellen, so können die Staubemissionen durch folgende Maßnahmen reduziert werden:

- Ausrichtung der Haldenlängsachsen nach Möglichkeit in Hauptwindrichtung um Abwehungen zu reduzieren;
- Windschutz, beispielsweise: Wälle, Überdachungen oder Schutzbepflanzungen im Luv der Hauptwindrichtung zur Absenkung der Windgeschwindigkeit in Haldenhöhe;
- Anlage eines Netzes von Großflächenregnern zur Befeuchtung der Haldenoberfläche: Durch die Befeuchtung kommt es zu einer Agglomeration der Staubpartikel und somit zu weniger Verwehung. Je nach Lagergut können Chemikalien zugesetzt werden um die Effizienz der Befeuchtung zu erhöhen. Es ist zu beachten, dass sich die Schüttguteigenschaften durch Befeuchtung oder den Zusatz von Chemikalien verändern und es bei nachfolgenden Verfahrensschritten zu Problemen kommen kann (z. B.: Brückenbildung im Bunker). Auch kann die Schüttgutbefeuchtung nicht bei

Schüttgütern eingesetzt werden, die mit Wasser reagieren (z. B.: Zement) oder mit Hilfe von Wasser mit Luft reagieren (z. B.: gelöschter Kalk);

- Abdecken oder Schichtenbildung der Oberfläche: In Lagerbereichen, in denen nicht ständig umgeschlagen wird, stellt die Abdeckung der Oberflächen mit Matten oder anderen oberflächenbildenden Schichten (Besprühen mit Kalkmilch zur Verkrustung der Oberflächen oder Besprühen mit Suspension von Latex mit Grassamen zur Beschleunigung von Spontanbewuchs) eine geeignete emissionsmindernde Maßnahme dar. Beim Einsatz von Matten ist darauf zu achten, dass die Befestigung entsprechend gut ausgeführt wird, damit sich die Matten nicht lösen und Arbeitnehmer und Dritte gefährden. Aus Arbeitsschutzgründen muss die Begehbarkeit der Haufwerke beim Handling mit Matten gegeben sein. Die Abdeckung ist eine einfache Möglichkeit bei der Boxenlagerung;
- (veränderbare) Stellwände oder feste Schüttboxen (z. T. mit Überdachen, wie Hubdachboxen) in den Lagerbereichen: Stellwände (z. B. transportable L-Betonsteine) und Schüttboxen haben neben dem Effekt der Trennung verschiedener Materialien den Zweck, die Windangriffsfläche gering zu halten. Die Stofflagerung wird bei dreiseitiger Umschließung durch Stellwände bzw. Schüttboxen auf kleine Flächen eingegrenzt. Sie ermöglichen eine gezielte Berieselung und stellen eine Lagerung der Materialien auf festgelegten Betriebsbereichen sicher. Die Wände sollten das Lagergut direkt berühren. Die Lagerung darf die Wandhöhen der Abgrenzungen nicht überschreiten. Die Anordnung der Stellwände und Schüttboxen bedingen eine weitgehende Festlegung von Fahrstrecken;
- Begrünung von Langzeitlagerstätten (z. B.: bei Kohlekraftwerken) um Staubemissionen zu vermeiden und um Verluste durch Oxidation der Kohle zu vermeiden. Eine Begrünung nicht genutzter Betriebsflächen kann den Weitertransport von Staub auf benachbarte Grundstücke des Betriebsgeländes mindern.

Die effizienteste Maßnahme zur Vermeidung von diffusen Staubemissionen ist die Lagerung pulverförmiger Materialien in geschlossenen Silos. Die Lüftungen der Silos sollten mit Gewebefiltern ausgestattet sind, wobei das abgeschiedene Material dem Ofen zugeführt oder in den Silo rückgeführt werden kann. Die Silos können mit automatischen Handlingssystemen ausgestattet werden.

Eine Lagerung in einer dichten Halle mit Absaugung und anschließender Abgasreinigung stellt neben der Silolagerung die wirksamste Maßnahme zur Emissionsminderung dar. Öffnungen in den Hallen sind möglichst geschlossen zu halten. Tore dürfen nur für notwendige Fahrzeugein- und -ausfahrten geöffnet werden. In der Praxis hat sich hier der Einsatz von Schnellauftoren bewährt. Hier kommen je nach örtlicher Gegebenheit und Größe der Öffnungen Falt- oder Rolltore zum Einsatz. Das zum Einsatz kommende Material reicht von flexiblem Kunststoff über Aluminium bis hin zu Stahl.

10.5.6.3 Umschlag

Soweit als möglich sollte Materialhandling in geschlossenen Systemen unter Unterdruck erfolgen. Die abgesaugte Luft sollte entstaubt werden, bevor sie an die Umgebung entlassen wird.

Allgemeine Maßnahmen für den Umschlag:

- Entfernen von Feinanteilen aus dem Lagergut (z. B.: Waschen, Sichten, Pelletieren, u. ä.);
- Wasserschleier zur Erhöhung der Gutsfeuchte oder das Aufbringen von Staubbindemitteln;
- Lamellenverschluß;
- Beladekopf bei Schüttrohren/Senkrechtbeladern;
- Dichter Aufsatz (inkl. Absaugung) bei Senkrechtbeladern in Silofahrzeugen;
- Stetigförderer;
- Vermeidung von Zutrimmarbeiten;
- Befeuchtung (Probleme bzw. Anwendbarkeit, siehe: Lagerung);
- Zusätzliche Maßnahmen für den Schüttgutabwurf:
 - § Völlige oder weitgehende Einhausung der Schüttgutabwurfstelle;
 - § Vergrößerung der Abwurfmenge bzw. des Abwurfstromes;
 - § Absaugung;
 - § Immergrüner Windschutzgürtel um die Abwurfstelle, wodurch die Windgeschwindigkeit, und damit die Abwehung von feinen Partikeln reduziert wird. Weiters wirken die Blätter als Emissionssenke, d. h. Feinstaub kann an den Blättern gebunden werden und wird bei Regen abgewaschen.
- Änderung des Umschlagverfahrens: z. B. anstelle des Transports mit einem Radlader über kurze Strecken die Option geschlossener Förderbänder prüfen.

Maßnahmen für Förderbänder:

- Minimierung der Abwurfhöhe, beispielsweise durch höhenverstellbare Förderbänder. Diese Anpassung sollte automatisch erfolgen, da bei manuellen Systemen die Anpassung nur selten durchgeführt wird. Eine automatische Anpassung mittels Echolot ist zwar relativ teuer, aber effektiv und insbesondere sinnvoll für Feinfraktionen (0-8 mm Korngröße). Eventuell können zusätzlich Gummischläuche und -schürzen eingesetzt werden;
- direkte Förderbänder von der Abbaustelle zur Lagerstätte;
- Reinigungseinrichtungen für die Förderbänder um die Bildung diffuser Staubemissionen zu minimieren;
- Einsatz umhauster Förderbänder um einen Windschutz zu gewährleisten und Materialverluste zu vermeiden:
 - § Rollgurt (braucht 2 x 5 m „Anlauf“, deshalb für kurze Strecken nicht sinnvoll; funktioniert nicht bei sehr feinem Material, wenn größere Höhenunterschiede zu bewältigen sind, da Material auf den glatten Bändern keinen Halt hat);

§ Überdachung, z. B. mit Metallhauben, bzw. komplette Umkleidung.

- Mobile oder stationäre Vakuumreinigungssysteme: Bei der Wartung oder Reparatur von Förderbändern treten während der Leerung des Förderbands diffuse Staubemissionen auf, die durch Vakuumsysteme vermindert werden können.

Maßnahmen beim Einsatz von Greifern:

- Minimierung der Abwurfhöhe; durch automatische Systeme, die gewährleisten, dass der Greifer unmittelbar an die Halde oder Ladefläche herangeführt wird, kann die Abwurfhöhe auf ein Minimum reduziert werden. Bei manuell betriebenen Greifern sollten die Mitarbeiter geschult werden;
- Anpassung der Greifer an das jeweilige Produkt;
- Rückführung von Greifern im geschlossenen Zustand;
- Aufnahme des Gutes in geschlossener Halle mit Absaugung; Abwurf in einen abgedeckten Bunker mit einer richtig dimensionierten Einfahröffnung für den Greifer;
- Erhöhung der Verweilzeit des Greifers am Abwurfort;
- weitgehend geschlossener Greifer;
- Dichtheit von Greiferschließkanten;
- möglichst hohe Greiferschließkräfte;
- Vermeidung von Anhaftungen;
- kein Überfüllen des Greifers, da herabrieselndes Schüttgut zusätzliche Staubemissionen bewirkt.

Maßnahmen beim Abkippen von Schüttgut:

- Verwendung von Schüttgossen in abgesaugten und geschlossenen Hallen.
- Verwendung von Rutschen, die an den Kipper angebracht werden und das Schüttgut in die Gosse befördern. Die Rutschen verhindern den freien Fall von Schüttgut und damit die Emissionen von Staub. Zusätzlich kann die Rutsche mit einer Kunststoffplane abgedeckt werden, oder eine Schüttgutbefeuchtung durchgeführt werden.
- Beim Abkippen mittels Rück- oder Seitenkipper sollten Planen, die einerseits die Ladefläche des Lkws und andererseits den Bereich, in den das Schüttgut abgekippt wird, abdecken.

10.5.6.4 Transport

Versiegelung: Transportwege innerhalb des Firmengeländes und Zufahrtswege sollten befestigt (z. B.: betonierte, asphaltierte) werden. Die Versiegelungen sind so auszuführen, dass sie den statischen Beanspruchungen z. B.: beladene Lkws, Radlader standhalten. Die Befestigung verursacht hohe Investitionskosten und könnte beispielsweise für stark befahrene Straßen angewandt werden.

Reinigung: Auf den Fahrstrecken der Betriebsgelände kommt es durch Materialabwehungen und Handhabungsverluste zu Verunreinigungen. Durch den Fahrzeugverkehr können diese Verunreinigungen derart zerkleinert werden, dass der entstandene Feinstaub durch geringe Windeinflüsse (z. B. Fahrtwind) aufgewirbelt und verteilt wird. Daneben findet durch die Fahrzeuge (insbesondere durch Anhaftungen am Reifen) eine Verschleppung des Materials statt.

Da diese Verunreinigungen grundsätzlich nicht vermeidbar sind, müssen die Transportwege einer regelmäßigen Reinigung unterzogen werden. Daher ist es erforderlich, feste, versiegelte Fahrstrecken festzulegen, die in regelmäßigen Abständen und im Bedarfsfall zu reinigen sind. Unter Umständen ist Schrittgeschwindigkeit (Reduzierung von Aufwirbelungen) auf dem Betriebsgelände einzuhalten.

Als Kehrfahrzeug können konventionelle Saugkehrfahrzeuge, umgerüstete Radlader oder kleinere Maschinen in Abhängigkeit von der Anlage eingesetzt werden. Zusätzlich können spezielle Fahrzeuge zum Einsatz kommen, die die Flächen mit Wasser besprühen oder bescülen, um z. B. Restanhaftungen aus den Vertiefungen der Fahrwege zu entfernen. Zu Maßnahmen zur Staubreduktion auf Straßen siehe auch Kapitel 14.3.1.2.4.

Befeuchtung: Unbefestigte Straßen können zur Minimierung der Staubemissionen befeuchtet werden, oder es können chemische Stabilisatoren aufgebracht werden.

Wenn die Berieselungseinrichtung zur Niederschlagung von Staubemissionen eingesetzt werden soll, sind u. a. die Randparameter Wasserdruck und der Zerstäubungsgrad des Wasserstrahls zu beachten. Eine EDV-gestützte Steuerung, zumindest eine automatische Steuerung über eine Zeitschaltuhr, ist unter Berücksichtigung der heutigen Möglichkeiten als Stand der Technik anzusehen. Verhaltensbedingte organisatorische Maßnahmen (Berieselung wird durch Betriebspersonal an- und abgestellt) sind nur in Sonderfällen akzeptabel. Kommen mobile Berieselungseinrichtungen zum Einsatz, ist deren Anzahl so zu wählen, dass ein kurzfristiges Umsetzen (z. B. an besonders trockenen Tagen) nicht erforderlich wird.

Reifenreinigung: Eine Reifenreinigung ist grundsätzlich bei allen Anlagen erforderlich. Die Auswahl der Ausführung (einfaches Durchfahrbecken bis hin zur High-Tech-Anlage) hängt u. a. von folgenden Randbedingungen ab [STAATLICHES UMWELTAMT DUISBURG, 2003]:

- Vorhandensein feiner Stäube (bei Berieselung entsteht auf dem Betriebsgelände feiner Schlamm, jedoch reicht zur Reinigung eine einfache Ausführung, wie ein Durchfahrbecken, aus);
- Umgang mit bindigem Boden (Reifenreinigungssystem muss unter erschwerten Bedingungen Schmutz aus Reifenprofil entfernen können);
- Umgang mit Materialien mit besonderen Schadstoffgehalten, z. B. Kohlenwasserstoffe oder Inhaltsstoffe;
- Abrollstrecke auf Betriebsgelände > 200 m (darunter ohne hinreichende Wirkung);
- Nähe zu Wohnbebauung und sonstiger empfindlicher Nutzung.

Die Auswertung einer Untersuchung des Straßenzustandes (durch Inaugenscheinnahme) bei ausgewählten Anlagen im Aufsichtsbezirk des Staatlichen Umweltamtes Duisburg

ergab, dass die Anzahl der Lkw-Bewegungen nur von untergeordneter Bedeutung für Notwendigkeit und Auswahl der Ausführung der Reifenreinigung ist [STAALICHES UMWELTAMT DUISBURG, 2003].

In Rahmen von Genehmigungsverfahren ist vom Betreiber plausibel darzulegen, welche Art der Reifenreinigung für die beantragte Anlage ausreichend ist, und welche Maßnahmen während Frostperioden greifen sollen.

Organisatorische Maßnahme: Als organisatorische Maßnahmen sollten die benötigten Transportstrecken optimiert werden.

Für weitere Maßnahmen den Verkehrssektor betreffend, insbesondere auch Partikelfilter, siehe Kapitel 14.3.1.

10.5.6.5 Beispiele weiterer Maßnahmen

- Befeuchtung nicht nur bei der Lagerung sondern auch schon während dem Abbau von Rohmaterialien;
- Absaugung und Entstaubung von Luft aus Produktionshallen. z. B.: Absaugung in einer Halle mit Roheisenmanipulation und Rückführung des Staubs in den Konverter;
- Absaughauben für einzelne Produktionsschritte z. B.: Absaugeinrichtungen für Schweißrauch; Absaughauben für Chargiermaschinen und Gießöfen;
- Optimierung der „Ofentüren“ um diffuse Staubemissionen bei der Befüllung von Schmelzöfen zu reduzieren (Bref NE Metalle);
- Absaugung der Verbrennungsluft aus Lagerbunkern: Durch die Absaugung der Luft aus Lagerbunkern wird in den Bunkern Unterdruck erzeugt, wodurch diffuse Emissionen aus der Lagerung vermindert werden können (Bsp.: Abfallverbrennungsanlagen).

10.6 Gesetzliche Regelungen für Staubemissionen und Emissionswerte aus industriellen Quellen

In diesem Kapitel werden die gesetzlichen Regelungen für einzelne Industriesektoren mit – soweit als möglich – Emissionsdaten aus diesen Sektoren verglichen.

Emissionsgrenzwerte gelten für Gesamt-Staubemissionen aus gefassten Quellen und decken damit auch die PM10-Emissionen ab.

Für diffuse Staubemissionen können durch Genehmigungsbehörden in Bescheiden Maßnahmen vorgeschrieben werden. Allgemeine Maßnahmen für Förderung, Abpackung, Umladen oder Transport sind beispielsweise in den BAT Dokumenten enthalten. Der Schwerpunkt der BAT Dokumente liegt aber auf Staubemissionen aus gefassten Quellen.

10.6.1 Zementanlagen

Emissionen aus Zementanlagen, die keine Abfälle einsetzen, sind durch die Zementanlagenverordnung, BGBl. Nr. 63/1993 geregelt. Der Staubgrenzwert für Ofenabgase beträgt 50 mg/Nm^3 (10 % O_2). Dieser Emissionsgrenzwert gilt als überschritten, wenn innerhalb eines Kalenderjahres:

- Ein Tagesmittelwert den Emissionsgrenzwert überschreitet: TMW werden als arithmetisches Mittel aus allen Beurteilungswerten eines Kalendertages gebildet, oder
- mehr als 3% der Beurteilungswerte den Grenzwert um mehr als 20 % überschreiten, oder
- ein Halbstundenmittelwert das Zweifache des Emissionsgrenzwerts überschreitet.

Beim Einsatz von Abfällen kommen die Verordnung über die Verbrennung von gefährlichen Abfällen BGBl. II Nr. 22/1999 und die Verordnung über die Verbrennung gefährlicher Abfälle in gewerblichen Betriebsanlagen BGBl. II Nr. 32/1999 zur Anwendung. Die Staubemissionen sind darin mit 34 mg/Nm^3 (10 % O_2) als Halbstundenmittelwert und Tagesmittelwert begrenzt.

Im Jahr 2002 wurde in Österreich die europäische Richtlinie über die Verbrennung von Abfällen (2000/76/EG) durch die Abfallverbrennungsverordnung BGBl. II Nr. 389/2002 umgesetzt. Bestehende Anlagen, in denen Abfälle eingesetzt werden, müssen dieser Verordnung ab dem 28.12.2005 entsprechen, wobei für einzelne Schadstoffe (z. B. NO_x) Ausnahmen für Altanlagen bis 31.10.2007 vorgesehen sind. Gemäß dieser Verordnung liegt der Grenzwert für Staubemissionen (Sauerstoffbezug: 10 % O_2) bei 20 mg/Nm^3 (Tagesmittelwert) und 30 mg/Nm^3 (Halbstundenmittelwert). Für Anlagen, die weniger als 3 t Abfälle pro Std. einsetzen ist bis 31.10.2007 eine Ausnahmeregelung: 50 mg/Nm^3 als Grenzwert möglich.

Der BAT Bereich für Staubemissionen aus Zementanlagen beträgt $20\text{-}30 \text{ mg/Nm}^3$ (TMW).

Die mittlere Staubkonzentration aller österreichischen Zementanlagen lag im Jahr 1999 bei $18,35 \text{ mg/Nm}^3$ (Jahresmittelwert; 10 % O_2); die minimale Konzentration bei $5,48 \text{ mg/Nm}^3$, die maximale Konzentration bei $37,8 \text{ mg/Nm}^3$ [HACKL & MAUSCHITZ, 2001]. Seit 1999 wurde in einigen Werken die Staubbminderungstechnologie erneuert, wodurch ein Rückgang der durchschnittlichen Emissionen über alle Werke zu verzeichnen ist. Die mittlere Staubkonzentration über alle österreichischen Zementwerke lag im Jahr 2002 bei $10,31 \text{ mg/Nm}^3$ (Jahresmittelwert; 10 % O_2); die minimale Konzentration bei $4,76 \text{ mg/Nm}^3$; die maximale bei 19 mg/Nm^3 [HACKL & MAUSCHITZ, 2003].

10.6.2 Abfallverbrennungsanlagen

Die europäische Verordnung über die Verbrennung von Abfällen (2000/76/EG) wurde in Österreich durch die Abfallverbrennungsverordnung (BGBl. II Nr. 389/2002) umgesetzt. Diese trat am 1.11.2002 in Kraft und regelt u.a. die Emissionen in die Luft. Für bestehende Anlagen gibt es eine Übergangsfrist bis 28.12.2005.

Vor der Umsetzung der Abfallverbrennungsrichtlinie wurden die Emissionen aus Abfallverbrennungsanlagen durch das Luftreinhaltegesetz für Kesselanlagen (LRG-K, BGBl. Nr. 380/1988 idgF) und die Luftreinhalteverordnung für Kesselanlagen (LRV-K, BGBl. Nr. 19/1989 idgF) bzw. die Verordnungen über die Verbrennung gefährlicher Abfälle (BGBl. II Nr. 22/1999 und BGBl. II Nr. 32/1999) geregelt.

Die Staubemissionen für reine Abfallverbrennungsanlagen sind gemäß dieser Verordnung mit 10 mg/Nm^3 (Sauerstoffbezug: 11 %) als Tagesmittelwert und Halbstundenmittelwert

begrenzt. Für Mitverbrennungsanlagen wird der Grenzwert nach einer Mischungsregel bestimmt. In Tabelle 80 sind die Staubemissionen und die Werte der Genehmigung für Staub der österreichischen Abfallverbrennungsanlagen zusammengefasst.

Tabelle 80: Staubemissionen und Bescheidwerte für Staub der österreichischen Abfallverbrennungsanlagen [STUBENVOLL et al., 2002]. HMW: Halbstundenmittelwert.

Anlage	Bescheidwert [mg/Nm ³ ; 11 %O ₂]	Staubemissionen (HMW) [mg/Nm ³ ; 11 %O ₂]		
		Min	Durchschnitt	Max
Flötzersteig	25	0,5	2,1	9,1
Spittelau	15	0	0,8	12,6
Wels	8		<0,5	
Simmeringer Haide	10		<0,05 (Drehrohr) 0,6 (Wirbelschicht)	
AVE RV Lenzing	8		0,6	
ABRG Arnoldstein	20		1,5	
Zistersdorf	8	Geplante Anlage		
Dürnrohr	8	Anlage in Bau		
Niklasdorf	8	Geplante Anlage		

Die BAT Staub Werte für Abfallverbrennungsanlagen wurden im 2. Meeting der TWG⁴¹ im Dezember 2004 wie folgt festgelegt: HMW 1-20 mg/Nm³; split view: 1-10 mg/Nm³; Tagesmittelwert: 1-5 mg/Nm³.

10.6.3 Glasanlagen

Die Emissionen aus Anlagen zur Glaserzeugung sind derzeit durch die Glasanlagenverordnung (BGBl. 498/1994) begrenzt. Der darin enthaltene Staubgrenzwert liegt bei 50 mg/Nm³ (Halbstundenmittelwert). Der Sauerstoffbezug für flammenbeheizte Glaswannen beträgt 8 %, für Hafenöfen und Tageswannen 13 %, für Sauerstoffwannen 11 %. Derzeit befindet sich eine Novelle zur Glasanlagenverordnung in Begutachtung, wobei eine Senkung des Grenzwertes vorgesehen ist.

Der BAT Bereich für Anlagen zur Glasherstellung liegt bei 5-20 mg/Nm³, wobei kein Zeitbezug angegeben ist. In der TA Luft ist ein Staubgrenzwert von 20 mg/Nm³ angegeben, mit der Ausnahme, dass Altanlagen mit Elektrofilter unter bestimmten Bedingungen 30 mg/Nm³ nicht überschreiten dürfen.

Staubemissionen (Halbstundenmittelwerte) aus österreichischen Glasanlagen liegen bei E-Wannen zwischen 0,5 und 3,1 mg/Nm³, für gasbefeuerte Anlagen zwischen 6,8 und 9,6 mg/Nm³ [SZEDNYJ, 2002].

⁴¹ Technical Working Group

10.6.4 Großfeuerungsanlagen

In Tabelle 81 sind Emissionsgrenzwerte für Großfeuerungsanlagen > 50 MW aus der LRV-K (Luftreinhalteverordnung für Kesselanlagen BGBl. Nr. 19/1989 idgF), dem LRG-K (Luftreinhaltegesetz Kesselanlagen BGBl. Nr. 380/1988 idgF) und des EG-K (Emissionsschutzgesetz für Kesselanlagen BGBl. I Nr. 150/2004) zusammengefasst. Das EG-K hat mit 1.1.2005 das Luftreinhaltegesetz für Kesselanlagen (LRG-K;), welches für Anlagen die vor dem 1.1.1989 in Betrieb genommen wurden, oder deren Errichtung zu diesem Zeitpunkt bewilligt war, gegolten hat, abgelöst. Die Geltungsbestimmungen des EG-K finden sich in §24:

§ 24. (1) Die Emissionen in die Luft von Dampfkesselanlagen mit einer Brennstoffwärmeleistung kleiner 50 MW, die vor dem 1. Jänner 1989 in Betrieb genommen wurden oder deren Errichtung zu diesem Zeitpunkt auf Grund bundesgesetzlicher Bestimmungen bewilligt war, dürfen die in der Anlage 1 oder in einer diese ersetzenden Verordnung nach § 4 Abs. 4 festgelegten Emissionsgrenzwerte nicht überschreiten. Für die Ermittlung der Emissionswerte einer solchen Dampfkesselanlage sind die in Anlage 2 oder in einer diese ersetzenden Verordnung nach § 4 Abs. 4 festgelegten Bestimmungen maßgeblich. Die Anlagen 1 und 2 treten mit dem In-Kraft-Treten von sie ersetzenden Bestimmungen von Verordnungen nach § 4 Abs. 4 außer Kraft. Die Bestimmungen der Abs. 2 und 3 bleiben hiervon unberührt.

(2) Die Abs. 1 und 4 gelten nicht, wenn die Dampfkesselanlage ab dem 1. Jänner 1992 nicht länger betrieben werden darf, als der zugeführten Brennstoffwärmemenge von 5.000 Volllaststunden entspricht. Unbeschadet des ersten Satzes gelten ab 1. Jänner 2016 für Dampfkesselanlagen mit einer Brennstoffwärmeleistung von 50 MW oder mehr die Emissionsgrenzwerte und Emissionsmessverfahren des Abs. 4. Sofern die Voraussetzungen, unter denen die Sanierung nicht erforderlich ist, nur auf Teile einer Dampfkesselanlage zutreffen, entfällt die Verpflichtung zur Sanierung nur für diese Teile. § 8 Abs. 2 Z 10 ist anzuwenden.

(3) Für Dampfkesselanlagen, die Abfälle gemäß Abfallwirtschaftsgesetz 2002 - AWG 2002, BGBl. I Nr. 102/2002, verbrennen oder mitverbrennen, gelten die Anlagen 1 und 2 bis zum Ablauf des 27. Dezember 2005. Die Abs. 4 bis 7 gelten nicht für Dampfkesselanlagen, die Abfälle gemäß AWG 2002 verbrennen oder mitverbrennen.

(4) Für Neuanlagen mit einer Brennstoffwärmeleistung von 50 MW oder mehr, die vor dem 27. November 2003 in Betrieb genommen wurden, gelten die Anforderungen der Anhänge III bis VII, Abschnitte A und des Anhanges VIII, Abschnitt A Abs. 2 bis 6, der Richtlinie 2001/80/EG zur Begrenzung von Schadstoffemissionen von Großfeuerungsanlagen in die Luft, ABl. Nr. L 309 vom 27.11.2001 S. 1, soweit sie über die Anforderungen der Anlagen 1 und 2 dieses Gesetzes und der Luftreinhalteverordnung für Kesselanlagen 1989, BGBl. Nr. 19/1989, in der Fassung BGBl. II Nr. 134/1997, hinsichtlich Emissionsgrenzwerte und Messverfahren hinausgehen. Die Bestimmungen dieses Absatzes treten mit dem In-Kraft-Treten von sie ersetzenden Bestimmungen von Verordnungen nach § 4 Abs. 4 außer Kraft. Die Bestimmungen der Abs. 2 und 3 bleiben unberührt.

(5) Für Neuanlagen mit einer Brennstoffwärmeleistung von 50 MW oder mehr, die nach dem im Abs. 4 genannten Zeitpunkt in Betrieb genommen wurden, gelten die Anforderungen der Anhänge III bis VII Abschnitte B und des Anhanges VIII, Abschnitt A Abs. 2 bis 6, der Richtlinie 2001/80/EG zur Begrenzung von Schadstoffemissionen von Großfeuerungsanlagen in die Luft, ABl. Nr. L 309 vom 27.11.2001 S. 1, soweit sie über die Anforderungen der Luftreinhalteverordnung für Kesselanlagen 1989, BGBl. Nr. 19/1989, in der Fassung BGBl. II Nr. 134/1997, hinsichtlich Emissionsgrenzwerte und Messverfahren hinausgehen. Die Bestimmungen dieses Absatzes treten mit dem In-Kraft-Treten von sie ersetzenden Bestimmungen von Verordnungen nach § 4 Abs. 3 oder 4 außer Kraft. Die Bestimmungen der Abs. 2 und 3 bleiben unberührt.

(6) Der Betreiber einer im Abs. 4 oder 5 angeführten Anlage hat innerhalb einer Frist von einem Jahr nach In-Kraft-Treten dieses Gesetzes zu prüfen, ob die seine Anlage betreffenden Anforderungen des Abs. 4 oder 5 oder des § 4 Abs. 5 Anpassungsmaßnahmen erforderlich machen und gegebenenfalls der Behörde (§ 25) die getroffenen oder noch zu treffenden Anpassungsmaßnahmen mitzuteilen. Hat der Betreiber Maßnahmen im Sinne des ersten Satzes nicht ausreichend vorgesehen, so hat die Behörde entsprechende Maßnahmen mit Bescheid anzuordnen. Äußert sich die Behörde nicht, gilt die

Mitteilung bzw. gelten die mitgeteilten Maßnahmen nach Ablauf einer Frist von 6 Monaten als ausreichend zur Kenntnis genommen.

(7) Für bestehende Dampfkesselanlagen mit einer Brennstoffwärmeleistung von 50 MW oder mehr, gelten ab 1. Jänner 2008 die Bestimmungen des Abs. 4.

Im Falle von Mischfeuerungen gelten gleitende Grenzwerte entsprechend den jeweiligen Anteilen der Brennstoffwärmeleistung.

Tabelle 81: Grenzwerte für Staubemissionen aus Großfeuerungsanlagen.

LRG-K und EG-K (Anlage 1)			LRV-K		Großfeuerungsanlagen-Richtlinie		
Brennstoff (% O ₂)	Wärme- leistung (MW)	Grenzwert (mg/m ³ ; HMW)	Wärme- leistung (MW)	Grenzwert (mg/m ³ ; HMW)	Brennstoff (% O ₂)	Wärme- leistung (MW)	Grenzwert (mg/m ³ ; SMW, TMW)
Konv. – fest (6 % O ₂)	0,15 - 5 > 5	150 50	0,05 - 2 > 2	150 50	Feste (6 % O ₂)	≥ 500	50
						< 500	100
						50 – 100**	50
						> 100**	30
Konv. – flüssig, gasförmig (3 % O ₂)	2 - 10	HS: 110 HM: 80 HL: 50 HEL: 30 Gas: 10	2 - 30	HS: 60 HM: 60 HL: 50 HEL: 30 Gas: 5	Flüssige (3 % O ₂)	> 50	50
						50 – 100**	50
						>100**	30
Konv. – flüssig, gasförmig (3 % O ₂)	10 - 50	HS: 80 HM: 60 HL: 50 HEL: 30 Gas: 10	30 - 50	HS: 50 HM: 50 HL: 35 HEL: 30 Gas: 5	Gasförmige (3 % O ₂)	> 50	5
						Regelfall für neue und alte Anlagen	
Konv. – flüssig, gasförmig (3 % O ₂)	> 50	HS: 50 HM: 50 HL: 50 HEL: 30 Gas: 10	> 50	HS: 35 HM: 35 HL: 35 HEL: 30 Gas: 5			

HS.. Heizöl schwer; HM.. Heizöl mittel; HL.. Heizöl leicht; HEL.. Heizöl extra leicht

** Anzuwenden für Neuanlagen

Die Bescheidwerte für Staub von einigen österreichischen Großfeuerungsanlagen liegen deutlich unter den gesetzlichen Grenzwerten, zwischen 1 und 30 mg/Nm³ [BÖHMER et al., 2003]. Tabelle 82 gibt einen Überblick über die Staubemissionen aus ausgewählten Kraftwerken in Österreich.

Tabelle 82: Staubemissionswerte ausgewählter Kraftwerke [BÖHMER et al., 2003].

Anlage	Grenzwert	Staub-Emissionen [mg/Nm ³] (3 % oder 6 % O ₂ ; Betreiberangaben)
St. Andrä 2	50	<10-20
Voitsberg 3	50	10-30
Zeltweg	50	10
Dürnröhr 1	50	5
Riedersbach 1	50	2,5-5
Riedersbach 2	50	4-6
Mellach	50	1-10
Neudorf/Werndorf 1+2	10-50	1-10
Linz Mitte	50	8-26
Simmering III	35	25-30
Salzburg Nord	20	0

Im November 2004 wurde der Final Draft des BAT Dokuments über Großfeuerungsanlagen fertiggestellt. Die darin enthaltenen BAT Werte sind in Tabelle 83 zusammengefasst.

Tabelle 83: Vorschlag für BAT Werte aus Großfeuerungsanlagen (BREF Final Draft, November 2004).

Anlage	50-100 MW		100-300 MW		> 300 MW	
	[mg/Nm³]		[mg/Nm³]		[mg/Nm³]	
Kohlegefeuerte Anlagen						
Neue Anlagen	5-20	Elektrofilter (ESP) Gewebefilter (FF)	5-20	ESP / FF mit Entschwefelungsanlage	5-10	ESP / FF mit Entschwefelungsanlage
Altanlagen	5-30		5-25		5-20	
Biomasse und Torf						
Neue Anlagen	5-20	FF/ESP	5-20	FF/ESP	5-20	FF/ESP
Altanlagen	5-30		5-20		5-20	
Flüssige Brennstoffe						
Neue Anlagen	5-20	FF/ESP	5-20	ESP / FF mit Entschwefelungsanlage	5-10	ESP / FF mit Entschwefelungsanlage
Altanlagen	5-30		5-25		5-20	
Gasbefeuerte Anlagen <5 mg/Nm³						

10.6.5 Eisen- und Stahl-Herstellung

Zur Begrenzung der Emissionen in die Luft gibt es in Österreich die Verordnung für Anlagen zur Erzeugung von Eisen und Stahl (BGBl. Nr. II 160/1997) – diese gilt für Elektrolichtbogenöfen und Hochöfen – sowie die Verordnung für Anlagen zum Sintern von Eisenerzen (BGBl. II Nr. 163/1997). Der Sauerstoffbezug der Eisen- und Stahl-Verordnung liegt bei 3 % für flüssige und gasförmige Brennstoffe, sowie für reinen Sauerstoff, bei 6 % für feste Brennstoffe und 5% für Wärmebehandlungsöfen.

Der Sauerstoffbezug der Sinteranlagenverordnung liegt bei 3 % für flüssige und gasförmige Brennstoffe, sowie für reinen Sauerstoff, bei 6 % für feste Brennstoffe.

Tabelle 84: Übersicht über Grenzwerte der nationalen Verordnungen, und BAT-Richtwerte für Staub aus Anlagen der Eisen-Stahl- Herstellung.

Staub- quelle	Eisen-Stahl-Herstellung		Sinteranlagen	
	BGBI. II Nr. 160/1997 [mg/Nm ³] *) **)	BAT-Wert [mg/Nm ³ ; TMW; kein O ₂ Bezug]	BGBI. II Nr. 163/1997 [mg/Nm ³] *) **)	BAT-Wert [mg/Nm ³ ; TMW]
Hochofen	50	10 (Winderhitzer, Gichtgas) 1-15 (Gießhallenent- staubung)	50	50 (- Fortschritt. E-Filter; -Vorentstaubung und Hochdruckwäscher) 10-20 (E-Filter und Gewebefilter)
Konverter	50	k.A.		
Elektro- lichtbo- genofen	20	5/15 ^(A) (Gewebefilter) 20-30 (E-Filter)		
sonstige	50 ^{a)} , 10 ^{b)} , sonst 20			

^{a)} auch für Vakuumschmelzanlagen, Elektroschlacke-Umschmelzanlagen, Flämmereien und Sekundärentstaubungseinrichtungen

^{b)} für Feuerverzinkungsanlagen

^(A) Altanlagen

*) Sauerstoffbezüge:

3 % für flüssigen, gasförmigen Brennstoff

3 % für reinen Sauerstoff

6 % für festen Brennstoff

5 % für Wärmebehandlungsöfen

**) Dieser Emissionsgrenzwert gilt als überschritten, wenn innerhalb eines Kalenderjahres

* Ein Tagesmittelwert den Emissionsgrenzwert überschreitet: TMW werden als arithmetisches Mittel aus allen Beurteilungswerten eines Kalendertages gebildet, oder

* Mehr als 3 % der Beurteilungswerte den Grenzwert um mehr als 20 % überschreiten, oder

* Ein Halbstundenmittelwert das Zweifache des Emissionsgrenzwerts überschreitet.

Im Zuge der Erweiterung des integrierten Hüttenwerks der voestalpine am Standort Linz (Projekt Linz 2010) wurden im UVP Bescheid umfangreiche Maßnahmen zur Reduktion von Staub festgelegt [UVP Bescheid Linz 2010; www.ooe.gv.at/aktuell/voest/index.htm].

In der Abluft des Sinterbandes, welche derzeit mit einem Waschsystem (Airfine Verfahren) Emissionen von 48 mg/Nm³ [BÖHMER et al., 2001] erreicht, darf ab 31. Oktober 2007 der Reststaubgehalt in der gereinigten Abluft 20 mg/Nm³ als HMWmax nicht überschreiten. Zudem sind im Bereich Sinteranlage Maßnahmen für Sinterkühler und Raumentstaubung vorgesehen.

Im Bereich Hochöfen ist bei den HO 5 und 6 eine Gießhallenentstaubung vorgesehen, wobei die in die Umgebung freigegebene entstaubte Abluft 10 mg/Nm³ Staub als HMWmax nicht überschreiten darf. Weitere Staub relevante Maßnahmen im Bereich Hochöfen sind die Gichtgasrückführung für Gichtgasbunkerentspannung sowie eine zusätzliche Entstaubung für die Koksbeschickung. Gemäß UMWELTERKLÄRUNG (2003a) betrug der Jahres-

mittelwert der Staubemissionen nach der bestehenden Gießhallenentstaubung beim Hochofen A 12-14 mg/Nm³ und liegt noch innerhalb des BAT Bereichs.

Im Bereich Stahlwerk sind eine Erweiterung der Sekundärentstaubungsanlage und begleitende Maßnahmen zur Minimierung der diffusen Staubemissionen bis zum 31. März 2006 vorgesehen. Dabei ist eine zusätzliche Sekundärentstaubung 2.2 mit dem Ziel einer Minimierung der Wahrscheinlichkeit eines gleichzeitigen Ausfalls beider Sekundärentstaubungsanlagen geplant. Die nach den Filtern der neuen Sekundärentstaubung 2.2 in die Umgebung abgegebene gereinigte Abluft darf 10 mg/Nm³ Staub als HMWmax nicht überschreiten.

Im integrierten Hüttenwerk voestalpine Stahl Donawitz wurde, um die gesetzlichen Auflagen einhalten zu können, neben dem bestehenden Elektrofilter eine Tuchfilteranlage im Oktober 2002 in Betrieb genommen. Die Auswertung der kontinuierlichen Emissionsmessung bei der Sinteranlage am Standort Donawitz zeigt Emissionen < 20 mg/Nm³ als Monatsmittelwert [UMWELTERKLÄRUNG, 2003]. Die Emissionen aus dem Konverter am Standort Donawitz betragen 25,3 mg/Nm³ und liegen damit deutlich unter dem Grenzwert [UMWELTERKLÄRUNG, 2003].

10.6.6 Nichteisenmetall-Herstellung

In Österreich sind Emissionen luftverunreinigender Stoffe aus Anlagen zur Erzeugung von Nichteisenmetallen in der „Nichteisenmetallverordnung“ (BGBl. II Nr. 1/1998) auf Basis des § 82 Abs. 1 GewO 1994 geregelt. Diese Verordnung gilt für genehmigungspflichtige und für bereits genehmigte Anlagen zur Erzeugung von Nichteisenmetallen. Altanlagen, die vor Inkrafttreten der Verordnung bereits genehmigt waren, müssen der Verordnung spätestens fünf Jahre nach Inkrafttreten entsprechen.

Die Nichteisenmetallverordnung schreibt Emissionsgrenzwerte für Staub, Gesamtkohlenstoff und Benzo(a)pyren, HCl, HF, Chlor, Schwefeldioxid, Kohlenmonoxid, Stickoxide sowie für die Schwermetalle vor. Alle Emissionsgrenzwerte müssen auf trockenes Rauchgas bei 0 °C und 1013 hPa bezogen werden.

Der BAT Bereich für Staubemissionen liegt in Abhängigkeit von der Staubcharakteristik bei 1-5 mg/Nm³; für Ferrolegierungen bei < 5 mg/Nm³ (Gewebefilter) bzw. < 10 mg/Nm³ (Wä-scher). Der Zeitbezug für die BAT Emissionswerte wird als Tagesmittelwert unter Standardbedingungen (273 K, 101,3 kPa, gemessenes O₂) angeführt.

Einer österreichischen Sekundärkupferhütte wurde im Genehmigungsbescheid ein Staubgrenzwert von 10 mg/Nm³ nach dem Schachtofen vorgeschrieben. Emissionswerte liegen unter dem Bescheidwert. Für den Asarco-Ofen und den Anodenofen gilt ein Bescheidwert von 20 mg/Nm³. Dieser wird eingehalten. Für den Konverter gilt der Grenzwert laut NE-Metallverordnung (20 mg/Nm³), dieser wird ebenfalls eingehalten. Für die Grenzwerte sind keine Zeitbezüge angegeben.

In einer österreichischen Anlage zur Sekundäraluminiumproduktion liegt der Bescheidwert für Staub bei 20 mg/Nm³, die gemessenen Emissionen im Bereich <0,15-0,4 mg/Nm³ (Closed Well Ofen). Reingaswerte für Staub der den Drehtrommelöfen und Gießöfen nachgeschalteten Trockenreinigungsanlage liegen im Bereich 2,1-2,2 mg/Nm³. Staubwerte einer Sekundäraluminiumproduktion mit Dreh-Kippofen liegen im Bereich von 2,7-4,7 mg/Nm³.

Messwerte für Staub einer weiteren österreichischen Anlage zur Sekundäraluminiumproduktion liegen zwischen < 5-6 mg/Nm³ (HMW; Closed Well Ofen).

Emissionsdaten der österreichischen Sekundärbleihütte sind in der Umwelterklärung des Unternehmens ersichtlich. In dieser Erklärung wird berichtet, dass die Emissionsgrenzwerte der einzelnen Anlagenbereiche laut Bescheid des Amtes der Kärntner Landesregierung der Nichteisenmetallverordnung (BGBl. II Nr. 1/1998 - Verordnung des Bundesministers für wirtschaftliche Angelegenheiten über die Begrenzung der Emission von luftverunreinigenden Stoffen aus Anlagen zur Erzeugung von Nichteisenmetallen) entstammen.

Laut § 4 Abs. 3 der Nichteisenmetallverordnung darf bei Schmelz- und Raffinationseinrichtungen für Blei und Zink und deren Legierungen nach Maßgabe des § 5, der somit für diese Art von Anlagen als *lex specialis* zu qualifizieren ist, der Emissionsgrenzwert für staubförmige Emissionen von 10 mg/m^3 nicht überschritten werden. Gemäß § 5 Abs. 1 gelten diese Emissionsgrenzwerte bei kontinuierlichem Betrieb der Anlage in Voll- oder Teillast (Dauerbetrieb) einschließlich des Chargierens. Bei Schmelzöfen dürfen bei Brennstoffumstellungen oder Änderungen bei der Zugabe des Rohmaterials oder der Zuschlagstoffe (Rezeptänderungen) diese Emissionsgrenzwerte überschritten werden, wenn und soweit diese Überschreitungen prozessbedingt unumgänglich sind und der Anlagenbetreiber für eine Überwachung und Aufzeichnung dieser Überschreitungen Sorge trägt.

Der Emissionsgrenzwert für Gesamtstaub lag bei 5 mg/m^3 (Bescheid vom 2.2.1999), die gemessenen Emissionen betrugen $< 1\text{-}2 \text{ mg/Nm}^3$.

2001 wurde der Bescheidwert (Gesamtstaub) auf Antrag des Anlagenbetreibers auf 20 mg/m^3 geändert. Laut dem Bescheid aus 2001 sind Filterüberwachungsgeräte mit einer Auslöseschwelle (Alarm) von zumindest 10 mg/m^3 Staub zu errichten.

Der Bescheidwert für Staub eines Ferrovanadinerzeugers liegt bei 5 mg/Nm^3 , jener eines Ferronickelerzeugers bei 2 mg/Nm^3 . Die tatsächlich erreichten Emissionen an Staub liegen deutlich unter den angeführten Bescheidwerten.

10.6.7 Papier- und Zellstoffproduktion

Die Luftreinhalteverordnung für Kesselanlagen regelt u.a. den Betrieb für Dampfkesselanlagen, welche nach dem 1.1.1989 in Betrieb genommen wurden. Für ältere Dampfkesselanlagen, für die das Luftreinhaltegesetz für Kesselanlagen galt, gilt seit 1.1.2005 das EG-K (Emissionsschutzgesetz – Kesselanlagen BGBl. I Nr. 150/2004; Geltungsbestimmungen siehe auch Kapitel 10.6.4). In diesen Verordnungen/Gesetzen werden u. a. Grenzwerte für Emissionen von mit Holz befeuerten Dampfkesselanlagen (z. B.: Rindenverbrennungskesseln), sowie Grenzwerte für Emissionen aus Laugenverbrennungskesseln der Zellstoffherzeugung angegeben. Die Grenzwerte sind in Tabelle 85 und Tabelle 86 dargestellt.

Tabelle 85: Grenzwerte für Laugenverbrennungskesseln (LRG-K, BGBl. Nr. 380/1988 idgF.; LRV-K, BGBl. Nr. 19/1989 idgF.).

LRG-K; EG-K (Anlage 1) (mg/m^3 ; HMW; 5 % O_2)	LRV-K (mg/m^3 ; HMW; 5 % O_2)	BAT (mg/m^3 ; TMW)
Sulfatprozess: 100 Sulfitprozess: 100	Sulfatprozess: 50 Sulfitprozess: 50	Sulfatprozess: 30 - 50 Sulfitprozess: 5 - 20

Tabelle 86: Grenzwerte für Holz, Torf, Hackgut, Rinde, Holzreste (LRG-K, BGBl. Nr. 380/1988 idgF.; LRV-K, BGBl. Nr. 19/1989 idgF.).

LRG-K; EG-K (Anlage 1)		LRV-K (Holzbrennstoffe)	
Wärmeleistung (MW)	Grenzwert (mg/m ³ ; HMW; 13 % O ₂)	Wärmeleistung (MW)	Grenzwert (mg/m ³ ; HMW; 13 % O ₂)
0,15 – 2	150	0,05 – 2	150
2 – 5	120	2 – 5	50
> 5	50	> 5	50

Einzelmesswerte von Laugenverbrennungskesseln der Papier- und Zellstoffindustrie liegen zwischen 2 und 40 mg/Nm³; jene aus dem Sulfatprozess zwischen 2,6 und 36 mg/Nm³ (Jahr 2003) .

10.6.8 Eisenmetallverarbeitung

Warmwalzwerke

Emissionen aus Warmwalzwerken sind in der Verordnung für Anlagen zur Erzeugung von Eisen und Stahl (BGBl. II Nr. 160/1997) geregelt.

Staubemissionsgrenzwerte des BGBl. II Nr. 160/1997:

- Erschmelzen und Vergießen von Roheisen: 50 mg/Nm³;
- Flämmen: 50 mg/Nm³;
- Feuerverzinken: 10 mg/Nm³.

Bei der Erstellung des BAT Dokuments konnte sich die TWG für Flämmereien und das Schleifen auf keinen Wert einigen. Ein Teil der Arbeitsgruppe vertrat 5 bzw. 10 mg/Nm³ (TMW) beim Einsatz von Gewebefiltern bzw. Elektrofiltern, ein anderer Teil 20 bzw. 50 mg/Nm³ (TMW) beim Einsatz von Gewebefiltern bzw. Elektrofiltern.

Bei einer Einzelmessung bei einer österreichischen Flämmerei wurde ein Wert von 48 mg/Nm³ gemessen [BÖHMER et al., 2001].

Interne Messungen an zwei Bandschleifanlagen in Österreich lieferten Staubwerte von 2,3 mg/Nm³ bzw. von 2 mg/Nm³. Diese Messungen zeigen, dass ein Wert von 5 mg/Nm³ einhaltbar ist [BÖHMER et al., 2001].

Über kontinuierliche Schmelztauchoberflächenbehandlung und diskontinuierliche Verzinkung liegen keine Emissionswerte österreichischer Anlagen vor.

10.6.9 Feuerungsanlagen auf Basis von Holzbrennstoffen

Für Feuerungsanlagen auf Basis von Holzbrennstoffen gelten in Österreich Grenzwerte gemäß Emissionsschutzgesetz für Kesselanlagen (EG-K, BGBl. I Nr. 150/2004), LRV-K (BGBl. Nr. 19/1989 idgF.) und der Feuerungsanlagen-Verordnung (FAV, BGBl. II Nr. 331/1997), die in nachstehender Tabelle zusammengefasst sind. Die Geltungsbereiche des EG-K und LRV-K sind in Kapitel 10.6.4 nachzulesen.

Die FAV gilt für genehmigungspflichtige Anlagen mit einer Nennwärmeleistung von 50 kW oder mehr. Die Emissionsgrenzwerte bzw. Grenzwerte für den Abgasverlust gelten nicht für

Feuerungsanlagen in gewerblichen Betriebsanlagen, für die Verordnungen gemäß § 82 Abs.1 GewO 1994 Emissionsvorschriften für Verbrennungsgase erlassen wurden. Die FAV gilt nicht für Feuerungsanlagen in denen die Verbrennungsgase unmittelbar zum Erwärmen bzw. Erhitzen oder Trocknen oder zu einer anderweitigen Behandlung von Gegenständen oder Materialien verwendet werden, in denen Abfälle (gemäß AWG) eingesetzt werden, die nachweislich nicht mehr als 250 Stunden jährlich betrieben werden, in Verbrennungskraftmaschinen und Gasturbinen, in Dampfkesselanlagen einschließlich Abhitzeessel, zur Nachverbrennung anderer Abgase. Die Behörde hat im Einzelfall auf Antrag mit Bescheid eine Überschreitung von in dieser Verordnung vorgesehenen Emissionsgrenzwerten zuzulassen, wenn und soweit diese Überschreitung nach dem für die jeweiligen Feuerungsanlagen bestehenden Stand der Technik (§ 71a GewO 1994) wegen der zur Erfüllung des Verwendungszwecks erforderlichen Besonderheit der Feuerungsanlagen nachweislich nicht vermieden werden kann.

Tabelle 87: Grenzwerte gemäß EG-K und LRV-K für Anlagen auf Basis von Holzbrennstoffen.

LRV-K	< 2 MW	2-5 MW	>5 MW
Grenzwerte für Holzbrennstoffe [mg/Nm ³]	150	120 ab 1.1.1997: 50	50
EG-K	< 2 MW	2-5 MW	>5 MW
Grenzwerte für Rinde, Holz, Torf, Hackgut [mg/Nm ³]	150	120	50

Tabelle 88: Grenzwerte für Holzfeuerungsanlagen gemäß FAV.

Staubgrenzwert [mg/Nm ³] **) in Abhängigkeit der Anlagengröße					
< 0,1 MW	> 0,1-0,35 MW	> 0,35-2 MW	> 2-5 MW	> 5-10 MW	> 10 MW
150	150	150	50	50	50

**) Dieser Emissionsgrenzwert gilt als überschritten, wenn innerhalb eines Kalenderjahres

* ein Tagesmittelwert den Emissionsgrenzwert überschreitet: TMW werden als arithmetisches Mittel aus allen Beurteilungswerten eines Kalendertages gebildet, oder

* mehr als 3 % der Beurteilungswerte den Grenzwert um mehr als 20 % überschreiten, oder

* ein Halbstundenmittelwert das Zweifache des Emissionsgrenzwerts überschreitet.

Im Anhang 5 werden ausgewählte Abscheidetechniken für kleine Feuerungsanlagen beschrieben. Ergebnisse aus Messungen bei Kleinfeuerungsanlagen, sowie Bescheid- und Messwerte bei Biomassefernheizwerken sind nachfolgend dargestellt.

Staubemissionen von Biomassefernheizwerken

In Österreich waren Ende 2002 775 Biomasse Fernwärmeanlagen mit 878 MW Leistung in Betrieb [LANDWIRTSCHAFTSKAMMER NÖ, 2003]. In Tabelle 89 sind Staubemissionen und Grenzwerte von drei österreichischen Anlagen dargestellt.

Tabelle 89: Emissionswerte von Biomasse Fernheizwerken (Werte bezogen auf 13 % O₂).

Anlage	Leistung	Staub GW [mg/Nm ³]	Eingesetzte Brennstoffe	Staubmesswert [mg/Nm ³]
Biomasse Fernheizwerk Lienz [OBLASSER, 2004]	30 MW thermisch 1,1 MW elektrisch	20	Waldhackgut Sägenebenprodukte	5,6
Biomasse Fernheizwerk Kufstein [OBLASSER, 2004]	30 MW thermisch 6,5 MW elektrisch	5	Waldhackgut Sägenebenprodukte	<5
Geplante Biomassenanlage in Wien	62,5 MW Brennstoffwärmeleistung	10	Behandelte und unbehandelte Biomasse	

Staubmessprogramm der TU Graz bei Biomassefeuerungsanlagen

Die TU Graz hat bei den in Tabelle 90 dargestellten Biomassefeuerungsanlagen Staub- und Aerosolmessprogramme durchgeführt.

Tabelle 90: Anlagen bei denen Messungen durchgeführt wurden [OBERNBERGER et al., 2001].

	Kesselnennleistung [kW]	Feuerung	Staubabscheidung
Heizwerk 1 (HW 1)	4.000 1.400	Unterschubfeuerung	ESP für beide Linien; bei Versuchen nur die kleine Anlage in Betrieb (ESP 1)
Heizwerk 2 (HW 2)	3.000 4.000	Rostfeuerung	Multizyklone zur Vorentstaubung je Linie und Rauchgaskondensationsanlage für beide Linien (RGK 1 und RGK 2)
Heizkraftwerk 3 (HW 3)	3.200 4.000	Unterschubfeuerung Vorschubrostfeuerung	
Heizwerk 4 (HW 4)	10.000	Vorschubrostfeuerung	Multizyklon und Faserstofffilter
Heizwerk 5 (HW 5)	6.300	Vorschubrostfeuerung	Multizyklon und ESP (ESP 2)
Versuchsanlage (VA)	440	Wanderrost bzw. Flachschrubrost	Rotierender Partikelabscheider (RPA)

In Tabelle 91 sind die Ergebnisse der Messungen zusammengefasst. Beim Vergleich der Daten muss berücksichtigt werden, dass die Randbedingungen, wie eingesetzte Feuerungstechnologie, Art des Brennstoffes und Anlagenauslastung für die unterschiedlichen getesteten Staubabscheidetechnologien nicht dieselben waren. Trotzdem wurde in OBERNBERGER et al. (2001) eine Bewertung auf Basis des Schulnotensystems durchgeführt, die auch in Tabelle 91 dargestellt ist (1.. sehr gut; 2.. gut; 3.. befriedigend; 4.. schlecht; 5.. sehr schlecht).

Tabelle 91: Gemessene Abscheidung von groben Flugaschepartikeln und Partikeln in verschiedenen Staubabscheidern und ihre Bewertung [OBERNBERGER et al., 2001].

	Multizyklon	RPA	RGK 1	RGK 2	ESP 1	ESP 2	Faserstofffilter
Anlage	HW 3	VA	HW 2	HW 3	HW 1	HW 5	HW 4
Eingesetzte Brennstoffe	Hartholzmischung	Weide, Buche, Altholz	Rinde	Hartholzmischung	Hartholzmischung	Furnierreste, Rinde	Altholz
Anlagenleistung [% Nennleistung]	90	90-106	70	50	25	80-100	60-85
TSP Mittelwert Rohgas [mg Nm ⁻³]	109	320		113	260	132	433
TSP Mittelwert Reingas [mg Nm ⁻³]	74	50		20	< 10	32	< 2
Abscheidung* grobe Flugasche	2	1	1	1	1	1	1
Partikel Mittelwert Rohgas [mg Nm ⁻³]	20-35	30-108	60-110	26-36	90-120	35-58	72-98
Partikel Mittelwert Reingas [mg Nm ⁻³]	22-35	20-66	36-55	22-26	< 10	6-8	0,4-0,7
Abscheidung* Partikel	5	3	3	3	2	2	1

* 1.. sehr gut; 2.. gut; 3.. befriedigend; 4.. schlecht; 5.. sehr schlecht

Es wird deutlich, dass alle getesteten Staubabscheidetechnologien für die Abscheidung grober Flugaschepartikel gut bis sehr gut geeignet sind. Bezüglich der Aerosolabscheidung (Korngrößenbereich < 1 µm) ergeben sich vier Gruppen [OBERNBERGER et al., 2001]:

- Keine nennenswerte Abscheideeffizienz: Multizyklone
- Befriedigende Abscheideeffizienz von 40 - 60 % der eintretenden Aerosolmasse: rotierende Partikelabscheider; Rauchgaskondensationsanlagen unter der Voraussetzung, dass die Kondensatorstufe gut ausgelastet ist
- Gute Aerosolabscheider: Elektrostatische Abscheider, wobei jedoch Optimierungspotenzial bezüglich der Abscheidung auf das betreffende Entstaubungsproblem vorhanden ist
- Höchste Aerosolabscheideeffizienz aller untersuchten Technologien: Faserstofffilter

Zum Vergleich werden nachfolgend Emissionsmessungen bei Biomasseanlagen in Deutschland dargestellt.

Emissionsmessungen bei Biomasseanlagen bzw. Holzfeuerungsanlagen in Deutschland

Durch den TÜV wurden im Auftrag des bayerischen Landesamts für Umweltschutz Emissionen bayerischer Biomassefeuerungsanlagen gemessen. Bei der Auswahl der Anlagen

wurden die eingesetzten Brennstoffe, die Anlagengröße, die vorhandenen Feuerungs- und Abreinigungstechniken berücksichtigt. Gemessen wurde schlussendlich bei drei neuen Anlagen unterschiedlicher Größe, die in Tabelle 92 charakterisiert sind.

Tabelle 92: Charakterisierung der Anlagen [FRIEß & HUBER].

	Anlage E	Anlage C	Anlage A
Feuerung	Vorschubrostfeuerung	Wassergekühlte Vorofenfeuerung	Wassergekühlte Vorofenfeuerung
Abgasreinigung	Keine Vorabscheidung ESP; 2 Kammern, 7 Gassen, ausgelegt bis $3,5 \text{ g m}^{-3}$ Rohstaubgehalt bei $45.000 \text{ Bm}^3 \text{ h}^{-1}$	Zyklon Schlauchfilter mit PTFE Fasern, ausgelegt auf 200 mg m^{-3} bei $4.500 \text{ Bm}^3 \text{ h}^{-1}$	Multizyklon ESP ausgelegt bis $1,2 \text{ g m}^{-3}$ Rohstaubgehalt bei $2400 \text{ Bm}^3 \text{ h}^{-1}$
Feuerungswärmeleistung	11 MW	950 kW	600 kW
Betrieb	Ganzjährig	Winter	Winter

In Abhängigkeit von der Auslegung der Abgasreinigung sowie dem eingesetzten Brennstoff decken die mittleren Staubemissionen einen weiten Bereich ($3\text{-}187 \text{ mg m}^{-3}$) ab. Messergebnisse sind in Tabelle 93 dargestellt.

Tabelle 93: Roh- und Reingasgehalte in Abhängigkeit des eingesetzten Brennstoffes [FRIEß & HUBER].

	Anlage E	Anlage C	Anlage A
Reinstaubgehalte [mg/Nm^3]			
Holz	2,9	4,6	61
Holz/Ganzpflanzen	9,3		
Ganzpflanzen		19	
Holz/Stroh			124
Stroh			174-187
Verbrennung von Halmgütern			
Rohgasgehalte [mg/Nm^3]	602	791	789
Reingasgehalte [mg/Nm^3]	9,3	19	174
Abscheidegrad [%]	98	98	78

Beim Einsatz oder der Zumischung von halmgutartiger Biomasse (Ganzpflanzen/Stroh) sind in allen Anlagen um 3-4fach höhere Emissionen als beim alleinigen Einsatz von Holz festzustellen.

Durch die gleichzeitige Messung der Roh- und Reinstaubgehalte bei der Verbrennung von Halmgütern wurde die Wirksamkeit der Staubabscheidung untersucht. Sowohl der ESP der Anlage E als auch der Faserstofffilter mit Vorabscheider der Anlage C weisen einen hohen Abscheidegrad $> 98 \%$ auf. Dagegen besitzt die Entstaubungseinrichtung der Anlage A, ebenfalls ein ESP, nur einen Abscheidegrad von rund 78% .

Durch das UMEG (Zentrum für Umweltmessungen, Umwelterhebungen und Gerätesicherheit in Baden Württemberg) wurden an neun ausgewählten Anlagen im Leistungsbereich zwischen 1 und 15 MW (Feuerungswärmeleistung), bei denen unterschiedliche Holzbrennstoffe und Abgasreinigungsanlagen zum Einsatz kommen, die Partikelgrößenverteilungen der emittierten Stäube untersucht.

Es wurden in Abhängigkeit der installierten Rauchgasreinigung die in Tabelle 94 dargestellten Reststaubgehalte im Abgas gemessen:

Tabelle 94: Charakterisierung der Anlagen und Staubmesswerte [UMEG, 1999].

Anlage	1		2	3	4	5	6		7		8	9	
Abgasreinigung	Multizyklon					ESP			Multizyklon + ESP			Multizyklon + Rauchgas-kondensation	
Feuerungswärmeleistung [MW]	1,4		0,8	3	1,1	2	4,8		7,9	9,5	15	1,5	
Kesselleistung [%]	65	95	100	44	93	73	60	100	74	91	100	30	60
O ₂ [%]	10	9,3	10	11,1	16,2	11,3	10,7	9,2	7,6	7,4	8,7	9,3	9,5
Staub [mg m ⁻³]	194	172	251	184	123	27	15	11	23	27	7	24	31

Hinsichtlich der Partikelgröße zeigte sich, dass bei Anlagen mit Multizyklon die gemessenen Staubpartikel fast ausschließlich Partikelgrößen < 10 µm aufweisen, da grobe Teilchen durch die Fliehkraftwirkung gut abgeschieden werden. Die Anteile der Partikel < 2,5 µm liegen deutlich über 50 %. Die Konzentrationen der Partikelklassen mit sehr feinen Partikeln (< 2,5 µm und < 1 µm) liegen aufgrund der hohen Gesamtstaubwerte im Bereich zwischen 75 und 170 mg m⁻³.

Bei Anlagen mit elektrostatischen Abscheidern sind die Abstufungen zwischen den einzelnen Partikelklassen nicht so stark ausgeprägt, allerdings weisen die Partikel der Anlage 5 hauptsächlich Partikel < 10 µm auf.

Anlagen mit einer Kombination aus ESP und Multizyklon weisen ähnliche Partikelgrößenverteilungen wie Multizyklone auf. Allerdings sind die Gesamtstaubkonzentrationen deutlich niedriger.

Bei Anlage 9 ist dem Multizyklon ein kombiniertes Wasch- und Kondensationsmodul nachgeschaltet, in dem feine Staubpartikel ausgewaschen werden sollen. Durch diese Maßnahme konnten aber keine signifikanten Einflüsse auf das Emissionsverhalten festgestellt werden.

Den Versuchsergebnissen kann auch entnommen werden, dass die Partikelkonzentration hauptsächlich durch die Abreinigungseinrichtung beeinflusst wird [UMEG, 1999].

Schlussfolgerung

In der Luftreinhalteverordnung für Kesselanlagen (LRV-K, BGBl. Nr. 19/1989 idgF) wurden für Anlagen, in denen Holzbrennstoffe (das sind im Wesentlichen naturbelassenes Holz in allen Größen – Scheite, Späne, Schleifstaub, etc.; Rinde, Reisig, Zapfen sowie Restholz aus der industriellen oder gewerblichen Holzbe- und -verarbeitung und von Baustellen,

soweit das Holz nicht druckimprägniert ist, und keine Halogenverbindungen enthält) verfeuert werden, folgende Grenzwerte für Staubemissionen festgelegt:

Brennstoffwärmeleistung: < 2 MW: 150 mg/Nm³

Brennstoffwärmeleistung: > 2 MW: 50 mg/Nm³

Anlagen, in denen behandelte bzw. nicht naturbelassene Hölzer verbrannt werden, müssen die entsprechenden Grenzwerte gemäß Abfallverbrennungsverordnung (BGBl. II Nr. 389/2002) einhalten.

Bestimmte genehmigungspflichtige Feuerungsanlagen mit einer Nennwärmeleistung größer 50 kW unterliegen der FAV, deren Geltungsbereich in Kapitel 10.6.9 dargestellt ist. Die Grenzwerte für Holzfeuerungsanlagen gemäß FAV liegen bei 150 mg/Nm³ für Anlagen < 2 MW und 50 mg/Nm³ für Anlagen > 2 MW.

Durch die jüngsten Umsetzungen von EU-Recht könnten einige Anlagen, die bisher die Grenzwerte der LRV-K oder der FAV einhalten mussten, unter die AVVO oder das EG-K fallen.

Ein Vergleich dieser Grenzwerte mit Messergebnissen von Biomasseanlagen zeigt, dass bei Anlagen < 2 MW der Grenzwert von 150 mg/Nm³ beim Einsatz naturbelassener Hölzer und entsprechend ausgelegter Multizyklone eingehalten werden kann. Mit dem ausschließlichen Einsatz von Multizyklonen können jedoch üblicherweise Emissionswerte < 50 mg/Nm³ nicht erreicht werden.

Um bei Anlagen > 2 MW einen Grenzwert < 50 mg/Nm³ einzuhalten, ist die Installation von Filteranlagen, insbesondere Gewebefiltern, elektrostatischen Abscheidern, Multizyklonen in Kombination mit Rauchgaskondensationsanlagen oder nassen Wäschern unumgänglich. Wie die dargestellten Messungen gezeigt haben, werden mit derartigen Technologien Emissionen deutlich unter 50 mg/Nm³ erreicht.

Eine effiziente Staubabscheidung bei Holzgefeuerten Anlagen führt auch zur Reduktion der Schwermetallemissionen und vermindert die Emissionen von partikelgebundenen Dioxinen und Furanen. Diese können insbesondere dann freigesetzt werden, wenn behandelte Hölzer eingesetzt werden, müssen dann aber Grenzwerte für Abfall(mit)verbrennungsanlagen einhalten.

10.6.10 Gießereien

In der Verordnung für Gießereien (GewO, Vo Nr.447/1994) finden sich in § 3 die folgenden Grenzwerte für staubförmige Emissionen, eingeteilt nach Ofentypen und Anlagenarten.

- Gießereien für Stahl oder Gusseisen

§ Staubförmige Emissionen:

- bei Elektrolichtbogenöfen, Induktionsöfen und bei Kupolöfen mit Obergichtabsaugung bei einem Massenstrom von 0,5 kg/h oder mehr: 20 mg/m³;
 - bei Elektrolichtbogenöfen, Induktionsöfen und bei Kupolöfen mit Obergichtabsaugung bei einem Massenstrom von weniger als 0,5 kg/h: 50 mg/m³;
 - bei sonstigen Öfen: 50 mg/m³.
- Gießereien für Aluminium:

- § Staubförmige Emissionen im Abgas der Öfen bei einem Massenstrom von 0,5 kg/h oder mehr: 20 mg/m³.
- Gießereiöfen für Blei:
 - § Staubförmige Emissionen bei einem Massenstrom von 0,2 kg/h oder mehr: 10 mg/m³.
- Gießereiöfen für sonstige Metalle:
 - § Staubförmige Emissionen bei einem Massenstrom von 0,2 kg/h oder mehr: 20 mg/m³.
- Wärmeöfen oder Wärmebehandlungsöfen für Metalle in Gießereien, soweit nicht anderes bestimmt,
 - § Staubförmige Emissionen bei einem Massenstrom von 0,5 kg/h oder mehr: 20 mg/m³.
- Anlagenteile zur Sandaufbereitung, Formenherstellung sowie zum Putzen und Reinigen von Gussstücken
 - § Staubförmige Emissionen
 - bei Anlagenteilen, bei denen aus technischen Gründen nur Nassentstaubungseinrichtungen eingesetzt werden können: 50 mg/m³; wobei der Quarzfeinstaubanteil (SiO₂) bei einem Massenstrom von 25 g/h oder mehr den Wert von 5 mg/m³ nicht überschreiten darf;
 - bei sonstigen Anlagenteilen bei einem Massenstrom von 0,5 kg/h oder mehr: 20 mg/m³.
- Anlagenteile zur Kernherstellung und für den Gießereibetrieb sowie nicht unter oben genannte Kategorien fallende Anlagenteile für sonstige Arbeitsbereiche
 - § Staubförmige Emissionen bei einem Massenstrom von 0,5 kg/h oder mehr: 20 mg/m³

Die Einhaltung der Grenzwerte ist gemäß Anlage 2 der Verordnung für Gießereien zu überprüfen. Anlage 2 Punkt 1b) enthält folgende Anforderungen für Staub: Die Staubkonzentration im Abgas ist durch Bestimmung von drei Messwerten zu ermitteln und die Messdauer zur Erlangung eines Messwertes hat mindestens eine halbe Stunde zu betragen. Die Messungen sind nach dem im Anhang zu der Verordnung BGBl. Nr. 717/1993 wiedergegebenen Verfahren gemäß der ÖNORM M 5861-1 „Manuelle Bestimmung von Staubkonzentrationen in strömenden Gasen - Gravimetrisches Verfahren - Allgemeine Anforderungen“ vom 1. April 1993 durchzuführen.

Es wird kein genereller Bezugssauerstoffgehalt angegeben. In den meisten Fällen ist der Sauerstoffgehalt des unverdünnten Abgases der Bezugssauerstoffgehalt.

Im BAT Dokument "Smitheries and Foundries" finden sich folgende BAT assoziierte Emissionswerte für Staub. Alle Werte geben einen Durchschnitt über einen praktikablen Messzeitraum an. Wenn kontinuierliche Messungen möglich sind, handelt es sich um Tagesmittelwerte. Die Emissionen sind auf Standardbedingungen, d.h. 273 K, 101,3 kPa und trockenes Abgas bezogen:

- Endbearbeitung: 5 – 20 mg/Nm³;
- für Eisen Metall Schmelzen und Bearbeiten: 5 – 20 mg/Nm³;
- für Nicht-Eisen Metall Schmelzen und Bearbeiten: 1 – 20 mg/Nm³;
- für Gießen und Formen mit verlorenen Formen: 5 – 20 mg/Nm³;
- für Gießen mit Permanentformen (inkl. HPDC): 5 – 20 mg/Nm³.

Die BAT-Werte orientieren sich hauptsächlich an der deutschen TA Luft, die im Jahr 2002 neu veröffentlicht wurde. Dadurch ergibt sich für die meisten Bereiche eine Verringerung der Emissionen im Vergleich zur Gießereiverordnung aus dem Jahr 1994. Im Detaillierungsgrad ist jedoch die Verordnung über das BREF zu stellen.

Die Daten aus österreichischen Anlagen liegen im Bereich der BAT-Werte.

10.7 PM10-Emissionen der Bauwirtschaft

Im Allgemeinen können auf Baustellen verschiedene Tätigkeiten zu einer Staubbelastung führen, wobei die wichtigsten Quellen die folgenden sind:

- Abgasemissionen der verschiedenen Baugeräte und Fahrzeuge;
- Staubaufwirbelung beim Befahren von unbefestigten Straßen;
- Schütt- und Schneidvorgänge;
- Staub- und Schmutzeintrag auf öffentliche Straßen;
- Emissionen von organischen Partikeln bei Asphaltierungen und Abdichtarbeiten.

Dass die Abgasemissionen der Baustellenmaschinen erheblich sind, wurden in BUWAL (2002) und PISCHINGER (2000) gezeigt. Lt. BUWAL (2002) sind 25 % der Schweizer Dieselrußemissionen auf Baustellenmaschinen zurückzuführen, lt. PISCHINGER (2000) entsprechen in Österreich die Abgasemissionen der Baumaschinen mit insgesamt 855 t etwa 20 % der des gesamten Straßenverkehrs.

In WINIWARTER (2001) wurden die diffusen Baustellenemissionen mit einem Emissionsfaktor für allgemeine Bautätigkeiten der EPA abgeschätzt (EPA AP42, Section 13.2.2). Diese (grobe) Abschätzung ergab jährliche Emissionen in der Höhe von etwa 3.000 t. Somit betragen die Abgasemissionen und die diffusen Emissionen in Summe etwa 8 % der gesamten PM10-Emissionen in Österreich.

Aber auch der Lkw-Verkehr im Zuge der Bautätigkeit, der nicht unmittelbar zu den Emissionen der Bauwirtschaft hinzugerechnet wird, kann einen erheblichen Anteil am gesamten Lkw-Verkehr haben. So wurde z. B. in ÖKOLOGIE INSTITUT (2004) für Wien ein Anteil von über 50 % der Güterverkehrsleistung dem Baustellenverkehr zugeordnet. Ebenso entfallen 57 % des gesamten Abfallaufkommens auf die Bauwirtschaft.

Über den Einfluss auf die Immissionsbelastung an hoch belasteten Standorten liegen jedoch keine gesicherten Zahlen bzw. Untersuchungen vor. Dies liegt daran, dass die

Aktivitäten zumeist nur aus Statistiken, nicht jedoch auf lokaler Ebene bekannt sind, dass die Emissionsfaktoren insbesondere für die diffusen Emissionen mit hohen Unsicherheiten behaftet sind, und dass sich die emittierten Partikel (Dieselruß bei Abgasemissionen, div. Materialien bei diffusen Emissionen) nicht von anderen Quellen unterscheiden, in einer Rezeptoruntersuchung treten diese daher nicht als eigene Quelle in Erscheinung.

Maßnahmen zur Reduktion der PM10-Emissionen der Bauwirtschaft sind in Kapitel 14.3.3.5 angeführt.

10.8 Resümee

Die Staubemissionen aus gefassten Quellen sind in Österreich in einigen Fällen sehr gut dokumentiert und bekannt, für andere Sektoren sollte eine Abschätzung bzw. Erhebung durchgeführt werden. Werden für Emissionsabschätzungen Emissionsfaktoren aus der Literatur verwendet, so müssen diese genau auf die Übertragbarkeit auf die österreichische Situation (Ausstattung der Anlagen mit Minderungstechnologien, etc.) überprüft werden.

Messungen aus Deutschland zeigen, dass bei Anwendung von Staubminderungsmaßnahmen der überwiegende Anteil der Gesamtstaubemissionen (77-99 %) als PM10 emittiert wird. Insbesondere bei Gewebefiltern kann davon ausgegangen werden, dass nahezu die gesamten Staubemissionen $< 10 \mu\text{m}$ sind, d. h. im PM10-Bereich liegen. Eigene Grenzwerte für PM10-Emissionen sind in Österreich deshalb auch nicht vorgegeben. Auf Grund des hohen PM10-Anteils im Abluftvolumenstrom werden durch die Staubgrenzwerte quasi die PM10-Emissionen limitiert.

Zur Minderung von Staub aus gefassten Quellen stehen zahlreiche erprobte Technologien zur Verfügung. Die Frage, welche Technologie für ein bestimmtes Abscheideproblem am besten geeignet ist, muss anhand der gegebenen Rahmenbedingungen individuell entschieden werden und wird beispielsweise durch die Rohgaszusammensetzung, die Partikeleigenschaften und die geforderten Reingaswerte entscheidend beeinflusst.

Die derzeit am häufigsten eingesetzten Technologien zur Staubminderung sind Elektrostatische Abscheider (ESP) und Gewebefilter, sowie, hauptsächlich bei Abfallverbrennungsanlagen, diverse Kombinationen von Entstaubungseinrichtungen mit Nasswäschern. In einigen wenigen Fällen sind Gewebefilter und/oder elektrostatische Abscheider jedoch nicht anwendbar (v. a. bei hygroskopischem Staub). In diesen Fällen werden zur Staubminderung Multizyklone und Nasswäscher eingesetzt.

Die Gegenüberstellung von Grenzwerten österreichischer Verordnungen und Gesetzen, Emissionen österreichischer Anlagen und BAT Werten zeigt, dass Grenzwerte von einigen Verordnungen in Österreich (z. B.: AVVO) im BAT Bereich liegen. Die Staubgrenzwerte von etlichen Verordnungen zu §82a GewO, oder des LRV-K liegen im oberen BAT Bereich, oder oberhalb des BAT Bereichs. Bei einzelnen Verordnungen (z. B. Glasanlagenverordnung) wird derzeit an Novellen gearbeitet. Die GFA-RL wurde Ende 2004 durch das EG-K umgesetzt.

In Genehmigungsbescheiden können je nach lokalen Gegebenheiten von Behörden niedrigere Grenzwerte als gesetzlich vorgeschrieben festgelegt werden, wovon durchaus Gebrauch gemacht wird. Die jeweiligen Genehmigungsbehörden müssen sicherstellen (z. B.: GewO), dass die Emissionen (daher auch Staub) aus Anlagen nach dem Stand der Technik gemindert werden.

Bei den diffusen Staubquellen sind allgemeine Maßnahmen z. B.: für Umschlag, Förderung, Transport etc. bekannt und werden durch die Anlagenbetreiber auch umgesetzt und z. T. auch in Bescheiden vorgeschrieben.

In den BAT Dokumenten der einzelnen industriellen Sektoren sind in der Regel nur generelle Maßnahmen zur Reduktion diffuser Staubemissionen enthalten. Zusätzlich werden in einigen BAT Dokumenten mögliche Quellen diffuser Staubemissionen angegeben, Abschätzungen über die Höhe der diffusen Emissionen sind aber nicht enthalten. Genaue Quantifizierungen der möglichen Einsparungspotenziale oder Kosten sind im allgemeinen nur schwer möglich und bedürfen umfangreicher Untersuchungen. Abschätzungen diffuser Staubemissionen aus Industriebetrieben stehen noch am Anfang und werden erst vereinzelt von Betrieben durchgeführt. Bei derartigen Abschätzungen ist die Unsicherheit als hoch einzustufen.

11 PM10-EMISSIONEN - HAUSBRAND

11.1 Einleitung

Der Sektor Raumwärme trägt zu etwa einem Drittel zu den gefassten PM10-Emissionen in Österreich bei. In diesem Kapitel werden zunächst die Emissionen dieses Sektors näher analysiert und die Berechnungsmethoden bzw. die Herleitung der Emissionsfaktoren, die der österreichischen Luftschadstoffinventur zugrunde liegen, dargelegt. Da der überwiegende Teil der Emissionen dieses Sektors aus der Verbrennung von festen Brennstoffen stammt, werden die verschiedenen Einflussfaktoren, wie z. B. chemische und physikalische Eigenschaften des Brennstoffs, Art der Heizung etc. sowie Minderungsmöglichkeiten näher ausgeführt.

11.2 Gesamtösterreichische Emissionen

Wie in Kapitel 1 dargestellt und aus Abbildung 77 ersichtlich, beträgt der Anteil der Raumwärme an den österreichischen PM10-Emissionen etwa 17 % an den Gesamtemissionen bzw. 32 % an der Summe der gefassten Quellen [WINIWARTER, 2001]. Als Raumwärme wird dabei der SNAP02-Sektor, d. h. non-industrial combustion plants < 50 MW, betrachtet. Der überwiegende Anteil an den PM10-Emissionen stammt dabei aus der Verbrennung von Festbrennstoffen (Holz: 85 %, Kohle: 12 %). Der Rest stammt aus Ölheizungen (Abbildung 88 und Tabelle 95).

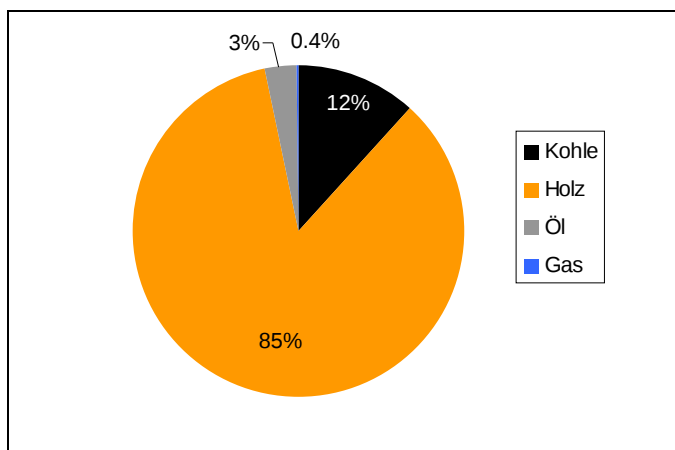


Abbildung 88: Anteil von Kleinfeuerungsanlagen betrieben mit verschiedenen Energieträgern an den PM10-Emissionen im Jahr 2001.

Wie aus Tabelle 95 ersichtlich, stammen etwa 2/3 der PM10-Emissionen der Haushalte aus Zentralheizungen (ZH) und etwa 1/3 aus Einzelöfen (EO). Der Anteil der PM10-Emissionen der Haushalte an dem Sektor Kleinverbraucher beträgt 67 %, der Rest sind Emissionen aus mobilen Quellen.

Tabelle 95: Energieeinsatz und Emissionen des Sektors Kleinverbraucher laut Österreichischer Luftschadstoffinventur, in t bzw. %.

2001 (Basis OLI 2002)	PM10 [t]	PM2,5 [t]
Kleinverbraucher	10 964	10 066
KV ohne Mobil	8 015	7 116
Anteil mobile Quellen	27 %	29 %
Gewerbe	169	150
Anteil Gewerbe	2 %	1 %
Landwirtschaft	499	443
Anteil Landwirtschaft	5 %	4 %
Haushalte	7 347	6 524
Anteil Haushalte	67 %	65 %
ZH	4 425	3 928
EH	505	448
EO	2 417	2 147
Anteil ZH	60 %	60 %
Anteil EH	7 %	7 %
Anteil EO	33 %	33 %
Holz	6 235	5 542
Öl	222	198
Gas	30	26
Kohle	860	757
Anteil Holz	85 %	85 %
Anteil Öl	3 %	3 %
Anteil Gas	0 %	0 %
Anteil Kohle	12 %	12 %

Die wesentlichen Eingangsgrößen zur Berechnung der Emissionen durch die Haushalte sind die Emissionsfaktoren der verschiedenen Heizungstypen und Brennstoffe sowie die Aktivitäten.

Die in der Österreichischen Luftschadstoff-Inventur (OLI) verwendeten Emissionsfaktoren für Kleinverbraucher sind dem Energiebericht der Österreichischen Bundesregierung entnommen, die neuesten Daten stammen dabei aus dem Jahr 1997. Sie stellen über die eingesetzten Technologien und den Anlagenbestand in Österreich gemittelte Emissionsfaktoren des entsprechenden Jahres dar. Die Emissionsfaktoren für Staub der OLI stammen für feste Brennstoffe aus einem Messprogramm des Joanneum Research [SPITZER, 1998], zusätzlich wurden für Kohle und Koks noch diffuse Emissionen berücksichtigt (Schüttgutumschlag). Für Öl und Gas stammen die Emissionsfaktoren aus einer Literaturstudie im Auftrag des Umweltbundesamtes (durchgeführt von Seibersdorf Research, nicht veröffentlicht). Für PM10 und PM2,5 wird ein Anteil von 90 % und 80 % des Gesamtstaubes angenommen.

Neue Technologien wie Öl- und Gas-Brennwertgeräte oder vollautomatische Biomassefeuerungen sind damit in diesen Emissionsfaktoren nicht berücksichtigt.

Tabelle 96: Emissionsfaktoren für Staub der Österreichischen Luftschadstoff-Inventur (OLI).

	ZH/EH [kg/ TJ]	EO [kg/ TJ]	
Kohle	94	153	Pyrogene
SK	3,43	3,43	Diffuse
BK	8,64	8,64	Diffuse
Koks	3,8	3,8	Diffuse
Holz	90	148	Pyrogene
Öl	3	3	Pyrogene
Gas	0,5	0,5	Pyrogene

Die Emissionsfaktoren für größere Anlagen sind in Kapitel 10.2.2 angeführt.

Aktivität Kleinverbraucher der OLI

Bei pyrogenen Emissionen ist die verwendete Aktivität der Endenergieeinsatz, welcher der Energiebilanz, die von Statistik Austria jährlich erstellt und überarbeitet wird, entnommen ist. Die Energieeinsätze basieren auf Mikrozensusdaten und werden mit Hilfe von Heizgradtagen für die Jahre ohne Erhebung fortgeschrieben. Dabei ist zu beachten, dass vor allem der Einsatz von Holz schwierig zu erfassen ist, da im ländlichen Bereich oft Holz aus dem eigenen Wald verfeuert wird und dieses nicht in Statistiken erfasst wird.

Die Energiebilanz weist im Bereich Kleinverbraucher neben den privaten Haushalten die Landwirtschaft sowie Gewerbe getrennt aus. Dabei sind Raumwärmeerzeugung und Warmwasserbereitstellung jeweils nur in Summe angegeben. Bei den Haushalten wird zwischen Einzelöfen, Etagenheizungen und Zentralheizungen unterschieden, diese Daten stammen aus einer Spezialauswertung der Haushalterhebung des Mikrozensus. Für Gewerbe und Landwirtschaft gibt es keine weitere Unterteilung, für die Emissionsberechnung wird angenommen, dass die Brennstoffe in Anlagen ähnlich Zentralheizungen eingesetzt werden.

Die in der OLI angegebenen Emissionen berechnen sich aus der Aktivität, multipliziert mit dem Emissionsfaktor.

Da nach der Emissionsinventur der überwiegende Teil der PM10-Emissionen aus der Verbrennung von Festbrennstoffen stammt, wird nachfolgend die Bestimmung dieser Emissionsfaktoren näher ausgeführt (aus UMWELTBUNDESAMT, 2004e).

11.3 Entstehung von Staubemissionen bei der Verbrennung von Biomasse

Bei der Holzverbrennung kann eine Vielzahl völlig unterschiedlicher Partikeltypen mit dem Abgas freigesetzt werden. Dazu gehören im oder am Holz bereits bestehende, im Glutbett gebildete Komponenten, die mit dem Abgasstrom mitgeführt wurden ohne in die Gasphase überzugehen. Dies wird als **Fest-Partikel-Pfad** der Partikelbildung bezeichnet. Dabei entstehen so genannte grobkörnige Partikel (**coarse mode**) mit Durchmessern von etwa 1 µm und größer.

Der zweite Pfad der Partikelbildung ist **der Fest-Dampf-Partikel-Pfad**. Die Komponenten verdampfen im Glutbett, werden mit dem Abgasstrom mitgeführt und bilden in der Abkühlphase Partikel. Die so entstandenen Partikel weisen typischerweise Durchmesser im Bereich

von 100 nm auf. Diese werden als feinkörnige Partikel (***fine mode***) bezeichnet. Die resultierende Partikelgrößenverteilung ist bi- oder tri-modal.

Bei der Abkühlung des Abgases aus der Holzverbrennung findet stets eine heterogene Keimbildung statt, da zum einen Kondensationskerne in der Form von Kohlenstoffverbindungen, ionischen Verbindungen (z. B. K_2SO_4), Metallen und Metalloxiden (z. B. CaO) vorhanden sind, zum anderen durch die Abkühlung eine Übersättigung entsteht. Daneben gibt es aufgrund Übersättigung durch chemische Reaktionen auch eine homogene Keimbildung.

Bei automatischen Holzfeuerungen findet eine quasi-vollständige Verbrennung statt, so dass der Anteil an organischen Kohlenstoffverbindungen am Partikelkollektiv eher gering ist. Außerdem ist die Masse der feinkörnigen Partikel in der Regel deutlich größer als diejenige der grobkörnigen Partikel (eine Ausnahme bildet die Verbrennung von Holzirinde, wo die Massenanteile der beiden Größenfraktionen von gleicher Größenordnung sind).

11.4 Emissionsfaktoren für feste Brennstoffe

Von 1996 bis 1998 wurden durch Feldmessungen an einer repräsentativen Anzahl von Anlagen (geplant und durchgeführt 180; verwertbar 173) Emissionsfaktoren für Einzelöfen Holz, Einzelöfen Kohle, Zentralheizung Holz und Zentralheizung Kohle für die Schadstoffe CO , NO_x , TOC und Staub gewonnen [SPITZER, 1998].

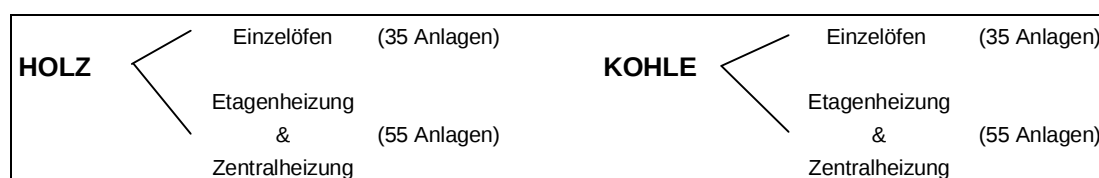


Abbildung 89: Differenzierung in Brennstoff- und Anlagentypen in der Joanneum Studie [SPITZER, 1998].

Diese Emissionsmessungen wurden im Auftrag von Gebietskörperschaften (BMUJF, BMWV, BMWA, BMLF, Bundesländer) durchgeführt. Die Anlagen wurden so ausgewählt, dass sie hinsichtlich Technik und Alter der Geräte den tatsächlichen Anlagenbestand in Österreich ausreichend repräsentieren. Eine nach statistischen Überlegungen ermittelte Anzahl an Stichproben gewährleistet, dass zufällige Parameter wie Brennstoffqualität, Wartungszustand und Betreiberverhalten mit den in Tabelle 97 und Tabelle 98 angegebenen Vertrauensbereichen mit berücksichtigt sind.

Bei der für feste Brennstoffe anzuwendenden Verbrennungstechnik ergibt sich ein Zündungs- und Abbrandverhalten, das sich von den fluiden Brennstoffen stark unterscheidet. Da dem Zünden der Brennstoffe zunächst eine Trocknung und anschließend eine Schwelphase mit dem Zünden der flüchtigen Schwelprodukte vorgelagert ist, und erst dann ein Abbrennen des festen Brennstoffkörpers erfolgt, ist die instationäre Phase bei den festen Brennstoffen im Vergleich zu den fluiden Brennstoffen um vieles länger und geht auch langsamer und stetiger in den stationären Zustand über. Die Emissionsmessungen erfassen daher zwangsläufig den instationären und stationären Zustand. **Die daraus abgeleiteten Emissionsfaktoren sind somit Gesamt-Emissionsfaktoren.**

In der Tabelle 97 (Einzelöfen) und Tabelle 98 (Zentralheizung) sind die aus den Feldmessungen gewonnenen gewichteten Emissionsfaktoren angegeben. Sie stellen die durchschnittliche Schadstoffemission (kg) bezogen auf die eingesetzte Brennstoffenergiemenge

(TJ) im Jahresmittel dar. Hinzugefügt ist der 95 %-Vertrauensbereich als jener Bereich, in dem der wahre Wert mit einer Wahrscheinlichkeit von 95 % liegt.

Tabelle 97: Emissionsfaktoren (kg/TJ) von Festbrennstoff-Einzelöfen im Sektor Kleinverbraucher für den Anlagenbestand 1997/98 in Österreich nach SPITZER (1998).

Brennstoff	SO ₂	NO _x	TOC ⁴²	CO	Staub	CO ₂
	kg/TJ	kg/TJ	kg/TJ	kg/TJ	kg/TJ	kg/TJ
Holz	11 ⁴³	106 ± 33 %	664 ± 62 %	4463 ± 35 %	148 ± 46 %	0 ⁴⁴
Kohle	340 ± 39 %	132 ± 41 %	341 ± 46 %	3705 ± 43 %	153 ± 50 %	Keine Angabe ⁴⁵

Tabelle 98: Emissionsfaktoren (kg/TJ) von Festbrennstoff-Zentralheizungen im Sektor Kleinverbraucher für den Anlagenbestand 1997/98 in Österreich nach SPITZER (1998).

Brennstoff	SO ₂	NO _x	TOC ⁴²	CO	Staub	CO ₂
	kg/TJ	kg/TJ	kg/TJ	kg/TJ	kg/TJ	kg/TJ
Holz	11 ⁴³	107 ± 27 %	448 ± 25 %	4303 ± 18 %	90 ± 25 %	0 ⁴⁴
Kohle	543 ± 13 %	78 ± 21 %	288 ± 50 %	4206 ± 21 %	94 ± 55 %	Keine Angabe ⁴⁵

11.4.1 Durchführung der Feldmessungen

Die 180 Feldmessungen wurden von fünf verschiedenen Messteams im Zeitraum vom 20. Juni 1997 bis 25. Juni 1998 durchgeführt. Die Dauer einer Feldmessung erstreckte sich dabei normalerweise über eine gesamte Ofenreise, d. h. vom Einheizen bis zum Erlöschen des Feuers.

Die Lage der Messstelle wurde so nahe wie möglich an der Feuerungsanlage gewählt, so weit dies aus technischen Gründen möglich war. In Abständen von sechs Sekunden wurden Sauerstoff-, Kohlendioxid-, Kohlenmonoxid-, Stickstoffdioxid und org-C- Konzentrationen im Verbrennungsgas sowie die Temperatur und die Geschwindigkeit des Verbrennungsgases an der Messstelle kontinuierlich verfolgt. Lediglich die Staubmessung wurde diskontinuierlich in Halbstundenintervallen durchgeführt. Aufgrund der bekannten Querempfindlichkeiten der herkömmlichen SO₂-Analysatoren war eine direkte Messung der SO₂-Konzentration nicht zielführend. Die Schwefeldioxid-Emissionen wurden daher basierend auf Brennstoff-Elementaranalysen berechnet. Dabei wurde angenommen, dass der gesamte im Brennstoff vorhandene Schwefel als SO₂ emittiert wird.

Die während der Messung verfeuerte Brennstoffmenge wurde gewogen und es wurden Proben zur Ermittlung des Wassergehaltes nach der Trockenschrankmethode gezogen. Zusätzlich zu den Messdaten wurden vor Ort der durchschnittliche jährliche Brennstoffein-

⁴² In den Feldmessungen wurde die TOC-Emission bestimmt. Der Emissionsfaktor für TOC beinhaltet im Gegensatz zu Emissionsfaktoren für NMVOC auch die Emissionen an Methan.

⁴³ Einheitlicher Schwefelgehalt für Holz aus Literatur - daher keine Angabe eines Vertrauensbereiches.

⁴⁴ Der CO₂-Emissionsfaktor für holzähnliche biogene Brennstoffe beträgt 102000 kg/TJ. Allerdings sind die CO₂-Emissionsfaktoren für biogene Brennstoffe unter bestimmten Voraussetzungen Null.

⁴⁵ Es wird kein CO₂-Emissionsfaktor für den Brennstoff Kohle angegeben, sondern es sind die Emissionsfaktoren der OLI für die einzelnen Kohlesorten für Heizwerke heranzuziehen.

satz, technische Daten der Feuerungsanlage (Leistung, Baujahr,...), des Kamins und des Gebäudes erhoben und in einem Erhebungsblatt dokumentiert.

11.4.2 Ermittlung des Verbrennungsgas-Volumenstromes

Da es zur Ermittlung des Verbrennungsgas-Volumenstromes bei im praktischen Betrieb befindlichen Kleinf Feuerungsanlagen keine Standardverfahren gibt, wurde in der ersten Phase des Projektes ein Verfahren zur Bestimmung des Verbrennungsgas-Volumenstromes entwickelt. Es handelte sich dabei um ein CO₂ - Tracergasverfahren. Da es sich bei dieser Methode um ein diskontinuierliches Verfahren handelt, wurde zusätzlich eine Geschwindigkeitsmessung mittels Flügelrad durchgeführt, welches sich allerdings bei niedrigen Geschwindigkeiten als äußerst unzuverlässig herausstellte. Die Messung mittels Flügelrad wurde jedoch für weitere Berechnungen herangezogen, wenn die Tracergas-methode nicht auswertbar war.

11.4.3 Berechnung der spezifischen Emissionsfaktoren

Die spezifischen Emissionsfaktoren einer Feldmessung wurden nach folgender Formel berechnet:

$$SE^k = \frac{\sum_{l=1}^L c_l^k \cdot V_l^{VG} \cdot \Delta t_l}{m_{Br} \cdot Hu}$$

Abkürzungen: SE... spezifische Emissionswerte [mg/MJ] c..... Konzentration [mg/m³] V..... Volumenstrom [m³/s] m..... Masse [kg] Hu... Heizwert [MJ/kg] Δt..... Zeitintervall [6 Sekunden]	Indizes: k..... Schadstoffkomponente 1 bis 4 (CO, NO_x, org-C, Staub) l..... Summenindex 1 bis L L..... Anzahl der Meßwerte Br.... Brennstoff VG... Verbrennungsgas
--	---

Abbildung 90: Berechnung der spezifischen Emissionsfaktoren in SPITZER (1998) für feste Brennstoffe.

Das Produkt aus der kontinuierlich gemessenen Schadstoffkonzentration (mg/m³) und dem diskontinuierlichen Abgasvolumenstrom (m³/s) ergibt die emittierte Schadstoffmenge (mg/s). Die Schadstoffmengen wurden über die Dauer einer Ofenreise aufsummiert und anschließend auf die während der gesamten Ofenreise eingesetzten Brennstoffenergie bezogen.

Die Berechnung der Emissionsfaktoren für die in Abbildung 89 dargestellten Gruppen erfolgte über die Gewichtung der spez. Emissionsfaktoren mit dem durchschnittlichen, jährlichen Endenergieeinsatz (MJ/a) der jeweiligen Feuerungsanlagen. Der Endenergieeinsatz wird aus der durchschnittlich jährlich verfeuerten Brennstoffmenge (kg/a), die im Rahmen der Feldmessung erhoben wurde, und über den Heizwert (MJ/kg) errechnet. Der Heizwert wurde unter Berücksichtigung des ermittelten Wassergehaltes des Brennstoffes berechnet. Das bedeutet, dass ein durchschnittlicher Emissionsfaktor gebildet wurde, der sich auf den Gesamtjahresdurchschnitt für Österreich bezieht.

$$EF_j^k = \frac{\sum_{i=1}^{n_j} SE_{j,i}^k \cdot EE_{j,i}}{\sum_{i=1}^{n_j} EE_{j,i}}$$

Abkürzungen: EF... Emissionsfaktor [mg/MJ]
SE... spezifische Emissionswerte [mg/MJ]
EE... Endenergieeinsatz pro Jahr [MJ/a]

Indizes: k..... Schadstoffkomponente
1 bis 4 (CO, NO_x, org-C, Staub)
j..... Gruppe von Feuerungsanlagen
1 bis 4 (EO-H, EO-K, ZH-H, ZH-K)
i..... Einzelmessungen an Feuerungen
1 bis n_j
n_j..... Anzahl der Messungen pro Gruppe

Abbildung 91: Berechnung der durchschnittlichen Emissionsfaktoren in SPITZER (1998) für feste Brennstoffe.

Da es sich bei dieser Studie um eine Stichprobenanalyse handelte, wurde korrekterweise zum durchschnittlichen Emissionsfaktor auch der Vertrauensbereich angegeben.

11.4.4 Neuere Messungen

Im Folgenden werden Messdaten automatischer Holzfeuerungen aus Abnahme- und Kontrollmessungen in der Schweiz präsentiert [HASLER et al., 2000].

Tabelle 99: Emissionsfaktoren Staub für automatische Holzfeuerungen aus HASLER et al. (2000).

Holzschnitzel	Staub [mg/MJ]	Vertrauensinterv all (90% Niveau)	Anzahl Anlagen	Anzahl Messpunkte
alle Anlagen	90	134	111	426
Unterschubfeuerungen	85	92	61	225
Rostfeuerungen	95	168	46	201
Stückholz				
alle Anlagen	45	152	6	18

Im Jahr 2001 gab es außerdem in der Schweiz eine Feldmesskampagne zu Partikelemissionen aus Holzfeuerungen des Ökozentrums Langenbruck [WIESER et al., 2001]. Ziel des Projekts war es, an einem Querschnitt von typischen Vertretern verschiedener Holzfeuerungen Emissionsfaktoren für Feinstaub unter 600 nm Durchmesser (PM_{0,6}) zu erheben. Zusätzlich wurden auch Feuerungen, die mit fossilen Energieträgern betrieben werden, gemessen. Es wurden acht verschiedene Typen von Pellets- und Hackschnitzelheizungen hinsichtlich Partikelgrößen und Partikelanzahl sowie Gesamtstaubemissionen gemessen. Die untersuchten Anlagen waren im Nennleistungsbereich von 10 bis 800 kW (Tabelle 100).

Tabelle 100: Emissionsfaktoren für Pellets- und Hackschnitzelheizungen aus WIESER et al. (2001).

	Staub [mg/MJ]	Nennleistung [kW]
Stückholzkessel	28	25/70
Pelletkessel	20	25
Pelletofen	54	10
Trockenschnitzel	94	70/200
Grünschnitzel	48	325/800
Restholz	64	200
Ölkessel	0.6-1.5	465/1165
Gaskessel	0.3	190

Es wurde auch der Einfluss des Betriebszustandes auf die Partikelemissionen bei Grünschnitzelheizungen untersucht. Dort zeigte sich bei Ein- und Ausbetrieb ein 1,5-fach höherer Partikelaustrag als beim Volllastbetrieb. Außerdem wurde festgestellt, dass unregelmäßig brennende Feuerungssysteme erhöhte Partikel-Anzahlkonzentrationen sowohl im oberen als auch im unteren Größenbereich emittieren, während die Größenverteilungskurven von Feuerungen mit einer konstanten Verbrennung glockenförmig und eher steil verlaufen.

In JOHANSSON (2004) wurden Kessel mit Leistungen zwischen 3 und 34 kW älterer Bauart mit modernen Pellets- und Ölheizungen verglichen. Bei Staub zeigte sich, dass ältere Einzelöfen um bis zu 180fach höhere Emissionen als Pelletsheizungen aufweisen. Letztere waren mit Emissionen zwischen 12 und 65 mg/MJ in einem vergleichbaren Bereich wie die in Tabelle 100 angegebenen. Auffällig war, dass die Pelletsheizungen mit den geringsten Emissionen vergleichbare Staubemissionen wie moderne Ölheizungen hatten. Angemerkt wurde weiters, dass ältere Einzelöfen aufgrund der hohen CH₄-Emissionen mehr Treibhausgase freisetzen als Ölheizungen.

Prüfstandmessungen BLT Wieselburg

Die Messwerte von Pelletsheizungen zeigen eine rechtsschiefe Verteilung mit erheblicher Streuung. Pelletsöfen (Einzelöfen, meist Kaminöfen mit Pelletsfeuerung) weisen ein erwartungsgemäß schlechteres Emissionsverhalten auf als Pelletsheizungen. In Abbildung 92 ist die Verteilung der Messwerte dargestellt, Pelletsöfen werden farblich differenziert dargestellt, sie reihen sich ausschließlich unter den höchsten Emissionswerten ein. Nimmt man deshalb Pelletsöfen aus der Berechnung heraus, verschiebt sich der Mittelwert der Emissionsfaktoren von 12,6 mg/MJ auf 10,8 mg/MJ (das entspricht einer Verringerung um 14 %) und der relative Fehler verringert sich geringfügig aufgrund der nun engeren Verteilung von 11 % auf 9 %.

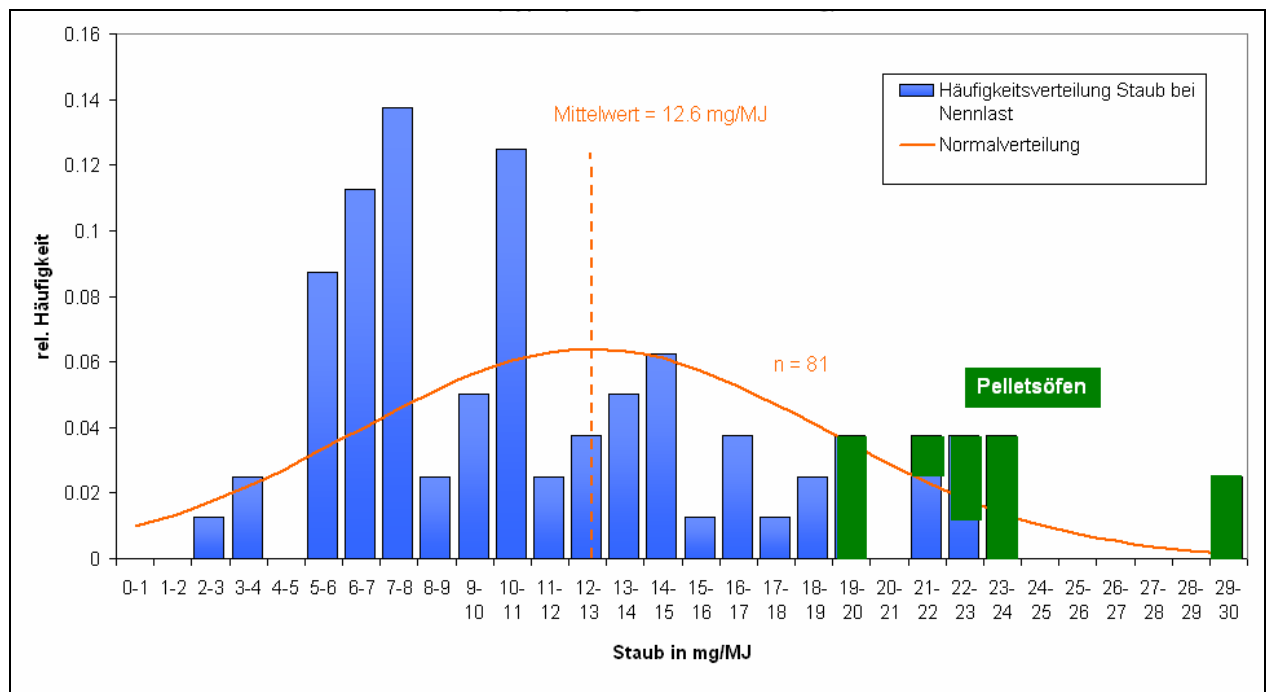


Abbildung 92: Häufigkeitsverteilung der Staub- Emissionen von automatischen Pelletsfeuerungen bei Nennlast (Typenprüfungsergebnisse BLT Wieselburg).

Bei den Messdaten für Hackschnitzelheizungen (siehe Abbildung 93) kann kaum mehr von einer Normalverteilung gesprochen werden, die Werte streuen jedoch, mit Ausnahme von einigen Ausreißern zwischen 39 und 40 mg/MJ und einem Wert bei 57 mg/MJ (wurde in der Abbildung nicht mehr dargestellt), im gleichen Bereich. Aufgrund der gleichmäßigeren Verteilung der Messwerte über den Streubereich ist jedoch der Mittelwert für Hackschnitzelheizungen größer (19 mg/MJ gegenüber 13 mg/MJ).

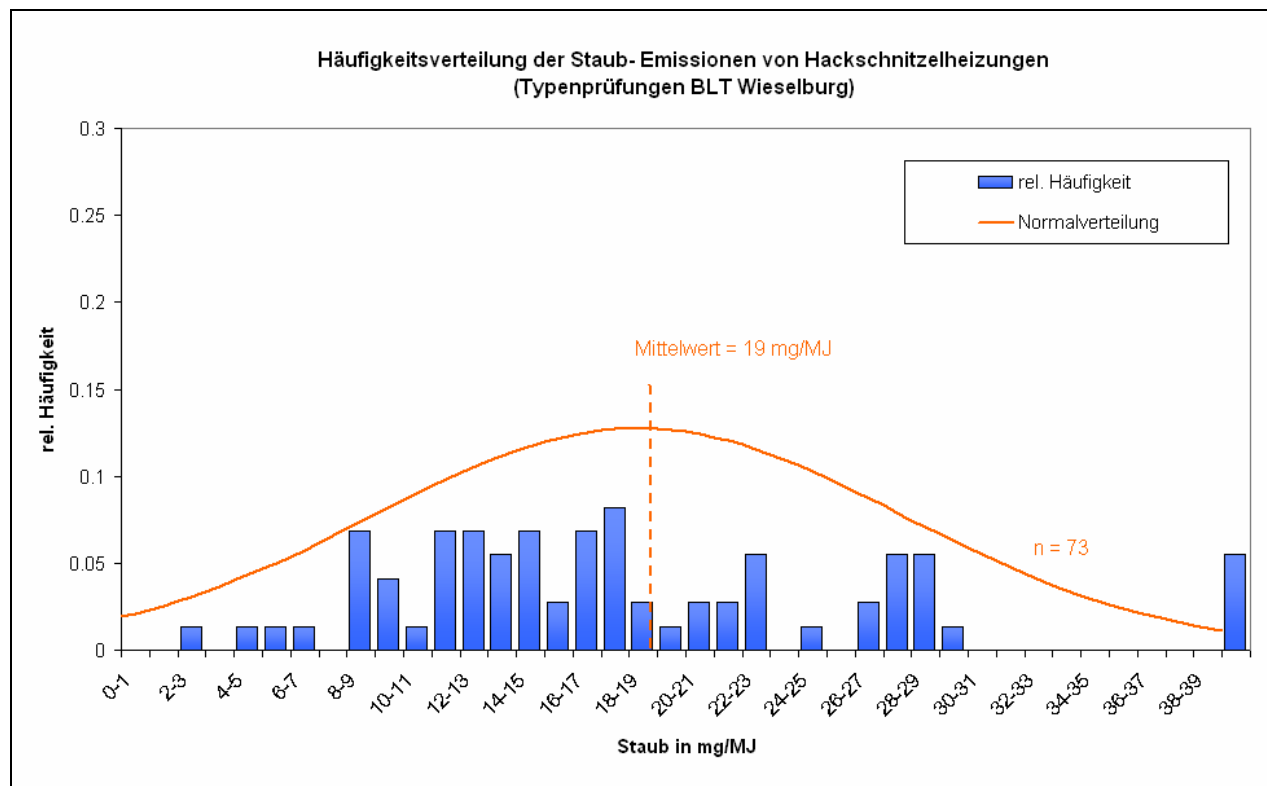


Abbildung 93: Häufigkeitsverteilung der Staub- Emissionen von Hackschnitzelheizungen bei Nennlast (Typenprüfungsergebnisse BLT Wieselburg).

11.5 Einflüsse auf die Staubemissionen von Festbrennstoffheizungen

Bei der Verbrennung von Biomasse beeinflusst eine Vielzahl an Parametern die Emissionen von Staub. Wesentliche Parameter sind:

- Holzart;
- Wassergehalt;
- brenntechnische Parameter;
- Art der Beschickung;
- Verlauf der Feuerung.

Nachfolgend werden diese Parameter näher dargestellt (entnommen aus UMWELTBUNDESAMT, 2004).

11.5.1 Chemische und physikalische Eigenschaften

Unter den qualitätsbestimmenden Eigenschaften von Festbrennstoffen lassen sich eine Vielzahl von Merkmalen auflisten, denen in der Praxis eine unterschiedlich große Bedeutung zukommt. Im Wesentlichen sind zwei Gruppen von Merkmalen zu unterscheiden:

- Chemisch-stoffliche Zusammensetzung (primäre Brennstoffmerkmale)
- Physikalische Eigenschaften (sekundäre Brennstoffmerkmale)

Zu den chemisch-stofflichen Merkmalen zählen der Elementgehalt (vor allem von Cl, N, S, K und Schwermetallen) sowie der Heizwert, Wassergehalt und der Gehalt an Asche. Physikalische Eigenschaften kennzeichnen dagegen die äußerlichen sichtbaren Merkmale bzw. die Aufbereitungsform. Sie lassen sich durch Parameter wie Abmessungen, Schüttdichte, Teilchen- oder Presslingdichte, Feinanteil, Größenverteilung und Abriebfestigkeit beschreiben. Im Unterschied zu den chemisch-stofflichen Merkmalen stehen die physikalischen Eigenschaften in hohem Maße in Wechselwirkung zueinander. Eine Zusammenstellung der wichtigsten Wirkungen gibt Tabelle 101.

Sowohl primäre als auch sekundäre Brennstoffmerkmale können sich auf die Verbrennungsqualität auswirken, die primären Brennstoffeigenschaften direkt und die sekundären indirekt. Der Spielraum für Maßnahmen zur Qualitätsverbesserung oder zur Einhaltung bestimmter Zielvorgaben ist bei solchen physikalischen Eigenschaften allerdings viel größer, als bei den meisten chemisch-stofflichen Merkmalen, da sich hierbei technologische Verfahren anwenden lassen.

Tabelle 101: Qualitätsmerkmale biogener Festbrennstoffe und ihre wichtigsten Auswirkungen.

Qualitätsmerkmal	Wirkung
Chemisch-stoffliche Merkmale:	
Wassergehalt	Heizwert, Lagerfähigkeit, Verluste, Selbstentzündung
Heizwert	Brennstoffausnutzung, Anlagenauslegung
Elementgehalte:	
Chlor (Cl)	HCl-, PCDD/F-Bildung, Hochtemperaturkorrosion
Stickstoff (N)	NO _x -, HCN- und N ₂ O- Emissionen
Schwefel (S)	SO _x - Emissionen, Hochtemperaturkorrosion
Kalium (K)	Partikelemission, Hochtemperaturkorrosion, Ascheerweichungsverhalten
Magnesium (Mg), Calcium (Ca), Phosphor (P)	Partikelemission, Ascheeinbindung von Schadstoffen, Ascheerweichungsverhalten
Schwermetalle	Schwermetallemissionen, Ascheverwertung, zum Teil katalytische Wirkung bei PCDD/F-Bildung
Aschegehalt	Partikelemission
Physikalische Merkmale:	
Lagerungsdichte	Transport- und Lageraufwendungen
Teilchendichte	Feuerungseigenschaften (spez. Wärmeleitfähigkeit, Entgasungsrate)
Größenverteilung	Rieselfähigkeit, Brückenbildungsneigung, Trocknungseigenschaften
Feinanteil	Lagerdichte, Lagerfähigkeit, Staubbildung
Abriebfestigkeit	Entmischung, Verluste

Zur Festlegung von Qualitätsstandards für Holzpellets existieren verschiedene Normen, darunter in Österreich die ÖNORM M7135, in Deutschland die DIN 51731. Daneben hat der Pelletverband Austria (PVA) Produktionskriterien für Pellets erstellt, die auf die Kundenbedürfnisse ausgerichtet sind und sowohl den Anforderungen der DIN als auch der ÖNORM genügen.

Aber auch bei Stückholzkessel und Einzelöfen ist die Brennstoffart und –qualität von entscheidender Bedeutung. Untersuchungen an Kesseln mit Leistungen von mehreren 100 kW zeigen, dass bei Weichholz die niedrigsten Emissionen zu erwarten sind, bei der Verbrennung von Altholz sind sie am höchsten (Abbildung 94) [BRUNNER, 2004].

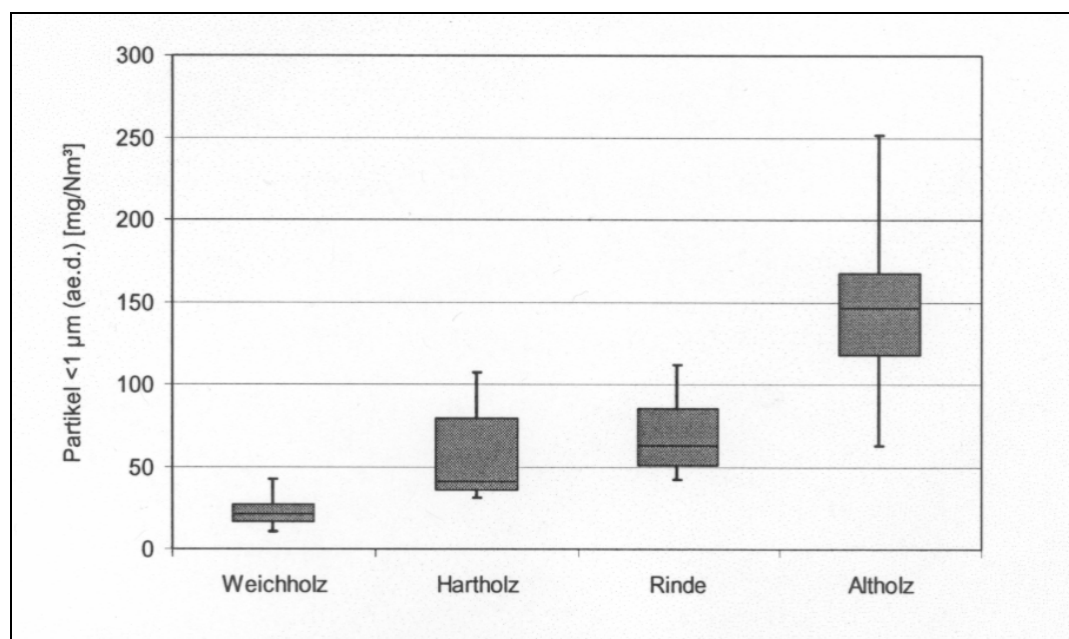


Abbildung 94: Aerosolkonzentration im Rauchgas in Abhängigkeit des eingesetzten Brennstoffs (aus BRUNNER, 2004).

11.5.2 Brenntechnische Merkmale

Die brenntechnischen Merkmale charakterisieren Brennstoffeigenschaften, die speziell für den Verbrennungsvorgang relevant sind, oder - wie der Wassergehalt - dabei eine entscheidende Rolle spielen. Neben dem Wassergehalt gehören zu dieser Merkmalgruppe der Heizwert, Verbrennungstemperatur und Luftüberschusszahl λ .

Wassergehalt: Der Wassergehalt ist vor allem hinsichtlich des Verbrennungsvorganges relevant, da er die wesentliche Einflussgröße für den Energieinhalt bzw. Heizwert des Brennstoffes darstellt. Die Brandbreite des Wassergehaltes liegt im Allgemeinen zwischen ca. 10 % und 65 %. Die nach ÖNORM genormten Pellets müssen einen Wassergehalt < 10 % aufweisen, der Mittelwert der analysierten Proben ist nur 7,7 %.

Da wasserfreie Biomasse in der Natur praktisch nicht vorkommt, müssen stets mehr oder weniger große Mengen an Feuchtigkeit während der Verbrennung verdampfen. Die hierfür erforderliche Energie wird dem energetischen Prozess entnommen und mindert so die Nettoenergieausbeute, da die Kondensationswärme des im Abgas enthaltenen Wasserdampfes in der Regel bei Biomassefeuerungen nicht nutzbar gemacht wird. Bedingt durch diesen „Energieentzugseffekt“ stellt der Wassergehalt im Brennstoff auch eine wesentliche Einflussgröße auf die unter adiabaten Bedingungen erreichbare Verbrennungstemperatur dar.

Verbrennungstemperatur: Die Verbrennungstemperatur ist eine zentrale Bestimmungsgröße für die Oxidationsmechanismen und damit für die Schadstoffbildung, aber auch die Materialbeanspruchung und den Wirkungsgrad des Verbrennungsprozesses. Die Verbrennungstemperatur wird maßgeblich durch den im Prozess herrschenden Luftüberschuss λ sowie durch den Heizwert bzw. den Wassergehalt beeinflusst. Abbildung 95 zeigt die berechneten Temperaturen in Abhängigkeit von der Luftüberschusszahl und der Brennstofffeuchte.

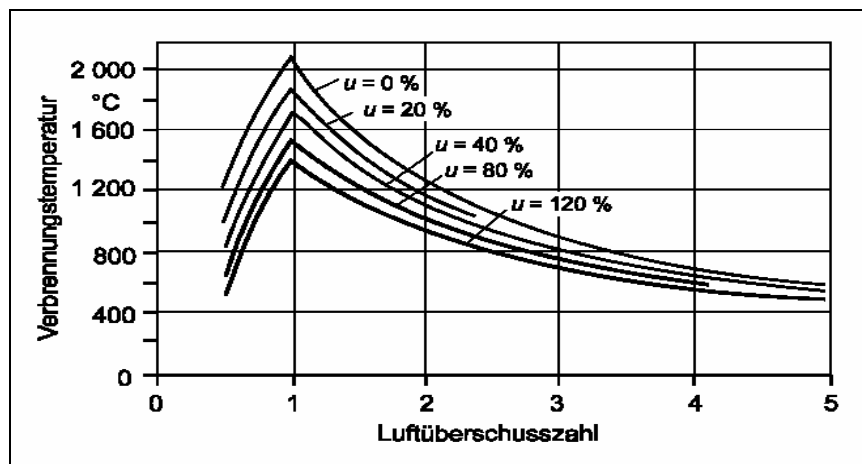


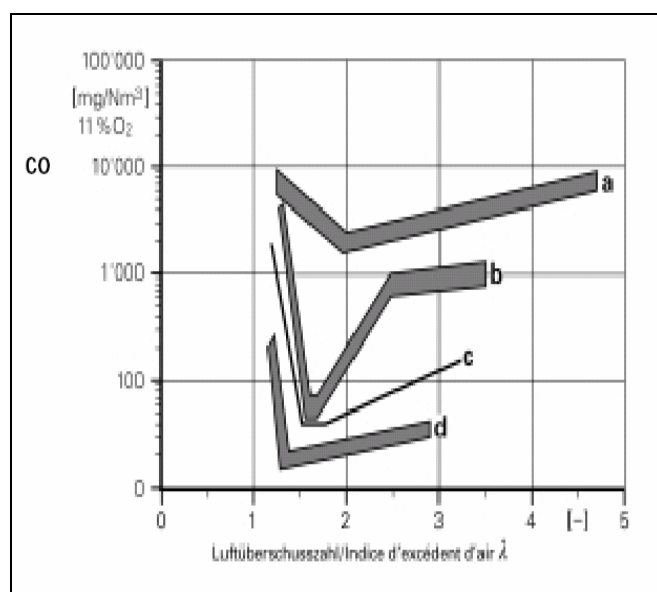
Abbildung 95: Adiabate Verbrennungstemperatur von Holz als Funktion der Luftüberschusszahl für verschiedene Holzfeuchten.

Die höchste Verbrennungstemperatur wird demnach bei einer knapp understöchiometrischen Verbrennung ($\lambda = 0,95$) erzielt. Für trockenes Holz ($u = 0\%$) beträgt sie etwas über 2000 °C. Bei Luftüberschusszahlen unter eins (Bereich der Vergasung) sinkt die Temperatur aufgrund der im Verbrennungsgas vorhandenen oxidierbaren Bestandteile ab. Bei Luftüberschusszahlen über eins (Bereich der Verbrennung) sinkt die Temperatur ebenfalls mit zunehmendem Luftüberschuss ab. Dieses Absinken ist darauf zurückzuführen, dass infolge der Verdünnung der Verbrennungsgasmenge mit nicht verbrauchter Verbrennungsluft der im Prozess freiwerdenden chemischen Bindungsenergie zur Erwärmung eine größere Gasmenge gegenüber steht.

Die Gefahr eines für die Feuerungsanlage zu hohen Brennstoff-Wassergehaltes ist daher gerade bei nicht genormten Holzbrennstoffen wie Stückholz und Hackgut gegeben, insbesondere wenn die Nutzung im häuslichen Bereich (in Kleinanlagen) erfolgt, da hier die Brennstoffe vor der Nutzung häufig nicht ausreichend getrocknet werden.

Luftüberschusszahl λ : Das Verhältnis zwischen zugeführter Luft- und Brennstoffmenge, angegeben mit dem Luftüberschuss, ist eine wichtige Betriebsgröße. Für eine vollständige Verbrennung muss der Luftüberschuss größer als eins sein, da sonst örtlich nicht genügend Sauerstoff für den Ausbrand zur Verfügung steht. Ist dieser Luftüberschuss sehr hoch (2-3), so kann die Flamme durch die unnötig zugeführte Luft gekühlt werden und die Verbrennung infolge zu tiefer Temperatur unvollständig sein.

Da die Vermischung zwischen Brenngasen und Luft bei festen Brennstoffen schwieriger zu regeln ist als bei flüssigen und gasförmigen Brennstoffen, werden Biomassefeuerungen bei höheren Luftüberschuss betrieben als Öl- und Gasheizungen. Der Luftüberschuss beträgt typischerweise zwischen 1,5 und 2. Aus Abbildung 96 ist sehr gut ersichtlich, dass einerseits der Luftüberschuss λ , aber vor allem der CO-Gehalt im Abgas von automatischen Feuerungen sehr deutlich verringert werden konnte.



- a) einfache handbesockte Holzfeuerung
 b) Stückholzkessel mit unterem Abbrand
 c) automatische Holzfeuerung mit Verbrennungstechnik Stand 1990
 d) automatische Holzfeuerung mit optimierter Verbrennungstechnik (ab 1995)

Abbildung 96: Kohlenmonoxidemissionen in Abhängigkeit der Luftüberschusszahl für verschiedene Technologien.

11.5.3 Verbrennung

Der Verbrennungsvorgang von Holz ist ein komplexer Vorgang, der in mehreren Stufen abläuft, dabei wird das hauptsächlich aus CHO-Verbindungen bestehende, nasse Holz in die Verbrennungsprodukte CO₂ und H₂O übergeführt (vollständige Verbrennung). Daneben entstehen die unerwünschten Produkte NO_x und Staub sowie bei unvollständiger Verbrennung CO und Kohlenwasserstoffe.

Die Verbrennung von Biomasse umfasst eine Reihe verschiedener physikalischer und chemischer Prozesse, von der Trocknung, über die Vergasung durch partielle Luftzufuhr, bis hin zur anschließenden Oxidation von brennbaren Gasen und festem Kohlenstoff. In Bereichen des Feuerraums ohne Luftzufuhr können lokal auch Prozesse der Pyrolyse anstelle der Vergasungsprozesse auftreten.

Im Vergleich zu den Anlagen mit automatischer Beschickung weisen diskontinuierliche (von Hand) beschickte Feuerungsanlagen einen ausgeprägten zeitlichen Verlauf der Verbrennung auf. Dies gilt im besonderen für Anlagen ohne Gebläse („Naturzuganlagen“), zu denen die meisten Einzelfeuerstätten zählen. Die sich ständig ändernden Verbrennungsbedingungen lassen sich an der Konzentration des gebildeten Kohlenstoffdioxids und des Kohlenstoffmonoxids im Abgas ablesen.

In automatisch beschickten Anlagen wird ein durch Zerkleinerung oder Pelletierung hergestellter Brennstoff eingesetzt. Er wird kontinuierlich in den Feuerraum eingebracht, so dass sich ein gleich bleibender Feuerungsbetrieb mit konstanter Wärmeleistung einstellen lässt. Dies ist im wesentlichen darauf zurückzuführen, dass durch die kontinuierliche Brennstoffzuführung und einer an die Brennstoffmenge entsprechend angepassten Verbrennungsluftzufuhr die Temperaturen im Feuerraum weitgehend konstant gehalten werden. Derartige Maßnahmen führen letztlich zu entsprechend gleich bleibender und relativ geringer Schadstofffreisetzung aus einer vollständigen Verbrennung.

Die automatische Zuführung der Pellets oder des Hackgutes erlaubt außerdem eine automatische Anpassung der Brennstoffmenge an den wechselnden Wärmebedarf. Automatisch beschickte Anlagen sind daher meist über einen relativ weiten Bereich teillastfähig (ca. 30 % bis 100 % der Nennwärmeleistung).

In der Praxis hat es sich bewährt, die Kohlenmonoxidkonzentration im Abgas als Indikator für die Vollständigkeit der Verbrennung heranzuziehen. Dies ist möglich, da sich sowohl die CO-Emissionen als auch unverbrannte Kohlenwasserstoffe erfahrungsgemäß „ähnlich“ verhalten (Abbildung 97). Das heißt, wenn die CO-Emissionen relativ niedrig sind, sind auch die Kohlenwasserstoffemissionen meist niedrig. Aus diesem Grund ist es möglich, die Kohlenmonoxidemissionen als Leitsubstanz für das Maß der Vollständigkeit der Verbrennung zu verwenden.

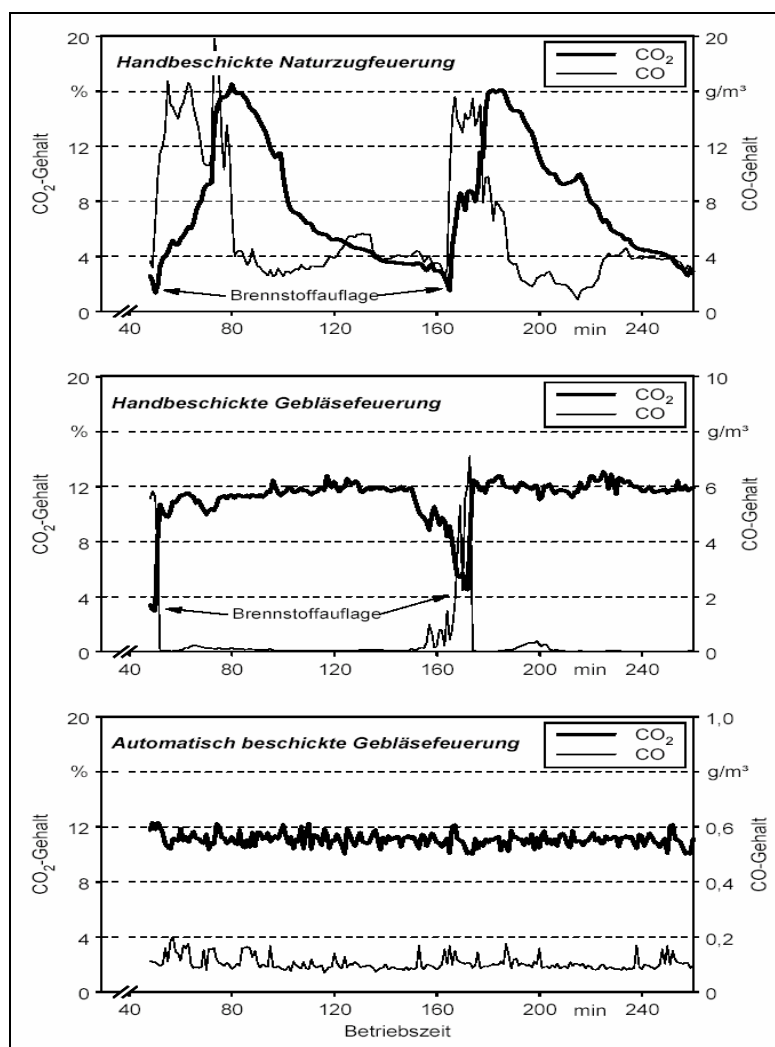


Abbildung 97: Typischer Verlauf der Kohlenstoffdioxid (CO₂)- und Kohlenstoffmonoxid (CO)- Konzentrationen im Abgas einer Naturzugfeuerung (Kachelofen), einer handbeschickten Gebläsefeuerung (Stückholzkessel, unterer Abbrand) und einer automatischen beschickten Feue- rung (Hackgutkessel) jeweils in betriebswarmen Zustand bei Nennwärmeleistung (Anheiz- phase nicht dargestellt). Zu beachten ist die unterschiedliche Skala der rechten y-Achse.

11.6 Resümee

Hohe PM₁₀-Emissionen treten im Hausbrand, bei alten, mit festen Brennstoffen betriebenen Öfen, hier vor allem Einzelöfen, auf. Durch neue Anlagentechnologien, wie z. B. vollautomatische Pelletsheizungen und durch geeignete Brennstoffe (trockenes Weichholz, keine Rinde oder Altholz) können auch bei Festbrennstoffheizungen die Emissionen entscheidend reduziert werden.

12 PM10-EMISSIONEN – LAND- UND FORSTWIRTSCHAFT

12.1 Emissionen gemäß Staubemissionsinventur

Durch verschiedene landwirtschaftliche Aktivitäten kann es zu einer Freisetzung von Staub kommen. In der österreichischen Staubemissionsinventur werden die PM10-Emissionen der Land- und Forstwirtschaft (Sektor Landwirtschaft und Traktoren des Sektors Off-Road) für das Jahr 2002 mit etwa 10.300 t beziffert, dies entspricht etwa 20 % der österreichischen Staubemissionen (15 % ohne Traktoren des Sektors Off-Road) [ANDERL, 2004, basierend auf WINIWARTER, 2001]. Darüber hinaus tragen landwirtschaftliche Emissionen von NH₃ zur Bildung von sekundären anorganischen Aerosolen bei, siehe Kapitel 8.2. Als wesentliche Staubquellen im Sektor Landwirtschaft sind zu nennen:

- Feldbearbeitung (Pflügen, Eggen, Säen, Düngen)
- Erntevorgänge
- Manipulation von staubenden Gütern (v.a. Getreide)
- Tierhaltung
- Abgasemissionen der Traktoren und anderer landwirtschaftlicher Geräte

Abbildung 98 zeigt eine Abschätzung des Anteils der oben angeführten Quellen an den PM10-Emissionen der Landwirtschaft in Österreich (ohne Beitrag zu sekundären anorganischen Aerosolen).

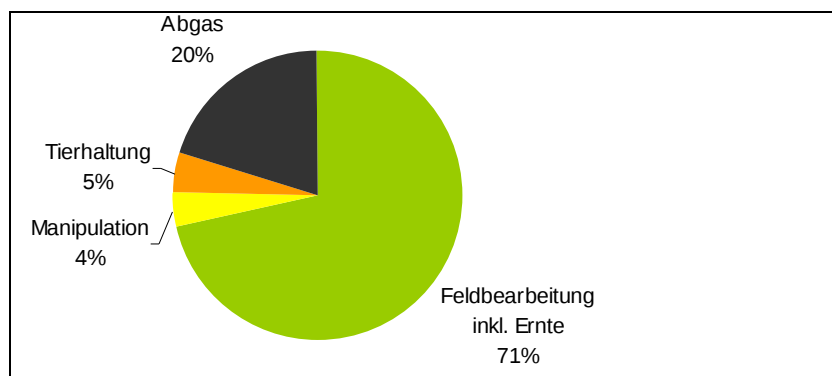


Abbildung 98: Prozentuelle Aufteilung der Emissionen der Landwirtschaft.

Mit etwa 6.700 t ist die wesentlichste Quelle aus dem Bereich Landwirtschaft die **Feldbearbeitung** inkl. Ernte der etwa 13.800 km² landwirtschaftlichen Fläche in Österreich. In WINIWARTER (2001) wurden diese Emissionen mittels eines Emissionsfaktors des California Air Resources Board [CARB, 1997] berechnet, da andere Emissionsfaktoren bei der Erstellung nicht zur Verfügung standen. Allerdings bestehen zwischen Kalifornien und Österreich klimatische Unterschiede, i.A. ist das Wetter in Kalifornien insbesondere in den Sommermonaten deutlich trockener und heißer. Daher dürften die spezifischen Staubemissionen aus der Feldbearbeitung in Österreich niedriger sein als in Kalifornien. Die Anwendung der Emissionsfaktoren nach CARB (1997) in Österreich ist daher mit sehr hohen Unsicherheiten behaftet. Es muss jedoch betont werden, dass die Bestimmung und Be-

rechnung von diffusen Emissionen generell mit hohen Unsicherheiten behaftet ist (siehe z. B. auch Kapitel 10.5). Derzeit werden im Rahmen der UN ECE Task Force on Emission Inventories and Projections (TFEIP) an einem Leitfaden zur Berechnung landwirtschaftlicher Emissionen gearbeitet (siehe Kapitel 12.2); nach Fertigstellung dieses Leitfadens sollten daher die Emissionen aus der Feldbearbeitung neu berechnet werden.

Die Emissionen aus der **Manipulation** von landwirtschaftlichen Gütern, die direkt der Landwirtschaft zugerechnet werden können (Weizen, Gerste, Hafer, Roggen) betragen etwa 350 t [TRENKER & HÖFLINGER, 2001]. Nicht der Landwirtschaft zugerechnet wird der Schüttgutumschlag von Kraftfutter, Malz, Tiermehl etc. Diese werden der verarbeitenden Industrie zugeschlagen.

Die Emissionen aus der **Tierhaltung** betragen etwa 430 t. Die Emissionsfaktoren, die in der Literatur zu finden sind, beziehen sich auf die Anzahl an Tieren. Allerdings ist – wie in WINIWARTER (2001) angeführt wird – unklar, welche Prozesse diesen Emissionen zu Grunde liegen. Entsprechend müssen die angeführten Emissionen als grobe Abschätzung gelten.

Die oben angeführten Emissionen aus der Feldbearbeitung, Manipulation von landwirtschaftlichen Gütern und der Tierhaltung sind vor allem der Grobfraction von PM₁₀ zuzuschreiben. Wie bei den Nicht-Abgasemissionen des Straßenverkehrs ist ihr Beitrag zu den PM_{2,5}-Emissionen wesentlich geringer, aufgrund ihrer vergleichsweise hohen Depositionsgeschwindigkeit spielen die Emissionen aus diesen Prozessen eher eine lokale Rolle. Auch dürfte die gesundheitliche Relevanz geringer sein (ausgenommen u.U. Emissionen aus der Tierhaltung).

Im Unterschied dazu fallen die **Abgasemissionen** der landwirtschaftlichen Geräte in die Feinfraktion (< 2,5 µm) und unterliegen daher auch einem weitreichenden Transport; ebenso ist ihre gesundheitliche Relevanz hoch. Die Abgasemissionen der landwirtschaftlichen Geräte betragen etwa 1.900 t, wobei diese zu 92 % von Traktoren verursacht werden. In der **Forstwirtschaft** spielen vor allem Abgasemissionen von motorbetriebenen Geräte eine Rolle. Diese betragen etwa 930 t, wobei 93 % auf Traktoren zurückzuführen sind. Obwohl die Anzahl der effektiv eingesetzten Traktoren in Österreich nur etwa 300.000 beträgt [PISCHINGER, 2000], sind die Emissionen vergleichbar mit denen aller Pkw. Dies liegt zum einen daran, dass aufgrund der längeren Lebensdauer das Durchschnittsalter der Traktoren wesentlich höher als der Pkw ist – so sind bspw. 45 % der Traktoren älter als 20 Jahre, 73 % älter als 10 Jahre [PISCHINGER, 2000] – zum anderen daran, dass die Abgasgesetzgebung wesentlich weniger streng ist als jene für Pkw oder Lkw. Mögliche Maßnahmen zur Reduktion dieser Emissionen sind in Kapitel 14.3.1.2.1 angeführt.

12.2 Abschätzung der Emissionen mittels Emissionsfaktoren der TFEIP

Im Rahmen der UN ECE Task Force on Emission Inventories and Projections (TFEIP) wird derzeit an einem Leitfaden zur Berechnung der Emissionen aus landwirtschaftlicher Tätigkeit gearbeitet. Erste Ergebnisse dieser Task Force sowie Berechnungen für Deutschland wurden auf einem Workshop⁴⁶ im Herbst 2004 vorgestellt.

Für Deutschland wurden die PM₁₀-Emissionen, die bei der Weizen- und Roggenproduktion anfallen, berechnet. Die Ergebnisse für das Jahr 2003 sind in Tabelle 102 dargestellt.

⁴⁶ Workshop on PM Emission Inventories on 18 October, followed by a Joint Task Force on Emission Inventories and Projections (TFEIP) and EIONET meeting, focusing on guidebook, reporting and review issues, Palanza, Italien 18-21 Oktober 2004.

Tabelle 102: PM10-Emissionen aus der Weizen- und Roggenproduktion in Deutschland 2003, in Tonnen (aus HINZ (2004)).

	Ernte	Entladen	Dreschen	Trocknen	Feldbearbeitung	Summe
Weizen	18.394	353	483	1440	1077	21747
Roggen	1.484	43	60	178	201	1967

Der überwiegende Teil der Emissionen fällt demnach bei der Ernte an. Mittels der in HINZ (2004) angeführten Emissionsfaktoren können analog die PM10-Emissionen aus der Getreideproduktion in Österreich abgeschätzt werden. Demnach würden bei der Produktion von Weizen, Roggen, Gerste und Hafer etwa 2.800 t PM10 anfallen. Falls bei den übrigen Feldfrüchten angenommen wird, dass lediglich bei der Feldbearbeitung mit nennenswerten Emissionen zu rechnen ist, würden sich diese mit etwa 200-400 t abschätzen lassen. In Summe würden daher etwa 3.000 t PM10 aus der Ernte und Feldbearbeitung von Getreide und sonstigen Feldfrüchten anfallen. Dies wäre etwa die Hälfte der für diese Aktivitäten in der österreichischen Staubemissionsinventur angegebenen Emissionen.

In SEEDORF & DÄMMGEN (2004) wurden PM10-Emissionsfaktoren für die Tierhaltung vorgeschlagen, die für das Kapitel Tierhaltung des "Guidebook on particle emissions from animal production" der TFEIP verwendet werden sollen. Eine grobe Abschätzung der PM10-Emissionen in Österreich aus der Tierhaltung anhand dieser Emissionsfaktoren ergibt einen Wert von etwa 2.400 t PM10. Dies wäre deutlich höher als die in der österreichischen Emissionsinventur angeführten 430 t.

Im Jahr 2005 soll das angeführte Kapitel des Guidebooks über PM-Emissionen aus der Tierhaltung der TFEIP abgeschlossen werden, zu dem Kapitel über Emissionen aus der Feldbearbeitung soll ein Entwurf fertiggestellt werden. Es kann daher erwartet werden, dass bei einer Überarbeitung der österreichischen Staubemissionsinventur aktuelle und auf Mitteleuropa anwendbare Emissionsfaktoren zur Verfügung stehen werden.

12.3 Vergleich mit Emissionsberechnungen der Schweiz

In SAEFL (2003) werden die PM10-Emissionen der Land- und Forstwirtschaft in der Schweiz angeführt (Tabelle 103).

Tabelle 103: PM10-Emissionen aus Land- und Forstwirtschaft in der Schweiz, 2000.

Quelle	PM10-Emissionen [t/a]
Abgasemissionen	1.100
Nicht-Abgasemissionen	2.100
Tierhaltung	1.700
Heuproduktion	140
Verbrennung landwirtschaftlicher Abfälle	1.500

Wie Tabelle 103 zu entnehmen ist, ist die Gesamtmenge der PM10-Emissionen aus der Land- und Forstwirtschaft nicht direkt vergleichbar mit den Zahlen der österreichischen Staubemissionsinventur, da z.T. unterschiedliche Emissionsquellen berücksichtigt wurden (die Nicht-Abgasemissionen in der Schweizer Inventur dürften den Emissionen aus der Feldbearbeitung und der Ernte in der österreichischen Inventur entsprechen, dies bedarf

aber noch einer Überprüfung). Auch geht aus SAEFL (2003) die Methodik der Emissionsberechnung nicht hervor. In der Schweizer Inventur werden bspw. Werte für Heuproduktion und Verbrennung landwirtschaftlicher Abfälle angegeben. Diese finden sich nicht in der österreichischen Inventur, sie machen aber mehr als die Hälfte der in Tabelle 103 angeführten Emissionen aus. Allerdings ist das Verbrennen landwirtschaftlicher Abfälle in Österreich verboten und nur in Ausnahmefällen erlaubt, der Beitrag aus dieser Quelle dürfte daher in Österreich deutlich geringer sein. Ebenso beträgt der Anteil der Heuproduktion an den landwirtschaftlichen Emissionen der Schweiz lediglich 2 %. Dagegen ist nicht klar, ob in der Schweiz Emissionen aus der Manipulation von Getreide berücksichtigt wurden.

Direkt vergleichbar sind die Abgasemissionen und die Emissionen aus der Tierhaltung. Während erstere in einer vergleichbaren Größenordnung liegen, sind die Emissionen aus der Tierhaltung in der Schweiz etwa dreimal so hoch wie in Österreich. Wie in WINIWARTER (2001) angeführt, wurden in der Schweiz wesentlich höhere Emissionsfaktoren zur Berechnung der Emissionen aus der Tierhaltung verwendet.

Die Nicht-Abgasemissionen der Schweizer Inventur betragen etwa ein Drittel der Emissionen aus Feldbearbeitung und Ernte in der österreichischen Inventur. Allerdings ist unklar, welche Prozesse bei den Nicht-Abgasemissionen in der Schweiz berücksichtigt wurden, ein direkter Vergleich ist daher nicht möglich.

12.4 Resümee

Emissionen aus land- und forstwirtschaftlicher Tätigkeit können u.U. erheblich sein, allerdings weisen die entsprechenden Berechnungen z.T. sehr hohe Unsicherheiten auf. Dadurch ist eine Quantifizierung des Beitrags zu den gesamten PM₁₀-Emissionen in Österreich, aber auch zu der PM₁₀-Belastung kaum möglich. Die österreichische Staubemissionsinventur sollte daher v.a. im Bereich der Feldbearbeitung verbessert werden; der Beitrag möglicher weiterer Quellen wie z. B. das Verbrennen landwirtschaftlicher Abfälle und die Heuproduktion sollte untersucht werden.

13 DEFIZITANALYSE UND WEITERFÜHRENDE STUDIEN

Wie in den vorhergehenden Abschnitten angeführt, bestehen nach wie vor signifikante Kenntnislücken in Bezug auf die Höhe und die räumlich-zeitliche Verteilung der Schwebestaubbelastung, ihre Quellen und die Effektivität von Minderungsmaßnahmen. Diese Kenntnislücken lassen sich nur durch zielgerichtete Messungen und Studien vermindern. Im Folgenden werden einige dieser Defizite angeführt und Vorschläge für konkrete Studien ausgearbeitet. Allerdings sind für die Durchführung dieser Studien entsprechende Mittel notwendig.

13.1 PM10-Messungen

PM10-Messdaten werden in Österreich derzeit in erster Linie zur Überwachung der Einhaltung der Grenzwerte des IG-L und der RL 1999/30/EG erfasst. Darüber hinaus dienen die Messungen auch folgenden zusätzlichen Zielen:

- Trenduntersuchung
- Untersuchung der Herkunft und Quellzuordnung der PM10-Konzentration
- Validierung für die Modellierung der PM10-Belastung (z. B. für EMEP)
- Studien zur Untersuchung der atmosphärischen Prozesse, die für die Entstehung, den Transport und die Ablagerung von Schwebestaub bzw. PM10 relevant sind
- Abschätzung der Exposition der Bevölkerung.

Für diese Zielsetzungen sind jeweils unterschiedliche Messverfahren und Messgrößen relevant. In Tabelle 104 werden drei Verfahren – Gravimetrie, Gravimetrie mit Analyse der chemischen Zusammensetzung sowie automatische (kontinuierliche) Verfahren - in Bezug auf ihre Stärken bewertet.

Tabelle 104: Bewertung der Messverfahren gravimetrische Konzentrationsmessung, Gravimetrie mit Analyse der chemischen Zusammensetzung sowie automatische (kontinuierliche) Konzentrationsmessung hinsichtlich ihrer Eignung für verschiedene Fragestellungen.

Messziel	Gravimetrie		automatische Konzentrationsmessungen (1h Werte)
	Messung (24h Probenahme)	Analyse	
Einhaltung Grenzwerte	+++		+
Trenderfassung	+++	+++	++
Herkunft/Quellen	+	+++	++
Validierung Modelle	+	+++	+
Atmosphärische Prozesse	+	+++	++
Exposition Bevölkerung	+++	(+++) ⁴⁷	++

13.1.1 PM10-Konzentrationsdaten

Wie die Relation zwischen gravimetrischen und kontinuierlichen PM10-Messwerten (Anhang 2) zeigt, ist eine Erfassung der PM10-Konzentration mittels kontinuierlicher Messgeräte mit einem konstanten Standortfaktor für eine Kontrolle der Einhaltung der gesetzlich festgelegten PM10-Grenzwerte mit hohen Unsicherheiten behaftet.

Es wird daher empfohlen, im Zuge der nächsten Novelle der Messkonzept-VO die Anzahl der gravimetrischen PM10-Messstellen zu erhöhen.

Adressat: BM für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft

Die große Variationsbreite des Verhältnisses zwischen gravimetrischen und kontinuierlichen PM10-Messwerten lässt es in jedem Fall problematisch erscheinen, mit einem konstanten Standortfaktor für das Jahr oder auch unterschiedlichen, aber konstanten Faktoren für Winter- und Sommerhalbjahr zu arbeiten.

Bei Anwendung kontinuierlicher Messverfahren zur Überwachung der Immissionsgrenzwerte wird die Verwendung unterschiedlicher Standortfunktionen für Winter und Sommer empfohlen. Bei der Ableitung von Standortfunktionen sollte höchste Priorität auf eine akkurate Reproduktion der Anzahl der TMW über 50 µg/m³ gelegt werden.

Adressat: Ämter der Landesregierungen

Es erscheint jedenfalls notwendig, in mehreren Klein- und Mittelstädten des Burgenlandes, Niederösterreichs und der Steiermark gravimetrische PM10-Messungen durchzuführen, und zwar bevorzugt an verkehrsnahen Standorten nahe dem Stadtzentrum (welche, wie in der Messkonzept-VO zum IG-L vorgesehen, die Erfassung von Immissionsschwerpunkten erlauben würde), sowie an einem ländlichen Hintergrundstandort im außeralpinen Südosten Österreichs.

Informationen über die PM10-Belastung im Nahbereich hochrangiger Straßen liegen im Osten Österreichs nicht vor. Es wird daher empfohlen, eine gravimetrische PM10-

⁴⁷ Chemische Analysen sind geeignet, die Exposition hinsichtlich verschiedener Inhaltsstoffe zu bestimmen, jedoch nicht hinsichtlich der PM10-Gesamtbelastung

Messstelle in unmittelbarer Nähe einer Autobahn im Burgenland oder in Niederösterreich⁴⁸ zu errichten, die, wenn möglich, auch für Siedlungsgebiete repräsentativ ist.

Der hohe Beitrag des Ferntransportes aus dem Südosten zur PM10-Belastung im Nordburgenland lässt erwarten, dass auch das Südburgenland und die außeralpinen südlichen und östlichen Teile der Steiermark von PM10-Ferntransport in erheblichem Ausmaß betroffen sind. Ferntransport von Südosten könnte einen wesentlichen Beitrag zur beobachteten hohen PM10-Belastung in weiten Teilen der Steiermark liefern.

Es wird daher empfohlen, die PM10-Hintergrundkonzentration im Südosten Österreichs – Region Südburgenland und außeralpine Teile der Steiermark – mittels der gravimetrischen Methode zu erfassen.

Adressat: Amt der Steirischen Landesregierung

Gleichzeitig muss betont werden, dass sich für eine Herkunftsanalyse der PM10-Belastung kontinuierliche Messwerte in Halbstundenauflösung als äußerst hilfreich erwiesen haben. Ohne hohe zeitliche Auflösung lassen sich PM10-Konzentrationen weder mit dem zeitlichen Muster bestimmter Emittenten in Beziehung setzen, noch Auswertungen in Hinblick auf meteorologische Einflussfaktoren einschließlich Ferntransport durchführen.

Es wird daher empfohlen, an einer repräsentativen Anzahl an Messstellen Parallelmessungen mittels Gravimetrie und kontinuierlichen Verfahren durchzuführen.

Adressat: Ämter der Landesregierungen

13.1.2 PM10-Inhaltsstoffe

Die Kenntnis der chemischen PM10-Zusammensetzung ist u. a. unerlässlich für die Aufteilung der PM10-Belastung auf primäre und sekundäre Partikel und damit entscheidend für das Entwerfen von Minderungsmaßnahmen, die einerseits bei primären Partikelemissionen, andererseits bei den Emissionen der Vorläufer für sekundäre Aerosole (SO₂, NO_x, NH₃ und NMVOC) ansetzen müssen. Dies ist sowohl beim Ferntransport als auch bei der regional verursachten PM10-Belastung von Relevanz.

Längere Messkampagnen zur Untersuchung der PM10-Zusammensetzung liegen lediglich aus den in Kapitel 1 genannten Kampagnen vor. Für repräsentative Aussagen sind längere zusammenhängende Datensätze erforderlich, allerdings liegen die meisten entsprechenden Messkampagnen (AUPHEP, Wien Spittelau - Illmitz) schon mehrere Jahre zurück (1999-2001).

Somit erscheint es notwendig, aktuelle Daten über PM10-Inhaltsstoffe durch die gleichzeitige Probenahme an ländlichen Hintergrundstandorten, großstädtischen Hintergrundstandorten und großstädtischen Belastungsschwerpunkten zu erheben. Die Analyse der chemischen Zusammensetzung ausgewählter Filter sollte eine Differenzierung der verschiedenen Beiträge erlauben. PM10-Filter (Tagesproben) für ausgewählte, repräsentative Belastungsepisoden, deren meteorologische Bedingungen (Ausbreitungsbedingungen, Ferntransport) auf andere Situationen verallgemeinerbar sind, sollten möglichst umfangreich analysiert werden, wobei den u.g. Fragestellungen bezüglich OM und mineralischem Material verstärktes Augenmerk gewidmet werden sollte. Synergieeffekte mit dem Projekt AQUELLA

⁴⁸ Die vom Amt der NÖ LR betriebene Messstelle Vösendorf ist dafür kaum geeignet, da sie in den nächsten Jahren massiv von der nahe gelegenen Baustelle der S1 beeinflusst wird und auch nach deren Fertigstellung aufgrund der Unterflurlage der S1 nicht repräsentativ für den Einflussbereich von Autobahnen oder Schnellstraßen sein wird.

sind nach Möglichkeit zu nützen. Ein paralleler Einsatz von kontinuierlichen Monitoren, die die Erfassung bestimmter Staubinhaltsstoffe (etwa Sulfat; Nitrat; EC/OC; siehe auch Kapitel 13.2) mit hoher zeitlicher Auflösung erlauben, ist wünschenswert.

Vorgeschlagen wird eine Probenahmekampagne über ein Winterhalbjahr an den ländlichen Hintergrundstandorten im Alpenvorland, im Flachland Ostösterreichs, in der Südoststeiermark, an städtischen Hintergrundstandorten sowie an Belastungsschwerpunkten in Salzburg, Linz, Wien und Graz.

Nützlich für die Beurteilung des lokalen PM₁₀-Beitrags in kleineren Städten wäre zusätzlich die gleichzeitige Probenahme in Klein- oder Mittelstädten im Südosten (Südsteiermark, Südburgenland), im Nordosten (Nordburgenland, Niederösterreich) sowie in Oberösterreich.

Diese chemischen Analysen sollten durch die Berechnung von Rückwärtstrajektorien (siehe Kapitel 4.9.1.1 und 13.3) ergänzt werden, um den Beitrag von Ferntransport zur PM-Belastung abschätzen zu können.

Adressat: Ämter der Landesregierungen, Umweltbundesamt

Hinsichtlich der Inhaltsstoffanalysen besteht noch wissenschaftlicher Forschungsbedarf v. a. bei:

- organischem Material: Dieses kann auf verschiedene Quellen zurückzuführen sein inkl. unverbrannte Brennstoffreste, biogenes Material, Partikel aus Prozessemissionen und sekundäre organische Partikel. Letztere können auf anthropogen und biogen emittierte flüchtige organische Verbindungen (VOC) zurückzuführen sein. Eine Identifizierung der verantwortlichen VOC-Spezies und ihrer Quellen ist für die Ableitung von effektiven Reduktionsmaßnahmen essentiell;
- mineralischem Material (in den Analysen im wesentlichen als „Rest“ ausgewiesen, welcher die unlöslichen PM₁₀-Anteile umfasst).

13.2 Messung anderer Parameter

Die derzeitige rechtliche Lage in Österreich und der Europäischen Union sieht die Messung und Beurteilung der Schwebestaubbelastung anhand des Indikators PM₁₀ vor. Allerdings legt die 1. Luftqualitätsrichtlinie der EU auch fest, dass Strategien zur Verringerung der PM₁₀-Konzentration auch auf die Verringerung der PM_{2,5}-Konzentration abzielen müssen. Somit ist auch dieser Parameter bei Immissionsmessungen, der Erstellung von Emissionsinventuren sowie der Modellierung ausreichend zu berücksichtigen. Ziel sollte dabei auch sein, verlässliche Aussagen über Belastungsschwerpunkte sowie die Exposition der Bevölkerung zu erhalten. Diese Größen sind nicht nur für die Herkunftsanalyse von PM₁₀ von hoher Relevanz, sondern wären auch für zukünftige Gesundheitsstudien von hohem Wert.

Andere Schwebestaubparameter, die vorerst stichprobenartig, aber in weiterer Folge auch routinemäßig erhoben werden sollten, umfassen die Partikelanzahlkonzentration, die kontinuierliche Erfassung von Staubinhaltsstoffen wie Sulfat, Nitrat und EC/OC etc.

Adressat: Umweltbundesamt, Ämter der Landesregierungen

13.3 Herkunftsanalysen mittels Trajektorien

Für den Nordosten Österreichs (Nordburgenland, Wien, Niederösterreich) sind derzeit Stuserhebungen bzw. Vorstudien für Stuserhebungen in Arbeit, in deren Rahmen u. a. Herkunftsanalysen erhöhter PM₁₀-Belastungen mittels Rückwärtstrajektorien durchgeführt wurden. Die bis jetzt vorliegenden Ergebnisse erlauben für Illmitz eine relativ präzise Zuordnung zu Ferntransport aus bestimmten Quellregionen bzw. zu regionaler Schadstoffanreicherung. Trotz der relativ schmalen Datenbasis der für diese Region zur Verfügung stehenden PM₁₀-Inhaltsstoffanalysen konnten auch signifikante Unterschiede im Ausmaß des Ferntransports von Sulfat, Nitrat und primären Partikeln erarbeitet werden. Für andere Gebiete fehlen analoge Auswertungen.

Es wird daher vorgeschlagen, die Herkunftsuntersuchungen erhöhter PM₁₀-Belastung mit der Methodik der Rückwärtstrajektorien und ihrer Verweilzeitstatistiken für folgende Regionen und Zeiträume fortzuführen:

- für die (gravimetrischen) Daten der Hintergrundstandorte Pillersdorf und Enzenkirchen im Jahr 2004;
- für die vier Oberösterreichischen Messstellen (BG Linz) mit PM₁₀-Inhaltsstoffanalysen, 2002 und 2003;
- für (gravimetrische) PM₁₀-Hintergrundmessdaten der Südsteiermark (geplante Messung in Klösch) und parallele Messwerte aus Graz (Projekt AQUELLA) und Kleinstädten am Südostrand der Alpen ab dem Winter 2004/2005;
- eine Fortführung der Untersuchungen für Illmitz und Wien (gravimetrische Daten) für das Jahr 2004.

13.4 PM-Emissionen

Die Datenlage bei Emissionen primärer Partikel ist verbesserungswürdig. Die Ermittlung realitätsnaher PM-Emissionen (für Gesamtschwebestaub, PM₁₀ und PM_{2,5}) stellt – nicht nur im Rahmen der vorliegenden Studie – einen erheblichen Aufwand unter Rückgriff auf verschiedenste Datenquellen dar; in vielen Fällen sind die Abschätzungen mit z. T. erheblichen Unsicherheiten behaftet.

Neben der Höhe der Emissionen gibt es auch Unsicherheiten in Bezug auf die räumliche Verteilung der Emissionsquellen sowie die chemische Zusammensetzung der Emissionen. Von Seiten des Umweltbundesamtes wird dringend empfohlen, bei der Erhebung von räumlich zugeordneten PM₁₀-Emissionen österreichweit einheitlich vorzugehen.

Mittelfristig wünschenswert wäre eine räumliche Disaggregation der Emissionen nach Vorbild Schweiz, etwa auf einen Raster von 500 x 500 m² [SAEFL, 2003].

Die Aktivitätsdaten (Verkehrsstärken, Energieeinsatz,), auf welche sich die Emissionsberechnungen stützen, müssen regelmäßig aktualisiert und österreichweit einheitlich erhoben werden und sollten für die Ämter der Landesregierungen, welche im IG-L für die Erstellung von Emissionskatastern verantwortlich sind, zugänglich sein.

Sektoren **Verkehr und Hausbrand**

- Die Emissionen des hochrangigen Straßennetzes sollten Straßenabschnitten zugeordnet werden. Ist diese räumliche Zuordnung nicht verfügbar, sollten im ländlichen Raum die Emissionen in einer Auflösung von ca. 10 km vorliegen.
- Emissionen des Hausbrands sollten bundesweit einheitlich auf Zählsprenkel- oder Gemeindebasis disaggregiert werden. Ein entsprechend räumlich hoch aufgelöster Emissionskataster für Österreich wäre zur Abschätzung der Immissionsbelastung erforderlich.
- Im Rahmen eines Forschungsprojektes sollten die Emissionen im Tages-, Wochen- und Jahresverlauf ermittelt werden. Entsprechend zeitlich aufgelöste Emissionsdaten sind einerseits für eine präzise Interpretation der Zeitverläufe der PM₁₀-Belastung, andererseits für die Modellierung von Schadstoffkonzentrationen erforderlich.
- Im Rahmen dieser Studie wurden verschiedene, in der Literatur beschriebene Methoden zur Ermittlung der verkehrsbedingten Wiederaufwirbelung von Schwebestaub untersucht. Keine dieser Methoden liefert jedoch Ergebnisse mit zufriedenstellender Qualität. Weitere Forschungsvorhaben (in internationaler Kooperation) sollten initiiert werden, um für die Wiederaufwirbelung relevante Parameter sowie die Abhängigkeit der Emissionen von diesen Parametern zu ermitteln. Dies wäre essentiell für die Planung von gezielten Maßnahmen und die Abschätzung ihrer Wirksamkeit.
- Das Reduktionspotenzial für Abgasemissionen durch strengere Kontrollen der Einhaltung von Emissionsstandards sollte ermittelt werden.
- Das Reduktionspotenzial und die Kosten der Nachrüstung von mobilen Maschinen und Geräten mit Partikelfiltern bzw. Partikelkatalysatoren sollte durch Machbarkeitsstudien genauer quantifiziert werden.

Im Sektor **Industrie** müssen gefasste Emissionen nach Möglichkeit aus Abgasmessungen oder Berechnungen mittels Emissionsfaktoren ermittelt werden. Die Abschätzung über Emissionshöchstmengen aus Genehmigungsbescheiden ist unbefriedigend.

Erheblicher Forschungs- bzw. Erhebungsbedarf besteht bei den Schwebestaubemissionen und dem Minderungspotenzialen bei den meisten **diffusen Quellen** oder industriellen Nebenaggregaten (siehe Kapitel 10.5).

Die österreichische Emissionsinventur für Schwebestaub sollte unter Berücksichtigung neuester Forschungsergebnisse aktualisiert werden. Dies betrifft insbesondere die Sektoren Hausbrand sowie die diffusen Emissionen aus industriellen Quellen (inklusive Bausektor) und der Landwirtschaft.

Adressat: Umweltbundesamt

In Hinblick auf die Bildung sekundärer Partikel ist die Kenntnis der Emissionen von SO₂ und NO_x (u. U. auch Ammoniak und VOC) erforderlich. Da die Bildung sekundärer Partikel ein länger dauernder Prozess ist, ist eine genaue Verortung der relevanten Vorläufer-Emissionen für die gegenständliche Fragestellung nicht immer erforderlich. Eine räumliche

Disaggregation auf der Skala von städtischen Ballungsräumen (ca. 20 km) ist ausreichend, im ländlichen Raum auch eine gröbere räumliche Auflösung.

13.5 Modellierung

Modelle liefern nicht nur eine direkte Verknüpfung von Emissionen und Immissionen, sie sind auch unerlässlich, um etwa Luftschadstoffkonzentrationen flächenhaft darstellen zu können sowie Immissionsprognosen zu erstellen. Generell können verschiedene modelltechnische Ansätze unterschieden werden.

Einfache empirische Modelle basieren oft auf einer Kombination von Immissionsmessdaten mit Emissionskatastern. Derartige Modelle werden in einigen europäischen Ländern ebenso wie vom Umweltbundesamt eingesetzt.

Eine Weiterentwicklung dieser Modelle sollte forciert werden, auch in Hinblick auf eine Abschätzung der Exposition der Bevölkerung.

Adressat: Umweltbundesamt

Atmosphärische Ausbreitungsmodelle sind demgegenüber weit komplexer und benötigen neben Emissionsdaten oft z. T. sehr umfangreiche meteorologische Eingangsdaten.

Die Modellierung der europaweiten PM-Konzentration (einschl. Bildung sekundärer Partikel) wird derzeit u. A. im Rahmen von EMEP durchgeführt. Dieses Modell wird laufend verbessert, wobei unter anderem eine Analyse der Herkunft von organischem Material im derzeitigen Fokus steht. Die Ergebnisse dieser Modelle erlauben eine Zuordnung der Schwebestaubbelastung zu bestimmten Quellgebieten und sind damit eine wichtige Ergänzung zu den oben beschriebenen Trajektorienanalysen.

Die Arbeiten innerhalb des EMEP-Programms sollten unter anderem durch die volle Implementierung der EMEP-Messstrategie für PM unterstützt werden, insbesondere an der EMEP-Messstelle Illmitz.

Adressat: Umweltbundesamt

Eine besondere Art von Modellen sind Techniken, die aufgrund bestimmter gemessener Parameter (etwa der chemischen Inhaltsstoffe) mit Hilfe von statistischen Verfahren Rückschlüsse auf die PM-Quellen zulassen („Source Apportionment“). Ein Teil des in Österreich herrschenden Forschungsbedarfs wird im Rahmen des Projektes AQUELLA der TU-Wien (Prof. Puxbaum) behandelt, das mit Anfang 2004 begonnen hat. Mit ersten Ergebnissen ist allerdings erst Mitte 2005 zu rechnen.

13.6 Emissionsmindernde Maßnahmen

Bislang liegen nur unzureichende Daten über die Wirksamkeit diverser emissionsmindernder Maßnahmen zur Reduktion der Schwebstaubbelastung vor. Dies betrifft bestimmte nicht-technische Maßnahmen im Verkehrssektor (z. B. Bewusstseinsbildung, Ausbau des ÖPNV, fiskalische Maßnahmen etc.) generell die nicht-Abgas Kfz-Emissionen, diffuse Emissionen sowie Emissionen aus dem Sektor Hausbrand. Entsprechende Forschungsprojekte – gegebenenfalls in internationaler Zusammenarbeit – sollten initiiert werden.

13.7 Evaluierung der Strategie

Die vorliegende Studie und deren Umsetzung innerhalb einer österreichischen Staubstrategie sollte in regelmäßigen Zeitpunkten evaluiert werden.

Schwebestaub und dessen Bekämpfung ist ein zentraler Punkt der europäischen Luftreinhaltepolitik auf internationaler, nationaler, regionaler und lokaler Ebene. Unzählige Forschungsprojekte laufen auf diesem Gebiet, das Thema wird in diversen internationalen und nationalen Arbeitsgruppen behandelt und zudem sind bei Bedarf Programme und Pläne zur Einhaltung der EU-PM10-Grenzwerte zu erstellen und an die Europäische Kommission zu berichten. Die durch diese Aktivitäten gewonnenen Erfahrungen sollten bei der Evaluierung der Strategie in Betracht gezogen werden.

14 MAßNAHMEN ZUR REDUKTION DER PM10-BELASTUNG

14.1 Einleitung

Für die in einigen Regionen und zahlreichen Städten Österreichs über dem Grenzwert liegende PM10-Belastung sind – wie die vorhergehenden Kapiteln gezeigt haben – verschiedene Verursacher und Ursachen verantwortlich. Eine Senkung der PM10-Belastung ist daher nicht durch Einzelmaßnahmen bei bestimmten Verursachern oder Verursachergruppen möglich, sondern muss alle relevanten Emittenten in einem u. U. weiten geographischen Bereich erfassen. Die Emissionsinventuren für PM zeigen in den letzten Jahren keine Abnahme der primären Staubemissionen, was die Notwendigkeit von zusätzlichen Maßnahmen noch einmal unterstreicht.

Es ist auch darauf hinzuweisen, dass hohe PM10-Belastungen über den einschlägigen Grenzwerten des geltenden Gemeinschaftsrechts auch in den anderen EU-Mitgliedstaaten und insbesondere den Beitrittsländern beobachtet werden. Dies bedeutet, dass in einigen Fällen auch gemeinschaftsweite Maßnahmen in Betracht gezogen werden sollten. Hier ist auch zu erwähnen, dass durch die gegenwärtige Feinstaubbelastung die *durchschnittliche* Lebenserwartung der europäischen Bevölkerung um bis zu einem Jahr und mehr verkürzt wird; eine generelle Reduktion der Schwebstaubbelastung ist somit unumgänglich.

Die Durchsetzung von effektiven Maßnahmen zur Reduktion der Belastung wird allerdings u. a. durch folgende Umstände erschwert:

- Die Berechnung bzw. Abschätzung der für die Belastung verantwortlichen Emissionen unterliegen einer gewissen Unsicherheit.
- Zumindest Feinstaub unterliegt einem weitreichenden Transport; dadurch müssen lokale und regionale Maßnahmen durch europaweite Maßnahmen flankiert werden.
- Technische Maßnahmen alleine dürften bei einigen Quellgruppen (z. B. verkehrsbedingte Wiederaufwirbelung von Schwebstaub) nicht ausreichend sein, um die zur Erreichung einschlägiger Umweltqualitätsziele (etwa die Grenzwerte gemäß IG-L) notwendigen Reduktionen zu gewährleisten. In diesen Fällen wird es notwendig sein andere Maßnahmen wie etwa ökonomische Instrumente sowie strukturelle Maßnahmen vorzusehen (etwa die Verringerung des Güterverkehrs auf der Straße zu Gunsten der Schiene).

Es wird somit ein Bündel weiterer, koordinierter Maßnahmen auf verschiedenen Ebenen notwendig sein, um die Schwebstaubbelastung nachhaltig zu reduzieren.

Nachfolgend werden im Kapitel 14.2 allgemeine Grundsätze dargelegt, die für die Setzung umweltpolitischer Maßnahmen zur Reduktion der Feinstaubbelastung als Leitlinie dienen sollen.

14.2 Allgemeine Prinzipien

Verursacherprinzip

Beeinträchtigungen der Schutzgüter durch Luftschadstoffe sind im Sinne des Verursacherprinzips vorzubeugen; nach Möglichkeit sind Luftschadstoffe an ihrem Ursprung zu bekämpfen. Alle Emittenten oder Emittentengruppen, die im Beurteilungszeitraum einen erheblichen Einfluss auf die Immissionsbelastung gehabt haben und einen erheblichen Beitrag zur Immissionsbelastung, insbesondere im Zeitraum der Überschreitung des Immis-

sionsgrenzwerts, geleistet haben, sind zu berücksichtigen. Maßnahmen sind vornehmlich bei den hauptverursachenden Emittenten und Emittentengruppen unter Berücksichtigung der auf sie fallenden Anteile an der Immissionsbelastung, des Reduktionspotenzials und des erforderlichen Zeitraums für das Wirksamwerden der Maßnahmen zu setzen (§ 11 IG-L).

Einbezug aller relevanter Quellen

Bei der Erlassung von Maßnahmen ist darauf Bedacht zu nehmen, dass alle Emittentengruppen, die einen wesentlichen Einfluss auf die Immissionsbelastung hatten, entsprechend ihrem Beitrag berücksichtigt werden. Dabei sind auch die entsprechenden Reduktionspotenzials zu berücksichtigen sowie der Zeitraum zur Setzung bzw. zum Wirksamwerden der Maßnahmen.

Kosten-Effizienz

Vorrangig sollten Maßnahmen ergriffen werden, bei denen den Kosten der Maßnahme eine möglichst große Verringerung der Immissionsbelastung bzw. der damit in Zusammenhang stehenden Auswirkungen gegenübersteht (§ 11 IG-L).

Verhältnismäßigkeit und Berücksichtigung öffentlicher Interessen

Gemäß § 11 IG-L sind Maßnahmen nur dann vorzuschreiben, wenn sie verhältnismäßig sind. Auch sind öffentliche Interessen zu berücksichtigen.

Verminderung der Emission mit dem Ziel, die Exposition möglichst effektiv zu reduzieren

Schwebestaub (PM_{2,5} und PM₁₀) ist ein wesentlicher Risikofaktor und eine weiter gehende Reduktion der Exposition ist somit geboten. Ziel des IG-L ist u.a. der dauerhafte Schutz der Gesundheit des Menschen, des Tier- und Pflanzenbestands, ihrer Lebensgemeinschaften, Lebensräume und deren Wechselbeziehungen sowie der Kultur- und Sachgüter vor schädlichen Luftschadstoffen sowie der Schutz des Menschen vor unzumutbar belästigenden Luftschadstoffen. In diesem Zusammenhang ist darauf hinzuweisen, dass die in der Richtlinie 1999/30/EG formulierten Grenzwerte (Stufe 1 und Stufe 2) sowie die Grenzwerte des IG-L KEINE ‚no-effect-levels‘ sind, und damit davon auszugehen ist, dass auch eine Reduktion der PM-Belastung in Gebieten ohne Grenzwertüberschreitung zu einer Verminderung des Gesundheitsrisikos beiträgt – und damit der Erreichung der Ziele des IG-L dient. Eine Einschränkung von Maßnahmen alleine auf Gebiete mit den höchsten Belastungen ist somit nicht notwendigerweise die effektivste Luftreinhaltepolitik zur Verminderung von Gesundheitseffekten.

Effektiver aus humanhygienischer Sicht erscheinen somit Strategien, die eine signifikante Reduktion der Exposition der *Gesamtbevölkerung* zum Ziel haben⁴⁹. Dies ist schematisch in Abbildung 99 dargestellt:

⁴⁹ Siehe dazu auch: WILLIAMSON et al., 2003

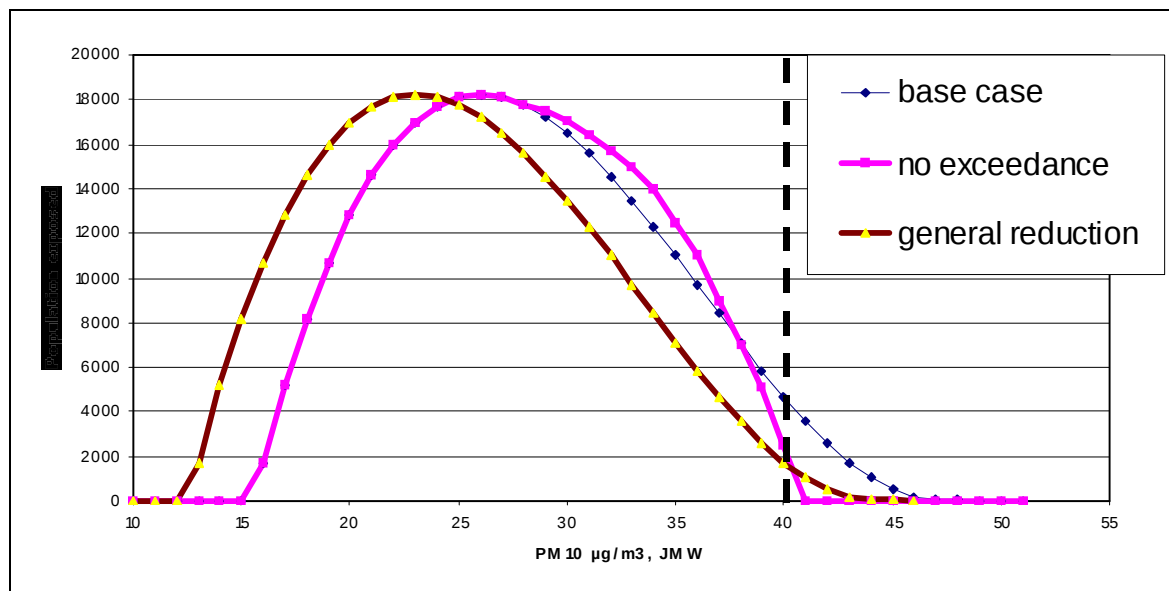


Abbildung 99: Die x-Achse zeigt die PM Konzentrationen als Jahresmittelwerte, die y-Achse die von der Exposition betroffene Bevölkerung.

Im ‚base case‘ ist ein kleiner Teil der Bevölkerung einer Exposition über dem Grenzwert (strichlierte Linie bei 40 µg/m³) ausgesetzt. Im No-exceedance-Fall treten keine Überschreitungen des Grenzwertes mehr auf; allerdings ist die Verminderung der Auswirkungen - unter der Voraussetzung, dass die Beziehung zwischen der Konzentration des betrachteten Luftschadstoffs und der Wirkung linear ist - vergleichsweise gering. Deutlich höhere Verbesserungen würden sich beim ebenfalls dargestellten General-reduction-Szenario ergeben.

Dies spricht stark für die Umsetzung von bundesweiten Maßnahmen, die zu einer generellen Reduktion der PM-Emissionen führen. Weiters ergibt sich aus diesen Überlegungen, dass Quellen, die aufgrund des Ortes und der Höhe der Emissionen besonders stark zur Exposition beitragen (etwa Verkehr in dicht besiedelten Gebieten; Bautätigkeit in städtischen Gebieten; Hausbrand in Wohngegenden) bevorzugt zu berücksichtigen sind.

Einschluss kritischer Quellen

Wie in den vorhergehenden Abschnitten ausführlich dargestellt, hat Schwebestaub nicht nur eine Reihe unterschiedlicher Quellen, sondern auch eine komplexe und stark variable chemische Zusammensetzung. Aus gesundheitlicher Sicht werden einige PM-Quellen als besonders kritisch eingestuft, d. h. ihnen dürfte bei Auslösung der mit der Schwebestaubbelastung in Zusammenhang stehenden Gesundheitsauswirkungen eine besondere Rolle zukommen (WHO, 2003; 2004). Bei der Ausarbeitung von Maßnahmenplänen zur Reduktion der PM-Belastung sollte jedenfalls darauf Bedacht genommen werden, dass jene Quellen, die als ‚kritisch‘ eingestuft wurden (Abgasemissionen des Straßenverkehrs; Partikel aus der Verfeuerung von festen und flüssigen Brennstoffen), entsprechend berücksichtigt werden. Folglich sind Maßnahmen, die nur diffuse mineralische Emissionen (z. B. aus Wiederaufwirbelung von Straßenstaub, Mineralrohstoffabbau oder Bautätigkeit) oder gasförmige Vorläufersubstanzen umfassen, zwar u. U. geeignet die Einhaltung der Grenzwerte zu gewährleisten, allerdings sind diese Maßnahmen hinsichtlich der Gesundheitsauswirkungen weniger effizient als Maßnahmen, welche die angeführten kritischen Quellen umfassen.

Auch ist darauf hinzuweisen, dass die Richtlinie 1999/30/EG explizit vorsieht, dass *PM10-Maßnahmenpläne, die erstellt werden, und allgemeine Strategien zur Verringerung der PM10-Konzentration auch auf die Verringerung der PM2,5-Konzentration abzielen* müssen. Dies schließt die ausschließliche Umsetzung von Maßnahmen, die nur diffuse mineralische Emissionen umfassen, aus.

Grenzüberschreitende Kooperation

Da die Feinstaubbelastung auch ein grenzüberschreitendes Problem darstellt und ihre Quellen im Nordosten und ev. auch im Südosten Österreichs weit in den ost- und südosteuropäischen Raum ausgedehnt sind, sind neben Maßnahmen in Österreich auch Maßnahmen in anderen europäischen Ländern, insbesondere in Südosteuropa, zu setzen.

Bei der rechtlichen Erarbeitung und Umsetzung von effektiven Maßnahmen wird eine Kooperation zwischen dem Bund, den Bundesländern und den Nachbarstaaten in Osteuropa, insbesondere der Slowakei und Ungarn, unerlässlich sein. In diesem Zusammenhang ist auch zu erwähnen, dass in der Luftqualitätsrahmenrichtlinie 96/62/EG für den Fall einer Überschreitung von Grenzwert und Toleranzmarge infolge einer größeren Verunreinigung in einem anderen Mitgliedstaat bzw. wenn die Gefahr einer derartigen Überschreitung besteht, eine Konsultation der betroffenen Mitgliedstaaten mit dem Ziel, das Problem zu beheben, vorgesehen ist. Die Kommission kann bei diesen Konsultationen anwesend sein.

In den nachfolgenden Kapiteln werden neben rechtlichen Rahmenbedingungen Maßnahmen vor allem der Sektoren Verkehr, Industrie, Bauwirtschaft, Landwirtschaft und Hausbrand sowie die Beschaffung aufgelistet, die jeweiligen Zuständigkeiten angeführt und – soweit möglich – die Wirksamkeit der unterschiedlichen Maßnahmen überprüft.

14.3 Maßnahmen nach Sektoren

Im folgenden Abschnitt findet sich eine detaillierte Beschreibung von möglichen Maßnahmen. Diese Darstellung gliedert sich im Wesentlichen nach den Sektoren Verkehr, Hausbrand, Industrie und Landwirtschaft. Darüber hinaus werden jedoch auch Maßnahmen im Beschaffungswesen und zur Bewusstseinsbildung angeführt sowie auf die Notwendigkeit zur Verminderung der Emission von PM-Vorläufersubstanzen hingewiesen.

Die Beschreibung der Maßnahmen enthält wo möglich eine Bewertung der Wirksamkeit sowie Hinweise auf die Zuständigkeit für die Umsetzbarkeit.

14.3.1 Maßnahmen im Bereich Verkehr

Der Verkehrssektor verzeichnet seit einigen Jahrzehnten starke Zuwachsraten. Seit 1980 hat die Verkehrsleistung im Personenverkehr um rund 80 % zugenommen, im Güterverkehr hat sich die Transportleistung nahezu verdoppelt. Der steigende Lebensstandard, unser geändertes Freizeit- und Konsumverhalten, Änderungen in der Raumstruktur wie Zersiedelungserscheinungen, die steigende funktionale Trennung von Wohnen und Arbeit oder verbesserte Verkehrsinfrastruktur zählen ebenso zu den Hauptursachen des

Verkehrswachstums wie geänderte Marktbedingungen und die mangelnde Einbeziehung externer Kosten im Verkehrsbereich⁵⁰.

Eine Reduktion der Emissionen von PM10 (sowie von NO_x als Vorläufer für sekundäre Partikel) kann grundsätzlich folgende Strategien verfolgen:

1. Verringerung der „Aktivität“, die zu Emissionen führt, d. h. der Verkehrsleistung.
2. Verminderung der spezifischen Emission (dies betrifft vor allem die Abgasemissionen).

Daneben sind noch einige organisatorische bzw. strukturelle Maßnahmen zu nennen (etwa Verminderung des Einsatzes von Abtaumitteln; geänderte Straßenreinigungsregime; andere Straßenoberfläche)

Wie die Erfahrungen der letzten Jahre gezeigt haben, wird ein Teil der fahrzeugbezogenen Emissionsminderungen durch eine erhöhte Verkehrsleistung wieder wettgemacht.

In jedem Fall sollten die ‚Nebeneffekte‘ auf andere umwelt- bzw. gesellschaftsrelevante Einflüsse des Verkehrs in die Planung und Durchführung der Maßnahmen einbezogen werden. So können einige der später angeführten Maßnahmen zu (oft allerdings nur geringfügigen) Erhöhungen des Treibstoffverbrauchs (und damit der Emission klimawirksamer Gase) führen; nicht-technische Maßnahmen haben oft positive Nebeneffekte, wie Reduktion der Emission von Treibhausgasen; Verminderung der Lärmemission und der Unfallgefahr etc.

Im Rahmen der österreichischen NEC-Arbeitsgruppe⁵¹ wurden unterschiedliche Maßnahmen hinsichtlich ihrer Wirkung untersucht. Die Maßnahmenpakete wurden vorrangig auf die Reduktion von CO₂ und NO_x, nicht aber PM10 entwickelt. Dabei wurden für

- monetären Instrumenten (fahrleistungsabhängige Maut, Mineralölsteuer) und
- technologischen Maßnahmen (verstärktes Absenken der Fahrzeugemissionsgrenzwerte)

die höchste Maßnahmenwirksamkeit ermittelt. Die untersuchten Maßnahmen dieser beiden Bereiche fallen in den Kompetenzbereich des Bundes.

Anzumerken ist, dass bei der Berechnung der Reduktionspotentiale von einer vollständigen Umsetzung der Maßnahmen der österreichischen Klimastrategie ausgegangen wurde. Die PM10-Reduktionen wurden hierbei aus den in der Klimastrategie angenommenen CO₂ Reduktionspotenzialen abgeleitet. Da nicht notwendigerweise mit einer vollständigen Umsetzung der Klimastrategiemaßnahmen bis 2010 zu rechnen ist verringern sich ebenfalls die hier angeführten PM10 Reduktionspotentiale. Die Abbildung dient somit eher einem qualitativen Vergleich der Maßnahmenwirksamkeiten.

⁵⁰ aus dem 7. Umweltkontrollbericht (UMWELTBUNDESAMT, 2004f)

⁵¹ Die „NEC-Richtlinie“ („National Emission Ceilings“ Richtlinie 2001/81/EG über nationale Emissionshöchstmengen für bestimmte Luftschadstoffe) wurde mit dem Emissionshöchstmengengesetz-Luft (EG-L) in nationales Recht umgesetzt. Im November 2003 wurde vom BMLFUW eine Arbeitsgruppe eingerichtet, die aufbauend auf der Klimastrategie (BMLFUW (2002) „Strategie Österreichs zur Erreichung des Kyoto-Ziels“) Maßnahmenpakete zur Erreichung der Reduktionsziele entwickeln soll. Von zentralem Interesse ist hierbei die Verminderung der Stickoxidemissionen.

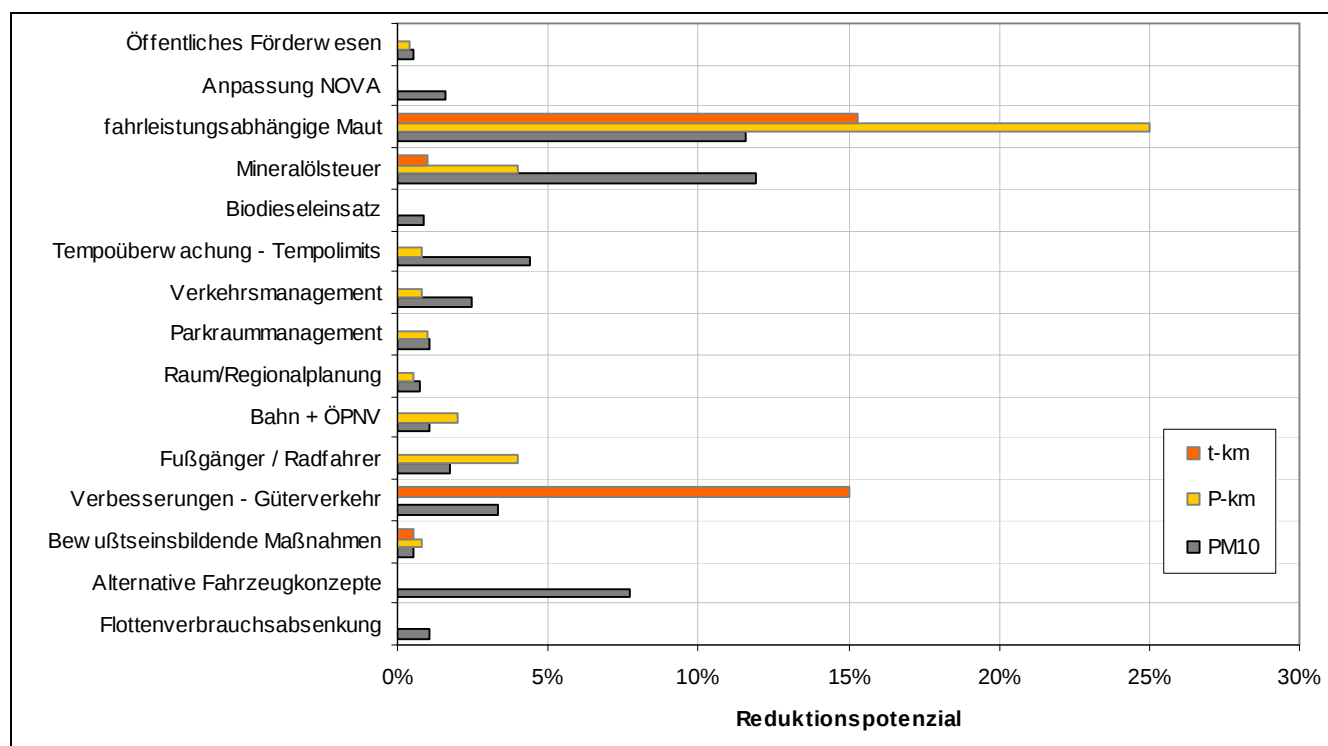


Abbildung 100: Wirksamkeit von Maßnahmen zur Reduktion von PM-Emissionen [HAUSBERGER, 2004].

Anmerkung: Die Reduktionspotenziale der einzelnen Maßnahmen können im Allgemeinen nicht einfach addiert werden, da sich die Maßnahmen untereinander beeinflussen können. Eine Beschreibung der dargestellten Maßnahmen findet sich im Anhang 8.

Darüber hinaus können jedoch auch Maßnahmen der Verkehrs- und Raumplanung, die (mit Ausnahme von Bundesplanungen wie z. B. dem Generalverkehrsplan) im Kompetenzbereich von Gemeinden bzw. Land liegen, durch Förderung seitens des Bundes beeinflusst werden.

14.3.1.1 Verminderung der Verkehrsleistung

Nachfolgend werden Maßnahmen angeführt, die in erster Linie auf eine Reduktion der Verkehrsleistung bzw. auf eine Verlagerung von der Straße auf andere Verkehrsträger abzielen. Diese Maßnahmen bewirken somit eine Reduktion von Abgasemissionen, Emissionen aus Abrieb und der Wiederaufwirbelung. Daneben kann auch eine Verringerung der Lärmemissionen, der Emissionen an Treibhausgasen und anderer Luftschadstoffe erwartet werden.

14.3.1.1.1 Verkehrs- und Geschwindigkeitsbeschränkungen

Verkehrsbeschränkungen

Hierzu zählen Fahrverbote

- bestimmter Fahrzeuge (u. U. in Abhängigkeit von deren Schadstoffausstoß, z. B. Fahrverbot für Prä-EURO-Fahrzeuge);
- zu bestimmten Tageszeiten;
- an bestimmten Wochentagen;
- in bestimmten Jahreszeiten (z. B. Hochwinter mit ungünstigen Ausbreitungsbedingungen);
- bei bestimmten meteorologischen Situationen (z. B. Tirol);
- auf bestimmten Routen.

Um einer unerwünschten Verlagerung (etwa auf bestimmte Tageszeiten bzw. Strecken) entgegenzuwirken, sollte parallel zu den Verkehrsbeschränkungen ein attraktives Angebot für den Transport von Personen und Gütern im Umweltverbund (z. B. Schienenverkehr, Öffentlicher Personennahverkehr, Fuß- und Radverkehr) geschaffen bzw. ausgebaut werden. In Zeiten mit Verkehrsbeschränkungen kann die Verlagerung auf umweltfreundlichere Verkehrsmittel weiters durch innovative Maßnahmen wie z. B. die Gratisbenützung von Öffentlichen Verkehrsmitteln unterstützt werden.

Für die Region Graz wurde im Jahr 2003 eine Untersuchung über das Vermeidungspotenzial von Staub für unterschiedliche Maßnahmen durchgeführt [HEIDEN, 2003]. Eine der Maßnahmen bezog sich auf das Fahrverbot für Pkw mit geraden bzw. ungeraden Endungen der Kennzeichen an geraden bzw. ungeraden Tagen. Dabei wurde eine Einsparung der Verkehrsmenge um rund 40 % der Pkw angenommen (eine Halbierung ist durch die Verlagerung der Fahrzeugnutzung auf die gestatteten Zeiten, das Aufrechterhalten von Ausnahmegenehmigungen etc. nicht möglich).

Durch diese Maßnahme wurde ein Reduktionspotenzial von rund 31 % für PM10-- Abgasemissionen ermittelt. Bei Berücksichtigung der Abriebs- und Wiederaufwirbelungsemissionen ergibt sich für die Gesamtemission ein Reduktionspotenzial von rund 26 %.

Erste Erfahrungen mit sehr weitreichenden Fahrverboten liegen u. a. aus zwei Regionen (Lombardei und Emilia Romagna) in Italien vor [CAFE, 2003], welche die Wirksamkeit derartiger Maßnahmen im 'Realfall' bestätigen konnten (siehe auch Kapitel 14.5.3).

14.3.1.1.2 Geschwindigkeitsbeschränkungen

In HAUSERBERGER (2003b) wurde für Österreich das Reduktionspotenzial für verschiedene Luftschadstoffe inkl. PM bei Geschwindigkeitsbeschränkungen berechnet. Dabei wird von folgendem Reduktionspotenzial ausgegangen:

- Bei Pkw und leichten Nutzfahrzeugen (LNF) ergeben sich bei Tempo 80/100 verglichen mit Tempo 100/130 abgasbedingte PM-Reduktionen auf Autobahnen um 17 %, auf Freilandstraßen um 16 %. Als zusätzlicher positiver Effekt würden die Emissionen von CO₂ um 12 % bzw. 6 % und von NO_x um 36 % bzw. 18 % (Autobahnen bzw. Freilandstraßen) reduziert.
- Bei schweren Nutzfahrzeugen (SNF) würde sich dagegen bei Tempo 60 eine *Erhöhung* der PM-Emissionen ergeben, da bei dieser Geschwindigkeit die Motoren in einem ungünstigen Lastbereich betrieben werden.

Für Pkw und LNF kann ein Tempolimit somit dazu beitragen, die abgasbedingten PM₁₀-Emissionen zu verringern. Dies ist darauf zurückzuführen, dass ein geringeres Geschwindigkeitsniveau generell eine niedrigere Motorlast und somit weniger Emissionen zur Folge hat. Weiters wird der Verkehrsfluss beruhigt, es kommt zu weniger Verkehrsstörungen und Brems- und Beschleunigungsvorgängen, welche zu höheren Emissionen beitragen.

Weiters ist der Reduktionseffekt auch in der Motorsteuerung moderner Fahrzeuge zu sehen. Die Fahrzeuge werden auf die Einhaltung der Emissionsgrenzwerte in den gesetzlich vorgeschriebenen Typprüfzyklen ausgelegt. Der derzeit gültige gesetzliche Abgastest für Pkw weist Geschwindigkeiten kleiner 120 km/h auf. Ein Geschwindigkeitsniveau über dieser Geschwindigkeit kann bei modernen Fahrzeugen zu einem überproportionalen Anstieg der Emissionsmenge führen.

In nahezu keinem Berechnungsmodell für die Wiederaufwirbelungsemissionen geht die Geschwindigkeit als Parameter ein. Wie in LOHMEYER (2001) angeführt gehen BRINGFELT et al. (1997) von einem geschwindigkeitsabhängigen Basisemissionsfaktor aus, wobei sich die Emissionsfaktoren innerhalb des Geschwindigkeitsbereiches von rund 20 bis 90 km/h bei Pkw um einen Faktor 14, für Lkw um rund einen Faktor 2 ändern. Für Reifen- und Bremsabriebsemissionen werden im EMEP/CORINAIR Guidebook bedingt geschwindigkeitsabhängige Funktionen angeboten, nach denen die Emissionen mit zunehmender Geschwindigkeit abnehmen (im Geschwindigkeitsbereich von rund 40 bis 90 km/h um einen Faktor 1,5 bei Reifenabrieb und um einen Faktor 9 bei Bremsabrieb). Unter der Voraussetzung der Anwendbarkeit der angeführten Abhängigkeiten und der Tatsache, dass die Wiederaufwirbelungsemissionen höher als die Abriebsemissionen sein dürften, kann bei einer Geschwindigkeitsreduktion auch mit einer Reduktion der Summe von Abriebs- und Wiederaufwirbelungsemissionen gerechnet werden. Eine genaue Quantifizierung ist derzeit aufgrund der hohen Unsicherheiten nicht möglich.

Im Rahmen der Untersuchungen des Raumes Graz [HEIDEN, 2003] wurde u. a. als Maßnahme eine Geschwindigkeitsbegrenzung untersucht. Dabei wurde von folgenden Tempolimits ausgegangen:

- Pkw: innerorts: 30 km/h; außerorts: 80 km/h; Autobahnen: 100 km/h
- Lkw: bestehende Geschwindigkeitsbeschränkung

Für diese Maßnahme wurde ein Reduktionspotenzial von rund 8 % für PM₁₀ - Abgasemissionen ermittelt. Bei dieser Berechnung wurde keine Geschwindigkeitsabhängigkeit der Abriebs- und Wiederaufwirbelungsemissionen angenommen.

Insbesondere in belasteten Gebieten⁵², Sanierungsgebieten, Gebieten, in denen Grenzwertüberschreitungen aufgetreten sind, sowie in Gebieten, in denen Emittenten zu Grenzwertüberschreitungen beigetragen haben, kann eine generelle Beschränkung der Geschwindigkeit auf Tempo 80/100 empfohlen werden.⁵³

Anzumerken ist, dass sich eine Beschränkung der Geschwindigkeit auch positiv auf die Lärmbelastung in einem Gebiet auswirken kann.

Wesentlich für den Erfolg der Maßnahme ist die regelmäßige und konsequente Kontrolle der vorgeschriebenen Geschwindigkeiten. So zeigen z. B. Untersuchungen in Berlin [LUTZ, 2004], dass im Zuge eines Tempolimits nur bei sichtbarer Polizeikontrolle eine deutliche Verlangsamung des Verkehrs um 10 km/h erwirkt werden konnte, ansonsten sank die mittlere Fahrzeuggeschwindigkeit nur um weniger als 5 km/h.

14.3.1.1.3 Kontrolle von Geschwindigkeitsbeschränkungen

Wesentlich für die Einhaltung vorgeschriebener Geschwindigkeitsbeschränkungen ist deren konsequente Kontrolle.

Im Jahr 2003 wurde auf der A22–Donauufer-Autobahn im Abschnitt des Kaisermühlentunnels erstmals die „Section Control“ eingesetzt. Dabei handelt es sich um ein Streckenradar, das die Durchschnittsgeschwindigkeit einer bestimmten Strecke ermittelt. Die Section Control wirkt sich generell positiv auf die Geschwindigkeit der Verkehrsteilnehmer aus, das Verkehrsgeschehen läuft gleichmäßiger und mit verringerten Störungen ab.

Seitens des Kuratoriums für Verkehrssicherheit werden derzeit die Auswirkungen der Section Control auf das Verkehrsgeschehen untersucht. Neben einer gestiegenen Verkehrssicherheit wurde unter Mithilfe des Umweltbundesamtes auch eine Abschätzung der Auswirkungen auf die Gesamtemissionen vorgenommen. Die Abschätzung zeigt eine deutliche Emissionsreduktion, auf dem 2 km langen Streckenabschnitt kann in einem Zeitraum von 10 Jahren mit einer Partikel-Emissionsverminderung um 0,5 t gerechnet werden, bei den Stickoxiden beträgt die Reduktion 39 t.

Die Zahlen belegen, dass eine großflächige Ausweitung der Section Control neben einem bedeutenden Beitrag zur Verkehrssicherheit auch ein erhebliches Potential zur Verringerung der Gesamtemissionen aufweist; sie ist daher eine empfehlenswerte Maßnahme v. a. in belasteten Gebieten.

14.3.1.1.4 Kombination von Verkehrs- und Geschwindigkeitsbeschränkung

Im Rahmen der Grazer Studie [HEIDEN, 2003] wurde weiters eine Kombination an Verkehrs- und Geschwindigkeitsbeschränkungen hinsichtlich ihrer Wirkung untersucht. Die betrachtete Maßnahme besteht aus der Kombination des wechselseitigen Fahrverbots (gerade – ungerade Kennzeichen) und der Geschwindigkeitsbeschränkung von Pkw (innerorts: 30 km/h; außerorts: 80 km/h; Autobahnen: 100 km/h).

⁵² Belastete Gebiete gemäß UVP-G 2000 für PM10

⁵³ In Hinblick auf die Einhaltung der NEC-Ziels für NO_x und der damit verbundenen Abnahme der regionalen Nitratbildung wäre eine generelle Absenkung der Geschwindigkeiten auf Landstraßen und Autobahnen zu diskutieren.

Die Kombination der beiden Maßnahmen ergibt ein Reduktionspotenzial von rund 35 % für PM₁₀-Abgasemissionen. Bei Berücksichtigung der Abriebs- und Wiederaufwirbelungsemissionen ergibt sich für die Gesamt-PM₁₀-Emissionen ein Reduktionspotenzial von rund 27 %. Aufgrund dieses beachtlichen Reduktionspotenzials sind entsprechende Maßnahmen in Belastungsgebieten empfehlenswert.

14.3.1.1.5 Begleitende Maßnahmen

Parallel zu verkehrs- bzw. geschwindigkeitsbeschränkenden Maßnahmen sollten begleitende Maßnahmen gesetzt werden, die einerseits die Akzeptanz der zu setzenden Maßnahmen erhöhen, andererseits ein Ausweichen z. B. tageszeitlich vermeiden. Hierzu zählen z. B.:

- Anbieten von Gratisbenutzung Öffentlicher Verkehrsmittel (lediglich bei kurzfristig in Kraft gesetzten Maßnahmen).
- Erweitertes Angebot an Öffentlichen Verkehrsmitteln (Fahrplanverdichtung und zeitliche Ausweitung der Fahrzeiten) – insbesondere in ländlichen Gebieten.
- Breite Information der Bevölkerung (Radio, Fernsehen, Zeitung, Internet,...) über die Ursachen und Wirkungen der Schwebestaubbelastung sowie individuelle Möglichkeiten zur Verminderung der Belastung beizutragen (siehe auch Kapitel 14.3.1.1.10).

Juristische Bewertung:

14.3.1.1.6 Zeitliche und räumlich beschränkte Maßnahmen

Gem. § 14 IG-L hat der jeweilige Landeshauptmann im Rahmen der mittelbaren Bundesverwaltung die Möglichkeit für alle Kraftfahrzeuge bzw. bestimmte Gruppen von Kraftfahrzeugen zeitliche und räumliche Verkehrs- und Geschwindigkeitsbeschränkungen anzuordnen.

14.3.1.1.7 Allgemeine Maßnahmen

Grundlage für eine etwaige generelle Beschränkung der Geschwindigkeit ist Art. 11 Abs.1 Z 4 B-VG „Straßenpolizei“, welcher eine Gesetzgebungskompetenz des Bundes und eine Vollzugskompetenz der Länder normiert.

Im Sinne des VfGH ist unter diesen Kompetenztatbestand der Regelungsinhalt der Straßenverkehrsordnung 1960 (StVO 1960, BGBl 159/1960 idgF) heranzuziehen⁵⁴. Im Rahmen der 19. Straßenverkehrsordnungsnovelle im Jahr 1994 wurde i.S. der Staatsziel-Bestimmungen des BVG - Umweltschutz schon einmal dem Gedanken des Umweltschutzes Rechnung getragen.

14.3.1.1.8 Monetäre Maßnahmen

Mit der Einführung von Kostenwahrheit im Verkehr kann generell eine Verminderung bzw. Verlagerung der Verkehrsleistung erzielt werden (z. B. Verringerung von Leerfahrten im

⁵⁴ BACHMANN et.al., Besonderes Verwaltungsrecht, 2002

Güterverkehr). Maßnahmen zur Förderung der Kostenwahrheit werden vorwiegend auf nationaler oder internationaler Ebene getroffen (z. B. Eurovignettenrichtlinie). Daher soll verstärkt auf nationaler und internationaler Ebene Lobbyingarbeit betrieben werden, um etwa speziell in sensiblen Regionen sowie in dicht besiedelten Gebieten durch eine Erhöhung der Straßenbenützungsgebühren einen stärkeren Verlagerungseffekt auf die Schiene zu erreichen. Die Untersuchungen von HAUSBERGER (2004) legen nahe, dass kostenwirksamen Maßnahmen ein hohes Reduktionspotenzial aufweisen (vgl. Abbildung 100).

- **Internalisierung von externen Kosten für Pkw und Lkw**

Entsprechend der geltenden Eurovignettenrichtlinie (**Wegekostenrichtlinie**)⁵⁵ kann auf dem österreichischen Hauptverkehrsstraßennetz von Lkw und Bussen über 3,5 t eine Maut eingehoben werden, seit 1.1.2004 erfolgt dies elektronisch. Die Höhe der Maut orientiert sich derzeit an den Bau- und Erhaltungskosten für Straßen. Damit sind wesentliche Kostenfaktoren des Straßenverkehrs (Staukosten, Umweltfolgekosten etc.) aus den Preisgestaltungsmöglichkeiten ausgeklammert, wodurch die Erreichung einer Kostenwahrheit am Verkehrssektor nicht möglich ist.

Hinkünftig ist die Mitberücksichtigung derartiger Kosten bei der Berechnung der Maut anzustreben. Ebenso ist die Einhebung der Maut auch für Pkw eine effektive Maßnahme, um die Fahrleistung zu beeinflussen.

- **Mineralölsteuer**

Österreich verfügt im europäischen Vergleich – bedingt durch deutlich geringere Mineralölbesteuerung, insbesondere bei Diesel – über relativ niedrige **Treibstoffpreise** (siehe Abbildung 101 und Abbildung 102). Dadurch kommt es einerseits zu einer weiteren Zunahme des Dieselanteils am Pkw-Sektor, andererseits zu einer weiteren Attraktivitätssteigerung des Gütertransports am Straßenverkehrssektor.

Die Mineralölsteuer sollte daher zumindest auf das Niveau der Nachbarstaaten angehoben werden.

Zur Verringerung des Dieselanteils und in der Folge der Reduktion der Staubbelastung ist speziell eine Erhöhung der Diesel-Mineralölsteuersätze zu empfehlen. Diese sollten zumindest auf das Niveau von Benzin-Mineralölsteuersätzen angehoben werden.

⁵⁵ Richtlinie 1999/62/EG über die Erhebung von Gebühren für die Benutzung bestimmter Verkehrswege durch schwere Nutzfahrzeuge.

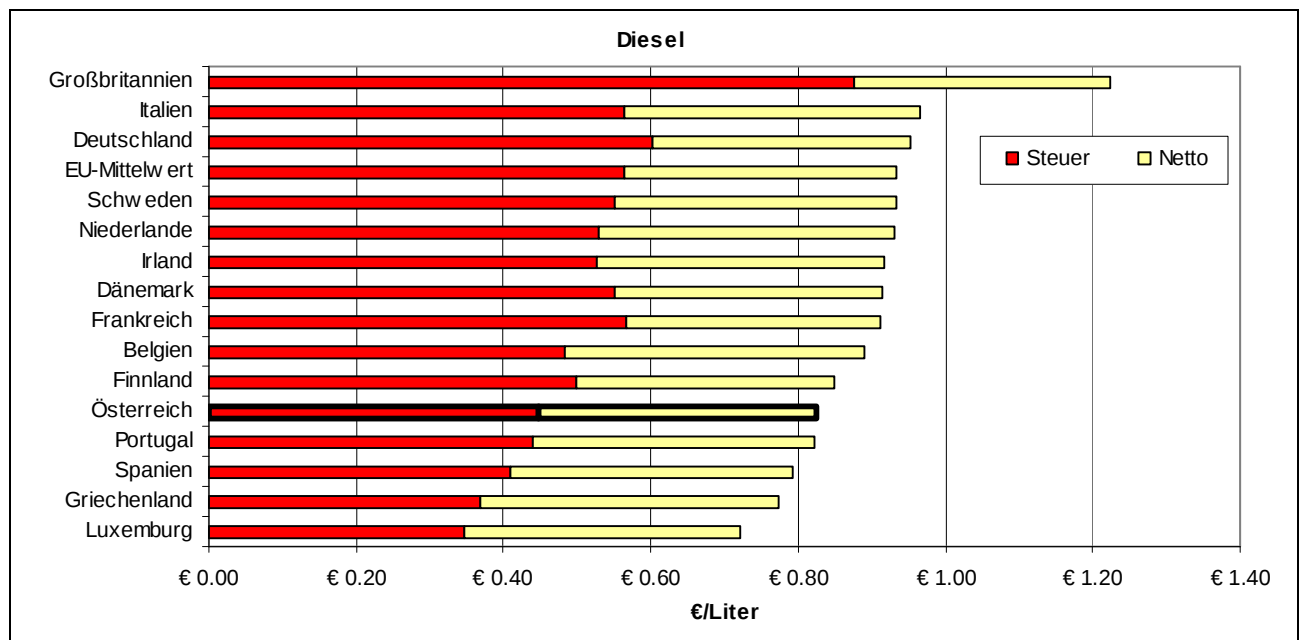


Abbildung 101: Dieselpreis in Europa im Vergleich (Stand 10. September 2004).

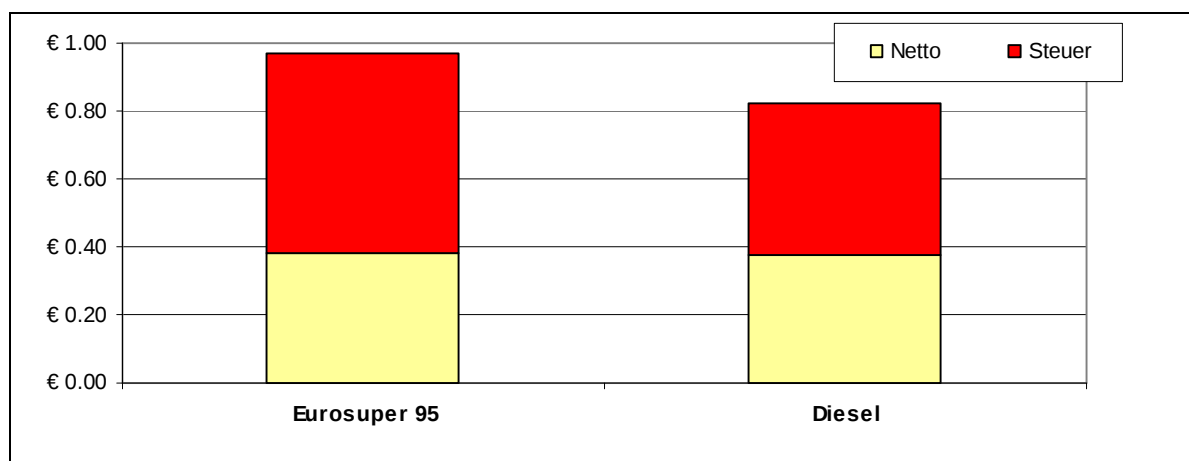


Abbildung 102: Vergleich Eurosuper95 - Diesel (Stand 10. September 2004).

- **Anpassung des Pendlerpauschales**

Nach dem derzeitigen System des Pendlerpauschales erhalten Nutzer von öffentlichen Verkehrsmitteln ein rund halb so hohes Pendlerpauschale wie Pendler, die mit dem Pkw anreisen (sofern die Anreise mit dem öffentlichen Verkehrsmittel unzumutbar ist). Dieses System fördert daher in erster Linie die Nutzung des motorisierten Individualverkehrs und ist für die Umwelt kontraproduktiv.

Empfohlen wird daher eine Änderung dieses zugunsten der Nutzung des öffentlichen Verkehrs durch ein höheres Pauschales für ÖV-Nutzer als für Pkw-Nutzer.

- **Überprüfen des amtlichen Kilometersgeldes**

Die derzeitige Regelung des Kilometersgeldes vergütet nicht nur die variablen Kosten, die bei einer Fahrt entstehen sondern auch einen Fixkostenanteil. Dadurch wird der Fahrzeughalter animiert, möglichst viel den Pkw für berufliche Fahrten zu nutzen, um sich so zur Finanzierung des Fahrzeuges beizutragen. Dies bedeutet eine Förderung des motorisierten Individualverkehrs.

Überprüft werden sollte eine Neuregelung des amtlichen Kilometersgeldes, das einer Attraktivierung der Pkw-Nutzung entgegensteht.

Juristische Bewertung:

Gem. § 6 F-VG stellt die Mineralölsteuer eine so genannte Gemeinschaftliche Bundesabgabe dar, die aufgrund der Kompetenzaufteilung gem. Art. 10 Abs. 1 Z 4 B-VG – wie alle anderen öffentlichen Abgaben, die zumindest teilweise für den Bund eingehoben werden – in Gesetzgebung und Vollziehung Bundessache ist.

Die Besonderheit der Gemeinschaftlichen Bundesabgaben liegt darin, dass ihr Ertrag im Rahmen des Finanzausgleichs zwischen den Gebietskörperschaften nach einem festgelegten Schlüssel aufgeteilt wird.

Eine Zweckwidmung der Einnahmen aus der Erhöhung der Mineralölsteuer – ähnlich derer bei der Erhöhung der Tabaksteuer zugunsten der gesetzlichen Sozialversicherung – könnte als ein Ansatz für eine Ökologisierung gewertet werden.

14.3.1.1.9 Verkehrs- und Raumplanung

Eine wesentliche Zielsetzung in den Entwicklungs- und Verkehrsplanungen sowohl auf örtlicher als auch überörtlicher Ebene sollte in einem höherem Ausmaß als bisher die Verlagerung der Verkehrsleistung von der Straße auf den Umweltverbund (Schiene, Öffentlicher Personennahverkehr, Fuß- und Radfahrverkehr) sein. Dies gilt gleichermaßen für den Güter- als auch den Personenverkehr.

Um dies zu erreichen, ist eine Fülle an Maßnahmen notwendig, insbesondere in Hinblick auf die vergangene Entwicklung, die durch eine Abkehr von alternativen Verkehrsmitteln hin zu Pkw und Lkw charakterisiert war. Dies hatte unter anderem eine Verdünnung des Angebotes an alternativen Verkehrsmitteln (Schließung von Nebenbahnen, geringere Frequenzen) zur Folge.

Auf Bundesebene ist in erster Linie die Generalverkehrsplanung anzusiedeln, die die Konzeption der überregionalen Verkehrsträger übernimmt.

Generalverkehrsplanung

Der Generalverkehrsplan hat wesentlichen Einfluss auf die Entwicklung der Schadstoff- und Treibhausgasemissionen in Österreich. Gerade für eine hochrangige Planung für den Verkehrssektor erscheint es dringend erforderlich, diese Auswirkungen den umweltpolitischen (wie auch den wirtschaftlichen und sozialen) Zielsetzungen gegenüberzustellen und auf deren Einfluss zu untersuchen.

Hierzu wird empfohlen, den Generalverkehrsplan einer **Strategischen Umweltprüfung** zu unterziehen, die u. a. eine Überprüfung der Erreichung umweltpolitischer Zielsetzungen zum Ziel hat.

Raum- und Regionalplanung

Die Raum- und Regionalplanung bietet die Voraussetzungen für die zukünftige Siedlungs- und Standortentwicklung und damit die Voraussetzungen für das zukünftige Verkehrsgeschehen.

- **Berücksichtigung der Umweltauswirkungen bei Konzeptionen und Planungen**

Bereits in der Entwicklungsplanung (regionale und örtliche Entwicklungskonzepte) werden die Weichen für die zukünftige Siedlungsentwicklung bzw. für die Standortplanung gestellt.

Daher ist es notwendig, dass bereits in dieser Phase Kriterien, die in engem Zusammenhang mit der Luftqualität stehen, berücksichtigt werden (z. B. Windrichtung, Luftgüte,...).

Der geeignete Rahmen für die Berücksichtigung dieser Kriterien ist die Durchführung einer „Strategischen Umweltprüfung“ (SUP) bei Örtlichen Entwicklungskonzepten sowie auch in der Regionalplanung.

- **Vermeidung von Zersiedelung – Verdichtung nach innen**

Inwieweit das Auto genutzt werden muss, oder öffentliche Verkehrsmittel wirtschaftlich geführt werden können, ist stark von der Siedlungsstruktur abhängig.

In Gebieten mit geringer Siedlungsdichte können öffentliche Verkehrsmittel nicht wirtschaftlich betrieben werden, hier erweisen sich in erster Linie die zunehmenden Zersiedelungserscheinungen als Problem. Diese sollten daher in Zukunft vermieden werden.

Diese Zielsetzung ist bereits in den Raumordnungsgesetzen der Länder verankert und wird in den Raumordnungskonzepten der unterschiedlichen Ebenen (vom ÖREK – Österreichisches Raumordnungskonzept bis zu den Ortsentwicklungskonzepten der Gemeinden) regelmäßig gefordert. Hier ist eine konsequente Umsetzung dieser Ziele erforderlich.

- **Berücksichtigung der Verkehrserzeugung bei der Standort- und Siedlungsplanung bzw. Berücksichtigung des ÖV bei Standortplanungen und Siedlungserweiterungen**

Die Standortwahl von verkehrserzeugenden Betrieben (z. B. Gewerbeparks, Einkaufszentren) ist ebenfalls ein wesentlicher Faktor für die Verkehrsintensität in bestimmten Gebieten⁵⁶. Daher ist besonders in den Entwicklungskonzeptionen (Regionale Entwicklungskonzepte, Ortsentwicklungskonzepte) auf die zonale Festlegung von möglichen Standorten unter Berücksichtigung der Erreichbarkeit mit Öffentlichen

⁵⁶ Lt. einer Schweizer Studie sind rd. 10 % der Fahrleistungen in der Schweiz auf publikumsintensive Einrichtungen (u. a. Einkaufszentren „auf der grünen Wiese“ zurückzuführen) [ARE, BUWAL 2004].

Verkehrsmittel bzw. nur geringer Fahrleistungssteigerungen im motorisierten Individualverkehr zu setzen.

Das „Öffentliche Personennah- und Regionalverkehrsgesetz 1999“ (ÖPNRV-G 1999) ermöglicht Gemeinden, für Betriebsflächen eine Verkehrsabgabe einzuheben, die für den Öffentlichen Verkehr zweckgebunden ist. Derzeit handelt es sich hierbei um eine Kann-Bestimmung, die nur selten in Anspruch genommen wird. Zu empfehlen wäre eine Änderung der Kann-Bestimmung auf eine Muss-Bestimmung.

Gleichzeitig sollten aber auch andere Modelle wie z. B. das Berner Fahrleistungsmodell⁵⁷ auf ihre Anwendbarkeit in Österreich überprüft werden.

Öffentlicher Verkehr - Umweltverbund

Auch der Öffentliche Verkehr liegt in erster Linie in Gemeinde- und Länderkompetenz. Der Bund kann hier durch Förderungen und gesetzliche Vorgaben wirken.

- **Attraktive ÖV-Netze im städtischen und ländlichen Raum**

Sollen Verlagerungseffekte vom Pkw auf den öffentlichen Verkehr erfolgen, ist ein attraktives öffentliches Verkehrsnetz notwendig und sollte hinkünftig massiv gefördert werden.

Hierzu zählt ein dichtes ÖV-Netz mit hoher Frequenz im städtischen Bereich sowie im Umland von Städten – insbesondere im Hinblick auf den Berufspendlerverkehr - und bedarfsorientierte Bedienung in den ländlichen, dünn besiedelten Gebieten.

Zur Attraktivitätssteigerung des öffentlichen Verkehrs zählen neben einem attraktiven Fahrplan und Bedienung auch zu den Tagesrandzeiten (z. B. mittels bedarfsgerichteter Busse oder Taxis) u. a. auch die Bevorrangung bei Lichtsignalanlagen, bedarfsgerechte Busstationen, etc.. Angebote zum Umstieg auf öffentliche Verkehrsmittel sollten durch entsprechende Kampagnen begleitet werden.

- **Förderung alternativer Anreisekonzepte in Tourismusregionen**

Eine Sonderstellung nehmen die Tourismusregionen ein, die (Anreise)Verkehr zwischen den Heimat- und den Tourismusorten erzeugen, was zu Belastungen auf den Zufahrtsstraßen in der Region selbst sowie auch auf den Autobahnen nach sich zieht.

⁵⁷ Der kantonale Richtplan verteilt die für verkehrsintensive Vorhaben zur Verfügung stehende Fahrleistung nach raumplanerischen Kriterien im Rahmen von Fahrleistungskontingenten. Die konkrete raumplanerische Umsetzung, die Zuteilung von Fahrleistungen auf einzelne Standorte sowie die Bewirtschaftung der Kontingente erfolgt durch regionale Richtpläne. Weil dabei auch die durchschnittliche Länge der Fahrten zu einem Standort bewertet wird, werden besonders Anlagen in der Nähe von Bevölkerungsschwerpunkten gefördert. Damit steigt die Chance einer guten Erschließung durch den öffentlichen Verkehr. Für die einzelnen Standorte wird die Fahrleistung in Fahrten umgerechnet. Ein Investor muss die Dimension (Nutzungsmix, Verkaufsfläche) seines Projektes auf die Anzahl an Fahrten abstimmen. Weiters wird festgelegt, welche Massnahmen getroffen werden müssen, damit die Fahrtenzahl im Falle einer Überschreitung wieder auf das erforderliche Mass reduziert wird [ARE, BUWAL 2004].

Daher wird die Förderung der Anreise der Touristen aus dem Ausland mit der Bahn, eine wesentlich bessere Erschließung der österreichischen Tourismusregionen mit Bahn und Bus, sowie die Förderung autofreier Tourismusorte empfohlen.

In den Tourismusgebieten sollte die „sanfte“ - autofreie - Anreise beworben werden und die entsprechenden Angebote, die für einen autofreien Aufenthalt notwendig sind, bereitgestellt werden. Hierzu zählen u. a. Wander- und Schibusse oder bedarfsgerichtete Busse und Taxis, Verleih von umweltfreundlichen Fahrzeugen (z. B. Solar- oder Elektromobile), Gratisabholung von der Bahn und Gepäckdienste. Von ganz entscheidender Bedeutung ist – neben der Bereitstellung der entsprechenden Leistungen – die breite Information bzw. Bewusstseinsbildung aller anzusprechenden Zielgruppen. Angebote zur „Sanften Mobilität“ gibt es z. B. bereits in Salzburg im Raum Pongau, wo u. a. eine Mobilitätszentrale (www.mobilito.at) eingerichtet wurde.

- **Österreichweite Mobilitätszentrale**

In Österreich gibt es mittlerweile einige Mobilitätszentralen, die die Funktion einer Informationsstelle bzw. eines Mobilitätsdienstleisters übernehmen. Auch gibt es Mobilitätsberatung durch einzelne ÖV-Anbieter (z. B. ÖBB).

Gefördert werden sollte ein Projekt zu einer österreichweiten Mobilitätszentrale, die verkehrsträger- und regionsübergreifend die Funktionen einer Informationsstelle bzw. eines Mobilitätsberaters übernimmt.

- **Förderung der Telematik für den ÖV**

Mittlerweile gibt es eine Reihe von telematischen Maßnahmen, die helfen können, den Öffentlichen Verkehr attraktiver und effizienter zu gestalten. Hierzu zählen u.a. Bevorrangung im Mischverkehr bei Lichtsignalanlagen, intelligente Kartensysteme oder Informationssysteme.

Zu diesem Thema laufen bereits einige Förderprogramme, z. B. move - Mobilität und Verkehrstechnologie, oder TAKE ÖV.

Diesbezügliche Förderprogramme sollten auch in Zukunft verlängert bzw. ausgeweitet werden, insbesondere im Hinblick auf eine Modernisierung des Öffentlichen Verkehrs in Österreich.

- **Ausweitung eines attraktiven Fuß- und Radwegenetzes**

Ein weiterer Aspekt ist es, das Radfahren und zu Fuß gehen attraktiver zu gestalten. Hierzu zählen ausreichend breite Fuß- und Radwege, das Einrichten oder Erweitern von Fußgängerzonen, sowie Geschwindigkeitsbeschränkungen im Ortsgebiet.

Parkraummanagement

- **Parkraumbewirtschaftung**

Ein weiteres Element, das bei der Attraktivitätssteigerung von Alternativen helfen soll, ist die Bewirtschaftung von Parkräumen. Die Parkraumbewirtschaftung ist ein ökonomisches Instrument, durch das z. B. die Nutzung eines Öffentlichen Verkehrsmittels für den Nutzer kostengünstiger werden kann, als wenn er das Fahrzeug im Zentrum abstellt. In den Zentren der meisten österreichischen Städte ist die Parkraumbewirtschaftung bereits ein bewährtes Instrument, um den Parkverkehr zu verringern. Auch wird die Parkraumbewirtschaftung in Tourismusorten oder bei Großveranstaltungen teilweise angewendet. Um die nötige Lenkungswirkung zu erhalten, wäre die Höhe der Gebühren in regelmäßigen Abständen zu überprüfen und ggf. anzupassen.

- **Parkraumbewirtschaftung privater Verkehrserreger**

Die Zentren von Städten haben sich in den vergangenen Jahren immer mehr an den Stadtrand verlagert, wo an Kreuzungspunkten z. B. Einkaufszentren entstanden sind. Die Anreise erfolgt hierbei vorwiegend mit dem Pkw, Verkehrsüberlastungen – vor allem an den Wochenenden – zählen zu den Wirkungen dieser Zentren.

Neben einem attraktiven ÖV-Angebot ist hier auch die Parkraumbewirtschaftung der Flächen von privaten Verkehrserregern (z. B. Einkaufszentren) eine mögliche Maßnahme, die die Anreise mit dem Pkw weniger attraktiv gestalten soll.

Durch diese Maßnahme werden auch die – zumeist gebührenpflichtigen – Zentren der Städte wieder konkurrenzfähig.

Förderung des Güterverkehrs auf der Schiene und logistische Maßnahmen

Ein weiterer Ansatzpunkt, die Verkehrsleistung auf der Straße zu verringern, geht über den Güterverkehr.

Um den Güterverkehr auf die Schiene zu verlagern, sind Maßnahmen im Bereich Technologie und Logistik notwendig. Bei Technologie und Logistik konnten in den vergangenen Jahren bereits Fortschritte erreicht werden, gegenwärtig laufen einige Förderprogramme, die auf derlei Maßnahmen abzielen.

Um diesen Bereich auch in Zukunft attraktiv zu gestalten, sollten auf Bundesebene Förderungen forciert bzw. Förderprogramme fortgesetzt werden.

- **Logistik**

Ein hoher Anteil an Fahrten sind Leerfahrten. Eine wesentliche Maßnahme ist es daher, den Leerfahrtenanteil zu verringern. Hierzu sind logistische Maßnahmen notwendig, u. a. betriebliche wie auch regionale Logistikkonzepte.

- **Kombinierter Verkehr / Anschlussbahnen**

Weiters besteht die Möglichkeit, Fahrten von der Straße auf die Schiene zu verlagern. Um einen raschen und unkomplizierten Transport mit der Bahn zu ermöglichen, sind hierbei insbesondere Anschlussbahnen sowie Umschlageinrichtungen für den unbegleiteten kombinierten Verkehr zu fördern. Beim unbegleiteten kombinierten Verkehr erfolgt der Transport über eine Transportkette (z. B. mit dem Lkw bis zur nächsten Güterverladestelle der Bahn, dort erfolgt der Umschlag und der weitere Transport mit der Bahn, das Ziel wird nach einem weiteren Umschlag wiederum mit

dem Lkw erreicht). Für diese Transportform werden für den Umschlag gesonderte Technologien benötigt, die eine einfache und vor allem schnelle Verladung von Lkw auf die Bahn ermöglichen. Hierzu zählen z. B. mobile Umschlaggeräte oder Kräne.

Entsprechend dem „Programm zur Unterstützung des Ausbaues von Anschlussbahnen“ des BMVIT, das bis Ende 2006 Gültigkeit hat, werden Investitionen zur Errichtung, Erweiterung und Modernisierung von Anschlussbahnen gefördert. Dieses Programm sollte auch nach 2006 fortgesetzt werden, um Anschlussbahnen attraktiv zu machen und zu erhalten.

Mit Ende 2002 ist das „Programm für die Förderung des kombinierten Güterverkehrs Straße-Schiene-Schiff 1.1.1999 - 31.12.2002“ des BMVIT ausgelaufen. Nach Genehmigung der EU sollte das Programm bis 2008 verlängert werden.

Weiters läuft derzeit ein Förderungsprogramm aus dem ERP-Fonds „Innovatives System Bahn“. Dieses Programm hat die Förderung von Projekten zur wirtschaftlichen Umsetzung neuester Technologien für den Personen und Güterverkehr zum Ziel und läuft bis Ende 2005.

Im Zuge der Studie IMONET (Intermodales Güterverkehrs-Knoten-Netzwerk Zentral-europa) wurde das Potenzial für den Kombinierten Verkehr bei geeigneten Maßnahmen mit 20 % abgeschätzt (entsprechend der Studie liegt das Potenzial bei rund 5 % ohne entsprechenden Maßnahmen).

Fördern von Verkehrsmanagementsystemen

- **Verkehrsleitsysteme**

Als weitere Maßnahme ist der Ausbau von Verkehrsleitsystemen zu nennen, die mit Hilfe von Verkehrstelematik eine Optimierung der Verkehrsflüsse erreichen. Diese Maßnahmen können eine Verringerung der Verkehrsleistung über eine Verringerung von Suchfahrten erreichen. Mit Hilfe dieser Systeme ist es auch möglich, z. B. temporäre Geschwindigkeitsbeschränkungen (siehe Kapitel 14.3.1.1.1) auf den Autobahnen kurzfristig einzuführen, allerdings ist durch die Optimierung der Verkehrsflüsse auch eine höhere Leistungsfähigkeit der Straßen möglich, was wiederum zu einer Erhöhung des Verkehrsaufkommens führt. Auf Österreichs Autobahnen ist derzeit ein Verkehrsmanagementsystem im Aufbau.

Juristische Bewertung

Die unter Verkehrs- und Raumplanung fallenden Maßnahmen zeichnen sich durch ganz unterschiedliche Kompetenzen der Gebietskörperschaften aus.

Die Raumordnung stellt eine so genannte Querschnittsmaterie dar, die unter die Generalklausel des Art. 15 B-VG subsumiert wird und damit nur insoweit in Gesetzgebung und Vollziehung Landessache ist, als nicht Teile davon in die Kompetenz des Bundes oder in den selbständigen Wirkungsbereich der Gemeinden fallen. Dies ist auf Seite des Bundes bspw. gem. Art. 10 Abs. 1 Z 9 die Raumordnung im Bereich des Eisenbahn-, Straßen-, Luftfahrt- und Schifffahrtswesens und auf Seiten der Gemeinden die Angelegenheiten der örtlichen Raumplanung, wie z. B. Maßnahmen im Bereich des Parkraummanagements.

Nur eine Koordinierung aller möglichen Kompetenzen kann daher in diesem Bereich zu einer Verbesserung bzw. Beeinflussung der Belastung führen, da die Raumplanungskompetenzen des Bundes und der Länder gleichrangig nebeneinander bestehen.

Obwohl nach dem durch die Rechtssprechung des VfGH entwickelten Berücksichtigungsprinzip (VfSlg 20292/1984; VfGH 25.6.1999, G 256/98) der jeweilige Gesetzgeber verpflichtet ist, Regelungen zu erlassen, die die Effektivität der Regelung der gegenbeteiligten Gebietskörperschaft nicht beeinträchtigt, kommt es in vielen Fällen zu divergierenden Regelungen die in einer Gesamtbetrachtung nicht die mögliche Wirkung erzielen.

Im Sinne der von Rill und Schäffer⁵⁸ entwickelten Definition der Raumordnung als die Gesamtheit staatlicher Akte hoheitlicher und nicht hoheitlicher Art, die darauf abzielen, den Staatsraum oder Teile hiervon nach den politischen Zielvorstellungen insb. im Sinne wirtschaftlicher, sozialer und kultureller Leitlinien zu gestalten, sollte jedoch im Rahmen einer Art. 15a B-VG Vereinbarung dem Bund die Kompetenz übertragen werden, innerhalb der übergeordneten Raumplanung für andere Gebietskörperschaften verbindliche Richtlinien bzw. Grundsätze zu definieren.

14.3.1.1.10 Bewusstseinsbildende Maßnahmen

Als Teil der oben angeführten Maßnahmen, die auf eine Verringerung der Verkehrsleistung abzielen, ist es daneben notwendig, den Endverbraucher (z. B. den privaten Autofahrer) zu motivieren, alternative Angebote auch tatsächlich zu nutzen. Zu diesen Maßnahmen zählen bewusstseinsbildende Aktionen ebenso wie Informationen. Hierzu dient z. B. der „Autofreie Tag“, der jedes Jahr im September stattfindet. Als Beispiele können weiters die Aktion „Verkehrssparen Wienerwald“ oder „Verkehrsspargemeinde Langenlois“ genannt werden. Im Zuge des Projektes „Verkehrsspargemeinde Langenlois“ konnte z. B. eine Reduktion der Pkw-Verkehrsleistung um 4 % erreicht werden. Zu den bewusstseinsbildenden Maßnahmen zählen zudem Maßnahmen, die auf eine Änderung des Kaufverhaltens abzielen. Eine derartige Maßnahme ist z. B. der Umweltleitfaden für Pkw zu nennen, der über Treibstoffverbrauch und CO₂-Emissionen von Pkw Informationen gibt.

Im Sinne von Bewusstseinsbildung können weiters Maßnahmen des Mobilitätsmanagements gesehen werden; hierzu zählen Mobilitätszentralen ebenso wie Aktionen des betrieblichen Mobilitätsmanagements (siehe auch Beispiel aus der Schweiz, Kapitel 14.3.1.1.9)

Um Bewusstseinsbildung zu leisten, sollte eine bundesweite Informationskampagne (vergleichbar mit den Kampagnen zum Thema Verkehrssicherheit, die seit einigen Jahren durch das BMVIT gefördert werden) gestartet werden, die zielgruppengerecht über die unterschiedlichen Medien wirksam wird. Dabei soll die Öffentlichkeit auf die Wirkungen des Verkehrs auf Mensch und Umwelt aufmerksam gemacht werden.

14.3.1.2 Verminderung der spezifischen Emission der Fahrzeuge

14.3.1.2.1 Technologische Maßnahmen

Erdgasfahrzeuge, Benzinfahrzeuge

Dieselfahrzeuge gewinnen in Österreich immer mehr an Bedeutung, bei den jährlichen Pkw-Neuzulassungen ist der Anteil an Dieselfahrzeugen bei derzeit rund 70 %. Mittlerweile machen Dieselfahrzeuge rund 40 % der gesamten Pkw-Flotte aus. PM10-Abgasemissionen von benzinbetriebenen oder Erdgasfahrzeugen (z. B. CNG - compressed natural gas) können zum Beispiel bei der Verbrennung von Motoröl entstehen, liegen aber derzeit um etwa ein bis zwei Größenordnungen unter den PM10-Abgasemissionen von Dieselfahrzeugen.

⁵⁸ BACHMANN et.al, Besonderes Verwaltungsrecht, 2002

gen. Bei Benzinfahrzeugen mit Direkteinspritzung, die jetzt bereits am Markt erhältlich sind und die aufgrund des geringeren Kraftstoffbedarfs in Zukunft wahrscheinlich einen größeren Anteil einnehmen werden, muss jedoch mit nicht mehr vernachlässigbaren PM₁₀-Emissionen gerechnet werden.

Als Einsatzbereiche für erdgasbetriebene Fahrzeugflotten bieten sich derzeit vor allem Großstädte an. Einerseits liegt in Großstädten oft bereits eine höhere Luftverschmutzung vor, andererseits ist es durch den begrenzten Einsatzbereich leichter, die nötige Infrastruktur zur Verfügung zu stellen. Für eine verstärkte Marktdurchdringung ist jedoch die Dichte von Erdgastankstellen in Österreich (derzeit 14) zu erhöhen, um eine ausreichende Versorgung der Fahrzeugflotte gewährleisten zu können.

Neben einer Ausweitung des Erdgastankstellennetzes ist besonders auch die Förderung von Kauf und/oder Nutzung von Erdgasfahrzeugen eine geeignete Maßnahme, um diese Verkehrsmittel zu forcieren.

Als Beispiele für in Österreich bereits alternativ betriebene Busflotten können die Busflotte der Wiener Linien oder die Grazer Verkehrsbetriebe genannt werden.

Absenkung der PM-Emissionen mit Abgas – Partikelfiltern oder Partikelkatalysatoren

Eine Reduktion der Partikelemissionen im Abgasstrom kann auf unterschiedliche Weise erfolgen. So kann eine Emissionsreduktion durch Senkung der Rohgasemissionen oder durch eine entsprechende Abgasnachbehandlung erfolgen.

Partikelfiltersysteme werden (zumindest im Pkw-Sektor) bereits in der Serienproduktion eingesetzt und sind bezüglich der Emissionsminderung vielversprechend. Partikelfilter werden in den Abgasstrom eingebaut und filtern die Partikel mechanisch aus dem Abgas. Filterwirkungsgrade bezüglich Partikelmasse und Partikelanzahl von über 99 % sind erreichbar (Abbildung 103), aufgrund der notwendigen Regeneration ist allerdings im regulären Betrieb von niedrigeren mittleren Reduktionsraten auszugehen. Der Einsatz eines Partikelfilters ist mit einem geringen Kraftstoff-Mehrverbrauch verbunden⁵⁹. Dieser dürfte jedoch weit unter dem z. B. durch den Einsatz einer Klimaanlage verursachten Mehrverbrauch (siehe auch BUWAL, 2002c) liegen.

⁵⁹ Eine Verminderung des Ausstoßes an Dieselruß ist auch aus der Sicht des Klimaschutzes positiv zu bewerten, da dieser zur Erwärmung der Erdatmosphäre beitragen kann.

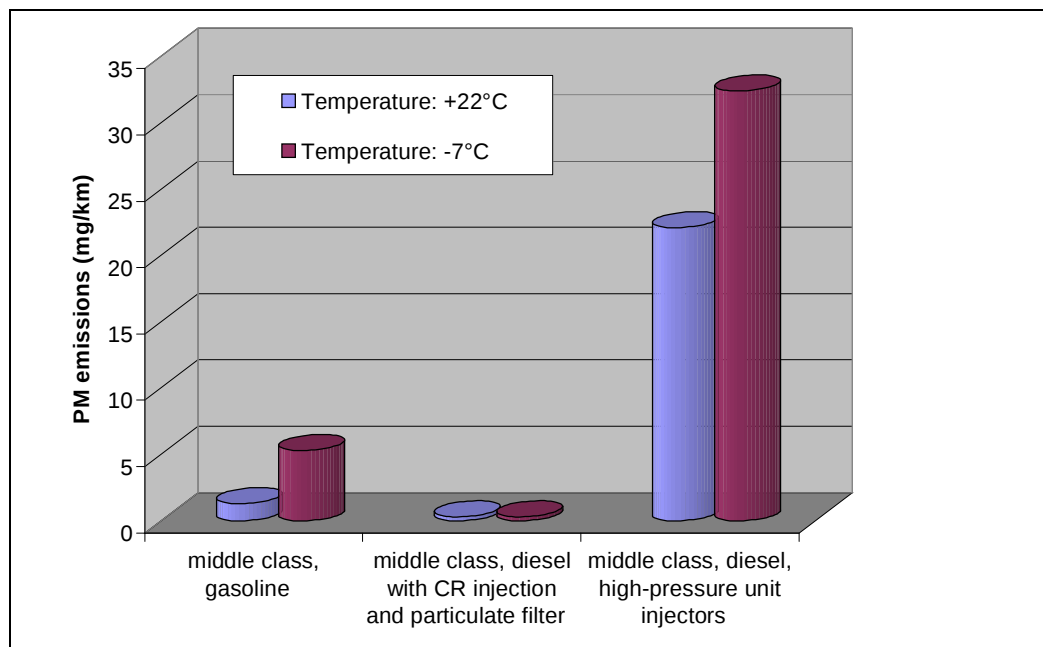


Abbildung 103: Von der Swedish National Road Administration angegebene PM-Emissionen eines Mittelklasse-Pkw mit Benzin- bzw. Dieselantrieb mit und ohne Partikelfilter. Quelle: CAFE, 2004.

Bei der Verwendung von schwefelfreiem Treibstoff kann bei einem Einsatz von Partikelfiltern von einer mittleren Reduktion der Partikelmasse um rund 95 % ausgegangen werden [BUWAL, 2000]. Die Verwendung von schwefelfreien Treibstoffen ist für den dauerhaften Betrieb moderner Abgasnachbehandlungssysteme wie dem Partikelfilter notwendig. Entsprechend der Richtlinie 98/70/EG (in der Fassung 2003/17/EG) dürfen ab dem Jahr 2009 nur mehr schwefelfreie Otto- und Dieselmotorkraftstoffe (Schwefelgehalt < 10 mg/km) in Verkehr gebracht werden und müssen bereits jetzt flächendeckend verfügbar sein. Bereits seit dem Jahr 2004 wird in Österreich unter anderem aufgrund einer Vereinbarung zwischen der OMV und dem Bundesminister für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft sowie der steuerlichen Begünstigung vorwiegend schwefelfreier Kraftstoff (sowohl Otto- als auch Dieselmotorkraftstoff) angeboten.

In Serie befindliche Filter setzen eine komplexe innermotorische Mess- und Regeltechnik sowie eine genaue Abstimmung der Motorsteuerung voraus, um die Regeneration des Filters zu gewährleisten. Die ausgewählte Filtertechnologie muss auf jeden Fall an das Fahrzeug angepasst und ausreichend getestet sein.

Das Umweltbundesamt Berlin geht von echten Mehrkosten im Bereich von 150 € bis 300 € für in großen Stückzahlen in Serie gefertigten Partikelfiltern aus. Im Fall einer serienmäßigen Ausstattung der Fahrzeuge, wie z. B. bei PSA, wird kein Mehrpreis verlangt. [UBA Berlin, 2003]

Mit der Einführung der EURO 5-Abgasklasse für Pkw wird eine weitere Absenkung der zulässigen spezifischen PM-Emissionen erfolgen. Die auf Ebene der Europäischen Union verhandelten EURO 5 Grenzwerte werden aus derzeitiger Sicht den Einsatz des Dieselpartikelfilters erzwingen und werden voraussichtlich ab 2010 in Kraft treten. Gemäß dem deutschen „Future Diesel“-Vorschlag, in dem für Pkw und leichte Nutzfahrzeuge eine EURO 5 Stufe bereits ab 1.1.2008 eingeführt wird, würde sich eine raschere Flottenumstellung auf Fahrzeuge mit niedrigen Partikelemissionen ergeben.

Jedenfalls sollten Bestrebungen auf Gemeinschaftsebene zu einer möglichst schnellen Einführung von strengeren Abgasnormen auf ein Niveau, wie es durch die Verwendung von Partikelfilter für dieselbetriebene Pkw-Neufahrzeuge erreicht werden kann, unterstützt werden.

Auch eine Nachrüstung von Altfahrzeugen mit Partikelfiltern/katalysatoren kann sinnvoll sein, insbesondere bei Fahrzeugen, die in innerstädtischen Bereichen hohe Kilometerleistungen aufweisen oder über besonders hohe spezifische Emissionen verfügen.

Partikelkatalysatoren (die ähnlich wie Oxidationskatalysatoren aufgebaut sind, jedoch eine andere Struktur und Beschichtung aufweisen) sind für die Nachrüstung besser geeignet, da keine Überladung und damit Erhöhung des Abgasgegendruckes auftreten kann. Die Abscheideraten sind jedoch mit ca. 40 % bis 80 % im Vergleich zum Partikelfilter geringer [HAUSBERGER, 2003]. Bei längerem Nichterreichen der für den Abbrand der Beladung notwendigen Temperatur sinkt die Wirkung des Partikelkatalysators ohne jedoch den Abgasgegendruck zu erhöhen und somit zu einer Beeinträchtigung des Betriebsverhaltens des Fahrzeuges zu führen. Die Kosten für Partikelkatalysatoren liegen derzeit je nach auszurüstender Fahrzeugart im Bereich von 600 € bis 2000 €. Der Einsatz von Partikelkatalysatoren für land- und forstwirtschaftliche Fahrzeuge (Traktoren) könnte in diesen Sektoren in absehbarer Zeit zu einer wirksamen Emissionsreduktion führen. Es muss jedoch noch genauer untersucht werden, wie hoch die Abscheideraten für typische Einsatzmuster liegen.

Fahrzeuge in den Sektoren Land- und Forstwirtschaft weisen eine langsame Flottenerneuerung auf, weshalb eine Nachrüstung des Bestandes zumindest mit Partikelkatalysatoren sinnvoll erscheint.

Generell erscheint es wesentlich, geeignete Instrumente bzw. Anreizsysteme für den Einsatz von Abgasnachbehandlungssystemen zu etablieren, unabhängig davon, ob es sich um eine Neuanschaffung oder Nachrüstung handelt. Hierbei reicht die Bandbreite der Möglichkeiten von legislativen Maßnahmen (etwa Vorschriften für den verpflichtenden Einsatz von Filter/Katalysatorsystemen in Gebieten mit hoher Belastung) bis zur Anreizsetzung durch monetäre Systeme. Seit 2004 gibt es für land- und forstwirtschaftliche Betriebe etwa die Möglichkeit, die Mineralölsteuer für den eingesetzten Kraftstoff refundiert zu bekommen („Agrardiesel“). Angeregt wird, die Rückvergütung der Mineralölsteuer an die Ausrüstung der Fahrzeuge mit entsprechenden Partikelfiltersystemen bzw. Partikelkatalysatorsystemen zu koppeln.

Weiterführende Informationen zur Nachrüstung von Fahrzeugflotten mit Partikelfiltern finden sich z. B. in BUWAL (2000).

Die VERT-Filterliste [BUWAL-SUVA, 2004] enthält eine Zusammenstellung und Bewertung von heute auf dem Markt angebotenen Partikelfilter-Systemen, die auf ihre Tauglichkeit zur Partikelabscheidung im Abgas von Dieselmotoren untersucht worden sind.

Die umfangreichen Untersuchungen des VERT-Projektes haben den Nachweis erbracht, dass heutige Partikelfilter-Systeme mit verschiedensten Filtermaterialien und Regenerationsverfahren auch für den Einsatz in Baumaschinen geeignet sind. Zudem haben die Untersuchungen gezeigt, dass Partikelfilter derzeit die effizienteste Lösung zur Minderung der Partikelemissionen bei Dieselmotoren sind und zwar sowohl bezüglich Masse wie auch Anzahl der Rußpartikel.

Die Forderung nach dem Einsatz von Partikelfiltern bzw. -katalysatoren bei Baumaschinen mit Dieselmotoren ist vor allem bei größeren Baustellen sowie Baustellen in verkehrsreichen, dicht besiedelten Gebieten sinnvoll, da damit eine entscheidende Reduktion der Belastung in der Umgebung von Baustellen erreicht werden kann.

Rund 19 % der PM10-Emissionen aus dem Off-Road-Bereich werden von dieselbetriebenen Baufahrzeugen sowie mobilen Maschinen und Geräten, die in der Bauwirtschaft eingesetzt werden, emittiert.

Die Schweizer Luftreinhalte-Richtlinie verlangt, dass die Emissionen von Baustellen insbesondere durch Emissionsbegrenzungen bei den eingesetzten Maschinen und Geräten so weit zu begrenzen sind, als dies technisch und betrieblich möglich und wirtschaftlich tragbar ist. Die Anforderungen werden in der Richtlinie „Luftreinhaltung auf Baustellen“ konkretisiert [BUWAL, 2002]. Je nach Dauer, Art, Größe und Lage der Baustelle sind unterschiedliche Bewertungsmaßstäbe zu setzen. Dabei sind für die Stufe B (weitere spezifische Vorsorge-maßnahmen zusätzlich zu den Basisanforderungen) für Maschinen und Geräte je nach ihrer Leistungsklasse Dieselpartikelfiltersysteme einzusetzen⁶⁰.

In BUWAL (2003) werden die durch die Nachrüstung von Baumaschinen entstehenden Mehrkosten in einer Kosten-Nutzen-Analyse untersucht. Dabei wird von einem mittleren Reduktionspotenzial von mehr als 90 % ausgegangen, das mit dem Einbau von Dieselpartikelfiltern erreicht werden kann. In der nachfolgenden Tabelle sind die angenommenen fixen und laufenden Kosten für die Nachrüstung von Baufahrzeugen, je nach Motorleistung, angeführt (die Umrechnung erfolgte mit dem Kurs 1 € = 1,5 ChF).

Tabelle 105: Zu erwartende Kosten bei der Nachrüstung von Baumaschinen mit Dieselpartikelfiltern.

Segment (kW)	< 18	18–37	37–75	75–130	130–560
Fixkosten beim Einbau [€]	2.767	4.040	5.583	7.667	12.500
Variable Kosten bei Gebrauch [€/Betriebsstunde]	0,7	1,1	1,5	2,3	3,7
Jährliche Fixkosten [€/Jahr]	67	100	133	167	167

Der Kostenvergleich (für in der Schweiz geltende Bedingungen) zeigt, dass der Einsatz von wirksamen Partikelfiltersystemen nach dem Stand der Technik bei Baumaschinen einen klaren volkswirtschaftlichen Nutzen im Vergleich zu den verursachten Gesundheitskosten ergibt.

Für andere technische Maßnahmen zur Partikelreduktion im Abgas sowie detaillierte Darstellungen zu Partikelfiltersystemen siehe z. B. STURM (2002).

Mit dem Einsatz von Abgasnachbehandlungssystemen im Off-Road-Sektor können vergleichsweise kostengünstige Verbesserungen der Luftqualität erreicht werden. Auf Grund der nur langsam erfolgenden Erneuerung mobiler Maschinen und Geräte in den meisten Sektoren sollte eine Nachrüstung von Bestandsfahrzeugen forciert werden.

⁶⁰ Im Kanton Zürich herrscht aufgrund von Überschreitungen der – verglichen mit Österreich strengeren – Grenzwerte für PM10 bereits ab dem Jahr 2004 auf Baustellen unter kantonaler Bauherrschaft generelle Partikelfilterpflicht für alle Baumaschinen mit einer Leistung > 18 kW. Auf allen übrigen Baustellen sind Partikelfilter für Baumaschinen mit einer Leistung > 37 kW ebenfalls ab 2004 vorgeschrieben, für Maschinen mit einer Leistung > 18 kW ab 2005. Darüber hinaus muss bei benzinbetriebenen Geräten Alkylatbenzin verwendet werden [BÜSSER, 2003].

14.3.1.2.2 Kontrolle der Einhaltung von Emissionsstandards

Wesentlich ist, dass die Emissionsstandards auch tatsächlich eingehalten werden. Hierfür ist eine regelmäßige Kontrolle der Fahrzeuge notwendig. Untersuchungen haben ergeben, dass im Straßenverkehr bereits ein geringer Anteil der Fahrzeuge einen großen Teil der Emissionen verursacht (je nach Schadstoff und Fahrzeugkategorie kann davon ausgegangen werden, dass bereits 5 % der Kfz bis zu 50 % der Abgasemissionen verursachen) [BUNDESPRÜFANSTALT FÜR KRAFTFAHRZEUGE, 2000]. Die Aussagen beziehen sich allerdings nicht auf Partikelemissionen und es muss weiters berücksichtigt werden, dass diese Fahrzeuge nur zu einem Teil schlecht gewartete Fahrzeuge sind (der restliche Teil wird unter anderem von legalen Altfahrzeugen gebildet). Genaue Aussagen über das Reduktionspotenzial durch strengere Überwachung können derzeit nicht getroffen werden, entsprechender Forschungsbedarf liegt vor.

Mit einer Abgasfernmessung können kostengünstig hochemittierende Fahrzeuge vorselektiert werden, aus rechtlicher Sicht - zum Beispiel, um das Fahrzeug einer entsprechenden Reparatur zuzuführen - kann die Einhaltung der Emissionsstandards damit allerdings nicht festgestellt werden. Dazu muss z. B. der Abgas-Kurztest durchgeführt werden. Für die Überprüfung moderner Motoren- bzw. Abgastechnologien scheint der Kurztest mittlerweile aufgrund des niedrigen Emissionsniveaus allerdings nicht mehr ausreichend zu sein. Die Messung des Absorptionsbeiwertes bei freier Beschleunigung erlaubt keine Rückschlüsse auf die Einhaltung der PM₁₀-Grenzwerte im realen Betrieb.

Im Zuge des Projekts "Abgasfernmessung in Wien" [BUNDESPRÜFANSTALT FÜR KRAFTFAHRZEUGE, 2003] wurde festgestellt, dass bereits nach Vorselektion mit der Abgasfernmessung und nachfolgender Vorladung vermeintlich hochemittierender Kraftfahrzeuge zu einer besonderen Überprüfung gem. §56 KFG 1967 rund 15 % der Kraftfahrzeuge durch den Fahrzeughalter abgemeldet wurden.

Eine entsprechende Gesetzesänderung - z. B. um eine Überprüfung in einer Werkstatt auch auf Basis anderer Messmethoden veranlassen zu können - wäre daher notwendig. Auf die Konformität der Gesetzesänderung mit dem geltenden EU-Recht ist zu achten - gegebenenfalls müsste auch auf EU-Ebene Lobbyingarbeit geleistet werden.

14.3.1.2.3 Monetäre Maßnahmen

Auch im Bereich der fahrzeugseitig wirksamen Maßnahmen gibt es Möglichkeiten, über monetäre Maßnahmen die Wahl des eingesetzten Fahrzeuges zu beeinflussen. Besonders beim Neukauf von Fahrzeugen sollte durch entsprechende steuerliche Regelungen der „Griff“ zu emissionsärmeren attraktiv gemacht werden.

- **Anpassung der NOVA (Normverbrauchsabgabe)**

Die NOVA ist nach dem derzeitigen System abhängig vom Kraftstoffverbrauch und zielt somit auf den CO₂-Ausstoß ab.

Ab 1. Juli 2005 werden Dieselfahrzeuge mit Partikelemissionen von höchstens 0,005 g/km in Österreich in den Jahren 2005 und 2006 mit einer befristeten Reduktion der NOVA (Normverbrauchsabgabe) in einer Höhe von 300 € begünstigt. Neu zugelassene Diesel-Fahrzeuge mit höheren Partikelemissionen sollen ab 1. Juli 2005 mit einem Malus von bis zu 150 €, ab 1. Juli 2006 mit einem Malus von bis zu 300 € belegt werden. Für Diesel Pkws mit höchstens 80 kW beginnt das Bonus/Malus System ab 1. Jänner 2006. Die Einhaltung der 0,005 g/km kann zum Beispiel mit einem Partikelfilter erreicht werden.

Zu empfehlen ist zusätzlich eine generelle Ausweitung der Berechnung der NOVA unter Berücksichtigung des Partikel- und ggf. auch des Stickstoffoxidaustoßes (NO_x), um einer Benachteiligung von schadstoffärmeren Benzinfahrzeugen entgegen zu wirken.

- **Anpassung der Kfz-Steuer bzw. der motorbezogenen Versicherungssteuer nach EURO-Klassen**

Im Gegensatz zur NOVA, die nur beim Neukauf eines Fahrzeuges wirksam wird, ist die Kfz-Steuer jährlich zu entrichten und ist somit auch nach Kauf eines Gebrauchtwagens wirksam.

Eine Möglichkeit, emissionsarme Fahrzeuge auch für den Nutzer kostenmäßig attraktiver zu gestalten, ist die Anpassung nach EURO-Klassen. Dieses System wird z. B. derzeit in Deutschland praktiziert. Hier gilt bis zum 31. Dezember 2005 eine Kfz-Steuerbefreiung für EURO 4 Fahrzeuge.

Die Einführung eines ähnlichen Systems in Österreich sollte überprüft werden.

Zu berücksichtigen ist dabei auch, welchen Beitrag diese Regelung zum früheren Ausscheiden von Altfahrzeugen aus der Flotte liefert. Vermieden werden sollte allerdings eine Verbilligung des Systems, damit nicht eine Attraktivierung und somit Steigerung des motorisierten Individualverkehrs entsteht.

Juristische Bewertung:

Wie schon oben erwähnt stellen Abgaben, die zumindest teilweise für den Bund eingehoben werden, sowohl in Gesetzgebung als auch in Vollziehung eine Bundeskompetenz dar.

Die NOVA ist i.S. des F-VG eine ausschließliche Bundesabgabe, ihr Aufkommen betrug im Jahr 2000 ATS 6 Milliarden.

Die Kfz-Steuer und die motorbezogene Versicherungssteuer stellen demgegenüber zwischen Bund und Ländern geteilte Bundesabgaben dar, deren Aufkommen im Jahr 2000 ATS 0,7 Milliarden (Kfz-Steuer) und ATS 13,4 Milliarden (motorbezogene Versicherungssteuer)⁶¹ betrug.

Die Bemessungsgrundlage für die Kfz-Steuer als auch die motorbezogene Versicherungssteuer sind der Hubraum, die Motorleistung und das höchstzulässige Gesamtgewicht des Kfz. Eine Änderung der Kriterien auf solche nach ökologischen Gesichtspunkten würde – möglicherweise ohne das Gesamtsteueraufkommen zu ändern – eine Forcierung emissionsärmerer Kraftfahrzeuge hervorrufen.

14.3.1.2.4 Straßenreinigung

Die Staubbeladung der Straße hat Einfluss auf das Ausmaß der Wiederaufwirbelungsemissionen. Die Berechnungsmethoden nach EPA (2003a) bzw. nach LOHMEYER (2001) weisen eine starke Abhängigkeit der Staubbeladung auf, für das Aufrechterhalten der Wiederaufwirbelung ist allerdings ein stetiger Staubeintrag notwendig, da sonst die Staubbeladung der Straße (die bei stark befahrenen Straßen gering im Vergleich zu den berech-

⁶¹ Doralt, Ruppe; Steuerrecht, Band II, 2001

neten Wiederaufwirbelungsemissionen ist) kontinuierlich abnehmen muss. Der Straßenreinigung kommt daher in erster Linie auf stark verschmutzten Straßen (z. B. nach Splittstreuung oder Straßen in Baustellennähe) hohe Bedeutung zu.

Aus den Berechnungsmodellen ergibt sich bei einer Halbierung der Staubbeladung eine Emissionsreduktion von mindestens 30 % [LOHMEYER, 2001] bzw. 36 % [EPA, 2003a]) für den Wiederaufwirbelungsanteil, das Reduktionspotenzial für die Gesamtemission hängt auch vom Absolutwert der Staubbeladung ab. In dieser Arbeit wurde bei der Berechnung der Wiederaufwirbelungsemissionen für den Vergleich mit Abgas- und Abriebsemissionen nicht von stark verschmutzten Straßenoberflächen ausgegangen, die Reduktionspotenziale sind für die jeweiligen Verhältnisse konkret zu ermitteln. Da die Staubbeladung der Straßenoberfläche einen Gleichgewichtszustand darstellt, ist immer auch die Geschwindigkeit der „Neuverschmutzung“ der Straße zu berücksichtigen. An dieser Stelle ist auf die kritischen Anmerkungen von LOHMEYER (2001) hinzuweisen, der vermutet, dass der Staubbeladung in den Berechnungsmodellen ein zu hoher Stellenwert eingeräumt wird.

Aus verschiedenen Ländern liegen derzeit unterschiedliche Erfahrungen über die Effektivität von Maßnahmen zur Verminderung der Wiederaufwirbelung vor. Hier besteht noch einschlägiger Forschungsbedarf, um festzustellen, welche Maßnahmen geeignet bzw. ungeeignet (verschiedene Taumittel; Nass/Trockenreinigung; Einbezug von Gehflächen; ...) zur Reduktion der durch die Wiederaufwirbelung von Fahrzeugen verursachten Schwebestaubemissionen sind. Es wird empfohlen, in Österreich Pilotprojekte zur Klärung dieser Fragestellungen durchzuführen.

Ebenso ist noch zu untersuchen, welches Ausmaß an Emissionen beim Reinigungsvorgang selbst verursacht wird, und welchen Vorteil der Einsatz von so genannten PM10-zertifizierten Straßenreinigungsgeräten bringen kann. So werden zum Beispiel im „Rule 1186“ des South Coast Air Quality Management District (Kalifornien) Anforderungen sowohl an die Reinigungseffizienz als auch an die Aufwirbelung beim Reinigungsvorgang selbst festgelegt.

14.3.2 Maßnahmen im Bereich Hausbrand

Die Festlegung von Emissionsgrenzwerten, Überprüfungsintervallen, Sanktionen bei Überschreitung von zulässigen Emissionen etc. von Anlagen zur Raumwärmeerzeugung privater Haushalte obliegt gemäß der Vereinbarung gemäß Art. 15a B-VG über Schutzmaßnahmen betreffend Kleinf Feuerungen den Gesetzgebern der Bundesländer. Die Möglichkeiten von in den Kompetenzbereich des Bundes fallenden Maßnahmen zur Verringerung der Schadstoffbelastung aus dem Hausbrand sind daher nur sehr eingeschränkt vorhanden.

Als vordringlichste, auf Bundesebene durchzuführende Maßnahmen erscheinen:

- Konsequente Umsetzung der Klimastrategie im Bereich Raumwärme [BMLFUW, 2002]. In der Klimastrategie werden im Bereich Raumwärme als Maßnahmen, die von Seiten des Bundes getroffen werden können, vor allem folgende Punkte genannt, die auch zu einer Reduktion der PM10-Emissionen beitragen können:
 - § Initiative zum Abschluss einer Vereinbarung nach Artikel 15a B-VG über die Einführung eines bundeseinheitlichen Energieausweises und verbindliche Anwendung auf sämtliche neu zu errichtenden Gebäude.
 - § Prüfung von Maßnahmen zur Erleichterung von thermischen Sanierungen bei der laufenden Weiterentwicklung des Wohnrechts.
 - § Steigerung der Sanierungsraten und der Sanierungsqualität öffentlicher, gemeinnütziger und gewerblicher Wohnbauträger.
 - § Energieeffizienzsteigerungen in Bundesgebäuden, Contracting-Impulsprogramm des Bundes.
 - § Durchgängige verbrauchsabhängige Wärmeabrechnung bei bestehenden Gebäuden, welche durch eine gemeinsame Anlage mit Wärme versorgt werden.

Maßnahmen, die auf Länderebene durchgeführt werden sollten, sind:

- Bei dem in der Klimastrategie forcierten Einsatz von erneuerbaren Energieträgern sollten ausschließlich emissionsarme Technologien gefördert werden (bei Biomasse wären dies z. B. automatische Pelletsheizungen für Haushalte, bei mit Biomasse betriebenen größeren Feuerungsanlagen sollten niedrige NO_x-Emissionen und ev. eine Kraft-Wärmekopplung gefordert werden).
- Verstärkte Ausrichtung der Wohnbauförderung auf Aspekte der Ökologie und Energieeinsparung.
- Festlegung von Qualitätskriterien für die Neubau- und Sanierungsförderung.
- Deutliche Erhöhung der Sanierungsraten sowie Neuausrichtung der Althausanierungsförderung im Hinblick auf Energieaspekte.
- Anpassung der Raumordnung, Flächenwidmung und Bebauungsplanung an ökologische und energetische Standortfaktoren.
- Beteiligung der Länder am Contracting-Impulsprogramm.
- Kontrollen zur Vermeidung des Inverkehrbringens von nicht mehr zulässigen Feuerungsanlagen.

Derzeit werden von den Bundesländern Verhandlungen über eine Fortschreibung dieser Vereinbarung geführt. Das Ziel der Verhandlung ist ein möglichst einheitliches Feuerungsanlagenrecht aller Bundesländer.

Kernpunkte von möglichen zukünftigen Regelungen, die ebenfalls zu einer Emissionsreduktion beitragen können, sind [DUSSING, 2004]:

- Aktualisierte Regelungen für das Inverkehrbringen von Heizungsanlagen;
- Emissionsgrenzwerte (auch für Stationärmotore);
- Brennstoffanforderungen (auch für biogene Brennstoffe);
- Regelungen für Prüforgane;
- Wiederkehrende Überprüfungen der Feuerungsanlagen;
- Behandlung von Altanlagen.

Die Verhandlungen über diese Vereinbarung sollten daher ehestmöglich abgeschlossen werden.

Da die Emissionsfaktoren für feste Brennstoffe [SPITZER et al., 1998] den aktuellen Heizungsbestand nur mehr sehr bedingt repräsentieren, wäre eine Aktualisierung unter Berücksichtigung vollautomatischer Anlagen unter Realbedingungen empfehlenswert. Eine Verbesserung der Datenlage im Sektor Raumwärme ist vor allem auch in Hinblick auf Maßnahmenevaluierung/Maßnahmenentwicklung wichtig.

Anlagen in Gewerbebetrieben über 50 kW Nennwärmeleistung sind in der Feuerungsanlagen-VO (FAV, BGBl. II 331/1997) geregelt, die Emissionen von Dampfkesseln sind in dem Luftreinhaltegesetz für Kesselanlagen - LRG-K (BGBl. 380/1988) sowie Verordnungen zum LRG-K geregelt, für letztere siehe Kapitel 14.3.3.3.

Ein Vergleich der Emissionsgrenzwerte von Typenprüfungen von mit Biomasse betriebenen Anlagen privater Haushalte mit den in der Feuerungsanlagen-VO geregelten gewerblichen Anlagen zeigt, dass die Grenzwerte für Staubemissionen bei Gewerbebetrieben mit 150 mg/m^3 deutlich höher sind, als der Grenzwert von 90 mg/m^3 bei der Typenprüfung [LASSELSBERGER, 2004]. Allerdings ist zu berücksichtigen, dass bei gewerblichen Feuerungsanlagen über 1 MW regelmäßige Emissionsmessungen durchzuführen sind, die Typenprüfung bei Anlagen für private Haushalte jedoch unter optimierten Bedingungen am Prüfstand stattfindet. Auch ist der Anteil an Festbrennstoffen bei Gewerbebetrieben gering, eine Ausnahme dürften hier nur Holzverarbeitende Betriebe bilden. Entsprechend ist das Reduktionspotenzial bei Gewerbebetrieben deutlich geringer als bei Haushalten. Dennoch sollten die in Anhang 5.3 aufgelisteten technologischen Möglichkeiten zur Emissionsreduktion von Kleinfeuerungsanlagen ausgeschöpft werden. Dazu wäre es aber auch notwendig, die Grenzwerte für Staubemissionen der Feuerungsanlagen-VO und im LRG-K entsprechend herabzusetzen. Zur Überprüfung der Einhaltung der Grenzwerte und um die Vergleichbarkeit der Messwerte zu gewährleisten, wäre die Entwicklung von standardisierten Messmethoden notwendig. Da die Prüfmethoden dzt. noch relativ aufwändig sind, wären einfachere Methoden zu entwickeln, die eine rasche Feldmessung durch den Rauchfänger oder autorisierte Personen ermöglichen.

Juristische Bewertung:

Gem. Art. 10 Abs.1 Z 12 i.V.m. Art. 15 B-VG sind Regelungen i.Bez. auf Heizungsanlagen, zur Raumwärmeerzeugung privater Haushalte, Landessache in Gesetzgebung und Vollzie-

hung. Um im gesamten Bundesgebiet einheitliche Maßnahmen umsetzen zu können, wird der Abschluss einer Art. 15a – Vereinbarung zwischen den Ländern als notwendig erachtet.

14.3.3 Maßnahmen im Bereich Industrie

14.3.3.1 Gefasste Quellen

Zur Minderung von Staub aus gefassten Quellen stehen zahlreiche erprobte Technologien zur Verfügung. Die Frage, welche Technologie für ein bestimmtes Abscheideproblem am besten geeignet ist, muss anhand der gegebenen Rahmenbedingungen individuell entschieden werden und wird beispielsweise durch die Rohgaszusammensetzung, die Partikeleigenschaften und die geforderten Reingaskwerte entscheidend beeinflusst. Im Rahmen der BAT⁶²-Referenzdokumente, welche im Zuge der Umsetzung der IPPC-Richtlinie 96/61/EG erstellt werden, werden für die einzelnen Industriezweige auch mögliche Staubbeminderungsmaßnahmen diskutiert. Im Rahmen eines Informationsaustausches werden beste verfügbare Technologien ausgewählt und ein BAT-Wert oder BAT-Bereich für erreichbare Reingaskkonzentrationen angegeben.

Messungen aus Deutschland zeigen, dass bei Anwendung von Staubbeminderungsmaßnahmen der überwiegende Anteil der Gesamtstaubemissionen (77-99 %) als PM10 emittiert wird. Insbesondere bei Gewebefiltern kann davon ausgegangen werden, dass nahezu die gesamten Staubemissionen < 10 µm sind, d. h. im PM10-Bereich liegen. Eigene Grenzwerte für PM10-Emissionen sind in Österreich deshalb auch nicht vorgegeben. Auf Grund des hohen PM10-Anteils im Abluftvolumenstrom werden durch die Staubgrenzwerte quasi die PM10-Emissionen limitiert.

Die derzeit am häufigsten eingesetzten Technologien zur Staubbeminderung sind Elektrostatische Abscheider (ESP) und Gewebefilter, sowie, hauptsächlich bei Abfallverbrennungsanlagen, diverse Kombinationen von Entstaubungseinrichtungen mit Nasswäschern. In einigen wenigen Fällen sind Gewebefilter und/oder elektrostatische Abscheider jedoch nicht anwendbar (v. a. hygroskopischer Staub). In diesen Fällen werden zur Staubbeminderung Multizyklone und Nasswäscher eingesetzt.

Mit ausreichend dimensionierten ESP und guter Abgaskonditionierung sind Staubemissionen von < 5-15 mg/Nm³ erreichbar. Mit nachgeschaltetem Wäscher sinken die Emissionen auf < 5 mg/Nm³. Mit Gewebefiltern sind Emissionen < 5 mg/Nm³ erreichbar, wobei auf optimale Auslegung und gute Wartung der Schläuche geachtet werden muss.

Welche sektorspezifische Entstaubungseinrichtung eingesetzt wird, hängt von den unterschiedlichsten Faktoren, wie Staubbeschaffenheit, Abgasvolumen, Abgastemperatur, die durch den jeweiligen Sektor vorgegeben sind, ab. In der folgenden Tabelle 106 sind BAT-Werte, gesetzlichen Regelungen in Österreich und den Emissionen aus österreichischen Anlagen und der TA Luft 2002 gegenübergestellt (Detailinformationen siehe Kapitel 1).

Im allgemeinen Teil der TA Luft 2002 ist für alle Anlagen eine Massenstrombegrenzung von 0,20 kg/h oder eine Massenkonzentration von 20 mg/Nm³ vorgegeben. Auch bei einer Unterschreitung des Massenstroms darf die Konzentration 0,15 mg/Nm³ nicht überschreiten. Im anlagenspezifischen Teil der TA Luft werden für einzelne Anlagen sektorspezifische Grenzwerte vorgeschrieben.

⁶² BAT= Best Available Techniques

Tabelle 106: BAT Werte, gesetzliche Grenzwerte, Emissionswerte österreichischer Anlagen (Details zu den Werten bzw. zu einzelnen Anlagen siehe Kapitel 10.4) Der Sauerstoffbezug ist in Klammern angegeben.

Anlage	Rechtsgrundlage	Grenzwert [mg/Nm ³]	BAT Werte [mg/Nm ³]	Österr. Anlagen [mg/Nm ³]	TA Luft [mg/Nm ³]
Zement - Ofenbetrieb (10 % O ₂)	ZementanlagenVO (BGBl. Nr. 63/93)	50 **)	TMW: 20-30	10,31 (JMW mittel, alle Anlagen, 2002) gute Anlagen << 10	20
	VO Verbrennung gefährlicher Abfälle (BGBl II Nr. 22/1999 und 32/1999)	HMW + TMW 34			
	Für best. Anlagen 28.12.05 AbfallverbrennungsVO (BGBl. 389/2002). (Ausnahme f. Anlagen mit < 3t Abfall/h bis 31.10.2007)	TMW: 20 HMW: 30			
Abfallverbrennung (11 % O ₂)	AbfallverbrennungsVO (BGBl. 389/2002)	HMW/TMW: 10 Übergangsfrist bis 28.12.2005	HMW: 1-20 bzw. Split view: 1-10 TMW: 1-5	<0,5-2,1 (JMW mittel, alle Anlagen, 2000)	
Glas	GlasanlagenVO (BGBl. 498/1994, Novelle in Bearbeitung)	50 (O ₂ : 8 % bei flammenbeheizten Wannen; 13 %: Hafenöfen oder Tageswannen)	5-30 (O ₂ : 8 % kontinuierliche 13 % diskontinuierliche Produktion) kein Zeitbezug angegeben	Gute Anlagen: E-Wannen: 0,5-3,1 Gas befeuert: 6,8-9,6	20; Altanlagen mit Elektrofilter unter bestimmten Bedingungen: 30
Großfeuerungsanlagen (O ₂ von Brennstoff abhängig, siehe Kap. 10.6.4)	EG-K; LRV-K; (BGBl.I Nr. 150/2004 und BGBl. Nr. 19/1989 idgF.)	abhängig von Brennstoff und Anlagengröße	Final Draft Vorschläge siehe Kap. 10.6.4	Ausgewählte Anlagen 1-30	
Eisen und Stahl (O ₂ : 3 %: flüssig, gasförmige Brennstoffe und reiner Sauerstoff; 6 % feste Brennstoffe und 5 % für Wärmebehandlungsöfen)	Sinteranlagen: BGBl. II Nr. 163/1997	50 **)	50; 10-20 (TMW; ESP und Gewebefilter)	Bescheidwert Linz ab Okt.07: 30 Donawitz < 20 (Messwert)	A) 20; Altanlagen mit ESP bei best. Anlagenteilen < 50
	Hochofen: Eisen und Stahl VO (BGBl II Nr. 160/1997)	50 **)	10 (TMW; Winderhitzer, Gichtgas) 1-15 (TMW; Gießhallenentstaubung)		A) 20 Winderhitzer 10 (3 %O ₂)
	Elektrolichtbogenofen: Eisen und Stahl VO (BGBl II Nr.160/1997)	20 **)	5-15 (TMW; Gewebefilter) 20-30 (TMW; ESP)		A) 5 Altanlagen 10
	Flämmen: Eisen und Stahl VO (BGBl II Nr. 160/1997)	50 **)	Splitview: 5-10; 20-50 (TMW)	Einzelmessung 48	A) 20
Kalk	Keine Verordnung	Wird von Genehmigungsbehörden festgelegt	50 (TMW)	Werte von 2 Öfen < 10	20

Anlage	Rechtsgrundlage	Grenzwert [mg/Nm ³]	BAT Werte [mg/Nm ³]	Österr. Anlagen [mg/Nm ³]	TA Luft [mg/Nm ³]
NE-Metalle	Nichteisenmetall VO (BGBl. II 1/1998)	20 (0 °C, trocken, 1013 hPa, 3 % bzw. 6 % O ₂) **) 10 für Pb und Zn **)	1-5 (TMW, 273 K, 101,3 kPa, gemessener O ₂) Ferrolegierungen (TMW): < 5 (Gewebefilter) < 10 (Wäscher)	Cu: Bescheid: 10 (Schachtofen) Al: < 0,15-6 (HMW) Pb: Bescheid 20 (vgl. Kap. 10.6.6) Fe-V: Bescheid 5 Fe-Ni: Bescheid 2	C) 5/10
Laugenverbrennungskessel der Papier und Zellstoffindustrie (5 % O ₂)	EG-K (BGBl. I. Nr. 150/2004) (HMW)	Sulfatprozess 100 Sulfitprozess 100	Sulfatprozess 30-50 Sulfitprozess 5-20 (ohne Hilfskesseln) (JMW)	Einzelmessungen: Sulfitprozess 2-40 Sulfatprozess 2,6-36	B) 20
	LRV-K BGBl. 19/1989 idgF (HMW)	Sulfatprozess 50 Sulfitprozess 50			
Gießereien	Gießerei Verordnung (BGBl 447/1994)	Prozessspezifisch siehe Kap. 10.6.10	Prozessspezifisch siehe Kap. 10.6.10	Prozessspezifisch siehe Kap. 10.6.10	20; Nachrüstung von Altanlagen innerhalb von 8 Jahren (Gießereien für NE Metalle)
Düngemittel	Keine Verordnung	Wird von Genehmigungsbehörden festgelegt	Liegen derzeit noch nicht vor (2. Draft, Stand 09/04)	Harnstoff 5-20 NPK-Düngemittel: 35-30 bzw. CAN 15	20; Altanlagen 50 bei Prillung, Granulation und Trocknung

A): O₂: 3 % für die Gewinnung, Herstellung und Erschmelzung von Roheisen oder Stahl; sonst gemessener Wert.

B) 13. BImSCHV

C) 5 mg/Nm³ für Anlagen zur Herstellung von NE Rohmetallen, Ferrolegierungen und Anlagen zum Schmelzen, Legieren oder Raffination von NE Metallen, ausgenommen Al; 10 mg/Nm³ für Herstellung, Schmelzen, Legieren oder Raffination von Al

**) Dieser Emissionsgrenzwert gilt als überschritten, wenn innerhalb eines Kalenderjahres

* Ein Tagesmittelwert den Emissionsgrenzwert überschreitet: TMW werden als arithmetisches Mittel aus allen Beurteilungswerten eines Kalendertages gebildet, oder

* Mehr als 3 % der Beurteilungswerte den Grenzwert um mehr als 20 % überschreiten, oder

* Ein Halbstundenmittelwert das Zweifache des Emissionsgrenzwerts überschreitet.

Der Tabelle kann entnommen werden, dass Grenzwerte von einigen Verordnungen in Österreich im BAT-Bereich liegen, von anderen Verordnungen jedoch z. T. durchaus darüber. Letztere sollten daher an die BAT-Werte bzw. den Stand der Technik angepasst werden.

Die Gegenüberstellung von Grenzwerten österreichischer Verordnungen und Gesetze, Emissionen österreichischer Anlagen, der TA Luft und BAT Werten zeigt, dass Grenzwerte von einigen Verordnungen in Österreich (z. B.: AVVO) im BAT-Bereich liegen. Die Staubgrenzwerte von etlichen Verordnungen zu §82a GewO, oder des LRV-K liegen im oberen

BAT Bereich, oder oberhalb des BAT Bereichs. Bei einzelnen Verordnungen (z. B. Glasanlagenverordnung) wird derzeit an Novellen gearbeitet. Die GFA-RL wurde Ende 2004 durch das EG-K umgesetzt.

In Genehmigungsbescheiden können je nach lokalen Gegebenheiten von Behörden niedrigere Grenzwerte als gesetzlich vorgeschrieben festgelegt werden, wovon durchaus Gebrauch gemacht wird. Die jeweiligen Genehmigungsbehörden müssen sicherstellen (z. B.: GewO), dass die Emissionen (daher auch Staub) aus Anlagen nach dem Stand der Technik gemindert werden.

Eine Abschätzung der Effekte von Grenzwertanpassungen ist nur schwer möglich. Es ist davon auszugehen, dass eine Anpassung der Grenzwerte in den einzelnen Sektoren unterschiedliche Emissionsreduktionen mit sich bringt, da in einigen Anlagen dzt. bereits deutlich niedrigere Emissionswerte als gesetzlich vorgeschrieben erreicht werden. Andererseits verfügen einzelne Anlagen noch über Genehmigungsbescheide, die nicht verordnungskonform sind und emittieren mehr, als lt. Grenzwert zulässig ist.

Die Emissionen mancher Branchen sind nicht durch Verordnungen geregelt.

14.3.3.2 Diffuse Quellen

Auf Grund der verbesserten Staubminderungstechnologien für gefasste Quellen nimmt der Anteil der diffusen Staubemissionen an den Gesamtemissionen tendenziell zu. Derzeit existieren allerdings keine gesetzlichen Richtlinien zur Minderung von diffusen Staubemissionen. Um diffuse Staubemissionen verringern bzw. verhindern zu können, sind folgende Vorgehensweisen denkbar:

- Verhindern, dass Staub entsteht (primäre Minderungsmaßnahme);
- lokale Einschränkung des entstehenden Staubes und/oder Entfernen des austretenden Staubes (sekundäre Minderungsmaßnahme).

Zur Minderung diffuser Staubemissionen stehen zahlreiche Maßnahmen, wie sie in Kapitel 10.5.6 beschrieben sind zur Verfügung. Dazu zählen z. B.:

- Das Fassen von Quellen (Lager, Transportbänder, Aufgabe- und Verladeeinrichtungen);
- organisatorische Maßnahmen: Betriebsanweisungen für Einsatz von Kehrmaschinen, Reifenwaschanlagen etc.;
- Maßnahmen bei der Lagerung: Hallen mit Absaugung und Abgasreinigung, aber auch Windschutz, Begrünung, Überdachungen, Silos, etc.;
- Maßnahmen beim Umschlag: Umschlag in geschlossenem System mit Unterdruck, bzw. Absaugung, Maßnahmen für Förderbänder, Greifer, das Abkippen von Schüttgut etc. (siehe Kapitel 10.5.6);
- Maßnahmen beim Transport: Versiegelung der Fahrtwege, Befeuchtung, Kehrfahrzeuge, optimierte Fahrtwege.

Die Auswahl dieser Maßnahmen sollte entsprechend den Gegebenheiten im jeweiligen Betrieb erfolgen. Minderungsmaßnahmen werden z. T. auch in den Genehmigungsbescheiden vorgeschrieben.

In den BAT-Dokumenten der einzelnen industriellen Sektoren sind in der Regel nur generelle Maßnahmen zur Reduktion diffuser Staubemissionen enthalten. Zusätzlich enthalten

einige BAT-Dokumente Angaben über mögliche Quellen diffuser Staubemissionen, jedoch ohne eine Größenordnung.

Es sollte eine rechtliche Basis geschaffen bzw. verbreitert (etwa in der GewO und deren VO) werden, um auch diese Emissionen wirksam zu überwachen und zu begrenzen.

Auf Grund des derzeit lückenhaften Wissenstands besteht, auch international, Forschungsbedarf bei der Bestimmung der Größenordnung diffuser Staubemissionen. Als erste Quantifizierung könnten exemplarische Erhebungen in Einzelbetrieben, bei denen von hohen diffusen Emissionen ausgegangen werden kann, durchgeführt werden.

14.3.3.3 Feuerungsanlagen auf Basis von Holzbrennstoffen

Fernheizwerke können einen bedeutenden Beitrag zur Feinstaubentlastung leisten, wenn sichergestellt ist, dass

- eine ausreichende Substituierung von Emittenten erfolgt, wie z. B. Ersatz veralteter Heizsysteme auf Festbrennstoffbasis und
- Rauchgasreinigungsanlagen entsprechend dem Stand der Technik eingesetzt werden.

In der Luftreinhalteverordnung für Kesselanlagen (LRV-K, BGBl. 19/1989 idgF) wurden für Anlagen, in denen Holzbrennstoffe (das ist im Wesentlichen naturbelassenes Holz in allen Größen – Scheite, Späne, Schleifstaub, etc.; Rinde, Reisig, Zapfen sowie Restholz aus der industriellen oder gewerblichen Holzbe- und –verarbeitung und von Baustellen, soweit das Holz nicht druckimprägniert ist und keine Halogenverbindungen enthält) verfeuert werden folgende Grenzwerte für Staubemissionen festgelegt:

Brennstoffwärmeleistung: < 2 MW: 150 mg/Nm³

Brennstoffwärmeleistung: > 2 MW: 50 mg/Nm³

Anlagen, in denen behandelte bzw. nicht naturbelassene Hölzer verbrannt werden, müssen die entsprechenden Grenzwerte gemäß Abfallverbrennungs-Verordnung, BGBl. II Nr. 389/2002 einhalten.

Bestimmte genehmigungspflichtige Feuerungsanlagen mit einer Nennwärmeleistung größer 50 kW unterliegen der FAV, deren Geltungsbereich in Kapitel 10.6.9 dargestellt ist. Die Grenzwerte für Holzfeuerungsanlagen gemäß FAV liegen bei 150 mg/Nm³ für Anlagen < 2 MW und 50 mg/Nm³ für Anlagen > 2 MW.

Ein Vergleich dieser Grenzwerte mit Messergebnissen von Biomasseanlagen zeigt, dass bei Anlagen mit einer Brennstoffwärmeleistung bis 2 MW der Grenzwert von 150 mg/Nm³ beim Einsatz naturbelassener Hölzer und entsprechend ausgelegter Multizyklone eingehalten werden kann. Mit dem ausschließlichen Einsatz von Multizyklonen können jedoch üblicherweise Emissionswerte < 50 mg/Nm³ nicht erreicht werden.

Um bei Anlagen mit einer Brennstoffwärmeleistung größer als 2 MW einen Grenzwert < 50 mg/Nm³ einzuhalten, ist die Installation von Filteranlagen, wie insbesondere Gewebefilter, elektrostatische Abscheider, Multizyklone in Kombination mit Rauchgaskondensationsanlagen oder nassen Wäschern unumgänglich. Wie die dargestellten Messungen gezeigt haben, werden mit derartigen Technologien Emissionen deutlich unter 50 mg/Nm³ erreicht.

Für Anlagen > 2 MW wird eine Entstaubung nach dem Stand der Technik empfohlen, sowie per Verordnung Reingaswerte, mit einer Abstufung nach Anlagengröße zwischen 10 und 20 mg/Nm³. Die Anwendbarkeit von Gewebefiltern v.a. hinsichtlich Temperatur und Funkenflug müsste noch überprüft werden.

Eine effiziente Staubabscheidung bei Holzgefeuerten Anlagen führt auch zur Reduktion der Schwermetallemissionen und vermindert die Emissionen von partikelgebundenen Dioxinen und Furanen. Diese können insbesondere dann freigesetzt werden, wenn behandelte Hölzer eingesetzt werden; diese müssen dann aber Grenzwerte für Abfall(mit)verbrennungsanlagen einhalten.

14.3.3.4 Juristische Bewertung

Maßnahmen im Bereich Industrie sind einer bundeseinheitlichen Regelung aufgrund der Gesetzgebungs- und Vollzugkompetenz gem. Art. 10 Abs. 1 Z 8 B-VG „Gewerbe, Industrie“, wie aus der Vielzahl der o.g. Grenzwerte ersichtlich, zugänglich.

Diese Maßnahmen werden aber aufgrund der überregionalen Tragweite und einer u. U. möglichen Einflussnahme auf den Binnenmarkt der Europäischen Gemeinschaften zum Teil in Rahmen von Richtlinien (Großfeuerungsanlagen-Richtlinie; Abfallverbrennungs-Richtlinie) vorgegeben. Für die meisten Industrieanlagen fehlen auf EU-Ebene verbindliche Emissionsgrenzwerte nach dem Stand der Technik (IPPC-Richtlinie).

14.3.3.5 Bauwirtschaft

Da es auf Baustellen bei verschiedenen Tätigkeiten zu PM₁₀-Freisetzungen kommen kann, müssen Maßnahmen zur Reduktion der Emissionen bei verschiedenen Quellen ansetzen. Nachfolgend werden Maßnahmen zur Reduktion der Abgasemissionen, der diffusen Emissionen sowie des Baustellenverkehrs angeführt.

14.3.3.5.1 Abgasemissionen

Als wesentliche Quelle sind die Abgasemissionen der Baumaschinen zu nennen, die durch Dieselpartikelfilter äußerst effizient reduziert werden können, siehe dazu auch Kapitel 14.3.1.2.1.

In der Schweizer Baurichtlinie, die bereits mit 1. September 2002 in Kraft getreten ist, werden Dieselpartikelfilter auf größeren Baustellen nach einer Übergangsfrist generell vorgeschrieben [BUWAL, 2002] (weitere Inhalte der Baurichtlinie werden am Ende dieses Kapitels angeführt). Für die Schweiz wurden die Kosten und Nutzen (in erster Linie die Verminderung von negativen Effekten auf die Gesundheit) dieser Maßnahmen quantifiziert und verglichen. Dabei überwogen die Nutzen die Kosten.

Es wird daher empfohlen, in Österreich auf Baustellen generell Dieselpartikelfilter für alle Baumaschinen mit einer Leistung >18 kW einzuführen.

14.3.3.5.2 Diffuse Emissionen auf Baustellen

Zur Verminderung der diffusen Quellen eignen sich generell Maßnahmen, wie sie auch in anderen Sektoren der Industrie gesetzt werden können, siehe dazu Kapitel 14.3.3.2. Weite-

re Maßnahmen finden sich in den Auszügen aus der Schweizer Baurichtlinie in Kapitel 14.3.3.5.5.

Diese Maßnahmen sollten daher auf größeren Baustellen (siehe dazu BUWAL, 2002), in Sanierungsgebieten und in belasteten Gebieten⁶³ generell vorgeschrieben werden.

14.3.3.5.3 Baustellenverkehr

Im Rahmen des EU-Projektes „RUMBA“ (Richtlinien für umweltfreundliche Baustellenabwicklung, <http://www.rumba-info.at>), welches im November 2001 begonnen wurde und im November 2004 endete, wurde in Wien der Baustellenverkehr analysiert und Minderungsstrategien aufgezeigt. Die Untersuchungen zeigten, dass der Baustellenverkehr etwa 50 % der Güterverkehrsmengen im Binnenverkehr in Wien ausmacht. Diese Transporte, die überwiegend per Lkw durchgeführt werden, verursachen etwa 7-10 % der verkehrsbedingten Schadstoffemissionen, wobei letztere nicht genauer spezifiziert wurden [RUMBA, 2003].

Bei der Errichtung einer Wohnhausanlage mit 58 Wohneinheiten konnte exemplarisch gezeigt werden, dass ein erheblicher Teil der Güter für diese Baustellen auch per Bahn transportiert werden kann, selbst wenn kein Bahnanschluss in unmittelbarer Nähe vorhanden ist (siehe Kapitel 14.3.1.1.8 unbegleiteter kombinierter Verkehr). In diesem Fall wurden die Güter per Lkw nur bis zum nächstgelegenen Umschlagplatz befördert und dort auf Waggons verladen. Dadurch konnte der Dieselverbrauch um 85 % verringert werden. Allerdings zeigte sich auch, dass die Kosten um etwa 10 % höher lagen, was die Notwendigkeit von weiteren kostenwirksamen Maßnahmen im Güterverkehr deutlich macht (siehe Kapitel 14.3.1.1.8).

Es wird daher empfohlen, den Güterumschlag auf Baustellen per Bahn zu forcieren. In Ballungszentren und auf Großbaustellen sollten entsprechende Logistikzentren eingerichtet werden, die auch bei kleineren Baustellen eine Reduktion der notwendigen Lkw-Fahrten ermöglichen.

Die Einrichtung derartiger Zentren wurde in RUMBA (2003a) näher untersucht.

14.3.3.5.4 Juristische Bewertung

In RUMBA (2004) wurden Vorschläge für Gesetzesänderungen auf Landes-, aber auch auf Bundesebene diskutiert, die u. a. eine Reduktion der Emissionen nach sich ziehen. Als wesentliches Instrument auf Bundesebene wurde das Bauarbeitenkoordinationsgesetz identifiziert, welches in der dzt. Fassung zwar dem Arbeitnehmerschutz dient, durch geringfügige Änderungen aber um Aspekte der ökologischen Bauabwicklung erweitert werden könnte. Konkrete Ergänzungsvorschläge sind in RUMBA (2004) zu finden.

Da es sich bei den dort vorgeschlagenen umzusetzenden Maßnahmen größtenteils um Angelegenheiten handelt, die die Zielsetzung der Verminderung der Beeinträchtigung der Umwelt als Lebensraum des Menschen bzw. wie unten beschrieben auf eine einheitliche Regelung in Bezug auf Abfälle verfolgen, wäre die kompetenzrechtliche Grundlage in den Art 10 Abs. 1 Z 12 und 13 B-VG begründet und als eine Bundeskompetenz in Gesetzgebung und Vollziehung zu interpretieren.

Als weitere rechtliche Instrumente wurden das Bundesabfallwirtschaftsgesetz (Auftrag zum Einsatz verwertbarer Materialien sowie Verwertung und Reduktion der Deponiemengen), die

⁶³ Belastete Gebiete gemäß UVP-G 2000 für PM10

Straßenverkehrsordnung (§ 43 zur Beschränkung des Verkehrs in bestimmten Gebieten, allerdings nur bei Anwendung durch die Behörde) sowie das Bundesstraßenfinanzierungsgesetz (Verringerung des Kostenvorteils für den Lkw-Transport gegenüber Bahn und Schiff) genannt, in welchen direkt oder indirekt auf eine ökologische Bauabwicklung gezielt werden kann. Diese Gesetze sollten hinsichtlich einer Verminderung des Baustellenverkehrs optimiert werden.

14.3.3.5.5 Weitere Maßnahmen im Baubereich

Zur Reduktion der Emissionen aus Baustellen wurde in der Schweiz eine Baurichtlinie verabschiedet, die im September 2002 in Kraft trat [BUWAL, 2002]. Diese beinhaltet eine Vielzahl an Maßnahmen zur Staubreduktion, die mit unterschiedlichen Übergangsfristen⁶⁴ zu beachten sind. Kernpunkte sind eine umfangreiche Vorbereitung und Kontrolle bei Großbaustellen⁶⁵, definierte Anforderungen an mechanische, thermische und chemische Arbeitsprozesse sowie an Maschinen und Geräte. Es wäre daher zu überprüfen, welche dieser Maßnahmen in Österreich angewandt werden können. Eine Auflistung der Maßnahmen der Schweizer Baurichtlinie findet sich in Anhang 9.

14.3.4 Maßnahmen im Bereich Landwirtschaft

Wie in Kapitel 1 dargestellt, trägt der Sektor Landwirtschaft lt. Staubemissionsinventur zu etwa 15 % zu den gesamtösterreichischen PM10-Emissionen bei. Der Großteil stammt dabei aus diffusen Quellen, bei diesen beträgt der Anteil der Landwirtschaft etwa 30 %, wogegen bei den gefassten Quellen der Anteil nur 2 % beträgt. Darüber hinaus trägt die Landwirtschaft zu etwa 95 % zu den Emissionen der Vorläufersubstanz NH₃ bei, siehe dazu Kapitel 14.3.6.

PM10-Emissionen aus diffusen Quellen stammen zum überwiegenden Teil aus der Ernte-technik und Feldbearbeitung. Jedoch kann auch die Winderosion, die in der Emissionsinventur nicht berücksichtigt wurde, eine erhebliche Rolle spielen.

Lokal kann auch eine hohe Konzentration an Nutztieren erhebliche Staubbelastungen verursachen.

Empfohlene Maßnahmen zur Reduktion der PM10-Emissionen im Bereich Landwirtschaft sind:

⁶⁴ Für Maschinen und Geräte mit einer Leistung >37 kW beträgt diese z. B. ein Jahr, für Maschinen und Geräte mit einer Leistung 18–37 kW drei Jahre nach Inkraftsetzung dieser Richtlinie.

⁶⁵ Diese sind in Städten Baustellen, die länger als ein Jahr dauern, mehr als 4000 m² Fläche beanspruchen und eine Kubatur von mehr als 10.000 m³ haben.

- Einbau von Dieselpartikelfiltern bei Traktoren (siehe dazu Kapitel 14.3.1.2.1).
- Begrünung von Schwarzbracheflächen zur Verminderung der Winderosion⁶⁶.
- Restriktive Handhabung der Ausnahmeregelungen für das Verbot des Abbrennens von Feldern und des Verbrennens von landwirtschaftlichen Abfällen im Freien.
- Förderung von Feldwegen mit Pflanzendecke⁶⁷.
- Förderung von landwirtschaftlichen Maschinen mit optimierter Staubvermeidung.
- Vermeidung von hohen Konzentrationen an Tieren bzw. die Verpflichtung zur Anwendung von optimierten Be- und Entlüftungsmethoden und den Einbau von Filtern auch bei bestehenden Anlagen.

Ein Bereich, der derzeit noch einen vernachlässigbaren Beitrag liefert, zukünftig aber an Bedeutung gewinnen könnte, ist die Verwendung von landwirtschaftlichen Produkten zu Heizzwecken (z. B. „Energiekorn“ Getreide). Dabei kommt es neben den Staubemissionen bei der Feldbearbeitung und Ernte auch zu erheblichen Staub- und NO_x-Emissionen bei der Verbrennung (siehe auch Kapitel 10.6.9).

Informationen zur Verminderung der landwirtschaftlichen NH₃-Emissionen finden sich in Kapitel 14.3.6.

Juristische Bewertung:

Die o.g. Maßnahmen im Bereich der Landwirtschaft zeichnen sich durch eine weitgehende kompetenzrechtliche Zersplitterung aus.

Als Bundessache in Gesetzgebung und Vollziehung ist lediglich die Maßnahme bez. der Anpassung der Traktoren mit Dieselpartikelfiltern (Art. 10 Abs. 1 Z 9 B-VG „Verkehrswesen“) einzuordnen. Alle anderen angeführten Maßnahmen fallen zumindest in die Vollzugskompetenz der Länder, wodurch zur Zielerreichung eine koordinierte Zusammenarbeit notwendig sein wird.

14.3.5 Maßnahmen im Beschaffungswesen und bei öffentlichen Aufträgen

Das öffentliche Beschaffungswesen hat mit einem Anteil von etwa 16 % am BIP von Österreich ein erhebliches Potenzial, durch eine Berücksichtigung von ökologischen Aspekten einen Beitrag zur nachhaltigen Verminderung der PM10-Belastung zu leisten [MANSTEIN & HRADETZKY, 2001]. Mit einem Ministerratsbeschluss vom 1. April 1998 wurden „Leitlinien für eine Ökologisierung der Bundesverwaltung, insbesondere des öffentlichen Beschaffungswesens“ angenommen. Diese Leitlinien enthielten einerseits allgemeine Anleitungen zum umweltgerechten Handeln und andererseits konkrete Vorgaben zur Beachtung ökolo-

⁶⁶ Echte Schwarzbracheflächen sind seltener geworden, da eine Zwischenbegrünung im Umweltprogramm gefördert wird. Die Teilnahme an diesem basiert jedoch auf Freiwilligkeit. Unterjährige Perioden, in denen keine Pflanzendecke auf Ackerflächen besteht, können daher dennoch entstehen. So kann etwa eine feine Saatbeetbereitung für Zwischenfrüchte bei anschließender Trockenheit Winderosion zur Folge haben.

⁶⁷ Insbesondere im Trockengebiet (v. a. im Osten Österreichs) aber auch bei der Anlage von neuen Feldwegen ohne Festdecke werden Nutzsichten aufgebracht, die periodisch planiert werden. Aufwuchs auf den Verkehrsflächen ist daher nur ganz selten gegeben. Damit ist die gesamte Wegbreite in der Regel Winderosion ausgesetzt und kann bei Befahrung zu einer Staubentwicklung führen. In aller Regel sind die Gemeinden für den Bau und die Instandhaltung der Feldwege zuständig.

gischer Grundsätze bei der Vergabe öffentlicher Aufträge [BKA, 2003]. Diese Leitlinien sollten aufgrund von wesentlichen Entwicklungen auf nationaler und internationaler Ebene überarbeitet werden, ein entsprechender Entwurf wurde im Rahmen eines Vortrags an den Ministerrat ausgearbeitet [BKA, 2003]. Insbesondere in den Bereichen Verkehr und Energie der Bundesverwaltung und des öffentlichen Beschaffungswesens wären eine Vielzahl an Reduktionsmaßnahmen möglich. In dem Entwurf für eine Überarbeitung der Leitlinien werden für den Bereich Verkehr u. a. die ausschließliche Beschaffung von Kfz mit Partikelfilter und von verbrauchsarmen Fahrzeugen gefordert. Im Bereich Bauwesen wird u. a. verlangt, die Vorgaben der Richtlinie 2002/91/EG über die Gesamteffizienz von Gebäuden vor Ablauf der Umsetzungsfrist (4. Jänner 2006) zu berücksichtigen, ebenso eine ökologische und ressourcenschonende Bauausführung. Die Neufassung der Leitlinien wurde dem Ministerrat bereits vorgelegt, die Beschlussfassung jedoch zurückgestellt. Ein Termin für einen Ministerratsbeschluss ist noch nicht festgelegt (Stand: Jänner 2005)⁶⁸.

Da die in diesen Leitlinien vorgeschlagenen Maßnahmen (u. A. Beschaffung von Kfz mit Partikelfilter, Erhöhung der Gesamteffizienz von Gebäuden) auch eine Reduktion der PM10-Emissionen bewirken, sollte die Beschlussfassung ehest möglich stattfinden und die Umsetzung zügig vorangetrieben werden. Betont sei hier auch die Vorbild- und Impulswirkung, die diese Maßnahmen aufgrund des hohen Anteils des öffentlichen Beschaffungswesens am BIP auf die restliche Wirtschaft haben können.

Im Jahr 2001 wurde u.a. zur Optimierung der Einkaufsbedingungen des Bundes nach wirtschaftlichen und qualitativen Kriterien die Bundesbeschaffung GmbH geschaffen (BGBl I 39/2001). Über diesen ausgegliederten Rechtsträger werden nunmehr eine Vielzahl an Beschaffungsvorgängen durchgeführt, welche u.a. auch Bereiche betreffen (Beschaffung von Kfz, Beschaffung von Strom), die zur Minderung der PM10-Belastung führen könnten.

Auf EU-Ebene wurde ein Handbuch zur „grünen“ Beschaffung erarbeitet⁶⁹, das im August 2004 veröffentlicht wurde. Das Handbuch erläutert die Vorteile der grünen Beschaffung, stellt die Strategien zur Umsetzung dar und führt die rechtlichen Rahmenbedingungen des umweltfreundlichen Vergabewesens aus. Die entsprechende Vergaberichtlinie (RL 2004/18/EG) wurde Anfang 2004 veröffentlicht.

Gemäß Art 14b B-VG ist der Bund für die Angelegenheiten des öffentlichen Auftragswesens in der Gesetzgebung zuständig. Durch die erstmalige materiellrechtliche Harmonisierung des Vergaberechts in Österreich durch das Bundesgesetz über die Vergabe von Aufträgen (Bundesvergabegesetz 2002 - BVergG 2002 BGBl I 99/2002) wurde die Verpflichtung zur Bedachtnahme auf die Umweltgerechtigkeit der Leistung in § 21 Abs. 6 normiert.

Nicht nur eine nähere Detaillierung dieser Regelung, durch Beschlussfassung der Leitlinien für eine Ökologisierung des Beschaffungswesens, im Rahmen der beabsichtigten Novellierung des Bundesvergabegesetzes, sondern auch eine Ausweitung des Unternehmensgegenstandes der Bundesbeschaffung GmbH auf ökologische Kriterien wäre u.a. auch für eine Verringerung der Feinstaubbelastung zielführend.

⁶⁸ Persönliche Mitteilung Fr. Mag. Höller, Bundeskanzleramt

⁶⁹ <http://www.europa.eu.int/comm/environment/gpp/index.htm> zu beziehen von:
http://europa.eu.int/comm/internal_market/publicprocurement/key-docs_de.htm

14.3.6 Maßnahmen zur Reduktion von Vorläufersubstanzen

Ein wesentlicher Teil der PM10- und insbesondere der PM2,5-Inhaltsstoffe wird, wie in Kapitel 1 dargestellt, durch sekundäre anorganische und organische Partikel gebildet. Die sekundären anorganischen Partikel entstehen aus den gasförmigen Vorläufersubstanzen NO_x, SO₂ und NH₃. Partikuläre Schwefel- und Stickstoffverbindungen⁷⁰ tragen in erheblichem Ausmaß zur PM10-Belastung bei (in Illmitz, einer Hintergrundmessstelle, an Tagen mit PM10-Tagesmittelwerten über 40 µg/m³ rund die Hälfte). Dabei stammt Ammoniumnitrat auch zu einem Gutteil aus Quellen innerhalb Österreichs, Ammoniumsulfat zu einem hohen Anteil aus Ferntransport.

Die höchstzulässigen Emissionen von NO_x, SO₂, NH₃ und NMVOC sind in der NEC-RL (RL 2001/81/EG), die bis 2010 nicht überschritten werden dürfen, festgelegt. Mit dem Emissionshöchstmengengesetz-Luft (EG-L, BGBl. I 34/2003) wurde die NEC-RL in nationales Recht umgesetzt. Festgelegt wurden diese europaweiten Emissionshöchstmengen mit dem Ziel, die Deposition von versauernden und eutrophierenden Schwefel- und Stickstoffverbindungen sowie die Bildung von bodennahem Ozon zu vermindern.

Mit etwa 200 kt liegen die **NO_x**-Emissionen deutlich über den Emissionshöchstmengen von 2010 mit 103 kt gemäß NEC-RL. Da die Stickstoffoxide wesentlich zur Bildung von Ammoniumnitrat beitragen, sind deutliche Emissionsminderungen zur Reduktion der sekundären anorganischen Partikel notwendig. Zur Annäherung an das Reduktionsziel des EG-L wird vom BMLFUW derzeit eine Strategie ausgearbeitet.

Diese Strategie sollte entsprechend weitreichende Maßnahmen in allen Sektoren umfassen, so dass eine möglichst weitgehende Annäherung an das EG-L-Ziel für NO_x erreicht wird.

Bei **SO₂** sind die jährlichen Emissionen in Österreich schon im Jahr 2002 unter den Höchstmengen für 2010. Dennoch sind auch bei SO₂ durch eine kontinuierliche Anpassung von Industriebetrieben an den Stand der Technik sowie die Wahl des Brennstoffes (Verringerung des Einsatzes von Braunkohle und Heizöl Schwer) weitere Reduktionen empfehlenswert. Hierbei wären auch Maßnahmen bei den noch verbleibenden großen Emittenten zu prüfen (z. B. bei der Raffinerie Schwechat).

Seit 1990 sind die Emissionen von **NH₃** um 8 % gesunken, die jährlichen Emissionen liegen für die gesamte Zeitreihe unter der Höchstmenge gemäß EG-L. Dies ist darin begründet, dass aufgrund von Verbesserungen der Berechnungsmethodik der Emissionsinventur die Zeitreihe revidiert wurde. Die Neuberechnung ergab dabei deutlich niedrigere Emissionswerte. Wie die Analysen der Staubinhaltsstoffe zeigen, kann sich v. a. Ammoniumnitrat überwiegend lokal bilden (so ist die Ammoniumnitratkonzentration in Wien um etwa ein Drittel höher als an der etwa 60 km entfernten Hintergrundmessstelle Illmitz). Es sind daher noch weitere Emissionsreduktionen bei NH₃ sinnvoll. Da die NH₃-Emissionen zu mehr als 95 % aus der Landwirtschaft und dabei vor allem aus der Tierhaltung stammen, sind Maßnahmen insbesondere in diesem Sektor zielführend. Um die Emissionen zu reduzieren, sollte einerseits der Stickstoffumsatz generell verringert werden, andererseits der Wirtschaftsdünger ressourcenschonender gelagert und angewandt werden.

Wesentlich ist bei allen Maßnahmen zur Verminderung der Ammoniakemissionen, dass a) Aspekte des Tierschutzes ausreichend berücksichtigt werden, b) es zu keiner Erhöhung der N-Emissionen in andere Umweltmedien kommt (etwa erhöhte Nitratzufuhr ins Grundwasser).

⁷⁰ inkl. Wasser im Ammoniumsulfat

Einfache und relativ kostengünstige Maßnahmen, die eine erhebliche Reduktion der NH_3 -Emissionen bewirken, sind:

- Düngermengenplanung und Stickstoffbilanzierung auf Schlagebene⁷¹.
- Regelmäßige Bodenuntersuchung auf Nährstoffgehalte und optimierte Düngerausbringung.
- Geteilte Düngergaben an den Vegetationsfortschritt anpassen⁷².
- Dichte Abdeckung des Güllelagers. In den letzten Jahren wurden namhafte Fördermittel zur Erneuerung und Verbesserung der Stallbauten und der Lagerung von Wirtschaftsdüngern ausgeschüttet. Bedauerlich ist allerdings dabei, dass die offene Lagerung von Gülle in Güllelagunen nicht generell ausgeschlossen wurde. Zukünftig sollten daher Förderungen an geschlossene Güllelager gekoppelt sein.
- Eine weitere Verminderung der Ammoniakemissionen aus modernen Schweineställen um bis zu 30 % ist durch die vermehrte Anwendung der Mehrphasenfütterung⁷³ möglich [UMWELTBUNDESAMT, 2001]. Die laufende Konzentration der Tierbestände in wenigen Betrieben führt allerdings tendenziell zu einer vermehrten Belastung der Umgebung dieser Betriebe mit Ammoniakimmissionen.
- Einsatz von Filtern und Wäschern in der Abluft von Ställen mit hohen Tierkonzentrationen⁷⁴.
- Bei der Ausbringung von Wirtschaftsdünger werden große Mengen an Ammoniak emittiert. Maßnahmen – etwa durch moderne Technik der Schleppschlauchausbringung – sind derzeit nur in einem Bundesland (OÖ) besonders gefördert. Durch die Schleppschlauchausbringung können die Ammoniak-Emissionen um bis zu 50 % reduziert werden, durch die Gülleschlitztechnik um bis zu 80 % [UMWELTBUNDESAMT, 2001]. Gleichzeitig würde diese Technik eine bedeutende Ressourcen(Düngemittel)einsparung für die Landwirte bedeuten. Dabei ist zu beachten, dass verstärkter Eintrag von Ammonium in den Boden (anstatt in die Luft) u. U. zu verstärkter Auswaschung ins Grundwasser führt.

Ausführlichere Beschreibungen der oben angeführten und von weiteren möglichen Maßnahmen und deren Kosten finden sich in DEFRA (2002) und UMWELTBUNDESAMT (2001).

Die Emissionen von **NM VOC**, die zur Bildung von sekundären organischen Partikeln beitragen können, liegen ebenfalls noch über den Höchstmengen für 2010. Allerdings besteht bei

⁷¹ Pflanzenbestände im Ackerbau können ohne Düngemittelplan nicht effizient geführt werden. Die Stickstoffbilanzierung ist mit den Ertragsdaten eine Auswertmöglichkeit und damit eine Optimierungsaufgabe der Betriebsführer. Durch die damit einhergehende, gezieltere Anwendung von Stickstoff – vor allem die Ammoniumform – können Ammoniak-Emissionen vermieden werden.

⁷² Geteilten Düngergaben sind zwar bereits Bestandteil der guten fachlichen Praxis geworden, allerdings liegen keine Informationen über das Ausmaß der Umsetzung vor.

⁷³ Die Mehrphasenfütterung wird in der Regel bei Stallumbauten und Stallneubauten bereits angewandt. In der Mehrzahl der Betriebe sind die technischen Voraussetzungen u.U. allerdings erst zu schaffen. Informationen über das Ausmaß der Umsetzung sollten im Rahmen eines Forschungsprojekts des Instituts für Landtechnik der BOKU erzielt werden.

⁷⁴ Relevant vor allem für Großbetriebe.

dieser Substanzgruppe noch erheblicher Forschungsbedarf hinsichtlich der Aerosolbildung, auch ist noch kaum bekannt, welche organische Substanzen der NMVOC relevant sind.

Juristische Bewertung:

Wie schon in Kapitel 14.3.4 angeführt, besteht im Bereich Landwirtschaft ein hohes Maß an kompetenzrechtlicher Zersplitterung. Teilbereiche der o.g. Maßnahmen könnten in den Kompetenzbereich des Bundes fallen, etwa könnte die Verminderung der NH₃-Emissionen bei Güllelagern bzw. die Ausbringung von Wirtschaftsdünger durch die Schleppschlauchausbringung im Rahmen des Wasserrechts durch eine nähere Detaillierung der ordnungsgemäßen land- und forstwirtschaftlichen Bodennutzung einheitlich geregelt werden.

14.3.7 Maßnahmen zur Bewusstseinsbildung

Wesentlich ist, dass die oben angeführten Maßnahmen insbesondere in den Sektoren Verkehr und Hausbrand durch bewusstseinsbildende Maßnahmen begleitet werden, die auf Verhaltensänderungen abzielen. Ebenso hängt die Akzeptanz von Maßnahmen nicht zuletzt vom Informationsstand der betroffenen Bevölkerungsgruppen ab. Maßnahmen zur Bewusstseinsbildung hinsichtlich der gesundheitlichen Auswirkungen von Partikeln und der Möglichkeiten zur Emissionsreduktion erscheinen daher unabdingbar zu sein. Als Beispiel sei hier die Kampagne des Londoner Bürgermeisters vor Einführung einer umfangreichen Luftqualitätsstrategie genannt („Cleaning London’s Air“, siehe auch Kapitel 14.5.4 und www.london.gov.uk). Für den Bereich Verkehr könnten vergleichbar mit den Kampagnen des BMVIT zum Thema Verkehrssicherheit Auswirkungen des Verkehrs auf die menschliche Gesundheit und die Umwelt publik gemacht werden (siehe auch Kapitel 14.3.1.1.10).

14.3.8 Empfehlungen für Novelle IG-L

14.3.8.1 Immissionsschutzgesetz-Luft

Maßnahmenkataloge, die gemäß IG-L idgF vom Landeshauptmann per Verordnung erlassen werden, umfassen nur einen Teil der möglichen Maßnahmen zur Reduktion der PM10-Belastung in Sanierungsgebieten. Insbesondere werden im IG-L keine strukturellen (raumplanerischen) Maßnahmen, Förderungen oder der Ausbau des Öffentlichen Verkehrs als Teil des Maßnahmenkatalogs genannt. Auch sind die Ausnahmen im Bereich Verkehr sehr weitreichend, so dass sich bei der praktischen Umsetzung einerseits ein erheblicher administrativer Aufwand ergeben würde, andererseits die Wirksamkeit der Maßnahmen stark eingeschränkt wird. In der nächsten Novelle zum IG-L sollten daher folgende Ergänzungen und Änderungen implementiert werden:

- Aufnahme von verbindlichen Plänen und Programmen wie in Artikel 8 der RL 96/62/EG vorgesehen.
- Diese Pläne sollten in Einklang mit den Vorgaben der genannten Richtlinie jedenfalls folgende Informationen enthalten: Liste aller zu setzenden Maßnahmen; Zeitplan für die Implementierung der Maßnahmen und des Wirksamwerdens; Abschätzung der Auswirkungen der Maßnahmen auf das Immissionsniveau; geschätzte Kosten der Maßnahmen; Immissionsprognosen für die kommenden Jahre.
- Reduktion der Ausnahmen im Verkehrsbereich, insbesondere beim Lieferverkehr mit Ziel- oder Ausgangspunkt im Sanierungsgebiet.

- Das IG-L sieht keine verbindliche Erstellung eines Emissionskatasters vor, gemäß § 9 ist eine Erstellung nur dann notwendig, falls es für den Maßnahmenkatalog erforderlich ist. Anstrebenswert wäre eine regelmäßige Erstellung von bundesweit einheitlichen, räumlich hoch aufgelösten Emissionskatastern von PM₁₀ und den Vorläufersubstanzen SO₂, NO_x und NH₃ nach dem Vorbild der Emissionskatasterverordnung (BGBl. II 214/2002).
- Regelmäßige, verbindliche Überprüfung der Wirksamkeit von Maßnahmen.

14.3.8.2 IG-L Messkonzept-VO

Um den Kenntnisstand über die PM₁₀-Belastung und deren Herkunft in Österreich zu vertiefen, sowie die Vergleichbarkeit der Messmethoden zu erhöhen, sollten die nachfolgend aufgelisteten Punkte in die nächste Novelle der Messkonzept-Verordnung aufgenommen werden:

- Erhöhung der Anzahl der gravimetrischen PM₁₀-Messstellen, auf etwa zwei Drittel der Gesamtzahl der PM₁₀-Messstellen;
- Verpflichtung, an einem Drittel der Gesamtzahl der PM₁₀-Messstellen parallel mit gravimetrischen und kontinuierlichen Messgeräten zu messen;
- Stringente Standortanforderungen an die PM₁₀-Messstellen an folgenden Standorttypen: großstädtisch verkehrsnah, großstädtischer Hintergrund, Kleinstädte, ländlich verkehrsnah;
- Gravimetrische PM₁₀-Hintergrundmessstelle im Südosten Österreichs;
- Regelmäßige chemische Analysen der wichtigsten Inhaltsstoffe an ausgewählten Messstellen;
- Durchführung von ergänzenden Messungen anderer PM-Parameter, etwa die Anzahlkonzentration, kontinuierliche Erfassung von Inhaltsstoffen, etc.

14.3.9 Zusammenfassung der wichtigsten Maßnahmen

Nachfolgend werden wesentliche Maßnahmen und – soweit möglich – deren Reduktionspotenziale bewertet. Zu beachten ist, dass sich die Angaben über die Maßnahmenwirksamkeit nur auf den jeweiligen Emittenten beziehen, nicht jedoch auf die gesamten PM₁₀-Emissionen und Immissionen. Weiters muss berücksichtigt werden, dass verschiedene Emittenten unterschiedlichen Einfluss auf die Immissionssituation haben. So ist bspw. der Anteil des Verkehrs an der PM₁₀-Belastung in Städten üblicherweise deutlich höher, als dessen Anteil an den gesamtösterreichischen Emissionen suggeriert. Dagegen spielt die Belastung durch Schüttgutumschlag in Ballungsgebieten kaum eine Rolle, diese Emissionen überwiegen jedoch in der gesamtösterreichischen Betrachtung.

Auch ist die Maßnahmenwirksamkeit naturgemäß vom Grad der Umsetzung abhängig. Ebenso ist zu berücksichtigen, dass die Unsicherheiten der Staub-Emissionsinventur eine Quantifizierung der Maßnahmenwirksamkeit erschweren. Die Angabe der Wirksamkeit ist daher als subjektive Schätzung zu verstehen.

Für den Umsetzungszeitraum wurde zwischen kurz-, mittel- und langfristig umsetzbaren Maßnahmen unterschieden. Kurzfristige Maßnahmen haben hier einen Umsetzungszeitraum von null bis drei Jahren, mittelfristige von drei bis fünf Jahren und langfristige darüber.

Zu beachten ist allerdings, dass der Umsetzungszeitraum nicht notwendigerweise mit der vollen Maßnahmenwirksamkeit identisch ist, die oft länger dauern kann.

14.3.10 Maßnahmen im Bereich Verkehr

Zur Wirksamkeit von Maßnahmen zur Reduktion von PM-Emissionen siehe auch Abbildung 100. Ergänzende Berechnungen und Angaben zur Wirksamkeit einzelner Maßnahmen werden im Rahmen des Projekts „Verkehrsmaßnahmen bei Immissionsgrenzwertüberschreitung“ erhoben. Ergebnisse dieses Projekts werden für Ende 2005 erwartet. Eine genaue Quantifizierung der Minderungspotenziale ist meist nicht genau möglich, da diese von der konkreten Umsetzung der jeweiligen Regelungen bzw. der Wechselwirkung mit anderen Maßnahmen abhängt.

Maßnahme	Begründung	Bewertung	Umsetzungs- zeitraum und Zuständigkeit	Kapitel
Förderung von Entwicklung und Anwendung alternativer Fahrzeug- und Antriebskonzepte - Erdgas - Biogas - Hybridfahrzeuge - Brennstoffzelle - ... Schaffung bzw. Ausweitung von Förderprogrammen zur verstärkten Einführung neuer Technologien unter Berücksichtigung des Schadstoffausstoßes der Fahrzeuge Schaffung der notwendigen (gesetzlichen) Rahmenbedingun-	Bei der Verwendung alternativer Antriebs- und Fahrzeugkonzepte wie z. B. von CNG (compressed natural gas – komprimiertes Erdgas) entstehen im Vergleich zu Dieselfahrzeugen deutlich geringere Partikelemissionen. Die Verringerung der spezifischen Emissionen pro Fahrzeug führt auch bei gleich bleibender Fahrleistung zu einer Emissionsreduktion. Bei lokal beschränkten Einsatzgebieten (z. B. kommunale Flotten) ist die Infrastruktur vergleichsweise leicht zur Verfügung zu stellen. Bei flächendeckender Versorgungsmöglichkeit werden alternative Fahrzeugkonzepte auch für den motorisierten Individualverkehr interessant. Entsprechend bedeutend ist die Schaffung entsprechender Förderprogramme bzw. gesetzlicher Rahmenbedingungen für die Einführung neuer Technologien. Seitens des BMLFUW werden über die Kommunalkredit seit einigen Jahren Förderungen für den Einsatz von Technologien zur Reduktion von Treibhausgasen in Betrieben vergeben. Unter anderem sind auch Investitionen in betriebliche Fuhrparkflotten förderbar. Ein ähnliches System für die betriebliche bzw. private Nutzung von alternativen Antriebskonzepten mit geringem Schadstoffausstoß wäre sinnvoll. In Österreich bestehen derzeit einige Regelungen, die	Die Wirksamkeit dieser Maßnahme kann als hoch angesehen werden. Voraussetzung ist jedoch (z. B. bei CNG) auch die Verfügbarkeit der notwendigen Infrastruktur (Tankstellennetz). Diese Maßnahme zielt auf eine Reduktion der Partikelemissionen speziell des Pkw-Sektors ab, da hier das Potenzial für den Einsatz neuer Antriebs- und Kraftstofftechnologien als am höchsten einzuschätzen ist (wie etwa Gas- und Brennstoffzellenantrieb). Hinsichtlich PM10 erfolgt eine Reduktion des Schadstoffausstoßes nur im Vergleich zu den dieselpetriebenen Kfz, die nicht mit einem Dieselpartikelfiltersystem ausgerüstet sind. Potentialabschätzung: Eine Substitution von rund 20.000 Diesel-Pkw entspricht einer Reduktion der Pkw-Partikelemissionen um ca. ein Prozent bzw. 17 t/Jahr (die Berechnung basiert auf den Daten für das Jahr 2004). Ein hohes Potential wird neben dem Pkw-Sektor auch beim Einsatz alternativer An-	mittel- bis langfristig <i>Förderungen können prinzipiell von verschiedenen Gebietskörperschaften zur Verfügung gestellt werden.</i> <i>Rechtliche Rahmenbedingungen wären vom Bund zu schaffen</i>	14.3.1.2.1

Maßnahme	Begründung	Bewertung	Umsetzungs- zeitraum und Zuständigkeit	Kapitel
gen für den Einsatz alternativer Antriebs- und Kraftstofftechnologien	die Nutzung von alternativen Antriebskonzepten im Vergleich zu konventionellen Antriebssystemen benachteiligen (z. B. länderweise unterschiedliche Garagenordnungen, welche unterschiedliche Einfahrtsbeschränkungen für Erdgasfahrzeuge festlegen). Diese Einschränkungen sollten auf Notwendigkeit überprüft und bundesweit vereinheitlicht werden. Darüber hinaus wäre es sinnvoll, für Fahrzeuge mit niedrigem Schadstoffausstoß Erleichterungen einzuführen wie z. B. Ausnahmen von Fahrbeschränkungen gemäß IG-L, steuerliche Vergünstigungen etc. Wesentlich für die Einführung neuer Kraftstoffe sind weiters die gesetzlichen Rahmenbedingungen hinsichtlich der steuerlichen Belastung. In Deutschland existiert etwa eine Garantie hinsichtlich des Steuersatzes auf Erdgas als Kraftstoff bis 31.12.2009. Dieser fixierte Steuersatz trägt wesentlich zur Stabilität des Kraftstoffpreises und damit der Investitionssicherheit der Versorgungsunternehmen bei. In Österreich sollen zur Schaffung eines stabilen und sicheren Marktes für alternative Kraftstoffe ebenfalls entsprechende Regelungen getroffen werden. Dies gilt neben den steuerlichen Rahmenbedingungen auch für weitere gesetzliche Bestimmungen wie etwa bestehenden Regelungen hinsichtlich Lagerung, Vertrieb oder Beimischung von alternativen Kraftstoffen wie etwa auch der Einspeisung von Biogas in das Erdgasnetz.	triebs- und Kraftstofftechnologien bei Nutzfahrzeugen wie auch Bussen gesehen, da es sich hierbei um hochemittierende Fahrzeuge handelt, welche zudem hohe Emissionsdichten und Fahrleistungen aufweisen. Berechnungen von HAUSBERGER (2003b) zeigten, dass eine Ausstattung von 10% der neu zugelassenen leichten Nutzfahrzeuge sowie 40% der neu zugelassenen städtischen Linienbusse mit Erdgasmotoren zu einer Reduktion der Partikelemissionen 2010 um 27 t bewirken (4 t bei den Bussen, 23 t bei den LNF)		
Förderung des Einbaus von Partikelfiltern bei Neufahrzeugen (Pkw sowie Nutzfahrzeuge) und von Partikel reduzierenden Abgasnach-	Für die Abgas-Partikelemissionen ist in erster Linie der dieselbetriebene Anteil der Fahrzeugflotte verantwortlich. Der Anteil von Diesel-Pkw an der österreichischen Pkw-Fahrzeugflotte nimmt stark zu, schwere Nutzfahrzeuge und Busse werden fast ausschließlich mit Diesel betrieben. Für Diesel-Pkw befindet sich eine entsprechende Rege-	Die dieselbetriebenen Pkw verursachen etwa die Hälfte der durch den Straßenverkehr emittierten Abgaspartikel. Der derzeit in Umsetzung befindlichen Förderung für Dieselpartikelfilter kann daher eine hohe Wirksamkeit zugeschrieben werden. Ein vergleichbares Fördersystem für leichte	kurz- bis mittelfristig <i>Förderungen können prinzipiell von verschiedenen Gebietskörper-</i>	14.3.1.2.1

Maßnahme	Begründung	Bewertung	Umsetzungszeitraum und Zuständigkeit	Kapitel
behandlungssystemen bei Gebrauchtfahrzeugen	lung für die Förderung von Partikelfiltersystemen bei der Fahrzeug-Neuanschaffung bereits in Umsetzung. Ein entsprechendes Fördersystem sollte jedenfalls auch für leichte und schwere Nutzfahrzeuge eingeführt werden, da gerade diese Fahrzeuggruppen hohe Fahrleistungen sowie hohe Emissionsdichten aufweisen. Eine Förderung zur Nachrüstung (z. B. speziell von hochemittierenden Fahrzeugen im innerstädtischen Bereich wie Bussen oder Müllsammelfahrzeugen) sollte ebenfalls eingeführt werden. Zur Vorbildwirkung sollte der dieselbetriebene Anteil der Fahrzeugflotten der Gebietskörperschaften (Kommunen; Länder und Bund) sowie alle öffentlichen Verkehrsmittel mit Dieselpartikelfilter ausgestattet werden. Diese weisen oft hohe Kilometerleistungen in einem städtischen Umfeld auf. Bei Neuanschaffungen sind ökologische Gesichtspunkte zu berücksichtigen.	und schwere Nutzfahrzeuge würde ebenfalls ein entsprechend hohes Potenzial zur Partikelreduktion aufweisen. Nach Evaluierung der derzeit vorgesehenen Regelung zur Förderung von Dieselpartikelfiltern bei der Neuanschaffung von dieselbetriebenen Pkw kann ggf. eine Anpassung zur Sicherstellung einer hohen Maßnahmenwirksamkeit erforderlich sein. Potentialabschätzung: seit 1.1.2005 gilt für Neufahrzeuge die Abgasnorm EURO4. Die Partikelgrenzwerte dieser Norm kann von vielen Herstellern auch ohne Einbau von Partikelfiltern erreicht werden. Im Jahr 2010 werden 43% der gesamten Pkw-Fahrleistung von EURO IV Diesel-Pkw erbracht. Ein Fördersystem, welches dazu führt, dass bei 50% der EURO 4 Fahrzeuge Partikelfiltersysteme eingebaut werden, würde im Jahr 2010 zu einer Reduktion der gesamten Partikelemissionen der Pkw Flotte um etwa 15-17% (190-220 t) führen. Etwa 59% der Partikelemissionen des Straßenverkehrs entfallen auf Pkw-Emissionen, die leichten Nutzfahrzeuge verursachen etwa 17%, die schweren Nutzfahrzeuge etwa 24%. Maßnahmen zur Einführung von Partikelfiltersystemen in diesen Bereichen weisen daher ein geringeres absolutes Potential auf, die Emissionen werden hier jedoch aufgrund hoher Fahrleistungen und spezifischer Emissionen von vergleichsweise wenigen Fahrzeugen verursacht.	<i>schaften zur Verfügung gestellt werden.</i>	

Maßnahme	Begründung	Bewertung	Umsetzungs- zeitraum und Zuständigkeit	Kapitel
Einbau von Diesel-partikelfiltern bzw. Partikelkatalysatoren im Off-Road-Bereich Wichtigste Sektoren: - Land- und Forstwirtschaft - Industriesektor	Land- und forstwirtschaftliche Geräte sowie Geräte, die in Bauwirtschaft und Industrie eingesetzt werden, haben i. A. sehr hohe spezifische PM-Emissionen, sie tragen daher wesentlich zu den pyrogenen Partikelemissionen in Österreich bei. Da die eingesetzten Maschinen bzw. Geräte eine hohe Lebensdauer haben, erscheint es wesentlich, geeignete Instrumente bzw. Anreizsysteme für den Einsatz von Abgasnachbehandlungssystemen zu etablieren, unabhängig davon, ob es sich um eine Neuanschaffung oder Nachrüstung handelt.	Im Jahr 2010 emittiert der Straßenverkehr etwa 2200 t, der Off Road Sektor etwa 2400 t Partikel. Entsprechend wichtig sind Maßnahmen in diesem Bereich. Rund 30 % der Abgas-Partikelemissionen aus dem Verkehrssektor (Straßenverkehr und Off-Road) stammen aus der Land- und Forstwirtschaft, wobei rund 92 % dieses Anteils auf den Einsatz von Traktoren zurückzuführen ist. Potenzialabschätzung: Bei Nachrüstung aller Traktoren mit Partikelkatalysatoren durch ein entsprechendes Anreizsystem und einer angenommenen durchschnittlichen Reduktion der PM10-Emissionen von 50 %, können die PM10-Emissionen aus dem gesamten Verkehrssektor um rund 14 % (bzw. des Off Road Sektors um 31%) reduziert werden. Auch der Bereich Industrie (mobile Quellen wie z. B. Baumaschinen) bietet ein hohes Reduktionspotenzial (etwa 5% der Verkehrsemissionen bzw. 12% der Off Road Partikelemissionen). Der Maßnahme ist daher sehr hohes Potential zuzuordnen.	Mittelfristig <i>Maßnahmen für bestehende Baumaschinen können auf Länderebene im Rahmen von IG-L-Maßnahmen getroffen werden.</i> <i>Förderungen können prinzipiell von verschiedenen Gebietskörperschaften zur Verfügung gestellt werden.</i>	14.3.1.2.1
Lobbying auf EU-Ebene, um eine möglichst hohe und rasche Absenkung der Emissions-	Die derzeit auf Gemeinschaftsebene geltenden bzw. beschlossenen Emissionsgrenzwerte entsprechen nicht der technisch realisierbaren Emissionsminderung. Auf Ebene der EU-Kommission wird derzeit die Verschärfung der Abgasgrenzwerte von Straßenfahrzeugen	Strenge Emissionsgrenzwerte nach dem Stand der Technik werden als wichtige Maßnahme zur nachhaltigen Reduktion der Gesamtemissionen angesehen. Die EURO 6 Grenzwerte für SNF sowie die EURO 5	kurz- bis mittelfristig	14.3.1.2.1

Maßnahme	Begründung	Bewertung	Umsetzungs- zeitraum und Zuständigkeit	Kapitel
grenzwerte für Neufahrzeuge im Straßen- und Off Road Verkehr zu erreichen	diskutiert. Die Verabschiedung möglichst strenger neuer GW (EURO 6 für Lkw, EURO 5 für Pkw) sollte folglich von österreichischer Seite gefordert und unterstützt werden.	Grenzwerte für Pkw sollten jedenfalls auf ein Niveau reduziert werden, welches den Einbau von Partikelfiltersystemen unumgänglich macht. Mittelfristig können somit Fördersysteme für Partikelfilter durch gesetzliche Regelungen ersetzt werden. Die Reduktionspotentiale sind ähnlich hoch anzusehen wie jene für Partikelfilterförderprogramme für Neufahrzeuge.	<i>Hier ist in erster Linie die Bundesebene betroffen</i>	
Kontrolle der Einhaltung von Emissionsstandards	Ein relativ geringer Anteil der Fahrzeugflotte verursacht einen großen Anteil der Emissionen. Diese hochemittierenden Fahrzeuge sind teilweise legale Altfahrzeuge, teilweise auch defekte bzw. schlecht gewartete Fahrzeuge. Durch verstärkte Fahrzeugüberprüfung – nach Schaffung einer klaren rechtlichen Grundlage auf Bundesseite – können defekte oder schlecht gewartete Fahrzeuge einer entsprechenden Reparatur zugeführt bzw. aus dem Verkehr gezogen werden.	Hohe Wirksamkeit, nur ein kleiner Teil der Fahrzeugflotte ist betroffen. Hinsichtlich der PM10-Emissionen wäre es notwendig, eine andere Messmethode als den derzeitigen Kurztest für die Überprüfung zu entwickeln, da die Ergebnisse aus dem Kurztest nicht mit den PM10-Emissionen korrelieren.	Kurzfristig <i>Eine klare rechtliche Grundlage wäre auf Bundesebene zu schaffen.</i>	14.3.1.2.2
Geschwindigkeitsbeschränkung 80/100 für Pkw in belasteten Gebieten	Bei steigenden Fahrzeuggeschwindigkeiten nimmt die Motorlast zu, womit eine deutliche Erhöhung der Schadstoffemissionen verbunden ist. Eine Reduktion der Geschwindigkeit führt weiters zu einem störungsfreieren Verkehrsfluss unter Verringerung der Brems- und Beschleunigungsphasen.	Reduktion der PM10-Abgasemissionen von rund 8 % ohne nennenswerte zusätzliche Kosten.	kurzfristig <i>Eine allgemeine Beschränkung wäre Bundesebene zu schaffen, Begrenzungen in Sanierungsgebieten gemäß IG-L auf Länderebene.</i>	14.3.1.1.2

Maßnahme	Begründung	Bewertung	Umsetzungs- zeitraum und Zuständigkeit	Kapitel
Fahrverbote, etwa in Sanierungsgebieten an stark belasteten Tagen	Fahrverbote (auch gestaffelt nach Abgaswerten) haben sich in einigen europäischen Städten als effektiv zur Verminderung der PM-Belastung erwiesen. Diese sind auch kurzfristig umzusetzen.	Hohe Wirksamkeit, da diese Maßnahme direkt auf die Verkehrsleistung abzielt und damit eine Reduktion sowohl der Abgasemissionen als auch der Aufwirbelung ermöglicht wird.	kurz- bis mittelfristig <i>Landesmaßnahme</i>	
Citymaut bzw. Ausbau der Parkraumbewirtschaftung	Die Maßnahme zielt darauf ab, den motorisierten Individualverkehr vor allem in dicht besiedelten, städtischen Gebieten zu vermindern. Für die im Februar 2003 in der Londoner Innenstadt eingeführte Innenstadtmaut („congestion charge“) in der Höhe von etwa 6 € pro Tag liegt der erste Jahresbericht bereits vor, allerdings nicht über die Auswirkungen auf die Luftqualität sondern lediglich hinsichtlich des Verkehrs. Bei den Verkehrszahlen zeigte sich eine Reduktion in der Mautzone um 15 %, die Anzahl der Staus ist um 30 % zurückgegangen. U.U lassen sich ähnliche Effekte durch eine Parkraumbewirtschaftung erzielen. Entsprechende Voruntersuchungen werden dzt. in Graz durchgeführt, u. a. um negative Begleiterscheinungen, wie z. B. Stadtfucht oder Attraktivierung von Standorten auf der "grünen Wiese" zu bewerten. Durch eine flexible und weit reichende Parkraumbewirtschaftung können u. U. zur Citymaut vergleichbare Ergebnisse erzielt werden.	Die Wirksamkeit hängt von einer Reihe von Faktoren ab, z. B. Größe der betroffenen Gebiets, Höhe der Maut, etc. Die Maßnahme führt zu einer Verminderung der Abgas- und der Wiederaufwirbelungsemissionen.	kurz- bis mittelfristig <i>Landesmaßnahme bzw. Maßnahme auf kommunaler Ebene</i>	
Staffelung der Kfz-Besteuerung nach dem Schadstoffausstoß	Im Gegensatz zur NOVA, die nur beim Neukauf eines Fahrzeuges wirksam wird, ist die Kfz-Steuer jährlich zu entrichten und ist somit auch nach Kauf eines Gebrauchtwagens wirksam. Eine Möglichkeit, emissionsarme Fahrzeuge auch für den Nutzer kostenmäßig attraktiver zu gestalten, ist die Anpassung nach EURO-Klassen. Dieses System wird z. B. derzeit in Deutschland praktiziert. Hier gilt bis zum 31. Dezember 2005 eine Kfz-Steuerbefreiung für EURO 4 Fahrzeuge.	Betroffen sind vor allem ältere Fahrzeuge, die überproportional zu den Emissionen beitragen. Wenn zu einer schnelleren Erneuerung dieses Teils der Flotte beigetragen werden kann, ist die Wirksamkeit als mittel einzustufen.	kurz- bis mittelfristig <i>Bundesmaßnahme</i>	

Maßnahme	Begründung	Bewertung	Umsetzungs- zeitraum und Zuständigkeit	Kapitel
Ökologisierung der Maut	In das derzeitige Mautsystem gehen externe Kosten wie Stau- und Umweltfolgekosten nicht ein. Dadurch ist keine Kostenwahrheit gegeben, öffentliche Verkehrsmittel können nicht konkurrenzfähig werden. Eine fahrleistungsabhängige Maut (für Lkw und Pkw) zielt u.a. auf eine Reduktion der Fahrleistung ab. Weiters bietet eine fahrleistungsabhängige Maut den Vorteil, die Kosten für die Straßenbenutzung zeitlich und regional zu differenzieren. So könne etwa in sensible Gebieten bzw. Zeiten mit hoher Stauhäufigkeit höhere Mautsätze eingehoben werden, wodurch ein Steuerungseffekt der Verkehrsströme erzielt werden kann. Allerdings scheint diese Maßnahme im Hinblick auf die zu erwartenden gesamtwirtschaftlichen (insb. Verteilungs-) Effekte derzeit politisch nicht realisierbar.	Hohe Wirksamkeit, da diese Maßnahme direkt auf die Verkehrsleistung abzielt und damit eine Reduktion sowohl der Abgasemissionen als auch der Aufwirbelung ermöglicht wird. Potenzialabschätzung: Bezüglich der Wirkungsweisen von Road Pricing gibt es einige aktuelle Untersuchungen. Als Beispiel seien hier die Ergebnisse von HAUSBERGER (2003b) angeführt. Eine fahrleistungsabhängige Maut für Pkw und LNF im Jahr 2010 in der Höhe von 0,06 €/km sowie für Lkw in der Höhe von 0,14 bis 0,30 €/km am gesamten Straßennetz führt zu einer Reduktion der Partikelemissionen um etwa 540 t (10%).	kurz- bis mittelfristig <i>Bundesmaßnahme</i>	14.3.1.1.8
Anpassung der Mineralölsteuer	Im Vergleich mit den Nachbarstaaten sind die Treibstoffpreise in Österreich aufgrund der geringeren Mineralölsteuer niedrig. Weiters sind die Kosten für Diesel durch geringere Besteuerung deutlich niedriger als für Benzin. Durch eine Anpassung der Mineralölsteuer an die der Nachbarstaaten bzw. eine Angleichung von Diesel- an den Benzinmineralölsteuersatz soll einerseits die Fahrleistung verringert werden, weiters soll der Trend zu Diesel-Pkw verringert werden. Auch im Hinblick auf die Wirksamkeit dieser Maßnahme wäre die Weiterentwicklung der Mineralölsteuersätze auf europäischer Ebene anzustreben.	Hohe Wirksamkeit durch Reduktion der Verkehrsleistung sowie Reduktion des Dieselanteils an der Fahrleistung. Das Reduktionspotential kann (in Abhängigkeit von der Steuerhöhe) ähnlich hoch eingeschätzt werden wie jenes einer fahrleistungsabhängigen Maut.	kurz- bis mittelfristig <i>Bundesmaßnahme</i>	14.3.1.1.8

Maßnahme	Begründung	Bewertung	Umsetzungs- zeitraum und Zuständigkeit	Kapitel
Überprüfen des amtlichen Kilometergeldes	Die derzeitige Regelung des Kilometergeldes vergütet nicht nur die variablen Kosten, die bei einer Fahrt entstehen, sondern auch einen Fixkostenanteil. Dadurch wird der Fahrzeughalter animiert, möglichst viel den Pkw für berufliche Fahrten zu nutzen, um so zur Finanzierung des Fahrzeuges beizutragen. Dies bedeutet eine – aus Umweltsicht kontraproduktive – Förderung des motorisierten Individualverkehrs.	Wirksamkeit hängt von der Anpassung des Kilometergeldes ab. Die angestrebte Verringerung von Verkehrsleistung auf der Straße wirkt sowohl auf Abgasemissionen als auch auf Aufwirbelung.	kurz- bis mittelfristig <i>Bundesmaßnahme</i>	14.3.1.1.8
Strategische Umweltprüfung des Generalverkehrsplanes mit einem hohen Stellenwert für luft-hygienische Belange	Im Generalverkehrsplan wird die künftige Verkehrsinfrastrukturplanung festgeschrieben. Dies ist ein wesentliches Kriterium für die künftige Entwicklung der Verkehrsleistung und in der Folge der verkehrsbedingten Emissionen in Österreich.	Durch Beeinflussung der hochrangigen Verkehrsinfrastruktur ist potenziell von einer hohen Wirksamkeit auszugehen, die allerdings erst langfristig ihre Wirkung entfalten wird.	mittel- bis langfristig <i>Bundesmaßnahme</i>	14.3.1.1.9
Förderung des ÖV im Personen- und Güterverkehr	Soll die Verkehrsleistung auf der Straße verringert werden, ist ein attraktives alternatives Verkehrsnetz sowie Verkehrsangebot notwendig. Im Personenverkehr bedeutet dies einen Ausbau des Öffentlichen Verkehrs, insbesondere von Bus & Bahn – wesentlich hierbei sind attraktive Angebote (hohe Frequenz, bedarfsgerechte Bedienung,...) und eine flächendeckende Erschließung. Ebenso besteht im Güterverkehr ein Potenzial für die Verlagerung von der Straße auf die Schiene. So liegt das Potenzial für den Transport im Kombinierten Verkehr (z. B. Transport mit dem Lkw bis zum nächstgelegenen Güterbahnhof, Weitertransport mit der Bahn) bei ca. 20 %. Für eine Wettbewerbssteigerung sind hierbei insbesondere Maßnahmen, die einer effizienteren Abwicklung des Umschlages und Transportes mit der Bahn dienen (z. B. regionale Umschlagplätze, Logistikzentren,...) notwendig.	Langfristig wirksam, als Begleitmaßnahme zu den anderen Maßnahmen notwendig und sinnvoll. Mittlere bis hohe Wirksamkeit, besonders Maßnahmen, die auf Verbesserungen im Güterverkehr abzielen.	kurz- bis mittelfristig <i>Förderungen können prinzipiell von verschiedenen Gebietskörperschaften zur Verfügung gestellt werden.</i>	14.3.1.1.9

Maßnahme	Begründung	Bewertung	Umsetzungs- zeitraum und Zuständigkeit	Kapitel

Maßnahme	Begründung	Bewertung	Umsetzungs- zeitraum und Zuständigkeit	Kapitel
Ausbau alternativer Verkehrsnetze (Radwege)	Um den motorisierten Individualverkehr vor allem im städtischen Umfeld zu reduzieren, sollten alternative Verkehrsnetze forciert ausgebaut werden.	Ist eine wichtige begleitende Maßnahmen zur Verminderung (des Zuwachs) des motorisierten Individualverkehrs vor allem in städtischen Bereichen.	mittel- bis langfristig <i>Maßnahme auf kommunaler Ebene</i>	
Optimierung des Streusplittmanagements	Die Staubbeladung der Straße hat Einfluss auf das Ausmaß der Wiederaufwirbelungsemissionen. Daher ist es notwendig, den Eintrag von Streumittel von Anfang an so gering wie möglich zu halten. Auch kommt der Straßenreinigung auf stark verschmutzten Straßen (z. B. nach Splittstreuung oder Straßen in Baustellen-nähe) hohe Bedeutung zu.	Eine Optimierung des Winterdienstes (dies betrifft sowohl die Ausbringung von Auftaumitteln bzw. Streusplitt als auch die Straßenreinigung) ist als kosteneffektive Maßnahmen einzuschätzen, die zumindest bei der groben Staubfraktion (zwischen 2,5 und 10 µm) an städtischen, verkehrsnahen Standorten zur Verminderung der Belastung beitragen kann.	kurz- bis mittelfristig <i>Maßnahme auf kommunaler/regionaler Ebene</i>	14.3.1.2.4
Änderung der Haftungsbedingungen, so dass in Tempo-30-Zonen auf Nullstreuung übergegangen werden kann	Straßenstreuung ist eine wesentliche Eintragsquelle für Material, welches dann von Kfz aufgewirbelt werden kann. Die derzeit geltenden Haftungsbedingungen erlauben allerdings dem Straßenerhalter aber nicht, in geeigneten Zonen auf die Straßenstreuung zu verzichten. Dies sollte durch eine Änderung der Haftungsbedingungen in Tempo-30-Zonen durch den Bund ermöglicht werden.		kurz- bis mittelfristig <i>Bundesmaßnahme</i>	
Bewusstseinsbildende Maßnahmen – Informationskampagnen	Eine Verringerung der Verkehrsleistung im motorisierten Individualverkehr hängt stark von der Motivation des Endverbrauchers ab, alternative Angebote (z. B. Bus, Bahn, Fahrrad) auch tatsächlich zu nutzen. Diese kann durch Information und Bewusstseinsbildung beeinflusst werden (z. B. Fahrplaninformation, Zusammenhänge Auto – Umwelt u. dgl.). Aber auch bei der Kaufentscheidung von „umweltfreundlicheren“ Fahrzeugen (z. B. Fahrzeugen mit Partikelfilter) kann eine Informationskampagne wirken	Beeinflussung der Verkehrsmittelwahl und des Verkehrsverhaltens, hohe Wirksamkeit; wichtige Begleitmaßnahme. Potentialabschätzung: Eine Potentialabschätzung ist nur nach genauer Maßnahmendefinition möglich. Es gibt jedoch Beispiele für erfolgreiche bewusstseinsbildende Maßnahmen, so etwa die Aktion „Verkehrsspargemeinde Langenlois“. Hier konnte eine Verringerung der Pkw-	kurz- bis mittelfristig <i>Kampagnen können von verschiedenen Gebietskörperschaften durchgeführt werden.</i>	14.3.1.1.1 0

Maßnahme	Begründung	Bewertung	Umsetzungszeitraum und Zuständigkeit	Kapitel
	(z. B. Umweltleitfaden Verkehr).	Verkehrsleistung um 4% erzielt werden.		
Verbindliche Richtlinien und Grundlagen für die Raumordnung	Zersiedlung sowie die zunehmende Ansiedlung verkehrserregender Standorte führen zu einer starken Verkehrszunahme (lt. einer Schweizer Studie sind z. B. 10 % der gesamten Verkehrsleistung auf publikumsintensive Standorte wie z. B. Einkaufszentren zurückzuführen). Die Raumordnung liegt im Kompetenzbereich von Land und von Gemeinden. Besonders bei Standortentscheidungen verkehrserregender Standorte (z. B. Einkaufszentren) wären verbindliche Richtlinien und Planungsgrundsätze für eine Planung unter Berücksichtigung von Umweltauswirkungen notwendig. Dazu ist die Koordinierung von übergeordneter Stelle wünschenswert. Im Rahmen einer Art. 15a-Vereinbarung sollte dem Bund die Kompetenz für die Erstellung von Planungsgrundlagen für eine nachhaltige Raumplanung übertragen werden.	Gute Wirksamkeit, da Verkehrserzeugung präventiv vermieden werden kann.	Mittelfristig <i>Landesmaßnahme, idealerweise koordiniert mit Bund</i>	14.3.1.1.9
Verkehrsabschlussabgabe als „Muss-Bestimmung“ (ÖPNRV-G) bzw. Nutzung der bestehenden Regelung durch die Gemeinden	Das „Öffentliche Personennah- und Regionalverkehrsgesetz 1999“ (ÖPNRV-G 1999) ermöglicht Gemeinden, für Betriebsflächen eine Verkehrsabgabe einzuheben, die für den Öffentlichen Verkehr zweckgebunden ist. Derzeit handelt es sich hierbei um eine Kann-Bestimmung, die nur selten in Anspruch genommen wird.	Wirksamkeit über Fördermöglichkeit des Öffentlichen Verkehrs	kurz- bis mittelfristig <i>Bundes- bzw. Gemeindemaßnahme</i>	14.3.1.1.9

14.3.11 Maßnahmen im Bereich Industrie, Gewerbe und Bauwirtschaft

Maßnahme	Begründung	Bewertung	Umsetzungs- zeitraum und Zuständigkeit	Kapitel
Anpassung von Staubgrenzwerten im Emissionsschutzgesetz für Kesselanlagen bzw. in Verordnungen nach Gewerbeordnung an den Stand der Technik. Dies betrifft insbesondere die Glasanlagen VO; Eisen und Stahl VO, Zementanlagen VO und der Sinteranlagen VO. Erlassung einer Verordnung für relevante Emittenten, für die bislang keine bundesweiten Regelungen existieren.	Einige anlagenspezifische VO sehen Emissionsgrenzwerte vor, die nicht dem Stand der Technik entsprechen. Für manche Branchen (z. B. Kalk und Düngemittel) fehlen bundesweite Regelungen.	Da die derzeitigen bescheidmäßigen GW nicht notwendigerweise jenen der jeweiligen VO entsprechen, ist die unmittelbare Wirksamkeit schwer quantifizierbar; für wichtige industrielle Quellen und Kraftwerke über 50 MW könnte das Potenzial jedoch mit vertretbarem Aufwand in einer Folgestudie ermittelt werden.	kurz- bis langfristig <i>Bundesmaßnahme</i>	14.3.3.1

Maßnahme	Begründung	Bewertung	Umsetzungszeitraum und Zuständigkeit	Kapitel
Sicherstellung, dass Anlagen mit Minderungsmaßnahmen entsprechend dem jeweiligen Stand der Technik (5-20 mg/Nm ³) ausgestattet sind, sowie betrieben und überwacht werden	Nach österreichischer Gesetzeslage sind „Luftemissionen nach dem Stand der Technik zu begrenzen“. Die IPPC-RL verlangt ausdrücklich eine regelmäßige Überprüfung und Aktualisierung der Genehmigungsaufgaben. Damit soll sichergestellt werden, dass die Genehmigungsaufgaben auf den neuesten Stand gebracht werden. Von Bundesseite sollten Studien und Erhebungen durchgeführt werden, ob und wie dies von den einzelnen Genehmigungsbehörden gehandhabt wird und wie einheitlich der Stand der Technik in Österreich ist.	Die Wirksamkeit ist schwer abschätzbar, da lt. österreichischer Gesetzeslage bereits bisher „Luftemissionen nach dem Stand der Technik zu begrenzen sind“. Die Genehmigungspraxis dazu war und ist allerdings uneinheitlich. Ab dem 31.10.2007 müssen auch Altanlagen einen IPPC-Genemigungsbescheid haben.	kurz- bis mittelfristig <i>Bundesmaßnahme</i>	14.3.3.1
Festschreibung von europaweit einheitlichen Emissionsgrenzwerten für wesentliche Großemittenten	In der IPPC-RL (96/61/EG) wird die Verwendung von BAT europaweit verpflichtend festgeschrieben, nicht jedoch konkrete Emissionsgrenzwerte. Um ein einheitliches hohes Schutzniveau sicherzustellen (und Wettbewerbsverzerrungen zu vermeiden), sollte auf EU-Ebene auf die Festlegung von Emissionsgrenzwerten für wesentliche industrielle Emissionsquellen hingearbeitet werden.	Die Wirksamkeit wird generell hoch eingestuft (insbesondere, da grenzüberschreitender Schadstofftransport bei Staub eine große Rolle spielt). Allerdings ist mit Vorbehalten etlicher MS zu rechnen.	mittel- bis langfristig <i>Bundeskompetenz</i>	14.3.3.1
Anpassung von Staubgrenzwerten an den Stand der Technik in der Großfeuerungsanlagenrichtlinie (GFA) und Abfallverbrennungsrichtlinie (AVV-RL) im Abschnitt Mitverbrennungsanlagen.	Großfeuerungsanlagen und Mitverbrennungsanlagen stellen in Europa eine wichtige Quelle sowohl für Staub als auch für die Vorläufersubstanzen SO ₂ und NO _x . Weitere Minderungen sind notwendig. Obschon die GFA-RL und die AVV-RL in den letzten Jahren novelliert bzw. erlassen wurde, entsprechen nicht alle vorgeschriebenen Grenzwerte dem Stand der Technik. Eine Anpassung der GW ist anzustreben.	Durch die Anpassung der GFA-RL und der AVV-RL ist in Österreich hinsichtlich der Staubemissionen nur mit geringen Auswirkungen zu rechnen. Hinsichtlich der Vorläufersubstanzen ist in einzelnen Anlagen mit einer Verbesserung zu rechnen. Wesentliche Auswirkungen sind insbesondere in anderen Mitgliedsstaaten zu erwarten, da hier z.T. die Anlagen nicht nach dem Stand der Technik betrieben werden und grenzüber-	Mittelfristig <i>Bundeskompetenz</i>	14.3.3.1

Maßnahme	Begründung	Bewertung	Umsetzungs- zeitraum und Zuständigkeit	Kapitel
		schreitender Schad- stofftransport bei Staub und Vorläufersubstanzen eine große Rolle spielt. Allerdings ist mit Vorbehalten etlicher MS zu rechnen.		
Vorschreibung von Maß- nahmen zur Reduktion der diffusen Staubemissionen	Diffuse Emissionen können eine wesentliche Schweb- staubquelle darstellen. Es sollte die rechtliche Basis ge- schaffen, bzw. verbreitert (etwa in der GewO und deren VO) werden, um auch diese Emissionen wirksam zu überwachen und zu begrenzen. Mögliche Maßnahmen inkludieren Ein- hausung von Lagern, Einhausungen und Abzüge bei Um- schlagvorgängen, Befestigung von Verkehrswegen sowie organisatorische Maßnahmen wie Betriebsanweisungen, Säuberung innerbetrieblicher Fahrwege, Einsatz von Berie- selungsanlagen, Reifenwaschanlagen, etc..	Die Wirksamkeit ist schwer abzuschätzen; weitere Studien über die Quellen und die Höhe der diffusen Staubemissionen sowie die Minderungspotenziale wären notwendig.	Mittelfristig <i>Bundesmaß- nahme</i>	14.3.3.2
Entstaubung nach dem Stand der Technik für Kesselanlagen > 2 MW auf Basis von Festbrenn- stoffen mit Reingaswerten zwischen 10 und 20 mg/Nm ³ .	Insbesondere Holzfeuerungen können hohe spezifische PM- Emissionen aufweisen. Mit geeigneter Entstaubung sind jedoch sehr gute Minderungen zu erzielen. Entsprechende Grenzwerte sollten rechtlich verbindlich festgelegt werden.	Da im Zuge der Klimastrategie Biomassefeuerungen forciert werden und diese nach Inventur eine wesentliche PM-Quelle darstellen, ist die Wirksamkeit mittel bis hoch einzustufen.	kurz- bis mittel- fristig <i>Bundesmaß- nahme</i>	14.3.3.3
Staubmindernde Maß- nahmen in der Bauwirt- schaft nach Vorbild der Schweizer Baurichtlinie	Bautätigkeiten sind eine wesentliche PM-Quelle. Durch ein Bündel geeigneter Maßnahmen (technische und organisato- rische) können die Emissionen (die häufig im besiedelten Gebiet auftreten) vermindert werden.	Immissionsmessungen im Nah- bereich von Baustellen legen nahe, dass diese wesentlich zur lokalen PM-Belastung beitragen können. Die angeführten Maß- nahmen werden lokal als hoch wirksam zur Verminderung von Belastungsschwerpunkten er-	kurz- bis mittel- fristig <i>Bundesmaß- nahme, in Sa- nierungs- gebieten durch</i>	14.3.3.5

Maßnahme	Begründung	Bewertung	Umsetzungs- zeitraum und Zuständigkeit	Kapitel
		achtet.	<i>Landeshaupt- mann</i>	
Berücksichtigung ökologischer Aspekte im Bauarbeitenkoordinationsgesetz, Abfallwirtschaftsgesetz, Änderungen in der Straßenverkehrsordnung und im Bundesstraßenfinanzierungsgesetz	Im Rahmen des Projektes RUMBA ⁷⁵ wurde als wesentliches Instrument das Bauarbeitenkoordinationsgesetz identifiziert, welches in der dzt. Fassung zwar dem Arbeitnehmerschutz dient, durch geringfügige Änderungen aber um Aspekte der ökologischen Bauabwicklung erweitert werden könnte. Änderungen im Abfallwirtschaftsgesetz (Auftrag zum Einsatz verwertbarer Materialien sowie Verwertung und Reduktion der Deponiemengen), in der Straßenverkehrsordnung und im Bundesstraßenfinanzierungsgesetz sollten hinsichtlich einer Verminderung des Baustellenverkehrs optimiert werden.	Wie im Projekt RUMBA gezeigt wurde, hat insbesondere in Städten der Baustellenverkehr einen erheblichen Anteil am gesamten Lkw-Verkehr. Die Wirksamkeit der Maßnahme kann daher als mittel bis hoch eingestuft werden	mittelfristig <i>Bundesmaß- nahme</i>	14.3.3.5

⁷⁵ <http://www.rumba-info.at>

14.3.12 Maßnahmen im Bereich Hausbrand

Die Festlegung von Emissionsgrenzwerten, Überprüfungsintervallen, Sanktionen bei Überschreitung von zulässigen Emissionen etc. von Anlagen zur Raumwärmeerzeugung privater Haushalte obliegt gemäß der Vereinbarung gemäß Art. 15a B-VG über Schutzmaßnahmen betreffend Kleinf Feuerungen den Gesetzgebern der Bundesländer. In verschiedenen Statuserhebungen, die das Umweltbundesamt durchgeführt hat, wurden mögliche Maßnahmen für den Sektor Hausbrand angeführt [UMWELTBUNDESAMT, 2004a; UMWELTBUNDESAMT, 2004b].

Generell sind alle Maßnahmen, die zu einer Reduktion des Heizbedarfs führen, zielführend.

Maßnahme	Begründung	Bewertung	Umsetzungszeitraum	Kapitel
Umsetzung Klimastrategie im Bereich Raumwärme	Die Klimastrategie enthält Maßnahmen zur Energieeinsparung und zu energiesparender Bauweise im Bereich Raumwärme, die auch eine Emissionsminderung bei PM10 bewirken, da Raumheizung eine der wesentlichen Schwebstaubquellen ist.	Die Maßnahme wird langfristig als effizient bewertet, da es neben einer Emissionsreduktion bei PM10 (sowie bei anderen Luftschadstoffen und bei Treibhausgasen) i.a. auch zu einer Kostenreduktion kommt.	mittel- bis langfristig	14.3.2
Vermehrter Einsatz von Fernwärme	Alte Einzelöfen emittieren ein Vielfaches an Staub im Vergleich zu modernen Öfen, sie tragen daher überproportional zu den Emissionen aus dem Sektor Hausbrand bei.	Da Hausbrandemissionen v.a. in den ohnedies schon durch schlechte Ausbreitungsbedingungen gekennzeichneten Wintermonaten anfallen, ist die Wirksamkeit dieser Maßnahme bei weit reichender Umsetzung mit hoch zu bewerten.	langfristig	14.3.2
Wärmedämmmaßnahmen	Maßnahmen zur Erhöhung der Wärmedämmung tragen zu einer Verminderung der Wärmeerzeugung bei, und damit nicht nur zu einer Verminderung der PM-Emissionen, sondern auch von Emissionen an THG und anderer klassischer Luftschadstoffe.	Die Maßnahme wird langfristig als effizient bewertet, da es neben einer Emissionsreduktion bei PM10 (sowie bei anderen Luftschadstoffen und bei Treibhausgasen) i.a. auch zu einer Kostenreduktion kommt.	mittel- bis langfristig	14.3.2

Maßnahme	Begründung	Bewertung	Umsetzungszeitraum	Kapitel
Initiative zum Austausch alter Festbrennstoff-Einzelöfen	Alte Einzelöfen emittieren ein Vielfaches an Staub im Vergleich zu modernen Öfen, sie tragen daher überproportional zu den Emissionen aus dem Sektor Hausbrand bei.	Da Hausbrandemissionen v.a. in den ohnedies schon durch schlechte Ausbreitungsbedingungen gekennzeichneten Wintermonaten anfallen, ist die Wirksamkeit dieser Maßnahme bei weitreichender Umsetzung mit hoch zu bewerten.	kurz- mittel- fristig	14.3.2
Kontrollen zur Vermeidung des Inverkehrbringens von nicht mehr zulässigen Feuerungsanlagen	Diese Maßnahme betrifft v.a. veraltete Einzelöfen, die hauptsächlich im Ausland hergestellt werden und vereinzelt auf Baumärkten und dgl. erhältlich sind.	Es liegen keine Daten vor, in welchem Umfang nicht mehr zulässige Feuerungsanlagen in Umlauf gelangen, es ist jedoch bekannt, dass diese auf Baumärkten angeboten werden ⁷⁶ . Die Wirksamkeit dieser Maßnahme kann daher erst nach Vorliegen entsprechender Daten bewertet werden.	kurzfristig	14.3.2

⁷⁶ persönliche Mitteilung Mag. Günter Dussing Land Salzburg, Umweltschutz

14.3.13 Sonstige Maßnahmen

Maßnahme	Begründung	Bewertung	Umsetzungs- zeitraum und Zuständigkeit	Kapitel
Umsetzung der Leitlinien Ökologisierung Bundesverwaltung und öffentliche Beschaffung	Das öffentliche Beschaffungswesen hat mit seinem Anteil von 16 % am BIP ein erhebliches Potenzial zur Verminderung der PM10-Emissionen bspw. durch Ankauf von Fahrzeugen mit Partikelfilter, durch Steigerung der Energieeffizienz von Gebäuden etc.	Aufgrund der Vorbild- und Impulswirkung sowie des Umfangs der Investitionen der öffentlichen Hand kann diese Maßnahme langfristig als wirksam angesehen werden.	kurz-langfristig <i>Bundesmaßnahme</i>	14.3.5

14.3.14 Maßnahmen im Bereich Landwirtschaft

Maßnahme	Begründung	Bewertung	Umsetzungs- zeitraum	Kapitel
Begrünung von Bracheflächen und Feldwegen	Nichtbepflanzte Bracheflächen sind für Winderosion anfällig. Ebenso führt das Offenliegen bzw. Befahren von Wegen ohne Dichtdecke zu Staubaufwirbelung. Die Begrünung – nicht die Abdichtung der Flächen – ist die beste ökologische Maßnahme gegen Staubentwicklung.	Pflanzendecken sind der effektivste Schutz vor Staubaufwirbelungen und Winderosion. Diese wirken insbesondere auf Feldwegen weit aus besser als befestigte Flächen, die verschmutzt werden können.	kurz-mittelfristig	14.3.4
Restriktive Handhabung der Ausnahmegenehmigung des Verbrennungsverbots von Ernterückständen ⁷⁷	Die Ausnahmegenehmigung wird bei besonderer Trockenheit fallweise genutzt. Die Abfuhr der Ernterückstände wäre die bessere Alternative bei Trockenheit. Die restriktive Nutzung der legislatischen Möglichkeit und die Öffentlichkeitsarbeit zu diesem Thema wären hilfreich und nützlich.	Die Vermeidung des Verbrennens von biogenen Materialien im Freien wirkt sich besonders günstig auf die Freisetzung von biogenen Partikeln und Schadstoffen aus.	kurzfristig	14.3.4

⁷⁷ Hier liegt die Zuständigkeit beim jeweiligen Landeshauptmann.

14.3.15 Maßnahmen zur Reduktion der PM-Vorläufersubstanzen

Maßnahmen allgemein	Begründung	Bewertung	Umsetzungszeitraum und Zuständigkeit	Kapitel
Weitgehende Emissionsreduktion von NO _x im Rahmen der Umsetzung des EG-L-Ziels	NO _x -Emissionen können auf regionaler Basis zur Bildung von Nitrat führen, einem vor allem im Winter wesentlichen Aerosolbestandteil. Die Erreichung des österreichischen NEC-Ziels für NO _x würde somit auch eine Verminderung der PM-Belastung nach sich ziehen.	Die Maßnahme wird als hoch wirksam angesehen.	mittel- langfristig <i>Bundes- und Landesmaßnahmen</i>	14.3.6
Emissionsreduktionen von NH ₃ und SO ₂ über das EG-L-Ziel hinaus	SO ₂ - und NH ₃ -Emissionen können zur Bildung von sekundären, anorganischen Aerosolen führen. Eine weitere Absenkung der Emissionshöchstmenge sollte damit auch zu einer Verminderung der PM-Belastung führen.	Die Maßnahme wird als mittel wirksam angesehen.	mittel- langfristig <i>Bundes- und Landesmaßnahmen</i>	14.3.6

Für eine rasche und effiziente Umsetzung der in der folgenden Tabelle (sowie in Kapitel 14.3.14) angeführten Maßnahme im Bereich der Landwirtschaft stehen im Prinzip eine Reihe verschiedener Instrumente zur Verfügung:

1. Informationskampagnen;
2. Kopplung von Förderungen an die Implementierung der genannten Maßnahmen;
3. Erarbeitung eines Kodex über die gute landwirtschaftliche Praxis; die Umsetzung des Kodex kann dann wieder freiwillig, über Förderungen oder verbindlich sein;
4. Festschreibung der Maßnahmen, ggf. ab bestimmten Betriebsgrößen, etwa in einer VO gemäß § 21 IG-L.

Die unter 1) und 2) genannten Instrumente sollten jedenfalls ehestmöglichst umgesetzt werden. Bei Bedarf wären jedoch auch die unter 3) und 4) genannten Vorgangsweisen zu prüfen.

Förderungen und Informationskampagnen können prinzipiell von verschiedenen Gebietskörperschaften durchgeführt werden, folglich wird die Zuständigkeit in der Tabelle nicht gesondert angeführt.

Maßnahmen Landwirtschaft ⁷⁸	Begründung	Bewertung	Umsetzungs- zeitraum	Kapitel
Filter- und Wäschereinsatz bei hohen Tierkonzentrationen	Hohe Tierkonzentrationen führen lokal zu deutlich höheren Emissionen und Immission an Ammoniak und biogenen Aerosolen. Es ist daher der Einbau von Filtern und Wäschern insbesondere im Nahbereich von Wohngebieten und Sozialeinrichtungen gerechtfertigt.	Der Einbau von Filtern und Wäschern ist eine effiziente Maßnahme zur Reduktion von Emissionen aus der Tierhaltung.	kurz- bis mittelfristig	14.3.4
Düngemittelplan und N-Bilanzierung auf Schlagebene zur Optimierung des N-Dünger-Einsatzes	Die Planung der Düngermengen und die Bilanzierung auf Schlagebene ist eine Notwendigkeit für den sparsamen Einsatz von mineralischen und organischen Düngemitteln.	Auf Betriebsebene ist die Planung von Düngermengen besonders effizient. Die damit verbundene Vermeidung von Überdosierungen und die Ermittlung der optimalen Düngermengen sind besonders förderungswürdig und ökonomisch sinnvoll.	kurz- bis mittelfristig	14.3.6
Geteilte Düngung je nach Vegetationsstand	Durch die Teilung der Düngergaben je nach dem Entwicklungsstand der Kulturpflanzen wird der Pflanzenbestand optimal versorgt. Damit können Verluste an Nährstoffen etwa durch NO _x -Ausgasungen bzw. Auswaschung reduziert werden.	Die geteilten Düngergaben sind ein gutes Instrument zur Vermeidung von Luftemissionen und den ökonomischen Verlust an Nährstoffen.	Status quo verstärken	14.3.6
Abdeckung der Güllelager	Offene Güllelager führen zu massiven Ammoniakemissionen, insbesondere bei Schweine- und Hühnermist. Die Abdeckung von Güllelagern senkt die Verluste an Stickstoff bei der Lagerung und vermindert im Nahbereich den Eintrag von Ammoniak und Geruchstoffen deutlich.	Die Abdeckung von Güllelagern ist eine einfache Maßnahme, die mit geringem Aufwand hohe Wirksamkeit zeitigt. Es sollte die Offenlagerung (insbesondere im Hinblick auf die längere Lagerdauer nach der Nitratrictlinie) und die Anlage von Güllelagunen nicht mehr dem Stand	mittelfristig	14.3.6

⁷⁸ Wesentlich ist bei allen Maßnahmen zur Verminderung der Ammoniakemissionen, dass a) Aspekte des Tierschutzes ausreichend berücksichtigt werden; b) es zu keiner Erhöhung der N-Emissionen in andere Umweltmedien kommt (etwa erhöhte Nitratzufuhr ins Grundwasser).

Maßnahmen Landwirtschaft ⁷⁸	Begründung	Bewertung	Umsetzungs- zeitraum	Kapitel
		der Technik entsprechen.		
Mehrphasenfütterung	Die Mehrphasenfütterung führt in den Tierexkrementen zu einem verringerten Stickstoffgehalt. Damit wird die Überversorgung der Tiere mit ungenutzter/m Stärke/Protein vermieden.	Die Mehrphasenfütterung spart Nährstoffe ein. Damit werden einerseits die Stickstoffgehalte im Mist bzw. die Emissionsverluste verringert und die Tiere auch ökonomisch optimal versorgt.	kurzfristig	14.3.6
Optimierte Gülleausbringung	Die Ausbringung von Gülle ist immer mit Ammoniakverlusten und Geruchsbelastung verbunden. Die optimierte Ausbringung sollte bei kühler, regnerischer Witterung und dem Wachstumszustand der Kulturpflanzen entsprechend stattfinden. Die ausgebrachte Gülle sollte im Ackerbau binnen Stunden eingearbeitet werden. Die bodennahe Ausbringung mit Schleppschlauchtechnik ist ebenfalls ein optimales Instrument zur Ressourcenschonung und Luftentlastung.	Durch die nicht optimale Ausbringung gehen wertvolle Nährstoffe verloren, die als Luftemissionen störende Wirkungen haben. Der ev. erhöhte technische Aufwand zur optimalen Gülleausbringung wird durch die Minimierung der Nährstoffverluste und die erhöhte Akzeptanz der Anrainer - teilweise auch ökonomisch - wettgemacht.	mittel bis langfristig	14.3.6

14.3.16 Maßnahmen zur Weiterentwicklung des IG-L

Maßnahme	Begründung	Bewertung	Umsetzungs- zeitraum und Zuständigkeit	Kapitel
Novelle des IG-L zur rechtlichen Verankerung von Plänen und Programmen	Derzeit sind nach einer IG-L-Grenzwertüberschreitung Statuserhebungen zu erstellen und anschließend Maßnahmenkataloge in Kraft zu setzen. In der Anwendung des IG-L haben sich in den letzten Jahren in einigen Bereichen, vor allem bei den Verkehrsmaßnahmen, Probleme ergeben. Dies wäre dadurch zu bereinigen, dass – im Einklang mit den Vorgaben der EU-Richtlinie 96/62/EG – umfassendere Programme und Pläne zu erstellen sein sollten.	Geringer Aufwand; eine Novelle ist derzeit (Beginn 2005) in Vorbereitung.	Kurzfristig <i>Bundesmaßnahme</i>	14.3.8
Novelle der Messkonzept-VO zur Verbreiterung des Wissens über Herkunft der PM10-Belastung	Zielgerichtete Maßnahmen zur Verminderung der PM-Belastung sowie eine effektive Kontrolle des Erfolgs etwaiger Maßnahmen bedingen eine genaue Kenntnis der Ursachen. Entsprechende Emissions- und Immissionsdaten (inkl. chemische Zusammensetzung) müssten routinemäßig erhoben werden. Mittelfristig Kostenersparnis, da Fokussierung auf kosteneffektive Maßnahmen möglich.	Vergleichsweiser Aufwand. moderater	kurzfristig	14.3.8

14.4 Auflistung nationaler und regionaler Maßnahmen

Im Zuge der Diskussion der in obigen Tabellen zusammengefassten empfohlenen Maßnahmen erfolgte eine Bewertung nach der raschen Umsetzbarkeit sowie der politischen Durchsetzbarkeit, aus der sich die im Folgenden angeführte Unterscheidung in ‚zentrale‘ bzw. ‚weitere‘ Maßnahmen ergibt. Diese Unterscheidung spiegelt jedoch keineswegs das Reduktionspotenzial der angeführten Maßnahmen wider.

Zentrale nationale Maßnahmen

Verkehrssektor

- Einbau von Dieselpartikelfiltern bzw. Partikelkatalysatoren im Off-Road-Bereich;
- Förderung des Einbaus von Partikelfiltern bei Neufahrzeugen und von Partikelfiltern oder Partikelkatalysatoren bei Gebrauchtfahrzeugen;
- Spritspar-Initiative und Förderung des Mobilitätsmanagement;
- Begünstigung von schwefelfreiem Kraftstoff;
- Förderung von Entwicklung und Anwendung alternativer Fahrzeug- und Antriebskonzepte (alternative Kraftstoffe, Hybridkonzepte, etc.);
- Kontrolle der Einhaltung von Emissionsstandards;
- Förderung des ÖV im Personen- und Güterverkehr;
- Ökologisierung der bestehenden Maut nach Abgaswerten;
- Staffelung der bestehenden Maut nach Abgaswerten.

Industrie

- Anpassung von Staubgrenzwerten an den Stand der Technik. Dies betrifft etwa die Grenzwerte des Emissionsschutzgesetz für Kesselanlagen sowie VO nach der Gewerbeordnung, wie etwa die Glasanlagen VO, Eisen und Stahl VO, Zementanlagen VO und der Sinteranlagen VO;
- Erlassung von Verordnungen nach dem Stand der Technik für Sektoren, für die bislang keine bundesweiten Regelungen existieren;
- Förderung von Maßnahmen zur Staubreduktion im Bereich der Energieproduktion und der Industrie.

Sektorenübergreifende Maßnahmen

- Weitgehende Emissionsreduktion von PM-Vorläufern, etwa von NO_x im Rahmen der Umsetzung des EG-L-Ziels bzw. von Ammoniak durch Maßnahmen in der Landwirtschaft.

Maßnahmen auf Ebene der Europäischen Gemeinschaften

- Lobbying, um eine möglichst hohe und rasche Absenkung der Emissionsgrenzwerte für Neufahrzeuge zu erreichen (EURO5 für Pkw; EURO6 für Lkw).

Zentrale regionale Maßnahmen

Verkehrssektor

- Förderung des Einbaus von Partikel reduzierenden Abgasnachbehandlungssystemen bei gebrauchten Pkws;

- Förderung des Öffentlichen Verkehrs im Personen- und Güterverkehr;
- Fahrverbote, etwa in Sanierungsgebieten an stark belasteten Tagen;
- Geschwindigkeitsbeschränkungen;
- Neuanschaffung emissionsarmer kommunaler Fahrzeuge bzw. Nachrüstung bestehender Flotten;
- Ausbau alternativer Verkehrsnetze (Radwege);
- Optimierung des Streusplittmanagements.

Hausbrand

- Vermehrter Einsatz von Fernwärme;
- Initiative zum Austausch alter Festbrennstoff-Einzelöfen;
- Wärmedämmmaßnahmen.

Industrie

- Sicherstellung, dass Anlagen mit Minderungsmaßnahmen entsprechend dem jeweiligen Stand der Technik (5-20 mg/Nm³) ausgestattet sind, sowie betrieben und überwacht werden;
- Vorschreibung von Maßnahmen zur Reduktion der diffusen Staubemissionen;
- Staubmindernde Maßnahmen in der Bauwirtschaft nach Vorbild der Schweizer Baurichtlinie.

Sektorenübergreifende Maßnahmen

- Weitgehende Emissionsreduktion von PM-Vorläufern;
- Verbindliche Richtlinien und Grundlagen für die Raumordnung.

Weitere Maßnahmen

Verkehrssektor

- Förderung des Einbaus von Partikelfiltern bei neuen Nutzfahrzeugen und von Partikel reduzierenden Abgasnachbehandlungssystemen bei gebrauchten Nutzfahrzeugen;
- Ökologisierung der Maut auch für Pkw;
- Citymaut;
- Anpassung der Mineralölsteuer;
- Überprüfen des amtlichen Kilometergeldes mit dem Ziel, die Benutzung von ÖV zu forcieren; ;
- Strategische Umweltprüfung des Generalverkehrsplanes mit einem hohen Stellenwert für lufthygienische Belange;
- Bewusstseinsbildende Maßnahmen – Informationskampagnen;
- Verkehrsabschlussabgabe als „Muss-Bestimmung“ (ÖPNRV-G) bzw. Nutzung der bestehenden Regelung durch die Gemeinden.

Hausbrand

- Umsetzung Klimastrategie im Bereich Raumwärme;
- Kontrollen zur Vermeidung des Inverkehrbringens von nicht mehr zulässigen Feuerungsanlagen.

Industrie

- Entstaubung nach dem Stand der Technik für Kesselanlagen > 2 MW auf Basis von Festbrennstoffen (Biomasse, Kohle) mit Reingaswerten zwischen 10 und 20 mg/Nm³;
- Festschreibung von europaweit einheitlichen Emissionsgrenzwerten für wesentliche Großemittenten;
- Anpassung von Staubgrenzwerten an den Stand der Technik in der Großfeuerungsanlagenrichtlinie (GFA) und Abfallverbrennungsrichtlinie (AVV-RL) im Abschnitt Mitverbrennungsanlagen;
- Berücksichtigung ökologischer Aspekte im Abfallwirtschaftsgesetz, Änderungen in der Straßenverkehrsordnung und im Bundesstraßenfinanzierungsgesetz.

Sektorenübergreifende Maßnahmen

- Umsetzung der Leitlinien Ökologisierung Bundesverwaltung und öffentliche Beschaffung.

Sektor Landwirtschaft

- Begrünung von Bracheflächen und Feldwegen;
- Restriktive Handhabung der Ausnahmegenehmigung des Verbrennungsverbots von Ernterückständen.

Sektor Landwirtschaft – Maßnahmen zur Reduktion von Ammoniakemissionen

- Filter- und Wäschereinsatz bei hohen Tierkonzentrationen;
- Düngemittelplan und N-Bilanzierung auf Schlagebene zur Optimierung der N-Düngung;
- Geteilte Düngung je nach Vegetationsstand;
- Abdeckung der Güllelager;
- Mehrphasenfütterung;
- Optimierte Gülleausbringung.

Maßnahmen zur Weiterentwicklung des IG-L

- Novelle des IG-L zur rechtlichen Verankerung von Plänen und Programmen;
- Novelle der Messkonzept-VO zur Verbreiterung des Wissens über Herkunft der PM₁₀-Belastung.

14.5 Beispiele für Maßnahmen in Europa

14.5.1 Schweiz

In der Schweiz gilt zwar ebenso wie in den EU-Staaten der Grenzwert für den PM10-Tagesmittelwert von $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$, allerdings ist nur ein Tag mit Überschreitung des Grenzwertes zulässig im Gegensatz zu 35 Tagen in der EU. Auch ist der Grenzwert bereits seit 1.3.1998 in Kraft. Diese strengere Grenzwertbestimmung wurde im Jahr 2001 in der Schweiz an allen Stationen des bundesweiten Luftmessnetzes ausgenommen der Stationen über 1000 m Seehöhe überschritten [BUWAL, 2002b]. Mehr als 35 Tagesmittelwerte über $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ wurden in Bern und Lugano registriert. Auffallend hoch ist die Belastung auch von ländlichen Messstellen in den südlichen Landesteilen wo Ferntransport aus Oberitalien erheblich zur PM10-Belastung beiträgt. Die Schweizer Luftreinhalteverordnung sieht bei Überschreitungen der Grenzwerte die Erstellung von Maßnahmenplänen vor, die eine zukünftige Einhaltung der Grenzwerte gewährleisten sollen.

Beim **Verkehr** unterscheidet sich die Schweiz von Österreich dadurch, dass durch die Gleichbesteuerung von Diesel und Benzin der Anteil an Diesel-Pkw im Jahr 2001 nur 5 % betrug, in Österreich jedoch 50 %. Auch beträgt der Anteil der mittels Bahn transportierten Güter 70 %, während dieser in Österreich nur 30 % beträgt. Entsprechend ist der Partikel-ausstoß des Verkehrssektors deutlich geringer. Dennoch werden bspw. im Kanton Zürich dem Verkehrssektor 50-60 % der PM10-Emissionen zugeschrieben [BÜSSER, 2003]. Aus Zürich liegen auch Beispiele für konkrete Maßnahmen zur Reduktion der Verkehrsemissionen vor, wobei als wichtigste genannt werden:

- Berücksichtigung lufthygienischer Ziele bei der Raumplanung;
- Verkehrsmanagement mit Bevorzugung des öffentlichen Verkehrs;
- optimale Erschließung des Flughafen Zürichs mit ÖPNV, vorgeschrieben wurde ein modal split von 50 % für Fluggäste und 40 % für Bedienstete;
- zur Vorbildwirkung werden von der öffentlichen Hand alle öffentlichen Verkehrsmittel bis 2005 mit Dieselpartikelfilter ausgestattet, alle Nutzfahrzeuge der öffentlichen Hand bis 2007.

Als bedeutende Quelle von PM10 in der Schweiz wurde die Bauwirtschaft identifiziert. Zur Verringerung dieser Emissionen wurde daher im September 2002 die **Schweizer Baurichtlinie** erlassen, die umfangreiche Maßnahmen zur Verminderung der PM-Freisetzung auf Baustellen vorsieht. Im Detail sind die in dieser Richtlinie vorgesehenen Maßnahmen in Kapitel 14.3.3.5 angeführt.

14.5.2 Deutschland

Beispiele liegen vor allem aus Berlin und der Stadt Hagen vor. Durch den starken Rückgang an Kohleheizungen und den Industrieemissionen ist die wesentlichste Quelle für PM10 in Berlin der Verkehr. Im ersten Schritt wurden bei den Bussen der örtlichen Verkehrsbetriebe Dieselpartikelfilter eingebaut. Auch wurden in einem umfangreichen Förderungsprogramm im September 2001 begonnen, Taxis und Fahrschulautos auf Gasbetrieb umzurüsten. Insgesamt sollen in den nächsten Jahren 1100 Taxis und Fahrschulautos

umgerüstet werden (siehe auch <http://www.tut-berlin.de/index.html>). Bis Ende April 2004 waren bereits 400 Fahrzeuge mit Erdgasantrieb ausgestattet.

Für die Stadt Hagen wurde zur Erprobung der Vorgehensweise bei der Erstellung von Maßnahmenplänen gemäß Artikel 8 der Rahmen-Richtlinie ein Muster-Luftreinhalteplan für die Schadstoffe PM₁₀ und NO₂ entwickelt. Im ersten Schritt dieses Plans wurden detaillierte Emissions- und Immissionsanalysen des 25x30 km² großen Untersuchungsgebietes modelliert. Mit Hilfe dieser Modellrechnungen wurden infolgedessen alle Gebiete und Straßenzüge identifiziert, in denen Grenzwertüberschreitungen zu erwarten waren. Als wesentliche Quelle für die NO₂- und PM₁₀-Belastung wurde der Straßenverkehr identifiziert, industrielle Quellen spielen nur in kleineren Gebieten eine Rolle. Die Maßnahmenvorschläge richten sich daher in erster Linie an den Straßenverkehr. Mit Hilfe von Verkehrssimulationen wurden verschiedene Maßnahmen entwickelt, um den Verkehr zu steuern und zu beeinflussen. Diese Maßnahmen sind im Wesentlichen:

- Lkw-Routenkonzept zur Verlagerung des Verkehrs auf ein Empfehlungsnetz;
- Immissionsabhängige Verkehrslenkung;
- Ausbau der Stadtlogistik.

Als wesentliche Barriere für die Umsetzung der Maßnahmen hat sich die Finanzierbarkeit herausgestellt [LUA NRW, 2002].

14.5.3 Italien

Da in Italien der Verkehr in den Städten als eine der Hauptquellen der hohen PM₁₀-Belastung identifiziert wurde, können bei länger andauernden hohen PM₁₀-Belastungen Fahrverbote verordnet werden. Erste Erfahrungen mit sehr weit reichenden Fahrverboten liegen u. a. aus zwei Regionen (Lombardei und Emilia Romagna) in Italien vor [CAFE, 2003].

Während mehrerer Tage andauernder PM₁₀-Episoden wurden in den Städten Mailand, Sempione, Como, Bergamo und Brescia Fahrbeschränkungen eingeführt. In Mailand, Sempione und Como wurden drei verschiedene Arten von Fahrbeschränkungen untersucht:

1. Fahrverbot von prä-EURO-Fahrzeugen zwischen 8:00 und 20:00 (bei PM₁₀-Konzentrationen über 50 µg/m³ an mehr als sieben Tagen). Im Winter 02/03 an 15 Tagen in Kraft.
2. Wechselweises Fahrverbot für Kfz mit geraden und ungeraden Kennzeichen zwischen 8:00 und 20:00 (Versuch). Im Winter 02/03 an 6 Tagen in Kraft.
3. Generelles Fahrverbot an Sonntagen (falls zuvor die Konzentration an mehr als 9 Tagen über 50 µg/m³ war). Im Winter 02/03 an 2 Tagen in Kraft.

Eine detaillierte Analyse zeigte, dass das Fahrverbot für prä-EURO-Kfz eine Reduktion um etwa 9 % brachte. Das wechselweise Fahrverbot für Kfz mit geraden/ungeraden Kennzeichen reduzierte die Konzentration um etwa 12-14 %, das totale Fahrverbot an Sonntagen dürfte eine Reduktion um 35-45 % nach sich ziehen. Zu berücksichtigen ist allerdings, dass diese drei Städte nur etwas mehr als die Hälfte der Bevölkerung und einen geringen Teil der Fläche dieser Region umfassen.

In der Region Emilia Romagna betrafen die Fahrverbote etwa 60 % der Bevölkerung. Untersucht wurden folgende Maßnahmen:

1. Wechselweises Fahrverbot für Privat-Kfz mit geraden bzw. ungeraden Kennzeichen an Donnerstagen und Sonntagen zwischen 8:30 und 12:30 sowie 14:30 und 19:30,

an den gleichen Tagen alle Kfz ohne Katalysator, Dieselfahrzeuge (ausgenommen Direkteinspritzer und Common Rail) sowie Zweittaktmopeds und –motorräder.

2. Einschränkungen in bestimmten Stadtteilen zwischen 7:30 und 9:30 und 17:30 und 19:30 an allen Tagen für Dieselfahrzeuge (ausgenommen Direkteinspritzer und Common Rail).

Die Messungen zeigten gegenüber dem Vorjahr eine Reduktion der PM10-Belastung an Donnerstagen um etwa 10 %. Die Unterschiede am Sonntag waren marginal.

Die Ergebnisse beider Regionen zeigen, dass nur sehr weitreichende Verkehrsbeschränkungen eine spürbare Reduktion der PM10-Belastung nach sich ziehen.

In Bozen wurden darüber hinaus Fahr- und Zufahrverbote unabhängig von der Immissions-situation in gewissen Zonen für Fahrzeuge, die vor dem 1.10.1994 zugelassen wurden, verfügt. Ausgenommen sind gewisse Fahrzeugkategorien bei den ein öffentliches Interesse besteht (Krankenfahrzeuge etc.) sowie Anrainer und Fälle in denen eine Dringlichkeit oder Notwendigkeit nachgewiesen werden kann [BOZEN, 2003]. Bei Überschreitung einer Warnschwelle (dzt. $55 \mu\text{g}/\text{m}^3$) an drei aufeinander folgenden Tagen wird ab dem sechsten Tag zusätzlich ein Fahrverbot in gewissen Zonen für Fahrzeuge, die vor dem 1.10.1996 zugelassen wurden, sowie für Dieselfahrzeuge und Mopeds erlassen, vorausgesetzt die Prognosen lassen eine weiterhin hohe Belastung erwarten. Über die Wirkung dieser Fahrverbote liegen aber aktuell noch keine Ergebnisse vor.

14.5.4 London

Nachdem Modellrechnungen und Messungen gezeigt haben, dass in einigen Teilen Londons und entlang stark befahrener Straßen die ab 2005 bzw. 2010 einzuhaltenden Grenzwerte für PM10 und NO₂ zu diesen Zeitpunkten überschritten sein werden, wurde bereits im Jahr 2002 im Auftrag des Londoner Bürgermeisters Ken Livingston eine Luftqualitätsstrategie ausgearbeitet („Cleaning London's Air“, LONDON, 2002, www.london.gov.uk).

Wesentliche Inhalte dieser Strategie sind:

- Reduktion der Verkehrsemissionen durch eine Verminderung des Verkehrs und der spezifischen Emissionen der Fahrzeuge. Diese beiden Maßnahmen bestehen aus einem Bündel von kurz- und langfristigen Zielen. Für die Umrüstung von Fahrzeugen werden im Rahmen des PowerShift und des CleanUp-Programmes (www.transportenergy.org.uk) Förderungen vergeben.
- In manchen Bezirken von London ist die Einführung von sog. „low emission zones“ geplant, das sind bestimmte, besonders belastete oder schutzwürdige Gebiete (z. B. im Umkreis von Krankenhäusern, Kindergärten, Altenheimen), die nur von Fahrzeugen ab einer bestimmten Schadstoffklasse befahren werden dürfen. Um die Auswirkungen verschiedener Szenarien auf die Luftqualität sowie die Kosten zu beurteilen, wurden vorab umfangreiche Studien durchgeführt (<http://www.london-lez.org>). Wie bei den in Italien untersuchten verschiedenen Fahrverboten, zeigt sich auch bei den „Low Emission Zones“, dass nur weitreichende Maßnahmen eine substantielle Verringerung der PM10-Emissionen bewirken.
- Wichtige Punkte bei der Umsetzung der Luftqualitätsstrategie des Londoner Bürgermeisters sind einerseits eine umfangreiche Öffentlichkeitsarbeit und eine Einbindung der Bevölkerung, andererseits eine Vorbildwirkung der öffentlichen Hand, bspw. im Beschaffungswesen.

- Einen nicht unbeträchtlichen Anteil an den Emissionen im Großraum London hat der Flughafen Heathrow. Maßnahmen zur Reduktion der Emissionen betreffen sowohl den Flugverkehr als auch die Anreise zum Flughafen selbst.
- Energieeinsparung bei Gebäuden zur Verringerung der Heizungsemissionen.
- Reduktion der Emissionen der Industrie, insbesondere der Bautätigkeit.

Für die im Februar 2003 in der Londoner Innenstadt eingeführte Innenstadtmaut („congestion charge“) in der Höhe von etwa 6 € pro Tag (<http://www.cclondon.com/>) liegt der erste Jahresbericht bereits vor, allerdings nicht über die Auswirkungen auf die Luftqualität sondern lediglich hinsichtlich des Verkehrs. Bei den Verkehrszahlen zeigte sich eine Reduktion in der Mautzone um 15 %, die Anzahl der Staus ist um 30 % zurückgegangen. Am Rand der Mautzone scheint es keine wesentliche Änderung des Verkehrs zu geben, d. h. es wurde tatsächlich eine Verkehrsreduktion erzielt. Für den Innenstadtbereich wurden Emissionsreduktionen bei PM₁₀ und NO₂ von 12 % berechnet, die Emissionsänderung am Rand der Mautzone beträgt ±2 %. Bei CO₂ beträgt die Reduktion 19 %. Der öffentliche Verkehr konnte die zusätzlichen Passagiere problemlos aufnehmen. Nicht zuletzt aufgrund einer breit angelegten Öffentlichkeitsarbeit im Vorfeld der Einführung ist die Akzeptanz der congestion charge höher als die Ablehnung in der Bevölkerung. Negative ökonomische Auswirkungen auf die Wirtschaft der Londoner Innenstadt scheint es keine zu geben.

15 ZUKÜNFTIGE ENTWICKLUNGEN DER EU-GESETZGEBUNG

Im Juli 2002 haben das Europäische Parlament und der Rat das 6. Umweltaktionsprogramm beschlossen [EU, 2002]. Dieses Programm enthält übergeordnete umweltpolitische Zielsetzungen für die Europäische Gemeinschaft. Darüber hinaus werden konkrete Ziele und Zeitpläne festgelegt. Eines der Ziele ist *„Die Leistung eines Beitrags zu hoher Lebensqualität und sozialer Wohlfahrt für die Bürger durch eine Umwelt, in der der Grad der Verschmutzung keine schädlichen Auswirkungen auf die menschliche Gesundheit und die Umwelt hat.“* In Artikel 7 werden Ziele und vorrangige Aktionsbereiche für Umwelt, Gesundheit und Lebensqualität festgelegt, unter anderem die *„Erreichung einer Luftqualität, die keine erheblichen negativen Auswirkungen auf die menschliche Gesundheit und die Umwelt hat und keine entsprechenden Gefahren verursacht.“* Dabei sind die *„einschlägigen Normen, Leitlinien und Programme der Weltgesundheitsorganisation (WHO) zu berücksichtigen“*.

Die Aktivitäten der Europäischen Kommission zur Umsetzung der Ziele des 6. Umweltaktionsprogramms erfolgen derzeit im Rahmen des Programms „Saubere Luft für Europa“ (Clean Air for Europe, CAFE). Dieses Programm zur technischen Analyse und Politikentwicklung wird zur Erstellung einer thematischen Strategie zur Bekämpfung der Luftverschmutzung und ihrer Auswirkungen führen. Innerhalb von CAFE werden derzeit (Mitte 2004) unter anderem verschiedene (unionsweite) Maßnahmen zu einer weiter gehenden Verminderung der Auswirkungen von Luftverunreinigung geprüft. Die Veröffentlichung der thematischen Strategie ist für Mitte 2005 vorgesehen. Offensichtlich ist, dass Effekte von Schwebestaub auf die menschliche Gesundheit ein zentraler Punkt von CAFE sind.

Dies spiegelt sich auch darin wider, dass die Kommission eine eigene CAFE-Arbeitsgruppe eingerichtet hat, die sich mit dem Problem Schwebestaub auseinandersetzt. Diese Gruppe hat im Frühjahr 2004 ein so genanntes Positionspapier PM veröffentlicht, in dem nicht nur der Wissensstand zu diesem Themenbereich zusammengefasst wird, sondern wo auch konkrete Vorschläge für weitere Maßnahmen ausgearbeitet wurden [CAFE, 2004]. Die wichtigsten Vorschläge werden im Folgenden zusammengefasst:

Die derzeitigen PM₁₀-Grenzwerte sollten durch stringente PM_{2,5}-Grenzwerte ergänzt werden. Der Grenzwert für den Jahresmittelwert sollte in einem Konzentrationsbereich von 12 – 20 µg/m³ liegen. Der indikative PM₁₀-Grenzwert (Stufe 2') könnte gleichzeitig in einen Zielwert umgewandelt werden, um auch eine weiter gehende Verminderung von Grobstaub (Schwebestaub zwischen 2,5 und 10 µm) sicher zu stellen. Es wird weiter vorgeschlagen, dass bezüglich des numerischen Wertes für einen PM_{2,5}-Grenzwert Erreichbarkeit und Kosten-Nutzen Rechnungen mit Hilfe eines 'Integrated Assessment Modelling' geprüft werden. Parallel dazu werden einige emissionsseitige Maßnahmen auf Gemeinschaftsebene vorgeschlagen, wie etwa eine Verschärfung der Abgasnormen für mobile Quellen.

Generell werden innerhalb von CAFE unter anderem Änderungen bei folgenden luftgüterlevanten Richtlinien bzw. Themenbereichen diskutiert:

- Luftqualitätsrahmenrichtlinie (96/62/EG) und deren Tochtrichtlinie, insbesondere die Richtlinie 1999/30/EG. Zur Behandlung des Themas Schwebestaub wurde eine eigene Expertengruppe eingerichtet. Diese hat Vorschläge für eine weit reichende Revision der geltenden PM-Grenzwerte ausgearbeitet. So wird vorgeschlagen, dass die PM₁₀-Grenzwerte durch sehr ambitionierte PM_{2,5}-Grenzwerte ergänzt bzw. ersetzt werden (siehe oben). Aus Sicht des Umweltbundesamtes sind diese Vorschläge zu unterstützen, da sie auch die neuesten Erkenntnisse bezüglich der Gesundheitsauswirkungen von PM berücksichtigen.

- Richtlinie über nationale Emissionshöchstmengen (2001/80/EG). Obschon primäre PM-Emissionen derzeit nicht von dieser Richtlinie erfasst werden, sind die derzeit geregelten Schadstoffe (SO₂, NO_x, NMVOC und NH₃) bedeutende Vorläufer für die Bildung von sekundärem PM. Aus heutiger Sicht erscheint eine Revision der Richtlinie geboten, da etwa für die meisten neuen EU-Länder sehr hohe Emissionshöchstmengen vereinbart wurden. Auch ist die Festlegung von Emissionshöchstmengen für primären Schwebestaub zu prüfen.
- Großfeuerungsanlagenrichtlinie. Hier wird zu prüfen sein, ob die derzeit geltende Richtlinie ausreichend ist, die Emissionen von Schwebestaub, vor allem aber einiger Vorläufer (SO₂, NO_x) weitgehend zu vermindern.
- Emissionen aus kleineren Feuerungsanlagen. Kleinere Feuerungsanlagen tragen nicht unwesentlich zur Emission von Schwebestaub und den gasförmigen Vorläufersubstanzen bei. Derzeit existieren keine EU-weiten Emissionsgrenzwerte für derartige Anlagen. Mögliche Optionen zur Verminderung der Emissionen dieser Verursacher beinhalten neben Emissionsgrenzwerten erhöhte Anforderungen an Instandhaltung und Inspektion, Öko-Labeling, einheitliche Produktstandards, finanzielle Anreize zur Förderung umweltverträglicher Anlagen, sowie Verbote bestimmter Brennstoffe in bestimmten Gebieten.
- Verminderung der Ammoniakemissionen, z. B. als Teil der Reform der EU-Landwirtschaftspolitik. Hierzu zählen etwa die Entkopplung von Förderungen und Produktionsmengen, die zu einer Verminderung der für die Ammoniakemissionen wesentlichen Viehzahlen führen sollten sowie spezifische Maßnahmen zur Reduktion des Ausstoßes an Ammoniak.
- Verschärfung der Abgasgrenzwerte für Kraftfahrzeuge. In Diskussion stehen strengere Emissionsgrenzwerte für Pkw und Lkw, insbesondere für die Schadstoffe NO_x und Schwebestaub (für Dieselfahrzeuge). Für Schwebestaub sollten die Grenzwerte derart abgeleitet werden, dass die Minderung jener entspricht, die mit Partikelfiltern erreicht werden kann.
- Review der Richtlinie über Treibstoffqualität. Die Treibstoffqualität kann nicht nur das Emissionsverhalten beeinflussen; sie ist auch für das problemlose Funktionieren von bestimmten Abgasreinigungstechnologien essentiell.
- Reduktion der Emission von Altfahrzeugen. Hier wäre eine Verschärfung der jährlichen (Emissions-)Überwachung denkbar, Anreize zur Verschrottung von ‚Superemittern‘, das nachträgliche Ausrüsten von Dieselfahrzeugen mit Partikelfiltern, etc.
- Verminderung des Schadstoffausstoßes von Schiffen. Modellrechnungen zeigen, dass für die Schadstoffe NO_x und SO₂ die Emissionen von Schiffen im Jahre 2020 höher sein werden, als jene aller europäischen Quellen an Land. Verschiedene Optionen, auch diese Emissionen zu vermindern, werden zu prüfen sein.
- Review der IPPC-Richtlinie (96/61/EG) und ihrer Wirksamkeit zur Verminderung der industriellen Emissionen. Die Richtlinie sieht den Einsatz von BAT für Neu- und Altanlagen vor (für letztere ab 2007).
- Verminderung von Emissionen des Verkehrs durch den Einsatz von ökonomischen Instrumenten, etwa einer kilometerabhängigen Straßenbenützungsgebühr („road pricing“).

Da in den meisten der genannten Gebiete Maßnahmen am effektivsten auf Gemeinschaftsebene durchzuführen sind, wird vorgeschlagen, dass von Seiten Österreichs in allen genannten Bereichen eine Umsetzung von umweltfreundlichen Standards gefordert bzw. unterstützt wird. Dies würde die Umsetzung erleichtern, Wettbewerbsnachteile gegenüber anderen EU-Ländern vermeiden und auch dazu beitragen, dass die durch grenzüberschreitenden Transport bedingten Schwebstaubbelastungen reduziert werden.

16 DANKSAGUNG

Die vorliegende Studie wurde vom Umweltbundesamt erstellt und bietet einen Überblick über die derzeit in Österreich gemessene Schwebstaubb Belastung, ihre Ursachen und eine Zusammenstellung möglicher Maßnahmen zur Verminderung der Belastung. An der Erstellung wirkten zahlreiche Experten aus verschiedenen Fachabteilungen des Umweltbundesamtes mit. Dank gebührt dem Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft für die finanzielle Unterstützung der Studie sowie die wertvollen Kommentare während der Fertigstellung.

Für die Erstellung der Studie wurden dem Umweltbundesamt auch Daten anderer Institutionen zur Verfügung gestellt, unter anderem: Immissionsdaten der Ämter der Landesregierungen; Messdaten des Projekts AUPHEP der Österreichischen Akademie der Wissenschaften. Das Umweltbundesamt bedankt sich für das unentgeltliche zur Verfügung stellen der Daten.

Hrn. Mag. Dussing von der Salzburger Landesregierung sei an dieser Stelle für die Unterstützung bei der Erstellung der Maßnahmenvorschläge im Bereich Hausbrand gedankt.

Die im Kapitel 1 beschriebenen *Herkunftsanalysen mittels statistischer Verfahren* wurden im Auftrag des Umweltbundesamts vom Inst. für analytische Chemie der Technischen Universität Wien (Gruppe Prof. Puxbaum) durchgeführt.

Die Rückwärtstrajektorien und Mischungshöhen zur Analyse der Herkunftsregionen belasteter Luftmassen wurden von Dr. August Kaiser (ZAMG) im Rahmen der Statuserhebungen Burgenland und Wien sowie der Voruntersuchungen zu einer Statuserhebung für Niederösterreich berechnet.

17 LITERATUR

- ABU-ALLABAN, M., J. A. GILLES, ET AL. (2002): Determination of on-road PM₁₀ and PM_{2.5} Emission rates using roadside measurements. Proceedings of the 11th International Symposium Transport and Air Pollution. June 2002, Graz. 377-384.
- ANDERL, M. (2004): Luftschadstofftrends in Österreich 1980-2002, Umweltbundesamt Wien.
- ARE - BUWAL (2004): Publikumsintensive Einrichtungen - Abstimmung der kantonalen Luftreinhalte-Massnahmenplanung mit der kantonalen Richtplanung. Empfehlungen. Entwurf für die Vernehmlassung. Bern, 2004.
- AUPHEP: Austrian Project on Health Effects of Particulates, Kommission für Reinhaltung der Luft, Österreichische Akademie der Wissenschaften.
- BERDOWSKI, J.J.M.; MULDER, W.; VELDT, C.; VISSCHEDIJK, A.J. H.; ZANDVELD, P. Y. J. (1996): Particulate matter emissions (PM₁₀ – PM_{2.5} – PM_{0,1}) in Europe in 1990 and 1993. TNO Report TNO-MEP-R96/472, Apeldoorn, NL.
- BESSAGNET, B. et al. (2004): Aerosol modeling with CHIMERE – preliminary evaluation at the continental scale, Atmospheric Environment 38, S2803-2817.
- BHA: Informationen der BHA Group, GmbH www.bha.com.
- BKA (2003): Entwurf: Vortrag an den Ministerrat: Betrifft: Leitlinien für eine Ökologisierung, insbesondere des Beschaffungswesens, im Vollziehungsbereich des Bundes (GZ 600.883/068-V/A/8/2003).
- BMLFUW (2002): Strategie Österreichs zur Erreichung des Kyoto-Ziels, Klimastrategie 2008/2012 Vom Ministerrat angenommen am 18. Juni 2002, BMLFUW, 2002.
- BMwA (1996): Energiebereich der österreichischen Bundesregierung. Bundesministerium für wirtschaftliche Angelegenheiten, Wien.
- BÖHMER S; SCHINDLER, I; SZEDNYJ, I; WINTER, B: Stand der Technik bei Kalorischen Kraftwerken und Referenzanlagen in Österreich. Monographie M-162, Umweltbundesamt Wien, 2003.
- BÖHMER, S; SAMMER, G; SCHINDLER, I (2001): Evaluierung der EU BAT Dokumente Zement- und Kalkherstellung, Papier- und Zellstoffherstellung, Eisen und Stahlherstellung. Bericht BE-180, Umweltbundesamt Wien, Jänner 2001.
- BOZEN (2003): Betreff: Maßnahmen zur Einschränkung des Fahrzeugverkehrs im Bozner Stadtgebiet zwecks Senkung der Luftverschmutzung, D.L.H. Nr. 7 vom 31.3.2003, Bozen, 2003.
- BRINGFELT ET AL. (1997): Calculations of PM₁₀-concentrations in Swedish cities - Modelling of inhalable particles. Published by Swedish Meteorological and Hydrological Institute, Norrköping, Sweden (Report number RMK No. 76).
- BRUNNER, T.M; OBERNBERGER, I; BROUWERS, J.J.H.; PREVEDEN, Z. (1998): Efficient and economic dust separation from flue gas by the rotational particle separator as an innovative technology for biomass combustion and gasification plants. Veröffentlicht in: Proc. Of the 10th European Bioenergy Conference, 8-11 June 1998, Würzburg, Deutschland.
- BRUNNER, T. (2004): Grundlagen der Flugaschen und Aerosolbildung in Biomassefeuerungen und Stand der Technik der Staubabscheidung in Biomasse-Großfeuerungen, Vortrag auf dem Workshop „Feinstaubemissionen der Biomasseverbrennung, 20. April 2004, Wieselburg.
- BÜSSER (2003): PM-Belastung in Zürich – Massnahmen zur Reduktion. Vortrag im Rahmen des Symposiums Symposium Particulate Matter – ÖAW, 15./16.12.2003.
- BUNDESPRÜFANSTALT FÜR KRAFTFAHRZEUGE; TU WIEN (2000): Remote sensing. Identification of high emitting vehicles in flow traffic. Wien, 2000.
- BUNDESPRÜFANSTALT FÜR KRAFTFAHRZEUGE (2003): Abgasfernmessung in Wien. Projekt im Auftrag der MA22. Wien, 2003.

- BUWAL (2000): Partikelfilter für schwere Nutzfahrzeuge. Technische Grundlagen zur Nachrüstung grosser Fahrzeugflotten. Umwelt-Materialien Nr. 130. Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft. Bern, 2000.
- BUWAL (2001): Maßnahmen zur Reduktion von PM₁₀ Emissionen. Vorabdruck des Schlußberichts, Jänner 2001. Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft Schweiz.
- BUWAL (2001a): Luftreinhaltung bei Bautransporten. 2001. Herausgegeben vom Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft BUWAL. Bern, 2001.
- BUWAL (2002): Richtlinie Luftreinhaltung auf Baustellen. Baurichtlinie Luft. Herausgegeben vom Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft BUWAL. Bern, 2002.
- BUWAL (2002a), Bericht zur Vernehmlassung über die RICHTLINIE «Luftreinhaltung auf Baustellen» Baurichtlinie Luft, Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft BUWAL. Bern, 2002.
- BUWAL (2002b): NABEL – Luftbelastung 2001. Messresultate des Nationalen Beobachtungsnetzes für Luftfremdstoffe (NABEL), Schriftenreihe Umwelt Nr. 343, Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft Schweiz, Bern.
- BUWAL (2002c): Konzeptstudie Klimaanlage von Personenwagen. Luftschadstoffemissionen des Strassenverkehrs - Folgearbeiten zum BUWAL-Bericht SRU Nr. 255. Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft BUWAL. Bern, 2002.
- BUWAL (2003): Nachrüstung von Baumaschinen mit Partikelfiltern. Kosten/Nutzen-Betrachtung. Umwelt-Materialien Nr. 148. Herausgegeben vom Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft BUWAL. Bern, 2003.
- BUWAL-SUVA (2004): VERT – Filterliste. Geprüfte und erprobte Partikelfilter-Systeme für die Nachrüstung von Dieselmotoren. Herausgegeben vom Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft BUWAL. Bern, März 2004.
- CAFE (2003): Particulate matter. Milan and Lombardy Region situation. Presentation of Guido Lanzani. CAFÉ-workshop. Stockholm 20–21 October 2003.
- CAFE (2004): Second Position Paper on Particulate Matter, final Draft (version for WG approval), CAFE Working Group on Particulate Matter, March 12th 2004.
- CARB (1997): Agricultural Land Preparation, Section 7.4, California Air Resource Board, Department of the California Environmental Protection Agency, 1997.
- DANNINGER, E. (2004): Untersuchung der PM₁₀-Zusammensetzung zur Identifizierung des Hauptverursachers – Zwischenbericht, Workshop PM_x-Quellenidentifizierung - Ergebnisse als Grundlage für Maßnahmenpläne, Duisburg, 22.-23.1.2004.
- DEFRA (2002), Ammonia in the UK, Booklet,
http://www.defra.gov.uk/environment/airquality/ammonia/pdf/ammonia_uk.pdf.
- DREISEIDLER, A.; BAUMBACH G.; PREGGER, T.; OBERMEIER A. (1999): Studie zur Korngrößenverteilung (< PM₁₀ und < PM_{2.5}) von Staubemissionen. Forschungsbericht im Rahmen des Umweltforschungsplan des Bundesministers für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit. Universität Stuttgart im Auftrag des Umweltbundesamtes Berlin.
- DREISEIDLER, A.; STRAUB, D.; BAUMBACH, G. (2001): Korngrößenverteilung (PM₁₀ und PM_{2.5}) von Staubemissionen relevanter stationärer Quellen. Forschungsbericht im Rahmen des Umweltforschungsplan des Bundesministers für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit. Universität Stuttgart im Auftrag des Umweltbundesamtes Berlin.
- DUSSING, G. (2004): Maßnahmen in den Bundesländern – Vereinheitlichung des österr. Heizungsanlagenrechtes, Vortrag auf dem Workshop „Feinstaubemissionen der Biomasseverbrennung, 20. April 2004, Wieselburg.
- EK (2003): OPINION OF THE SCIENTIFIC COMMITTEE ON TOXICITY, ECOTOXICITY AND THE ENVIRONMENT (CSTEE) ON “Questions to the CSTEE relating to scientific evidence of risk to health and the environment from polycyclic aromatic hydrocarbons in extender oils and tyres”, European Commission, http://europa.eu.int/comm/food/fs/sc/sct/out206_en.pdf.

- EMEP (2003): Transboundary particulate matter in Europe, Status report 4/2003.
- EMPA / PSI (2003): Verifikation von PM10-Emissionsfaktoren des Strassenverkehrs. Forschungsprojekt ASTRA 2000/415. EMPA: Eidgenössische Materialprüfungs- und Forschungsanstalt Abt. Luftfremdstoffe/Umwelttechnik. PSI: Paul Scherrer Institut, Labor für Atmosphärenchemie.
- EPA (1998): Stationary Source Control Techniques Document for Fine Particulate Matter. EPA Contract No. 68-D-98-026; Work Assignment No. 0-08. October 1998.
- EPA (2003): Fourth External Review Draft of Air Quality Criteria for Particulate Matter (June, 2003).
- EPA (2003a): U.S. Environmental Protection Agency, Compilation of Air Pollutant Emission Factors, AP-42, Emission Factor Documentation, Section 13.2.1 Paved Roads, dec 2003.
- EPA (2003b) : U.S. Environmental Protection Agency, Compilation of Air Pollutant Emission Factors, AP-42, Emission Factor Documentation, Section 13.2.2 Unpaved Roads, dec 2003.
- ETA (2002): Informationen der ETA-Energieberatung Deutschland. www.eta-energieberatung.de.
- EU (2002): Beschluss Nr. 1600/2002/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 22. Juli 2002 über das sechste Umweltaktionsprogramm der Europäischen Gemeinschaft. Amtsblatt der Europäischen Gemeinschaften L 242/1 vom 10.9.2002.
- FRIEB, H.; HUBER, S.: Emissionen bayerischer Biomassefeuerungsanlagen, Ergebnisse einer Grundsatzuntersuchung. Bayerisches Landesamt für Umweltschutz, Referat 1/2-Immissionsschutz I.
- HACKL, A.; MAUSCHITZ, G. (1995): Emissionen aus Anlagen der österreichischen Zementindustrie. Zement und Beton Handels- und WerbegesmbH Wien.
- HACKL, A.; MAUSCHITZ, G. (2001): Emissionen aus Anlagen der österreichischen Zementindustrie III. Zement und Beton Handels- und WerbegesmbH Wien.
- HASLER et. al (2000): „Praxiserhebung über Stickoxid- und Partikelemissionen automatischer Holzfeuerungen“, Bundesamt für Energie, Dezember 2000.
- HAUSBERGER (2000): Emissionen des Off-Road-Verkehrs im Bundesgebiet Österreich für die Bezugsjahre 1990 bis 1999. Erstellt im Auftrag des Umweltbundesamtes; Endbericht unveröffentlicht.
- HAUSBERGER (2003): Emissionsproblematik von Straßenfahrzeugen. Skriptum zur Lehrveranstaltung Nr. 313 170 am Institut für Verbrennungskraftmaschinen und Thermodynamik der TU Graz.
- HAUSBERGER (2003b): Entwicklung von Luftschadstoffemissionen aus dem Verkehr bis 2010 und Abschätzung von Maßnahmenwirkungen. Erstellt im Auftrag des Bundesministeriums für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft. TU Graz, Institut für Verbrennungskraftmaschinen und Thermodynamik. Graz, 2003.
- HAUSBERGER (2004): Maßnahmenpaket NEC (Stand 19.2.2004). Präsentation im Rahmen der NEC-Arbeitsgruppe.
- HEIDEN (2003): Auswirkungen der Verkehrsmaßnahmen des Maßnahmenkatalogs nach IG-L für Feinstaub und Stickstoffdioxid für den Großraum Graz und Grazer Feld. Graz 2003.
- HINZ, T. (2004): Agricultural PM10 Emissions from Plant Production, Vortrag am PM Emission Inventories Workshop, Pallanza, Italien, 18.-21. Oktober 2004.
- HOFERER, B. : Optimierung und Simulation von Elektrofiltern. Forschungsbericht der Institut für Elektroenergiesysteme und Hochspannungstechnik der Universität Karlsruhe.
- HÖR, F (2002): Schriftliche Mitteilung der Lühr Filter GmbH vom 23.05.2002.
- IIASA (2004). The CAFE Baseline Scenario. <http://www.iiasa.ac.at/rains/>.
- IPPC BUREAU (2000): Draft BAT Dokument „Iron and Steel Production“ March, 2000.

- JOHANSSON, L. S., LECKNER, B., GUSTAVSSON L., COOPER, D., TULLIN, C., POTTER, A. (2004): Emission characteristics of modern and old-type residential boilers fired with wood logs and wood pellets, *Atmospheric Environment* 38 (2004) 4183–4195.
- KALKOFF, W.-D.; NOLL, G.; RHRICH, C. (2001): Feinstaubemissionsuntersuchungen in Sachsen-Anhalt: PM10, PM2.5, PM1.0 Emissionen aus Industrie und Hausbrand. Berichte des Landesamtes für Umweltschutz Sachsen-Anhalt. Sonderheft 1 – 2001.
- KORB, U (2002): Schriftliche Mitteilung der Entstaubungstechnik Schwarzenberg GmbH vom 10.06.2002.
- KOUMITZIS, H. & SAMARA, C. (Hrsg.) (1995): *Airborne Particulate Matter*, Springer Verlag, Berlin.
- LANDWIRTSCHAFTSKAMMER NÖ (2003): Landwirtschaftskammer Niederösterreich Forstabteilung Technik und Energie: homepage:
http://www.waldverband-noe.at/download/Biomasse_Erhebung_2002.doc.
- LASSELSBERGER, L. (2004): Emissionen aus Kleinfeuerungen am Prüfstand, Vortrag auf dem Workshop „Feinstaubemissionen der Biomasseverbrennung, 20. April 2004, Wieselburg.
- LAVRIC, T. (2001): Dissertation – Zusammensetzung und Quellen von Aerosolen (PM10) im Grenzraum Kärnten – Slowenien – Italien, TU-Wien, Mai 2001.
- LENSCHOW, P, et al (2000): Some ideas about the sources of PM10. *Atmospheric Environment* 35 Suppl. no 1 (2001) S23-33.
- LOHMEYER, A. (2001): Validierung von PM10-Immissionsberechnungen im Nahbereich von Straßen und Quantifizierung der Feinstaubbildung von Straßen, erstellt im Auftrag der Senatsverwaltung für Stadtentwicklung, Berlin, und Sächsisches Landesamt für Umwelt und Geologie, Dresden, Ingenieurbüro Dr.-Ing. Achim Lohmeyer, Juni 2001.
- LOHMEYER (2004): Lohmeyer et al., in: P.Dilara, M. Muntean and E. Angelino (eds), *Proceedings of the PM Emission Inventories Scientific Workshop*, Lago Maggiore, Italy, 18 October 2004. Report EUR 21302 EN, European Communities, Ispra, Italy. pp. 86-92.
- LONDON, 2002: *Cleaning London's air - The Mayor's Air Quality Strategy*, Greater London Authority, September 2002 (www.london.gov.uk).
- LUA NRW (2002): Modellprojekt zur Erstellung von Luftreinhalteplänen nach Artikel 8 der Richtlinie 96/62/EG des Rates über die Beurteilung und die Kontrolle der Luftqualität – Abschlussbericht, Landesumweltamt NRW, Oktober 2002.
- LUTZ (2004): Luftreinhalteplanung in einer Großstadt wie Berlin: Untersuchung der Wirkung und Umsetzbarkeit von konkreten Maßnahmen.
- MAIER, H (2002): Schriftliche Mitteilung der Aerob Entstaubungsanlagen GmbH vom 28.05.2002.
- MAIR, K; STÖTTNER, A; BRANDL, A; SAMHAMMER, H; PRESSLER, A; STROBL, J (2000): Grundsatzuntersuchungen über die Ermittlung der Korngrößenverteilung im Abgas verschiedener Emittenten. Teil 1. Bayrisches Landesamt für Umweltschutz, TÜV Süddeutschland.
- MANSTEIN, C. und HRADETZKY, R (2001): „Öko-Effizienz-Börse“ Feinkonzeptionierung und Anbindung an die Initiative „ÖkoKauf Wien“, Endbericht, Studie im Auftrag des Magistrats der Stadt Wien, MA 22 – Umweltschutz, Verein Faktor 4+ Klagenfurt, Klagenfurt/Wien, 2001.
- McCONNELL, L.; TAYLOR, B.; LIJAP, O.; LITKE, H. (2000): Der Umbau einer Elektrofilteranlage in eine Schlauchfilteranlage. BHA Group GmbH Juni 2000.
- MOROWSKA, L. (2002): Combustion sources of particles. 1. Health relevance and source signatures, *Chemosphere* 49, S1045-1058.
- OBERNBERGER, I.; BRUNNER, T.; JÖLLER, M.; KANZIAN, W.; ARICH, A. (2001): Aerosole in Biomassefeuerungen – Charakteristik, Bildung, Beeinflussung. Endbericht November 2001. Institut für Grundlagen der Verfahrenstechnik, Technische Universität Graz.
- OBERNBERGER, I.; BRUNNER, T.; JÖLLER, M.; KANZIAN, W.; ARICH, A. (2000): Aerosole in Biomassefeuerungen – Charakteristik, Bildung, Beeinflussung. Zwischenbericht August 2000. Institut für Grundlagen der Verfahrenstechnik, Technische Universität Graz.

- OBLASSER, S (2004): Fernheizwerke Lienz und Kufstein. Vortrag im Rahmen des Internationalen Symposiums – Strom aus Biomasse. 22.-23. 4. 2004 Innsbruck.
- OHLENSCHLÄGER, P (2002): Schriftliche Mitteilung der EWK Umwelttechnik GmbH vom 13.05.2002.
- ÖKOLOGIE INSTITUT (2004): 55 Laster = 1 Wohnung, Kontexte 1-2004, Österreichisches Ökologie Institut für angewandte Umweltforschung, Wien.
- OÖ LR (2003): Statuserhebung für das Jahr 2002. Grenzwertüberschreitungen der Luftschadstoffe Schwebstaub und PM10, Amt der Oberösterreichischen Landesregierung, Linz 2003.
- ÖPNRV-G (1999): Öffentlicher Personennah- und Regionalverkehrsgesetz, BGBl. I Nr. 204/1999.
- PALME, F. (2004): Korngrößen und Inhaltsstoffe von urbanen Stäuben – Einflüsse von Kfz-Emissionen Workshop PMx-Quellenidentifizierung - Ergebnisse als Grundlage für Maßnahmenpläne, Duisburg, 22.-23.1.2004.
- PISCHINGER, R. (2000), Emissionen des Off-Road-Verkehrs im Bundesgebiet Österreich für die Bezugsjahre 1990 bis 1999, Institut für Verbrennungskraftmaschinen und Thermodynamik, TU-Graz, Bericht Nr. Pi-67/2000 Haus-10/679.
- PODESSER, A., WÖLFELMAIER, F. UND RIEDER, H. (2004): Kombinierte Feinstaub- Meteorologiesondierungen am 17.03.2004 in Graz, ZAMG Regionalstelle Steiermark, 2004.
- POINTNER (2002): Schriftliche Mitteilung des TÜV Österreich vom 12.07.2002.
- PUTAUD, J.-P., et al (2002): A European Aerosol Phenomenology. European Commission (EUR 20411 EN).
- PUXBAUM, H und TENZE-KUNIT, M (2003): Size distribution and seasonal variation of atmospheric cellulose, Atmospheric Environment 37 (2003) 3693–3699.
- PUXBAUM, H. (2004): Ergebnisse von Tracer-Messungen in Wien, Vortrag beim Erfahrungsaustausch Luftgüte Wien, 14.5.2004.
- RAUTERBERG-WULFF, A. (1998): Beitrag des Reifen- und Bremsenabriebs zur Rußemission an Straßen, Fortschrittsberichte VDI Reihe 15 Nr. 202, VDI Verlag, Düsseldorf.
- RAUTERBERG-WULFF, A. (1998): Beitrag des Reifen- und Bremsenabriebs zur Rußemission an Straßen, Fortschrittsberichte VDI Reihe 15 Nr. 202, VDI Verlag, Düsseldorf.
- REMUS, R. (2000): Neue gesetzliche Regelungen für Feinstaub – Entstehung und Quellen der Feinstaubemissionen. Vortrag Augsburg, Juli 2000.
- RUMBA (2003): Arbeitspaket 3.1, Systemanalyse, Ziele, Indikatoren, Bericht Wien, 2003 (download unter: <http://www.rumba-info.at>).
- RUMBA (2003a): Arbeitspaket 3.4, Bauleistungscentren, Bericht Wien, 2003 (download unter: <http://www.rumba-info.at>).
- RUMBA (2004): Arbeitspaket 3.2, Instrumente: Recht und Förderungen, Bericht Wien, 2004 (download unter: <http://www.rumba-info.at>).
- SAEFL (2003): Modelling of PM10 and PM2.5 ambient concentrations in Switzerland 2000 and 2010, Swiss Agency for the Environment, Forests and Landscape SAEFL, Berne 2003.
- SCHAAP, M.; Aerosols in Lotos, TNO-Report R 2000/405, 2000.
- SCHEUCH (2002): Persönliche Informationen im Rahmen eines Firmenbesuchs 26.06.2002, sowie Daten der Homepage www.scheuch.at.
- SCHINDLER, I.; RONNER, C. (1999): Stand der Technik bei der Glasherstellung. Report R-152 des Umweltbundesamt Wien.
- SCHLACHTA, R; BEHM, R; BRANDL, A; SAMHAMMER; H; PRESSLER; A; STROBL, J; SCHMIDT J (2000): Grundsatzuntersuchungen über die Ermittlung der Korngrößenverteilung im Abgas verschiedener Emittenten. Teil 2. Bayrisches Landesamt für Umweltschutz, TÜV Süddeutschland.

- SCHMIDT, E (2002): Grundlagen der Partikelabscheidung in Oberflächenfiltern. Vortragsunterlagen zum VDI Seminar „Gasreinigung mit Oberflächenfiltern“ vom 26./27. September 2002 in Düsseldorf.
- SCHMIDT, E. (2002a): Grundlagen der Aerosolmeßtechnik. Vortragsunterlagen zum VDI Seminar „Gasreinigung mit Oberflächenfiltern“ vom 26./27. September 2002 in Düsseldorf.
- SCHNEIDER, J (2004): Gesundheitseffekte durch Schwebestaub, Workshop „PMx- Quellenidentifizierung - Ergebnisse als Grundlage für Maßnahmenpläne, Duisburg 22.- 23.1.2004.
- SCHNEIDER, J., LORBEER, G. (2002): Inhaltsstoffe von PM10- und PM2,5 an zwei Messstationen, Umweltbundesamt, Wien, 2002.
- SCHNEIDER, J., SPANGL, W. (2002): Analyse der Überschreitungen des IG-L Grenzwerts für Schwebestaub an den Messstellen Wien Liesing, Laaerberg und Rinnböckstraße am 10.12.2001. Umweltbundesamt Wien.
- SCHROOTEN, T (2002): Einsatzbeispiele von Oberflächenfiltern. Vortragsunterlagen zum VDI Seminar „Gasreinigung mit Oberflächenfiltern“ vom 26./27. September 2002 in Düsseldorf.
- SEEDORF, J & DÄMMGEN, U. (2004): Particle emissions from animal husbandry – a new chapter for the Atmospheric Emission Inventories Guidebook, Vortrag am PM Emission Inventories Workshop, Pallanza, Italien, 18.-21. Oktober 2004.
- SEINFELD, J. H. & PANDIS, S. N. (1998): Atmospheric Chemistry and Physics, John Wiley & Sons, New York.
- SIEMENS (1999): Elektrische Impulse für die Umwelt. Artikel in „Forschung und Innovation“ Ausgabe 2/1999.
- SIEMENS: Elektrische Ausrüstung für Elektrofilter, Fuzzy Logic. Informationen der Homepage www.is.siemens.de.
- SPANGL, W. & NAGL, C. (2003): Jahresbericht der Luftgütemessungen in Österreich 2002, Umweltbundesamt, Wien.
- SPANGL, W. & NAGL, C. (2003a): Statuserhebung betreffend Überschreitungen des IG-L Grenzwertes für PM10 an der Messstelle „Klagenfurt-Völkermarkterstraße“ im Jahr 2001. Studie im Auftrag der Kärntner Landesregierung.
- SPANGL, W. & NAGL, C. (2003b): Statuserhebung betreffend Überschreitungen des IG-L Grenzwertes für PM10 und Schwebestaub an der Messstelle Lienz Amlacherkreuzung im Jahr 2001. Studie im Auftrag der Tiroler Landesregierung.
- SPITZER, ENZINGER, FANKHAUSER, FRITZ, GOLJA, STIGLBRUNNER (1998): Emissionsfaktoren für feste Brennstoffe, Joanneum Graz 1998.
- SPLIESSGARDT, H: Untersuchungen zur kombinierten Staub- und Schadgasreinigung bei der energetischen Nutzung von Biomasse. LUAT, Universität Essen.
- STAALICHES UMWELTAMT DUISBURG (2003): Stand der Technik zur Minderung staubförmiger Emissionen bei Umschlag, Lagerung oder Bearbeitung von festen Stoffen. Juli 2003.
- STADTWÄRME: Informationen der Stadtwärme Lienz. www.stadtwaerme-lienz.at.
- STEDMAN, J. R., BUSH, T. J., MURRELLS, T. P., HOBSON, M., HANDLEY C. und KING, K. (2002). Revised PM10 projections for the UK for PM10 objective analysis. AEA Technology, National Environmental Technology Centre. Report AEAT/ENV/R/1086, 2002.
- STEIERMARK (2003): Statuserhebungen gemäß § 8 IG-L, BGBl. I Nr. 115/1997 idgF., Amt der Steiermärkischen Landesregierung.
- STUBENVOLL, J. (1998): Fachgrundlagen für die Erarbeitung eines BAT Dokuments über die Zementherstellung. Interner Bericht IB-580 des Umweltbundesamt Wien.
- STUBENVOLL, J.; BÖHMER, S.; SZEDNYJ, I. (2002): Stand der Technik bei Abfallverbrennungsanlagen.

- STURM, P. (2002): Technische Möglichkeiten der Partikelemissionsreduktion im Verkehr, erstellt im Auftrag der Steiermärkischen Landesregierung, Graz, Forschungsgesellschaft für Verbrennungskraftmaschinen und Thermodynamik GesmbH, Bericht Nr. Pe-70/2002 – He 02/48/6100 vom 18.12.2002.
- STURM (2002a): Schriftliche Mitteilung der A&E Sturm GmbH vom 08.05.2002.
- SZEDNYJ, I. (2002): Bericht des Umweltbundesamt, in Druck.
- SZEDNYJ, I. (2002): Evaluierung der EU BAT-Dokumente Glasherstellung. Bericht BE-203, Umweltbundesamt Wien, Oktober 2002.
- TA LUFT (2002): Erste Allgemeine Verwaltungsvorschrift zum Bundes-Immissionsschutzgesetz (Technische Anleitung zur Reinhaltung der Luft – TA Luft), 24. Juli 2002.
- TRENKER, C.; HÖFLINGER, W. (2001): Quantitative Abschätzung diffuser Staubemissionen für den Schüttgutumschlag in Österreich. Endbericht für das Forschungsprojekt NU55/F-2000 im Auftrag des Bundesministeriums für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft Wien.
- TRENKER, C.; HÖFLINGER, W. (1999): Diffuse Staubemissionen: Vergleich verschiedener Berechnungsverfahren und Laboruntersuchungen von staubenden Schüttgütern. Endbericht für das Projekt 55/1998, Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft Wien.
- TURPIN, B. J., LIM, H.-J. (2001): Species Contributions to PM_{2.5} Mass Concentrations: Revisiting Common Assumptions for Estimating Organic Mass, *Aerosol Science and Technology* 35, p602-610 (2001).
- UBA Berlin (2003): Future Diesel. Abgasgesetzgebung Pkw, leichte Nfz und Lkw – Fortschreibung der Grenzwerte bei Dieselfahrzeugen. <http://www.umweltbundesamt.org/fpdf-l/2353.pdf>
- UMEG (1999): Feinstaubuntersuchungen im Rauchgas von Holzfeuerungsanlagen. Jahresbericht 1999 des Zentrums für Umweltmessungen, Umwelterhebungen und Gerätesicherheit in Baden Württemberg.
- UMWELTBUNDESAMT (2001): Abschlussbericht zum Projekt – Anpassung der deutschen Methodik zur rechnerischen Emissionsermittlung an internationale Richtlinien sowie Erfassung und Prognose der Ammoniak-Emissionen der deutschen Landwirtschaft und Szenarien zu deren Minderung bis zum Jahre 2010, Umweltbundesamt Berlin, 2001.
- UMWELTBUNDESAMT (2002): Durchführung eines Risikovergleiches zwischen Dieselmotoremissionen und Ottomotoremissionen hinsichtlich ihrer kanzerogenen und nicht-kanzerogenen Wirkungen, Forschungsbericht 297 61 001/01 UBA-FB 99-033, Umweltbundesamt Berlin.
- UMWELTBUNDESAMT (2003): Österreichische Luftschadstoffinventur 2003.
- UMWELTBUNDESAMT (2004): Handbuch Emissionsfaktoren des Straßenverkehrs, Version 2.1.
- UMWELTBUNDESAMT (2004a): Stuserhebung betreffend Überschreitungen der IG-L-Grenzwerte für PM₁₀ und Schwebestaub, Blei und Cadmium im Staubbiederschlag im Inntal, 2002; im Auftrag des Amtes der Tiroler Landesregierung.
- UMWELTBUNDESAMT (2004b): Stuserhebung betreffend Überschreitungen des IG-L-Grenzwertes für PM₁₀ an den Messstellen Illmitz, Kittsee und Eisenstadt im Jahr 2002, in Druck.
- UMWELTBUNDESAMT (2004c): Stuserhebung betreffend die Überschreitung des Immissionsgrenzwertes für PM₁₀ an den Wiener Messstellen Belgradplatz, Rinnböckstraße, Liesing, Schafbergbad, Stadlau und Gaudenzdorf (2002 und 2003), in Vorbereitung.
- UMWELTBUNDESAMT (2004d): FQMS – Fuel Quality Monitoring System 2004. Bericht bezüglich der Überwachung der Kraftstoffqualität der Republik Österreich gemäß Richtlinie 98/70/EG für das Berichtsjahr 2003. Erstellt vom Umweltbundesamt im Auftrag des Bundesministeriums für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft. Wien, Juni 2004.
- UMWELTBUNDESAMT (2004e): Emissionen aus Verbrennungsvorgängen zur Raumwärmeerzeugung – Literaturarbeit, Umweltbundesamt Wien, 2004.

- UMWELTBUNDESAMT (2004f): Umweltsituation in Österreich - Siebenter Umweltkontrollbericht des Umweltministers an den Nationalrat .Umweltbundesamt, Wien 2004.
- UMWELTBUNDESAMT (2004g): Medienübergreifende Umweltkontrolle in ausgewählten Gebieten. Umweltbundesamt. Monographie Band M-168. Wien, in Druck.
- UMWELTBUNDESAMT (2005): Schwebestaub in Österreich Kurzfassung Fachgrundlagen für eine kohärente österreichische Strategie zur Verminderung der Schwebestaubbelastung. Umweltbundesamt Wien, 2005.
- UMWELTERKLÄRUNG (2003): Umwelterklärung der voest Alpine Standort Donawitz 2003.
- UMWELTERKLÄRUNG (2003a): Umwelterklärung der voest Alpine Standort Linz 2003.
- UNBEKANNT (2000): Leitfaden Bioenergie. Institut für Verfahrenstechnik und Dampfkesselwesen der Universität Stuttgart. Herausgeber FNR, Gülzow 2000.
- UNBEKANNT 2: Fernwärme aus Biomasse: Informationen des Bundesministerium für Verkehr, Innovation, Technologie. www.bmvit.gv.at.
- VDI (1999): Emissionen von Gasen, Gerüchen und Stäuben aus diffusen Quellen: Lagerung, Umschlag und Transport von Schüttgütern. VDI Richtlinie 3790, Mai 1999.
- VENKATRAM, (2000): A critique of empirical emission factor models: a case study of the AP-42 model for estimating PM10 emissions from paved roads, Atmospheric Environment 34, p1-11.
- VOLLERT, J (2002): Schriftliche Mitteilung der Filter- und Anlagenbau Vollert GmbH vom 31.05.2002.
- WATSON J.G., ZHU T., CHOW J.C., ENGELBRECHT J., FUJITA E.M., WILSON W. (2002) Receptor modeling application framework for particle source apportionment. Chemosphere 49, 1039-1136.
- WATSON, J.G. & CHOW, J. C. (2000): Reconciling Urban Fugitive Dust Emissions Inventory and Ambient Source Contribution Estimates: Summary of Current Knowledge and Needed Research, DRI Document No. 6110.4F.
- WEITZ, G (2002): Schriftliche Mitteilung der Otto Keller AG vom 10.05.2002.
- WHO (2001): Quantification of the Health Effects of Exposure to Air Pollution. Report of a WHO Working Group. WHO, Regional Office for Europe, EUR/01/5026342, 2001.
- WHO (2003): Health Aspects of Air Pollution with Particulate Matter, Ozone and Nitrogen Dioxide. Copenhagen, WHO Europe.
- WHO (2004a): Meta-analysis of time-series studies and panel studies of Particulate Matter (PM) and Ozone (O₃), WHO Europe.
- WHO (2004b): Health Aspects of Air Pollution – answers to follow-up questions from CAFE, Report on a WHO working group meeting, Bonn, Germany, 15–16 January 2004.
- WIESER et. al (2001): Feldmesskampagne: Partikelemissionen aus Holzfeuerungen. Ökozentrum Langenbruck, Langebruck 2001.
- WILLIAMSON, T. et al. (2003). Air Quality Limit Values: Is there a Better Way; Clean Air and Environmental Protection (to be published); NSCA, Brighton, UK.
- WILSON, R. & SPENGLER, J. (1996): Particles in Our Air: Concentrations and Health Effects, Harvard University Press.
- WINIWARTER, W., TRENKER, C., HÖFLINGER, W., (2001): Österreichische Emissionsinventur für Staub; Studie im Auftrag des Umweltbundesamtes, ARC-S-0151.

WINTER, B (2002): Evaluierung der EU BAT Dokumente Herstellung und Verarbeitung von Nichteisenmetallen. Bericht BE-202, Umweltbundesamt Wien, März 2002.

WULF-SCHNABEL, J.; LOHSE, J. (1999): Economic evaluation of dust abatement techniques in the European Cement Industry. A report produced for the EC DG XI. Ökopol, Mai 2002.

ANHANG 1: GLOSSAR UND ABKÜRZUNGEN

EG-K	Emissionsschutzgesetz für Kesselanlagen BGBl. I Nr. 150/2004
EG-L	Emissionshöchstmengengesetz-Luft BGBl. I 34/2003
FAV	Feuerungsanlagen-Verordnung BGBl. II Nr. 331/1997
GewO	Gewerbeordnung
LRG-K	Luftreinhaltegesetz für Kesselanlagen BGBl. I Nr. 380/1988 idgF
LRV-K	Luftreinhalteverordnung für Kesselanlagen BGBl. I Nr. 19/1989 idgF
RL	EG-Richtlinie
IG-L	Immissionsschutzgesetz Luft, BGBl. I Nr. 115/97 idgF.
NMVOC	Flüchtige organische Verbindungen ohne Methan (Non-Methane Volatile Organic Compounds)
PM10	Particulate Matter kleiner 10 µm Bei diesem Messverfahren ist es das Ziel, jenen Anteil am Schwebestaub zu erfassen, der bei gesunden Menschen über den Kehlkopf hinaus in die unteren Atemwegsorgane gelangt.
PM2,5	Particulate Matter kleiner 2,5 µm Bei diesem Messverfahren ist es das Ziel, jenen Anteil am Schwebestaub zu erfassen, der bei gesunden Menschen bis in die Lungenbläschen (Alveolen) gelangt.
TSP	Gesamtschwebestaub (Total Suspended Particulates) Bislang in Österreich übliche Messgröße bei der Bestimmung der Schwebestaubbelastung (bei der auch teilweise gröbere Staubfraktionen erfasst werden).
EMEP	Co-operative programme for monitoring and evaluation of the long-range transmissions of air pollutants in Europe (http://www.emep.int/)
TWG	Technical Working Group
TNO	Nederlandse Organisatie voor toegepast-natuurwetenschappelijk onderzoek TNO (http://www.tno.nl)
UNECE	United Nations Economic Commission for Europe
US-EPA	U.S. Environmental Protection agency (http://www.epa.gov)
BAT	best available technology
ESP	elektrostatischer Abscheider
HMW	Halbstundenmittelwert
JMW	Jahresmittelwert
Pkw	Personenkraftwagen
LNF	leichte Nutzfahrzeuge
SNF	schwere Nutzfahrzeuge
MR	Motorräder
t-km	Tonnenkilometer (Maß für die Beförderungsleistung: Ladegewicht mal Entfernung)
P-km	Personenkilometer (Maß für die Beförderungsleistung: Beförderte Personen mal Entfernung)
AB	Fahrsituation Autobahn
AO	Fahrsituation außerorts

IO	Fahrsituation innerorts
HBEFA 2.1	Handbuch der Emissionsfaktoren des Straßenverkehrs, V 2.1
EIG	EMEP/CORINAIR Atmospheric Emission Inventory Guidebook

ANHANG 2: PROBLEMATIK DER VERGLEICHBARKEIT DER PM10-MESSMETHODEN

Die Messkonzept-Verordnung zum IG-L legt basierend auf die europäische Norm EN12341 als Referenzmethode für die PM10-Messung die Gravimetrie fest. Bei dieser Messmethode werden Filter vor und nach der Besaugung, die zumeist über 24 h geht, gewogen. Aus der Differenz der Filterbelegung und dem durchsaugten Luftvolumen ergibt sich die PM10-Konzentration. Die PM10-Konzentration liegt daher nur mit einer gewissen Zeitverzögerung und nur als Tagesmittelwert vor. In einigen Bundesländern⁷⁹ und europäischen Staaten werden daher auch kontinuierlich registrierende Geräte (β -Absorption⁸⁰ oder TEOM⁸¹) eingesetzt, die eine aktuelle Beurteilung – und damit Information der Bevölkerung⁸² – der Luftqualität und Aussagen über tageszeitliche Änderungen der PM10-Konzentration ermöglichen. Allerdings sind die Messergebnisse der kontinuierlichen Geräte mittels einer Standortfunktion in gravimetrie-äquivalente Daten umzurechnen. Derartige Standortfunktionen sind erforderlich, da die PM10-Messung mittels kontinuierlich registrierender Geräte aus messtechnischen Gründen andere – in der Regel niedrigere – Konzentrationen liefert als die gravimetrische Messung der Referenzmethode [SPANGL & NAGL, 2003].

Die Standortfunktion zur Umrechnung kontinuierlicher Messwerte (x) in gravimetrie-äquivalente Daten (y) hat die allgemeine Form $y = k \cdot x + d$, wobei k und d aus Parallelmessungen von Gravimetrie und kontinuierlicher Messung zu bestimmen sind. Für jene Fälle, in denen (noch) keine Standortfunktion zur Verfügung steht, kann gemäß Messkonzept-VO bis Ende 2002 ausnahmsweise bis zum Vorliegen von Parallelmessungen ein Default-Faktor $k = 1,3$ (und $d=0$) angewandt werden. Dieser Faktor wird auch in dem im Folgenden erwähnten Guidance Report erwähnt.

Die technischen Rahmenbedingungen zur Ableitung dieser Standortfunktion werden im „Guidance Report“ der Europäischen Kommission⁸³ unverbindlich festgelegt:

- Parallelmessungen müssen sowohl im Winterhalbjahr wie im Sommerhalbjahr durchgeführt werden;
- es müssen jeweils mindestens 30 Wertepaare vorliegen;
- das Bestimmtheitsmaß der Regressionsgeraden muss mindestens 0,8 betragen;
- der y-Abschnitt der Regressionsgeraden muss unter $5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ liegen.

Anstelle von zwei jahreszeitlich unterschiedlichen Standortfunktionen kann eine Funktion für das ganze Jahr verwendet werden, wenn der Unterschied der mit der Winter- und Sommer-Funktion umgerechneten Werte im Bereich des Grenzwertes (d. h. $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$) unter 10 % liegt.

⁷⁹ ausschließlich mit kontinuierlichen Geräten wird die PM10-Konzentration im Burgenland, in Niederösterreich, der Steiermark und in Tirol gemessen, in Oberösterreich, Salzburg und Vorarlberg wird sowohl mit Gravimetrie als auch mit kontinuierlichen Geräten gemessen, in Kärnten und Wien wird ausschließlich die Gravimetrie verwendet.

⁸⁰ Das Messprinzip beruht auf der Abschwächung von β -Strahlung durch einen besaugten Filter

⁸¹ Tapered Element Oscillating Microbalance

⁸² Diese aktuelle Information der Bevölkerung ist gemäß Richtlinie 1999/30/EG verpflichtend vorgesehen.

⁸³ A Report on Guidance to Member States on PM10 monitoring and intercomparisons with the reference method, EC Working Group on Particulate Matter, 2001

Es sollte jedoch erwähnt werden, dass Messwerte, die gemäß diesen Vorgaben mit Hilfe von kontinuierlich registrierenden Messgeräten ermittelt wurden, nicht notwendigerweise die Datenqualitätsziele der Richtlinie 1999/30/EG für die PM10-Messung einhalten.

Andernfalls wird der Übergang zwischen Winter- und Sommer-Funktion in Form gleitender Mittelwerte vorgeschlagen.

Der Guidance Report schlägt drei Standortfunktionen vor:

- A: Steigung k und Achsenabschnitt d der Regressionsgeraden: $y = k \cdot x + d$
- B: Steigung k der Regressionsgeraden, die durch den Koordinatenursprung führt: $y = k \cdot x$
- C: Mittleres Verhältnis k der einzelnen Tagesmittelwerte: $y = k \cdot x$

Derartige Parallelmessungen sind für die Messnetze in Oberösterreich und Salzburg abgeschlossen, wobei in diesen Ländern an mehreren Messstellen über ein Jahr oder länger mit beiden Messverfahren Daten erhoben wurden, sodass die Standortfunktionen relativ gut abgesichert sind. Diese Standortfunktionen wurden für die Daten von 2002 und 2003 angewandt.

Parallelmessungen wurden in Niederösterreich und Tirol durchgeführt, teilweise aber noch nicht abgeschlossen. In diesen Bundesländern wurde daher für das Jahr 2002 der Default-Faktor 1,30 verwendet, in Tirol auch 2003.

Auch in den restlichen Messnetzen (Burgenland, Steiermark, Vorarlberg) wurde 2002 und 2003 der Faktor 1,30 verwendet.

In Wien und Kärnten erfolgte die PM10-Messung ausschließlich mittels Gravimetrie.

In Tabelle 107 werden die in den Bundesländern Niederösterreich, Oberösterreich und Salzburg abgeleiteten Standortfaktoren mit Angabe der für die Vergleichsmessungen verwendeten Messgeräte und des Zeitraums der Messung angeführt.

Tabelle 107: Standortfaktoren für PM10 entsprechend den Angaben der Messnetzbetreiber.

Messstelle	Gravimetrie	kontinuierliche Messung	Zeitraum	Standortfaktor	Art der Funktion
Niederösterreich					
Amstetten	Partisol Plus 2025	TEOM	Juni, Sept./Okt., Dez. 2001, April 2002	1,20	B
Forsthof	Partisol Plus 2025	TEOM	Juni/Juli, Sept./Okt., Nov./Dez. 2001, April/Mai 2002, Jän./Feb. 2003	1,10	B
Klosterneuburg	Partisol Plus 2025	TEOM	April/Mai, Juli/Aug., Aug./Sept., Okt./Nov. 2001, Feb. 2002	1,10	B
Mistelbach	Partisol Plus 2025	TEOM	Juni, Aug./Sept., Nov./Dez. 2001, März 2002	1,10	B
Schwechat	Partisol Plus 2025	TEOM	April/Mai, Juli/Aug., Okt./Nov. 2001, Feb. 2002	1,20	B
Stixneusiedl	Partisol Plus 2025	TEOM	Mai/Juni, Aug./Sept., Nov./Dez. 2001, Feb./März 2002	1,10	B
St. Pölten Eybnerstr.	Partisol Plus 2025	TEOM	Nov. 2002, Feb./März, Mai, Juli 2003	1,30	B
Wiener Neustadt	Partisol Plus 2025	TEOM	Sept./Okt. 2002, Jän., April, Juni 2003	1,30	
Oberösterreich					
Steyregg (auch verwendet für Linz Freinberg, Steyr, Traun)	Digitel DHA80	TEOM	Jahr 2002	1,18	C
Linz Neue Welt (auch verwendet für Linz 24er Turm, Linz Römerberg)	Digitel DHA80	TEOM	Jahr 2002	1,16	C
Linz ORF-Zentrum	Digitel DHA80	TEOM	Jahr 2002	1,09	B
Wels (auch verwendet für Braunau)	Digitel DHA80	TEOM	Jahr 2002	1,16	mittleres Verhältnis der TMW; TEOM: 40 bis 60 µg/m³
St. Peter (auch verwendet für Bad Ischl, Grünbach, Lenzing, Vöcklabruck)	Digitel DHA80	TEOM	Jän. – Juli 2002	1,19	C
Salzburg					
Salzburg Lehen (auch verwendet für Mirabellpl.)	Digitel DHA80	FH62I-N	8.11.-11.12.2002	1,00	B
Hallein Hagerkreuzung	Digitel DHA80	FH62I-N	Jahr 2002	1,04	B
Salzburg Rudolfsplatz	Digitel DHA80	FH62I-N	Jahr 2002	1,07	B

Messstelle	Gravimetrie	kontinuierliche Messung	Zeitraum	Standortfaktor	Art der Funktion
Zederhaus	Digitel DHA80	FH62I-N	Jahr 2002	1,00	B

Darüber hinaus liegen Parallelmessungen an den vom Umweltbundesamt betriebenen Messstellen Illmitz, St. Koloman und Vorhegg für 2002 und 2003 sowie von Wien Erdberg von Mai 2001 bis Mai 2002 vor. In Tabelle 108 sind jene Standortfaktoren angeführt, die sich aus diesen Messungen⁸⁴ ergeben. Das Umweltbundesamt verwendet jedoch ausschließlich die gravimetrischen Daten für die Bewertung der Luftgüte in Relation zu den Grenzwerten des IG-L.

Aufgrund der Tatsache, dass der als Tagesmittelwert formulierte Grenzwert für PM10 deutlich stringenter ist als der Jahresmittelwert, sollte die realitätsnahe Ermittlung der Anzahl der Tagesmittelwerte über $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ die oberste Priorität bei der Auswahl der Standortfunktion haben. Dabei sollte jeweils jene Standortfunktion (Variante A, B oder C) angewandt werden, die für die Reproduktion der Anzahl der Tagesmittelwerte $> 50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ am besten geeignet ist. Da für die Messstellen St. Koloman, Vorhegg und Wien Erdberg die Kriterien für die Anwendung einer Standortfunktion über das ganze Jahr erfüllt sind, wird die Jahres-Funktion verwendet. Hingegen wird für Illmitz die Anzahl der Tagesmittelwerte $> 50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ mit entsprechenden Halbjahres-Funktionen für Winter und Sommer am besten abgebildet.

Tabelle 108: Standortfunktionen für PM10 der Umweltbundesamt-Messstellen.

Messstelle	Gravimetrie	kontinuierliche Messung	Zeitraum	Variante/ Standortfunktion
Illmitz	Digitel DHA80	FH62I-N	Jahr 2002	B : $y = 1,54 \cdot x$
St. Koloman	Digitel DHA80	FH62-IN	Jahr 2002	A : $y = 1,13 \cdot x + 1,15$
Vorhegg	Digitel DHA80	FH62-IN	Jahr 2002	B : $y = 1,30 \cdot x$
Wien Erdberg	Digitel DHA80	FH62-IN	20.5.2001-20.5.2002	A : $y = 1,35 \cdot x + 2,5$

Unsicherheiten bei der Bestimmung der Standortfaktoren

Eine detaillierte Analyse der längeren Zeitreihen paralleler gravimetrischer und kontinuierlicher PM10-Messdaten – siehe Tabelle 109 und Abbildung 104 – zeigt, dass das Verhältnis zwischen gravimetrischer und kontinuierlicher PM10-Messung erheblich variieren kann, nicht nur von Tag zu Tag, sondern auch nach Bildung des Mittelwerts oder des Medians über 30 Tage. Dieser Befund deutet darauf hin, dass die Verwendung einer Standortfunktion, welche auf 30 Tagesmittelwerten beruht, zu erheblichen Unsicherheiten bei der Umrechnung kontinuierlicher in gravimetrie-äquivalente PM10-Werte führen kann.

In Tabelle 109 sind der Mittelwert, die Standardabweichung sowie das Minimum und Maximum des gleitenden 30 Tage Median dargestellt (der Median wurde anstelle des Mittelwertes verwendet, da bei dem Median der Einfluss von atypisch hohen oder niedrigen Verhältnissen geringer ist). Der Mittelungszeitraum beträgt entsprechend den Vorgaben der Messkonzept-VO 30 Tage, wobei der Median nur berechnet wurde, falls mehr als 24 Tagesmit-

⁸⁴ Die parallele PM10-Messung mittels Gravimetrie und β -Absorption in Illmitz, St. Koloman, Vorhegg und Wien Erdberg dient u. a. dem Zweck des Vergleichs der beiden Messmethoden.

telwerte zur Verfügung stehen. Die Variationsbreite (Min, Max) der Faktoren beträgt, bezogen auf den Mittelwert 2001-2003, in Linz Neue Welt –23 %/+33 %, in Salzburg Rudolfsplatz –20 %/+21 %, in Illmitz –18 %/+27 %.

Tabelle 109: Mittelwert und Standardabweichung, sowie Minimum und Maximum des gleitenden 30-Tage Median des Verhältnisses gravimetrischer zu kontinuierlicher Messung der Jahre 2001 bis 2003, sowie der Sommer- und Winterhalbjahre 2001 bis 2003.

	Illmitz	Linz Neue Welt	Linz ORF-Zentrum	Salzburg Rudolfsplatz	St. Koloman	Vorhegg
Mittelwert	1.53	1.14	1.12	1.00	1.28	1.30
Standardabweichung	0.21	0.17	0.14	0.09	0.15	0.14
Mittelwert Sommerhalbjahr	1.46	1.04	1.05	0.94	1.33	1.27
Standardabweichung Sommer	0.17	0.10	0.12	0.06	0.12	0.12
Mittelwert Winterhalbjahr	1.63	1.27	1.18	1.07	1.22	1.32
Standardabweichung Winter	0.21	0.14	0.12	0.08	0.15	0.16
Max	2.01	1.68	1.42	1.23	1.82	1.67
Min	1.15	0.87	0.92	0.80	0.88	0.98
Max Sommer	1.93	1.34	1.34	1.13	1.82	1.53
Min Sommer	1.17	0.87	0.92	0.80	1.05	0.99
Max Winter	2.01	1.68	1.42	1.23	1.82	1.67
Min Winter	1.15	0.93	0.95	0.92	0.88	0.98

In Abbildung 104 ist der gleitende Median des Verhältnisses der gravimetrischen zu den kontinuierlich bestimmten Tagesmittelwerten dreier Messstellen in Österreich dargestellt. Wie man der Abbildung entnehmen kann, sind die Schwankungen auch innerhalb des Sommer- bzw. Winterhalbjahres beträchtlich.

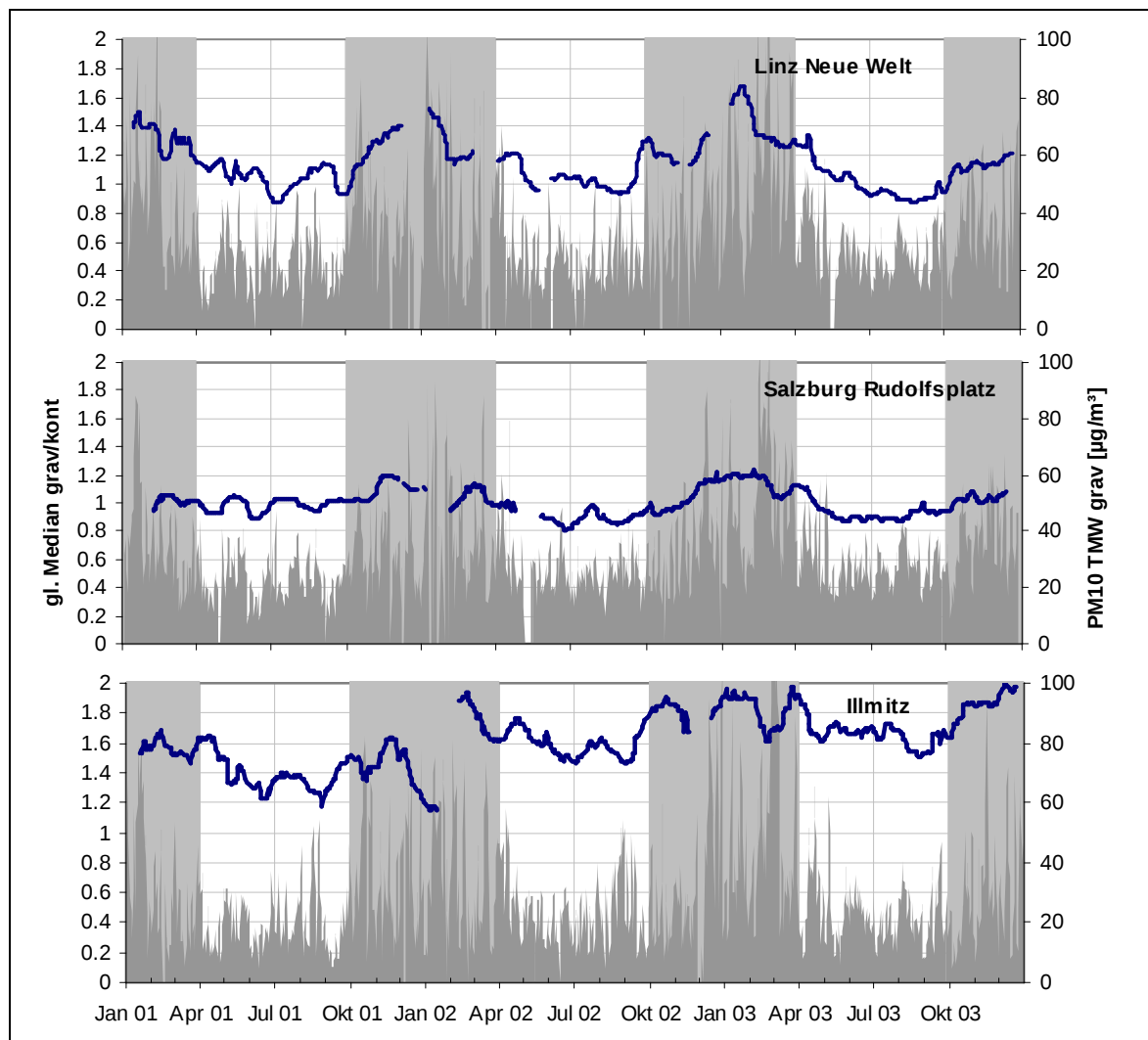


Abbildung 104: Gleitender 30-Tage Median des Verhältnisses gravimetrischer zu kontinuierlicher Messung sowie grav. PM10-Tagesmittelwerte der Messstellen Linz Neue Welt, Salzburg Rudolfsplatz und Illmitz, 2001 bis 2003. Grau schattiert sind die Wintermonate.

Vergleich gravimetrischer und kontinuierlicher Messwerte in Niederösterreich

Ein Vergleich der gravimetrischen PM10-Daten der Messstelle Pillersdorf (Umweltbundesamt) und der kontinuierlichen Daten der Messstelle Mistelbach (Distanz ca. 50 km) ist in Abbildung 105 für den Zeitraum von 16.5.2003 (Beginn der Messung in Pillersdorf) und 31.5.2004 dargestellt.

Wie Tabelle 110 zeigt, beträgt das mittlere Verhältnis zwischen den gravimetrischen PM10-Werten in Pillersdorf und den kontinuierlichen Rohwerten in Mistelbach über diesen Zeitraum 1,08 und entspricht damit dem Standortfaktor von 1,1, welcher für Mistelbach anhand von zwei dreißigtägigen Vergleichsmessungen abgeleitet wurde. Mit einem Standortfaktor von 1,1 wird für Mistelbach ein Mittelwert über die dargestellte Periode von 25,0 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ errechnet, der dem Mittelwert der gravimetrischen Werte in Pillersdorf (24,7 $\mu\text{g}/\text{m}^3$) sehr ähnlich ist.

Die Anzahl der TMW über 50 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ist in Pillersdorf mit 27 Tagen aber wesentlich höher als in Mistelbach mit elf Tagen.

Abbildung 105 zeigt, dass das Verhältnis zwischen Pillersdorf und Mistelbach starke jahreszeitliche Variationen aufweist. Es liegt im Sommer (16.5.-30.9.2003, Tabelle 110) bei 0,83, im Winter (1.10.2003-31.3.2004) bei 1,30.

Mit einem Standortfaktor von 1,1 wird somit in Mistelbach vermutlich die PM10-Konzentration im Winter deutlich unterschätzt. In Pillersdorf beträgt die PM10-Konzentration im Winterhalbjahr $29,4 \mu\text{g}/\text{m}^3$ gegenüber $24,4 \mu\text{g}/\text{m}^3$ in Mistelbach, während im Sommer einer mittleren PM10-Konzentration von $21,0 \mu\text{g}/\text{m}^3$ in Pillersdorf ein Mittelwert von $27,2 \mu\text{g}/\text{m}^3$ in Mistelbach gegenübersteht.

Dies bedeutet, dass mit einem konstanten Standortfaktor von 1,1 in Mistelbach im Sommer eine höhere PM10-Konzentration errechnet wird als im Winter. Mit dem Faktor 1,1 ergeben sich in Mistelbach im Sommer 4 TMW über $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (in Pillersdorf keine), im Winter 7 Tage (in Pillersdorf 27 Tage).

Tabelle 110: Mittelwerte der PM10-Konzentration in Pillersdorf und Mistelbach sowie des Verhältnisses der Konzentrationen in Pillersdorf und Mistelbach sowie Anzahl der TMW über $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$, Konzentration in $\mu\text{g}/\text{m}^3$.

	Jahr 16.5.03-31.5.04	Sommer 16.5-30.9.03	Winter 1.10.03-31.3.04	TMW > $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$, 16.5.03-31.5.04
Pillersdorf	24,7	21,0	29,4	27
Mistelbach, Rohwerte	22,7	24,7	22,3	
Mistelbach *1,1	25,0	27,2	24,4	11
Pillersdorf/Mistelbach	1,08	0,83	1,30	

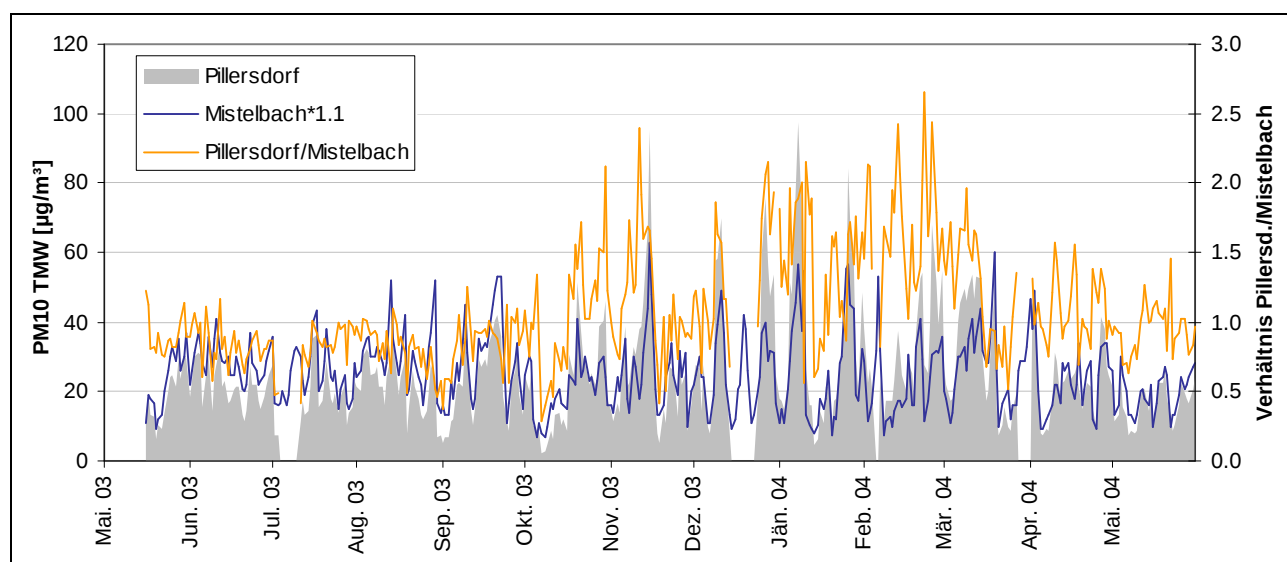


Abbildung 105: Vergleich der gravimetrischen PM10-Daten in Pillersdorf und der kontinuierlichen Daten in Mistelbach, Mai 2003 bis Mai 2004.

Die Gründe, die für diese z. T. erheblichen Unterschiede verantwortlich sind, sind vielfältig, sie werden u. a. verursacht durch:

- die mit der Messung prinzipiell verbundenen Messungenauigkeiten;
- die unterschiedlichen Messprinzipien der kontinuierlichen und des gravimetrischen Verfahren mit unterschiedlicher Vorbehandlung (z. B. Erwärmung) der Probeluft;
- den Einfluss der Meteorologie (v. a. der Luftfeuchtigkeit und der Temperatur);
- die Variation der Staubzusammensetzung, die sich bei den Messverfahren unterschiedlich auswirkt.

Ein wesentlicher Faktor für zeitlich variierende Unterschiede zwischen gravimetrischen und kontinuierlichen PM10-Messdaten ist der Anteil flüchtiger PM10-Anteile – u. a. Ammoniumnitrat, flüchtige organische Bestandteile⁸⁵ und Wasser – die das kontinuierliche Messgerät, dessen Ansaugleitung bzw. Messkammer in Österreich gemäß einer Vereinbarung der Länder und dem Umweltbundesamt auf 40 °C beheizt ist, nicht erfasst.

Aus diesen Gründen sind Standortfunktionen, welche aus Messungen von nur je 30 Tagen im Winter und im Sommer abgeleitet wurden, mit erheblichen Unsicherheiten behaftet; aber es ist auch klar festzuhalten, dass selbst eine aus einer jahrelangen Parallelmessung abgeleitete Standortfunktion die zeitlichen Variationen des Gravimetrie/FH-Verhältnisses nicht adäquat abzubilden vermag.

Daraus ist die Empfehlung abzuleiten, insbesondere an solchen Standorten, an denen die Anzahl der Tagesmittelwerte über 50 µg/m³ im Bereich des Grenzwertes (35 Tagesmittelwerte) liegt, bevorzugt mit der Referenzmethode zu messen.

Außer Frage steht dabei, dass kontinuierliche PM10-Messgeräte aufgrund der hohen zeitlichen Auflösung u. U. essentielle Zusatzinformation zur Ermittlung der Herkunft der Schadstoffe liefern.

⁸⁵ Hier sind prinzipiell positive und negative Artefakte möglich.

ANHANG 3: VERGLEICHBARKEIT VON TSP MIT PM10-DATEN

Aus den Jahren 2002 und 2003 liegen von mehreren Messstellen in Linz, Kärnten und Wien parallele Messungen von TSP und PM10 mittels Gravimetrie, an drei Messstellen im Jahr 2002 darüber hinaus auch noch von PM10 mit einem TEOM-Gerät und mit der gravimetrischen Methode vor. Das Verhältnis von TSP zu PM10 im Jahresmittel ist in der nachfolgenden Tabelle dargestellt.

Tabelle 111: Verhältnis von TSP zu PM10 in den Jahren 2002 und 2003. Die kontinuierlichen PM10-Messungen wurden mit TEOM-Geräten durchgeführt, alle anderen PM10-Messungen mittels Gravimetrie.

2002	Mittelwert	Minimum	Maximum	Standardabw.
Linz Neue Welt	1.10	0.6	3.1	0.3
Linz Neue Welt kont.	1.08	0.7	2.3	0.2
Linz ORF Zentrum	1.34	0.6	2.1	0.3
Linz ORF Zentrum kont.	1.37	0.7	2.5	0.2
Steyregg Weih	1.01	0.4	2.2	0.3
Steyregg Weih kont.	1.00	0.4	1.8	0.2
Villach	1.23	0.8	4.4	0.3
Wolfsberg	1.01	0.7	2.0	0.2
Klagenfurt Völkermarkterstr.	1.20	0.4	3.1	0.3
Arnoldstein	1.16	0.3	2.9	0.3
2003				
Villach	1.22	0.7	3.2	0.3
Wolfsberg	1.06	0.6	2.5	0.2
Klagenfurt Völkermarkterstr.	1.10	0.5	2.5	0.2
Arnoldstein	1.09	0.2	3.0	0.3
Wien Stadlau	1.10	0.5	2.1	0.3

Sowohl zwischen den einzelnen Messstellen als auch zwischen den beiden Jahren sind deutliche Unterschiede zu erkennen. Auch die Messstellen innerhalb des Ballungsraums Linz weisen TSP/PM10-Verhältnisse zwischen 1,0 und 1,3 auf. An den Messstellen, von denen aus beiden Jahren Vergleichsmessungen vorliegen, zeigen sich vor allem an der Messstelle Klagenfurt Völkermarkterstr. Unterschiede. Der in der RL 1999/30/EG angegebene Umrechnungsfaktor von 1,2 zur Bewertung der TSP-Belastung anhand von PM10-Daten, kann daher die „tatsächliche“ TSP-Belastung nur sehr ungenau wiedergeben⁸⁶.

Erhebliche größere Schwankungen zeigt das TSP/PM10-Verhältnis an einzelnen Tagen (Abbildung 106 und Abbildung 107).

⁸⁶ Üblicherweise wird der TSP-Grenzwert nur dann überschritten, wenn mehr als die zulässigen Überschreitungen des Tagesmittelwertes bei PM10 auftreten. Dass die TSP-Belastung nur über die Umrechnung aus PM10-Daten ermittelt wird, ist daher als unkritisch einzustufen.

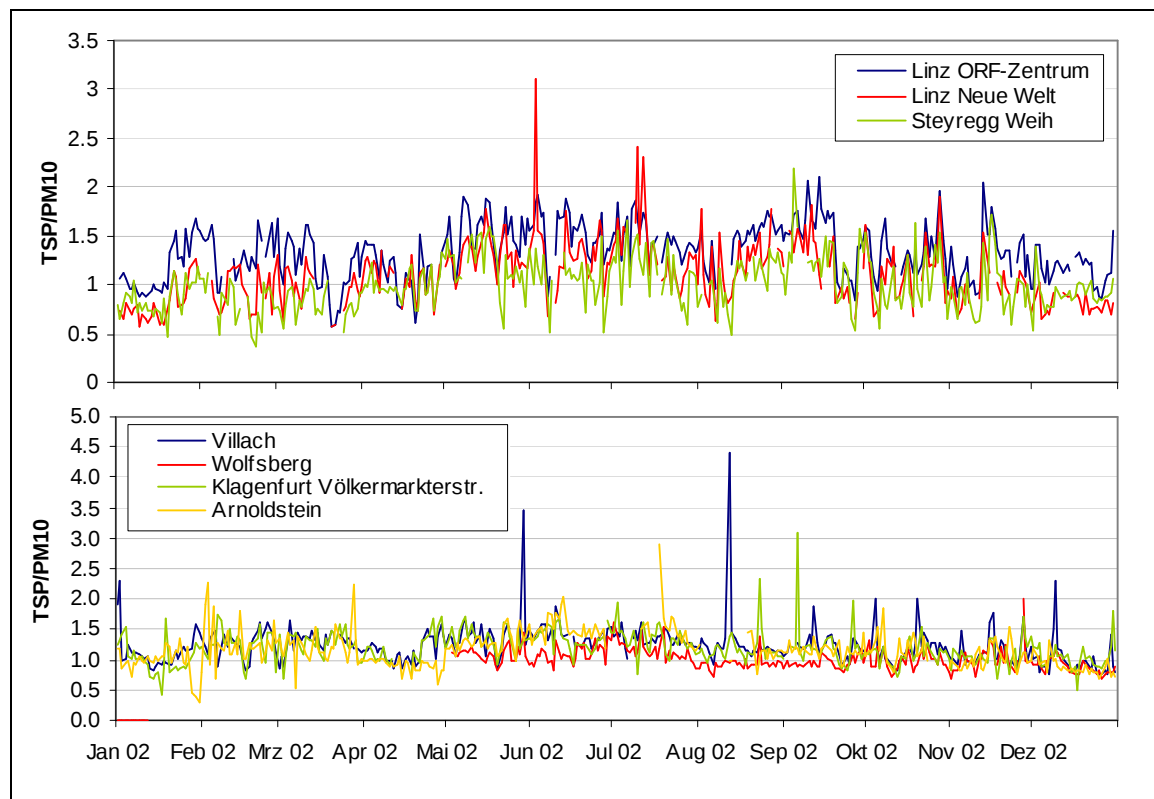


Abbildung 106: Verlauf des TSP zu PM10-Verhältnisses im Jahr 2002 an verschiedenen Messstellen im Ballungsraum Linz und in Kärnten.

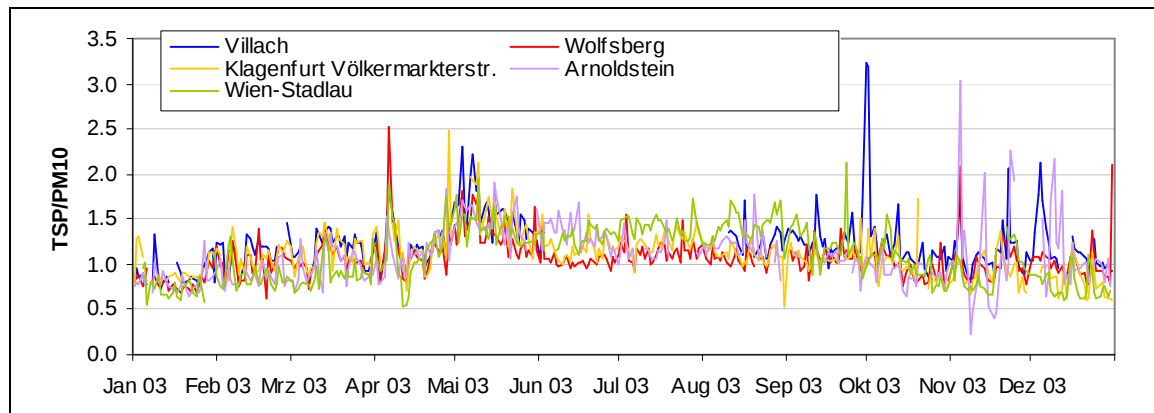


Abbildung 107: Verlauf des TSP zu PM10-Verhältnisses im Jahr 2003 an verschiedenen Messstellen in Kärnten und Wien.

Die obige Tabelle und die Abbildungen zeigen, dass ein Vergleich von PM10- mit TSP-Daten bestenfalls für über eine längere Mittelungszeit – etwa Jahresmittelwerte – sinnvoll ist. Bei Trendauswertungen ist zu beachten, dass sich der Anteil der verschiedenen Staubinhaltsstoffe bspw. durch emissionsmindernde Maßnahmen, durch eine veränderte Emittentenstruktur, oder durch Unterschiede in der Meteorologie im Laufe der Jahre verändern kann. Dadurch kann auch das Verhältnis TSP/PM10 variieren. Deutliche Reduktionen der TSP-Belastung sollten sich aber dennoch in einer verringerten PM10-Belastung widerspiegeln.

ANHANG 4: MESSUNG VON FEINSTAUBEMISSIONEN AUS GEFASSTEN QUELLEN

In Österreich werden durch den TÜV Österreich bereits seit 1984 Feinstaubmessungen in verschiedenen Industriebereichen durchgeführt. Sie dienen vornehmlich der Dimensionierung und der Kontrolle von Abscheideanlagen [POINTNER, 2002]. Kontinuierliche Feinstaubmessungen werden laut Auskunft des TÜV bei österreichischen Anlagen nicht durchgeführt.

Im Rahmen eines Projekts zur Feinstaubmessung bei Industrieanlagen in Deutschland wurden von DREISEIDLER et al. (1999) mögliche Verfahren zur Messung von Partikelgrößenverteilungen auf ihre Anwendbarkeit geprüft. Die Kriterien waren die Erfassung des relevanten Feinstaubbereichs (ca. 0,03 – 10 µm), die Fraktionierung von Partikeln, die Bestimmung der Partikelemissionskonzentration und die Abdeckung eines großen Partikelkonzentrationsbereichs. Eine Übersicht über korngroßenfraktionierende Messverfahren ist in nachfolgender Tabelle dargestellt.

Tabelle 112: Übersicht über korngroßenfraktionierende Partikelemissionsmessverfahren [DREISEIDLER et al. 1999].

Messverfahren		Phys. Messprinzip	Messbereich		Einsatz	
			Konzentration ⁺	Partikelgröße	In situ	Kont
Trennverfahren	Kaskadenimpaktor	Trägheit der Partikelmasse	> 1 mg m ⁻³	(0,03)0,2 - 10(40)	J	N
	Kaskadenzyklon	Trägheit der Partikelmasse	> 10 mg m ⁻³	0,3 – 15(20)	J	N
	Inertialspektrometer	Trägheit der Partikelmasse	< 10 ⁶ cm ⁻³	0,2 – 11	N	N
	Relaxationszeitspektrometer	Trägheit der Partikelmasse	< 10 ³ cm ⁻³	0,2 – 200	N	N
	Schwingquarzipaktor	Quarzmikrowägung	0,01 – 60 mg m ⁻³	0,05 – 25	N	J
Optische Messverfahren	Optischer Partikelzähler	Lichtstreuung am Einzelpartikel	< 10 ⁵ cm ⁻³	(0,07)0,2 – 10(30)	J	J
	Phasen Doppler Anemometer	Lichtstreuung am Einzelpartikel	< 10 ⁶ cm ⁻³	0,1 – 10	J	J
	Streulichtspektrometer	Lichtstreuung am Partikelkollektiv	< 10 ⁵ cm ⁻³	0,1 – 10	J	J
	Drei Wellenlängen Extinktionsmeßgerät	Extinktion am Partikelkollektiv	10 ⁴ – 10 ⁹ cm ⁻³	0,2 – 4	J	J
	Laser Beugungsspektroskopie	Fraunhofer'sche Lichtbeugung	< 10 ¹⁰ cm ⁻³	0,04 – 2000	N	J
Elektrische & kombinierte Verfahren	Elektrischer Aerosolanalysator	Elektrische Beweglichkeit	< 10 ⁸ cm ⁻³	0,01 – 1	N	N
	Differentieller Mobilitätsanalysator	Elektrische Beweglichkeit	< 10 ⁸ cm ⁻³	0,003 – 0,3	N	J
	Differential u/o Scanning Mobility Particle Sizer	Elektrische Beweglichkeit	< 10 ⁸ cm ⁻³	0,01-0,8	N	J
	Electrical Low Pressure Impactor	Trägheit der Partikelmasse und elektrische Beweglichkeit	< 10 ⁷ cm ⁻³	0,03 – 10	N	J

⁺Die Partikelkonzentration kann für einzelne Staubarten auf die Konzentration je Korngröße umgerechnet werden. Ist beispielsweise die Messbereichsgrenze mit 10⁷ cm⁻³ angegeben, so bedeutet das für Ruß eine maximale Konzentration von 1270 mg m⁻³ (PM10) bzw. 90 mg m⁻³ (PM2,5).

In diesem Kapitel werden Verfahren zur Messung von Partikelgrößenverteilungen vorgestellt.

Bei vielen der beschriebenen Verfahren ist die Entnahme eines Teilstroms aus dem Strömungskanal nötig. Um eine repräsentative Probe zu erhalten muss die Absaugung isokinetisch erfolgen. Das bedeutet, dass die Geschwindigkeit in der Hauptströmung mit der Geschwindigkeit im wirksamen Sondendurchmesser übereinstimmen muss. Die günstigen Sonden sind jene, die die Strömung am wenigsten beeinflussen, d. h. die dünnwandigsten [SCHMIDT, 2002a].

A4.1 Trennverfahren

Trennverfahren sind im Allgemeinen diskontinuierliche Messverfahren, bei denen eine isokinetische Probenahme und eine anschließende Auswertung durchgeführt werden. Die Probenauswertung - Bestimmung der Staubkonzentration - erfolgt im Allgemeinen gravimetrisch.

Trennverfahren lassen sich in Sedimentations- und Impaktionsprinzip unterteilen. Die kennzeichnende Größe bei **Sedimentationsverfahren** ist die stationäre Sinkgeschwindigkeit mit der sich ein Partikel in einem ruhenden, unendlich ausgedehnten Medium unter Schwerkrafteinfluss bewegt. Derartige Messgeräte sind nur ex situ einsetzbar. **Strömungstrennverfahren** arbeiten unter Ausnutzung der Zentrifugalkraft, die Partikel bei großen Ablenkungswinkeln aus den Gasstromlinien hinausträgt. Die folgenden drei Verfahren können unterschieden werden:

Kaskadenimpaktor

Eine Partikelklassierung erfolgt aufgrund der unterschiedlichen Trägheitskräfte der Partikel. Ein entnommener Abluftstrom wird durch eine Düse geleitet, die sich in definiertem Abstand zu einer Prallplatte mit einer Sammelfolie befindet. Die Prallplatte bewirkt eine Umlenkung der Abluft, der die Partikel aufgrund ihrer größeren Trägheit nicht folgen können. Bei zu großer Trägheit werden sie aus dem Abluftstrom ausgetragen und auf der Prallplatte abgeschieden. Durch die Verringerung des Abstands zwischen Düse und Sammelfolie erhöht sich die Abluftgeschwindigkeit, wodurch auch feinere Partikel mit geringeren Trägheitskräften abgeschieden werden können. Durch in Serie geschaltete Impaktionsstufen wird eine Partikelklassierung erreicht. Die nicht abgeschiedenen Partikel werden auf einem Endfilter gesammelt [DREISEIDLER et al., 1999].

Die Filterstufen der Kaskadenimpaktoren sind durch d_{50} charakterisiert, d. h. 50 % der Partikel mit dem angegebenen Durchmesser werden zurückgehalten. Im Allgemeinen werden 3 Filterstufen eingesetzt, wobei durch die erste Partikel $>10\text{ }\mu\text{m}$, durch die 2. Partikel von $2,5\text{ bis }10\text{ }\mu\text{m}$ und durch die 3. (Endfilter) alle Partikel $< 2,5\text{ }\mu\text{m}$ abgetrennt werden. Abbildung 108 zeigt einen Kaskadenimpaktor, wie er auch für Emissionsmessungen des TÜV in Österreich eingesetzt wird.



Abbildung 108: Kaskadenimpaktor Johnas 2 mit drei Filterstufen der Firma Paul Gothe Bochum.

Kaskadenzyklon

Die Fraktionierung der Partikel erfolgt durch Zentrifugalkräfte. Das Gas wird angesaugt und bildet im Zyklon eine Rotationsströmung aus, deren tangentielle Umlaufgeschwindigkeit vom Radius des Zyklons abhängt. Durch die Zentrifugalkraft werden Partikel mit hoher Trägheit aus der Abluft nach außen ausgetragen, prallen auf die Zyklonwand und werden somit abgeschieden. Durch eine Reihenschaltung von Zyklonen mit sinkenden Durchmessern entsteht eine mit einem Impaktor vergleichbare Kaskade.

Kaskadenfiltration (Mikrosieben)

Die einfache Filtration ist durch die Nutzung eines Vor- und eines Endabscheiders in der Lage die Partikel in zwei Fraktionen zu trennen, beispielsweise kleiner und größer 10 µm. Durch die Hintereinanderschaltung mehrerer Filter (vergleichbar mit Impaktoren) mit unterschiedlicher Porengröße kann eine korngroßenselektive Abscheidung erzielt werden. Bei der Abscheidung von Partikel, die größer als die Porendurchmesser des Filters sind, überwiegt das physikalische Prinzip der Abscheidung, für Partikel mit geringerem Durchmesser das Trägheitsimpaktionsprinzip. Je kleiner die Partikel werden, desto mehr steigt die Tendenz, dass Partikel durch Diffusion aus der Strömung entfernt werden.

Einflüsse auf die Filterbeladung durch Verstopfung und Wiederablösung sind aber nicht quantifizierbar.

A4.2 Optische Verfahren

Die Messung der Korngrößen beruht auf der Veränderung des von einer Lichtquelle ausgesandten Lichtstrahls, der von einem Empfänger aufgenommen wird und aufgrund optischer Gesetze Rückschlüsse auf die Größe der Partikel ermöglicht.

Das auf ein Partikel auftreffende Licht wird absorbiert und gestreut, wobei sich die Streuung weiter in Reflexion, Beugung und Brechung unterteilen lässt. Der Zusammenhang zwischen Intensität und Partikelgröße wird durch das Verhältnis α zwischen geometrischer Partikelgröße und der Lichtwellenlänge bestimmt. Die Streulichtintensität ist stark von α abhängig, wobei folgende Wechselwirkungen bestehen:

- Rayleigh'sche Streuung: $\alpha \ll 1$ Streulichtintensität $\sim d^6$;

- Mie'sche Streuung: $0,1 < \alpha < 10$ Streulichtintensität ist eine Funktion des Streuwinkels, des Polarisationswinkels, der Lichtwellenlänge und des Partikeldurchmessers;
- Fraunhofer'sche Beugung: $\alpha > 1$ Streulichtintensität $\sim d^2$.

Die Unterscheidung der optischen Verfahren erfolgt nach:

- Art der Lichtquelle (mono-, polychromatisch). Weißlicht (polychromatisch) weist eine direkte Abhängigkeit zwischen Streulichtimpulshöhen und Partikeldurchmesser auf, während es bei monochromatischem Licht (z. B.: Laser) zu Mehrdeutigkeiten kommen kann;
- Art der Messung (Messung am Einzelpartikel oder Kollektiv);
- Art des optischen Messprinzips (Extinktion⁸⁷, Streulicht⁸⁸).

Die Auswahl eines geeigneten Verfahrens wird durch den Korngrößenbereich und der Partikelanzahlkonzentration bestimmt. Der Vorteil der optischen Messverfahren liegt in der Möglichkeit von in situ und online Messungen. Durch die Messung der Partikel im Schwebezustand werden mögliche physikalische oder chemische Änderungen des Partikels, die zu einer Korngrößenänderung führen können, vermieden.

Extinktionsmessverfahren

Es handelt sich um Messungen am Partikelkollektiv mit beschränkter Ortsauflösung.

Streulichtverfahren

Die Streulichtmessung betrachtet die Ablenkung durch Beugung, Brechung, Reflexion eines Lichtstrahls aus seiner ursprünglichen Richtung. Je nach Partikelgröße ergibt sich dadurch eine Mie'sche oder Rayleigh'sche Strahlung. Für einen bestimmten Konzentrationsbereich kann ein linearer Zusammenhang zwischen Staubkonzentration und Streulichtintensität nachgewiesen werden (vgl. optischer Partikelzähler). Das Verfahren wird für Messungen am Einzelpartikel und im Kollektiv mit hoher Ortsauflösung eingesetzt.

Optischer Partikelzähler

Die Erfassung der Partikel erfolgt durch die von Einzelpartikel erzeugten Streulichtimpulse, wodurch eine Aussage über die Anzahl und Anzahlkonzentration⁸⁹ ermöglicht wird. Die Streulichtintensität ergibt den optischen Durchmesser der Partikel, durch Kalibrierung kann der Äquivalentdurchmesser bestimmt werden. Die untere Einsatzgrenze (Partikelgröße) ergibt sich durch die Nachweisgrenze der Streulichtintensität, die obere durch zu hohe Verluste bei der Teilstromentnahme.

⁸⁷ Extinktion = Streuung und Absorption

⁸⁸ Streuung = Brechung + Reflexion + Beugung

⁸⁹ Partikelanzahlkonzentration = Division der gezählten Impulse über einen definierten Zeitraum durch das durchgesetzte Volumen

Streulichtspektrometer

Das gestreute Licht wird in einem Winkelbereich von 5-145° detektiert, wobei aber die optischen Eigenschaften der Partikel bekannt sein, oder durch andere Verfahren bestimmt werden müssen. Über den Zusammenhang der Intensitätsverteilung mit den Parametern der Partikelgrößenverteilung lassen sich die Partikelgrößen bestimmen.

Phasen Doppler Anemometer

Mittels Strahlteilern wird ein ausgesandter Laserstrahl in zwei phasengleich laufende Strahlen aufgeteilt, die durch nachfolgende Braggzellen phasenverschoben werden und anschließend mittels einer Linse auf einen Punkt fokussiert werden. Die am Schnittpunkt entstehenden Interferenzerscheinungen bilden das Messvolumen, dessen Strahlen durch Partikel gestreut werden und durch zwei axial versetzte Photodetektoren erfasst werden. Die Streulichtfrequenz ist ein Maß für die Partikelgeschwindigkeit, der Partikeldurchmesser proportional zur Phasenverschiebung, die sich durch die Zeitverschiebung der Photodetektorsignale ergibt.

Laserbeugungsspektrometer

Mittels eines Linsensystems wird ein Laserstrahl auf bis zu 10 mm aufgeweitet. Die im Strahl befindlichen Partikel beugen das Licht, wobei zwischen der Partikelgröße und dem Beugungsmuster ein direkter Zusammenhang besteht. Kleine Partikel mit niedriger Intensität beugen das Licht mit großen Winkeln, wohingegen große Partikel eine kleine Beugung verursachen. Die Beugungsstrahlen werden auf einem Detektor abgebildet, woraus mittels Intensitätsverteilung die Partikelgrößenverteilung bestimmt werden kann.

A4.3 Elektrische Verfahren

Elektrische Verfahren arbeiten unter Verwendung des Zusammenhangs zwischen Partikelgröße und elektrischer Mobilität der Partikel. Die elektrische Kraft auf ein geladenes Partikel, das sich entlang eines elektrischen Felds bewegt, verursacht einen Drift quer zur Strömungsrichtung. Über die elektrische Beweglichkeit kann ein Zusammenhang zwischen den wirkenden Kräften und der Partikelgröße gefunden werden. Bei Annahme gleicher elektrischer Ladung besitzt ein Partikel mit größerem Durchmesser eine geringere elektrische Beweglichkeit und wird früher abgeschieden als Partikel mit kleinerem Durchmesser. Das Messsignal, die elektrische Mobilität, entspricht bei bekannter Ladung dem Beweglichkeitsdurchmesser. Die eindeutige Zuordnung von Partikelgröße zu Ladung ist nur in einem Bereich von 0,02-1µm möglich. Kleinere Partikel werden nicht aufgeladen und bei größeren ist keine eindeutige Zuordnung zwischen Größe und Ladung möglich, sodass unterschiedliche Beweglichkeit zu einer Verzerrung der Größenklassierung führt.

Elektrischer Aerosolanalysator

Der Abluftstrom wird durch zwei konzentrische Zylinder geführt. Die elektrischen Feldkräfte wirken quer zur Strömungsrichtung, sodass die Partikel durch ihre unterschiedliche Größe und Mobilität entlang der Wände abgeschieden werden. Eine Variation der Feldstärke führt zu einer Verschiebung der Trenngrenze. Der aus der Partikelladung resultierende Strom ist ein Maß für die abgeschiedene Partikelanzahlkonzentration. Nicht abgeschiedene Partikel werden in einem nachgeschalteten Filter zurückgehalten.

Differentieller elektrischer Beweglichkeitsanalysator

Die Partikel werden mit einer bipolaren Ionisationsquelle definiert elektrisch aufgeladen und anschließend durch einen unter Spannung stehenden coaxialen Doppelzylinder geleitet. Die angelegte Spannung wird zur Klassierung der Partikel benutzt. Im inneren Zylinder befindet sich ein Schlitz, durch den die geladenen Partikel mit ihrer definierten elektrischen Beweglichkeit nach außen geführt werden und eine Ladungszählung durchgeführt wird. Partikel mit anderer elektrischer Mobilität oder Polarität werden in einem nachgeschalteten Filter abgeschieden.

A4.4 Andere Verfahren

- Differential Mobility Particle Sizer
- Schwingquarzipaktor
- Electrical Low Pressure Impactor
- Relaxationszeitspektrometer
- **Kondensationskernzähler:** Partikel, die für die optische Messung zu klein sind können durch Kondensationswachstum vergrößert werden und anschließend optisch detektiert werden. Das Aerosol wird in einer Befeuchungskammer mit Dampf, der an den Partikeln in einer Kühlstrecke kondensiert, gesättigt, sodass alle Partikel, unabhängig ihrer Größe, annähernd gleich groß werden. Die vergrößerten Partikel können optisch gemessen werden, wobei aber keine Größenaussage über Primärpartikel möglich ist.
- **Diffusionsbatterie mit Kondensationskernzähler:** Das Prinzip beruht auf der Diffusionsabscheidung von Partikeln an Oberflächen in laminarer Strömung. Die Braunsche Molekularbewegung führt zu einer Translationsbewegung der Partikel senkrecht zur Strömungsrichtung. Erreichen die Partikel die innere Oberfläche des von ihnen durchströmten Kanals so werden sie durch die Haftkräfte zwischen Oberfläche und Partikel abgeschieden. Aus dem Durchlassgrad kann auf den Partikeldurchmesser geschlossen werden. Zur Ermittlung der Korngrößenverteilung wird eine mehrstufige Diffusionsbatterie benutzt, wobei zwischen den einzelnen Abscheidern die Restkonzentration gemessen wird.

ANHANG 5: STAUBMINDERUNGSTECHNOLOGIEN FÜR GEFASSTE EMISSIONSQUELLEN

Zur Minderung von Staub aus gefassten Quellen von Industrieanlagen stehen zahlreiche Technologien zur Verfügung, die in EPA (1998) auf ihre Abscheideeffizienz für unterschiedliche Korngrößenbereiche untersucht wurden (Tabelle 113).

Tabelle 113: Vergleich der Effektivität von Staubabscheideverfahren [EPA, 1998].

Abscheideverfahren		Abscheidung für Partikel [%]		
		0-2,5 µm	2,5-6 µm	6-10 µm
Nasswäscher	Hohe/mittlere/niedrige Effizienz	90/25/20	95/85/80	99/95/90
Schwerkraftabscheider	Hohe/mittlere/niedrige Effizienz	3,6/2,9/1,5	5/4/3,2	6/4,8/3,7
Fliehkraftabscheider	Hohe/mittlere/niedrige Effizienz	80/50/10	95/75/35	95/85/50
Elektrostatische Abscheider	Hohe Effizienz	95	99	99,5
	Mittlere Effizienz	Kessel/andere Quellen	80/90	94/97
	Niedrige Effizienz	Kessel/andere Quellen	40/70	70/80
Faserstofffilter		99	99,5	99,5
Füllkörperkolonne		90	95	99
Bodenkolonne		25	85	95
Sprühturm		20	80	90
Venturiwäscher		90	95	99
Prallplattenabscheider		25	95	99
Metallgitterfilter		10	15	20
Staubunterdrückung mit Wasserspray		40	65	90
Staubunterdrückung durch chem. Stabilisierer		40	65	90
Kiesbettfilter		0	5	80
Fließbett-trockenwäscher		10	20	90
Zyklon		10	35	50
Multizyklon ohne Staubrückführung		80	95	95
Multizyklon mit Staubrückführung		50	75	85
Hydrozyklon		50	75	85
Wasservorhang		10	45	90

Die Frage welche Technologie für ein bestimmtes Abscheideproblem am besten geeignet ist, muss anhand der gegebenen Rahmenbedingungen individuell entschieden werden und wird beispielsweise durch die Rohgaszusammensetzung, die Partikeleigenschaften und die geforderten Reingaswerte entscheidend beeinflusst. Abbildung 109 zeigt Fraktionsabscheidegrade in Abhängigkeit der Partikelgröße von ESP, Schlauchfilter, Zyklon und Einstoffdüsenwäscher. Es ist deutlich erkennbar, dass für größere Partikel mit Ausnahme des Zyklons durchwegs hohe Abscheidegrade erreicht werden. Mit Faserstofffiltern werden alle Partikel-

größen zu mehr als 99 % abgeschieden, wohingegen Elektrofilter bei Partikelgrößen zwischen 0,2 und 1 μm – zurückzuführen auf die unterschiedlichen Lademechanismen der Partikel – einen deutlichen Einbruch des Abscheidegrades aufweisen.

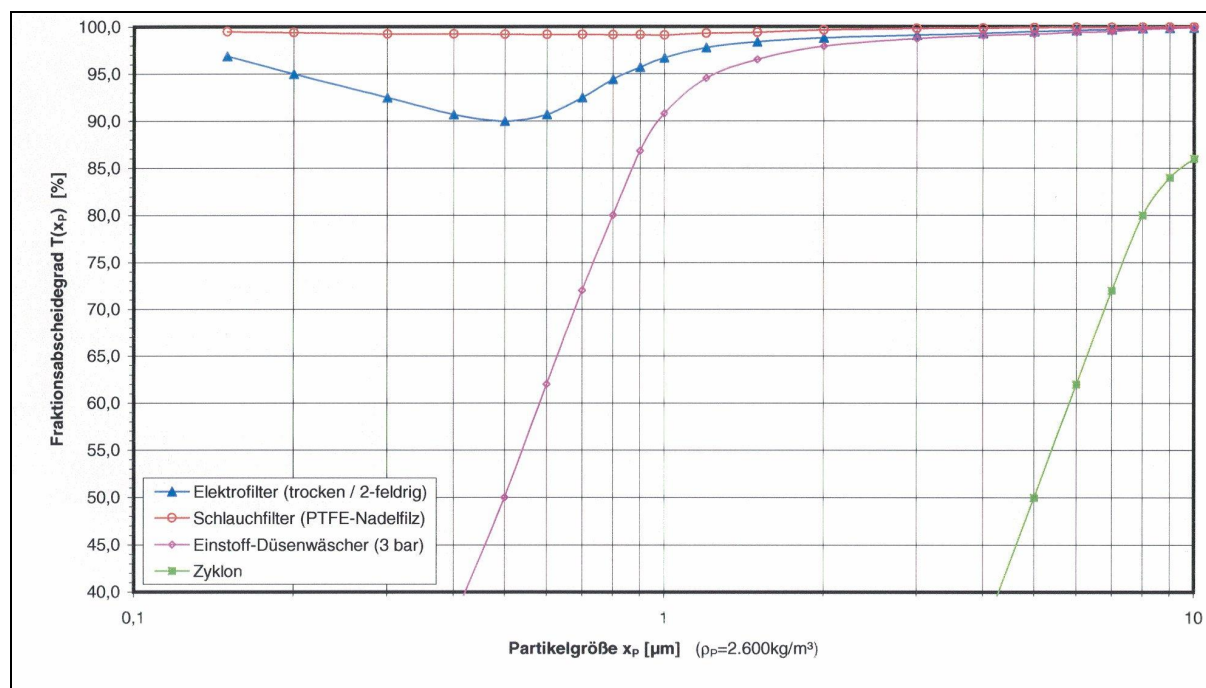


Abbildung 109: Fraktionsabscheidegrade von Staubabscheidern.

Im Folgenden werden ausgewählte Minderungstechnologien vorgestellt, ihre Funktionsweise beschrieben sowie Einsatzmöglichkeiten und –grenzen aufgezeigt.

Im letzten Kapitel werden im Speziellen Kleinfeuerungsanlagen und Biomasseanlagen betrachtet, und verschiedene Möglichkeiten zur Staubminderung bei diesen Anlagen gegenübergestellt.

A5.1 Faserstofffilter

Faserstofffilter - „**fabric filter**“ - sind filternde Abscheider, bei denen die Abluft eine poröse Schicht, die die Staubpartikel zurückhält, passiert. Viele durchwegs geläufige Bezeichnungen – wie auch die nachstehende beispielhafte Aufzählung zeigt – eignen sich im Gegensatz zu „Faserstofffilter“ nicht als Oberbegriff:

- **Gewebefilter:** Bei Geweben handelt es sich um eine Art von Filtermaterial, das zur Abscheidung von Stäuben bis etwa 1970 verwendet wurde. Seither kommen fast ausschließlich Filze oder Nadelfilze zum Einsatz.
- **Schlauchfilter oder Taschenfilter:** Schlauch oder Tasche bezeichnet die Form der Konfektionierung der Filterstoffe und stellt daher eine Untergruppe der Faserstofffilter dar.
- **Jet Impuls Filter:** Bei Jet Impuls handelt es sich um einen Abreinigungsmechanismus, der z. B.: bei Schlauchfiltern eingesetzt wird.

Abscheidbare Partikelgrößen

Mit Faserstofffiltern ist es laut Auskunft eines Filterherstellers [HÖR, 2002] kein Problem Partikel $< 10 \mu\text{m}$ abzuscheiden. Partikel bis weit unter $0,1 \mu\text{m}$ können aufgrund ihrer Neigung zur Adhäsion und Agglomeration abgeschieden werden. Zur Abscheidung von Feinstaub muss allerdings die Flächenbelastung geringer gehalten werden, wodurch es zu einer größeren Filterfläche kommt [WEITZ, 2002]. Von verschiedenen Filterherstellern wurden dem Umweltbundesamt Filtermaterialien genannt, die sich besonders für die Abscheidung von Feinstaub eignen:

- Polyesternadelfilze bis PTFE [VOLLERT, 2002];
- Mikrofaserfilze [VOLLERT, 2002];
- Filterstoffe mit mikroporöser Beschichtung [HÖR, 2002];
- Polyestervliesstoffe mit und ohne Membran (Patronenfilter) [WEITZ, 2002];
- Polyestervliesstoffe mit Mikrofaser (Schlauchfilter) [WEITZ, 2002];
- Nadelfilze mit Feinstfaseranteil 93 % [KORB, 2002];
- Teflon [OHLENSCHLÄGER, 2002].

Bauformen (Beispiele)

Filtermedien können in den unterschiedlichsten Formen in das Gehäuse eingebracht werden, wodurch sich dann beispielsweise folgende „Filter“ ergeben:

Schlauchfilter: Schlauchfilter stellen die derzeit gebräuchlichsten Faserstofffilter dar. Die Filtermaterialien sind zu runden oder ovalen Schläuchen oder zu Flachschauchelementen zusammengenäht.

Patronenfilter: Bei Patronenfiltern ist das Filtermaterial in „stehende Falten“ gelegt, wodurch eine ca. 10-20-fach größere Filterfläche erreicht werden kann, und das Filteraggregat kleiner gehalten werden kann [STURM, 2002a]. Die Patronen gewährleisten aufgrund ihrer gleichmäßigen Struktur eine hervorragende Oberflächenfiltration ohne großen Widerstand.

Taschenfilter: Taschenfilter werden bevorzugt zur Entstaubung kleinerer Gasmengen eingesetzt. Das Filtermedium befindet sich in Form von konischen Taschen in einem Rahmen, mit dem es im Filtergehäuse fixiert werden kann.

Kassettenfilter: Kassettenfilter werden zur Entstaubung bei sehr hohen Rohgaskonzentrationen eingesetzt. Die Anpassung an große Gasvolumenströme erfolgt durch eine modularisierte Zusammenschaltung mehrerer Kassetten.

A5.1.1 Abscheidegrad

Auf Grund der komplexen Vorgänge bei der Partikelabscheidung an Oberflächenfiltern (Verstopfungsphase und Filterkuchenaufbau) ist es noch nicht gelungen, eine zufriedenstellende Beziehung zwischen relevanten Partikeleigenschaften und dem Abscheideverhalten herzustellen.

Der Staubdurchtritt durch den Filter nimmt mit abnehmender Größe der abzuscheidenden Partikel zu, wobei die Größenverteilung allein aber kein ausreichendes Maß zur Beurteilung

des Abscheidegrads ist. Das Abscheideverhalten von Oberflächenfiltern wird durch viele Faktoren beeinflusst, [SCHMIDT, 2002] z. B.:

- Filteranströmgeschwindigkeit: mit zunehmender Anströmgeschwindigkeit erhöht sich die Reingaskonzentration;
- Partikeleigenschaften: z. B.: der Partikeldurchtritt kann durch elektrische Beeinflussung reduziert werden;
- Partikelgrößenverteilung des Staubs;
- Eigenschaften des Trägergases: z. B.: die Abscheideleistung wird bei höherer Feuchte verbessert;
- Betriebstemperatur;
- Filtermedium;
- Abreinigungsmechanismus: Am Ende der Regenerierung sinkt der Überdruck schnell wieder ab und der Filterschlauch schlägt gegen den Stützkorb zurück. Durch diesen Aufprall können Partikel, die sich im Inneren oder direkt an der Oberfläche befinden zur Reingasseite befördert werden. Diese Staubdurchschläge können für die Reingaskonzentration hinter den Schlauchfiltern bestimmend sein;
- Filterdesign: Für ein definiertes Filterdesign und eine definierte Staubart ist der Einfluss der Staubkonzentration nahezu konstant, wobei der Abscheidegrad des Filters sich mit der Beladung ändert.

Allerdings ist das Abscheideverhalten nahezu unabhängig von der Partikelkonzentration im Rohgas.

Für Faserstofffilter kann aufgrund der vielen Einflussfaktoren **kein Abscheidegrad** angegeben werden. Beträgt beispielsweise der Staubgehalt vor dem Filter 30 g Nm^{-3} und danach 3 mg Nm^{-3} , so würde bei Erhöhung des Staubgehalts im Rohgas auf 60 mg Nm^{-3} der Reststaub auf etwa 4 mg Nm^{-3} steigen. Aufgrund des höheren Rohgasgehalts hätte der Faserstofffilter sofort den doppelten Abscheidegrad. Die angenommene Erhöhung des Reststaubgehalts könnte sich aber z. B.: nur durch Abreinigung ergeben [HÖR, 2002]. Generell können richtig ausgelegte und gewartete Filter $> 99 \%$ der Partikel in der Größe von Submicro bis Hunderte Mikrometer erfassen, wodurch im allgemeinen **Reingaswerte von 2 bis 5 mg m^{-3}** erreicht werden [DREISEIDLER et al., 2001]. Von Filterherstellern werden Konzentrationen $< 10 \text{ mg m}^{-3}$ garantiert (Beispiele siehe Tabelle 114).

A5.1.2 Einsatz von Faserstofffiltern

Faserstofffilter werden in vielen Bereichen der industriellen Entstaubung mit dem Ziel der Emissionsminderung, aber auch der Wertstoffgewinnung und Prozessgasreinigung erfolgreich eingesetzt. Ihr Anteil am Entstaubungsmarkt liegt bei über 60 % mit steigender Tendenz [SCHMIDT, 2002], was nicht zuletzt auch auf die stetige Absenkung der Emissionsgrenzwerte zurückzuführen ist. In vielen Fällen wurden und werden Gaszyklone und elektrische Abscheider aufgrund ungenügender Abscheideleistungen durch Faserstofffilter ersetzt, die in unterschiedlichen Bauarten, in denen die verschiedensten Filtermaterialien eingesetzt werden können, zur Verfügung stehen. Durch diese vielfältigen Anpassungsmöglichkeiten ergeben sich die unterschiedlichsten Einsatzbereiche. Den Verwendungs-

möglichkeiten sind allerdings durch die Abreinigung⁹⁰, Partikel- und Rohgaseigenschaften Grenzen gesetzt, z. B.:

- Zu große Adhäsion (Staub scheidet sich gut ab, ist aber schwer abzureinigen);
- Klebrige Partikel z. B.: von Ölfeuerungen;
- Explosionsgefahr: Filter sind entflammbar und manche Staubformen bilden ein explosives Gemisch;
- Zu hohe Temperatur des Rohgases;
- Feuchte des Rohgases (schwere Abreinigung und Brückenbildung im Staubausstragstrichter) ⇒ Gefahr der Taupunktsunterschreitung.

In nachstehender Aufzählung sowie in Tabelle 114 sind Beispiele für den Einsatz von Faserstofffiltern angeführt:

- Absauganlagen der Holzindustrie: Vorabscheiderkammer nach dem Rohgaseintritt in die Filteranlage zur Abscheidung der Grobteile; online Abreinigung durch Druckluftimpulse; Reinluft wird in Produktionshalle rückgeführt: garantierter Staubwert: $0,1 \text{ mg Nm}^{-3}$ [SCHEUCH, 2002];
- Abscheidung von Mikropigmenten: Partikelgröße im Rohgas zu 100 % $< 6 \mu\text{m}$. Durchtrittsgeschwindigkeit im Bereich 1 m min^{-1} . Reststaubgehalte deutlich $< 5 \text{ mg m}^{-3}$ [HÖR, 2002];
- Abluft aus Bearbeitung und Schmelzen einer Gießerei: $40.000 \text{ Bm}^3 \text{ h}^{-1}$; 225 Filterschläuche aus Polyester Nadelfilz. Reingaskonzentration $< 5 \text{ mg Nm}^{-3}$;
- Abgasreinigung mit Wärmerückgewinnung bei einem Kupferschachtofen: Abgasvolumenstrom $39.000 \text{ m}^3 \text{ h}^{-1}$; bei einer maximalen Temperatur von 180°C werden Reststaubgehalte $< 5 \text{ mg Nm}^{-3}$ erreicht [SCHROOTEN, 2002];
- Zementofen: Bei der Absaugung und Entstaubung der Abgase (Abgase der Ofenseite und Klinkerkühlerseite) einer Zementofenlinie durch eine gemeinsame Schlauchfilteranlage mit einem Durchsatz von $160.000 \text{ m}^3 \text{ h}^{-1}$ und einer Temperatur von 120°C wird ein geforderter Reststaubgehalt von $< 15 \text{ mg Nm}^{-3}$ eingehalten [SCHROOTEN, 2002];
- Sinteranlage: Bei der Sinteranlage der voestalpine in Linz sollen im Zuge des Ausbaus Filtermaterialien getestet werden. Das Ziel ist die Einhaltung eines Emissionsgrenzwertes von 20 mg/m^3 ab dem 31.10.2007.

⁹⁰ eine Regenerierung des Filtermediums über einen längeren Zeitraum im ausreichenden Umfang bei vertretbaren Betriebskosten

Tabelle 114: Einsatzmöglichkeiten von Faserstofffiltern (Filtermedium; Roh- und erreichbare Reingaskonzentrationen).

Filtermedium	Volumenstrom [m ³ h ⁻¹]	Rohgaskonz. [mg m ⁻³]	Reingaskonz [mg m ⁻³]	Bemerkung/Quelle
Polyester	10.000-300.000	?	< 10	VOLLERT, 2002
Polypropylen	10.000-40.000		< 10	VOLLERT, 2002
Polyester Nadel- filz (mikroporös beschichtet)	1.000-400.000	30.000	< 5 erreichbar < 20 garantiert	HÖR, 2002
PES	500-100.000	Bis 10.000	< 1 (TSP; PM10)	Patronenfilter WEITZ, 2002
PES + Mikrofaser	1.000-100.000	< 100	< 5 erreichbar (TSP; PM10) < 10 garantiert (TSP; PM10)	Schlauchfilter WEITZ, 2002
PES + Membrane	1.000-100.000	< 100	< 2 erreichbar (TSP; PM10) < 5 garantiert (TSP; PM10)	Schlauchfilter WEITZ, 2002
TF Feinstfaser	12.000	200-500	<1 erreichbar (PM10)	KORB, 2002
PES Feinstfaser	150.000	1.000-3.000	< 10 garantiert (PM10)	
Polyester Nadel- filz	Belastung max: 1 m ³ m ⁻² min ⁻¹	1.500-3.000	< 1,5 erreichbar (PM10) < 10 garantiert (PM10)	MAIER, 2002
Baumwolle	1.000-50.000	1-10	0,1 erreichbar (TSP) 3 garantiert (TSP)	STURM, 2002a

A5.1.3 Kosten

Die Kosten für Faserstofffilter werden - wie bereits deren Einsatz - von Faktoren, wie dem Volumenstrom, der Rohgaszusammensetzung und -temperatur bestimmt, woraus sich die Art, Standzeit und Abreinigung des Filtermediums, sowie die Konstruktion des Filters ergibt. Da von führenden Filterherstellern Faserstofffilter in der Regel für jeden Einsatzzweck neu ausgelegt werden, ist eine Angabe von generellen Kosten schwierig.

In Abbildung 110 wird das Verhältnis der einzelnen Kostenpositionen sowie die Gesamtkosten eines Schlauchfilters mit folgenden Randbedingungen dargestellt [SCHEUCH, 2002]:

- Rohgasmenge: 450.000 Nm³/h
- Betriebsdauer: 8.000 h a⁻¹
- Standzeit: 15 Jahre
- Energiekosten: 0,05 € kWh⁻¹
- Kosten für Druckluft: 0,015 € Nm⁻³
- Filtermaterial: P84

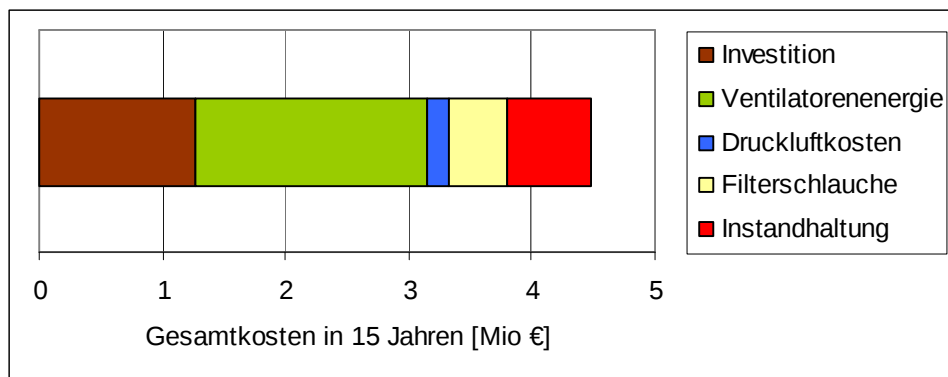


Abbildung 110: Beitrag einzelner Kostenpositionen eines Schlauchfilters (angenommene Lebensdauer: 15 Jahre) [SCHEUCH, 2002].

Über 15 Jahre gerechnet entfällt mehr als ein Drittel der Kosten auf den Energieverbrauch des Ventilators, der z. B.: mit Niederdruckabreinigungsverfahren gemindert werden kann. Ein weiteres Drittel stellt die Summe der Druckluft-, Instandhaltungskosten und Filterschläuche dar. Die restlichen Kosten sind Investitionskosten. Diese wiederum setzen sich aus den in Abbildung 111 dargestellten drei Hauptkostenpositionen zusammen [SCHEUCH, 2002].

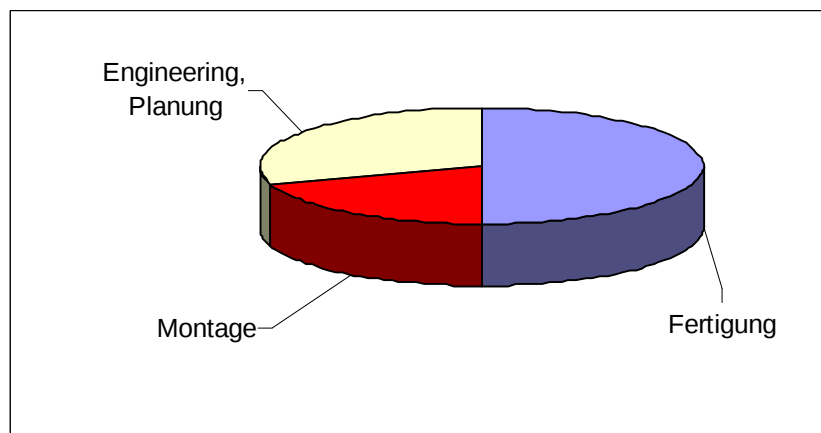


Abbildung 111: Kostenpositionen und deren Anteile an den Investitionskosten.

40-60 % der Investitionskosten entfallen auf die Fertigung des Filters, 20 % auf die Montage vor Ort und die restlichen Kosten werden durch Engineering und Planung verursacht [SCHEUCH, 2002].

Bei der Auswahl der Filtermaterialien werden Faserdurchmesser, Flächengewichte und spezielle Behandlungen entsprechend der zu lösenden Aufgabenstellung ausgewählt. In Tabelle 115 sind Kostenrelationen von Flachschräuchen unterschiedlicher Nadelfilzqualitäten dargestellt. Die Kosten werden auf Polyacryl Nadelfilz (Kosten = 1) bezogen. Der wertmäßige Anteil des Filtermediums an den Investitionskosten einer Filteranlage liegt durchschnittlich zwischen 10 und 15 % [SCHMIDT, 2002].

Tabelle 115: Kostenrelation von Flachschräuchen unterschiedlicher Nadelfilz Qualitäten [HÖR, 2002].

Dauerbetriebs- temp. [°C] (Erfahrung)	Nadelfilz		Kostenviel- faches bez. auf Polyacryl	Bemerkung
	Faseraufna- delung	Stützgewebe		
≤ 130 abhängig von H ₂ O und Säuregehalt	Polyester z. B.: Tevira	Polyester z. B.: Tevira	0,7	Schneller Festigkeitsverlust durch Hydrolyse bei T > 100 °C
≤ 125	Polyacryl	Polyacryl	1	Alkali sensibel
≤ 160 abhängig von H ₂ O und Säuregehalt	Aromatisches Polyamid z. B.: Nomex	Aromatisches Polyamid z. B.: Nomex	2,5	Festigkeitsverlust mit steigender Temperatur durch Hydrolyse
≤ 170 abhängig von H ₂ O und Säuregehalt	Aromatisches Polyamid z. B.: Nomex	PTFE z. B.: Profilen; Rastex	4,5	Faserverbund der Aufnadelung wird durch Hydrolyse ge- schwächt
≤ 180 abhängig vom O ₂ Gehalt	PPS z. B.: Ryton	PPS z. B.: Ryton	3,5	Faserversprödung abhängig von O ₂ -Gehalt und Temperatur; sensibel gegenüber Halogenen wie J ₂ , Br ₂
≤ 190 abhängig vom O ₂ Gehalt	PPS z. B.: Ryton	PTFE z. B.: Profilen; Rastex	5	Faserverbund der Aufnadelung wird mit zunehmenden O ₂ - Gehalt geschwächt; sensibel gegenüber Halogenen wie J ₂ , Br ₂
≤ 170	Aramid; PPS	PTFE z. B.: Profilen; Rastex	5	Stärkung des Faserverbunds durch Mischung unterschiedli- cher Faserqualitäten
≤ 190	PTFE; PPS; Aramid; P84	PTFE z. B.: Profilen; Rastex	7,5	
≤ 250	Copolyimid z. B.: P84	Copolyimid z. B.: P84	5	Schneller Festigkeitsverlust durch alkalische Hydrolyse; extrem sensibel gegen Säuren bei niedrigen Temperaturen
≤ 250	Copolyimid z. B.: P84	PTFE z. B.: Profilen; Rastex	5	Faserverbund der Aufnadelung wird durch alkalische Hydrolyse geschwächt; extrem sensibel gegen Säuren bei niedrigen Temperaturen
≤ 250	PTFE ≥ 65 % P84 ≤ 35 %	PTFE z. B.: Profilen; Rastex	9	Annähernd gleich gute chemi- sche Beständigkeit wie 100 % PTFE
≤ 250	PTFE z. B.: Profilen; Rastex	PTFE z. B.: Profilen; Rastex	11	Hohe chemische Beständigkeit, jedoch Nachteile hinsichtlich Widerstandsverhalten
Bis ca. 600	Metallfasern z. B.: V ₂ A		> 50	

Wie aus dieser Gegenüberstellung entnommen werden kann, hat die Wahl des Filtermate-
rials einen entscheidenden Einfluss auf die Kosten der gesamten Filteranlage.

A5.1.4 Weitere Kostenbeispiele für Großanlagen

In diesem Kapitel sind Kostenberechnungen für Industrieanlagen enthalten. Sie können nur einen ungefähren Richtwert enthalten, da Anlagenspezifika naturgemäß unberücksichtigt bleiben.

Abfallverbrennung

Die Kosten für den Einsatz eines Faserstofffilters mit Aktivkoks dosierung für Abfallverbrennungsanlagen wurden in STUBENVOLL et al. (2002) abgeschätzt. Es wurde von einer spezifischen Abgasmenge von $5.500 \text{ Nm}^3 \text{ t}^{-1}$ mit einer Staubkonzentration mit 5 g Nm^{-3} ausgegangen. Bei den Investitionskosten wurden das Entstaubungsaggregat, sowie sämtliche Nebenanlagen, wie Silos, Staubförderanlagen und bei Anlagen mit Adsorption Dosieranlagen berücksichtigt. Die Abschreibung der Anlage wurde mit 6 % und einer Dauer von 15 Jahren angenommen.

Die Betriebskosten setzen sich aus Kosten für elektrische Energie, Entsorgungskosten für den abgeschiedenen Staub und Kosten für das Adsorptionsmittel zusammen.

Zusätzliche Kosten für Bau, Elektro-, Mess-, Steuer- und Regeltechnik, die Projektierung und eventuell nötiges Personal sind in den Kosten nicht enthalten.

Die Kosten, die sich unter den genannten Annahmen errechnen, sind in Tabelle 116 dargestellt

Tabelle 116: Kosten für eine trockene Rauchgasreinigung mit Gewebefilter in Abhängigkeit des Durchsatzes für eine Abfallverbrennungsanlage [STUBENVOLL et al., 2002].

Parameter	Durchsatz		
	75.000 t a ⁻¹	100.000 t a ⁻¹	150.000 t a ⁻¹
Investitionskosten	1.150.000 €	1.450.000 €	2.000.000 €
Spezifische Investitionskosten	1,58 € t ⁻¹	1,49 € t ⁻¹	1,37 € t ⁻¹
Spezifische Kosten Wartung und Verschleiß (1 % der Investitionskosten)	0,15 € t ⁻¹	0,15 € t ⁻¹	0,13 € t ⁻¹
Spezifische Kosten Filterverschleiß	0,78 € t ⁻¹	0,78 € t ⁻¹	0,78 € t ⁻¹
Spezifische Betriebskosten (Strom, Aktivkoks, Entsorgung)	4,8 € t ⁻¹	4,8 € t ⁻¹	4,8 € t ⁻¹
Beurteilte spezifische Gesamtkosten	7,3 € t⁻¹	7,21 € t⁻¹	7,08 € t⁻¹

Glasanlagen

Der Staub aus Glasschmelzöfen besteht überwiegend aus Verdampfungsprodukten der Schmelze, die mit steigender Temperatur zunehmen, wobei der mittlere Korndurchmesser des nicht agglomerierten Staubs kleiner als 1 µm ist.

In elektrisch oder teilweise elektrisch beheizten Wannen sind höhere Staubkonzentrationen zu erwarten, da der Abgasvolumenstrom geringer ist. Auf Grund der niedrigeren Temperaturen im Oberofen ist der Feinstaubanteil (< 10 µm) bei elektrisch beheizten Wannen gering [SCHINDLER & RONNER, 1999].

Als Filtermaterial werden vor allem Nadelfilze aus synthetischen Fasern mit einer Temperaturbeständigkeit bis 250 °C eingesetzt. Zur Unterstützung der Agglomeration der Partikel wird ein Teilstrom, der abgereinigten Partikel kontinuierlich rückgeführt. Dadurch wird auch die Abreinigung der abgeschiedenen Partikel vom Filtermaterial erleichtert und der Additivmittelverbrauch vermindert. Bezogen auf 8 % Sauerstoff werden, ausgehend von einer Rohgaskonzentration von 6.000 mg Nm⁻³ Staub, im Dauerbetrieb Reststaubgehalte < 5 mg Nm⁻³ sicher erreicht [SCHINDLER & RONNER, 1999]. Die Kosten einer derartigen Anlage sind in Tabelle 117 dargestellt.

Die Investitionskosten für eine Anlagen mit einem Abgasvolumenstrom von 40.000 Nm³ h⁻¹ liegen bei etwa 440.000 €. Die jährliche Rückzahlung beträgt 6 % bei einer Laufzeit von 10 Jahren.

Als Betriebskosten fallen der Verbrauch an elektrischer Energie, der durch den Druckverlust bestimmt wird, sowie der Verschleiß der Filtertücher, deren Standzeit etwa drei Jahre beträgt, an. Die Kosten für einen Schlauchwechsel liegen bei etwa 72.000 €.

Tabelle 117: Kosten für die Staubminderung mittels Faserstofffilter bei Glasanlagen (Abgasmenge: 40.000 Nm³ h⁻¹; jährliche Betriebsdauer 8.760 h) [SCHINDLER & RONNER, 1999].

Parameter	Kosten
Investitionskosten	436.000 €
Jährliche Rückzahlung	59.228 € a ⁻¹
Jährliche Betriebskosten (Energie, Schlauchwechsel)	53.124 € a ⁻¹
Beurteilte Gesamtkosten	112.352 € a ⁻¹

Der angenommene Abgasvolumenstrom entspricht etwa 350 t Behälterglas pro Tag. Daraus würden sich beim Einbau eines Faserstofffilters in der Behälterglasproduktion Mehrkosten von 0,88 € t⁻¹ ergeben.

A5.2 Elektrostatische Abscheider

Elektrostatische Abscheider – „Electrostatic Precipitators“ (ESP) werden oft als Elektrofilter bezeichnet. Diese Bezeichnung ist aber, da sich in elektrostatischen Abscheidern keine Filterschicht befindet und somit kein Filtrivorgang stattfindet, physikalisch gesehen nicht korrekt.

A5.2.1 Aufbau

Unabhängig von der Bauform bestehen ESP im Allgemeinen aus folgenden Komponenten:

Gehäuse: Das Gehäuse ist eine Stahlblechkonstruktion in der sich ein u. a. starrer Rahmen befindet, an dem die Elektroden befestigt sind. Um Wärmeverluste zu minimieren und somit Korrosion durch Taupunktunterschreitung zu verhindern, sind Gehäuse in der Regel isoliert, um eine Temperatur > 120 °C sicherzustellen. Durch die Isolierung werden auch Belastungen durch Temperaturschwankungen reduziert. Am unteren Ende des Gehäuses befindet sich der Staubsammelbehälter, aus dem der abgereinigte Staub ausgetragen wird. Bei manchen Anwendungen ist dieser ebenfalls isoliert, da kalte Flugasche zu Anpackungen neigt, wodurch der Austrag erschwert wird.

Niederschlagselektroden: Niederschlagselektroden dienen der „Sammlung“ der geladenen Partikel und können rohr- oder plattenförmig ausgeführt sein. Die Platten werden aufgrund der erreichten Größe versteift. Sie sind im Gehäuse derart angeordnet, dass sich Gassen in der Breite von 15-40 cm bilden, in denen sich die Sprühelektroden befinden. Bei rohrförmigen Niederschlagselektroden befinden sich die Sprühelektroden im Querschnittsmittelpunkt.

Sprühelektroden: Sprühelektroden sind dünne Drähte, deren Form durch die mechanischen Anforderungen, der Menge und den Eigenschaften des Rohgases und dem Einsatzzweck bestimmt wird. Durch elektrische und aerodynamische Kräfte werden die Drähte mechanisch beansprucht.

Die Sprühelektroden sind in der Regel hängend im oberen Teil des Gehäuses montiert und werden am unteren Ende mit Gewichten, die durch Führungsschienen voneinander getrennt sind, beschwert. Eine andere Möglichkeit ist, die Sprühelektroden in einem Hilfsrahmen oben und unten zu befestigen und in Abhängigkeit der Länge durch Hilfsrahmen zusätzlich z. B. mittig zu stützen.

Hochspannungsanlage: Die Hochspannungsanlage besteht aus einem Transformator mit Hochspannungswicklung, Gleichrichter, Teilerwiderstand, Primär und Sekundärdrossel, sowie der Hochspannungsregeleinheit. Durch diese Regeleinheit kann die Spannung der Sprühelektroden an die Betriebsbedingungen angepasst werden, wodurch der Abscheidegrad optimiert werden kann.

Abreinigungssystem: Die Abreinigung kann nass oder trocken erfolgen, wobei sich die Bauteile je nach dem gewählten System unterscheiden.

A5.2.2 Funktionsprinzip von ESP

Das staubbeladene Rauchgas tritt über Gasverteilbleche in das Filtergehäuse ein und wird auf die Rohre oder Gassen, die durch die Wände der geerdeten Niederschlagselektroden gebildet werden, aufgeteilt. In der Mitte der Rohre oder Gassen befinden sich die Sprühelektroden, an denen in der Regel eine hohe negative Spannung anliegt, wodurch das Gas ionisiert wird.

Die Staubpartikel werden beim Durchströmen der Rohre/Gassen negativ aufgeladen und an den positiv geladenen Niederschlagselektroden angelagert. Der sich ansammelnde Staub wird abgereinigt, fällt in eine Staubsammelwanne und kann z. B.: durch eine Austragschnecke ausgetragen werden.

A5.2.3 Abscheidegrad

Bei entsprechender Auslegung können mit Elektrostatischen Abscheidern im Dauerbetrieb Reingasstaubgehalte $< 10 \text{ mg Nm}^{-3}$ eingehalten werden [DREISEIDLER et al., 2001]. In Sonderfällen können auch niedrigere Werte erreicht werden (siehe auch Kapitel A5.2.6.)

ESP erreichen damit Abscheidegrade $>> 99 \%$, wobei allerdings Partikel $< 10 \mu\text{m}$ nur schlecht abgeschieden werden, d. h. der entweichende Staub enthält überwiegend Partikel im Submikrobereich [HOFERER]. Eine Verbesserung kann beispielsweise durch optimierte Spannungsversorgung und verbesserte Elektrodengeometrie erreicht werden.

A5.2.4 Verbesserung der Abscheideleistung

Neu installierte elektrostatische Abscheider funktionieren in der Regel sehr gut, wobei die Effektivität aber trotz einwandfreier Wartung mit der Zeit nachlässt [HOFERER]. Im Folgenden werden einige Möglichkeiten zur Verbesserung der Staub- und Feinstaubabscheidung eines bestehenden ESP beschrieben:

Akustische Hörner

Akustische Hörner sind Generatoren, die innerhalb eines kontrollierten Frequenzbandes Schallwellen mit niedriger Frequenz und hohem Schalldruck produzieren und bei der Anwendung in einem elektrostatischen Abscheider Einfluss auf drei Bereiche haben:

- Anbackungen an Blechen zur Luftverteilung im Eintrittsbereich werden verhindert, wodurch die Öffnungen sauber gehalten werden, und damit die Gasverteilung und der Abscheidegrad verbessert werden;
- Materialanpackungen im Bereich der Seitenwände werden durch Vibration abgelöst;
- An Niederschlags- und Sprühelektroden werden Materialanpackungen vermieden.

Gaskonditionierung

Gaskonditionierung kann beispielsweise mit Wasser durchgeführt werden, wodurch die Gastemperatur und der Feuchtigkeitsgehalt verändert wird, und es zur Agglomeration der Partikel kommt, wodurch eine effektivere Abscheidung möglich wird.

Verbesserte Abreinigung

ESP mit innenliegender Klopfung haben Konstruktionsmerkmale (z. B.: Niederschlagselektroden direkt unterhalb des Daches, wenig Flexibilität, keine Möglichkeit Felder zu ändern,...), die die Leistungsfähigkeit begrenzen und Zeit und Kosten für Instandhaltung erhöhen. Werden derartige ESP auf „Top Rapping“ (d. h. die Abreinigung wird am Dach montiert, wodurch sie zugänglich und auch individuell ansteuerbar wird) umgebaut, so ergibt sich eine größere Sektionalisierung und unter Ausnutzung sonst leerer Bereiche kann eine Vergrößerung der Abscheidefläche um bis zu 30 % erreicht werden.

Erweiterung der elektrischen Ausrüstung

Reduktion der Verzerrungen in der Eingangsspannung vor dem Transformator durch eine den Betriebsbedingungen angepasste Regelung der Induktivität. Es wird damit die Stromflusszeit, der Mittelwert von Filterstrom und –spannung und damit die Koronaleistung sowie die Abscheideleistung (im Mittel um den Faktor 1,52) erhöht [BHA].

Durch den Einsatz von Fuzzy Logic kann vor allem bei extremen Prozessschwankungen der bestmögliche Betriebspunkt angesteuert werden. Die Optimierung eines ESP mit Fuzzy Logic bringt Vorteile, da eine exakte mathematische Beschreibung des Systems nicht oder nur unvollständig möglich ist. Die Effizienz der Abscheidung wird insbesondere durch folgende Optimierungsstrategien erreicht:

- Maximale Koronaleistung für nieder- und mittelohmige Stäube und schnell wechselnde Prozessbedingungen
- Energieeinsparung
- Pulsbetrieb
- Reduktion durchschlagsbedingter Unterbrechungen

Anwendungsbeispiel: Stahlwerk [SIEMENS]

Umbau auf Faserstofffilter

Der Umbau eines ESP in einen Faserstofffilter kommt vor allem dort zur Anwendung, wo der anfallende Staub zu fein, zu widerstandsfähig oder zu leitfähig ist um die Aufladung so hoch zu halten, dass der Staub mit ausreichender Effizienz abgeschieden werden kann [McCONNELL et al., 2000].

In den meisten Fällen können die vorhandenen Seitenwände, Trichter, Rohrleitungen und Materialtransportsysteme ohne Veränderung weiterbenutzt werden. Die Entscheidung ob das Reingasgehäuse innerhalb der vorhandenen Aufstandsfläche, oder auf die vorhandenen Strukturen aufgesetzt wird hängt von der Temperatur des Rohgases, der Größe des vorhandenen ESP, der zur erwartenden Gasmenge und der eingesetzten Gewebeart ab. Der Umbau erfolgt in fünf Schritten und dauert in der Regel 4-8 Wochen:

1. Entfernen der inneren Komponenten des vorhanden ESP;
2. Installation der Kopfplatten, Prallbleche und Luftleitsysteme;
3. Installation der Wartungstüren, Laufstege, Leitern;
4. Installation der Filtermedien, meist Schlauchfilter. Ist allerdings eine größere Filterfläche, als durch Schläuche auf dem vorgegebenen Platz erreicht werden kann nötig, so kommen Filterpatronen zum Einsatz;
5. Installation des Abreinigungssystems.

Anwendungsbeispiel: Zementanlage mit einem Volumenstrom von etwa $34.000 \text{ m}^3 \text{ h}^{-1}$, einer Rohgastemperatur von 88°C mit einer Rohgasbeladung von 400 g Nm^{-3} . Nach dem Umbau der vorhandenen ESP Anlage reduzierte sich der Staubgehalt in der Abluft auf unter 10 mg Nm^{-3} [McCONNELL, 2000].

A5.2.5 Verbesserung der Feinstaubabscheidung

Bei Partikel $< 10 \mu\text{m}$ tritt wegen der ungünstigen Aufladeigenschaften ein Minimum an Filtereffizienz auf. Für Partikel $> 6 \mu\text{m}$ beträgt die Abscheideleistung etwa 99 %, nimmt jedoch mit kleiner werdenden Partikeldurchmesser ab (siehe auch Abbildung 109). Im Partikelgrößenbereich von $0,5 \mu\text{m}$ weisen sämtliche Trennkurven ein Minimum auf. Bei kleineren Partikeln nimmt die Reibung des Gases überproportional ab, sodass für diese Partikel die Filtereffizienz wieder zunimmt.

Laut OHLENSCHLÄGER (2002) muss zur Abscheidung von Feinstaub ($< 10 \mu\text{m}$) die Hochspannungsanlage auf den neuesten Stand (z. B.: digitale Regler und Pulsverfahren) gebracht werden und einfeldrige Anlagen müssen, auf bis zu vier Felder, erweitert werden. Zwei Beispiele zur Verbesserung der Feinstaubabscheidung sind nachfolgend dargestellt.

Staffelung der Sprühelektroden

Eine Möglichkeit zur Verbesserung der Abscheidung von Feinstaub ist durch engere Staffelung der Sprühelektroden möglich, wodurch das Minimum der Filterwirkung bei $0,5\text{ }\mu\text{m}$ Partikel von 91 % auf 96 % angehoben werden kann [HOFERER]. Die beste Effizienz zeigt sich bei einem Abstand der Sprühelektroden, der genau der halben Gassenweite entspricht. Bei zunehmendem Sprühelektrodenabstand nimmt die Effizienz für kleine Partikel ab, was auf den abnehmenden Filterstrom zurückgeführt werden kann.

Verbesserung der elektrischen Ausrüstung

Die Hochspannungsenergieversorgung ist das Herzstück eines elektrostatischen Abscheiders. Dabei wird mit Gleichspannungen von 40.000 bis 100.000 V gearbeitet, damit es zur Freisetzung der Elektronen und damit zur Aufladung der Partikel kommt. Bei unbegrenzter Erhöhung der Spannung kommt es allerdings zum Rückspülen. Das Ziel ist daher die optimale Spannung zu regeln, was durch den gepulsten Betrieb möglich wird. Dabei wird Gleichspannung mit Impulsen, mit der Dauer weniger μs , hoher Amplitude überlagert. Damit kann eine höhere Ladungsträgerdichte und somit eine bessere Aufladung kleiner Partikel erreicht werden. Die Aufladung der bereits abgeschiedenen Staubschicht und damit das Rückspülen wird ebenfalls verhindert. Die Lebensdauer von Hochspannungs-Impulsgeneratoren ist aber nicht ausreichend, weshalb Impulsnetzteile mit Gasentladungsschalter getestet werden [SIEMENS, 1999].

A5.2.6 Einsatzbeispiele von ESP

Parkettherstellung mit einer Feuerungsanlage (27 MW) zur Behandlung von Resthölzern aus eigener Produktion. Die Reinigungsanlage besteht aus einem Multizyklonentstauber ($111.000\text{ Bm}^3\text{ h}^{-1}$) und einem nachgeschalteten ESP ($71.400\text{ Bm}^3\text{ h}^{-1}$), wodurch Reinstaubgehalte unter 20 mg Nm^{-3} erreicht werden [SCHEUCH, 2002].

Biomassekleinfeuerungsanlagen bis 1 MW: Durch Elektrostatische Abscheider mit Abscheidegraden $> 95\%$ werden Reingasstaubgehalte $< 10\text{ mg Nm}^{-3}$ erreicht [SCHEUCH, 2002].

Spanplattenerzeugung

Bei der Produktion von Spanplatten ist bei feinen Stäuben - 90 % der Partikel $< 10\text{ }\mu\text{m}$ - mit einer zusätzlichen Belastung an höhermolekularen Kohlenwasserstoffen zu rechnen. Zur Minderung dieser Emissionen können beispielsweise Kondensations-Nasselektroabscheider eingesetzt werden [SCHEUCH, 2002]. Diese bestehen aus zwei übereinander angeordneten Stufen mit Rohren als Niederschlagselektroden und zentrisch angeordneten Sprühelektroden. Das Rohgas wird in einer Rohrleitung durch Eindüsung von Wasser bis zum Sättigungspunkt gekühlt, bevor es in den Abscheider eintritt. Dort wird es durch einen Gasverteilerboden, gleichmäßig über den gesamten Querschnitt verteilt.

Die Partikel werden negativ aufgeladen und scheiden sich an den Rohrinnenseiten ab. Durch Luftkühlung der Rohraußenseiten kondensiert an den Innenseiten das Wasser aus und spült die Partikel von den Wänden ab. Durch eine zusätzliche Besprühung wird die Reinhaltung der Elektroden gewährleistet. Durch dieses System werden bei der Spanplattenproduktion Reingasstaubgehalte $< 5\text{ mg Nm}^{-3}$ im Dauerbetrieb eingehalten.

A5.2.7 Kosten

Bis zu einem Volumenstrom von 250.000 m³ liegen die Investitionskosten eines elektrostatischen Abscheiders in der Höhe von jenen eines Faserstofffilters (siehe Kapitel A5.1.3). Mit steigenden Volumenströmen nehmen allerdings die Investitionskosten von ESP deutlich zu.

Beispielsweise betragen für die Entstaubung eines Volumenstroms von 450.000 m³ die Kosten eines Faserstofffilters etwa 1,8 Mio €. Die Installation eines ESP wäre um 20 % teurer [SCHEUCH, 2002].

Kosten für die Aufrüstung (z. B.: Einsatz neuer Elektroden mit größerer Abscheidefläche oder Erweiterung um ein zusätzliches Feld) eines bestehenden ESP, um einen Emissionswert von 30 mg Nm⁻³ einzuhalten, wurden in WULF-SCHNABEL & LOHSE (1999) mit 30-100 % der Kosten eines neuen Abscheiders angegeben.

Elektrostatische Abscheider in der Zementindustrie

In WULF-SCHNABEL & LOHSE (1999) wurden die Kosten von ESP für 3 Öfen (Ofen A: 1.000 t Klinker pro Tag; Ofen B: 2.500 t Klinker pro Tag; Ofen C: 5.000 t Klinker pro Tag) in der Zementindustrie abgeschätzt. Es wurde von einem garantierten Emissionswert von 15 mg Nm⁻³ ausgegangen und zwei Varianten berücksichtigt:

- Variante I: Ein elektrostatischer Abscheider für die Behandlung des Ofenabgases und der Abluft aus dem Klinkerkühler;
- Variante II: Separater elektrostatischer Abscheider für die Behandlung des Ofenabgases und der Abluft aus dem Klinkerkühler.

Die Investitionskosten umfassen die Konstruktion, Material, sowie geschätzte Kosten für Rohrleitungen, Kamin, Ventilator, Elektroinstallationen, Integration in ein Prozessleitsystem etc. Die Abschreibung beträgt 8 % pro Jahr und die Lebensdauer wurde mit 10 Jahren angenommen. Bei den Betriebskosten wurden Energie, Wartung, Reparatur und Personal berücksichtigt. In Tabelle 118 sind die Investitions- und Betriebskosten für alle drei Öfen und beide Varianten mit den beschriebenen Annahmen dargestellt.

Tabelle 118: Investitions- und Betriebskosten für ESP mit garantierten TSP-Emissionen von 15 mg Nm^{-3} in der Zementindustrie [WULF-SCHNABEL & LOHSE, 1999].

	Kapazität [t d ⁻¹]	Investitionskosten [1.000 €]		Betriebskosten [1.000€]						
		Var. I	Var. II	Variante I	Variante II					
Ofen A	1.000	1.825	2.350	75,44	69,984					
Ofen B	2.500	2.850	3.400	152,68	128,220					
Ofen C	5.000	4.000	4.575	267,888	215,016					
				Aufschlüsselung						
				Wartung [1000 €]	Elektrizität (0,04 € kWh ⁻¹) [1000 €]	Wartung [1000 €]	Elektrizität (0,04 € kWh ⁻¹) [1000 €]			
					Ofen A		20	55,44	30	39,984
					Ofen B		25	127,68	37,5	90,720
					Ofen C		30	237,888	45	170,016

Bei einem garantierten Emissionswert von 30 mg Nm^{-3} wären die Investitionskosten für ESP um 15 % (großer Ofen) bzw. 30 % (kleiner Ofen) niedriger als die in Tabelle 118 dargestellten, da anstatt 4 Feldern nur 3 benötigt werden würden. Die Betriebskosten nehmen mit der Anzahl der Felder degressiv zu, da der Energieverbrauch durch die Menge des abgeschiedenen Staubs, die im ersten Feld am höchsten ist, bestimmt wird. Für niedrigere Emissionswerte z. B.: 10 mg Nm^{-3} wären größere Abscheider nötig, wodurch sich höhere Investitionskosten ergeben würden [WULF-SCHNABEL&LOHSE, 1999].

In einer österreichischen Studie [STUBENVOLL, 1998] wurden für eine Klinkerproduktion von 43 t h^{-1} (300.000 t a^{-1}) 1,1 Mio. € als Investitionskosten angenommen. Diese Kosten liegen deutlich unter jenen einer vergleichbaren Anlage in WULF-SCHNABEL & LOHSE (1999). Ein direkter Vergleich dieser Zahlen ist aber nur schwer möglich, da nicht bekannt ist, welche Anlagenteile bzw. Kostenpositionen für die Abschätzungen herangezogen wurden.

Der Energiebedarf, der durch den Druckverlust bestimmt wird, wurde in STUBENVOLL (1998) mit etwa 34 kWh h^{-1} angegeben, woraus sich Energiekosten von 21.801 € ergeben. Der in WULF-SCHNABEL & LOHSE (1999) angenommene Energiebedarf ist deutlich höher, wodurch sich auch höhere Kosten errechnen.

Abfallverbrennungsanlagen

Die Kosten für den Einsatz eines elektrostatischen Abscheiders in Abfallverbrennungsanlagen wurden in STUBENVOLL et al. (2002) abgeschätzt. Es wurde von einer spezifischen Abgasmenge von $5.500 \text{ Nm}^3 \text{ t}^{-1}$ mit einer Staubkonzentration mit 5 g Nm^{-3} ausgegangen. Bei den Investitionskosten wurden das Entstaubungsaggregat, sowie sämtliche Nebenanlagen, wie Silos, Staubböfderanlagen und bei Anlagen mit Adsorption Dosieranlagen berücksichtigt. Die Abschreibung der Anlage wurde mit 6 % und einer Dauer von 15 Jahren angenommen.

Die Betriebskosten setzen sich aus Kosten für elektrische Energie und Entsorgungskosten für den abgeschiedenen Staub zusammen.

Zusätzliche Kosten für Bau-, Elektro-, Mess-, Steuer- und Regeltechnik, die Projektierung und eventuell nötiges Personal sind in den Kosten nicht enthalten.

Die Kosten, die sich unter den genannten Annahmen errechnen, sind in Tabelle 116 dargestellt.

Tabelle 119: Kosten für elektrostatische Abscheider in Abhängigkeit des Durchsatzes für eine Abfallverbrennungsanlage [STUBENVOLL et al., 2002].

Parameter	Durchsatz		
	75.000 t a ⁻¹	100.000 t a ⁻¹	150.000 t a ⁻¹
Investitionskosten	1.000.000 €	1.200.000 €	1.600.000 €
Spezifische Investitionskosten	1,37	1,24	1,1
Spezifische Kosten Wartung und Verschleiß (2 % der Investitionskosten)	0,27	0,24	0,21
Spezifische Betriebskosten (Strom, Entsorgung)	4,42	4,42	4,42
Beurteilte spezifische Gesamtkosten	6,06 € t⁻¹	5,89 € t⁻¹	5,73 € t⁻¹

Glasindustrie

Der Staub aus Glasschmelzöfen besteht überwiegend aus Verdampfungsprodukten der Schmelze, die mit steigender Temperatur zunehmen, wobei der mittlere Korndurchmesser des nicht agglomerierten Staubs kleiner als 1 µm ist.

In elektrisch oder teilweise elektrisch beheizten Wannen sind höhere Staubkonzentrationen zu erwarten, da der Abgasvolumenstrom geringer ist. Auf Grund der niedrigeren Temperaturen im Oberofen ist der Feinstaubanteil (< 10 µm) bei elektrisch beheizten Wannen gering [SCHINDLER & RONNER, 1999].

Die Investitionskosten für eine Anlage mit einem Abgasvolumenstrom von 40.000 Nm³ h⁻¹ liegen bei etwa 440.000 € (gleiche Größenordnung wie Faserstofffilter). Die jährliche Rückzahlung beträgt 6 % bei einer Laufzeit von 10 Jahren.

Die wesentliche Position bei den Betriebskosten ist der Verbrauch an elektrischer Energie, der durch den Druckverlust bestimmt wird. Bei einer Betriebstemperatur von 200 °C und einem Gesamtwirkungsgrad von 70 % beträgt der Energiebedarf zur Überwindung eines Druckverlusts von ca. 3 mbar 8 kWh h⁻¹. Der sonstige Energiebedarf von weiteren Verbrauchern liegt bei 16 kWh h⁻¹.

In den Betriebskosten sind keine Personalkosten enthalten, da sich die Tätigkeit des Personals auf routinemäßige Kontrollen während des Betriebs beschränkt.

Tabelle 120: Kosten für die Staubminderung mittels elektrostatischen Abscheiders bei Glasanlagen (Abgasmenge: $40.000 \text{ Nm}^3 \text{ h}^{-1}$; jährliche Betriebsdauer 8.760 h) [SCHINDLER & RONNER, 1999].

Parameter	Kosten
Investitionskosten	436.000 €
Jährliche Rückzahlung	59.228 € a^{-1}
Jährliche Betriebskosten (Energieverbrauch)	13.589 € a^{-1}
Beurteilte Gesamtkosten	72.818 € a^{-1}

Der angenommene Abgasvolumenstrom entspricht etwa 350 t Behälterglas pro Tag. Dar- aus würden sich beim Einbau eines elektrostatischen Abscheiders in der Behälterglaspro- duktion Mehrkosten von $0,57 \text{ € t}^{-1}$ ergeben.

A5.3 Möglichkeiten der Entstaubung für Kleinfeuerungsanlagen

Im Folgenden werden Möglichkeiten der Entstaubung für Kleinfeuerungsanlagen beschrie- ben. Besonders zu beachten ist der Leistungsbereich zwischen 100 und 1.000 kW. Für diese Feuerungswärmeleistungen können alle beschriebenen Abscheidetechnologien eingesetzt werden. Allerdings muss der wirtschaftlich vertretbare Druckverlust, der $< 15 \text{ mbar}$ sein sollte, berücksichtigt werden. Damit, aber auch durch die Kosten ergeben sich bei manchen Technologien Einschränkungen, auf die in den einzelnen Unterkapiteln hingewiesen wird.

In OBERNBERGER et al. (2001) wurde durch Messprogramme die Wirksamkeit der einzel- nen Technologien für Partikel und Staub aus Biomasseverbrennungsanlagen untersucht und ist in Kapitel 10.6.9 zusammengefasst.

A5.3.1 Faserstofffilter

Faserstofffilter stellen im Moment die effektivste, in Biomassefeuerungsanlagen eingesetz- te, Staubabscheidungstechnologie dar, sie sind ausführlich in Anhang A5.1 beschrieben.

Beim Einsatz hinter Holzfeuerungsanlagen müssen die Filterschläuche in jedem Fall vor Funkenflug geschützt werden, weshalb im allgemeinen Zyklone als Vorabscheider einge- setzt werden. Bei Kleinfeuerungsanlagen ($< 1 \text{ MW}$) können so genannte Kompaktanlagen verwendet werden, bei diesen ist der Vorabscheider für große Partikel und Funken bereits integriert. Werden diese Anlagen mit PTFE-Filtermaterialien ausgestattet, so werden hohe Standzeiten erreicht. Der Preis liegt für Anlagengrößen zwischen 100 und 650 kW zwischen 20.000 und 28.000 € [SCHEUCH, 2002]. Unter Berücksichtigung eines vorhandenen Vo- rentstaubers und Rauchgasventilatoren liegen die Kosten für die Reduktion der Reinstaub- gehalte von $< 150 \text{ mg Nm}^{-3}$ auf $< 20 \text{ mg Nm}^{-3}$ zwischen 15.000 und 20.000 €. Der zusätzli- che Druckverlust beträgt 6 - 10 mbar [SCHEUCH, 2002].

Bei der Kondensation von Rauchgasen im Filter, die vor allem im Teillastbetrieb auftritt besteht die Gefahr einer Verstopfung, wodurch ein Wechsel des Filtermediums notwendig wird. Der Einsatz von Faserstofffiltern muss daher auf Anlagen beschränkt werden, bei denen eine minimale Rauchgastemperatur garantiert werden kann. Erfahrungen aus Versu- chen haben gezeigt, dass bei Teillastbetrieb eines Faserstofffilters die Rauchgaseintritts- temperatur erhöht werden muss [OBERNBERGER et al., 2001].

A5.3.2 Elektrostatische Abscheider

ESP wurden ursprünglich zur Abscheidung der Flugasche aus der Kohleverbrennung entwickelt. Der Einsatz bei halmgutartiger Biomasse kann aber Probleme bereiten, da der Staubwiderstand trockner Strohasche höher ist als jener von Kohleasche. Dies führt zu Schwierigkeiten bei der Abreinigung der Niederschlagselektrode, da die Asche durch den hohen elektrischen Widerstand die Ladung schlechter abgibt und somit anhaftet. Durch Absenkung der Rauchgastemperatur nimmt der Wasserdampfanteil im Rauchgas zu, wodurch der Staubwiderstand sinkt. Sind die Temperaturen allerdings zu niedrig, kann es zum Verkleben der Asche kommen. Für den Einsatz der ESP hinter Halmgutfeuerungen ergibt sich somit ein enges Temperaturfenster um 115 °C [UNBEKANNT, 2000].

Bei Anlagen zwischen 100 kW und 1 MW ermöglicht der ESP Abscheidegrade > 95 % und damit Reinstaubgehalte < 10 mg Nm⁻³. ESP sind in der Regel robust ausgeführt und unempfindlich gegen Betriebs- und Brennstoffschwankungen und erreichen Druckverluste von 1 – 2 mbar. Allerdings ist der Platzbedarf groß und die Anschaffungskosten, durch die aufwendige elektrotechnische Grundausstattung hoch (etwa 28.000-41.000 €) [SCHEUCH, 2002].

A5.3.3 Zykclone

Zyklone sind aufgrund ihrer geringen Investitions- und Betriebskosten, dem weitgehend wartungsfreien Betrieb und des geringen Platzbedarfs die bei Biomassefeuerungen am häufigsten eingesetzte Entstaubungstechnologie [OBERNBERGER et al., 2001].

Die mit Staub beladene Abluft tritt tangential in einen rotationssymmetrischen Raum, der am unteren Ende in einen Konus übergeht und durch den Staubaustrag begrenzt ist, ein. Das Staub-Gas-Gemisch dreht sich als Rotationsströmung wendelförmig nach unten. Über festem Grund wird es abgebremst und steigt als zweiter Wirbel mit geringem Durchmesser wieder hoch und verlässt den Abscheider durch das Tauchrohr. Infolge der Zentrifugalkraft werden die Staubteilchen nach außen an die Wandung gedrückt, durch die Rotationsströmung nach unten transportiert und ausgetragen.

Der Entstaubungsgrad hängt von der Korngröße, der Partikeldichte, der Zyklongeometrie und dem Volumenstrom, mit dem sich die Geschwindigkeit und damit der Druckverlust im Zyklon ändert, ab. Er ist durch das Verhältnis von Luftwiderstand zu Trägheitskraft physikalisch begrenzt.

Für Stroh, Ganzpflanzen und Heu sind einfache Zykclone aufgrund der sich ergebenden sehr feinen Staubpartikel auch bei kleinen Anlagenleistungen nur bedingt geeignet [UNBEKANNT, 2000].

Zyklone können aber nur unter Berücksichtigung des wirtschaftlich vertretbaren Druckverlusts eingesetzt werden. Damit liegen die Reinstaubgehalte bei Anlagen < 1 MW, die mit Zykclonen ausgerüstet sind, bei 100-150 mg Nm⁻³ [SCHEUCH, 2002].

Kombizyklon

Im Gegensatz zu herkömmlichen Zykclonen weisen Kombizykclone eine deutlich höhere Abscheidung von Feinstäuben auf. Diese Steigerung der Abscheideleistung wird durch Integration einer zweiten Gasreinigungsstufe erzielt. Der Entstaubung kann eine Katalysatorschüttung als 3. Reinigungsstufe nachgeschaltet sein. Kombizykclone werden bei der Nutzung von Biomasse in kleinen, dezentralen Anlagen mit Leistungen < 10 MW einge-

setzt. Untersuchungen zu diesen Reinigungsanlagen werden an den Universitäten Essen und Dresden durchgeführt. Bei Tests in einer Biomasseverbrennungsanlage nahe Dresden konnten Reingasstaubgehalte $< 2 \text{ mg Nm}^{-3}$ erzielt werden [SPLIESSGARDT].

Multizyklon

Um eine bessere Abscheideleistung ohne Erhöhung der Strömungsgeschwindigkeit und damit ohne allzu großen Druckverlust zu erreichen, kann der Abluftstrom auf mehrere kleine, parallelgeschaltene Zyklone (= Multizyklone) aufgeteilt werden. Mit Multizyklonen können bei akzeptablen Druckverlusten nur Teilchen $> 10 \text{ }\mu\text{m}$ effizient abgeschieden werden, was beispielsweise bei Hackschnitzel- und Rindenfeuerungen zu Reststaubgehalten von $120 - 400 \text{ mg Nm}^{-3}$ führt. Für Biomassen werden Zyklone daher nur als Vorabscheider eingesetzt. Zur Feinstaubabscheidung kommen im Anschluss daran Faserstofffilter oder elektrostatische Abscheider zum Einsatz.

Rotierende Partikelabscheider

Eine Weiterentwicklung des Zyklons stellt der rotierende Partikelabscheider dar, der seine ersten Anwendungen in der Lebensmittelindustrie fand. Auf dem Gebiet der Biomasseverbrennung stellt er eine Neuentwicklung dar, die derzeit getestet und weiterentwickelt wird [OBERNBERGER et al., 2001]. Der rotierende Partikelabscheider besteht aus einem Gehäuse in Form eines Zyklons (statischer Teil), einem Filterelement, das um die vertikale Achse rotiert und dem Partikelaustrag.

Die Abluft wird in einen Zyklon eingeleitet und vorentstaubt. In Abhängigkeit der Bauform des Zyklons werden, in Folge der auf Partikel einwirkenden Zentrifugalkräfte, Partikel mit einem Durchmesser $> 8 - 12 \text{ }\mu\text{m}$ abgeschieden. Nach Abbremsung des Rauchgases am unteren Ende des Zyklons steigt dieses als Wirbel mit geringerem Durchmesser wieder hoch. Dort passiert es anstelle des Tauchrohres (Zyklon) ein wabenförmiges Filterelement. Dieses besteht aus parallelen Strömungskanälen mit einem Durchmesser von etwa $1,5 \text{ mm}$ und rotiert um seine Längsachse. Das vorentstaubte Rohgas strömt durch die Kanäle, in denen die Partikel aufgrund der durch die Rotation des Filterelements aufgezwungenen Fliehkräfte abgeschieden werden. Das gereinigte Gas verlässt den Abscheider und das an den Wänden angesammelte Material kann durch periodische Druckluftstöße abgereinigt werden. Um ein Umströmen des Filterelements (Durchströmung des Ringspalts zwischen Filterelement und Zyklonteil) zu verhindern, ist an der Oberseite des Filterelements ein Laufrad angebracht. Dieses sorgt für einen permanenten geringen Leckfluss vom Zyklonaustritt (Reingas) in Richtung des mit Rohgas durchströmten Zyklonteils.

Das erzielbare Trennkorn hängt von der Drehzahl des Filterelements und dem durchgesetzten Gasstrom ab. Hohe Drehzahlen und große Elementdurchmesser führen zu niedrigen Trennkorndurchmessern. Ausgehend von einer maximal verträglichen Umfangsgeschwindigkeit von 100 m s^{-1} lassen sich für Feuerungen im Nennleistungsbereich $< 500 \text{ kW}_{\text{therm.}}$ theoretische Trennkörner zwischen $0,6$ und $0,8 \text{ }\mu\text{m}$ (aerodynamischer Durchmesser) erzielen [OBERNBERGER et al., 2001].

Rotierende Partikelabscheider dienen als Alternative für elektrostatische Abscheider und Faserstofffilter in kleinen Anlagen mit einer Nennleistung von $0,5$ bis 5 MW [BRUNNER et al. 1998].

Für eine Anlage mit einer Feuerungswärmeleistung von 1 MW ist die Abscheideeffizienz von rotierenden Partikelabscheidern jener von elektrostatischen Abscheidern ähnlich, die Kosten sind aber deutlich geringer (Tabelle 121).

Tabelle 121: Kosten und Abscheideeffizienz verschiedener Technologien [UNBEKANNT 2].

	Multizyklon	Rotierender Partikelabscheider	ESP
Abscheideeffizienz [%]	50-70	85-95	92-99
Investitionskosten [€] für eine Anlage mit 1 MW _{th}	10.900-18.200	29.000-36.300	59.600-72.700

Einsatzbeispiel: Heizkraftwerk in Feldbach:

- Unterschubfeuerung mit einer Nennkesselleistung von 1,4 MW;
- Rotierender Partikelabscheider für 7.000 m³ h⁻¹ bei 260 °C.

Die Emissionen betragen 40-90 mg Nm⁻³ in Abhängigkeit der eingesetzten Biomasse. Beim Einsatz von Weichholz liegen die Emissionen unter 50 mg Nm⁻³, bei Hartholz und Rinde aufgrund des höheren Aerosolgehalts zwischen 70 und 90 mg Nm⁻³.

Zum Vergleich: Durch den Einsatz von Multizyklonen werden Emissionen zwischen 80 und 150 mg Nm⁻³ erreicht.

A5.3.4 Rauchgaswäscher

Zur Staubabscheidung in einem Wäscher werden die Staubpartikel mit etwa um den Faktor 100 – 1000 größeren Wassertröpfchen in Kontakt gebracht, an ihnen angelagert und in einem Tropfenabscheider vom Gasstrom getrennt. Der Abscheidegrad wird durch die Effektivität des Tropfenabscheiders bestimmt.

Bei Wäschern existieren verschiedene Bauformen, vom einfachen Waschturm über den Wirbelwäscher, den Rotationszerstäuber bis zum Venturiwäscher. Während einfache Waschtürme nur geringe Partikelabscheidegrade aufweisen [UNBEKANNT, 2000] und feine Partikel passieren lassen, können mit Rotationszerstäubern und Venturiwäschern allerdings bei entsprechendem Druckverlust und Energieaufwand auch Feinstäube abgeschieden und Abscheidegrade bis 95 % erreicht werden.

Venturiwäscher

Venturiwäscher sind bei entsprechendem Druckverlust und Energieaufwand Hochleistungsabscheider für Feinstäube, Partikel in der Größenordnung von 1 µm und darunter. Die Abscheideleistung beruht auf der hohen Relativgeschwindigkeit zwischen dem staubbeladenen Gasstrom und der Waschflüssigkeit. Die möglichen Gasdurchsätze bewegen sich, je nach Hersteller bzw. Bauart zwischen 100 m³ h⁻¹ bis 150.000 m³ h⁻¹.

Die zu reinigende Abluft durchströmt mit hoher Geschwindigkeit die Venturidüse. Die im Kreislauf geführte Waschflüssigkeit wird in die Venturikehle eingedüst, wodurch ein sehr feines Tropfenspektrum und somit eine große Kontaktoberfläche entsteht. Durch die hohe Geschwindigkeit in der Mischstrecke werden die Partikel benetzt und absorbiert. Im nachgeschalteten Tropfenabscheider werden die Flüssigkeitstropfen abgeschieden.

Die Abscheideleistung hängt u. a. vom Partikeldurchmesser, der Partikeldichte und der Relativgeschwindigkeit zwischen Partikel und Tropfen ab.

A5.3.5 Rauchgaskondensation

Bei feuchten Brennstoffen können die zur Wärmerückgewinnung eingesetzten Rauchgaskondensationsanlagen auch zur Partikelabscheidung genutzt werden. Sie bestehen in der Regel aus drei Stufen, dem Economiser, dem Kondensator und dem Luftvorwärmer. Im Economiser wird das Rauchgas auf ca. 75 °C abgekühlt. In der nachfolgenden Kondensationsstufe erfolgt eine weitere Abkühlung, wobei der Taupunkt unterschritten wird und Kondensatwasser ausfällt. Im nachgeschalteten Luftvorwärmer gibt das Rauchgas weitere Wärme an die Außenluft ab, welche als Verbrennungsluft genutzt oder nach der Kondensationsanlage wieder dem Rauchgas beigemengt wird (Entschwadung).

Die Staubabscheidung beruht auf dem Effekt, dass während der Kondensation des Wasserdampfs die Staubpartikel als Kondensationskeime genutzt werden und somit in die Wassertropfen eingebunden als Kondensatschlamm abgeschieden werden. Durch zusätzlich eingedüstes Quenschwasser wird das Rauchgas weiter abgekühlt und der Wärmetauscher von Staubablagerungen gereinigt und die Entstaubung verbessert [OBERNBERGER et al., 2001].

Dieses aufwendige und teure Verfahren wird nur für feuchte Biomasse, vorwiegend Hackschnittel mit einem Wassergehalt > 30 %, eingesetzt. Je feuchter der Brennstoff, desto höher ist die Wirtschaftlichkeit des Kondensators. Es können Reinstaubgehalte < 10 mg Nm³ erreicht werden [ETA, 2002].

In Feuerungsanlagen < 1 MW werden je nach Anwendungsfall einfache Wäschersysteme bis zu mehrstufigen Rauchgaskondensationsanlagen installiert. Dadurch können bis zu 40 % der Wärme rückgewonnen werden und Reingasstaubgehalte < 50 mg Nm⁻³ erreicht werden. Die Investitionskosten liegen je nach Anwendungsfall und Aufstellungsmöglichkeiten zwischen 36.000 und 91.000 € [SCHEUCH, 2002]. Die Abscheidung der Flugaschen erfolgt in pastöser Form durch ein Nassverfahren mit zusätzlicher Reinigungs- und Neutralisationseinrichtung und anschließender Entsorgung.

ANHANG 6: STRAßENVERKEHR - GRUNDLAGEN ZU DEN EMISSIONSBERECHNUNGEN

A6.1 Abgasemissionen

Tabelle 122: Durchschnittliche Emissionsfaktoren für PM10-Abgasemissionen für den Straßenverkehr im Jahr 2002. Angaben in Gramm/Fahrzeugkilometer. Quelle: HBEFA 2.1.

Fahrsituation	Pkw	LNF	SNF	Busse	
				Reise-	Linien-
AB - Ø	0,051	0,167	0,176	0,253	-
AO - Ø	0,031	0,088	0,180	0,256	0,282
IO - Ø	0,034	0,099	0,341	0,532	0,510
Ø	0,037	0,117	0,224	0,329	0,439

In der nachstehenden Tabelle sind für die Durchschnittsfahrsituationen AB (Autobahn), AO (außerorts) und IO (innerorts) die Anteile an der gesamten erbrachten Verkehrsleistung (in Fzg-km) angeführt.

Tabelle 123: Anteile an den insgesamt gefahrenen Fahrzeugkilometern (Zweiräder nicht berücksichtigt) im Jahr 2002 (Österreichische Luftschadstoffinventur 2003). Angaben in Prozent.

	Pkw	LNF	SNF	Busse	Summe
AB	22,5	2,3	3,9	0,3	29,0
AO	35,5	2,5	1,6	0,3	39,8
IO	27,7	2,2	1,0	0,2	31,2
	85,7	7,0	6,6	0,7	100

Eine detaillierte Berechnung der PM10-Emissionen ergibt die in Tabelle 124 angeführten Anteile an den Gesamt- PM10-Abgasemissionen aus dem Straßenverkehr im Jahr 2002.

Tabelle 124: Anteile an den PM10-Abgas-Emissionen des Straßenverkehrs im Jahr 2002 (Quelle: Österreichische Luftschadstoffinventur 2003). Bei Pkw sind Startzuschläge berücksichtigt. Angaben in Prozent.

	Pkw	LNF	SNF	Busse	Summe
AB	15,0	6,7	12,8	1,1	35,5
AO	15,5	6,6	6,3	1,5	29,9
IO	20,1	6,1	6,3	2,1	34,6
	50,5	19,4	25,4	4,7	100

Tabelle 125: Durchschnittswerte für die österreichische Fahrzeugflotte für Fahrzeuggewicht, Nutzladefaktor und Achszahl (Quelle: Auskunft Hausberger).

durchschnittliches Fahrzeuggewicht Pkw	1,3 t
durchschnittliches Fahrzeuggewicht BUSSE	12 t
durchschnittliches Fahrzeuggewicht SNF	13 t
Nutzladefaktor SNF	35 %
durchschnittliche Achszahl SNF	2,9 - 3

A6.2 Emissionen aus Brems-, Reifen- und Straßenabrieb

In der Staubinventur für Österreich aus dem Jahr 2001 (WINIWARTER et al., 2001) wurden für den **Brems- und Reifenabrieb** Emissionsfaktoren auf Basis des U.S. Modells CARB angenommen (Tabelle 126).

Tabelle 126: Bisher für die Österreichische Luftschadstoffinventur verwendete Emissionsfaktoren für Brems- und Reifenabrieb.

Fraktion	Zweiräder (g/Fzg-km)	Pkw (g/Fzg-km)	LNF, SNF & Busse (g/Fzg-km)	Verhältnis zu PM10 (-)
TSP	0,06	0,12	0,21	3,03
PM10	0,0198	0,0396	0,0693	1,000
PM2,5	0,006	0,012	0,021	0,303

Die Emissionsfaktoren für Partikel aus dem Brems- und Reifenabrieb liegen bei diesem Ansatz für Pkw in der gleichen Größenordnung wie die Abgas-Emissionsfaktoren, bei schweren Nutzfahrzeugen liegen sie im Bereich von einem Drittel bis zur Hälfte.

Emissionsfaktoren nach dem Emission Inventory Guidebook aus dem Jahr 2003 bieten für Brems-, Reifen- und Straßenabrieb (bedingt) die Abhängigkeit der Emissionen von der gefahrenen Geschwindigkeit berücksichtigende Funktionen an.

A6.2.1 Reifenabrieb

Die TSP (Total Suspended Particles) - Emissionen pro Fahrzeugkilometer werden im EIG wie in Tabelle 127 angeführt angegeben.

Tabelle 127: TSP-Emissionsfaktoren für Reifenabrieb.

Fahrzeugkategorie	Emissionsfaktor (g/Fzg-km)
Zweiräder	0,0046
Pkw	0,0107
LNF	0,0169
SNF	$0,0107 \cdot \frac{\text{Achszahl}}{2} \cdot (1,41 + 1,38 \cdot \text{Ladefaktor}^*)$

* ... 0 = leer, 1 = voll beladen

Der Massenanteil der unterschiedlichen Größenfraktionen an TSP wird wie in Tabelle 128 angeführt angegeben.

Tabelle 128: Massenanteil der unterschiedlichen Größenfraktionen.

Fraktion	Anteil an TSP
TSP	1
PM10	0,6
PM2,5	0,42
PM1	0,06
PM0.1	0,048

Für die Geschwindigkeitsabhängigkeit wird ein Faktor

- für $v < 40$ km/h: 1,39
- für $v > 90$ km/h: 0,902
- dazwischen: $1,78 - 0,00974 \cdot v$

angegeben.

Auf Basis der Geschwindigkeiten der Durchschnittsverkehrssituationen aus dem Handbuch der Emissionsfaktoren 2.1 (Tabelle 129) (für eine Berechnung der Durchschnittswerte müsste die Geschwindigkeitsabhängigkeit je nach Anteil / Häufigkeit der einzelnen gefahrenen Geschwindigkeiten erfolgen) ergeben sich für PM₁₀ die in Tabelle 130 angeführten Emissionsfaktoren (bei einer durchschnittlichen Achszahl von 3 und einer durchschnittlichen Beladung von 0,35).

Tabelle 129: Durchschnittsgeschwindigkeiten für die Verkehrssituationen Autobahn-Æ, außerorts-Æ und innerorts-Æ (km/h).

	Pkw	LNF	SNF	Busse	MR
AB	118	108	82	99	115
AO	67	67	66	68	65
IO	30	30	23	26	28

Tabelle 130: PM₁₀ – Emissionsfaktoren für Reifenabrieb für Durchschnitts-Verkehrssituationen in g/Fzg-km.

	Pkw	LNF	SNF	Busse	MR
AB	0,0058	0,0091	0,0179	0,0164	0,0025
AO	0,0072	0,0114	0,0207	0,0204	0,0032
IO	0,0089	0,0141	0,0253	0,0253	0,0038

A6.2.2 Bremsabrieb

Die TSP (Total Suspended Particles) - Emissionen pro Fahrzeugkilometer werden im EIG wie in Tabelle 131, die Anteile der Größenfraktionen wie in Tabelle 132 angeführt angegeben.

Tabelle 131: TSP-Emissionen pro Fahrzeug-Kilometer für den Bremsabrieb.

Fahrzeugkategorie	Emissionsfaktor (g/Fzg-km)
Zweiräder	0,0037
Pkw	0,0075
LNF	0,0117
SNF	$0,023475 \cdot (1 + 0,79 \cdot \text{Ladefaktor})$

Tabelle 132: Massenanteil der Fraktionen an TSP für Bremsabrieb.

Fraktion	Anteil an TSP
TSP	1
PM10	0,98
PM2,5	0,39
PM1	0,10
PM0,1	0,008

Für die Geschwindigkeitsabhängigkeit wird ein Faktor

- für $v < 40 \text{ km/h}$: 1,67
- für $v > 95 \text{ km/h}$: 0,185
- dazwischen: $2,75 - 0,027 \cdot v$

angegeben.

Auf Basis der Durchschnittsgeschwindigkeiten aus dem Handbuch der Emissionsfaktoren 2.1 ergeben sich daraus (bei einer durchschnittlichen Beladung von 0,35) für PM10 die in Tabelle 133 angegebenen Emissionsfaktoren.

Tabelle 133: PM10 – Emissionsfaktoren für Bremsabrieb für Durchschnitts-Verkehrssituationen in g/Fzg-km.

	Pkw	LNF	SNF	Busse	MR
AB	0,0014	0,0021	0,0157	0,0054	0,0007
AO	0,0069	0,0108	0,0284	0,0268	0,0036
IO	0,0123	0,0191	0,0490	0,0490	0,0061

A6.2.3 Straßenabrieb

Die TSP (Total Suspended Particles) - Emissionen pro Fahrzeugkilometer werden im EIG wie in Tabelle 134 angeführt, die Anteile der Größenfraktionen wie in Tabelle 135 angeführt angegeben. Da keine Geschwindigkeitsabhängigkeit angeführt ist, unterscheiden sich die berechneten Emissionsfaktoren für die unterschiedlichen Fahrsituationen nicht.

Tabelle 134: TSP-Emissionen pro Fahrzeug-Kilometer für Straßenabrieb.

Fahrzeugkategorie	Emissionsfaktor (g/Fzg-km)
Zweiräder	0,006
Pkw	0,015
LNF	0,015
SNF	0,076

Tabelle 135: Massenanteil der Fraktionen an TSP für den Straßenabrieb.

Fraktion	Anteil an TSP
TSP	1
PM10	0,5
PM2,5	0,27

Damit ergeben sich die in Tabelle 136 angeführten Emissionsfaktoren für PM10 für den Straßenabrieb.

Tabelle 136: PM10 – Emissionsfaktoren für Straßenabrieb für Durchschnitts-Verkehrssituationen in g/Fzg-km.

	Pkw	LNF	SNF	Busse	MR
AB, AO, IO	0,0075	0,0075	0,0380	0,0380	0,0030

A6.3 Emissionen aus Wiederaufwirbelung von Straßenstaub

Die Wiederaufwirbelung von Staub ist jener PM10-Emissionsanteil des Straßenverkehrs, der mit der größten Unsicherheit behaftet ist. In der Literatur finden sich unterschiedliche Berechnungsmethoden für die Menge des aufgewirbelten Straßenstaubs, die von der Angabe von konstanten Faktoren für Pkw und Lkw bis hin zu Formeln mit Berücksichtigung der Staubbeladung der Straßenoberfläche oder Anzahl der Regentage reichen. Dementsprechend stark können die auf unterschiedliche Weise berechneten Emissionswerte voneinander abweichen. Um den möglichen Größenbereich darzustellen, in dem man sich mit der Wiederaufwirbelung von Straßenstaub befindet, werden in dieser Arbeit Emissionsfaktoren für die Durchschnittsverkehrssituationen Autobahn, außerorts und innerorts für die unterschiedlichen Berechnungsmethoden ermittelt und einander gegenübergestellt.

In der nachfolgenden Tabelle erfolgt eine Zusammenfassung der unterschiedlichen Abhängigkeiten der Berechnungsmethoden (auch für Abgas und Abrieb) sowie der berücksichtigten Emissionsquellen. Für den Vergleich werden die Emissionsfaktoren von Lohmeyer um Reifen- und Bremsabrieb gemäß Emission Inventory Guidebook korrigiert, die Emissionsfaktoren nach Rauterberg-Wulff werden über den Kohlenstoffanteil zugeordnet. Der Vergleich erfolgt somit für die Summe von Straßenabriebs- und Wiederaufwirbelungsemissionen, wobei der Straßenabrieb nur einen geringen Anteil ausmacht.

Bezeichnung	Abgas	Reifenabrieb	Bremsabrieb	Straßenabrieb	Wiederaufwirbelung	Abhängigkeiten
Handbuch der Emissionsfaktoren des Straßenverkehrs						Flottenzusammensetzung (FzKat), Verkehrssituation, Straßenlängsneigung, Beladung
Emission Inventory Guidebook						Flottenzusammensetzung (FzKat), Geschwindigkeit
EPA						durchschnittliches Flottengewicht, Staubbeladung der Straße, Anzahl der Regentage
Lohmeyer						durchschnittliches Flottengewicht, Staubbeladung der Straße, Anzahl der Regentage
Abu-Allaban						Flottenzusammensetzung (FzKat)
Rauterberg-Wulff						Flottenzusammensetzung (FzKat)

A6.3.1 EPA

Von der EPA wird für die Wiederaufwirbelung von asphaltierten Straßen die Formel

$$E = k \cdot \left(\frac{sL}{2} \right)^{0,65} \cdot \left(\frac{W}{2,7} \right)^{1,5} - C$$

angegeben [EPA, 2003a].

E ... Emissionsfaktor [g/Fzg-km]

k ... Basisemissionsfaktor, je nach zu berechnender Größenfraktion [g/Fzg-km]

sL ... Staubbeladung der Straßenoberfläche [g/m²]

W ... mittleres Fahrzeuggewicht [t]

C ... Emissionsfaktor für Abgas, Brems- und Reifenabrieb [g/Fzg-km]

Die in Tabelle 137 dargestellten Werte für C werden für die 1980-er Fahrzeugflotte angenommen, die zum Zeitpunkt der Datengenerierung aktuell war.

Tabelle 137: Korrekturwerte für Brems- und Reifenabrieb sowie Abgasemissionen.

	C (g/Fzg-km)
PM10 oder größer	0,1317
PM2,5	0,1005

Über den Faktor k (Tabelle 138) wird die Größenfraktion bestimmt.

Tabelle 138: Basisfaktor in der EPA-Formel, mit dem auch die Größenfraktion bestimmt wird.

	k (g/Fzg-km)
PM30 bzw. TSP	24
PM10	4,6
PM2,5	1,1

Die Größe sL (silt loading) gibt die Staubbeladung der Straßenoberfläche in g/m² wieder und stellt bei der Anwendung der Formel wahrscheinlich den größten Unsicherheitsfaktor dar. Für sL wird die Anwendung der in Tabelle 139 angeführten Werte empfohlen.

Tabelle 139: Für sL empfohlene Werte.

	sL (g/m ²)
Straße mit hohem Verkehrsaufkommen (DTV > 5000)	0,1
Straße mit geringem Verkehrsaufkommen	0,4

Die Größe W steht für das durchschnittliche Fahrzeuggewicht und stellt die einzige Möglichkeit dar, den Anteil schwerer Nutzfahrzeuge zu berücksichtigen (die EPA-Formel ist nicht zur getrennten Berechnung der Wiederaufwirbelung einzelner Fahrzeugkategorien gedacht). Das mittlere Fahrzeuggewicht ist in der Formel der EPA in US-Tonnen angegeben. Zur Umrechnung der für das mittlere Fahrzeuggewicht einzusetzenden US-Tonnen auf metrische Tonnen wurde der Nenner im zweiten Klammerausdruck von 3 auf 2,7 geändert (1 US-Tonne entspricht rund 0,907 metrischen Tonnen).

Als Niederschlagskorrektur wird der Faktor $(1-P/4N)$ angegeben, der auf die gesamte oben angeführte Formel anzuwenden ist. P entspricht der Anzahl der Tage während der betrachteten N Tage, an denen mindestens 0,254 mm Niederschlag erfolgt sind.

Für die von der EPA empfohlenen Werte für sL ergeben sich mit durchschnittlich 100 Regentagen pro Jahr die in Tabelle 140 angeführten Emissionsraten für PM10 für die Wiederaufwirbelung.

Tabelle 140: EPA - PM10-Emissionsfaktoren nur Wiederaufwirbelung für verschiedene Durchschnittsverkehrssituationen.

	sL	W	EF (g/Fzg-km)
AB	0,1	3,05	0,6113
AO >5000 DTV	0,1	1,70	0,1827
AO <5000 DTV	0,4	1,70	0,6294
IO	0,4	1,48	0,4882

Das in Tabelle 140 angenommene durchschnittliche Fahrzeuggewicht W ergibt sich aus den von Lohmeyer (siehe unten) empfohlenen Durchschnittsgewichten für Pkw, LNF und SNF je nach Verkehrssituation (die Werte für die Verkehrssituation Autobahn stimmen mit den durchschnittlichen Fahrzeuggewichten der österreichischen Flotte gut überein), sowie

aus der Österreichischen Luftschadstoffinventur (Anteile der von den Fahrzeugkategorien erbrachten Verkehrsleistung).

Für das Verhältnis von PM_{2,5} und PM₃₀ (TSP) zu PM₁₀ ergeben sich (mit den gleichen Ausgangswerten wie oben angenommen) die in Tabelle 141 angeführten Werte.

Tabelle 141: Verhältnis von PM_{2,5} und PM₃₀ (bzw. TSP) zu PM₁₀ für verschiedene Durchschnittsverkehrssituationen.

	AB	AO >5000 DTV	AO <5000 DTV	IO
PM _{2,5}	0,119	0,000*	0,122	0,088
PM ₁₀	1,000	1,000	1,000	1,000
PM ₃₀ = TSP	6,064	8,049	6,039	6,277

* ... Die Annahme einer geringen Staubbelaugung und/oder eines geringen durchschnittlichen Fahrzeuggewichtes können zu einem negativen Emissionsfaktor führen. In diesem Fall ist gemäß EPA der Emissionswert auf 0 zu setzen.

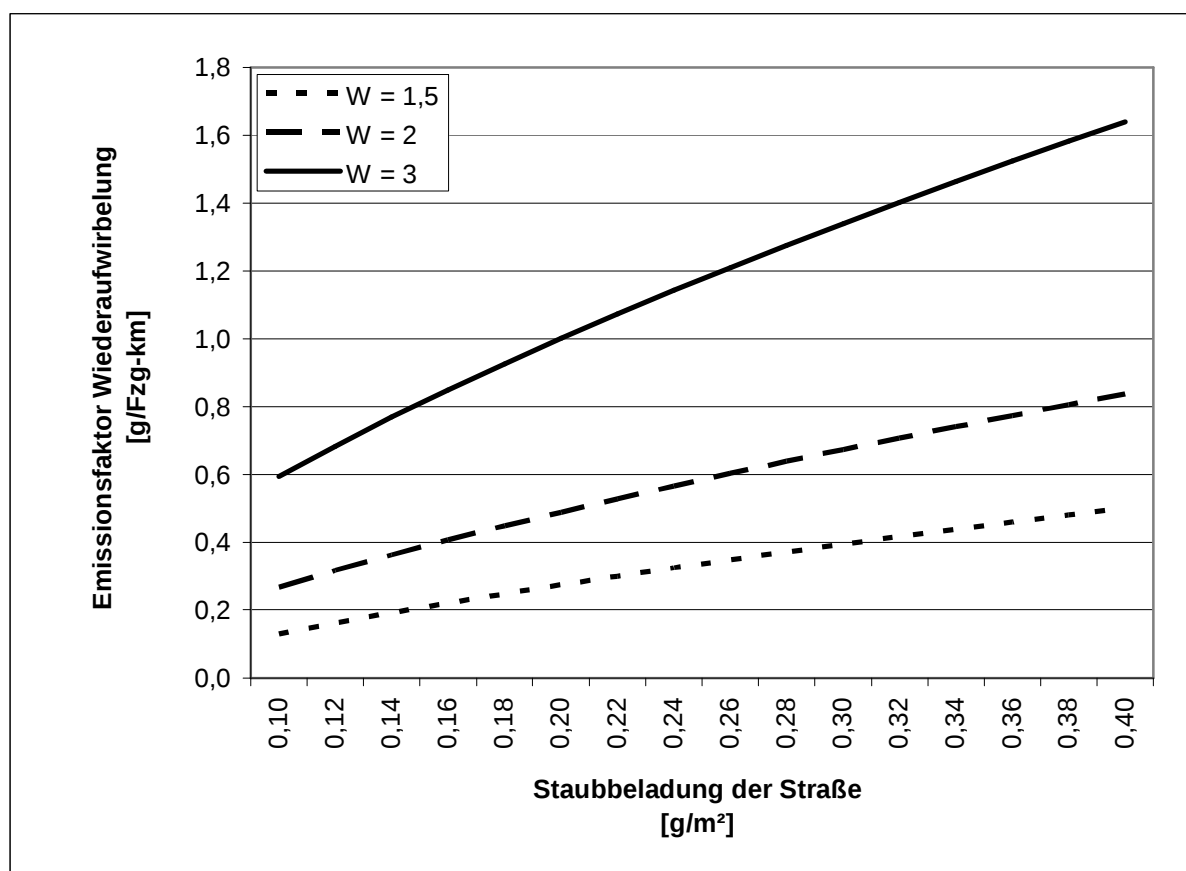


Abbildung 112: Abhängigkeit der Wiederaufwirbelung von der Staubbelaugung der Straßenoberfläche nach der EPA-Formel.

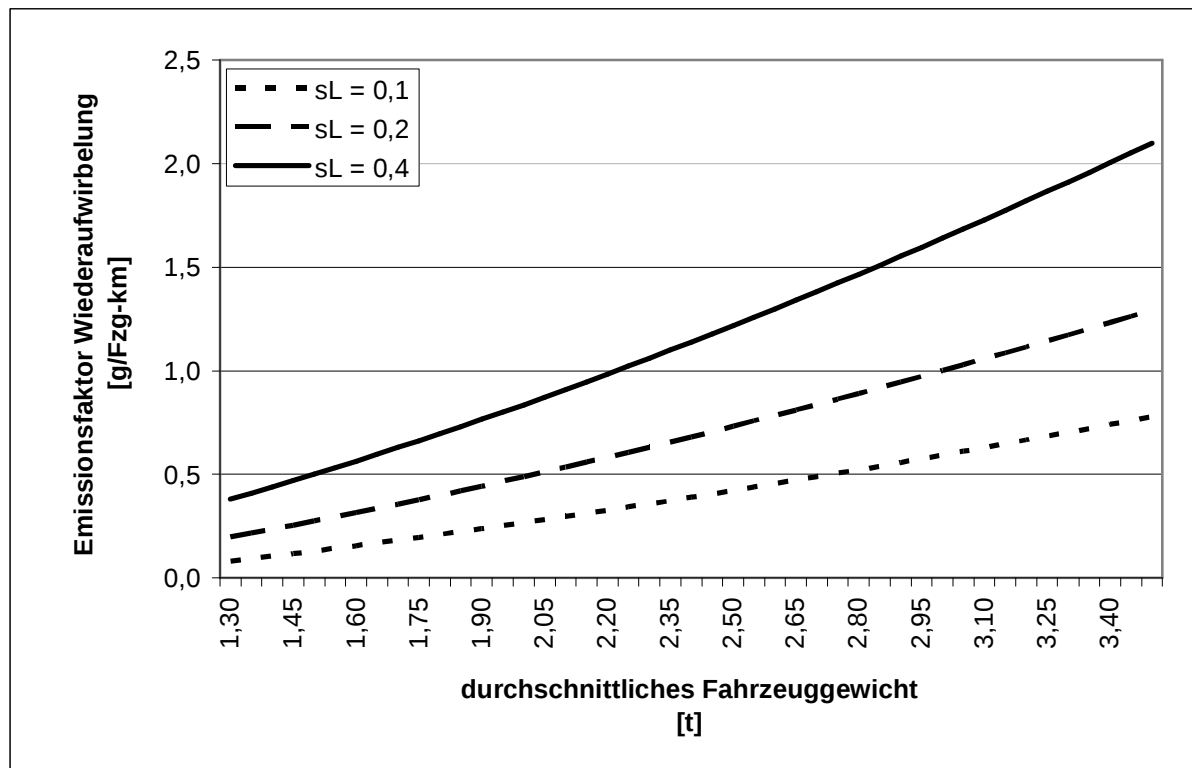


Abbildung 113: Abhängigkeit der Wiederaufwirbelung von dem durchschnittlichen Fahrzeuggewicht nach der EPA-Formel.

A6.3.2 Lohmeyer (2001)

Von Lohmeyer wurde versucht, die Anwendbarkeit des EPA-Modells auf Straßenverhältnisse in Deutschland anzupassen. Die Anpassung erfolgte aus Mangel an ausreichenden Messdaten in erster Linie für Innerortsverhältnisse. Die in LOHMEYER (2001) angegebene Formel für die PM10-Emissionen für Abrieb und Wiederaufwirbelung hat die folgende Form:

$$E^{\text{Abrieb+Wiederaufwirbelung}} = a \cdot k \cdot (sL)^{0,52} \cdot W^{2,14} \cdot (1 - 0,5 \cdot r) \cdot \frac{1}{0,85} - E^{\text{Abgas}}$$

E ... Emissionsfaktor [g/Fzg-km]

a ... Korrekturfaktor für die Anwendung auf Straßen in Deutschland [-]

k ... Basisemissionsfaktor (0,18 g/km)

r ... Anteil der Regentage eines Jahres (Annahme: 100/365)

sL ... PM75-Fraktion der Staubbilddung auf der Straße [g/m²]

W ... mittleres Gewicht der Fahrzeuge der Fahrzeugflotte [t]

Das mittlere Gewicht W der Fahrzeuge kann aus den Anteilen am Verkehrsaufkommen und den für die einzelnen Fahrzeugkategorien von Lohmeyer angegebenen Werten für die Durchschnittsgewichte für Pkw, LNF und SNF je nach Verkehrssituation berechnet werden. In Tabelle 142 sind für die drei Verkehrssituationen Autobahn-, außerorts- und innerorts-Durchschnitt die Fahrzeuggewichte angegeben.

Tabelle 142: Durchschnittliche Fahrzeuggewichte je nach Verkehrssituation.

	Anteil am Verkehrsaufkommen (OLI 2003)			empfohlene Fahrzeuggewichte (LOH 2001)			durchschnittliches Fahrzeuggewicht
	Pkw	LNF	SNF	Pkw	LNF	SNF	[t]
AB	0,777	0,078	0,145	1,3	2,1	13,0	3,05
AO	0,891	0,063	0,046	1,2	2,0	11,0	1,70
IO	0,888	0,072	0,040	1,1	1,9	9,0	1,48

Damit ergeben sich für die PM10-Emissionsfaktoren für Wiederaufwirbelung für die drei Durchschnitts-Verkehrssituationen unter Verwendung der von Lohmeyer empfohlenen Werte für a, k und sL sowie der Annahme von 100 Regentagen im Jahr Werte wie in Tabelle 143 angeführt.

Tabelle 143: PM10-Emissionsfaktoren für Wiederaufwirbelung nach LOHMEYER (2001).

	a ¹	sL	W	EF _{Abgas} ²	EF _{Abrieb+Wiederaufwirbelung}	EF _{Wiederaufwirbelung} ³
AB	0,8	0,1	3,05	0,0848	0,3966	0,3853
AO	0,8	0,1	1,70	0,0380	0,1000	0,0837
IO	0,8	0,2	1,48	0,0352	0,1104	0,0862
IO _{schlechter Zustand}	2	0,4	1,48	0,0352	0,4900	0,4658

¹ ... ein Wert von 0,8 wird von Lohmeyer für Straßen in gutem Zustand, ein Wert von 2 für Straßen in schlechtem Zustand angenommen.

² ... E_{Abgas} wurde mit den entsprechenden Fahrleistungsanteilen je Fahrzeugkategorie und den von Lohmeyer angegebenen Emissionsfaktoren für PM10-Abgasemissionen für Pkw und Lkw ermittelt.

³ ... unter Berücksichtigung der mittels der Berechnungsmethoden nach dem Emission Inventory Guidebook ermittelten Reifen- und Bremsabriebsemissionsfaktoren für PM10.

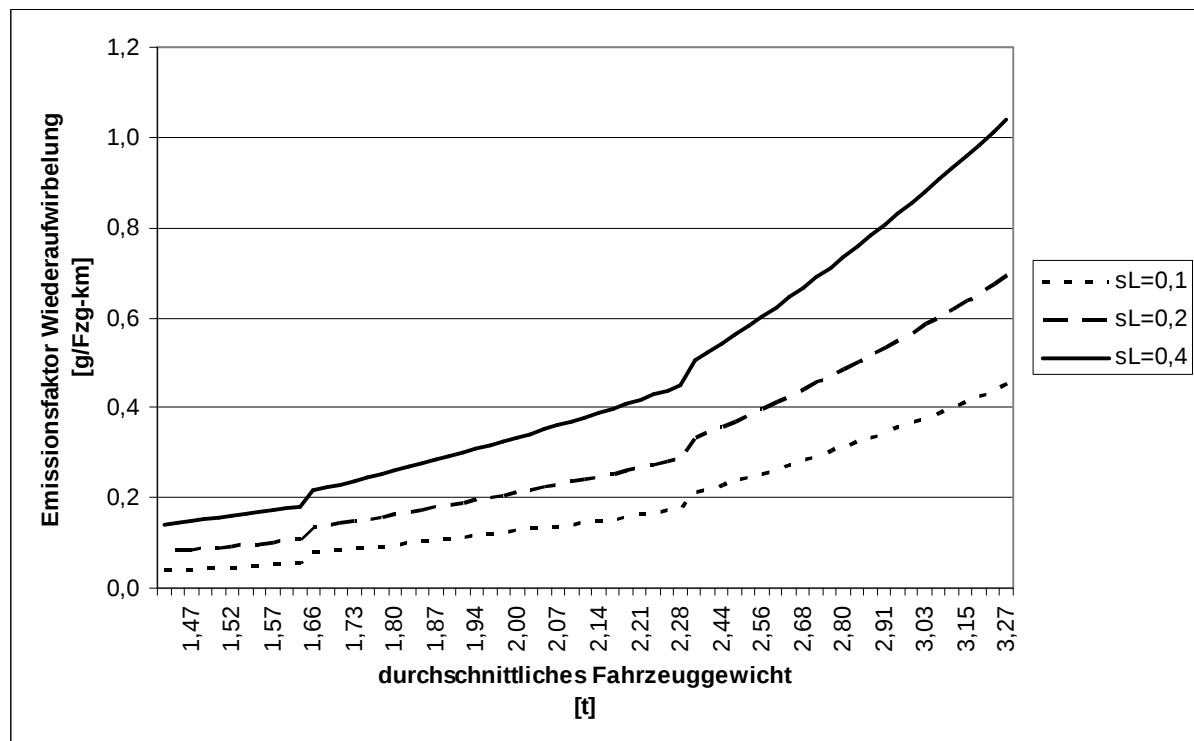


Abbildung 114: Abhängigkeit der Wiederaufwirbelung vom durchschnittlichen Fahrzeuggewicht.

Da von Lohmeyer zur Korrektur für die Abgas-PM₁₀-Emissionen für Pkw und Lkw getrennt Korrekturfaktoren angegeben sind, wurde das durchschnittliche Fahrzeuggewicht über die Flottenzusammensetzung bestimmt, wobei für die unterschiedlichen Bereiche (bis ca. 1,6 t, 1,6 t – 2,3 t und größer 2,3 t) auch die unterschiedlichen durchschnittlichen Fahrzeuggewichte je Fahrzeugklasse angenommen wurden. Daher ergibt sich bei dieser Darstellung kein kontinuierlicher Verlauf der Wiederaufwirbelungsemissionen.

Für die Betrachtung von PM₁₀-Emissionen auf Tunnelstrecken, die offenbar niedriger als die auf offenen Straßen sind, werden von Lohmeyer für Abrieb und Wiederaufwirbelung die Werte 0,025 g/Fzg-km für Pkw sowie LNF und 0,57 g/Fzg-km für Lkw angegeben. Siehe dazu auch Rauterberg-Wulff, Kapitel A6.3.4.

A6.3.3 Abu-Allaban

Von ABU-ALLABAN et al. (2002) werden für die Ermittlung der Wiederaufwirbelungsemissionen die in Tabelle 144 angegebenen Emissionsfaktoren angegeben.

Tabelle 144: Emissionsfaktoren für Wiederaufwirbelung und Straßenabrieb nach ABU-ALLABAN (2002). Angaben in mg/km.

	Emissionsfaktor PM ₁₀	Emissionsfaktor PM _{2,5}
Pkw	220 ± 17	12 ± 1,9
LNF	310 ± 26	17 ± 2,9
SNF	1400 ± 120	63 ± 12
Busse	550 ± 49	24 ± 3,1

Unter Verwendung dieser Emissionsfaktoren ergeben sich mit den Fahrleistungsanteilen für Pkw, LNF, SNF und Busse die in Tabelle 145 angegebenen durchschnittlichen Wiederaufwirbelungsemissionen je Fahrzeugkilometer. Es muss darauf hingewiesen werden, dass die Emissionsfaktoren je Fahrzeugkategorie keine Abhängigkeit von der Verkehrssituation aufweisen und die Verkehrssituation nur durch die Zusammensetzung Pkw-LNF-SNF-Busse definiert ist. Der Straßenzustand oder die gefahrene Geschwindigkeit werden in den Emissionsfaktoren ebenfalls nicht abgebildet.

Tabelle 145: Emissionsfaktoren für Straßenabrieb und Wiederaufwirbelung, gemittelt nach Fahrleistung je Verkehrssituation.

	PM2,5 [g/km]	PM10 [g/km]
AB	0,0194	0,390
AO	0,0144	0,275
IO	0,0142	0,268

A6.3.4 Rauterberg-Wulff

In RAUTERBERG-WULFF (1998) werden Emissionsfaktoren für die Gesamtemission, getrennt nach Pkw und Lkw, aus Tunnelmessungen angegeben (Tabelle 146).

Tabelle 146: Emissionsfaktoren nach RAUTERBERG-WULFF (1998).

	Emissionsfaktor (g/Fzg-km)
Pkw	0,032 ± 9
Lkw	0,834 ± 147

Da die Abgas-Emissionsfaktoren für Pkw für das Jahr 1995 (1995 wurden die Tunnelmessungen durchgeführt) bereits innerhalb des Toleranzbereiches des angegebenen Emissionsfaktors für die Gesamtemission liegen, erscheint eine Korrektur der Emissionsfaktoren um Abgas- und Abriebsemissionen nicht sinnvoll, für schwere Nutzfahrzeuge bleibt nach Abzug der Abgas- und Abriebsemissionen noch ein Wert in der Größenordnung von ca. 0,4 g/km für die Wiederaufwirbelung übrig.

Das Addieren bzw. Subtrahieren von auf unterschiedlichen Datengrundlagen basierenden Emissionswerten (besonders wenn sie bereits über ein Fahrzeugkollektiv oder unterschiedliche Verkehrssituationen gemittelt sind) ist nur stark eingeschränkt möglich. Insbesondere ist zu berücksichtigen, dass das Abziehen verkehrssituationsabhängiger Emissionsfaktoren (z. B. Abgas) von Emissionsfaktoren, die nur für eine bestimmte Verkehrssituation Gültigkeit haben oder über alle Verkehrssituationen gemittelt sind (z. B. die Emissionsfaktoren für die Gesamtemissionen nach Rauterberg-Wulff) zwangsläufig zu Problemen führt. Andererseits muss angemerkt werden, dass bei der Betrachtung einer konkreten Problemstellung ebenso mit den gemittelten Emissionsfaktoren gerechnet werden muss, falls keine genaueren Angaben vorliegen.

Da die Emissionsfaktoren nach Rauterberg-Wulff aus Tunnelmessungen abgeleitet wurden, stellt sich weiters die Frage, inwieweit die Werte überhaupt auf andere Situationen übertragbar sind. Die Werte für PM10-Emissionen auf Tunnelstrecken werden auch von Lohmeyer als Sonderfall betrachtet.

Nach Rücksprache mit Dr. Rauterberg-Wulff wurde für die Bestimmung der Wiederaufwirbelungsemissionen der Emissionsfaktor für die Gesamtemission um die Emissionsfaktoren für elementaren sowie organischen Kohlenstoff (korrigiert um einen Faktor 1,2 um dem Nicht-Kohlenstoff-Anteil in organischer Substanzen Rechnung zu tragen) verringert angenommen. Nicht-organische Emissionen bestehen vorwiegend aus den Wiederaufwirbel-

lungs- und Straßenabriebsemissionen sowie einem großen Teil der Bremsenabriebsemissionen.

Tabelle 147: Emissionsfaktoren nach Rauterberg-Wulff aus Tunnelmessungen, die der Wiederaufwirbelung (sowie Straßen- und teilweise Bremsabrieb) zugeordnet werden können.

Pkw (g/km)	SNF (g/km)		Mittlerer Emissionsfaktor, entsprechend der Flottenzusammensetzung gewichtet (g/km)
0,0092	0,315	AB	0,053
0,0092	0,315	AO	0,023
0,0092	0,315	IO	0,021

Die in EMPA / PSI (2003) für unterschiedliche Messorte ermittelten Emissionsfaktoren für Wiederaufwirbelung liegen für Pkw im Bereich von 17 mg/km bis 92 mg/km und somit zwischen den von Rauterberg-Wulff für Tunnelbedingungen und den von Abu-Allaban ermittelten Werten. Für SNF liegen die Werte aus EMPA / PSI im Bereich von 74 mg/km bis 819 mg/km und im Mittel nahe an den Werten von Rauterberg-Wulff, also weit unter den von Abu-Allaban angegebenen Werten.

A6.3.5 Lohmeyer (2004)

Von Lohmeyer wurden im Jahr 2004 neue Emissionsfaktoren für die Nicht-Abgas-PM10-Emissionen vorgestellt [LOHMEYER, 2004]. Sie beinhalten alle Nicht-Abgas-PM10-Emissionen – also die Emissionen aus Reifen-, Brems- und Straßenabrieb sowie aus der Aufwirbelung von Straßenstaub.

In Tabelle 148 sind Werte für Durchschnitts-Verkehrssituationen angeführt.

Tabelle 148: Abriebs- und Aufwirbelungsemissionen (Nicht-Abgasemissionen) nach LOHMEYER 2004 in g/Fzg-km.

	Pkw, LNF	Lkw
AB	0,022	0,200
AO	0,022	0,200
IO	0,057	0,467

ANHANG 7: HERKUNFTSANALYSE MIT STATISTISCHEN VERFAHREN

A7.1 Faktorenanalyse:

Unter Faktorenanalyse wird eine Gruppe von multivariaten statistischen Verfahren verstanden. Mit faktorenanalytischen Modellen wird für einen Datensatz eine bestimmte Zahl von Faktoren ermittelt, welche als „Quellen“ interpretiert werden können.

Vorteil der faktorenanalytischen Verfahren ist die Unabhängigkeit von Daten der Zusammensetzung der Emissionsquellen. Die Analyse geht von einer Matrix von Immissionsmessdaten aus und ermittelt verursachende Faktoren, die im günstigen Fall Emissionsquellen(gruppen) darstellen.

Nachteil der faktorenanalytischen Verfahren ist die Abhängigkeit der Lösung von den „unabhängigen“ Faktoren. Dies bedeutet, dass Quellen, deren Emissionsmuster gleichartige Konzentrationsverläufe in der Immission aufzeigen, nicht aufgelöst werden können. Da dies in den urbanen Gebieten zunehmend der Fall ist, wird die Faktorenanalyse mehr zur Erkennung von singulären Ereignissen, Ausreißern oder für spezielle Fragestellungen eingesetzt.

Im gegenwärtigen Anwendungsfall wird untersucht, ob in den oben genannten Datensätzen Quellensignaturen auftreten, welchen eine physikalische Bedeutung beigemessen werden kann.

Die Hauptkomponentenanalyse der Faktorenanalyse wurde mittels Varimax Rotation Normalized Mode durchgeführt (Softwarepackage STATISTICA 6.0). Die Validierung der Hauptkomponenten erfolgte mittels des Scree-Plot Checks, wobei nur Hauptkomponenten, die einen signifikanten Teil von Gesamtvarianz erklären, in Betracht gezogen sind. Weiters werden nur Eigenwerte > 1 betrachtet.

Die Faktoren werden nach einem Eigenwertkriterium extrahiert und sind in den nachfolgenden Tabellen als PC („Principal Component“) angegeben. Die Zuordnungen von vermuteten Quellen zu Faktoren erfolgt nach Annahmen über die Komponentenverteilung in den potentiellen Aerosolquellen. Da die Analysen jedoch nicht im Hinblick auf Tracerkomponenten von Quellen eingerichtet, sondern nach anderen Gesichtspunkten wie z. B. Erfassung der Hauptkomponenten des Aerosols ausgerichtet wurden, sind für bestimmte Quellen keine Tracer verfügbar. Die Zuordnung der Quellen erfolgt somit nach arbiträren Maßstäben.

Folgende Komponentenkombinationen wurden Quellen zugeordnet:

EC	Diesel-Kfz-Emission (andere Quellen tragen auch bei, jedoch an den beprobten Messstellen in weit geringerem Ausmaß)
NO ₃ , (NH ₄)	Nitrat-Sekundäraerosol
SO ₄ , (NH ₄)	Sulfat-Sekundäraerosol
V, Ni	Hinweis auf Ölverbrennung
Cd, Pb, As	Hinweis auf Kohleverbrennung
Na, Cl	Streusalz

Ca, Mg, CO₃ Dolomit-Streusplitt, Straßenstaub
Fe, Mn, Cu in Verbindung mit Straßenstaub Hinweis auf Bremsabrieb von Kfz

Nicht erkennbar in diesem Schema sind z. B. Anteile aus der Biomasseverbrennung – diese sollten etwa K und OC enthalten – sowie sekundäre organische Partikel.

Die versuchten Zuordnungen der Tabellen lassen erkennen, dass die möglichen Quellen oft nur undeutlich in den Faktoren auftauchen, und die gemischten Faktoren oft unterschiedliche Komponenten enthalten. Das statistische Programm ist immer in der Lage quantitative Zuordnungen der Hauptkomponenten zur Aerosolmasse vorzunehmen. Es ist jedoch nicht kontrollierbar, ob die teilweise bruchstückhaften Quellenzuordnungen tatsächlich den Faktoren entsprechen, deren Beitrag im Rechenprogramm abgeleitet wird.

Tabelle 149 enthält eine Zusammenfassung der Ergebnisse der Hauptkomponentenanalyse (Faktorenanalyse). Bei rascher Betrachtung scheint man für bestimmte Kombinationen von Komponenten häufige Übereinstimmungen zu erhalten. In der Praxis ist es jedoch sehr schwierig, die Hauptquellen in den Kombinationen zu verifizieren, da verschiedene Komponenten, wie z. B. Schwermetalle in unterschiedlichen Faktoren in unterschiedlichen Kombinationen (und mit unklarer Quellenzuordnung) auftreten. Völlig unklar sind zum Beispiel die jeweils zweiten Faktoren bei AKH PM_{2,5} mit Na, Ca und Cr als signifikant geladene Komponenten; bei Spittelau PM_{2,5} und PM₁₀ mit K, Mg, Cl und Pb als signifikant geladene Komponenten sowie bei Illmitz PM_{2,5} mit K, Cl und Ni; und Illmitz PM₁₀ mit Cl und Ni als signifikant geladene Komponenten. Eine undefinierbare Zuordnung beim 2. Faktor mit erklärten Varianzen im Bereich von 17-27 % würde bei einem Quantifizierungsansatz zu relativ hohen Quellenbeiträgen führen - in den genannten Fällen mit völlig unerklärlichen Komponenten. Auch bei den weiteren Beispielen sind zahlreiche Komponenten mit unklaren Zuordnungen.

Die Faktorenanalyse kann somit als Datenanalyse-Methode eine Rolle spielen. Die Ableitung quantitativer Aerosolbeiträge scheint jedoch mit der angewendeten Variante nicht erfolgreich zu sein, da Faktoren mit unklaren Quellenzuordnungen auftreten, die keinen bekannten Hauptverursachern zuordenbar sind.

Tabelle 149: Vergleich der Faktoren aller chemischen Analysen.

Station	PC1	PC2	PC3	PC4
AKH2.5	EC, OC, NH ₄ , K, Cl, NO ₃ , SO ₄ , As, Cu, Ni, Pb, V, Zn	Na, Ca, Cr	Mg, Cd	Co, Fe, Mn
AKH10	EC, OC, Na, Cl, NO ₃ , Ni, Pb, V, Zn, Cd	NH ₄ , SO ₄ , As, K	Mg, Ca, Cr	Mn, Fe, Co, Cu
STR2.5	EC, Na, NH ₄ , K, Mg, Cl, NO ₃ , Cr	As, Cd, Cu, Ni, Pb, V, Zn	SO ₄ , Co, Fe, Mn	OC, Ca
STR10	Na, K, As, Cd, Pb, V, Zn	EC, OC, SO ₄ , Co, Cr	NH ₄ , Cl, NO ₃ , Fe, Mn	Ca, Mg, Cu, Ni
GRA2.5	EC, OC, Na, K, Ca, Mg, Co, Fe, Mn, Ni, Pb, Zn	NH ₄ , NO ₃ , SO ₄ , As, Cd, V	Cr, Cu	Cl
GRA10	EC, OC, K, Cl, As, Cd, Pb, Cu, Zn	Ca, Mg, Co, Cr, Fe, Mn, Ni, Na	NH ₄ , NO ₃ , SO ₄ , V	X
LIN2.5	EC, OC, NH ₄ , K, Cl, SO ₄ , As, Pb, V, Zn, Cd	Co, Cr, Cu, Fe, Mn, Ni	Na, Ca, Mg, NO ₃	X
LIN10	EC, OC, NH ₄ , K, Cl, SO ₄ , As, Cd, Pb, V, Zn	Co, Cr, Cu, Fe, Mn, Ni	Na, Ca, Mg, NO ₃	X
ILL2.5	EC, OC, NH ₄ , SO ₄ , NO ₃ , As, Cd, Pb	K, Cl, Ni	Fe, Mg, Ca	Na
ILL10	EC, OC, NH ₄ , SO ₄ , NO ₃ , K, Pb, Cd, As	Cl, Ni	Fe, Mg, Ca	Na
SPI2.5	OC, NH ₄ , SO ₄ , NO ₃ , As, Cd, Ni	K, Mg, Cl, Pb	EC, Fe, Ca	Na
SPI10	OC, NH ₄ , SO ₄ , NO ₃ , As, Cd, Ni	K, Mg, Cl, Pb	EC, Fe, Ca	Na
LIE10	Ca, Mg, CO ₃ , Co, Cr, Cu, Fe, Mn, Zn	Na, Cl, As, Cd, Pb, V	EC, OC, NH ₄ , K, NO ₃ , Ni	SO ₄
SCH10	Ca, Mg, Co, Cr, Cu, Fe, Mn, Zn	EC, OC, NH ₄ , K, NO ₃ , Ni, V, SO ₄	As, Cd, Pb	Na, Cl, CO ₃

Anmerkung: Organische Tracer sind nicht berücksichtigt

Die nachfolgenden Tabellen enthalten die Faktorenladungen für die wichtigsten ermittelten Hauptkomponenten und die zugehörigen Varianzen. Signifikante Faktorenladungen sind fett dargestellt (entsprechend dem Malinowski Signifikanztest).

Die Faktoren werden nach einem Eigenwertkriterium extrahiert und sind in den Tabellen als PC („Principal Component“) angegeben.

Tabelle 150: Schafberg PM10 Factor Loadings (Varimax normalized).

Komponenten	PC1	PC2	PC3	PC4
EC	0.19	0.78	0.33	0.11
OC	0.36	0.70	0.25	0.14
CO ₃	0.57	-0.13	0.01	0.70
Na	0.02	0.10	-0.07	0.93
NH ₄	0.04	0.83	0.33	-0.05
K	0.18	0.73	0.36	0.15
Mg	0.74	0.19	-0.16	-0.01
Ca	0.65	-0.02	-0.07	0.65
Cl	-0.09	0.18	-0.07	0.94
NO ₃	0.13	0.91	0.05	0.09
SO ₄	0.09	0.51	0.52	-0.17
As	0.01	0.25	0.88	-0.05
Cd	0.21	0.32	0.87	-0.07
Co	0.83	0.43	0.26	0.07
Cr	0.80	0.18	0.36	-0.15
Cu	0.83	0.26	0.18	-0.07
Fe	0.89	0.32	0.05	0.14
Mn	0.83	0.06	0.40	0.23
Ni	0.54	0.80	0.09	0.02
Pb	0.27	0.30	0.84	-0.12
V	0.20	0.73	0.40	-0.05
Zn	0.56	0.47	0.53	0.09
Erkl. Var %	25.5	25.0	16.5	12.3

Vier latente Faktoren werden identifiziert:

PC1: (25.5 %): **Mg, Ca, Co, Cr, Cu, Fe, Mn, Zn** – „*Straßenstaub*“ und „*Bremsabrieb*“

PC2: (25.0 %): **EC, OC, NH₄, SO₄, K, NO₃, Ni, V** – *Verkehr, Ölverbrennung, Sekundär-aerosole*

PC3: (16.5 %): **As, Cd, Pb** – *Kohleverbrennung*

PC4 (12.3 %): **Cl, Na, CO₃** – *Streusalz, Karbonat*

Tabelle 151: Liesing PM10 Factor loadings, (Varimax normalized).

Komponenten	PC1	PC2	PC3	PC4
EC	0.29	0.27	0.73	-0.02
OC	0.52	0.22	0.65	0.34
CO ₃	0.92	0.07	-0.07	-0.03
Na	0.02	0.91	0.10	-0.12
NH ₄	-0.17	0.25	0.70	0.58
K	0.10	0.24	0.77	0.48
Mg	0.72	-0.17	-0.36	0.34
Ca	0.93	-0.02	-0.16	0.09
Cl	0.05	0.91	0.19	-0.10
NO ₃	0.03	0.24	0.85	0.27
SO ₄	-0.04	0.27	0.34	0.81
As	0.16	0.74	0.12	0.50
Cd	0.27	0.68	0.34	0.33
Co	0.88	0.26	0.28	0.09
Cr	0.77	0.21	0.30	0.02
Cu	0.90	0.05	0.32	0.02
Fe	0.91	0.08	0.34	-0.01
Mn	0.95	0.19	0.05	0.15
Ni	0.54	0.51	0.60	0.00
Pb	0.40	0.57	0.37	0.45
V	0.15	0.79	0.34	0.11
Zn	0.68	0.42	0.50	0.09
Erkl. Var. %	34.1	19.6	19.5	12.5

Vier latente Faktoren (Emissionsquellen) werden identifiziert:

PC1 (34.1 %): CO₃, Mg, Ca, Co, Cr, Cu, Fe, Mn, Zn – „**Straßenstaub**“, „**Ca-,Mg-Karbonat**“ und „**Bremsabrieb**“

PC2 (19.6 %): Na, Cl, As, Cd, Pb, V – „**Streusalz**“ und „**Kohleverbrennung**“

PC3 (19.5 %): EC, OC, NH₄, K, NO₃, Ni – **Verkehr, Ölverbrennung, Nitrat-Sekundäraerosol**

PC4 (12.5 %): SO₄, – **Sulfat-Sekundäraerosol**

Tabelle 152: AKH PM_{2,5} Factor loadings, (Varimax normalized).

Komponenten	PC1	PC2	PC3	PC4
EC	0.71	0.42	0.37	0.12
OC	0.66	0.19	0.63	0.29
Na	0.58	0.68	0.31	0.22
NH ₄	0.98	-0.04	0.16	-0.03
K	0.68	0.28	0.60	-0.09
Ca	-0.24	0.87	-0.02	0.32
Mg	0.28	-0.15	0.81	0.13
Cl	0.65	0.58	0.41	0.16
NO ₃	0.82	0.33	0.25	0.16
SO ₄	0.60	-0.57	-0.10	-0.21
As	0.88	-0.05	0.17	-0.10
Cd	0.05	0.33	0.67	0.58
Co	0.57	0.41	0.05	0.66
Cr	-0.21	0.88	0.09	0.21
Cu	0.89	0.25	-0.13	-0.01
Fe	-0.30	-0.01	0.11	0.81
Mn	0.52	0.07	0.19	0.73
Ni	0.75	0.52	0.30	0.18
Pb	0.88	-0.02	0.35	-0.03
V	0.92	-0.10	0.30	0.11
Zn	0.91	-0.01	0.29	0.21
Erkl. Var. %	45.8	17.6	13.5	11.7

Vier latente Faktoren werden identifiziert:

PC1 (45.8 %): EC, OC, NH₄, K, Cl, NO₃, SO₄, As, Cu, Ni, Pb, V, Zn – **Gemischter Faktor mit Verkehr, Nitrat und Sulfat-Sekundäraerosol, Ölverbrennung**

PC2 (17.6 %): Na, Ca, Cr – **undefiniert**

PC3 (13.5 %): Mg, Cd – **undefiniert**

PC4 (11.7 %): Co, Fe, Mn – **undefiniert**

Tabelle 153: Wien-AKH PM10 Factor loadings, (Varimax normalized).

Komponenten	PC1	PC2	PC3	PC4
EC	0.91	0.20	0.19	0.19
OC	0.65	0.37	0.34	-0.25
Na	0.70	0.13	0.57	-0.06
NH ₄	0.62	0.72	0.05	-0.25
K	0.48	0.54	0.50	-0.29
Ca	0.10	-0.23	0.63	0.61
Mg	0.18	0.06	0.88	0.34
Cl	0.69	0.14	0.57	-0.13
NO ₃	0.77	0.22	0.48	-0.14
SO ₄	0.07	0.96	-0.14	0.00
As	0.28	0.73	0.40	0.11
Cd	0.61	0.68	0.02	-0.17
Co	0.25	-0.14	0.09	0.90
Cr	-0.26	0.03	-0.88	0.32
Cu	0.36	0.39	-0.14	0.60
Fe	-0.28	-0.37	-0.44	0.63
Mn	-0.28	0.02	0.02	0.90
Ni	0.88	0.11	0.27	0.15
Pb	0.71	0.65	-0.13	-0.14
V	0.73	0.65	0.17	0.00
Zn	0.87	0.37	0.10	0.20
Erkl. Var. %	32.8	20.7	17.9	16.1

Vier latente Faktoren (Emissionsquellen) werden identifiziert:

PC1: (32.8 %): **EC, OC, Na, Cl, NO₃, Ni, Pb, V, Zn, Cd – Gemischter Faktor mit Verkehr, Nitrat-Sekundäraerosol, Ölverbrennung**

PC2: (20.7 %): **NH₄, SO₄, As, K – Sulfat-Sekundäraerosol, As, K undefiniert**

PC3: (17.9 %): **Mg, Ca – Straßenstaub**

PC4: (16.1 %): **Mn, Co, Fe, Cu – Bremsabrieb**

Tabelle 154: Streithofen PM2,5 Factor loadings, (Varimax normalized).

Komponenten	PC1	PC2	PC3	PC4
EC	0.79	0.17	0.26	0.50
OC	0.48	0.43	-0.01	0.60
Na	0.84	-0.14	-0.04	-0.48
NH ₄	0.89	-0.05	0.20	0.35
K	0.93	-0.08	-0.01	0.28
Ca	-0.18	-0.21	-0.03	-0.90
Mg	0.79	0.17	0.06	-0.08
Cl	0.91	0.09	-0.28	0.21
NO ₃	0.94	-0.11	-0.17	0.10
SO ₄	0.07	0.19	0.64	0.62
As	-0.01	0.91	-0.11	0.13
Cd	-0.15	0.71	0.60	0.03
Co	0.48	0.46	0.60	0.15
Cr	-0.72	0.27	0.56	0.03
Cu	0.12	0.67	0.15	0.55
Fe	-0.16	-0.20	0.95	-0.04
Mn	-0.01	0.16	0.93	0.09
Ni	0.02	0.94	0.07	0.17
Pb	-0.30	0.90	0.18	0.16
V	0.30	0.90	0.08	0.11
Zn	-0.07	0.80	0.03	0.06
Erkl. Var. %	31.3	26.8	16.6	12.9

Vier latente Faktoren (Emissionsquellen) werden identifiziert:

PC1 (31.3 %): **EC, Na, NH₄, K, Mg, Cl, NO₃, Cr – Gemischter Faktor mit Verkehr, Nitrat-Sekundäraerosol, K, Mg, Cl, Cr undefiniert**

PC2 (26.8 %): **As, Cd, Cu, Ni, Pb, V, Zn – Ölverbrennung, Kohleverbrennung**

PC3 (16.6 %): **SO₄, Co, Fe, Mn – Sulfat-Sekundäraerosol, Fe, Mn undefiniert**

PC4 (12.9 %): **OC, Ca, [SO₄] undefiniert**

Tabelle 155: Streithofen PM10 Factor loadings, (Varimax normalized).

Komponenten	PC1	PC2	PC3	PC4
EC	0.49	0.58	0.59	0.17
OC	0.09	0.76	0.36	0.45
Na	0.65	-0.45	0.40	-0.34
NH ₄	0.31	0.58	0.69	0.21
K	0.85	0.20	0.39	-0.12
Ca	0.12	-0.28	-0.25	-0.85
Mg	0.43	-0.43	-0.13	-0.76
Cl	0.62	-0.26	0.66	-0.04
NO ₃	0.36	0.15	0.87	-0.08
SO ₄	0.12	0.90	-0.04	0.10
As	0.92	0.26	0.21	-0.01
Cd	0.73	0.64	0.10	0.00
Co	0.25	0.80	-0.37	-0.38
Cr	0.35	0.73	-0.14	0.37
Cu	0.13	0.02	-0.04	0.86
Fe	-0.52	0.11	-0.71	-0.06
Mn	-0.07	0.23	-0.78	-0.36
Ni	0.62	-0.18	0.05	0.70
Pb	0.87	0.42	0.08	0.07
V	0.89	0.16	0.38	0.04
Zn	0.79	0.39	0.30	0.20
Erkl. Var. %	31.6	22.6	19.5	16.2

Vier latente Faktoren (Emissionsquellen) werden identifiziert:

PC1: (31.6 %): **Na, K, As, Cd, Pb, V, Zn – Kohleverbrennung und undefinierte Beiträge**

PC2: (22.6 %): **EC, OC, SO₄, Co, Cr – Verkehr, Sulfat-Sekundäraerosol**

PC3: (19.5 %): **NH₄, Cl, NO₃, Fe, Mn – Nitrat-Sekundäraerosol, Cl, Fe, Mn undefiniert**

PC4: (16.2 %): **Ca, Mg, Cu, Ni – Straßenstaub, Cu, Ni undefiniert**

Tabelle 156: Graz PM_{2,5} Factor loadings, (Varimax normalized).

Komponenten	PC1	PC2	PC3	PC4
EC	0.937	0.278	0.016	0.062
OC	0.801	0.379	0.181	0.015
Na	0.961	0.185	0.150	0.004
NH ₄	0.311	0.922	0.088	-0.174
K	0.780	0.528	0.203	0.058
Ca	0.904	-0.145	0.097	-0.165
Mg	0.906	0.183	0.159	-0.071
Cl	0.041	-0.109	0.014	0.955
NO ₃	0.656	0.663	-0.090	-0.035
SO ₄	-0.199	0.828	0.345	-0.361
As	0.492	0.798	0.260	0.093
Cd	0.596	0.676	0.200	0.211
Co	0.939	-0.077	0.183	0.114
Cr	0.259	0.372	0.777	0.181
Cu	0.516	0.000	0.750	-0.209
Fe	0.812	0.133	0.264	0.055
Mn	0.908	0.169	0.293	0.097
Ni	0.743	0.586	0.206	0.052
Pb	0.813	0.507	0.138	0.120
V	-0.014	0.923	-0.030	0.025
Zn	0.865	0.375	0.196	0.157
Erkl. Var. %	50.2	26.0	8.7	6.2

Vier latente Faktoren (Emissionsquellen) werden identifiziert:

PC1: (50.2 %): **BC, OC, Na, K, Ca, Mg, Co, Fe, Mn, Ni, Pb, Zn – Verkehr, Kohleverbrennung, Straßenstaub**

PC2 (26.0 %): **NH₄, NO₃, SO₄, As, Cd, V – Sekundäraerosol**

PC3 (8.7 %): **Cr, Cu – undefiniert???**

PC4 (6.2 %) **Cl – undefiniert???**

Tabelle 157: Graz PM10 Factor loadings, (Varimax normalized).

Komponenten	PC1	PC2	PC3
EC	0.84	0.41	0.05
OC	0.75	0.59	0.17
Na	0.46	0.56	0.64
NH ₄	0.32	0.05	0.94
K	0.81	0.29	0.44
Ca	0.25	0.91	0.22
Mg	0.32	0.52	0.63
Cl	0.79	0.33	0.37
NO ₃	0.44	0.50	0.71
SO ₄	0.12	-0.06	0.96
As	0.68	0.18	0.69
Cd	0.81	0.08	0.56
Co	0.17	0.90	-0.04
Cr	0.60	0.66	0.30
Cu	0.71	0.67	0.02
Fe	0.61	0.77	0.12
Mn	0.64	0.69	0.25
Ni	0.56	0.70	0.39
Pb	0.83	0.38	0.38
V	0.10	0.19	0.94
Zn	0.84	0.38	0.28
Erkl. Var. %	36.9	28.6	27.4

Drei latente Faktoren (Emissionsquellen) werden identifiziert:

PC1: (36.9 %): **EC, OC, K, Cl, As, Cd, Cu, Pb, Zn – Verkehr, Kohleverbrennung**

PC2: (28.6 %): **Ca, Mg, Co, Cr, Fe, Mn, Ni, Na – Straßenstaub**

PC3: (27.4 %): **NH₄, NO₃, SO₄, V – Nitrat- und Sulfat-Sekundäraerosol**

Tabelle 158: Linz PM_{2,5} Factor loadings, (Varimax normalized).

Komponenten	PC1	PC2	PC3
EC	0.61	0.61	0.44
OC	0.82	0.41	0.29
Na	0.50	0.14	0.78
NH ₄	0.71	0.18	0.65
K	0.92	0.08	0.28
Ca	0.15	0.35	0.88
Mg	0.37	0.52	0.72
Cl	0.71	0.31	0.60
NO ₃	0.46	0.34	0.76
SO ₄	0.88	0.04	0.43
As	0.86	0.25	0.40
Cd	0.84	0.11	0.32
Co	-0.06	0.92	0.28
Cr	0.14	0.90	0.16
Cu	0.31	0.87	0.09
Fe	0.15	0.96	0.12
Mn	0.29	0.82	0.40
Ni	0.50	0.78	0.36
Pb	0.88	0.33	0.27
V	0.73	0.43	0.47
Zn	0.87	0.18	-0.07
Erkl. Var. %	39.3	29.5	22.7

Drei latente Faktoren (Emissionsquellen) werden identifiziert:

PC1: (39.3 %): **OC, EC, NH₄, K, Cl, SO₄, As, Cd, Pb, V, Zn – Verkehr, Kohleverbrennung, Sulfat-Sekundäraerosol**

PC2: (29.5 %): **Co, Cr, Cu, Fe, Mn, Ni – undefiniert**

PC3: (22.7 %): **Na, Ca, Mg, NO₃ – Straßenstaub, Nitrat-Sekundäraerosol**

Tabelle 159: Linz PM10 Factor loadings, (Varimax normalized).

Komponenten	PC1	PC2	PC3
EC	0.61	0.61	0.44
OC	0.82	0.41	0.29
Na	0.50	0.14	0.78
NH ₄	0.71	0.18	0.65
K	0.92	0.08	0.28
Ca	0.15	0.35	0.88
Mg	0.37	0.52	0.72
Cl	0.71	0.31	0.60
NO ₃	0.46	0.34	0.76
SO ₄	0.88	0.04	0.43
As	0.86	0.25	0.40
Cd	0.84	0.11	0.32
Co	-0.06	0.92	0.28
Cr	0.14	0.90	0.16
Cu	0.31	0.87	0.09
Fe	0.15	0.96	0.12
Mn	0.29	0.82	0.40
Ni	0.50	0.78	0.36
Pb	0.88	0.33	0.27
V	0.73	0.43	0.47
Zn	0.87	0.18	-0.07
Erkl. Var. %	39.4	29.5	22.7

Drei latente Faktoren (Emissionsquellen) werden identifiziert:

PC1: (39.4 %): **EC, OC, NH₄, K, Cl, SO₄, As, Cd, Pb, V, Zn – Verkehr, Kohleverbrennung, Sulfat-Sekundäraerosol**

PC2: (29.5 %): **Co, Cr, Cu, Fe, Mn, Ni – Bremsabrieb**

PC3: (22.7 %): **Na, Ca, Mg, NO₃ – Nitrat-Sekundäraerosol, Straßenstaub**

Tabelle 160: Illmitz PM_{2,5} Factor loadings, (Varimax normalized).

Komponenten	PC1	PC2	PC3	PC4
EC	0.72	0.53	0.04	0.27
OC	0.72	0.59	0.03	0.25
NO ₃	0.65	0.46	-0.12	0.23
SO ₄	0.85	0.19	0.07	-0.04
NH ₄	0.87	0.42	-0.08	0.07
Fe	0.10	-0.03	0.91	0.03
Na	0.23	0.05	0.02	0.83
K	0.51	0.62	0.11	0.36
Mg	0.02	0.39	0.52	0.57
Ca	-0.03	-0.02	0.97	0.04
Cl	0.29	0.67	0.13	0.32
Pb	0.90	0.25	0.11	0.10
Cd	0.82	0.10	0.14	0.09
As	0.74	0.04	-0.10	0.27
Ni	0.19	0.81	-0.11	-0.14
Erkl. Var. %	35.9	18.4	14.4	10.3

Vier latente Faktoren (Emissionsquellen) werden identifiziert:

PC1 (35.9 %): **EC, OC, NO₃, SO₄, NH₄, Pb, Cd, As – Verkehr, Kohleverbrennung, Nitrat- und Sulfat-Sekundäraerosol**

PC2 (18.4 %): **K, Cl, Ni - undefiniert**

PC3 (14.4 %): **Fe, Mg, Ca – Straßenstaub**

PC4 (10.3 %): **Na - undefiniert**

Tabelle 161: Illmitz PM₁₀ Factor loadings, (Varimax normalized).

Komponenten	PC1	PC2	PC3	PC4
EC	0.75	0.52	0.05	-0.01
OC	0.72	0.58	0.02	0.05
NO ₃	0.57	0.54	-0.19	0.28
SO ₄	0.94	0.03	0.07	-0.10
NH ₄	0.88	0.41	-0.12	0.01
Fe	0.02	0.25	0.93	0.01
Na	-0.09	0.15	0.07	0.87
K	0.73	0.62	-0.06	0.07
Mg	0.20	-0.24	0.65	0.60
Ca	0.02	-0.05	0.97	0.06
Cl	0.14	0.77	0.32	0.23
Pb	0.91	0.21	0.13	-0.05
Cd	0.81	0.22	0.23	-0.15
As	0.78	0.11	-0.04	0.32
Ni	0.30	0.72	-0.02	-0.14
Erkl. Var. %	38.8	19.5	16.5	9.4

Vier latente Faktoren (Emissionsquellen) werden identifiziert:

PC1 (38.8 %): **EC, OC, NO₃, SO₄, NH₄, K, Pb, Cd, As – Verkehr, Kohleverbrennung, Nitrat- und Sulfat-Sekundäraerosol**

PC2 (19.5 %): **Cl, Ni – undefiniert**

PC3 (16.5 %): **Fe, Mg, Ca – Straßenstaub**

PC4 (9.4 %): **Na – undefiniert**

Tabelle 162: Spittelauer Lände PM_{2,5} Factor loadings, (Varimax normalized).

Komponenten	PC1	PC2	PC3	PC4
EC	0.46	0.21	0.72	-0.09
OC	0.76	0.39	0.39	0.16
NO ₃	0.82	0.32	0.10	0.30
SO ₄	0.78	0.42	0.01	-0.15
NH ₄	0.95	0.20	-0.02	0.04
Fe	0.08	0.00	0.92	-0.13
Na	0.15	0.17	0.02	0.94
K	0.23	0.96	-0.10	0.01
Mg	0.15	0.92	0.26	0.10
Ca	-0.03	-0.02	0.85	0.21
Cl	0.36	0.87	-0.08	0.28
Pb	0.41	0.89	0.13	0.02
Cd	0.83	0.22	0.27	0.05
As	0.89	0.06	-0.07	0.05
Ni	0.79	0.27	0.24	0.13
Erkl. Var. %	36.4	26.7	16.6	8.0

Vier latente Faktoren (Emissionsquellen) werden identifiziert:

PC1 (36.4 %): **OC, NO₃, SO₄, NH₄, Cd, As, Ni – Kohleverbrennung, Nitrat- und Sulfat-Sekundäraerosol**

PC2 (26.7 %) – **K, Mg, Cl, Pb – Undefiniert**

PC3 (16.6 %): **EC, Fe, Ca Verkehr, Straßenstaub**

PC4 (8.0 %): **Na – Undefiniert**

Tabelle 163: Spittelauer Lände PM10 Factor loadings, (Varimax normalized).

Komponenten	PC1	PC2	PC3	PC4
EC	0.38	0.18	0.82	0.04
OC	0.65	0.30	0.54	0.29
NO ₃	0.80	0.29	0.15	0.26
SO ₄	0.77	0.49	0.08	0.06
NH ₄	0.93	0.19	-0.05	0.16
Fe	0.00	0.03	0.91	-0.20
Na	0.21	0.18	-0.03	0.94
K	0.16	0.97	-0.07	0.12
Mg	0.23	0.91	0.18	0.12
Ca	0.02	-0.02	0.84	0.06
Cl	0.28	0.71	-0.01	0.63
Pb	0.35	0.89	0.21	0.10
Cd	0.83	0.19	0.24	-0.02
As	0.88	0.07	0.11	0.12
Ni	0.54	0.25	0.54	0.24
Erkl. Var. %	31.6	24.6	20.1	10.7

Vier latente Faktoren (Emissionsquellen) werden identifiziert:

PC1 (31.6 %): **OC, NO₃, SO₄, NH₄, Cd, As, Ni – Kohleverbrennung, Nitrat- und Sulfat-Sekundäraerosol**

PC2 (24.6 %): **K, Mg, Cl, Pb – undefiniert**

PC3 (20.1 %): **EC, Fe, Ca – Verkehr**

PC4 (10.7 %): **Na – undefiniert**

A7.2 Clusteranalyse:

Unter Clusteranalyse versteht man eine Gruppe von Verfahren, die eine bestimmte Ähnlichkeit zwischen verschiedenen Objekten, die durch eine Reihe von Variablen beschrieben sind, sucht. Die Gruppierung von ähnlichen Objekten (Clustering) ermöglicht ihre bessere hierarchische Klassifizierung, wobei interessante Datenstrukturen entdeckt werden. Die Interpretation von den gebildeten Strukturen (Clusters) zeigt oft welche Faktoren für die Gruppierung verantwortlich sind. Bei der Clusteranalyse werden nicht nur Objekte, die durch Variablen beschrieben sind, klassifiziert (clusteriert), sondern auch die Variablen. Da die Clusteranalyse ein Projektionsverfahren ist, werden alle Resultate graphisch dargestellt.

Die Aufgaben waren:

1. Ähnlichkeit oder Verschiedenheit zwischen Sammelstellen zu finden (jede Sammelstelle wird durch die Monatsmittelwerte der chemischen Komponenten (Variablen) beschrieben);
2. Ähnlichkeit oder Verschiedenheit zwischen Variablen zu entdecken und die gebildeten Variablenclusters mit den Ergebnissen der Faktorenanalyse zu vergleichen.

Die Clusteranalyse wurde nach z-Transformation der Ausgangsdaten durchgeführt. Als Ähnlichkeitsmaß wurde die Euklidische Distanz verwendet, die Gruppierung erfolgte nach dem Ward'schen Verfahren. Die Signifikanz der Cluster wurde durch das Sneath'sche Kriterium bestimmt.

Tabelle 164 enthält eine Zusammenfassung der Ergebnisse der Clusteranalyse für alle Probenahmestellen.

Tabelle 164: Vergleich von Clustern aus allen Sammelstellen.

Station	K1	K2	K3	K4
AKH2.5	EC, OC, NH ₄ , K, Cl, Ni, Na, Mn, Co, Cd, Mg	NO ₃ , As, Cu, Pb, V, Zn	Fe, Ca	Cr, SO ₄ , Ox
AKH10	EC, OC, Na, Cl, NO ₃ , Ni, Pb, V, Zn, Cd, NH ₄ , K, Cu	Ox, SO ₄ , As	Mn, Fe, Co, Cr, Mg, Ca	X
STR2.5	EC, OC, Na, NH ₄ , K, Mg, Cl, NO ₃	As, Cu, Ni, V, Zn	SO ₄ , Co, Fe, Mn, Cr, Cd, Pb, Ca	X
STR10	EC, Na, K, As, Cd, Pb, V, Zn, NH ₄ , Cl, NO ₃	Ox, OC, SO ₄ , Co, Cr, Cu, Ni	Fe, Mn, Ca, Mg	X
GRA2.5	EC, OC, K, Cl, As, Cd, Cu, Pb, Zn, NO ₃ , Ni	Ca, Mg, Co, Cr, Fe, Mn, Na	NH ₄ , SO ₄ , V, Ox	X
GRA10	EC, K, Cl, As, Cd, Pb, Zn	Ca, Co, Cr, Fe, Mn, Ni, OC, Cu	NH ₄ , NO ₃ , SO ₄ , V, Na, Mg, Ox	X
LIN2.5	EC, NH ₄ , Cl, Pb, Cd, Cu, Mn, Na, NO ₃ , Ca, Co, Ni	Cr, Fe, OC, K, SO ₄ , As, V, Zn, Mg	Ox	X
LIN10	EC, Fe, Mn, Ni, Co, Cr, Cu	OC, SO ₄ , Pb, K, Zn, Cd, As	Na, Ca, Mg, NO ₃ , NH ₄ , Cl, V	Ox
ILL2.5	EC, OC, NH ₄ , SO ₄ , NO ₃ , As, Cd, Pb, K, Na	Cl, Ni, Mg	Fe, Ca	X
ILL10	EC, OC, NH ₄ , SO ₄ , NO ₃ , K, Pb, Cd, As, Ni	Cl, Na	Fe, Mg, Ca	X
SPI2.5	OC, Cd, Ni, Na	K, Mg, Cl, Pb, NH ₄ , SO ₄ , NO ₃ , As	EC, Fe, Ca	X
SPI10	OC, EC, NO ₃ , Cd, Ni, Na, Cl	K, Mg, Pb, NH ₄ , SO ₄ , As	Fe, Ca	X
LIE10	EC, Ca, Mg, CO ₃ , Co, Cr, Cu, Fe, Mn, Zn, Ni, V	OC, As, Cd, Pb, SO ₄ , Ox, K, NH ₄ , NO ₃	Na, Cl	X
SCH10	Mg, Cr, Cu, Fe, Mn, As, Cd, Pb, SO ₄ , Ox	EC, OC, NH ₄ , K, NO ₃ , Ni, V, Zn, Co	Ca, Na, Cl, CO ₃	X

Bemerkung: Es wurden keine organische Tracer betrachtet (nur Oxalat für AUPHEP-Daten)

Die Gruppierung der Probenahmestellen zeigt, dass in einem Cluster dominierend Objekte von AKH und Linz zusammen auftreten, in einem anderen findet man eine Gruppierung von Graz-, Liesing- und Schafbergobjekten. Einzelne Objekte von AKH und Graz sind mit einer Objektgruppe aus Streithofen verbunden.

Bei Vergleich der Ergebnisse der Faktoren- und der Clusteranalysen sind zahlreiche Ähnlichkeiten zu erkennen. Viele der identifizierten Faktoren findet man in den Clustern. Es besteht aber keine volle Übereinstimmung von den Gruppen und Hauptkomponenten (latente Faktoren), so dass die Quellenzuordnung aufgrund von Element- bzw. Komponentengruppen fraglich erscheint. Es ist jedenfalls nicht möglich, die einzelnen Emissionsquellen exakt zu identifizieren, da die statistischen Verfahren die im Datensatz enthaltene statistische Information nicht als offensichtliche Einzelquellen extrahieren können. So liegt der Schluss nahe, dass zahlreiche gemischte Faktoren auftreten, oder auch nicht verständliche Lösungen extrahiert werden.

Für die vorliegenden Datensätze scheinen Faktorenanalyse und Clusteranalyse nicht geeignet zu sein, nachvollziehbare Ergebnisse über Quelleneinflüsse auf die Datensätze zu liefern.

Nachfolgend sind die Ergebnisse der Clusteranalysen grafisch dargestellt. Die signifikanten Clusters sind gekennzeichnet.

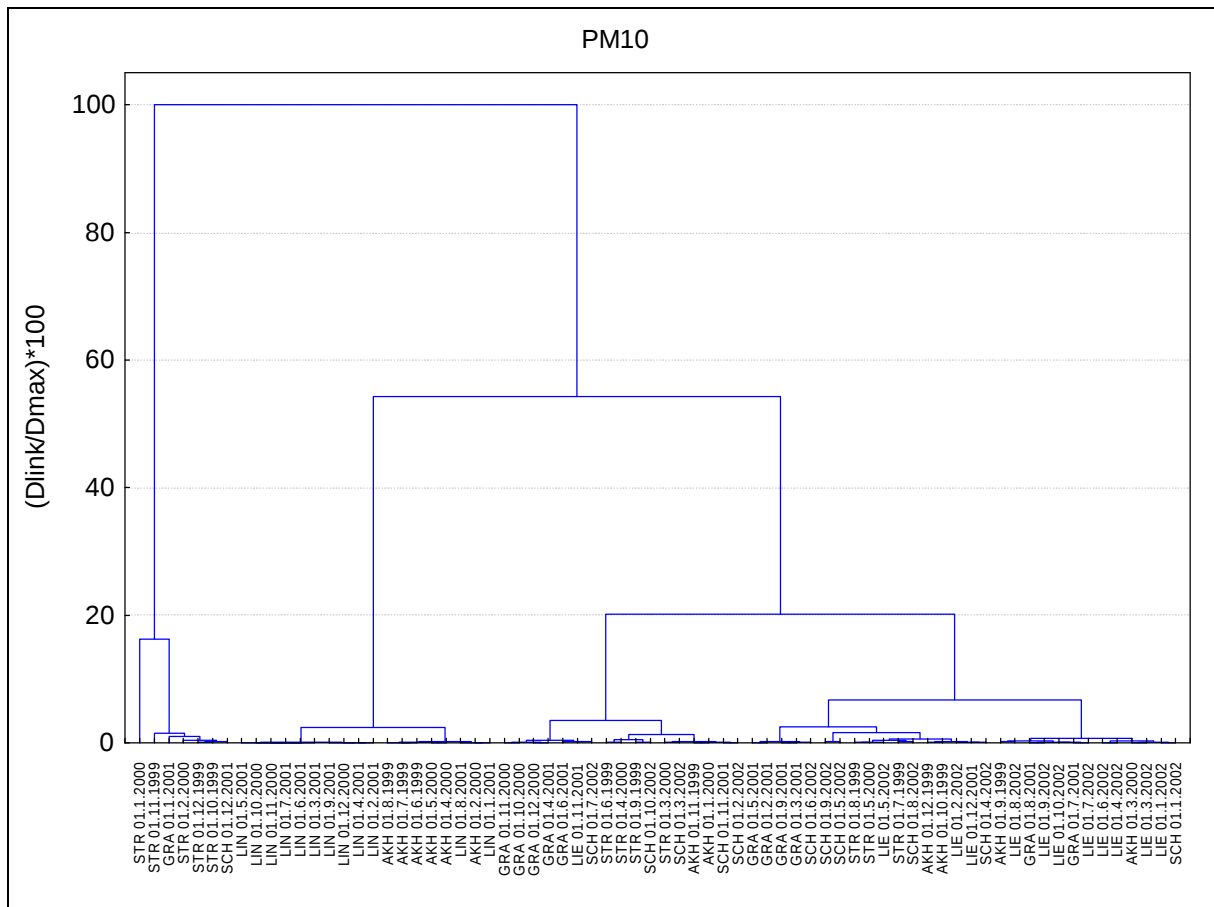


Abbildung 115: Dendrogramm aller Sammelstellen (Monatsmittelwerte als Variablen).

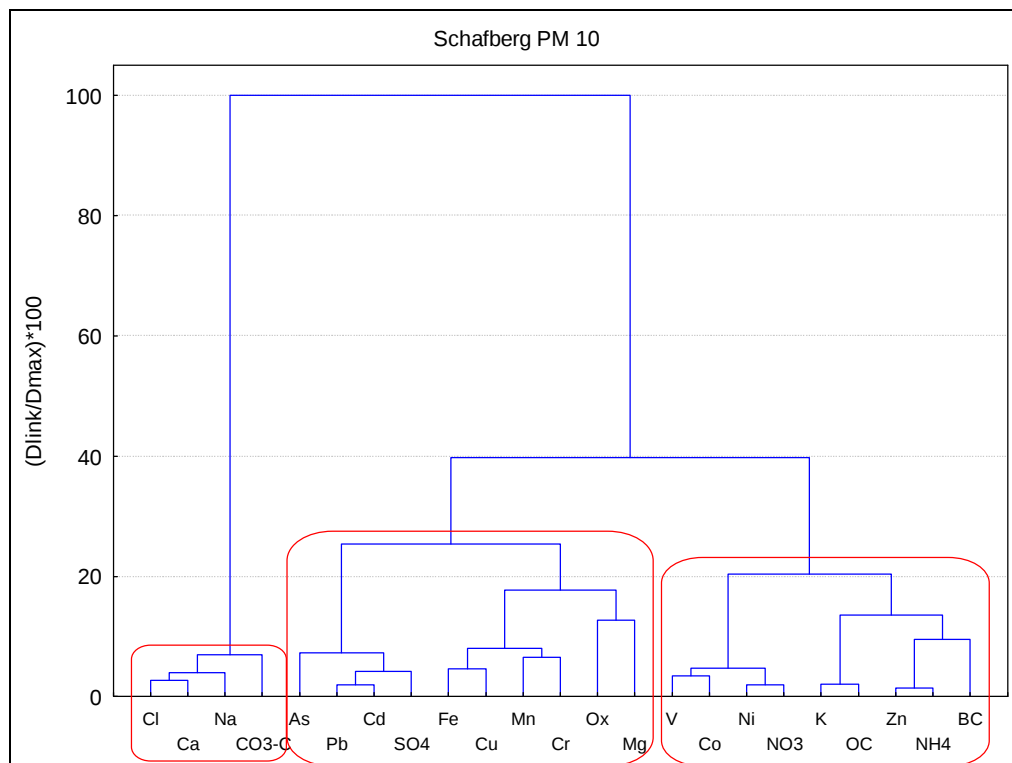


Abbildung 116: Clusteranalyse der PM10 - Inhaltsstoffe der Station Schafbergbad - hierarchisch agglomeriertes Dendrogramm der chemischen Variablen.

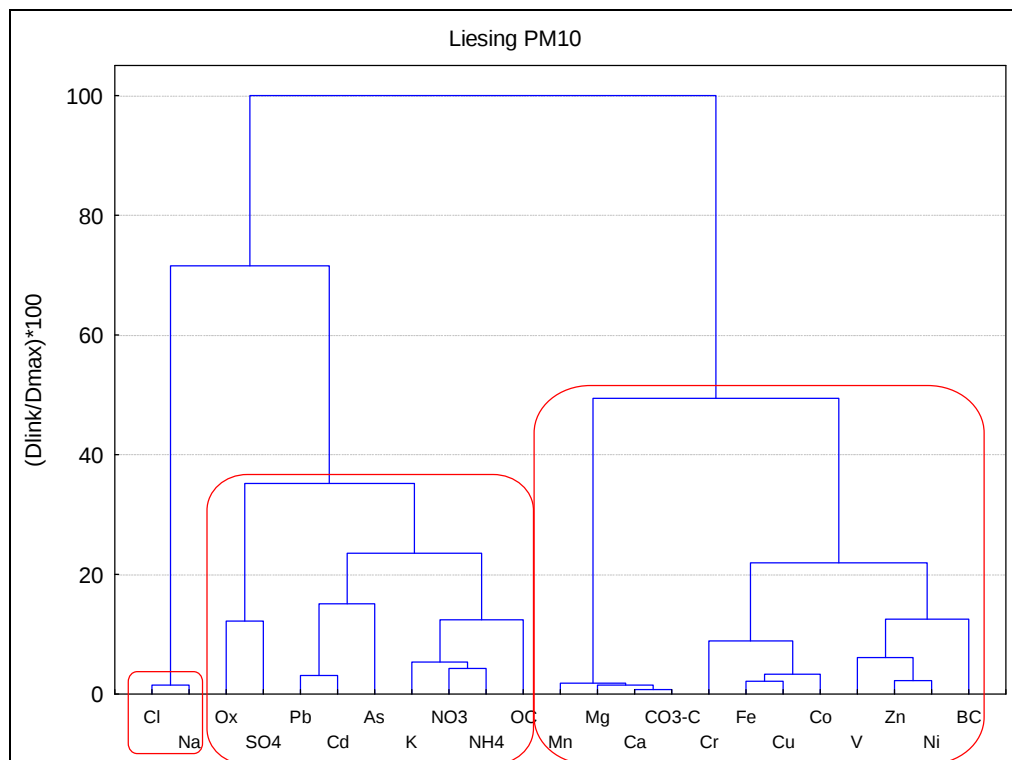


Abbildung 117: Clusteranalyse der PM10 - Inhaltsstoffe der Station Liesing - hierarchisch agglomeriertes Dendrogramm der chemischen Variablen.

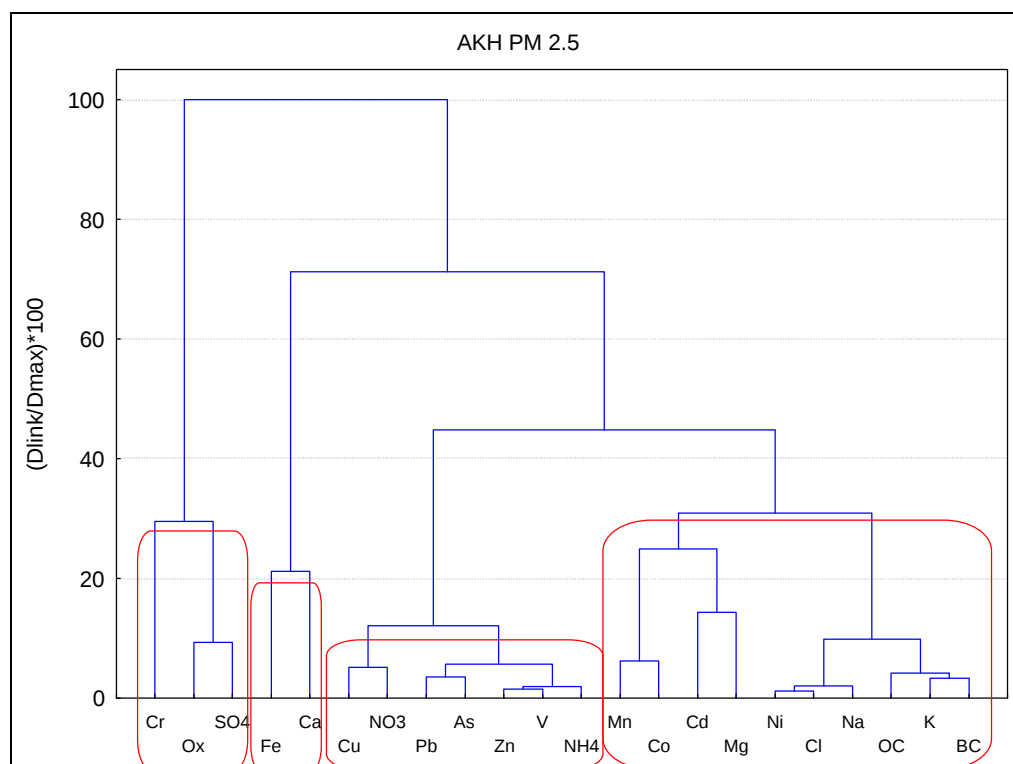


Abbildung 118: Clusteranalyse der PM_{2,5} - Inhaltsstoffe der Station Wien-AKH - hierarchisch agglomeriertes Dendrogramm der chemischen Variablen.

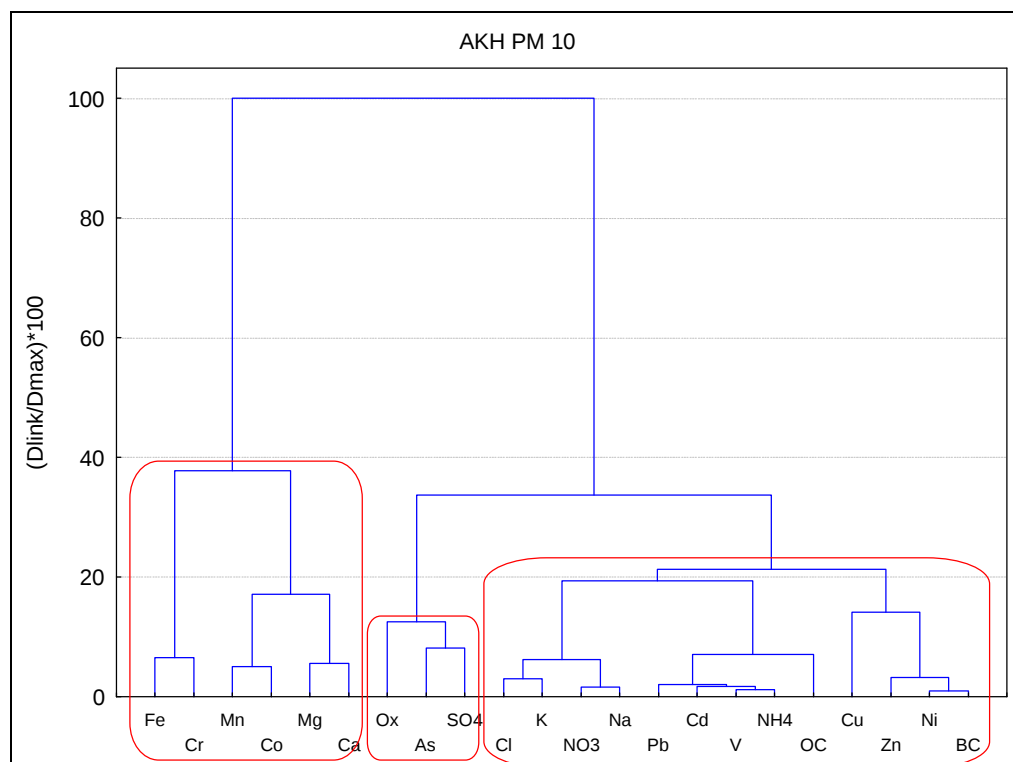


Abbildung 119: Clusteranalyse der PM₁₀ - Inhaltsstoffe der Station Wien-AKH - hierarchisch agglomeriertes Dendrogramm der chemischen Variablen.

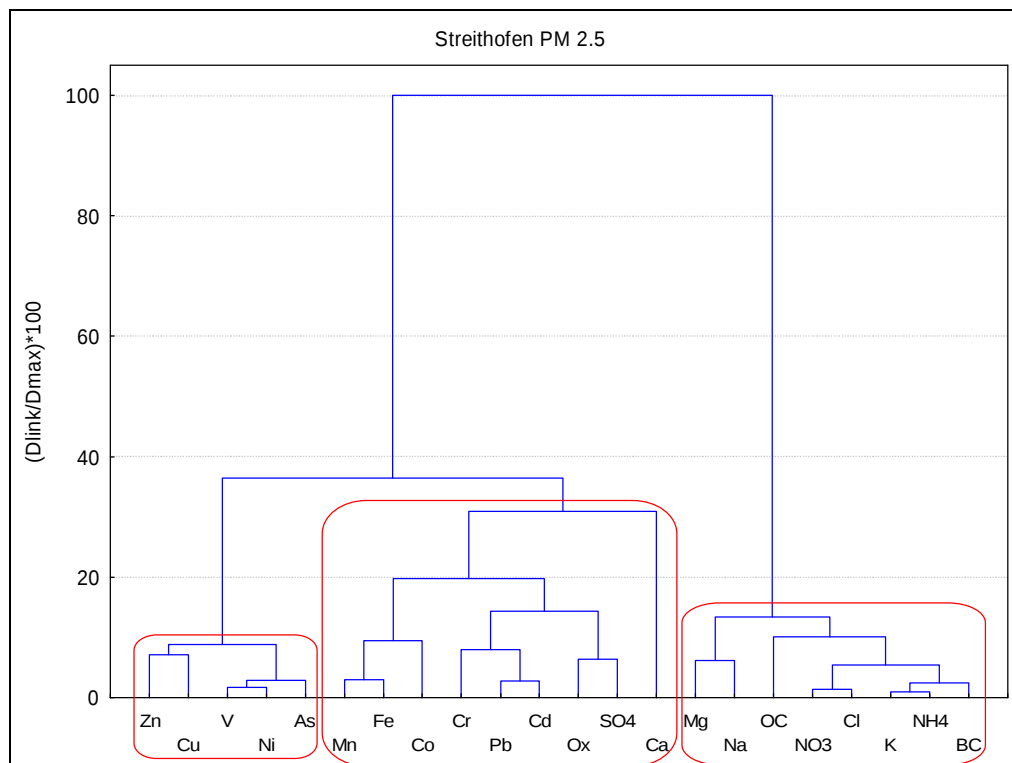


Abbildung 120: Clusteranalyse der PM_{2,5} - Inhaltsstoffe der Station Streithofen - hierarchisch agglomeriertes Dendrogramm der chemischen Variablen.

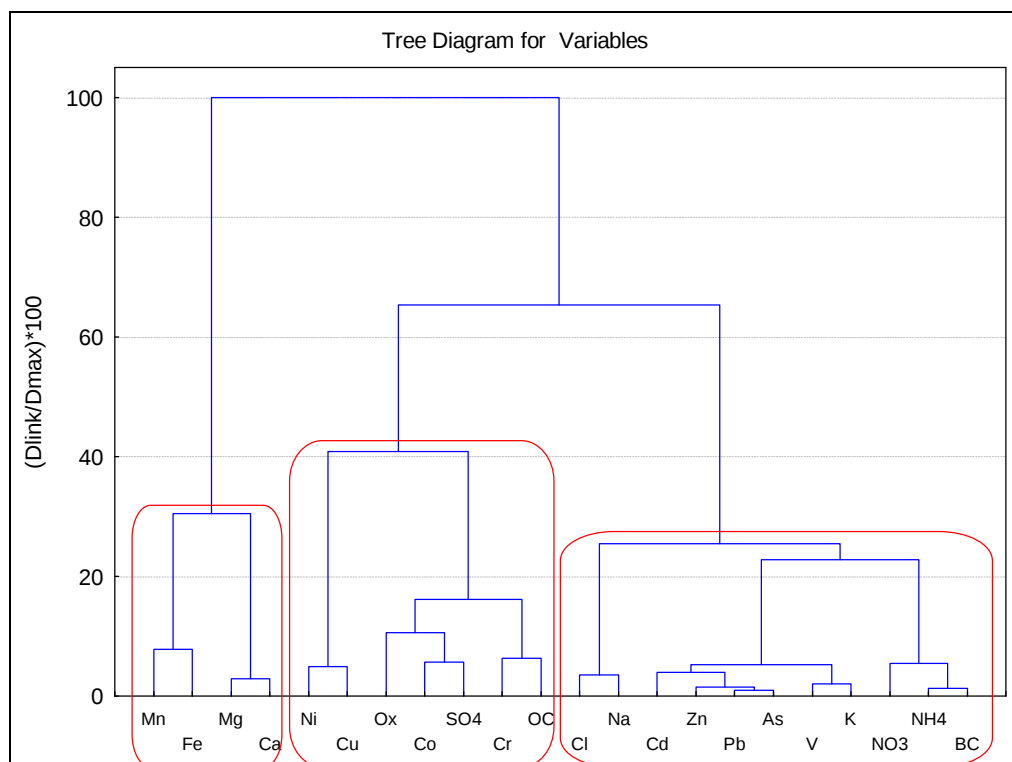


Abbildung 121: Clusteranalyse der PM₁₀ - Inhaltsstoffe der Station Streithofen - hierarchisch agglomeriertes Dendrogramm der chemischen Variablen.

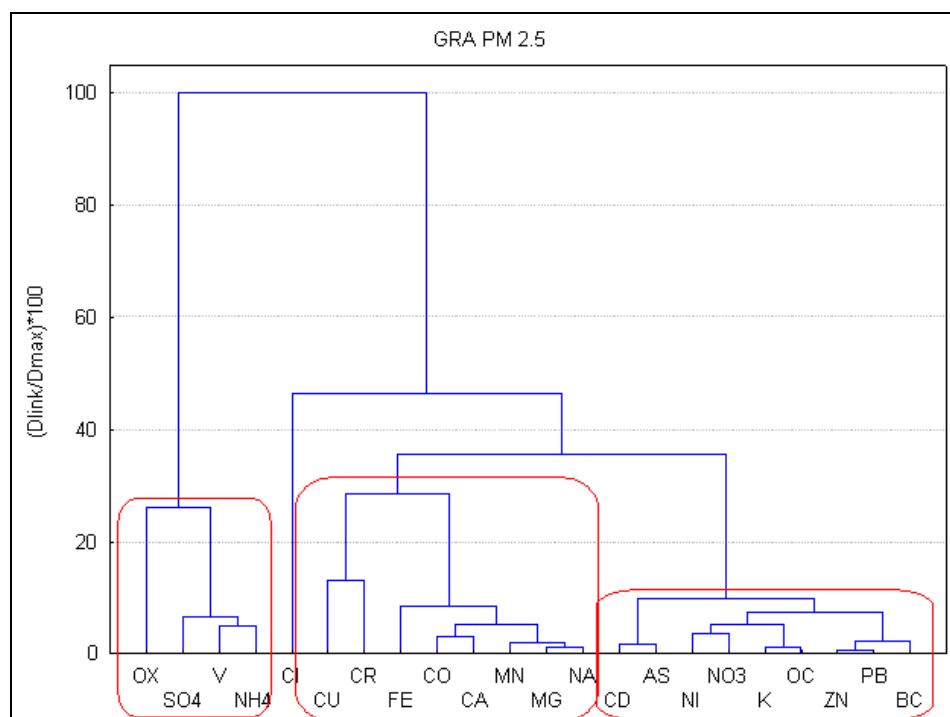


Abbildung 122: Clusteranalyse der PM_{2,5} - Inhaltsstoffe der Station Graz - hierarchisch agglomeriertes Dendrogramm der chemischen Variablen.

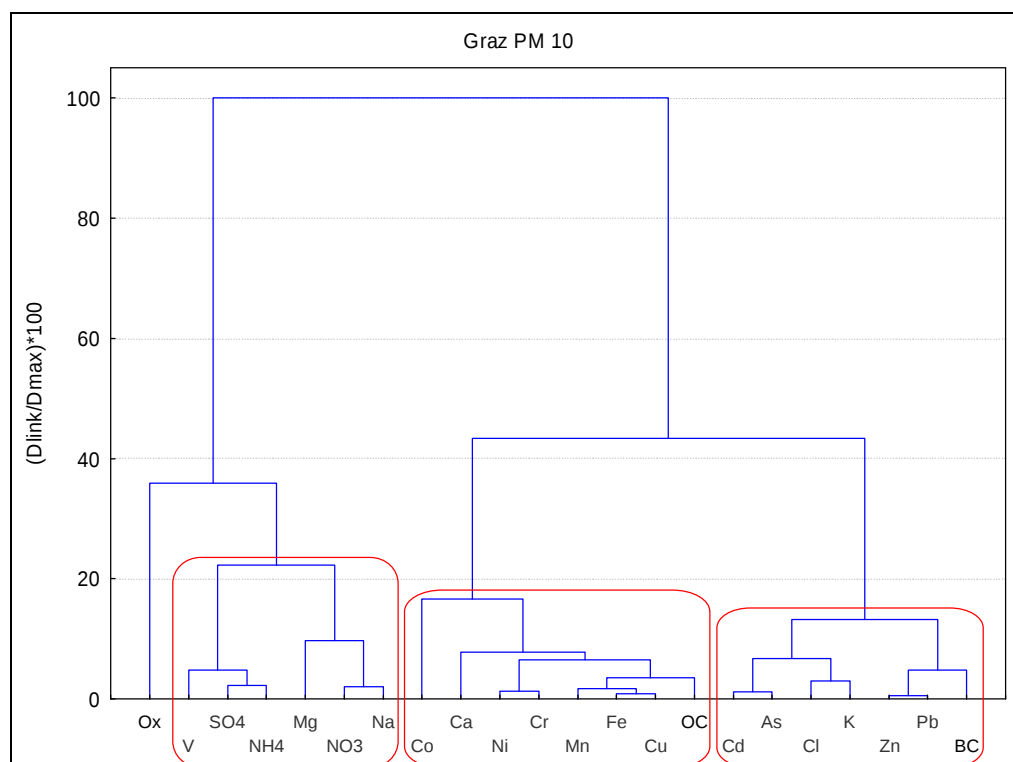


Abbildung 123: Clusteranalyse der PM₁₀ - Inhaltsstoffe der Station Graz - hierarchisch agglomeriertes Dendrogramm der chemischen Variablen.

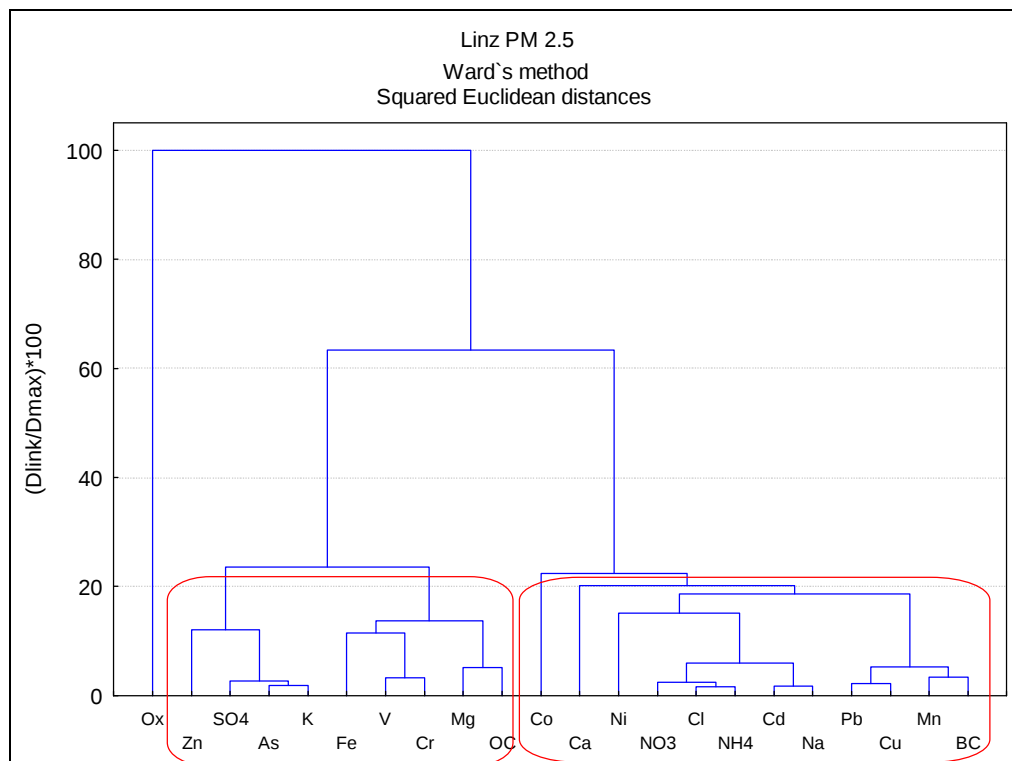


Abbildung 124: Clusteranalyse der PM_{2,5} - Inhaltsstoffe der Station Linz - hierarchisch agglomeriertes Dendrogramm der chemischen Variablen.

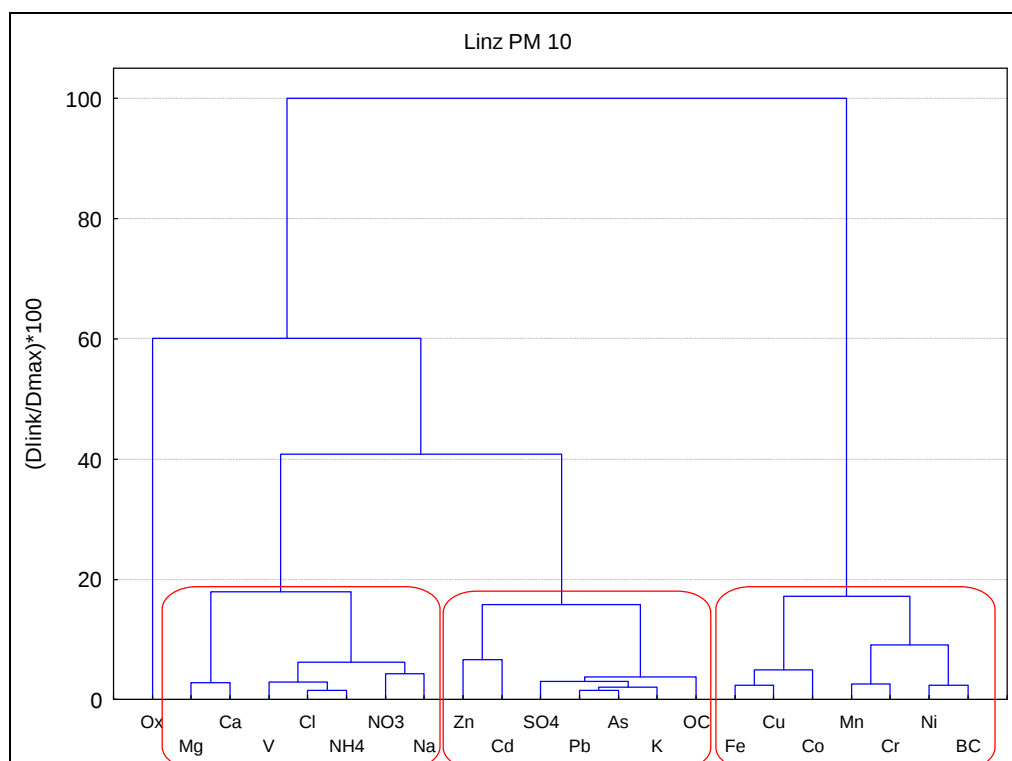


Abbildung 125: Clusteranalyse der PM₁₀ - Inhaltsstoffe der Station Linz - hierarchisch agglomeriertes Dendrogramm der chemischen Variablen.

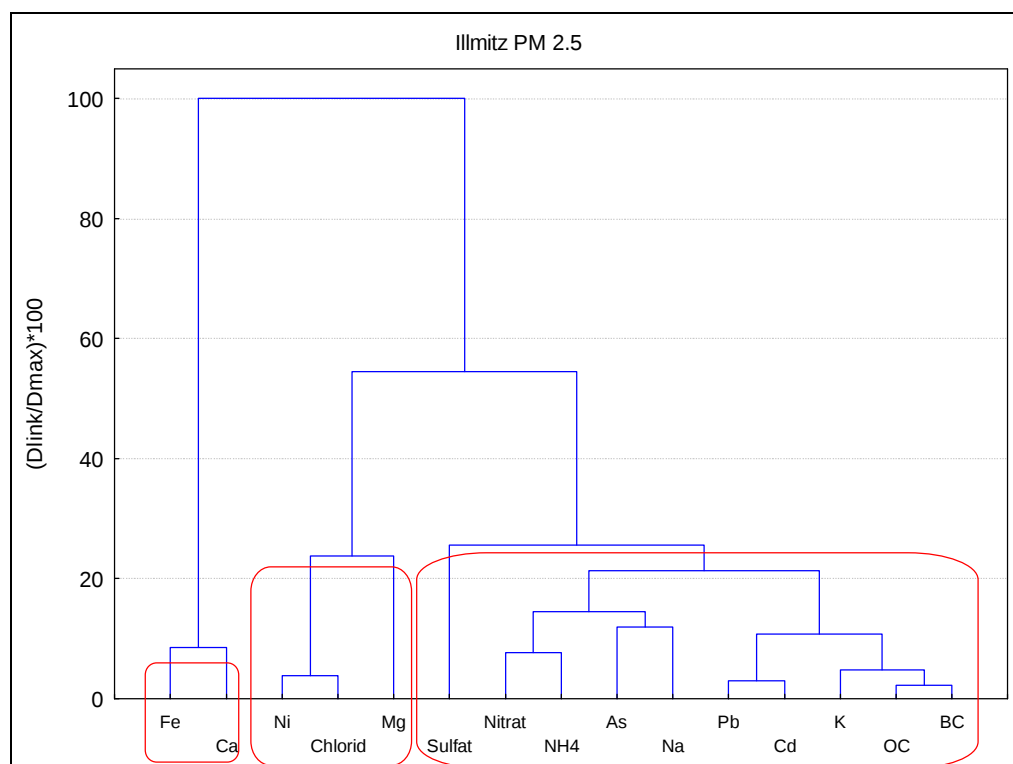


Abbildung 126: Clusteranalyse der PM_{2,5} - Inhaltsstoffe der Station Illmitz - hierarchisch agglomeriertes Dendrogramm der chemischen Variablen.

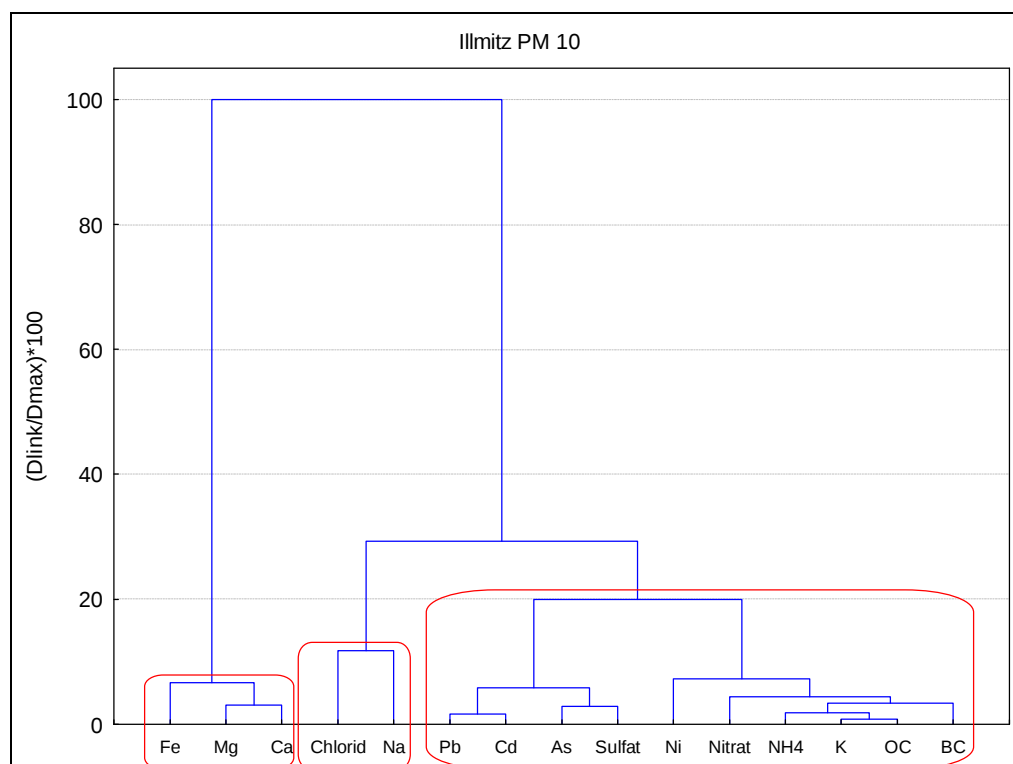


Abbildung 127: Clusteranalyse der PM₁₀ - Inhaltsstoffe der Station Illmitz - hierarchisch agglomeriertes Dendrogramm der chemischen Variablen.

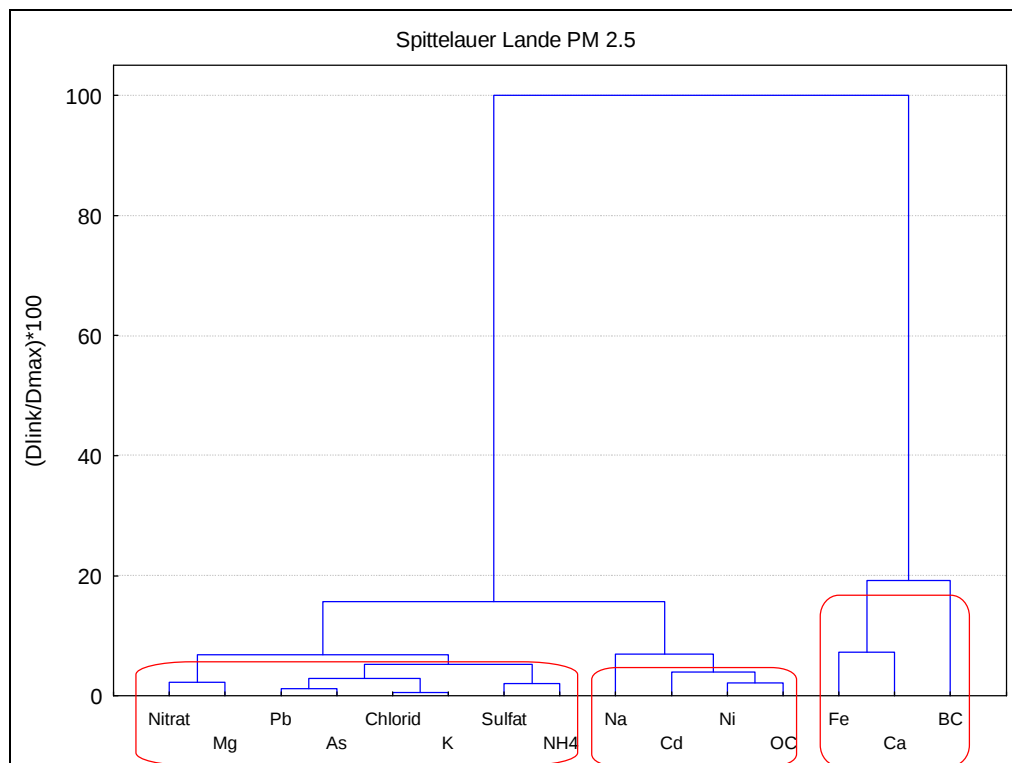


Abbildung 128: Clusteranalyse der PM_{2,5} - Inhaltsstoffe der Station Spittlauer Lände - hierarchisch agglomeriertes Dendrogramm der chemischen Variablen.

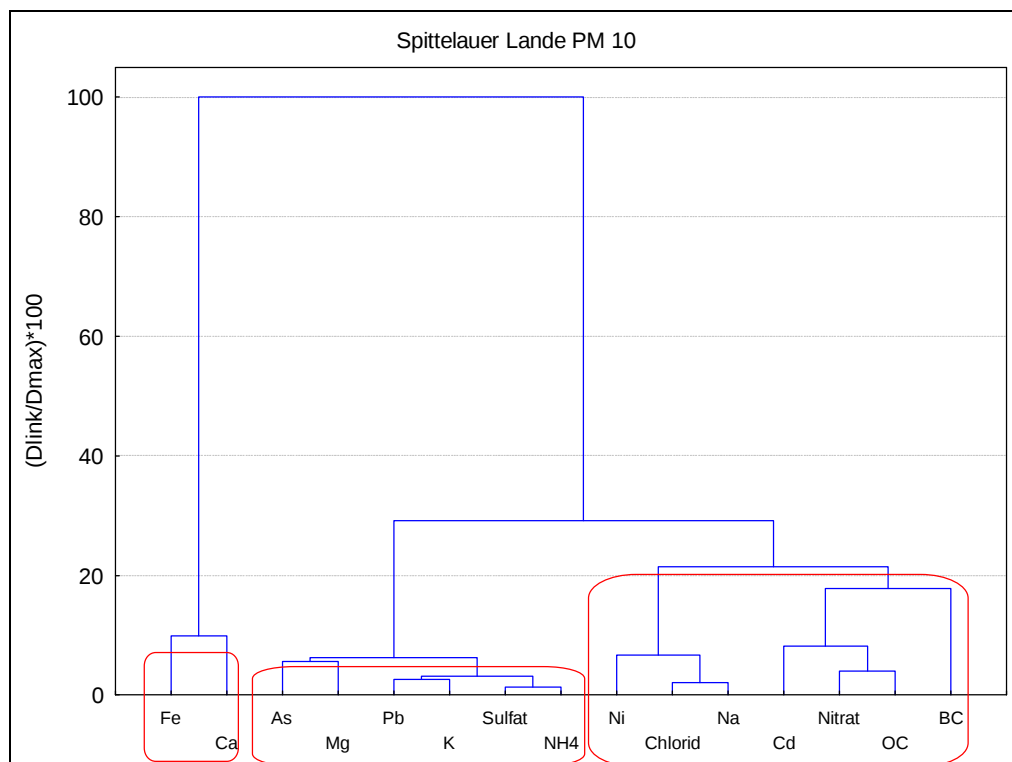


Abbildung 129: Clusteranalyse der PM₁₀ - Inhaltsstoffe der Station Spittlauer Lände - hierarchisch agglomeriertes Dendrogramm der chemischen Variablen.

A7.3 Chemische Massenbilanzierung

Die nachfolgenden Abbildungen zeigen die Ergebnisse der chemischen Massenbilanzierung aus Kapitel 7.3.

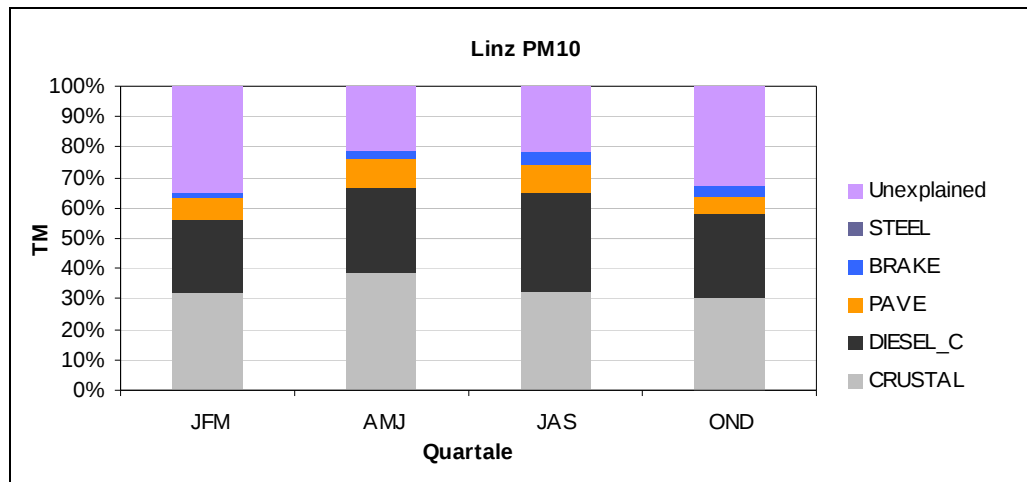


Abbildung 130: CMB-Ergebnis für Quartale – PM10 Linz.

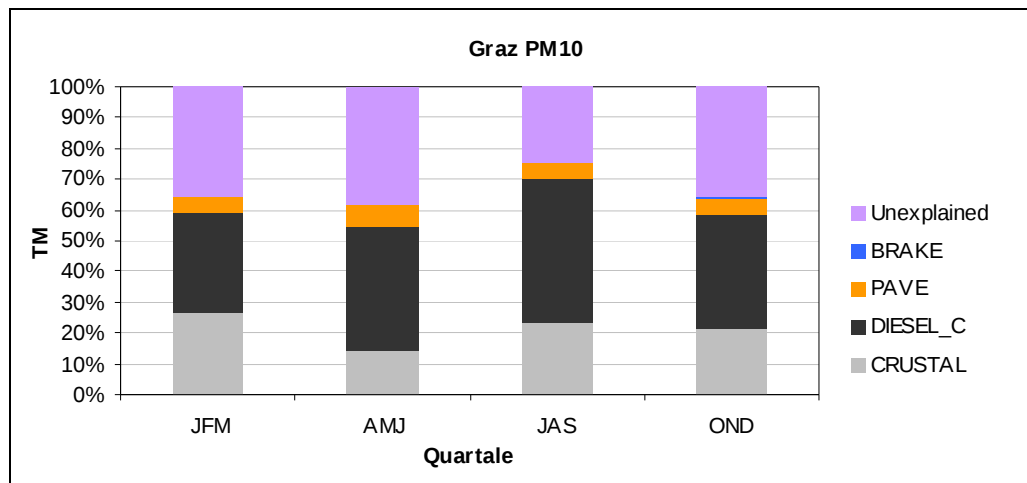


Abbildung 131: CMB-Ergebnis für Quartale – PM10 Graz.

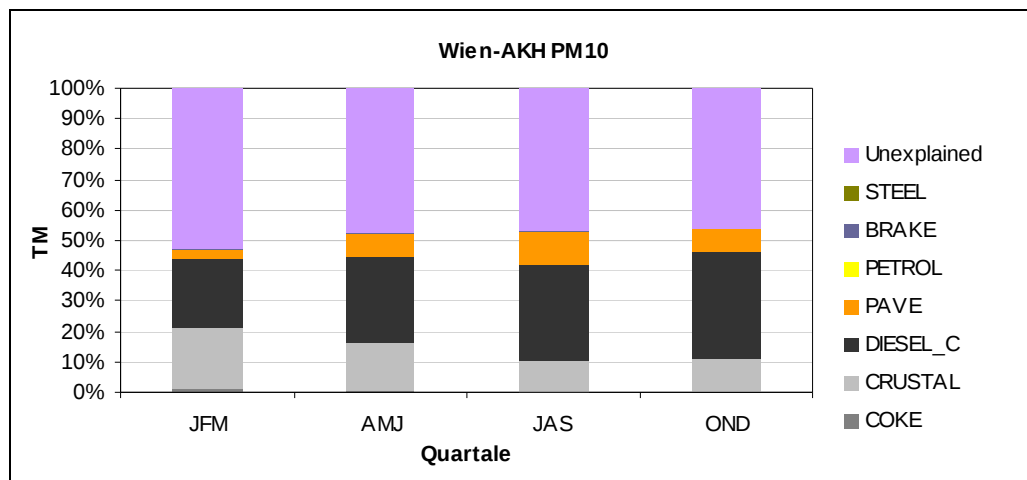


Abbildung 132: CMB-Ergebnis für Quartale – PM10 Wien-AKH.

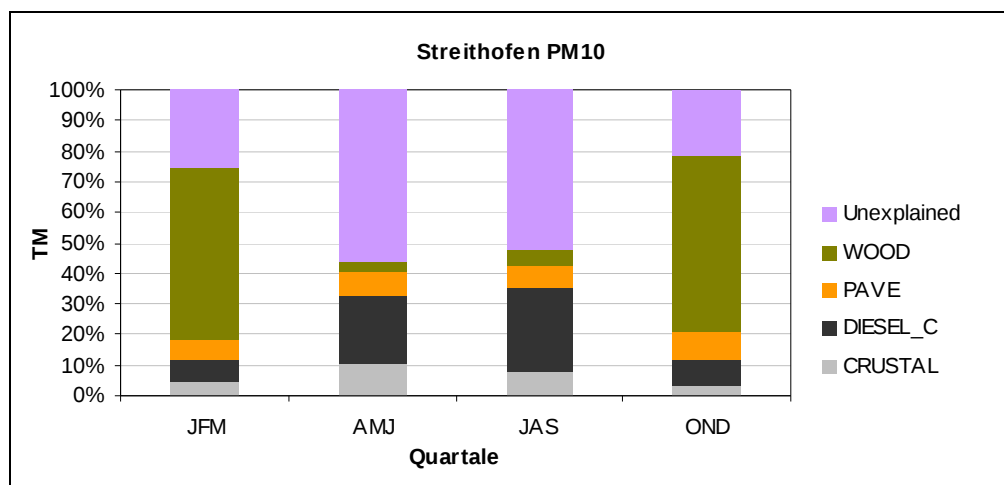


Abbildung 133: CMB-Ergebnis für Quartale – PM10 Streithofen.

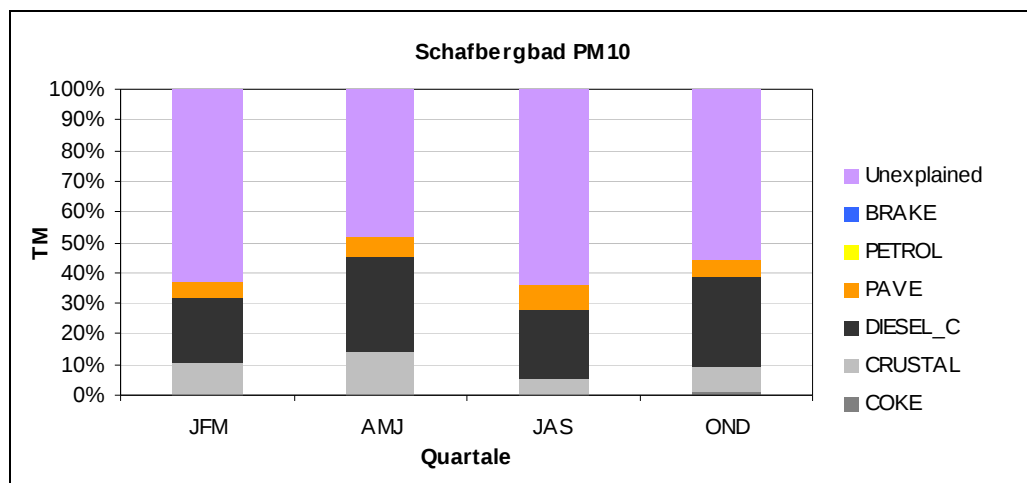


Abbildung 134: CMB-Ergebnis für Quartale – PM10 Schafbergbad.

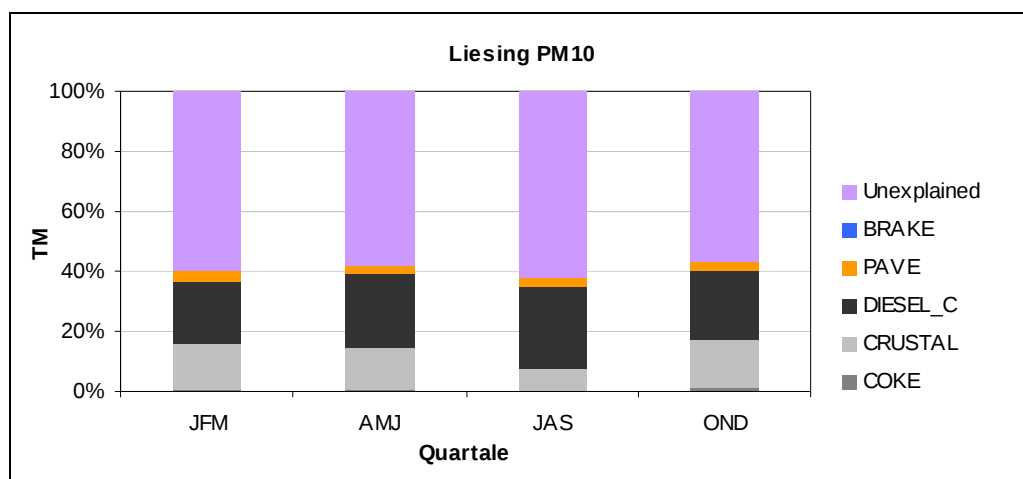


Abbildung 135: CMB-Ergebnis für Quartale – PM10 Liesing.

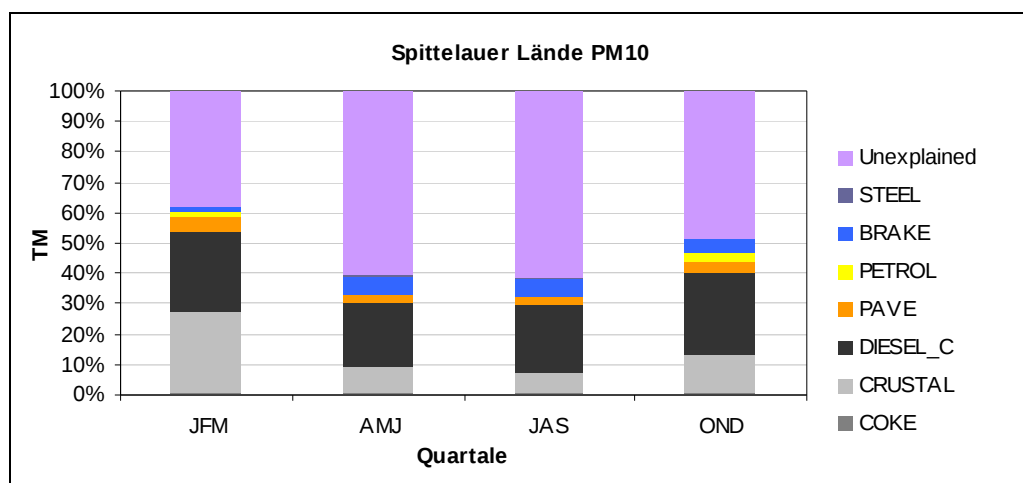


Abbildung 136: CMB-Ergebnis für Quartale – PM10 Spittlauer Lände.

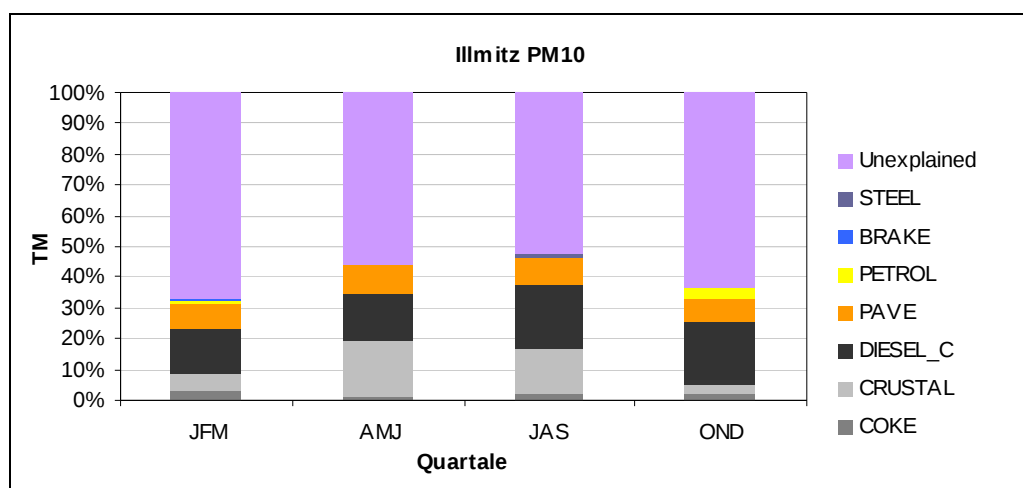


Abbildung 137: CMB-Ergebnis für Quartale – PM10 Illmitz.

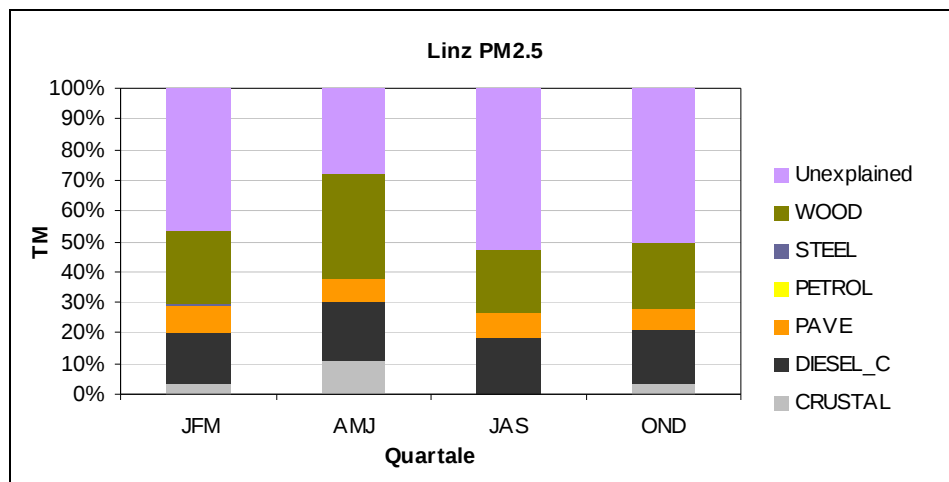


Abbildung 138: CMB-Ergebnis für Quartale – PM2,5 Linz.

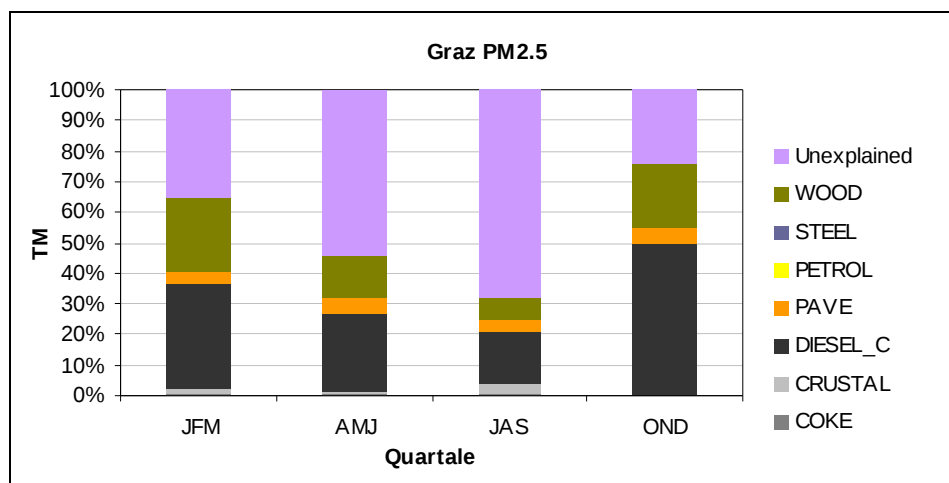


Abbildung 139: CMB-Ergebnis für Quartale – PM2,5 Graz.

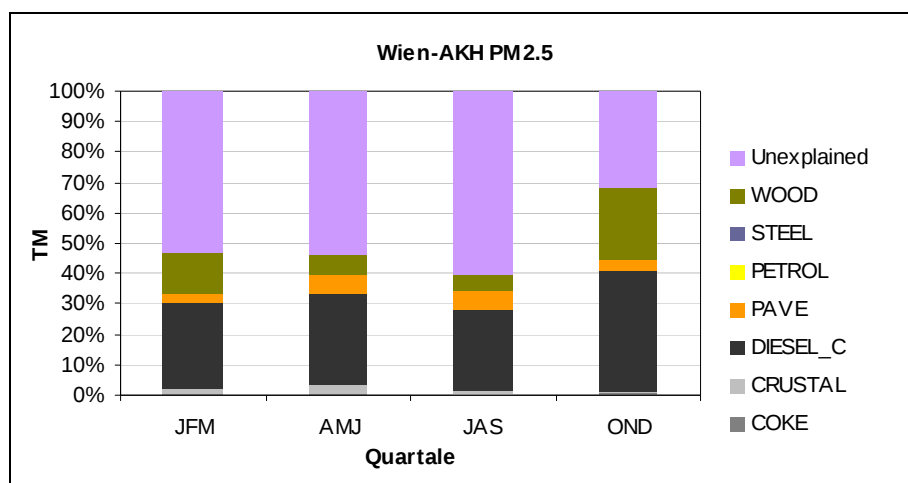
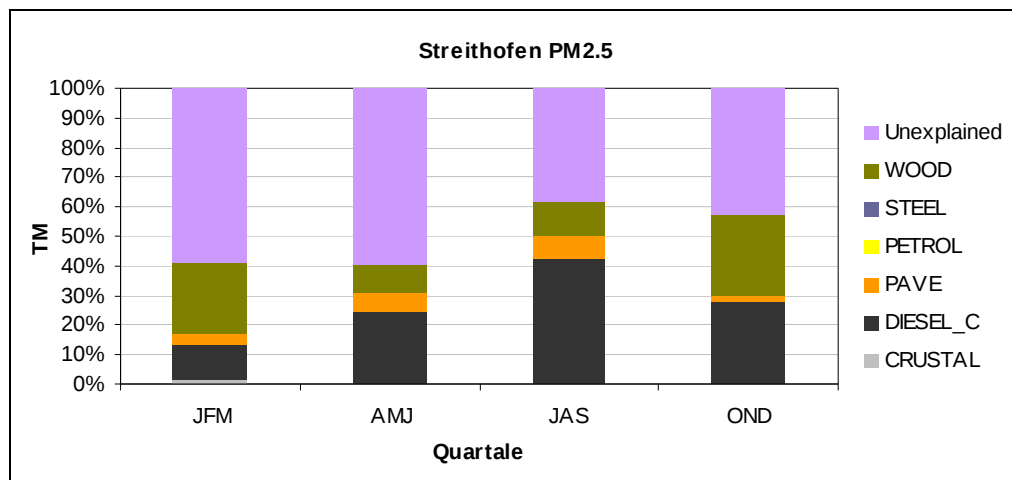
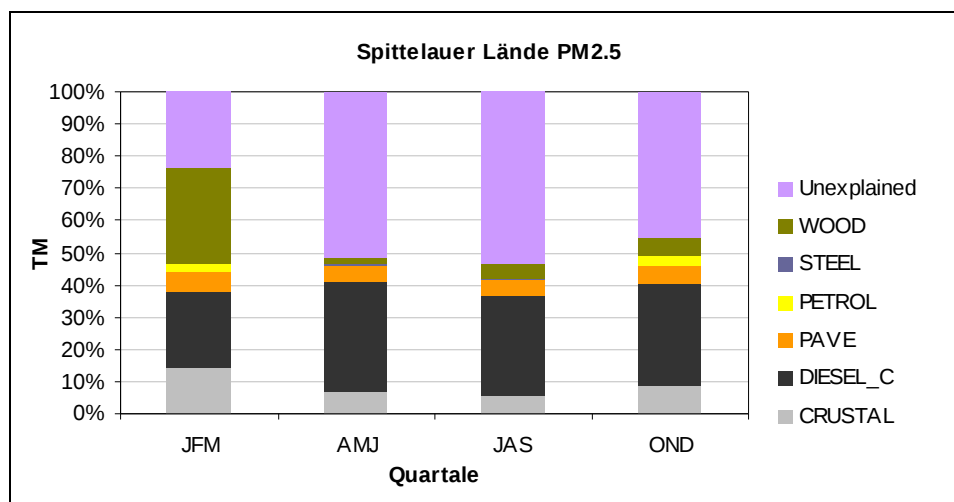
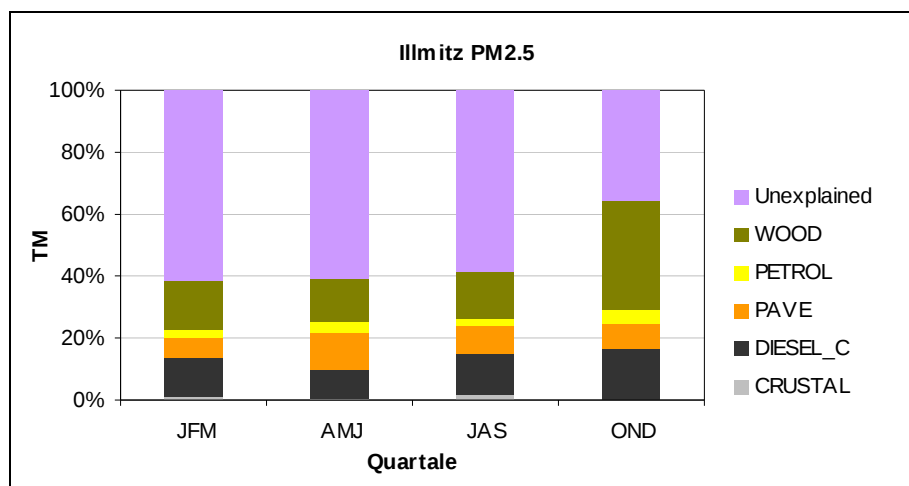


Abbildung 140: CMB-Ergebnis für Quartale – PM2,5 Wien-AKH.

Abbildung 141: CMB-Ergebnis für Quartale – PM_{2,5} Streithofen.Abbildung 142: CMB-Ergebnis für Quartale – PM_{2,5} Spittlauer Lände.Abbildung 143: CMB-Ergebnis für Quartale – PM_{2,5} Illmitz.

ANHANG 8: REDUKTIONSPOTENZIAL AUS DEM VERKEHR – ZUGRUNDLIEGENDE ANNAHMEN

Im Kapitel 14.3.1 wird in Abbildung 100 das Reduktionspotenzial für unterschiedliche Maßnahmenarten dargestellt. Diese Berechnungen erfolgten im Rahmen der NEC-Arbeitsgruppe mit Stand 19.2.2004.

Die in der Abbildung dargestellten Maßnahmenpakete werden nachfolgend aufgelistet. Anzumerken ist hierbei, dass diese auf die Reduktion von CO₂ und NO_x ausgerichtet sind, dadurch kann es – bedingt durch die Fokussierung auf Partikel – zu Unterschieden zu den im Text beschriebenen Maßnahmen kommen.

- Flottenverbrauchssenkung:
 - § Vereinbarungen mit Herstellerverbänden auf EU-Ebene
 - § Richtlinien im öffentlichen Beschaffungswesen für emissions- und verbrauchsarme Kfz
 - § Forcierung der Verwendung von Ökonometern in Fahrzeugen (freiwillige Verwendung)
 - § Initiativen in der EU zu Begleitmaßnahmen zu den geschlossenen Vereinbarungen mit den Herstellerverbänden
- Alternative Fahrzeugkonzepte:
 - § Pilotaktionen insbesondere in Städten und ökologisch sensiblen Gebieten
 - § Verstärkte Anwendung von Erdgas als Kraftstoff
 - § Verschärfung der Emissionsstandards und Verbesserung der Treibstoffqualität, insbesondere durch weitere Absenkung des maximalen Schwefelgehalts von Benzin und Diesel
 - § Schärfere Emissionsgrenzwerte Schwere Nutzfahrzeuge EURO 5
 - § EURO 5 Emissionsgrenzwerte für Pkw und leichte Nutzfahrzeuge
 - § Förderung der rascheren Flottendurchdringung neuer Technologien
 - § Fokussierung der bestehenden Forschungs- & Technologieförderungen im Bereich des Verkehrs auf klimarelevante Zielsetzungen - Forschungsk Kooperationen mit anderen Mitgliedstaaten
- Bewußtseinsbildende Maßnahmen:
 - § Konsumenteninformation: verpflichtende Kennzeichnung von Neu-Pkw nach kilometerspezifischen CO₂-Emissionen
 - § Mobilitätsmanagement
 - § Forcierung regionaler Mobilitätszentralen
 - § Verkehrserziehung

- § Fahrlehrer und Fahrschulerausbildung zu verbrauchsarmen Fahren
- § Pilotprojekte für klimafreundliche Mobilität
- § Hinweise auf die Transportintensität von Produkten durch den Lebensmittelhandel
- Verbesserungen im Güterverkehr:
 - § Verstärkte Anschlussbahnförderung
 - § Ausbau und Flexibilisierung des kombinierten Verkehrs sowie Verbesserung der Rahmenbedingungen
 - § Adaptierung der Wegekostenrichtlinie (Einbeziehung von Umwelt- und Gesundheitskosten)
 - § Verkehrsmanagement für Güterverkehr in sensiblen Gebieten
- Fußgänger / Radfahrer:
 - § Adaptierung des Wege- und Straßennetzes, Ausbau der Infrastruktur, Verkehrsorganisation und Neuorientierung der Siedlungsplanung auf Nutzungsmischung und kurze Wege
 - § Bundes- und Landesförderung für Fuß- und Radwege
 - § Neustrukturierung der Baulastträgerschaft bei Straßenbau im Ortsgebiet
 - § Novellierung und Überarbeitung rechtlicher Rahmenbedingungen zu Gunsten der Radfahrer und Fußgänger
 - § Verstärkte Förderung des Radverkehrs- und Fußgängermobilität und Unfallvermeidungspartnerschaft
- Bahn + ÖPNV (Öffentlicher Personennahverkehr):
 - § Ausrichtung der Verkehrskonzepte sowie der verkehrsrelevanten Zielkataloge und Infrastrukturpläne (z. B. Generalverkehrsplan) insbesondere auf die Reduktion der CO₂-Emissionen
 - § Ausbau und Sicherung der Investitionsmittel und der Nahverkehrsfinanzierung mit verbesserten Leistungsanreizen und verstärkter Qualitätssicherung im öffentlichen Verkehr
 - § Aufbau einer österreichischen Mobilitätsberatung und von Reiseinformationssystemen
 - § Schaffung eines optimal abgestimmten kundenfreundlichen Bus- und Bahnangebotes
 - § Attraktivierung der beruflichen ÖPNV-Nutzung
 - § Attraktivierung und Kundenoptimierung der Haltestellen und Verknüpfungspunkte der Öffentlichen Verkehrsmittel
 - § Anreize zu verstärktem Wettbewerb zwischen Verkehrsleistungsanbietern

- § Verstärkte Umsetzung flexibler Betriebsformen
- § Abstimmung von Betriebs-, Öffnungs- und Schulzeiten mit dem ÖV
- Raum- / Regionalplanung:
 - § Verankerung der Umwelt- und Klimaschutzziele als Priorität in der Neufassung des österreichischen Raumordnungskonzeptes und in den Raumordnungsgesetzen und Raumordnungsplänen der Länder
 - § Schaffung der rechtlichen Voraussetzungen für einen gebietskörperschaftsübergreifenden Nutzen- und Lastenausgleich
 - § Implementierung der Richtlinie zur strategischen Umweltverträglichkeitsprüfung
 - § Vermeidung weiterer Zersiedelung und weiterer Verkehrserreger auf der grünen Wiese
 - § Forcierung der verdichteten Bauweise und Nutzungsmischung sowie Siedlungserweiterung nur anschließend an bestehende Bebauung bzw. im Nahbereich von Linien des Öffentlichen Verkehrs
 - § Novellierung der Stellplatzverordnungen
 - § Vermeidung von Einkaufs- und Freizeitzentren „auf der grünen Wiese“ und Integration in Siedlungsgebiete zur leichteren Erreichbarkeit mit öffentlichem Verkehrsmitteln bzw. durch Fußgänger und Radfahrer
 - § Überprüfung der bestehenden Flächenwidmungen und Bebauungsplanung
- Parkraummanagement:
 - § Weitere Ausdehnung der Parkraumbewirtschaftung
 - § Einführung einer Parkraumbewirtschaftung auch bei privaten Verkehrserregern
- Verkehrsmanagement:
 - § Informatisierung des Verkehrs (Telematik, „e-transport“) zur optimalen Ausnutzung bestehender Infrastrukturen (multimodal)
- Tempoüberwachung – Tempolimit:
 - § Tempolimit (Varianten: Tempo 100/80 für Pkw bei hohen Immissionsbelastungen bzw. generelles Tempolimit), Section Control auf hochrangigem bzw. derzeit bemauetem Straßennetz für Pkw und Lkw
- Biodieseleinsatz:
 - § Reine Verwendung
 - § Biodieselbeimischung
 - § Richtlinien im öffentlichen Beschaffungswesen zur Sicherstellung der Biodiesel-tauglichkeit
 - § Forcierung der Anwendung von Biodiesel aus Altölen und Altfetten

§ Bei Zug- und Arbeitsmaschinen

- Mineralölsteuer:

§ Schrittweise Anpassung und Reform der MÖSt (Weiterentwicklung der MÖSt im Rahmen einer aufkommens-neutralen ökologischen Steuerreform unter Berücksichtigung der EU-Mindeststeuersätze und der Steuersätze im benachbarten Ausland)

- Fahrleistungsabhängige Maut:

§ SNF am hochrangigen Straßennetz

§ Aktive Mitarbeit auf EU-Ebene zur Neuorientierung der Wegekostenrichtlinie unter besonderer Berücksichtigung des Konzepts der externen Kosten

§ Roadpricing am gesamten Straßennetz für Pkw, LNF, SNF und Motorräder (gestaffelt nach Abgasklassen zur Unterstützung der Flottenerneuerung)

- Anpassung NOVA:

§ Stärkere Differenzierung der Normverbrauchsabgabe, ohne besonders verbrauchsarme Fahrzeuge zusätzlich zu belasten

§ Einbeziehung von NOx- und Partikelemissionen in die NOVA-Berechnung zur Unterstützung der rascheren Durchdringung von EURO 4 und EURO 5

- Öffentliches Förderwesen:

§ Anpassung und Orientierung des verkehrsrelevanten Förderwesens des Bundes, der Länder und der Gemeinden an die Erfordernisse des Klimaschutzes

§ Öffnung der Umweltförderungsinstrumente für betriebliche Mobilität und Verkehrsmaßnahmen

ANHANG 9: MAßNAHMEN DER SCHWEIZER BAURICHTLINIE

Nachfolgend werden die wichtigsten Maßnahmen der Schweizer Baurichtlinie aufgelistet (aus BUWAL, 2002):

1. Mechanische Arbeitsprozesse:

Wesentlich bei allen Arbeiten ist es, eine Staubbefreiung zu verhindern. Dies kann z. B. durch Befeuchtung, Einhausung oder Schutz vor Windangriff geschehen.

Tabelle 165: Maßnahmen zur Reduktion der diffusen Emissionen auf Baustellen, entnommen aus der Schweizer VO zur Reduktion von Luftschadstoffen auf Baustellen.

Prozess	Maßnahme
Materialaufbereitung und Umschlag	Staubbindung durch Feuchthalten des Materials z. B. mittels gesteuerter Wasserbedüsung.
	Einsatz von Zerkleinerungsmaschinen , welche möglichst wenig Materialabrieb erzeugen, und welche das Aufgabegut durch Druck statt durch Aufprall zerkleinern.
	Feinzerkleinerungsanlagen mit Entstaubungsanlagen bestücken: Bei Produkten >5mm eine Abscheidung und Entstaubung der Austrittsluft. Bei Produkten <5mm eine Kapselung der Anlagen, Stauberfassung und Staubabscheidung. Wenn Materialart, Korngröße oder vorgesehene weitere Verarbeitung eine Befeuchtung der Materialien nicht zulassen oder die Emissionsminderung ungenügend ist, anderweitige Maßnahmen treffen, welche eine gleichwertige Emissionsminderung zulassen.
	Umschlagverfahren mit geringen Abwurfhöhen, kleinen Austrittsgeschwindigkeiten und geschlossenen Auffangbehältern verwenden.
	Zur Staubminderung sind Förderbänder im Freien auf dem Streckenbereich abzudecken . Alle Übergabestellen sind zu kapseln.
	Zutrimmarbeiten, d. h. das Zusammenschieben von Schüttgütern auf Umschlagplätzen, minimal halten, resp. Zutrimmplätze vor Wind schützen .
	Spritzbetonanwendung ist in der Regel im Nassspritzverfahren mit alkalifreien Zusatzmitteln auszuführen. Ausnahmen sind mit der Vollzugsbehörde abzusprechen.
Materiallager	Die Füll- und Abzugsaggregate von Silos für staubhaltige oder feinkörnige Güter geeignet abkapseln und allfällige Verdrängungsluft entstauben .
	Lagerstätten mit Schüttgütern, wie Straßenaufbruch, Betonabbruch und Recyclingkiessande mit häufigem Materialumsatz, vor Windexponierung geeignet schützen, z. B. durch ausreichende Befeuchtung, Schutzwände/wälle oder Arbeitseinstellung bei ungünstiger Wetterlage.
	Lagerstätten für Schüttgüter mit seltenem Umsatz vor Windexponierung geeignet schützen mit Maßnahmen, wie Abdecken mit Matten oder Tüchern, Begrünen.
Verkehrsflächen auf Bauarealen	Auf unbefestigten Pisten Stäube z. B. mit Druckfass oder Wasserberieselungsanlagen geeignet binden.
	Beschränken der zulässigen Höchstgeschwindigkeit auf Baupisten auf beispielsweise 30 km/h .
	Transportpisten mit intensiver Nutzung mit einer geeigneten Befestigung , wie Belag oder Begrünung, versehen. Die Pisten regelmäßig reinigen und Stäube binden, um Ablagerungen von Schüttmaterial auf der Piste zu vermeiden.
	Die Ausfahrten aus dem Baustellenbereich ins öffentliche Straßennetz mit wirkungsvollen Schmutzschleusen , wie Radwaschanlagen , versehen.
Abbruch und Rückbau	Abbruch-/Rückbauobjekte möglichst großstückig mit geeigneter Staubbindung (z. B. Benetzung) zerlegen.
	Bei großflächigen Rückbauarbeiten, Abbrüchen und Sprengungen von Großobjekten, welche eine Abkapselung nicht ermöglichen, ist eine geeignete alternative Staubbindung, wie intensive Benetzung oder Wasservorhang, vorzusehen.

2. Thermische und chemische Arbeitsprozesse

Diese Maßnahmen beziehen sich vor allem auf die Verarbeitung von Bitumen für den Straßenbau. Hierbei sind die Materialien und die Verarbeitungsbedingungen so zu wählen, dass eine möglichst geringe Rauchgasentwicklung erfolgt.

Tabelle 166: Maßnahmen zur Verringerung der Emissionen bei thermischen und chemischen Arbeitsprozessen auf Baustellen (aus BUWAL, 2002).

Prozess	Maßnahme
Belags- und Dichtungsarbeiten Verarbeitung von Straßenbelagsmaterialien	Keine thermische Aufarbeitung (z. B. hot-remix) von teerhaltigen Belägen/ Materialien auf Baustellen.
	Verwendung von Bitumen mit geringer Luftschadstoff- Emissionsrate (Rauchungsneigung).
	Verwendung von Bitumenemulsionen statt Bitumenlösungen (Straßenbelagsarbeiten)
Gussasphalt, Heißvergussmassen, Heißbitumen (mobile Kocher)	Reduktion der Verarbeitungstemperatur durch geeignete Bindemittelwahl
	Verwenden von Gussasphalten und Heißbitumen mit geringer Rauchungsneigung . Die Verarbeitungstemperaturen dürfen folgende Werte nicht überschreiten: • Gussasphalt maschineller Einbau: 220 °C; • Gussasphalt Handeinbau: 240 °C; • Heißbitumen: 190 °C.
	Einsatz von geschlossenen Heizkesseln mit Temperaturreglern.
	Einhausen der Sanierungs- und Einbaubereiche auf Brücken. Erfassen, Absaugen und Abscheiden der Aerosole nach dem Stand der Technik.
Abdichtungsarbeiten	Verwenden von Bitumenbahnen mit geringer Rauchungsneigung.
	Schweißverfahren: Überhitzung der Bitumenbahnen vermeiden
	Beim Verkleben der Dichtungsbahnen mit Heißbitumen gelten Maßnahmen wie für Gussasphalt.
Schweißen (Lichtbogen- und Gasschweißen) von Metallen	Schweißarbeitsplätze sind so einzurichten, dass der Schweißrauch erfasst , abgesaugt und abgeschieden werden kann (z. B. mit Punktabsaugung).
Chemische Arbeitsprozesse	Umweltverträgliche Produkte für die Oberflächenbehandlung (Grundierungen, Voranstriche, Isolieranstriche, Ausgleichspachtel, Farbanstriche, Verputze, Haftbrücken, Primer usw.) sowie Klebstoffe und Fugendichtungen verwenden.
Sprengen	Emissionsarme Sprengstoffe wie z. B. Emulsions-, Slurry- oder Wassergelsprengstoffe verwenden.

3. Maschinen und Geräte.

Die wesentlichen Maßnahmen zur Verminderung der Emissionen durch Verbrennungsprozesse sind der Einbau von Partikelfilter, die Verwendung von schwefelarmen Treibstoffen sowie die regelmäßige Wartung der Maschinen.

Tabelle 167: Maßnahmen zur Emissionsminderung von Verbrennungskraftmaschinen auf Baustellen.

Maßnahme
Emissionsarme Arbeitsgeräte, wie solche mit Elektromotoren , einsetzen.
Ausrüstung und regelmäßige Wartung von Geräten und Maschinen mit Verbrennungsmotoren nach Herstellerangaben.
Für Maschinen und Geräte mit Verbrennungsmotoren <18 kW muss die regelmäßige Wartung z. B. durch einen Wartungskleber dokumentiert werden.
Alle Maschinen und Fahrzeuge mit Verbrennungsmotoren >18 kW müssen: • identifizierbar sein, • gemäß Anhang 2 periodisch kontrolliert werden und über ein entsprechendes • Abgaswartungsdokument verfügen und • eine geeignete Abgasmarke tragen.
Neue Maschinen haben ab dem jeweiligen Datum der Inbetriebsetzung den Richtlinien 97/68 EG bzw. dem ECE-Reglement Nr. 96 zu genügen. Vorbehalten bleiben bei Maschinen mit Kontrollschildern die Bestimmungen des Straßenverkehrsrechtes.
Arbeitsgeräte mit 2-Takt-Benzinmotoren und solche mit 4-Takt-Benzinmotoren ohne Katalysator sind mit Gerätebenzin gemäß SN 181 163 zu betreiben (vgl. Lieferantenliste; Bezug bei EMPA Dübendorf, Abt. 133 (www.empa.ch)).
Für Maschinen und Geräte mit Dieselmotoren sind schwefelarme Treibstoffe (Schwefelgehalt <50ppm) zu verwenden.
Auf Baustellen der Maßnahmenstufe B sind Maschinen und Geräte mit Dieselmotoren abgestuft nach ihrer Leistung mit Partikelfilter-Systemen (PFS) gemäß den Empfehlungen der Filterliste (BUWAL, Suvas) oder bezüglich Emissionen gleichwertigen Filtern einzusetzen. Übergangsfristen: Dies gilt für Maschinen und Geräte mit einer Leistung >37 kW ein Jahr und für Maschinen und Geräte mit einer Leistung 18–37 kW drei Jahre nach Inkraftsetzung dieser Richtlinie. Für kurze Einsatzzeiten bis maximal ein Arbeitstag pro Baustelle und Jahr können in Ausnahmefällen Maschinen und Geräte ohne PFS eingesetzt werden. Ausgenommen sind Maschinen und Geräte mit Verbrennungsmotoren im Untertagebau.

Aussagen über die Wirksamkeit der einzelnen Maßnahmen sind kaum möglich, in Summe kann aber eine deutliche Emissionsreduktion erwartet werden. Für das Befeuchten von unbefestigten Straßen wurde eine Staubreduktion von etwa 80 % ermittelt. Die Wirksamkeit der Partikelfiltersysteme wird mit 85-90 % angegeben, siehe dazu auch Kapitel 14.3.1.2.1.