

Forschungsprojekt Nr. 06HS021,
Aktenzeichen: 514-33.40/06HS021

STUDIE
ZUM WISSENSCHAFTLICHEN ERKENNTNISSTAND
ÜBER DAS FEINSTAUBFILTERUNGSPOTENTIAL
(QUALITATIV UND QUANTITATIV)
VON PFLANZEN

Laufzeit: 01.01.2007 - 31.08.2007

In Zusammenarbeit mit dem Geographischen Institut
der Humboldt-Universität zu Berlin,
Fachgebiet Klima- und Vegetationsgeographie

Institut für Agrar- und Stadtökologische Projekte
an der Humboldt-Universität zu Berlin, (IASP)
Träger: Verein zur Förderung agrar- und stadtökologischer Projekte e.V., (A.S.P.)
Invalidenstraße 42
10115 Berlin

☎ 030-20939061 Fax: 030-20939065
e-mail: iasp@agrار.hu-berlin.de

Projektleitung: Dr. Christel Kappis

Wissenschaftliche Mitarbeiter: Dr. Olga Gorbachevskaya
Dr. Christel Kappis
Dr. Rafael Valbuena
Dipl.-Ing. agr. Hendrikje Schreiter

Anne Bergsträßer
Heidi Riedel
Babett Waschke

Wissenschaftliche Beratung: Prof. Dr. Wilfried Endlicher
Dr. Marcel Langner

Projektlaufzeit: 01.01.2007 bis 31.08.2007

Die Förderung des Vorhabens erfolgte aus Mitteln des Bundesministeriums für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz (BMELV) über die Bundesanstalt für Landwirtschaft und Ernährung (BLE).

Zusammenfassung

Die Umsetzung von Richtlinien zur Reduzierung des Feinstaubes erfordert neben technischen Entwicklungen zur Reduzierung der Emissionen an Feinstaub insbesondere auch Konzepte für die Bindung und Deposition der in der Atemluft enthaltenen Staubpartikel.

Multifunktionale Vegetationssysteme können hierbei einen wichtigen Beitrag leisten. Für deren effektiven Einsatz fehlen jedoch komplexe Analysen und Betrachtungen zum Feinstaubfilterungspotenzial der Pflanzen. Diesen Zwecken dient die aktuelle umfassende Literaturstudie. Die Problematik der Staubbekämpfung wurde am Beispiel ausgewählter Großstädte und urbaner Gebiete betrachtet, in denen einerseits die hohe Staubbelastung als Problem erkannt worden ist und andererseits bestimmte Lösungswege zur Staubfilterung durch Vegetation gesucht und ggf. gefunden wurden. Analysiert und zusammengefasst wurden die Ergebnisse von Untersuchungen aus den letzten 45 Jahren in den Bereichen Stadtökologie, Gartenbau, Landschaftsbau, Forstwirtschaft und Geoökologie in Bezug auf die Staubproblematik in urbanen Räumen. Dank der aktiven Kooperation mit Expertengruppen aus Deutschland, den Niederlanden und Österreich auf den Gebieten Meteorologie und Klimatologie, Luftchemie, angewandte Botanik, Pflanzenphysiologie und -ökologie, Aerodynamik, Modellierung und technische Vegetationssysteme wurden deren aktuelle Ergebnisse in die Studie einbezogen.

Im ersten Kapitel der Studie werden die Grundlagen der Staubproblematik ausführlich erläutert: Klassifikation, Entstehung, wichtigste Quellen, Verteilung im urbanen Raum und einflussnehmende Faktoren. Es werden humanpathogene Wirkungen der Staubfraktionen sowie aktuelle Gesetzgebungen analysiert.

Das größte Kapitel der Studie widmet sich der Zusammenfassung von Erkenntnissen über die Wechselwirkung zwischen Vegetation und Partikelkonzentration in der Luft einschließlich der Aufnahme von Primärstoffen (Gasen) und des bisher kaum berücksichtigten eigenen Beitrags der Pflanzen zur Stauberzeugung. Den Kern der Studie bildet ein Überblick über die Besonderheiten, Fähigkeiten und Mechanismen der Pflanzen beim Auskämmen der Staubkomponenten sowie über die Voraussetzungen für die Filterung und die Wirkung von Standortbedingungen. Es stellte sich heraus, dass die Filterungsleistungen von Vegetation und einzelnen Pflanzenarten aufgrund von Schätzungen ermittelt worden sind und sich sehr stark in den verschiedenen Untersuchungen unterscheiden: z. B. für die städtischen Wälder von unter 1 % bis über 30 % der PM_{10} . Die Filterung ist von konkreten Bedingungen abhängig, insbesondere von den aerodynamischen Eigenschaften der Vegetation, ihrer Form und Anordnung, der Platzierung der Vegetation bezüglich der städtischen Gestaltungselemente, der Windgeschwindigkeit und der urbaner Umgebung. Die genauen Filterungsgrößen der Vegetation unter konkreten Bedingungen können nicht endgültig genannt werden und sind weiterhin aufgrund von Messungen und Modellierungseinsätzen zu präzisieren.

Weiterhin wurden in der Studie solche wichtigen Aspekte wie die Wirkung von urbanen Stressfaktoren auf die Pflanzenphysiologie, u. a. Schadgase und Staubbelastung, in Betracht gezogen und die Ergebnisse aus der Literatur ausgewertet.

Aufgrund der bisherigen Erkenntnisse über das Filterungspotential der Vegetation und die entsprechenden Einflussfaktoren sowie auf der Basis von europaweit gewonnenen praktischen Erfahrungen war es möglich, die wichtigen Kriterien einer optimierten multifunktionalen Begrünung zusammenzufassen. Die Vorschläge zur effektiven Nutzung des Staubminderungspotenzials bzw. zur optimierten Gestaltung des städtischen Grüns wurden erarbeitet. Ein wichtiger Aspekt bildet eine Recherche zur Toleranz der Arten gegenüber den urbanen Stressfaktoren, die u. a. als Grundlage für die Pflanzenauswahl dienen kann.

Der Wissensstand und die bestehenden Forschungslücken wurden bewertet und weiterer Forschungsbedarf abgeleitet.

Abkürzungsverzeichnis

BImSchG	Bundesimmissionsschutzgesetz
BImSchV	Bundesimmissionsschutzverordnung
CAFE	Arbeitsgruppe „Clean Air for Europe“
DBPs	Dibenzofurane
DMS	Dimethylsulfid
EPA	U. S. Environmental Protection Agency
EC	Elementarer Kohlenstoff
EPEA	Environmental Protection Encouragement Agency
GALK	Gartenamtsleiter-Konferenz
IARC	International Agency for Research on Cancer
IGOS	Integrated Global Observing Strategy
IPCC	Intergovernmental Panel on Climate Change
KRD L	Kommission Reinhaltung der Luft
LAI	Leaf area index, Blattflächenindex
OC	Organischer Kohlenstoff
PAKs	Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe
PAR	Photosynthetic active radiation, Photosynthetisch aktive Strahlung
PCBs	Polychlorbiphenyle
PCDDs	Polychlordibenzodioxine
PM _x	Particulate matter, Bezeichnung der Staubfraktionen
QUARG	Quality of Urban Air Review Group
SAI	Specific leaf area, spezifische Blattoberfläche
SENSTADT	Senatsverwaltung für Stadtentwicklung Berlin
SOCs	Semivolatile organic compounds, halbflüchtige org. Stoffe
Tg	Teragramm, 10 ¹² g
TSP	Total suspended matter, Gesamtschwebstaub
UFP	Ultrafine Partikel
VOCs	Volatile organic compounds, flüchtige organische Stoffe
WHO	World Health Organisation, Weltgesundheitsorganisation

Inhaltsverzeichnis

1.	Grundlagen der Feinstaubproblematik	13
1.1	Staub und seine Eigenschaften.....	13
1.1.1	Größenverteilung von Staubpartikeln	14
1.1.2	Entstehung des Staubes	15
1.1.3	Verhalten der Partikel in der Luft	16
1.1.4	Deposition	19
1.2	Quellen des Staubes.....	20
1.2.1	Verkehrsbelastung.....	21
1.2.2	Verbrennungsprozesse	23
1.2.3	Natürliche Emissionen	24
1.3	Besonderheiten der städtischen Luftbelastung	26
1.3.1	Anorganische Komponenten.....	26
1.3.2	PAKs	26
1.4	Verteilung und Variabilität des Staubs.....	27
1.4.1	Besonderheiten der Staubverteilung im urbanen Raum.....	27
1.4.2	Schwebstaubverteilung in Abhängigkeit von Großwettertypen und Jahreszeit	28
1.4.3	Räumliche und kleinräumige Variabilität von Grob- und Feinstaub	30
1.5	Humantoxikologische Auswirkung der Luftschadstoffe	32
1.5.1	Partikel	32
1.5.2	Gase.....	34
1.5.3	Wichtigste Schlussfolgerungen aus den Studien zu Gesundheitseffekten durch Schwebstaub.....	34
1.6	Gesetzliche Grundlagen bezüglich der Luftqualität	36
1.7	Schlussfolgerungen.....	39
2	Situation der Luftbelastung in 4 ausgewählten Großstädten/urbanen Gebieten	47
2.1	Berlin	47
2.1.1	Geografische Situation und allgemeine Angaben	47
2.1.2	Entwicklungsbild der Luftverschmutzung während der letzten 20 Jahre	47
2.1.3	Gegenwärtige Situation der Luftverschmutzung	49
2.1.4	Technische Maßnahmen zur Verringerung der Luftverschmutzung	54
2.1.5	Maßnahmen zur Staubfilterung durch Vegetation.....	55

2.2	Wien	55
2.2.1	Geografische Situation und allgemeine Angaben.....	55
2.2.2	Luftverschmutzung	56
2.2.3	Technische Maßnahmen zur Verringerung der Luftverschmutzung	57
2.2.4	Maßnahmen zur Staubfilterung durch Vegetation.....	58
2.3	Düsseldorf und Krefeld- unter Berücksichtigung der regionalen Belastung der Rhein-Ruhr-Metropolregion.....	58
2.3.1	Geografische Situation und allgemeine Angaben.....	58
2.3.2	Entwicklungsbild der Luftverschmutzung während der letzten 20 Jahre.....	59
2.3.3	Gegenwärtige Situation der Luftverschmutzung	59
2.3.4	Technische Maßnahmen zur Verringerung der Luftverschmutzung	61
2.3.5	Maßnahmen zur Staubfilterung durch Vegetation.....	64
2.4	Niederlande	66
2.4.1	Situation der Staubbelastung	66
2.4.2	Beispiele für den gezielten Vegetationseinsatz	69
2.5	Schlussfolgerungen	70
3	Grundlagen der Beeinflussung der Partikelkonzentration in der Luft durch Vegetation.....	76
3.1	Wechselwirkung zwischen Partikeln und Vegetation	76
3.1.1	Konzentrationsminderung durch Depositionsvorgänge	76
3.1.2	Konzentrationsänderung durch Modifikation des Strömungsfeldes.....	93
3.2	Einfluss mikroklimatischer Faktoren auf die Partikelkonzentrationsminderung durch Pflanzen.....	98
3.2.1	Minderung der Resuspension	101
3.3	Erhöhung der Staubkonzentration durch Vegetation	101
3.3.1	Direkter Beitrag zur Staubemission.....	101
3.3.2	Indirekter Beitrag zur Staubemission	105
3.4	Schlussfolgerungen	106
4	Filterleistung von Vegetation.....	114
4.1	Filterung bezüglich unterschiedlicher Staubfraktionen	115
4.2	Staubverteilung in der Vegetation	115
4.3	Filterleistung von verschiedenen Vegetationselementen.....	117
4.3.1	Filterleistung von Einzelbäumen	117
4.3.2	Filterleistung von Sträuchern.....	121

4.3.3	Filterleistung von Stauden und Staudenbeständen – Wiesen, Rasenflächen, Dach- und Gleisbettbegrünungen	122
4.3.4	Filterleistung von Kletterpflanzen bei den Fassadenbegrünungen	123
4.3.5	Filterleistung von Moosen.....	124
4.4	Filterleistung von großen Pflanzenbeständen	126
4.4.1	Städtische Wälder und Parkanlagen.....	128
4.4.2	Straßenbepflanzungen	130
4.5	Schlussfolgerungen.....	131
5	Wirkung der Ablagerung, Adsorption und Absorption von Staubpartikeln und Gasen auf die Pflanzenphysiologie	135
5.1	Allgemein	135
5.2	Physiologische Auswirkungen der Staubaufgabe auf die Blätter	136
5.3	Aufnahme von partikelgetragenen Stoffen durch Wurzeln und dadurch entstehende Schädigungen	141
5.4	Schädigungen durch typische urbane gasförmige Luftverunreinigungen	142
5.5	Leaching	145
5.6	Zusammenspiel der urbanen Stressfaktoren.....	146
5.7	Schlussfolgerungen.....	146
6	Toleranz der Pflanzen gegenüber urbanen Stressfaktoren.....	149
6.1	Toleranz gegenüber Stickoxiden.....	150
6.2	Toleranz gegenüber Fluoriden.....	150
6.3	Toleranz gegenüber Schwefeldioxid.....	150
6.4	Ozonverträglichkeit	153
6.5	Toleranz gegenüber Staubaufgabe	153
6.6	Toleranz gegenüber Schwermetallen	154
6.7	Streusalzverträglichkeit.....	154
6.8	Toleranz gegenüber Bodenverdichtung und -erschütterung, Trittresistenz.....	156
6.9	Komplexe Einwirkung von urbanen Stressfaktoren	157
6.10	Schlussfolgerungen.....	157
7	Empfehlungen für gezielte Pflanzenverwendung und -anordnung.....	159
7.1	Porosität und Vegetationsform	159
7.1.1	Filterung	159

7.1.2	Strömungsumleitung und Barrierewirkung	160
7.1.3	Nutzung des Windkanaleffektes und der natürlichen Luftströmung	161
7.2	Einsatz von Bäumen	161
7.3	Gestaltung von Mittelstreifen	162
7.4	Gestaltung von Wiesen und Rasenanlagen.....	162
7.5	Bodendeckende Vegetation	163
7.6	Fassaden- , Dach- und Gleisbettbegrünung	163
7.7	Auswahl von Pflanzenarten	164
7.7.1	Filterung.....	164
7.7.2	Nutzung der Vegetation als Barriere	165
7.7.3	Weitere Auswahlkriterien.....	165
7.7.4	Pflege	165
8	Forschungsbedarf	168
9	Schlussfolgerungen	170
9.1	Funktionen der Vegetation in der Stadt	170
9.2	Ausblick	172

Tabellenverzeichnis

Tabelle 1.1-1:	Bestandteile des atmosphärischen PM ₁₀ (in %) (KAPPOS et al. 2003).....	14
Tabelle 1.1-2:	Größenverteilung und Bezeichnung des Aerosols (WHITBY und SVERDRUP 1973; EPA 2002; KRDL 2003a, 2003b; WICHMANN und PETERS 2002, WHO 2004).....	14
Tabelle 1.1-3:	Vergleich von Feinstaub und Grobstaub (WILSON AND SHUH 1997).	19
Tabelle 1.2-1:	Globale natürliche Emission von Aerosolpartikeln (in Tg/Jahr) (MÖLLER 2003; IPCC 2001; COLBECK 1995).	25
Tabelle 1.3-1:	Hauptkomponenten des anorganischen sekundären Aerosols (CLAES et al. 1998, verändert).....	26
Tabelle 1.3-2:	Schätzung der globalen VOCs – Emissionen (in TgC/Jahr) aus verschiedenen Quellen (IPCC 2001).	27
Tabelle 1.4-1:	Jahreszeitliche Unterschiede in der Konzentration einiger (Schad)stoffe in der Luft.....	29
Tabelle 1.4-2:	Konzentrationsbereiche von Feinstaub (PM ₁₀) an deutschen Messstationen (KAPPOS et al. 2003).	31
Tabelle 1.5-1:	Bedeutende gesundheitliche Effekte, verbunden mit der Luftbelastung durch PM ₁₀ , NO ₂ und PAKs (WHO, 2004).....	35
Tabelle 1.6-1:	Grenzwerte für PM ₁₀ und PM _{2,5} : a) - nach der Richtlinie 1999/30/EC, b) - nach den Empfehlungen von der CAFE - Arbeitsgruppe zur Schwebstaub.....	37
Tabelle 1.6-2:	Immissionsgrenzwerte der novellierten 22. BImSchV, Stand 2002, und der Richtlinie 2004/107/EG (UMWELTBUNDESAMT 2004).....	38
Tabelle 1.6-3:	Von einigen EU - Mitgliedstaaten bis 2010 zu unterschreitende nationale Emissionsmengen für SO ₂ , NO _x , VOCs und HN ₃ (in Kilotonnen/Jahr) (MEYER 2006, In: HANDBUCH DER EU - UMWELTPOLITIK).....	39
Tabelle 2.1-1:	PM ₁₀ -Belastung für die Messkampagne 1994/ 1995 an drei ausgewählten Stationen in Berlin in [µg/m ³] (ISRAEL et al. 1996, S. 98f).....	48
Tabelle 2.1-2:	Emissionen in Berlin nach Emittentengruppen (SENSTADT 2006).	48
Tabelle 2.1-3:	Abschnittslängen des Luftbelastungsindex und betroffene Anwohner im übergeordneten Straßennetz Berlins 2002 (SENSTADT 2005).	51
Tabelle 2.1-4:	Prozentuale jahreszeitliche Abweichungen der Konzentration verschiedener Schadstoffe vom Jahresmittelwert in Berlin (nach WOLF-BENNING 2006).	53
Tabelle 2.1-5:	Komponenten der Partikel in Abhängigkeit von Wetterbedingungen	54
Tabelle 2.2-1:	Darstellung der Wiener PM ₁₀ -Quellen (MAGISTRATABTEILUNG 22 2005).	56
Tabelle 2.3-1:	Anzahl der Überschreitungen des 24h-PM ₁₀ Grenzwerts von 50 µg/m ³ , sowie Anzahl der Überschreitungen unter Einbeziehung einer Toleranzmarge von 10 µg/m ³ für das Jahr 2003 an zwei Messstationen in Krefeld (BEZIRKSREGIERUNG DÜSSELDORF 2005d).....	61
Tabelle 2.4-1:	Komponenten des städtischen Aerosols in den Niederlanden (aus BUIJSMAN et al. 2005, HOOGERBRUGGE 2007).	67
Tabelle 3.1-1:	Partikelgrößen und dominierende Transportprozesse in der quasi-laminaren Grenzschicht (SLINN 1982, DAVIDSON und WU 1990, MARQUES 1999).....	78

Tabelle 3.1-2:	Vergleich der Staubmengen und Staubrückhaltung auf Blättern verschiedener Gehölze.	79
Tabelle 3.1-3:	Durchschnittliche Kontaktwinkel (\pm SD) [°] auf der Blattoberfläche verschiedener Arten.....	83
Tabelle 3.1-4:	Beispiele zur Depositionsflussrate und Aufnahme von Gasen und PAKs durch Pflanzen, Moose und Flechten.	87
Tabelle 3.2-1:	Zusammenstellung von gemessenen Depositionsgeschwindigkeiten (V_g) unter Berücksichtigung der Pflanzenart, Partikelgröße (D_p) und Windgeschwindigkeit (u) (FREER-SMITH et al. 2005, SMITH und JONES 2000, SEHMEL 1980, nach LITSCHKE und KUTTLER 2007).....	99
Tabelle 3.3-1:	Ausgewählte Untersuchungsergebnisse zur Immission von bioVOCs.....	102
Tabelle 3.3-2:	Mittlere VOCs- Immissionsraten für einige Pflanzenarten.	104
Tabelle 4.3-1:	Beispiele zur Effektivität der Filterung verschiedener Staubkomponenten in der Baumkrone.	118
Tabelle 4.3-2:	Fähigkeit der Bäume, PM_{10} zu fangen (DE VRIES 2005, nach VAN HOVE 2006).	121
Tabelle 4.3-3:	Filterungsleistung von Sträuchern.	121
Tabelle 4.3-4:	Filterungsleistung von Stauden und Staudenbeständen - Wiesen, Rasenflächen, Dach- und Gleisbettbegrünungen.....	123
Tabelle 4.3-5:	Filterungsleistung von Kletterpflanzen.	124
Tabelle 4.3-6:	Filterungsleistung von Moosen.	126
Tabelle 4.4-1:	Langjährige Mittelwerte der Kronenraumbilanz (1987-1994) für den Altkiefernbestand GR91 (in mol IÄ/ha-Jahr).	127
Tabelle 4.4-2:	Beispiele zur Filterleistung von Pflanzenbeständen.	127
Tabelle 4.4-3:	Beispiele der Filterungsleistung von städtischen Wäldern, ermittelt aufgrund der Modellierungen.	129
Tabelle 5.1-1:	Mögliche Wirkungen der in Berlin auftretenden Schadstoffe auf Pflanzen.	136
Tabelle 5.2-1:	Wirkung der Ablagerung, Adsorption und Absorption auf die Pflanzenphysiologie.	139
Tabelle 5.4-1:	Auswirkungen gasförmiger Luftschadstoffe auf Pflanzen.	143
Tabelle 6.3-1:	Aufsteigende Rangfolge der Resistenz von Waldbäumen in chronisch und akut von SO_2 -Immission beeinflussten Industriegebieten (nach BÖRTITZ et al. 1986; DÄSSLER und BÖRTITZ 1988, verändert).....	150
Tabelle 6.3-2:	Empfindlichkeit der Blätter von Gehölzen gegenüber SO_2 . Ergebnisse der Begasungen aus dem Prüffeld Tharandt (Auszugsweise nach RANFT und DÄSSLER 1970, nach BÖRTITZ 1986).	152
Tabelle 6.6-1:	Ausgewählte Ergebnisse zur Toleranz der Pflanzen gegenüber Schwermetallbelastung.....	154
Tabelle 6.7-1:	Salzverträgliche Gehölzarten. (DESCHMANN o.J., LORENZ VON EHREN, o.J.).....	155

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1.1-1:	Idealisierte Massengrößenverteilung des atmosphärischen Aerosols mit den wichtigsten Quellen und Senken (nach WHITBY 1978; ergänzt von PETERS et al. 1998).....	18
Abbildung 1.1-2:	Schema der nassen und trockenen Deposition (Aus: SENSTADT O. J.: Monitoringprogramm Naturhaushalt (1987 - 2002)).....	20
Abbildung 2.1-1:	Mit IMMISnet berechnete und an BLUME-Messstellen gemessene PM ₁₀ -Belastung (Jahresmittel) im städtischen Hintergrund Berlins für das Basisjahr 2002 (SENSTADT 2005).....	50
Abbildung 2.1-2:	Schema der Verteilung der PM ₁₀ -Belastung in Berlin und Umgebung (aus SENSTADT 2005b).....	52
Abbildung 2.3-1:	Errechneter Beitrag der jeweiligen Emittentengruppen zur PM ₁₀ -Belastung in der Düsseldorfer Corneliusstraße. 'KFZ' bezeichnet den Gesamtanteil des Straßenverkehrs (inkl. Schwerlastverkehr und ÖPNV) (BEZIRKSREGIERUNG DÜSSELDORF 2005a).....	60
Abbildung 2.3-2:	Errechneter Beitrag der jeweiligen Emittentengruppen zur PM ₁₀ -Belastung in der Ludenberger Straße in Düsseldorf. 'KFZ' bezeichnet den Gesamtanteil des Straßenverkehrs (inkl. Schwerlastverkehr und ÖPNV) (BEZIRKSREGIERUNG DÜSSELDORF 2005c).....	61
Abbildung 2.3-3:	Plangebiet des Luftreinhalteplans Düsseldorf-südliche Innenstadt. Die Corneliusstraße befindet sich im rechten Drittel der Abbildung (BEZIRKSREGIERUNG DÜSSELDORF 2005b).....	62
Abbildung 2.3-4:	Plangebiet des Luftreinhalteplans Krefeld-Hafen (BEZIRKSREGIERUNG DÜSSELDORF 2004b).....	63
Abbildung 2.4-1:	Anzahl der Tage mit der Überschreitung des Grenzwertes von 50 µg/m ³ für PM ₁₀ -Konzentration in den Niederlanden in 2005 (aus HOOGERBRUGGE 2007).	66
Abbildung 2.4-2:	Beiträge zur PM ₁₀ -Belastung in Amsterdam durch regionalen und städtischen Hintergrund, Autobahn und Straßenverkehr (nach WEIJERS und VAN DE ZEE 2007).....	68
Abbildung 3.1-1:	Schema der vier Transportmechanismen von Partikeln durch die quasi-laminare Grenzschicht (nach DAVIDSON und WU 1990). Die quasi-laminare Grenzschicht ist durch Schraffur gekennzeichnet.	77
Abbildung 3.1-2:	Ungereinigte Blattoberflächen von <i>Parthenocissus tricuspidata</i> (Akkumulator) und <i>Platanus x hispanica</i> (Selbstreiniger) im Oktober (nach THÖNNESEN und HELLACK 2005).....	80
Abbildung 3.1-3:	Schematische Darstellung von Akkumulation und Selbstreinigungseffekt (BARTHLOTT und NEINHUIS 1997).....	81
Abbildung 3.1-4:	Blattoberflächen von Akkumulatoren und Selbstreinigern (aus BARTHLOTT und NEINHUIS 1997).	81
Abbildung 3.1-5:	Aufnahme von NO ₂ beim Durchströmen eines Vegetationselementes, berechnet mit Hilfe eines Widerstandsmodells (WESSELING et al. 2004). Die Windgeschwindigkeit beträgt 1 m/s.	87

Abbildung 3.1-6:	Partikeldeposition abhängig von der optischen Porosität der Vegetation (WESSELING et al. 2004). Legende: Partikelgrößen von 5, 10, 20 und 50 μm , optische Porosität von 1=100%.....	92
Abbildung 3.1-7:	Modellierung von PM_{10} -Konzentration zweier Szenarien im Stadtgarten Essen: nur Grass und Hecke/Bäume (BRUSE 2005b).....	94
Abbildung 3.1-8:	Konzentrationsänderung des Staubes auf der Leeseite der Vegetation als Funktion ihrer Porosität (WESSELING et al. 2004). Legende: Partikelgrößen von 5, 10, 20 und 50 μm , optische Porosität von 1=100%.....	95
Abbildung 3.1-9:	Modell der PM_{10} -Verteilung in einer Straßenschlucht mit Fassadenbegrünung (BRUSE 2005b, verändert).....	97
Abbildung 3.1-10:	Modellierung der PM_{10} -Verteilung in der Gladbecker Straße und Umgebung in Essen (BRUSE 2005a, b, verändert).....	98
Abbildung 3.3-1:	Verteilung von Luftschadstoffen in unterschiedlich begrünten Stadträumen (BRUSE 2003, THÖNNESSEN 2006).....	105
Abbildung 7.1-1:	Ein Beispiel für die gestaffelte Bepflanzung („Stockwerkbepflanzung“) – Querschnitt (aus HOFSCHEUDER 2003).....	159
Abbildung 7.6-1:	Verteilung von Luftschadstoffen in unterschiedlich begrünten Stadträumen (aus: BRUSE 2003; THÖNNESSEN 2006, ergänzt).....	164

1. Grundlagen der Feinstaubproblematik

1.1 Staub und seine Eigenschaften

Was in der Umgangssprache als Staub bezeichnet wird, ist wissenschaftlich gesehen ein physikalisch-chemisch sehr komplexes Gemisch von Partikeln, also luftgetragenen Teilchen. Atmosphärische Partikel umfassen insgesamt ein Größenspektrum von etwa 1 nm (0,001 μm) bis ca. 100 μm (GRAEDEL und CRUTZEN 1994). Sie kommen sowohl im festen als auch im flüssigen Zustand vor (VDI 2463 Bl. 1). Sehr kleine Teilchen können sich in der Atmosphäre in Bezug auf ihre physikalischen Eigenschaften ähnlich wie Gase verhalten, so dass es zu Wechselwirkungen zwischen Gasen und Partikeln kommen kann. Einige gasförmige Schadstoffe in der Atmosphäre können als Vorläufersubstanzen für Partikel dienen (vgl. 1.1.2).

Wenn Partikel eine Einheit mit einem Trägergas bilden sowie über einen längeren Zeitraum in der Luft als Suspension vorliegen und nur wenig sedimentiert werden, werden sie als Aerosol bezeichnet (BAHADIR et al. 2000). Dabei umfasst der Begriff des Aerosols ein breites Spektrum an Teilchen, von Pollen, Mineralstaub und Ruß bis hin zu Schwefelsäuretröpfchen, Meersalz (Seaspray) und mikroskopisch kleinen Organismen (z.B. Viren, Bakterien). Vom Aerosol unterschieden werden Wassertröpfchen und Eiskristalle, die zu meist erst durch das Vorhandensein von anderen Aerosolpartikeln, sog. Kondensationskernen, gebildet werden können. Liegen feste Teilchen in der Atmosphäre vor, werden diese als Schwebstaub bezeichnet. Schwebstaub besteht aus mehreren Fraktionen; der Durchmesser der größten Partikel beträgt bis 30 μm (VDI 2463 Bl. 1). Die obere Grenze des Schwebstaubes ergibt sich aus der Trägheit der Partikel und ihrer steigenden Sedimentationsfähigkeit, so dass die Partikel mit einem aerodynamischen Durchmesser $d_{ae} > 30 \mu\text{m}$ im statistischen Sinne in der Außenluft nicht mehr homogen verteilt sind (SCHULTZ 1989).

Die Komponenten des Schwebstaubs sind im Gegensatz zu gasförmigen Luftspurenstoffen nicht homogen; sie lassen sich hinsichtlich ihrer Größe, Form, Farbe, chemischer Zusammensetzung, physikalischen Eigenschaften und ihrer Herkunft bzw. Entstehung unterscheiden.

Ein Überblick durchschnittlicher PM_{10} - Inhaltsstoffe in Deutschland (Ergebnisse einer Studie von KAPPOS et al. aus dem Jahr 2001) wird in der Tabelle 1.1-1 gegeben.

Unter Feinstaub versteht man oft den gesamten Anteil an PM_{10} (Partikel mit einem aerodynamischen Durchmesser $\leq 10 \mu\text{m}$). In der Aerosolfachsprache wird der Begriff „Feinstaub“ vermieden, da der Gebrauch in der Literatur uneinheitlich ist. Es ist sinnvoll, den Begriff Feinstaub zusätzlich mit der Größe der Partikelfraktion, welche die obere Grenze bildet, zu versehen, wie Feinstaub ($\text{PM}_{2,5}$) oder Feinstaub (PM_{10}) (DRAHEIM 2005).

Tabelle 1.1-1: Bestandteile des atmosphärischen PM₁₀ (in %) (KAPPOS et al. 2003).

Inhaltsstoff	Städtische Messstelle	Ländliche Messstelle
Bleioxid	0,1	0,1
Cadmiumoxid (CdO)	0,04	0,08
Zinkoxid (ZnO)	0,5	0,7
Eisenoxid (Fe ₂ O ₃)	4,9	2,3
Magnesiumoxid (MgO)	0,1	0,6
Calciumoxid (CaO)	1,9	1,8
Kaliumoxid (K ₂ O)	0,4	0,7
Natriumoxid (Na ₂ O)	1,7	2,6
Ammonium (NH ₄ ⁺)	7,9	7,4
Sulfat (SO ₄ ²⁻)	13	17
Nitrat (NO ₃ ⁻)	14	11
Chlorid (Cl ⁻)	2,6	1,4
Elementarer Kohlenstoff / Ruß (black carbon)	15	9
Semivolatile organische Verbindungen	23	12
Polyzyclische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAKs)	0,02	0,001
Rest (H ₂ O, Silicate)	18	34

1.1.1 Größenverteilung von Staubpartikeln

Die am häufigsten verwendete Klassifikation der Partikel erfolgt nach Größenklassen aufgrund der gesundheitlichen Relevanz des Partikeldurchmessers (WOLF-BENNING 2006; KRDL 2003a, 2003b). In der Tabelle 1.1-2 wird ein Überblick über die gängigen Größenverteilungen gegeben.

Tabelle 1.1-2: Größenverteilung und Bezeichnung des Aerosols (WHITBY und SVERDRUP 1973; EPA 2002; KRDL 2003a, 2003b; WICHMANN und PETERS 2002, WHO 2004).

WHITBY und SVERDRUP		EPA		KRDL, WICHMANN und PETERS, WHO		
Größenbereich	Bezeichnung	Größenbereich	Bezeichnung			
d _{ae} ≤ 0,01 µm	Ultrafine mode	d _p ≤ 0,1 µm	Ultrafine	Ultrafeiner Staub	Feinstaub PM _{2,5}	PM ₁₀
0,01 µm < d _{ae} ≤ 0,1 µm	Nucleation mode					
0,1 µm < d _{ae} ≤ 1 µm	Accumulation mode	0,1 µm < d _p ≤ 2,5 µm	Fine			
d _{ae} > 1 µm	Coarse mode					
		2,5 µm < d _p ≤ 10 µm	Coarse	Grobstaub PM _{2,5 - 10} *		
		d _p ≥ 10 µm	Supercoarse	Gesamtgrobstaub PM _{2,5 - 130} *		

* Bei diesen Größenangaben handelt es sich um den geometrischen Durchmesser der Partikel d_p, während unter d_{ae} der aerodynamische Durchmesser¹ gemeint ist (HINDS 1982; WINKLER 2000).

¹ Der aerodynamische Durchmesser eines Partikels ist der Durchmesser einer Kugel mit der Dichte 1g/cm³, welche in ruhender oder laminar strömender Luft die gleiche Sinkgeschwindigkeit wie das betrachtete unregelmäßig geformte Partikel besitzt (WINKLER 2000).

In dieser Studie wird die im Bereich Luftschadstoffe zum Standard gewordene Größenverteilung nach der KRDL (2003a) verwendet, die sich im Gebrauch als nützlich erwiesen und weitestgehend etabliert hat. Für die oben aufgeführten Partikelklassen werden folgende Fachbegriffe gebraucht:

- **Schwebstaub** (total suspended particulate matter, **TSP**) – Aerosolkomponente der in der Luft vorhandenen Partikel bis zu einem oberen aerodynamischen Durchmesser von ca. 30 μm (VDI 2465, Blatt 1).
- **Thorakaler Feinstaub** (particulate matter, thoracic particulates, **PM₁₀**) – alle Aerosolpartikel, die einen in ISO 7708 definierten gröbselektierenden Lufteinlass passieren, der für einen aerodynamischen Durchmesser von 10 μm eine Abscheidewirksamkeit von mindestens 50 % aufweist. **PM₁₀** wird zu 50 Prozent im thorakalen Atemtrakt abgeschieden und deshalb auch als "inhalierbarer Feinstaub" bezeichnet.
- **Grobe Partikel** (coarse mode of PM₁₀, **PM_{2,5-10}**) umfassen in der internationalen Literatur Partikel im Größenbereich von 2,5 - 10 μm (WHO 2004). Diese Fraktion wird auch als **Grobstaub** bezeichnet.
- **Alveolengängiger Schwebstaub** (respirable particulates, **PM_{2,5}**) - alle Aerosolpartikel, die einen in ISO 7708 definierten gröbselektierenden Lufteinlass passieren, der für einen aerodynamischen Durchmesser von 2,5 μm eine Abscheidewirksamkeit von mindestens 50 % aufweist. In den meisten Arbeiten zu Luftschadstoffen wird diese Fraktion als **Feinstaub** bezeichnet. Partikel von 0,1 - 1,0 μm werden in Lungenbläschen abgeschieden. Größere Partikel bis 2,5 μm werden in tertiären und sekundären Bronchien abgeschieden.
- **Ultrafeine Partikel (UFP)** - alle Aerosolpartikel mit einem aerodynamischen Durchmesser von $\leq 0,1 \mu\text{m}$. UFP können sowohl ins Blut eindringen als auch in den Lymphkreislauf des menschlichen Körpers übergehen.

Die gesundheitsschädigende (=humanpathogene) Wirkung des Staubes kann nicht nur auf die Wirkung des alveolengängigen Staubs (also des eigentlichen Feinstaubes) bezogen werden, sondern sie erstreckt sich sowohl auf die Wirkung des ultrafeinen als auch des groben Anteils. Daher diente die gesamte **PM₁₀**-Fraktion als Objekt dieser Studie. Der **PM_{2,5}** - Anteil kann bis zu 80 % - 90 % aller Staubpartikel und bis zu 70 %- 80 % des **PM₁₀** in der Luft betragen.

Die Größenverteilung der Partikel in der Luft ist das Ergebnis eines ausbalancierten Wirkens der verschiedenen Quell- und Senkprozesse. Diese unterliegen einer räumlichen und zeitlichen Variation. So unterscheidet sich der Anteil an feinen Partikel am Gesamtstaub in der Luft abhängig von den Standortbedingungen: der Verkehrsbelastung, der Lage der Messstelle, der Jahreszeit, der Witterung und von anderen Faktoren (DRAHEIM 2005).

1.1.2 Entstehung des Staubes

Die Staubbelastung entsteht nicht nur durch primäre Emissionen, sondern auch durch sekundäre luftchemische Prozesse und die Aufwirbelung bereits vorhandenen Staubs. Es wird daher zwischen **Primär-** und **Sekundärpartikeln** unterschieden.

Primärpartikel gelangen direkt in die Atmosphäre. Sie entstehen durch Verbrennung von Kraft- und Heizstoffen, durch Waldbrände, unterschiedlichste Industrieemissionen, Winderosion (Deflation – Ausblasung von Material durch Wind), durch Bildung von Seesalzaerosolen, Vulkanausbrüche, Pollenflug und andere Prozesse. Beispiele für Primärpartikel sind NaCl aus Seesalz oder Streusalz, Kalk- und Magnesiumstaub, Ruß (elementarer Kohlenstoff). Für die Bildung der groben primären Partikel ab ca. 2,5 μm aufwärts sind oft me-

chanische Prozesse verantwortlich, einschließlich der Aufwirbelung von Straßenstaub durch den Verkehr. Auch bei der Verbrennung können gröbere Partikel freigesetzt werden (COLBECK 1995; WHO 2003, S. 8).

Sekundärpartikel im Größenbereich nucleation mode entstehen durch zwei Prozesse: die Bildung von Teilchen aus Gasen (*gas-to-particle-conversion*) und die Bildung von Teilchen durch Reaktionen von gelösten Stoffen in Wolkenröpfchen (*in-cloud-scavenging*) (COLBECK 1995; MÖLLER 2003).

1.1.2.1 Bildung von Teilchen aus Gasen

Teilchen der Aerosolsubstanz, die ca. 1 nm groß sind, werden aus der Gasphase gebildet. Hierbei findet eine chemische Reaktion statt, bei der sich aus leicht flüchtigen Substanzen wie z. B. SO₂ und Wasser eine schwer flüchtige Substanz wie z.B. Schwefelsäure bildet. Die neu gebildeten schwerflüchtigen Moleküle formen dann Cluster bzw. Agglomerate (Molekülzusammenballungen), auf deren Oberfläche weitere Substanzen kondensieren. Beispielsweise werden durch Oxidation von flüchtigen Kohlenwasserstoffen wie z. B. Terpenen (produziert von Wäldern und emittiert durch Industrieprozesse) biogene sekundäre Aerosole gebildet. Die Oxidation erfolgt durch die Oxidationsmittel der Atmosphäre: O₃, OH⁻ und Fe₂O₃.

Die Mechanismen des Wachstums der Partikel sind unter dem Begriff **Nukleation** zusammengefasst (SEINFELD und PANDIS 1998). Zur schnellen Ausbildung von Sekundärpartikeln führt z. B. die **heterogene Nucleation** - das Partikelwachstum durch Kondensation von gleichen oder unterschiedlichen Gasmolekülen (H₂O, NH₃, HNO₃, SO₂, HCl, VOCs) auf der fremden Oberfläche (HINDS 1982). In einer gasförmigen oder flüssigen Substanz gelöste Partikel kommen aufgrund ihrer Brownschen Molekularbewegung oder durch hydrodynamische, elektrische Kräfte, Schwerkraft u. a. miteinander in Kontakt. Dabei kann es zur **Koagulation**, d. h. zur Vereinigung der kollidierenden Partikel kommen. Dadurch entsteht aus mehreren kleinen Partikeln ein größeres Partikel. So können die ultrafeinen Partikel zu feinen, bis etwa 1 µm im Durchmesser großen Partikeln wachsen (SEINFELD und PANDIS 1998).

1.1.2.2 Bildung von Aerosolpartikeln in Wolkenröpfchen

Ein Teil der Aerosolpartikel wird durch Wolkenröpfchen gebildet bzw. verändert. Dabei löst sich ein Aerosolteilchen (Wolkenkondensationskern) im aufgenommenen Wasser (Wolkenröpfchen) und reagiert dann mit den anderen im Tröpfchen gelösten Stoffen. Dadurch kann eine neue Substanz gebildet werden, aus der bei Verdunstung des Wassers ein neues Aerosolteilchen entsteht. Ein klassisches Beispiel hierfür ist die Bildung von schwefeliger Säure (H₂SO₃) über Lösung von Schwefeldioxid (SO₂) in Wasser. Die schwefelige Säure ist allerdings ein instabiles Molekül und dissoziiert rasch, wird als Regen auf der Erdoberfläche auftreffen, der größere Anteil verdunstet wieder in die Ausgangsstoffe bzw. kann durch Aufnahme eines weiteren Sauerstoffatoms zu Schwefelsäure (H₂SO₄) oder Sulfaten oxidiert werden, so dass eine Partikelneubildung erfolgt. Nur ein geringer Anteil der Wolkenröpfchen wird als Regen auf der Erdoberfläche auftreffen, der größere Anteil verdunstet wieder.

1.1.3 Verhalten der Partikel in der Luft

Partikel in der Luft unterliegen kontinuierlichen Bildungs-, Umwandlungs- und Entfernungsprozessen. Folgende Prozesse sind diesbezüglich relevant:

- Diffusion von kleinen Partikeln auf Oberflächen,
- Koagulation mit anderen Teilchen, Einbindung in Tröpfchen zu größeren Einheiten,
- Deposition,

- Impaktion - Haftung bei Aufprall auf Hindernissen sowie von großen Partikeln an Krümmungen und Kanten,
- Interzeption von großen Partikeln bei Vorbeiströmen an Oberflächen, v.a. bei Vegetation,
- Sedimentation von großen Partikeln unter dem Einfluss der Erdanziehung,
- Thermophorese und Elektrophorese von kleinen Partikeln auf Oberflächen; Verteilung und Abscheidung aufgrund der Temperatur- und Ladungsgradienten;
- Ausregnen und Auswaschung: Aerosole in Wolkenröpfchen bzw. Aerosole, die durch Wolkenröpfchen eingefangen werden, werden im Regenwasser aus der Atmosphäre ausgewaschen,
- Verdampfung und Freisetzung neuer Partikel aus den Wolkenröpfchen (COLBECK, 1995).

Das Verhalten der Partikel in der Luft hängt u. a. von ihrer Größe ab. Die Verweildauer der groben Partikel (coarse mode) in der unteren Atmosphäre ist durch die Erdanziehungskraft und die damit verbundene Sedimentation begrenzt. Trotzdem können die groben Partikel unter bestimmten Umständen (z. B. Konvektion) über größere Entfernungen transportiert werden (FINLAYSON-PITTS und PITTS 2000). Bei den Partikeln bis 2 μm (accumulation mode) ist die Sedimentation im Schwerfeld der Erde aufgrund ihrer geringen Masse nicht so bedeutend. Für diese Partikelgröße ist die nasse Ausscheidung durch den Regen der dominierende Prozess. Die Verweildauer in der unteren Atmosphäre kann einige Tage bis Wochen betragen (ROEDEL 2000). Partikel im ultrafeinen Bereich haben geringe Verweilzeiten in der unteren Atmosphäreschicht, da sie schnell koagulieren (MÖLLER 2003). Die Partikel mit einem Durchmesser von ca. 0,5 μm befinden sich am längsten in der Luft (SLINN 1982).

Die klassische Massengrößenverteilung des atmosphärischen Aerosols mit den wichtigsten Quellen und Prozessen ist in der Abbildung 1.1-1 dargestellt. Die Zusammenfassung der Eigenschaften des feinen und groben Staubes ist in der Tabelle 1.1-3 gegeben.

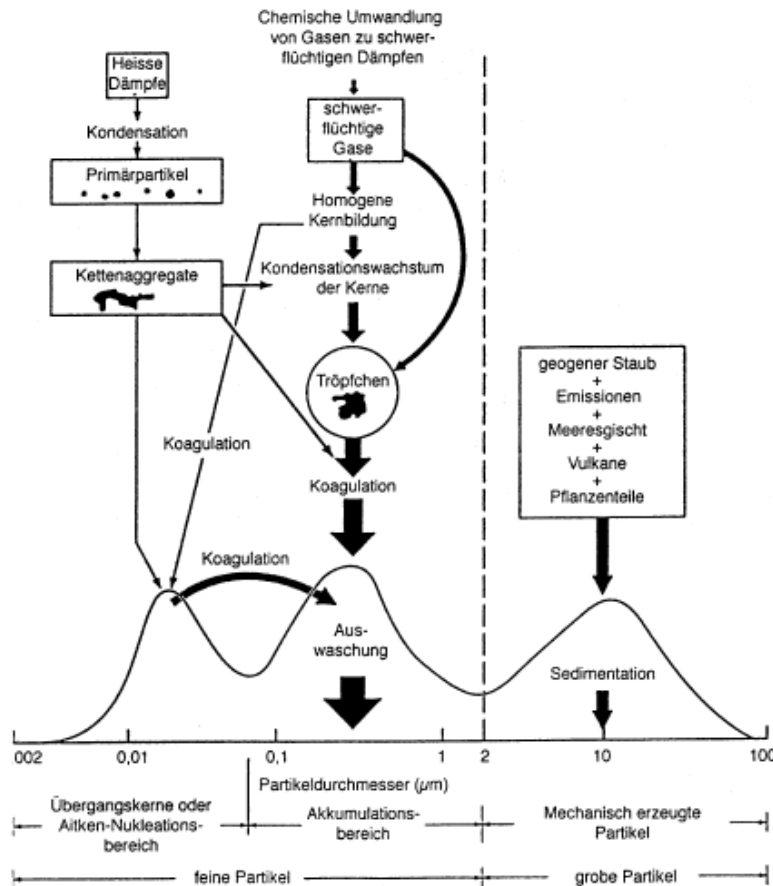


Abbildung 1.1-1: Idealisierte Massenverteilung des atmosphärischen Aerosols mit den wichtigsten Quellen und Senken (nach WHITBY 1978; ergänzt von PETERS et al. 1998).

Die erhöhte Staubkonzentration in der Luft trägt auf vielfache Weise zur Umweltbelastung bei: durch Eintrag von sauren und basischen Partikeln, Schwermetallen und anderen toxischen Stoffen in Boden, Gewässer, Grundwasser, Vegetationsbestände, durch Schaden an der menschlichen Gesundheit und am Ökosystem. Sie trägt in sich das permanente Risiko von hohen Folgeschäden, die schwer kalkulierbar sind. Ein weiterer negativer Beitrag besteht in der Wirkung von Aerosolen auf den Strahlungshaushalt, die bisher kaum verifiziert und in den Klimawandelmodellen berücksichtigt werden konnte. Die Unsicherheiten haben damit zu tun, dass einerseits selbst der aktuelle atmosphärische Gehalt einzelner Aerosolarten nicht genau bestimmt werden kann, und andererseits, dass die Größenverteilung, die chemische Zusammensetzung, die Mischung und die horizontale und vertikale Verteilung der Aerosole nicht genau erfasst werden können (KASANG, 2006).

Einige wenige Partikelsorten, z. B. schwefelhaltige Verbindungen, haben allerdings einen negativen Strahlungsantrieb, d. h., wenn sie in ausreichender Form in der Atmosphäre vorhanden sind, tragen sie zu einer Minderung der globalen Erwärmung bei. Ein Anreiz, größere Mengen an schwefelhaltigen Aerosolen (künstlich) freizusetzen, um so den anthropogen verursachten Treibhauseffekt abzuschwächen, sollte dies allerdings nicht sein, da schwefelhaltige Verbindungen, z. B. SO_2 Vorläufersubstanzen für den sauren Regen sind und somit beträchtliche Schäden an der Vegetation, vor allem Waldbeständen verursachen können (MÖLLER 2003).

Im 4. Climate Assessment Report des IPCC von 2007 wurde den Aerosolen ein wichtiger Platz eingeräumt und konstatiert, dass weiterer Forschungsbedarf unbedingt vonnöten ist.

Tabelle 1.1-3: Vergleich von Feinstaub und Grobstaub (WILSON AND SHUH 1997).

	Ultrafeine Partikel	Feine Partikel	Grobstaub
Partikelgröße	$d_p \leq 0,1 \mu\text{m}$	$0,1 \mu\text{m} < d_p \leq 1 \mu\text{m}$	$d_p > 1 \mu\text{m}$
Bildungs- und Wachstumsmechanismen	Homogene Nukleation, heterogene Nukleation, Koagulation	Chemische Reaktionen, Nukleation, Kondensation, Koagulation	Mechanische Disruption (Abrasion), Suspension von Staub
Inhaltsstoffe	Sulfat, elementarer und organische Kohlenstoff, Metalle	Sulfat, Nitrat, Ammonium, H-Ion, elementarer und organische Kohlenstoff, partikelgebundenes Wasser, Metalle (Pb, Cd, V, Ni, Cu, Zn, Mn, Fe u.a.)	Resuspendierter (wiederaufgewirbelter) Staub (Reifen- und Straßenabrieb), Bodenelemente (Si, Al, Ti, Fe), CaCO_3 , Seesalz, biogenes Material (Pollen, Sporen u. a.)
Löslichkeit	Weniger löslich als feine Partikel	i.d.R. gut löslich und hygroskopisch	Größtenteils unlöslich und nicht hygroskopisch
Quellen	Verbrennungsprozesse (Kohle, Öl, Diesel, Benzin, Holz), Sekundäraerosolbildung aus SO_2 und organischem Kohlenstoff mit niedrigem Dampfdruck, Hochtemperaturprozesse	Verbrennungsprozesse, Sekundäraerosolbildung aus SO_2 , NO und organischem Kohlenstoff (auch biogen), Hochtemperaturprozesse	Wiederaufwirbelung (Straße, Baustellen, Landwirtschaft), Abrieb, Verbrennungsprozesse, Seeaerosol, biogene Quellen
Lebensdauer in der Atmosphäre	Minuten bis Stunden	Tage bis Wochen	Minuten bis Stunden
Transport in der Atmosphäre	Einige 10 km	Hunderte bis Tausende von km	Einige 10 km (unter Umständen einige Tausend km, z. B. bei Wüstenstürmen)

1.1.4 Deposition

Deposition ist Stoffablagerung ohne bzw. mit Beteiligung vom Wasser (Niederschläge) oder Wasserdampf (DRÖSCHER 1990). Die Aerosolpartikel und Gase werden auf den Oberflächen abgeschieden, u. a. von den Blättern oder Nadeln der Bäume und somit aus der Luft ausgekämmt. Aus der Literatur sind drei Typen der Deposition bekannt:

- **Trockene Deposition** oder Trockendeposition: der Austrag und die Ablagerung auf Oberflächen durch Schwerkraft und aufgrund der Trägheit bzw. Absorption oder Diffusion von Gasen, Aerosolen und anderen Partikeln, die ohne Teilnahme des Wassers stattfinden (HAINSCH, 2006).
- **Feuchte Deposition** oder okkulte Deposition - Ablagerung durch Nebel, Tau, Wechselwirkung der Luftinhaltsstoffe mit der von der Vegetation erzeugten Feuchtigkeit. Dieser Depositionstyp ist von besonderer Bedeutung für die $\text{PM}_{2,5}$ -Feinstaubabscheidung (MÖLLER 2003). Bei den Messungen wird die feuchte Deposition der nassen Deposition zugerechnet.
- **Nasse Deposition** - Deposition der Partikel durch Niederschläge wie Regen, Schnee, Hagel. So wird z. B. die entstandene sekundäre Salpetersäure durch Niederschlag in Form von saurem Regen aus der Atmosphäre entfernt (FÜHRER 1985). Mit der nassen Deposition werden gelöste und ungelöste Schadstoffe durch die Niederschläge ausgewaschen.

Die Rolle der Vegetation bei der Deposition wird im Kapitel 3 beschrieben. Durch den Regen werden nicht nur Luftschadstoffe in den Boden eingetragen und Staubpartikel und Gase von der pflanzlichen Oberfläche abgewaschen, sondern viele Ionen werden aus den

Blättern und Nadeln ausgewaschen (Leaching). Depositionsvorgänge, Staubabwaschen durch Niederschläge und Leaching werden in Abbildung 1.1-2 schematisch dargestellt.

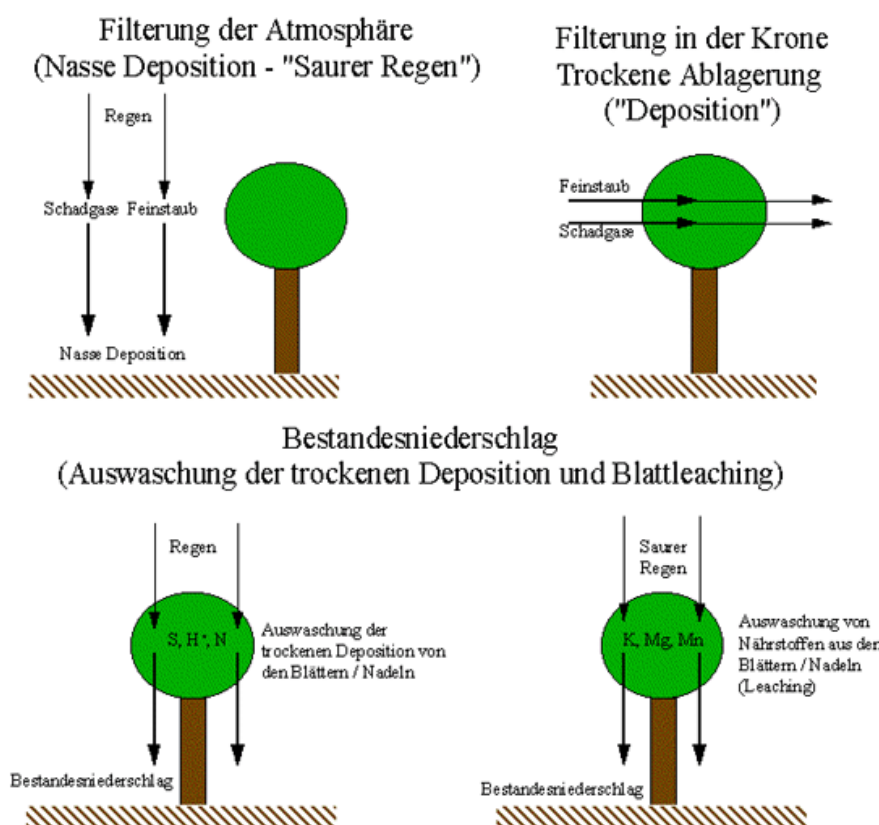


Abbildung 1.1-2: Schema der nassen und trockenen Deposition (Aus: SENSTADT O. J.: Monitoringprogramm Naturhaushalt (1987 - 2002)).

1.2 Quellen des Staubes

Man unterscheidet zwischen **natürlichen** und **anthropogen beeinflussten** Emissionen, wobei eine eindeutige Trennung nicht immer möglich ist. Ein Beispiel dafür ist ein vom Menschen ausgelöster Waldbrand.

Unter den anthropogenen Quellen gelten die Verbrennung fossiler Energieträger und industrielle Hochtemperaturprozesse als die Hauptemissionsquellen. Folgende Werte beschreiben die Größenordnung der anthropogenen Emissionen in Deutschland: die Industrie emittiert 0,095 Tg Staub/Jahr, Dieselmotoren und der übrige Verkehr emittieren 0,035 Tg/Jahr, Emissionen durch Reifenabrieb entsprechen 0,006 Tg/Jahr, Emissionen durch Privathaushalte und Kleinverbraucher machen 0,033 Tg/Jahr) aus. Im anthropogen verursachten Staub ist im Vergleich zu den natürlich erzeugten Stäuben ein sehr hoher Anteil an ultrafeinen Partikeln, PM_{2,5} und PM₁₀ vorhanden. Dieser kann bis 70 - 80 Massen-% des Schwebstaubs betragen (LANGNER 2005). Die Einflussnahme auf die Entstehung des anthropogenen Staubs ist begrenzt (UMWELTBUNDESAMT 2004).

Der Staub anthropogener Herkunft leistet einen besonderen Beitrag zur Umweltbelastung und ist oft schädlich für Mensch, Tier und Pflanze, da seine chemische Zusammensetzung sehr heterogen sein kann und auch Stoffe umfasst (z. B. viele VOCs), die in der natürlichen Atmosphäre nicht auftreten. Hier werden nur die wichtigsten Staubquellen charakterisiert.

1.2.1 Verkehrsbelastung

Der Straßenverkehr stellt eine bedeutende Quelle für Grob- und Feinstaub dar: Etwa 25 % des Schwebstaubs der PM₁₀-Fraktion entstammt dem Straßenverkehr; bei Partikeln in der 0,1 µm -Größenordnung sind es 50 % (UMWELTBUNDESAMT 2004). Weiterhin stellen FRIEDRICH und OBERMEIER (in GUDERIAN 2000) fest, dass Dieselruß komplett der PM₁₀-Fraktion zuzurechnen ist. Verkehrsbedingte Emissionen sind besonders problematisch, da ihre Freisetzung in geringer Höhe erfolgt, so dass sie direkt auf den Menschen einwirken können.

Der Beitrag des Verkehrs zur Gesamtbelastung unterliegt mitunter hohen zeitlichen und räumlichen Variationen. Im groben Durchschnitt hat die innerörtliche Belastung folgende Ursachen:

- etwa 50 % aus der Emission von Dieselfahrzeugen (LKW, Kleinlaster, Busse, PKW)
- etwa 25 % durch Resuspension (Wiederaufwirbelung) und Abrieb
- etwa 25 % durch ferntransportierte Partikel (UMWELTBUNDESAMT 2005)

Folgenden Arten von Emissionen werden durch den Verkehr verursacht:

- PM₁₀ und gasförmige Fraktionen: Ruß (durch Auspuff), Schwefelsäuretröpfchen (durch Dieselfahrzeuge), PAKs, gesundheitsschädigende Stickstoffoxide (NO und NO₂), die als Vorläufersubstanzen für nitrathaltige Partikel und bodennahes (troposphärisches) Ozon dienen.
- PM₁₀ und gröbere Fraktionen: Abrieb von Reifen, Brems- und Kupplungsbelägen sowie der Fahrbahnoberfläche
- Aufwirbelung (Resuspension) von bereits auf der Fahrbahn vorhandenem Staub durch fahrende Fahrzeuge.

PRÜLLER (2002) hat die Anteile der Emittenten der anthropogen verursachten Stickstoffoxid-Emissionen berechnet und dabei konstatiert, dass der Verkehr allein für knapp 43 % der Gesamtstickstoffoxid-Emissionen in Deutschland verantwortlich ist (KFZ und Nutzfahrzeuge mit 17 % respektive 26 % Anteil).

1.2.1.1 Dieselabgase

Die Hauptbestandteile des Dieselkraftstoffs sind u. a. Alkane, Cycloalkane und aromatische Kohlenwasserstoffe mit ca. 9 – 18 Kohlenstoff-Atomen pro Molekül. Bei ihrer unvollständigen Verbrennung wird Dieselruß freigesetzt. Im noch heißen Abgas bestehen Dieselrußpartikel nur aus elementarem Kohlenstoff und sind wenige Nanometer groß. Aufgrund des mikrokristallinen, lockeren und unregelmäßigen Aufbaus besitzt Dieselruß eine sehr geringe Dichte und eine große raue Oberfläche (WAGNER, 1981). Während des Abkühlens des Abgases entstehen durch Kondensation von Kohlenwasserstoffen und Schwefelsäuredampf, welcher durch Oxidation des Kraftstoffschwefels gebildet wird, über den Prozess der homogenen Nukleation sekundäre Partikel im ultrafeinen Bereich ($0,01 \mu\text{m} < d_{ae} \leq 0,03 \mu\text{m}$). Typisch für Dieselrußpartikel ist die Bildung von kettenförmigen Agglomeraten: Die ultrafeinen Partikel bilden größere Strukturen, die trotzdem in ihrer Größenverteilung der UFP- und der PM_{2,5} – Fraktionen zuzuordnen sind.

Darüber hinaus kondensieren und adsorbieren Kohlenwasserstoffe (PAKs) und Schwefelsäure an den schon vorhandenen Rußpartikeln, was zu einem Partikelwachstum führt (heterogene Nukleation). Dabei entsteht über die feste Phase eine viskose flüssige Phase (BAS-SAGNET und ROSSET, 2001). Entscheidend für die Nukleationsrate nach der Freisetzung des Abgases in die Atmosphäre sind Abkühlung und Verdünnung des Abgases.

In der Norm DIN EN 590 „Kraftstoffe für Kraftfahrzeuge – Dieselkraftstoff – Anforderungen und Prüfverfahren“ werden die Zusammensetzung des Dieselkraftstoffes geregelt und die Begrenzung des Schwefelgehalts festgelegt, der schrittweise bis 2007 auf 0 reduziert werden soll. In Österreich wurde der Schwefelgehalt auf freiwilliger Basis schon früher

reduziert, so dass die Schwefelfreiheit bereits 2004 erreicht wurde, was in Deutschland nicht der Fall ist.

Weiterhin werden bei der Verbrennung des Dieselmotors Schwermetalle emittiert, deren Anteil allerdings nur etwa 1 Massen-% des Abgases beträgt. Die wichtigsten zu nennenden Stoffe sind Kupfer (Cu), Blei (Pb) und Zink (Zn), deren Partikel alle im Bereich von $PM_{2,5}$ liegen.

1.2.1.2 Reifenabrieb

An der Grenze zwischen Fahrbahn und Reifen wirken Reibungskräfte, die u. a. zum Ablösen von Partikeln führen. Aufgrund der gestiegenen PKW-Anzahl und Fahrleistung in km wurde zwischen 1991 und 1996 eine Zunahme der jährlichen Staubfreisetzung durch Reifenabrieb von 81.000 t auf über 95.000 t festgestellt (RAUTERBERG-WULFF 1998). Reifenpartikel haben einen Durchmesser von über 4 μm und sind somit viel größer als Dieselrußpartikel (ebenda). Die in den Reifen vorhandenen Substanzen lassen sich grob in folgende Gruppen einteilen: Elastomere (Synthesekautschuke, 45 - 60 Massen-%), Füllstoffe (Ruß, ca. 30 Massen-%), Vulkanisationsmittel (u. a. Schwefel, 1 - 2 Massen-%, Zinkoxid, 1 - 2 Massen-%), Verarbeitungshilfsmittel und Alterungsschutzmittel. Dementsprechend dürften Partikel aus dem Reifenabrieb eine ähnliche chemische Komposition aufweisen. Ein Großteil des Reifenabriebs bleibt an der Fahrbahnoberfläche haften, größere Partikel können aber relativ leicht resuspendiert werden (RAUTERBERG-WULFF 1998).

1.2.1.3 Abrieb von Brems- & Kupplungsbelägen sowie dem Fahrbahnoberflächenbelag, Emission von Schmierölen, andere Emissionen

Durch die beim Bewegen eines Fahrzeuges auftretenden Reibungskräfte zwischen Reifen und Fahrbahnoberfläche werden auch Partikel aus dem Fahrbahnoberflächenbelag gelöst. Für diesen Vorgang ist die Oberflächenbeschaffenheit, z. B. Rauigkeit und Verwitterungszustand, sowie das Oberflächenmaterial (Teer, Schotter, Sand etc.) von großer Bedeutung. Aufgrund des gestiegenen Kfz - Bestandes und der steigenden Fahrleistungen stieg der Bremsabrieb von etwa 8.400 t im Jahr 1991 auf über 10.600 t im Jahr 1996 und nimmt weiterhin zu (DIETL et al. 1997).

Beim Bremsen wird kinetische Energie des Fahrzeugs hauptsächlich in Wärme umgewandelt; die Bremsbeläge sind dabei als Verschleißteile ausgelegt. Partikel aus dem Verschleiß der Bremsbeläge sind zu einem geringen Anteil in einem Größenbereich mit einem aerodynamischen Durchmesser von $d_p < 2,5 \mu m$, größtenteils jedoch im gröberen Bereich zu finden. Nur etwa 3,2 % des Bremsabriebs gelangen in die Atmosphäre (RAUTERBERG-WULFF 1998). Die chemische Zusammensetzung der durch Bremsbeläge verursachten Partikel ist nicht homogen, da je nach Hersteller unterschiedliche Materialien verwendet werden. Wesentliche chemische Bestandteile sind Kohlenstoff, Eisen, Zink, Kupfer, Nickel, Cadmium und Antimon. Antimon eignet sich in Messkampagnen und in der chemischen Analyse des Schwebstaubs sehr gut als Markierstoff („Tracer“) für die Bestimmung des Anteils von Bremsabrieb (SPANGL et al. 2005).

Eine weitere Quelle für metallhaltige Partikel sind 3-Wege-Abgaskatalysatoren: sie bestehen aus einem mit Aluminiumoxid beschichteten Keramikkörper, der mit bis zu 3g katalytisch wirksamen Edelmetallen (Platin - Pt, Palladium - Pd, Rhodium - Rh) überzogen ist. Durch Verschleiß kommt es auch hier zur Freisetzung metallhaltiger Partikel, deren Größenspektrum in der PM_{10} - Fraktion liegt (CLAUS et al. 1999, nach THÖNNESEN 2006).

Im Fahrbahnabrieb können PAKs enthalten sein; vorausgesetzt, es handelt sich um Teer- oder bitumenhaltige Fahrbahnoberflächen. Bei anderen Fahrbahnbelägen, z.B. Sand, können diese Materialien selbst durch Deflation (Ausblasung durch Wind) in kleinen Korngrößen mobilisiert und relativ leicht resuspendiert werden.

Auch bei Schmierölemissionen werden PAKs freigesetzt, die sich wiederum an Dieselrußpartikel haften können. Generell spielen aber diese Quellen bei der Verkehrsbelastung eine untergeordnete Rolle.

1.2.1.4 Wirkung von Minderungsmaßnahmen

Die lokalen Minderungsmaßnahmen bezüglich der Verkehrsbelastung haben in erster Linie einen Einfluss auf die folgenden Staubbestandteile: Grobstaub, Rußpartikel und Stickstoffdioxid. Diese Maßnahmen führen aber nicht zwangsläufig zur Vermeidung von Grenzwertüberschreitungen von PM₁₀, da die genannten Schadstoffe nur einen Teil des PM₁₀ bilden.

Die aktuelle Verordnung zum Erlass und zur Änderung von Vorschriften über die Kennzeichnung emissionsarmer Kraftfahrzeuge, sog. Plakettenverordnung, regelt die einheitliche Kennzeichnung von Pkws, Lkws und Bussen mit Plaketten nach Schadstoffgruppen. Diese Kennzeichnung ist erforderlich, um bei zu hohen Feinstaubbelastungen **Fahrverbote** aussprechen und umsetzen zu können. Besonders gekennzeichnete Verbotszonen (sog. Umweltzonen) dürfen dann nur durch Kraftfahrzeuge mit einer entsprechenden Zulassung befahren werden (UMWELTBUNDESAMT 2006; SENSTADT 2005). Stufe 1 der Verordnung wird in Stuttgart seit dem 1. März 2007 und in Berlin ab 2008 umgesetzt. Stufe 2 wird ab 2010 realisiert. Erwartet wird eine mittel- bis langfristige Wirkung. Die Expertenmeinungen im Bereich Lufthygiene zur Effizienz der Plakettenverordnung sind verschieden. Das UMWELTBUNDESAMT (2006) hält die Maßnahme für sinnvoll, dadurch ist eine deutliche Senkung der Partikelanzahl in der Umweltzone zu erwarten, die für die Gesundheit der Menschen wirkungsvoll werden kann. Neben den zu erwartenden Verbesserungen beim Feinstaub können Umweltzonen ferner dazu beitragen, die Belastung von Mensch und Umwelt mit Stickstoffdioxid zu verringern (UMWELTBUNDESAMT 2007). WOLF-BENNING (2006) dagegen rechnet damit, dass eine 100 %-ige Reduzierung der verkehrsbedingten Rußemission, z. B. durch Partikelfilter, jedoch eine mittlere Reduzierung der Partikelkonzentration um 0,9 µg/m³ in einem Bereich von 0,2 - 2,5 µg/m³ bedeuten würde². Daher wird die Wirkung der Filtereinführung auf die Reduktion der PM₁₀ - Belastung als gering eingeschätzt (WOLF-BENNING 2006). Unter Beachtung dieses Ergebnisses ist der Aufwand der Plakettenverordnung eher fragwürdig. Ferner ist eine Verlagerung der Emissionen in die Umfahrungsgebiete wahrscheinlich (LUTZ 2005).

1.2.2 Verbrennungsprozesse

Durch Hausheizung, Industrie- und Kraftwerksfeuerung werden bei der Verbrennung von fossilen (Öl, Gas, Steinkohle, Braunkohle) und organischen (Holz, Biomasse) Rohstoffen sowie durch anthropogen hervorgerufene großflächige Waldbrände Verunreinigungen in die Luft eingetragen. In der Abluft, beispielsweise an Großfeuerungsanlagen, sind folgende Komponenten zu unterscheiden:

1. CO₂ und H₂O - als Produkte einer vollständigen Verbrennung,
2. CO und Ruß sowie unverbrannte Kohlenstoffe - als Produkte einer unvollständigen Verbrennung,
3. NO_x - als Nebenprodukt einer vollständigen Verbrennung,
4. VOCs oder PAKs - als Produkte unvollständiger Verbrennung (HAKENBERG und WEGENER 1999),
5. Produkte aus Brennstoffverunreinigungen - SO₂, SO₃, H₂S, NO_x, Fluggase (Chloride, Fluoride).

Die Konzentration von Benzo(a)pyren, Benzo(a)anthrazen und anderen PAKs steigt im Winter aufgrund der Heizvorgänge signifikant an (SKLORZ et al. 2007; DUAN et al. 2007),

²Bei den Berechnungen wird von einem vereinfachten Ansatz nach LENSCHOW (1991) ausgegangen (WOLF-BENNING 2006).

da Schwefel und Disulfide bei ausreichender Temperatur (ab ca. 300 ° C) katalytisch wirken können und zur Bildung von Benzo(a)pyren beitragen.

TRUNKENMÜLLER et al. (2004) haben für das Umweltbundesamt Deutschland eine Ausbreitungsmodellierung dieser Belastungen, die durch das Verbrennen von Gas-, Öl- und Festbrennstoffen verursacht werden, durchgeführt. Darin wird deutlich, dass die Luftverunreinigungen, die durch Hausbrand entstehen, je nach Standort und Hintergrund stark variieren können. So wurde ein deutlicher Zusammenhang zwischen der Schornsteinhöhe und der zusätzlich entstehenden Schadstoffbelastung aufgezeigt: je höher der Schornstein über dem First installiert ist, umso geringer ist die zusätzliche Belastung durch Schadstoffe in der lokalen Atmosphäre (in: KRDL 2004, SCHRIFTENREIHE, BAND 33).

Bedeutende NO_x-Quellen sind Kraft- und Heizwerke (20 %) sowie die Industriefeuerung und Offroadmaschinen mit einem jeweiligen Anteil von 14 % der Gesamtemissionen von NO_x (PRÜLLER 2002).

Die Minderung der Stoffemission aus den 2. und 3. Gruppen ist durch Optimierung der Verbrennungsführung möglich: einerseits durch konstruktive Verbesserung der Brennanlagen, andererseits durch einen verbesserten Betrieb der Anlagen. Durch Wahl der Brennstoffe und Reinigung der Rauchabgase erfolgt die Reduktion der Emissionsraten der Stoffe aus der 3. und 4. Gruppe. Die verbliebene Emission ist trotzdem sehr schwerwiegend und kann nach dem heutigem Stand der Technik an der Quelle nicht mehr reduziert werden.

1.2.3 Natürliche Emissionen

Bedeutende **natürliche Quellen** des Staubs sind Verwitterung von Gesteinen und Böden, Vulkanausbrüche, Verbrennungsrückstände von Vegetations-(Wald-)bränden, Seesalzpartikel, verschiedene Mikroorganismen und ihre Diasporen (CLAES et al. 1998) sowie Bioaerosole auf der Basis von VOCs pflanzlicher Herkunft (IPCC 2001). Die globalen natürlichen Emissionen von Aerosolpartikeln werden in der Tabelle 1.2-1 dargestellt.

Pro Jahr werden 5 Mrd. T (5000 Tg) Staub aufgewirbelt und in die Atmosphäre getragen; 1,5 Mrd. T stammen dabei aus den Wüsten der Erde, 60 % davon alleine aus der Sahara. Aufgrund der unterdurchschnittlichen Niederschlagsmengen, die in den letzten Jahrzehnten in der Sahara fielen, wurde eine weitere Deflation (Ausblasung) von Material begünstigt, so dass sich die Menge an aufgewirbeltem Staub eventuell um ein Drittel erhöht haben könnte (FEUCK 2006). Die ausgeblasenen Stäube können in höher gelegene Schichten der Troposphäre verfrachtet und so über längere Strecken transportiert werden, Im Fall sog. Sahara-Dust-Events werden sie sogar bis nach Europa verfrachtet: COEN et al. (2004) weisen diese Ereignisse am Jungfrauoch in der Schweiz nach. Auch in Deutschland besteht in dieser Hinsicht noch weiterer Forschungsbedarf, da bis heute noch nicht eindeutig geklärt ist, inwiefern sich Sahara-Dust-Events auf die Schwebstaubkonzentrationen auswirken.

Tabelle 1.2-1: Globale natürliche Emission von Aerosolpartikeln (in Tg/Jahr) (MÖLLER 2003; IPCC 2001; COLBECK 1995).

Quelle	PETERSON und JUNGE 1971	PUESCHEL 1995	JONAS et al. 1995	IPCC 2001 für 2000
<i>Primäre Emission</i>				
Seesalz	1000	300 - 2000	1300	3340
Bodenstaub / Wüstenstaub	500	100 - 500	1500	2150
Vulkanismus	25	25 - 300	33	9,3 (SO ₂)
Organische Partikel /Bioaerosol			50	56 (>1 µm)
Meteoriten	10	0 - 10		
NH ₃				ca. 10
<i>Sekundäre Emission</i>				
Sulfat aus SO ₂		105 - 420	12	ca. 10
Sulfat aus H ₂ S	244	16 - 32	90	25 ³
Sulfat aus Dimethylsulfid (DMS)		9		
Nitrat aus NO	75	74 - 700	22	
Ammonium aus NH ₃		269		
Organische Partikel /Bioaerosol	75	15 - 200	55	16
Gesamte primäre Emission	1550	425 - 2800	2900	2150
Gesamte sekundäre Emission	400	480 - 1600	180	235⁴
Gesamt	1950	900 - 4400	3080	3526⁵

Eine weitere bedeutende Quelle atmosphärischer Partikel sind die Meere und Ozeane, welche Salzpartikel, die sog. Seaspray, emittieren. Das Spray besteht hauptsächlich aus K-, Na-, Mg- und Chlorid-Partikeln, den Hauptbestandteilen des Meersalzes. Die Konzentration dieser Partikel in der Luft nimmt mit der räumlichen Entfernung vom Meer deutlich ab. Des Weiteren sind die Meere und Ozeane ein großer Emittent reduzierter schwefelhaltiger Verbindungen: insbesondere Dimethylsulfid, (DMS, chemische Formel: (CH₃)₂S) trägt zur globalen atmosphärischen Belastung durch Schwefel bei. DMS wird durch verschiedene Prozesse im oberflächennahen Meerwasser gebildet, u. a. durch biologische Umsetzung der DMS-Vorläufersubstanz Dimethylsulphoniopropionat (DMSP) in Phytoplankton, sowie durch bakterielle und photochemische Prozesse im Meerwasser selbst (MÖLLER 2003). Heute wird DMS als wichtigste biogene Schwefelquelle betrachtet; allerdings bestehen auch hier weiterhin hohe Unsicherheiten bezüglich der emittierten Menge. Im 3. Assessment Report des IPCC wird die Menge des emittierten DMS mit 24 Tg/Jahr angegeben und konstatiert, dass dies in etwa ein Drittel der gesamten schwefelhaltigen Emissionen im globalen Raum darstellt (IPCC 2001).

Natürliche Quellen emittieren nicht nur partikelförmige Schadstoffe. Die weitaus größere Bedeutung muss den gasförmigen Substanzen, die als Quellen für die Bildung sekundärer Partikel fungieren können, zugeschrieben werden.

Eine wichtige Rolle bei der Emission anorganischen Materials aus natürlichen Quellen spielen Waldbrände, Vulkanausbrüche, Erosionsprozesse u. a.

Die Bioaerosole pflanzlicher Herkunft, insbesondere bioVOCs, werden detaillierter im Kapitel 3 charakterisiert.

Auf die Entstehung von natürlichen Emissionen kann vom Menschen kaum Einfluss genommen werden. Desto wichtiger ist es, durch die Reduktion der Staubbelastung aus den beeinflussbaren Quellen die Gesamtstaubkonzentration in der Stadt zu mindern sowie

³ von H₂S oder DMS.

⁴ berechnet als Summe von Emissionsgrößen für Sulfat (TgNH₄HSO₄/Jahr), Nitrat (TgNO₃⁻), organischen Verbindungen und VOC.

⁵ berechnet als Summe von Emissionsgrößen für S (TgS/Jahr), organischen Kohlenstoff und "schwarzen" Kohlenstoff (TgC/Jahr), Staub (Tg/Jahr) und Seeaerosol (TgNa/Jahr) - Einschätzungen für das Jahr 2000.

durch bestimmte Maßnahmen einen Teil des Staubes aus der Wiederaufwirbelung auszuschließen.

1.3 Besonderheiten der städtischen Luftbelastung

In der städtischen Luft ist der Anteil an **Sekundärkomponenten** besonders groß. Sekundärpartikelbildung tritt häufig im Zusammenhang mit anthropogenen Emissionen auf (HINDS 1982, WAYNE 1985, COLBECK 1995).

1.3.1 Anorganische Komponenten

Typische Sekundärkomponenten der belasteten Luft sind Ammoniumsulfat und Ammoniumnitrat, die aus Reaktionen von Schwefelverbindungen, Stickoxiden und Ammoniak stammen (QUARG 1996). Die Rolle des Ammoniaks aus der Landwirtschaft als Quelle für die Sekundärpartikelbildung bezüglich des Ferntransportes in die Städte wurde noch nicht genügend untersucht. Verkehrsnah besteht PM₁₀ bis zu 36 % aus ammonium-, sulfat- und nitrathaltigen Verbindungen. Der Ammoniumanteil liegt bei 7 % und somit in der Größenordnung der Rußbelastung von 8,6 % (HAINSCH 2006). Tabelle 1.3-1 zeigt die typischen **anorganischen sekundären Aerosole**. Ihr Anteil an der gesamten Masse der Luftschadstoffe beträgt etwa 40 % (SPIRIG und NEFTEL 2006).

Tabelle 1.3-1: Hauptkomponenten des anorganischen sekundären Aerosols (CLAES et al. 1998, verändert).

Aerosol - Spezies	Chemische Formel	Relative Abundanz	Quellen der Primärpartikel
Schwefelsäure	H ₂ SO ₄	hoch	SO ₂ , H ₂ S - Kraft- und Heizwerke, Industrieverbrennung, Kfz (LENZ und COZZARINI 1998), Biomasseverbrennung (COLBECK 1995). H ₂ S - Ölraffinerien, Leuchtgasherstellung, Koksherstellung (BÖRTITZ et al. 1986)
Ammoniumhydrogensulfat	(NH ₄)HSO ₄	hoch	NH ₃ aus Landwirtschaft, PKW- Abgase, Verbrennung (LAHL und STEVEN 2004.) Metalle - Bremsenabrieb, Kupplungsabrieb (SPANGL et al. 2005)
Letovizit	(NH ₄)SO ₄ -NH ₄ HSO ₄	hoch	
Ammoniumsulfat	(NH ₄) ₂ SO ₄	hoch	
Metall-Ammoniumsulfate	NH ₄ SO ₄ - PbSO ₄ , mit anderen Metallen	niedrig	
Ammoniumnitrat	NH ₄ NO ₃	hoch	NO, NO _x – Feuerungsanlagen, Hochtemperaturprozesse der Industrie, Kfz: Oxidierung des atmosphärischen N ₂ (GRAF et al. 1988; MÖLLER 2003; DRAHEIM 2005).
Natriumnitrat	NaNO ₃	niedrig	Na aus Seesalzen, Streusalz (HILLAMO und KAUPPINEN 1991). NO ₃ aus NO und NO ₂ , oxidiert zur HNO ₃ .
Ammoniumchlorid	NH ₄ Cl	niedrig	Cl-Seesalzen, Streusalz, Produkt der Brennstoffverunreinigung.

1.3.2 PAKs

Zu den gefährlichsten anthropogen erzeugten sekundären organischen Substanzen gehören Benzol, Toluol und polyzyclische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAKs inklusive VOCs), u. a. Benzo(a)pyrene, langkettige Alkane, chlorhaltige Pestizide, Polychlorbiphenyle (PCBs), Polychlordibenzodioxine (PCDDs) und Dibenzofurane (DBPs). Die Substanzgruppe der PAKs umfasst insgesamt mehrere hundert Kohlenwasserstoffverbindungen, deren Moleküle aus wenigstens zwei Benzolringen als Grundkörper bestehen. Sie sind wenig flüchtig, gering wasserlöslich, aber gut fettlöslich (z. B. im Fettgewebe der Leber oder bei Pflanzen in der Wachsschicht von Blättern und Nadeln). Viele PAKs

sind krebserregend und mutagen. Die Moleküle mit einem kleinen Gewicht, wie Phenole, 2-3-cyclige PAKs, Cyclohexane, können im Wasser gelöst werden und fallen mit den Regentropfen zu Boden. Andere sekundäre organische Aerosole werden an die Partikel gebunden und aus der Atmosphäre ausgetragen (SAMARA 1995).

Die globale Einschätzung über die Quellen und Mengen von VOCs natürlicher und anthropogener Herkunft sind in der Tabelle 1.3-2 zusammengefasst (nach IPCC 2001, Vergleich der Daten von EHHALT 1999 und von TAR/OxComp, wobei TAR/OxComp auf der *Emission Database for Global Atmospheric Research* (EDGAR) basiert). Anthropogene VOCs-Emissionen (Produkte unvollständiger Kraftstoff- und Ölverbrennung und Verdunstung, auch verkehrsbedingt, Verbrennung von Biomasse, Kraftstoff- und Brennstoffproduktion, Ölraffinerien, Ölleitungen u. a.) erreichen im globalen Vergleich bei weitem nicht das Niveau der natürlichen VOCs-Emissionen. Allerdings ist in Europa der Beitrag anthropogener VOCs - Quellen von wesentlich größerer Bedeutung als der von biogenen VOCs - Quellen, insbesondere in den Städten (IPCC 2001).

Tabelle 1.3-2: Schätzung der globalen VOCs – Emissionen (in TgC/Jahr) aus verschiedenen Quellen (IPCC 2001).

EHHALT (1999)	Isoprene (C ₅ H ₈)	Terpene (C ₁₀ H ₁₆)	C ₂ H ₆	C ₃ H ₈	C ₄ H ₁₀	C ₂ H ₄	C ₃ H ₆	C ₂ H ₂	Benzene (C ₆ H ₆)	Toluene (C ₇ H ₈)
Fossiler Brennstoff	-	-	4,8	4,9	8,3	8,6	8,6	2,3	4,6	13,7
Biomasseverbrennung	-	-	5,6	3,3	1,7	8,6	4,3	1,8	2,8	1,8
Vegetation	503	124	4,0	4,1	2,5	8,6	8,6	-	-	-
Ozeane	-	-	0,8	1,1	-	1,6	1,4	-	-	-
TAR	Isoprene (C ₅ H ₈)	Terpene (C ₁₀ H ₁₆)	Ace-tone	Total						
Fossiler Brennstoff				161						
Biomasseverbrennung				33						
Vegetation	220	127	30	377						

Die Konzentration der VOCs ist in der Nähe der Quelle am höchsten. Aufgrund meist kurzer Präsenz in der Luft kann die ermittelte VOCs - Konzentration nur für konkrete Luftgütemessungen gelten.

1.4 Verteilung und Variabilität des Staubs

1.4.1 Besonderheiten der Staubverteilung im urbanen Raum

Die Staubkonzentration in der Luft einer Stadt ist das Ergebnis des Zusammenspiels aus Relief und Wettergeschehen, Jahres- als auch Tageszeit, Bebauungsstruktur sowie räumlicher und kleinräumiger Variabilität der Staubverteilung.

Bei der Lage eines Ortes beeinflussen große Hindernisse in der Umgebung die Verbreitung der Luftmassen und damit die des Staubes. Höhenstruktur und Bebauung führen zu weiteren Modifikationen (LÄHNE 2001). In besiedelten Tälern können selbst bei geringem Industrialisierungsgrad wesentlich höhere Schadstoffkonzentrationen auftreten, die für einzelne Komponenten sogar über dem entsprechenden Niveau von Ballungszentren liegen (LÄHNE 2001). Solche Beispiele sind aus bergigen Regionen Deutschlands und Österreichs bekannt.

In einer stark bebauten urbanen Struktur kommt es zu vielfachen Veränderungen der Windrichtungen und -stärke im kleinen Raum. Der Ausbreitungspfad in der Nähe von Hindernissen ist in der Regel sehr komplex. Nach SOCKEL (1984) wird die auf ein Gebäude treffende Luftströmung zu 70 % an der Fassade nach unten gelenkt und ein Fallwind entsteht, der mit der Gebäudehöhe zunimmt, gleichzeitig aber auch an den Seitenwänden Turbulenzen entstehen lässt. Im vorderen Nahbereich eines Gebäudes (Leeseite) wird ein Teil des Staubs abgelagert. Hinter dem Gebäude (Luvseite) bildet sich eine geschwächte Auf-

wirbelung und eine „Schutzzone“ mit einer geringen Partikelkonzentration. Entlang der durch dichte Bebauung entstehenden Straßenschluchten wirkt der Windkanaleffekt, charakterisiert durch Beschleunigung von Luftmassen. Strömung und Verteilung von Luftverunreinigungen werden von Windrichtung, Temperatur der Gebäude, Gebäudehöhe, Gebäudelänge und vom Abstand zwischen den Gebäuden beeinflusst, wobei die Konzentrationsänderung schadstoffspezifisch abläuft. Außerdem wird die Häufigkeit der Sekundärpartikelbildung beeinträchtigt (BAIK et al. 2007).

Grundsätzlich gilt: je geringer die Windgeschwindigkeit, desto höher ist die Staubkonzentration in der Luft. BRUSE (2003) weist darauf hin, dass die **Durchmischung belasteter Stadtluft mit frischer Luft aus den oberen Schichten entscheidend für die Luftqualität im urbanen Raum ist**. Wird diese Durchmischung behindert, steigt die Konzentration der Schadstoffe. Das Eingreifen des Überdachwindes in dicht bebauten urbanen Räumen und damit die Verdünnung von Emissionen darf daher nicht behindert werden. Die Windgeschwindigkeit im unbegrenzten Raum steigt mit der Höhe bis zu einer gewissen Grenze. Bodennah sollten daher die Windgeschwindigkeiten ohne weitere Einflussfaktoren am geringsten sein. Der Verkehr erzeugt gleichzeitig Wind und Emissionen in der unteren Luftschicht. Verkehrsbedingte Winde erreichen in der Nähe des Fahrzeuges eine Stärke von bis zu 5 m/s, wobei die höchste Windgeschwindigkeit bodennah gemessen wird (PFANZ 2006). Die Partikelverteilung ändert sich durch Bebauung und andere Hindernisse aufgrund der Änderung von Windgeschwindigkeit und Windrichtung. Die Konzentration des Gesamtstaubes bleibt in unteren Luftschichten am höchsten.

Nach langjährigen Untersuchungen von THÖNNESSEN (2002, 2006) ist die Schadstoffablagerung auf den Blättern der dreispitzigen Jungfernebe (*Parthenocissus tricuspidata*) im unteren Bereich eines Gebäudes am höchsten und sinkt mit zunehmender Höhe bis 4,5 m. Über dieser Höhe finden sich größere Konzentrationen als auf 4,5 m Höhe, die ebenfalls nach oben hin sinken. Es ist zu vermuten, dass in Bodennähe die Stäube nicht nur auf den Blattoberflächen sedimentieren, sondern durch die verkehrsbedingten Turbulenzen geradezu aktiv in den unteren Bereich (und den Vegetationsbestand) hineingedrückt werden. Darüber mindern die Verwirbelungen des fließenden Verkehrs die Sedimentation und erst oberhalb eines Bereiches mit geringer Staubakkumulation (um 4,5 m Höhe) kommt es zur passiven Staubabsetzung mit einem sekundären Maximum (bei ca. 7,5 m bzw. ca. 10,5 m Höhe) (THÖNNESSEN 2006).

1.4.2 Schwebstaubverteilung in Abhängigkeit von Großwettertypen und Jahreszeit

1.4.2.1 Einfluss der Großwettertypen

Neben den lokalen Emissionen haben die Witterungsbedingungen einen entscheidenden Einfluss auf die Variabilität der Schwebstaubkonzentration in der Luft. Dies wurde durch die Untersuchungen in verschiedenen Städten bestätigt. Besondere Bedeutung haben Temperatur- und Niederschlagswirksamkeit der Großwettertypen, die Einfluss auf die Schichtungsverhältnisse der Atmosphäre und die Niederschlagstätigkeit haben.

Hohe Konzentrationswerte von Schwebstaub sind verbunden mit längeren Perioden ohne Niederschlag, mit Wetterlagen mit einer hohen Luftstabilität (Antizyklon) und mit der vorherrschenden Luftmassenbewegung aus den Gebieten, in denen sich die Emissionsquellen befinden (Ferntransport) (DRÖSCHER 1990; DRAHEIM 2005). Bei gutem vertikalen Luftschichtenaustausch (Zyklon) werden die Schadstoffkonzentrationen verdünnt. Die maritime Luft mit labil geschichteten Luftmassen und höherer Niederschlagswirksamkeit führt zur Reduktion der Staubbelastung, wobei der Ferntransport der Partikel begrenzt ist. Diese Luft wird mit Nordwestwinden nach Mitteleuropa gebracht. Kontinentale Luftmassen, insbesondere aus südlicher, östlicher und südöstlicher Richtungen, tragen wesentlich zum Ferntransport bei (DRAHEIM 2005). Die Staubkonzentration in der Luft kontinentaler Städte (z. B. Wien) kann aus diesem Grund höher sein als jene von Städten mit größeren Ein-

flüssen ozeanischer Luftmassen (z. B. Berlin). Durch die aus Süden kommenden Luftmassen findet der Transport des Sahara - Sandes nach Mitteleuropa statt (HENNING et al. 2003). Durch südöstliche Luftmassen kommen überwiegend Nanopartikel und somit besonders viel Feinstaub (DRAHEIM 2005).

1.4.2.2 Zeitliche Variabilität

Ergebnisse der Untersuchungen aus verschiedenen Regionen und Gebieten (DRAHEIM 2005; LÄHNE 2001; DRÖSCHER 1990) zeigen, dass die Konzentrationsunterschiede des Schwebstaubs auch jahreszeitspezifisch sind. Ein Grund dafür ist die unterschiedliche Verteilung der Wetterlagen im Sommer und im Winter.

Entsprechend der Verteilung der Wetterlagen ist z. B. die Staubbelastung im Rhein-Neckar-Raum bei mindestens 31 % der Tage im Winter und in der Übergangszeit besonders hoch (LÄHNE 2001).

Es ist nicht auszuschließen, dass der Emissionsrückgang der primären Luftschadstoffe während der 90er Jahre nicht nur auf die Erfolge der Emissionsschutzmaßnahmen zurück zu führen ist, sondern dass auch die ungewöhnliche Häufung sehr milder und zyklonal geprägter Winter in Mitteleuropa (Ausnahmen 1995/96 und 1996/97) dazu beigetragen hat (LÄHNE 2001).

Die stoffliche Zusammensetzung und Größenverteilung der Partikel während des Winter und des Sommer weisen auch Unterschiede auf. Die Untersuchungen zum jahreszeitlichen Verlauf der Luftbelastung für einzelne Komponenten des Staubes an verschiedenen Standorten brachten folgende Ergebnisse (Tabelle 1.4.-1).

Tabelle 1.4-1: Jahreszeitliche Unterschiede in der Konzentration einiger (Schad)stoffe in der Luft.

Stoff und Quelle	Fraktion ⁶	Jahresminimum der Konzentration	Jahresmaximum der Konzentration
Blei vom Bremsenabrieb	PM _{2,5}	Regelmäßige Verteilung (DRÖSCHER 1990).	
Kalzium von Bodenerosion / Wiederaufwirbelung	meistens PM _{2,5 - 10}	Winter (DRÖSCHER 1990; MARQUES, 1999).	Sommer (DRÖSCHER 1990); Frühjahr (MARQUES 1999).
Reifenabrieb	meistens PM _{2,5 - 10}	Sommer (WOLF-BENNING 2006)	
Transparenter Grobstaub (u. a. Streusalz)	meistens PM _{2,5 - 10}		An den Verkehrsmesspunkten im Winter (WOLF - BENNING 2005)
PAKs	PM _{2,5}	Sommer (SHARMA 2007)	Winter (SKLORZ et al. 2007; ZHOU 2005), Sommer nur für einige Verbindungen (SKLORZ et al. 2007, ZHAU et al. 2005)
Schwefeldioxid aus den Verbrennungsprozessen	PM _{2,5}	Kein Bezug zur Jahreszeit (DRÖSCHER 1990).	Häufiger im Winter (DRÖSCHER 1990; MARQUES 1999).
Sulfat (sekundär aus Schwefeldioxid)	meistens PM _{2,5}		Winter (DRÖSCHER 1990).
Stickoxid aus Verbrennungsprozessen	PM _{2,5}		Winter (DRÖSCHER 1990).
Stickstoffdioxid vom Straßenverkehr			Herbst (WOLF - BENNING 2005), Winter im urbanen Hintergrund (WOLF et al. 2005)

⁶ nach WOLF-BENNING 2006.

Stoff und Quelle	Fraktion ⁶	Jahresminimum der Konzentration	Jahresmaximum der Konzentration
Nitrat (sekundär aus Feuerungsanlagen, Hochtemperaturprozessen, Kfz)	PM _{2,5}	nicht eindeutig	Herbst (DRÖSCHER 1990), Herbst und Frühjahr (MARQUES 1999)
Ammoniak aus Landwirtschaft	PM _{2,5}		Sommer (BAUMBACH et al. 1987, MARQUES 1999)
Chlorid aus Seesalz	PM _{2,5 - 10}		Winter (MARQUES 1999)
Ammoniumsulfat (aus Ammonium und Sulfat)	PM _{2,5}		Sommer (DRÖSCHER 1990).

Durch winterliche Heizvorgänge erhöhen sich die Konzentrationen von PM_{2,5} - Bestandteilen, hier insbesondere Schwefel und Sulfat. Im Sommer steigen die Aktivitäten in der Landwirtschaft und dadurch auch die Ammoniumbelastung (feine Körner) sowie die Wiederaufwirbelung des Staubs (Grobstaub), die im Winter aufgrund des gefrorenen Bodens reduziert ist. Insgesamt bleibt die durchschnittliche Luftbelastung im Winter im Regelfall höher als im Sommer.

Die detaillierten Untersuchungen zur Chemie der Aerosolkomponenten zeigen, dass die Aerosolpartikel im Sommer im Durchschnitt eine einfachere Struktur mit weniger Verbindungen besitzen als im Winter. Die höhere sommerliche Temperatur trägt zum Zerfall der Verbindungen und zum Auflösung einiger sekundärer Emissionskomponenten bei und ist somit eine Ursache für die meist geringere Staubbelastung im Sommer (DRÖSCHER 1990). Ferner sind Unterschiede in der Staubverteilung in Abhängigkeit von den Wochentagen und Tageszeiten zu erwähnen. Die PM₁₀ - Belastung an befahrenen Straßen ist am Wochenende (insbesondere Sonntag) am geringsten und am Anfang der Arbeitswoche sowie am Freitag am höchsten (Draheim 2005). Neben dem Verkehrsaufkommen bestimmt der Tagesgang der atmosphärischen Austauschbedingungen die Höhe der Emissionskonzentration (BAUMBACH 1994). Der Emissionengang des Straßenverkehrs an befahrenen Straßen hat zwei Maxima in den Zeiten des Berufsverkehrs und ein Minimum zwischen ca. 2 - 5 Uhr nachts.

1.4.3 Räumliche und kleinräumige Variabilität von Grob- und Feinstaub

1.4.3.1 Klassifikation der Stadträume

Die räumliche Differenzierung einer Stadt wurde vom EU - Rat in Bezug auf eine angestrebte Einheitlichkeit der Luftgütemessungen festgelegt. Die Messstationen und Messdaten werden nach dem Prinzip der Raumdifferenzierung angeordnet. Gemäß dem Beschluss 97/101/EG des Rates der Europäischen Union und der Ergänzung 2001/752/EG zum Austausch von Informationen und Daten der Luftgütemessnetze der Mitgliedstaaten wird folgende Klassifikation der Gebietstypen vorgenommen:

- **urban**, wenn es sich um ein Stadtgebiet mit einer durchgehenden bzw. überwiegend durchgehenden Bebauung von mindestens zweigeschossigen Gebäuden handelt,
- **suburban**, wenn es sich um ein weitgehend bebautes Stadtgebiet mit zusammenhängenden Gebäuden verschiedener Größe handelt, wobei die Bebauung im Vergleich zum urbanen Gebiet weniger dicht und durch Wälder, Seen oder agrarisch genutzte Flächen unterbrochen wird,
- **ländlich**, wenn die vorgenannten Bedingungen nicht erfüllt sind, wobei die ländlichen Gebiete zusätzlich nach der Entfernung zur jeweiligen Agglomeration in stadtnahe (bis 10 km), regionale (10 - 50 km) und stadtferne Gebiete (> 50 km) unterschieden werden (EC, 2002, S. 26).

Eine weitere Differenzierung wird anhand der Nähe der Stelle (oder Messstation) zur vorherrschenden Emissionsquelle vorgenommen. Daraus ergibt sich folgende Klassifikation:

- verkehrsbezogene Standorte, deren Schadstoffkonzentration überwiegend durch Emissionen des Kraftverkehrs bestimmt wird,
- industriebezogene Standorten, deren Schadstoffkonzentration überwiegend durch Emissionen aus Industriebetrieben, Kraftwerken und Müllverwertungsanlagen dominiert wird,
- Hintergrundstationen an Standorten, deren Konzentrationswerte nicht von einer der genannten Quellen dominiert, sondern durch den integrativen Beitrag aller Quellen geprägt werden (EC 2002, S. 28).

Nach der letzten Einteilung erfolgt die Messstellenauswahl gemäß der Vierten Allgemeinen Verwaltungsvorschrift zum Bundesimmissionsschutzgesetz (BImSchVwV 4, 1993, Anhang B1). Eine Probenahmestelle sollte so gelegen sein, dass sie für die Luftqualität von verkehrsbezogenen Probenahmestellen (mindestens 200 m²) sowie von Probenahmestellen aus dem städtischen Hintergrund (mehreren Quadratkilometern) repräsentativ ist. Bei den Untersuchungen zur kleinräumigen Variabilität der Staubbelastung wird die Staubkonzentration in Abhängigkeit vom Abstand zur Quelle im lokalen Bereich (z. B. Abstand zur verkehrsbelasteten Straße) ermittelt (ROORDA-KNAPE et al. 1998).

1.4.3.2 Wichtige Gesetzmäßigkeiten der räumlichen und kleinräumigen Staubverteilung

Ein wichtiger Faktor für die räumliche Variabilität der Gesamtstaubkonzentration ist der Abstand zum Emittenten. Im Allgemeinen gilt: je weiter die Messstelle von der Staubquelle entfernt ist desto geringere Belastung wird gemessen. So nimmt die Feinstaubkonzentration im Regelfall vom Zentrum der Stadt (urbane Räume mit viel Verkehr) zur Peripherie (ländliche Räume am Stadtrand) hin ab. Weitere Staubquellen (z. B. Industrie und Kraftwerke) beeinflussen die Staubverteilung nach dem gleichen Prinzip. Allerdings erfolgt die Staubverteilung aufgrund des Zusammenspiels vieler Faktoren. Dabei sind auch die Sinkgeschwindigkeit der Partikel und die damit verbundenen Eigenschaften des Staubs von wesentlicher Bedeutung (HINDS 1982).

Die Arbeitsgruppe "Wirkungen von Feinstaub auf die menschliche Gesundheit" der Kommission "Reinhaltung der Luft im VDI und DIN" nennt in ihrem Statusbericht "Bewertung des aktuellen wissenschaftlichen Kenntnisstandes zur gesundheitlichen Wirkung von Partikeln in der Luft" (KAPPOS et al. 2003) folgende typische Konzentrationsbereiche von PM₁₀ für 2001 an deutschen Messstationen (Tabelle 1.4-2):

Tabelle 1.4-2: Konzentrationsbereiche von Feinstaub (PM₁₀) an deutschen Messstationen (KAPPOS et al. 2003).

Stationskategorie	Ländlich	Städtischer Hintergrund	Verkehrsnah	Nahe der Schwerindustrie (mit diffusen Quellen)
Jahresmittel [$\mu\text{g}/\text{m}^3$]	10 - 18	20 - 30	30 - 45	30 - 40
Anzahl der Tage mit Tagesmittel $> 50 \mu\text{g}/\text{m}^3$	0 - 5	5 - 20	15 - 100	50 - 90
Spitzenwerte, Tagesmittel [$\mu\text{g}/\text{m}^3$]	50 - 70	60 - 100	70 - 150	100 - 200

Aus den Ergebnissen verschiedener Untersuchungen (KINGHAM et al. 2000, Großbritannien; KINNEY et al. 2000, USA; ROORDA - KNAPE et al. 1998, Niederlande; JANSSEN et al. 1999, Niederlande; CHEN und MAO 1998, China; WOLF-BENNING 2006 Deutschland) lassen sich folgende Schlussfolgerungen über die Gesetzmäßigkeiten der Staubverteilung im großen und kleinen Raum ziehen: im lokalen Maßstab sind die **Primäremissionen** der bedeutendste Einflussfaktor (insbesondere die Rußpartikel), großräumigen Einfluss üben die

Sekundärpartikel aus. Die Ergebnisse zu kleinräumigen Variationen in der Staubbelastung zeigen, dass die feinen Rußpartikel aus dem Verkehr die unmittelbare Umwelt am stärksten beeinflussen (WOLF-BENNING 2006).

Die Messgröße $PM_{2,5}$ lässt in vielen Untersuchungen den Einfluss lokaler Quellen kaum erkennen, obwohl der Verkehr einen wesentlichen Beitrag zur Feinstaubbelastung in Form von Dieselruß und feinem Reifenabrieb leistet. Dieser Beitrag kann nur über eine separate Rußbestimmung bzw. PAKs - Bestimmung nachgewiesen werden. Die Rußverteilung weist jedoch deutliche kleinräumige Unterschiede auf. Demgegenüber unterliegt der Grobstaub $PM_{2,5-10}$ einem sehr starkem Einfluss von lokalen Quellen. Insgesamt ist eine kleinräumige Variabilität insbesondere für die Luftschadstoffe Grobstaub (einschließlich Reifenabrieb), Ruß und NO_2 zu verzeichnen (WOLF-BENNING 2006).

Untersuchungen zur räumlichen Variabilität von PM_{10} -Konzentrationen in Kalifornien ergaben eine Varianz von ca. 20 % über Entfernungen von 4 bis 14 km zu den Emissionsquellen im Stadtzentrum. Ein Einfluss der lokalen Quellen konnte über 1 km beobachtet werden.

Emissionen von Primärpartikeln wurden über eine Distanz von 10 - 30 km transportiert. Gasphasen-Ursprungssubstanzen von Sekundärpartikeln konnten über Distanzen von mehr als 100 km verfrachtet werden (BLANCHARD et al. 1999).

1.5 Humantoxikologische Auswirkung der Luftschadstoffe

Die 1952 in London 4 Tage dauernde Smog - Periode mit einem maximalen SO_2 - Tageswert von $3,8 \text{ mg/m}^3$ verursachte bei ca. 4000 Menschen einen vorzeitigen Tod (BAUMBACH 1994). Seitdem folgten zahlreiche Studien bezüglich der Auswirkungen von Luftschadstoffen auf die menschliche Gesundheit. Die Vermutung, dass Schwebstaub mittels seiner Partikeloberfläche als Vektor von Schwefeldioxid in die Lunge fungierte, führte dazu, dass Staubpartikel in Abwesenheit vom Schwefeldioxid einige Zeit lang als relativ harmlos eingestuft wurden. Erst durch die Verbesserung der statistischen Methoden konnten in den 90er Jahren nachhaltige gesundheitliche Effekte von PM_x nachgewiesen werden, die in keinem Bezug zum Schwefeldioxid standen (HARRYSON und YIN 2000).

Die Weltgesundheitsorganisation WHO rechnet damit, dass bereits 10 mg/m^3 Feinstaub in der Luft eine Verkürzung der Lebenserwartung der gesamten Bevölkerung um ein halbes Jahr bewirken (WHO 2001 - 2003, 2004). Einer aktuellen Studie der EU - Kommission zufolge sollen 65.000 Todesfälle pro Jahr in Deutschland auf Herz- und Kreislauferkrankungen zurückzuführen sein, die durch Luftverschmutzungen ausgelöst oder zumindest gefördert worden sind (EU - KOMMISSION 2005).

1.5.1 Partikel

Je kleiner die Partikel sind, desto höher ist ihre Risikowirkung auf die menschliche Gesundheit, da kleine Partikel sehr tief in den Atemtrakt eindringen bzw. ab einer Größe von $0,1 \mu\text{m}$ auch in den Blutkreislauf übergehen können (WHO 2003, 2004, WICHMANN und PETERS 2002). Grobstaub ist weitestgehend aus dem Fokus lufthygienischer Betrachtungen geraten, da epidemiologische Studien gesundheitliche Effekte überwiegend mit Feinstaub assoziieren. Einige Autoren weisen aber darauf hin, dass Messfehler und eingeschränkte Repräsentativität der Probenahmen zu diesen Ergebnissen und somit zur Unterschätzung der gesundheitlichen Gefahren grober Partikel führen können (LIPFERT und WYZDA 1995). Modellberechnungen zeigten, dass Partikel mit einem aerodynamischen Durchmesser von $2,5 - 10 \mu\text{m}$ einen wesentlichen Teil aller in die Atemwege eingedrungenen Staubpartikel darstellen.

In zahlreichen Studien zur PM_{10} - Wirkung auf die menschliche Gesundheit konnten Hinweise auf die Kurz- und Langzeitwirkung gefunden werden. Belege für Kurzzeiteffekte

liefern Studien zur Mortalität, Morbidität und Beobachtungen zur Anzahl und Art von Krankenhauseinweisungen. Während die Effekte kurzfristiger Erhöhungen der Schadstoffbelastung in der Luft umkehrbar sein können, wird bei längerfristigen Belastungen eine Verminderung der Abwehrkraft gegenüber Infektionen vermutet. Allerdings ist noch unklar, inwieweit die Kurzzeitwirkungen die tägliche Sterblichkeit beeinflussen können; hierzu besteht noch weiterer Forschungsbedarf. Besonders betroffen sind die sog. Risikogruppen: Kinder, ältere Menschen sowie Personen mit asthmatischen Erkrankungen.

1.5.1.1 Langzeiteffekte

Zu diesem Thema wurde eine der umfangreichsten Studien von der American Cancer Society durchgeführt (POPE et al. 1995, 2002). Diese Studie umfasste 555 000 Erwachsene in 154 Städten, die von 1982 bis 1998 beobachtet wurden. Für kardiopulmonare Todesfälle und Sterblichkeit durch Lungenkrebs stiegen die Risiken durch erhöhte $PM_{2,5}$ -Konzentrationen signifikant.

Die Harvard Six Cities Studie (DOCKERY et al. 1993) und die Harvard 24 Cities Studie (DOCKERY et al. 1996) beschäftigten sich mit dem Einfluss verschiedener gas- und partikelförmiger Schadstoffe (TSP, $PM_{2,5}$, Sulfat, atomarer Wasserstoff, Schwefeldioxid und Ozon) auf die Gesundheit tausender Menschen. Darin korrelierten gestiegene Mortalitäten am ehesten mit erhöhten Sulfat- und $PM_{2,5}$ -Konzentrationen in der Luft. Signifikante Korrelationen wurden zwischen der Exposition gegenüber Feinstaub und einem Anstieg an Bronchitis - Prävalenz sowie einigen Lungenfunktionsparametern bei amerikanischen und kanadischen Kindern gefunden. Nachhaltige Auswirkungen der Partikelbelastung auf das Herz - Kreislaufsystem, wie Herzrhythmusstörungen und das erhöhte Risiko von Herzinfarkten wurden nachgewiesen (DOCKERY 2001).

Zahlreiche epidemiologische Kohortenstudien und Fall - Kontrollstudien anhand von Personen, die beruflich Dieselmotorabgasen ausgesetzt sind, bekräftigen den Beweis für einen Zusammenhang zwischen Lungenkrebsmortalität und Langzeitexposition gegenüber PM_x (WICHMANN 2003). Ein Beispiel für eine solche Studie ist die Untersuchung der Sterblichkeit von Eisenbahnarbeitern, die über einen Zeitraum von mehr als 38 Jahren ein signifikant erhöhtes Risiko für diejenigen Arbeiter nachweist, welche mit Verbrennungsprozessen in Kontakt kamen (GARSHIK et al. 2004).

1.5.1.2 Kurzeiteffekte

Im Raum West-Midland in Großbritannien wurden die tägliche Mortalität und die Krankenhauseinweisungen in Korrelation zu Fein- und Grobstaub sowie Ruß und Sulfat untersucht (ANDERSON et al. 2001). Ein Zusammenhang zwischen der täglichen Mortalität und den Schadstoffen konnte nicht gefunden werden. Jedoch ergaben altersabhängige Untersuchungen der Krankenhauseinweisungen einen deutlichen Einfluss der $PM_{2,5}$ -, Ruß- und Stickstoffdioxid - Konzentration. Die Zusammenhänge zu $PM_{2,5-10}$ waren schwächer und weniger beständig, doch die Autoren schließen Effekte durch die grobe Staubfraktion nicht aus. Kurzeiteffekte von PM_{10} auf die Mortalität wurden u. a. von SCHWARTZ (2004) in einer Vergleichsstudie von 14 Städten herausgestellt (SCHWARTZ 2004)

Untersuchungen an 85 asthmakranken Kindern in der Tschechischen Republik von SOKOLOV und CHODOF in den Wintermonaten von 1991 - 1992 zeigten eine deutliche Zunahme an Symptomen im Atemtrakt während Episoden mit erhöhter Partikelbelastung der Luft (nach PETERS et al. 1997).

1.5.2 Gase

1.5.2.1 Langzeiteffekte

In einer Fallstudie in Stockholm wurden alle Fälle von Lungenkrebs bei Männern im Alter von 40 - 57 Jahren untersucht (NYBERG et al. 2000). Parallel dazu wurden Emissionsdatenbanken für Stickoxide und Schwefeldioxid erstellt als Marker für eine verkehrsbeeinflusste Luftverschmutzung. Die Analysen ergaben, dass eine durchschnittliche verkehrsbedingte NO₂-Exposition über 20 - 30 Jahre mit einem signifikanten Anstieg des relevanten Lungenkrebsrisikos korreliert.

Humantoxikologische Studien aus den USA zur Wirkung von PAKs und Nitro-PAKs auf die menschliche Gesundheit belegen, dass nicht nur diese Emissionen, sondern auch die Produkte ihrer chemischen Transformation in der Atmosphäre eine kanzerogene und mutagene Wirkung haben (IARC 1984; PITTS 1983; NIELSEN et al. 1983). Vom Menschen werden die PAKs vorwiegend über Inhalation (z. B. Teerdämpfe, Abgase) aufgenommen. 11 der PAKs sind als starke, 10 als schwache Karzinogene bzw. Mutagene bekannt (KOCH 1989), wobei insbesondere die PAKs mit höheren Molekulargewichten und 4 - 7 aromatischen Ringen eine humantoxische, karzinogene oder mutagene Wirkung zeigen. Der Anteil an der gesamten krebserzeugenden Wirkung von Kohlerauch- und Autoabgaspartikeln sowie gebrauchtem Motorschmieröl kann aufgrund tierexperimenteller Befunde auf 70 - 85 % geschätzt werden.

Der Anteil des Benz(a)pyrens wiederum steht für etwa 10 % des kanzerogenen Potentials der PAKs-Fraktion. PAKs werden in der Leber metabolisiert und initiieren damit die Tumorbildung (HODGSON 1980). Zahlreiche Hauterkrankungen werden durch den gewerblichen Umgang mit PAK-haltigen Rußen, Teeren und Dämpfen hervorgerufen. Eine Gefahr für den Menschen kann besonders in der Nähe von Altlastenstandorten mit hochgradig kontaminiertem Bodestaub bestehen (SENSTADT: Monitoringprogramm Naturhaushalt (1987- 2002)).

1.5.2.2 Kurzeffekte

In mehreren Studien werden bei Außenluftkonzentration von NO₂ von über 30 µg/m³ negative Auswirkungen beschrieben. Eine signifikante Zunahme von Arztbesuchen aufgrund von astmaassoziierten Symptomen zeigt sich vor allem bei Kindern (STUDNICKA et al. 1997).

1.5.3 Wichtigste Schlussfolgerungen aus den Studien zu Gesundheitseffekten durch Schwebstaub

Einen zusammenfassenden Überblick über die nachhaltigen gesundheitlichen Effekte von NO₂ und Partikeln gibt die Tabelle 1.5-1.

Tabelle 1.5-1: Bedeutende gesundheitliche Effekte, verbunden mit der Luftbelastung durch PM₁₀, NO₂ und PAKs (WHO, 2004).

Schadstoff /Gruppe	Kurzzeiteffekte	Langzeiteffekte
PM ₁₀	<ul style="list-style-type: none"> • Entzündungen in der Lunge • Symptome im Atemtrakt • Nachhaltige Effekte auf das Herz-Kreislauf-System • Zunahme des Medikamentenbedarfs • Zunahme der Krankenhausaufnahmen • Zunahme der Mortalität 	<ul style="list-style-type: none"> • Zunahme der Symptome im unteren Atemtrakt • Reduzierte Lungenfunktion • Zunahme chronischer Bronchitis • Zunahme von Asthma • Reduzierte Lebenserwartung, hauptsächlich verursacht durch Herz-Lungenerkrankungen und möglicherweise durch Lungenkrebs
NO ₂	<ul style="list-style-type: none"> • Effekte auf die Lungenfunktion, besonders bei Asthmatikern • Zunahme der allergisch bedingten Entzündungen im Atemtrakt • Zunahme der Krankenhausaufnahmen • Zunahme der Mortalität 	<ul style="list-style-type: none"> • Reduzierte Lungenfunktion • Zunahme von Symptomen im Atemtrakt
PAKs	<ul style="list-style-type: none"> • Allergien 	<ul style="list-style-type: none"> • Erhöhtes Karzinom-Risiko • Erhöhtes Leukämie-Risiko • Mutagene Wirkung • Erhöhtes Risiko von Hauterkrankungen

Hier sind die wichtigsten Ergebnisse der WHO - Berichte:

- Die Evidenz des Zusammenhangs der Exposition gegenüber PM₁₀ und z. T. schwerwiegenden Gesundheitswirkungen ist weit stärker als vor wenigen Jahren.
- Obwohl PM_{2,5} einen stärkeren Zusammenhang mit einigen schweren Gesundheitswirkungen zeigt als Grobstaub, gibt es Hinweise, dass auch die grobe Fraktion (PM_{2,5-10}) in Beziehung zu bestimmten Gesundheitsauswirkungen steht.
- Bislang konnten keine Schwellenkonzentrationen abgeleitet werden, unter denen keine Gefahr für die Gesundheit besteht.
- Es ist davon auszugehen, dass Schwebstaub *per se* für die negativen gesundheitlichen Auswirkungen verantwortlich ist.
- Die folgenden PM - Inhaltsstoffe sind besonders toxikologisch wirksam:
 - bestimmte Metalle,
 - organische Verbindungen,
 - ultrafeine Partikel,
 - Endotoxine.
- Kritische Quellen sind Abgasemissionen des Straßenverkehrs sowie Aerosole aus der Verfeuerung von festen und flüssigen Brennstoffen (WHO 2003, 2004).

Die WHO, die EU - Kommission sowie der National Research Council und die US-EPA stellen die Wirkung von Staubpartikeln als eines der gegenwärtig vorrangigen umwelthygienischen Schwerpunktthemen heraus (LAHL und STEVEN 2004).

1.6 Gesetzliche Grundlagen bezüglich der Luftqualität

In der BRD wurde 1974 das Bundesimmissionsschutzgesetz (BImSchG) erlassen, zu dessen Durchführung verschiedene Verordnungen, wie z. B. die 22. Verordnung zur Durchführung des Bundesimmissionsschutzgesetzes (22. BImSchV) verabschiedet wurden, welche unter anderem Grenzwerte der Immissionskonzentration verschiedener Luftschadstoffe vorgeben. Aus dem Bundesimmissionsschutzgesetz ergibt sich auch die Aufgabe der einzelnen Bundesländer, die Luftqualität in Belastungsgebieten fortlaufend zu kontrollieren (§44 BImSchG).

Der Rahmen für die künftige Rechtsentwicklung im Bereich der Luftqualität in der EU wurde durch die Verabschiedung der Rahmenrichtlinie 96/62/EG über die Beurteilung und Kontrolle der Luftqualität geschaffen (UMWELTBUNDESAMT 2004). Der allgemeine Zweck dieser Richtlinie ist die Festlegung der Grundsätze für eine gemeinsame Strategie mit folgenden Zielen:

- Definition und Festlegung von Luftqualitätszielen für die Gemeinschaft im Hinblick auf die Vermeidung, Verhütung und Verringerung schädlicher Auswirkungen auf die menschliche Gesundheit und die Umwelt insgesamt;
- Beurteilung der Luftqualität in den Mitgliedstaaten anhand einheitlicher Methoden und Kriterien;
- Verfügbarkeit von sachdienlichen Informationen über die Luftqualität und Unterrichtung der Öffentlichkeit, u. a. durch Alarmschwellen;
- Erhaltung der Luftqualität, sofern sie gut ist, und Verbesserung der Luftqualität, wenn dies nicht der Fall ist.

Die Rahmenrichtlinie enthält selbst keine Grenzwerte. Sie nennt die vorrangig zu betrachtenden Schadstoffe, für die Einzelregelungen in Tochterrichtlinien getroffen werden (UMWELTBUNDESAMT 2004). Die folgenden Tochterrichtlinien mussten 2001 - 2003 bzw. werden 2007 ins deutsche Recht umgesetzt werden:

1. Richtlinie 1999/30/EG des Rates über Grenzwerte für Schwefeldioxid, Stickstoffdioxid und Stickstoffoxide, Partikel und Blei in der Luft.
2. Richtlinie 2000/69/EG des Europäischen Parlamentes und des Rates über Grenzwerte für Benzol und Kohlenmonoxid in der Luft.
3. Richtlinie 2002/3/EG des Europäischen Parlamentes und des Rates über den Ozon-gehalt in der Luft.
4. Richtlinie 2004/107/EG des Europäischen Parlamentes und des Rates über Arsen, Cadmium, Quecksilber, Nickel und polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe in der Umgebungsluft.

Die durch die erste und zweite Richtlinie erforderlichen Novellierungen des BImSchG, der 22. BImSchV und der Technischen Anleitung zur Reinhaltung der Luft (TA Luft) erfolgten 2002. Die dritte Tochterrichtlinie wurde in der 33. BImSchV (Verordnung zur Verminderung von Sommersmog, Versauerung und Nährstoffeinträgen) umgesetzt. Mit Inkrafttreten der 33. BImSchV wurde die 23. BImSchV außer Kraft gesetzt und die 22. BImSchV novelliert. Die Immissionsgrenzwerte der 22. BImSchV überführen Luftqualitätskriterien der Europäischen Gemeinschaft in deutsches Recht. Sie umfassen Immissionswerte für die Belastung für Stickstoffdioxid (NO₂) und Schwefeldioxid (SO₂) sowie Immissionswerte für Jahresmittelwerte von Stickstoffdioxid (NO₂), Schwefeldioxid (SO₂), Blei (Pb), Benzol (Bz), Kohlenmonoxid (CO) und Schwebstaubes (PM₁₀).

Nach der Richtlinie 1999/30/EG wurden für die Konzentration der gesamten Fraktion PM₁₀ Grenzwerte festgelegt. Nach den Empfehlungen der CAFE⁷ - Arbeitsgruppe zum Schwebstaub (Zweites Positionspapier zu Schwebstaub, Entwurf 20.08.2003) soll innerhalb der Fraktion PM₁₀ zwischen PM_{2,5} und PM_{2,5-10} unterschieden werden und die Grenzwerte für PM_{2,5} sollen extra festgelegt werden (vgl. Tabelle 1.6-1):

Tabelle 1.6-1: Grenzwerte für PM₁₀ und PM_{2,5}: a) - nach der Richtlinie 1999/30/EC, b) - nach den Empfehlungen von der CAFE - Arbeitsgruppe zur Schwebstaub.

Aerodynamischer Durchmesser	Grenzwert	Inkrafttreten
< 10 µm Jahresmittelwert	a) 40 µg/m ³	2005
	a) 20 µg/m ³	2010
Überschreitungen des Tagesmittelwertes	a) 50 µg/m ³ dürfen pro Jahr höchstens an 35 Tagen überschritten werden	2005
	a) 50 µg/m ³ dürfen pro Jahr höchstens an 7 Tagen überschritten werden	2010
< 2,5 µm	b) 12...20 µg/m ³ (empfohlen) b) ~ 35 µg/m ³ (90%, Kurzzeitwert, empfohlen)	2010

Die Arbeitsgruppe *Wirkungen von Feinstaub auf die menschliche Gesundheit* der Kommission Reinhaltung der Luft im VDI und DIN kommt anhand zahlreicher epidemiologischer Studien zum Schluss, dass eine weitere Reduzierung der PM₁₀ - Jahresmittelwerte und der Häufigkeit von Überschreitungen eines Tagesmittelwertes von 50 µg/m³ über die Stufe I der EU - Richtlinie 1999/30/EC hinaus zu einer Minderung des gesundheitlichen Risikos führt (VDI - Kommission Reinhaltung der Luft 2003).

Im Workshop "PMx - Quellenidentifizierung: Ergebnisse als Grundlage für Maßnahmenpläne" (2004) wurde ausdrücklich darauf hingewiesen, dass nicht nur die Einhaltung der Grenzwerte in den Regionen mit hoher Staubbelastung, sondern auch eine Reduktion der PM - Belastung in Gebieten ohne Grenzwertüberschreitungen zu einer Verminderung des Gesundheitsrisikos beiträgt. "Effektiver aus humanhygienischer Sicht erscheinen somit die Strategien, die eine signifikante Reduktion der Exposition der *Gesamtbevölkerung* zum Ziel haben" (SCHNEIDER 2004).

Die aktuellen Grenzwerte für weitere Luftschadstoffe sind in der Tabelle 1.5-12 zusammengefasst. Die Immissionsgrenzwerte beziehen sich auf den Normzustand bei einer Temperatur von 293 K und einem Druck von 1013 hPa.

⁷Clean Air for Europe - Working Group for Particulate Matter, Programm der Europäischen Kommission, welches in den nächsten Jahren die wissenschaftlichen Grundlagen erarbeiten soll, die für die Überarbeitung der Europäischen Richtlinien zur Luftqualität benötigt werden.

Tabelle 1.6-2: Immissionsgrenzwerte der novellierten 22. BImSchV, Stand 2002, und der Richtlinie 2004/107/EG (UMWELTBUNDESAMT 2004)

Schadstoff	Schutzgut	Zeitraum	Immissionsgrenzwert [$\mu\text{g}/\text{m}^3$]	Bezugszeitraum	Zulässige Überschreitungshäufigkeit pro Jahr	Toleranzmarge [$\mu\text{g}/\text{m}^3$]
Schwefeldioxid	menschliche Gesundheit	ab 01.01.05	350	Mittelwert pro Stunde	24	
			125	Mittelwert von 0:00 - 24:00 Uhr	3	
	Ökosysteme	ab 12.09.02	20	Kalenderjahr und Winterhalbjahr		
Stickstoffdioxid	menschliche Gesundheit	bis 31.12.09	200	98-Perzentil der während eines Jahres gemessenen Mittelwerte über 1 Stunde oder kürzer		
Stickstoffdioxid		ab 01.01.10	200	Mittelwert pro Stunde	18	80-10/Jahr von 2002 bis 2009
			40	Mittelwert über ein Kalenderjahr		16-2/Jahr von 2002 bis 2009
Stickstoffoxide	Vegetation		30	Mittelwert über ein Kalenderjahr		
Blei	menschliche Gesundheit	ab 01.01.05	0,5	Mittelwert über ein Kalenderjahr		
Benzol	menschliche Gesundheit	ab 01.01.10	5	Mittelwert über ein Kalenderjahr		5-1/Jahr von 2006 bis 2009
Kohlenmonoxid	menschliche Gesundheit	ab 01.01.05	10000	höchster gleitender 8-h-Mittelwert		
Arsen	menschliche Gesundheit	ab.31.12.12	0,006	Mittelwert über ein Kalenderjahr		
Kadmium	menschliche Gesundheit	ab.31.12.12	0,005	Mittelwert über ein Kalenderjahr		
Ozon	menschliche Gesundheit	ab 01.01.10	180 ⁸ / 240	Mittelwert pro Stunde		Akkumulierte Exposition über Schwelle 40 ppb 18.000
			120	Mittelwert pro 8 Stunden		
Nickel	menschliche Gesundheit	ab.31.12.12	0,02	Mittelwert über ein Kalenderjahr		
Benzo(a)-pyren, PAKs	menschliche Gesundheit	ab.31.12.12	0,001	Mittelwert über ein Kalenderjahr		

Bezüglich der Schwefeldioxid-, Benzol- und Kohlenmonoxid-Konzentration in der Luft stellt die Erfüllung der Richtlinien kein Problem dar, da sowohl die Jahresmittelwerte als auch die Anzahl an Überschreitungen der Tagesmittelwerte in den letzten Jahren die angegebenen Grenzen nicht erreichten. Schwierigkeiten bereiten Partikelbelastungen sowie erhöhte Ozon - Konzentrationen. Die Vermeidung der Partikelbelastung durch verbesserte Verbrennungsanlagen und Motoren sowie die Filterung der Luft von Verbrennungsrück-

⁸ Bei 180 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ O₃ (Informationsschwelle) muss die Bevölkerung informiert werden, bei 240 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ O₃ (Alarmschwelle) müssen kurzfristige Maßnahmen ergriffen werden.

ständen wurde im technischen Umweltschutz zur prioritären Aufgabe. Allerdings wird die Feinstaubbelastung auf technischem Weg nicht vollständig reduzierbar sein, zumal ein Teil des Feinstaubes auch auf natürliche Quellen zurückgeht. Gegen Ozon - Belastungen erweist es sich als schwierig, konkrete Maßnahmen abzuleiten. Ozon wird kaum emittiert, sondern aus Stickoxiden und Kohlenwasserstoffen gebildet. Quellen dafür sind Verkehr, Kraftwerke, Industrie, Privathaushalte sowie Terpene der Vegetation. Etwa 30 % der Ozonkonzentration sind natürlichen Ursprungs, wovon nur ein sehr geringer Anteil der Belastung lokal bedingt ist (SENSTADT 2005).

Einige Luftschadstoffe, die vegetationsschädigende Wirkung haben, werden in den genannten Richtlinien leider nicht berücksichtigt. Dabei wurden von der in Wien ansässigen IUFRO⁹ bereits 1979 die Immissionswerte für z. B. Fluorwasserstoff zum Schutz der Leistungsfähigkeit des Waldes festgelegt ($0,3 \mu\text{m}^3 \cdot \text{Jahr}$).

Zum Erreichen langfristiger Ziele und Luftqualitätsstandards werden europaweit nationale und internationale Programme umgesetzt. Hier sind die Beispiele von bis 2010 zu erreichenden Emissionshöchstmengen aus den Ländern, deren Großstädte in die aktuelle Studie einbezogen worden.

Tabelle 1.6-3: Von einigen EU - Mitgliedstaaten bis 2010 zu unterschreitende nationale Emissionsmengen für SO₂, NO_x, VOCs und HN₃ (in Kilotonnen/Jahr) (MEYER 2006, In: HANDBUCH DER EU - UMWELTPOLITIK).

LAND	SO ₂	NO _x	VOCs	HN ₃
Österreich	39	103	159	66
Deutschland	520	1051	995	550
Niederlande	50	260	185	128
EU 15	3850	6519	6510	3110

1.7 Schlussfolgerungen

- In der Fraktion PM₁₀ wird zwischen Feinstaub PM_{2,5} und Grobstaub PM_{2,5-10} unterschieden.
- Die Hauptverursacher des Feinstaubes in der Stadt sind Verkehr und Industrie (Verbrennungsprozesse).
- Die räumliche und zeitliche Variabilität der Staubbelastung unterscheidet sich bei verschiedenen Fraktionen innerhalb der PM₁₀.
- Die Staubbelastung sinkt mit der Entfernung zur Quelle.
- Der Feinstaub PM_{2,5} ist in der Stadtluft homogener verteilt als der Grobstaub PM_{2,5-10} und kann über große Entfernungen transportiert werden.
- Die Depositionsgeschwindigkeit des typischen städtischen Feinstaubes ist im Bereich von 0,1 µm bis 1,0 µm am geringsten. Daraus resultiert die Schwierigkeit, den Feinstaub zu filtern. Der Grobstaub scheidet sich mit einer viel höheren Rate als der Feinstaub ab.
- Die Abscheidung des Feinstaubes erfolgt durch Regen am effektivsten.
- Die Staubkonzentration im dicht bebauten urbanen Raum steigt mit mangelnder Durchlüftung an.
- Die größten Partikelkonzentrationen werden in den unteren Luftschichten gemessen.
- Nicht nur der eigentliche Feinstaub, sondern die gesamte PM₁₀-Fraktion hat eine humanpathogene Wirkung.
- Allein auf dem technischen Wege kann das Problem der Staubbelastung in den Großstädten nicht gelöst werden.

⁹ International Union of Forestry Research Organisations

Literatur

- ANDERSON, H. R., BREMNER, S. A., ATKINSON, R. W., HARRISON, R. M., WALTERS, S. (2001): Particulate matter and daily mortality and hospital admissions in the west midlands conurbation of the United Kingdom: associations with fine and coarse particles, black smoke and sulphate. *Occupational and Env. Medicine*, 58: 504 - 510.
- BASSAGNET, B. AND ROSSET, R. (2001): Fractal modelling of carbonaceous aerosols – application to car exhaust fumes. *Atmospheric Env.*, 35: 4751 - 4762.
- BAHADIR, M., PARLAR, H., SPITTLER, M. [HRSG.] (2000): *Umweltlexikon*. 2. Auflage. Springer Verlag - Berlin, Heidelberg, 1455 S.
- BAUMBACH, G. (1992): *Luftreinhaltung - Entstehung, Ausbreitung und Wirkung von Luftverunreinigungen - Messtechnik, Emissionsminderung und Vorschriften*. 2.Auflage. Berlin, Heidelberg, New York, 461 S.
- BImSchG: Bundesimmissionsschutzgesetz: Gesetz zum Schutz vor schädlichen Umwelteinwirkungen durch Luftverunreinigungen, Geräusche, Erschütterungen und ähnliche Vorgänge vom 14. Mai 1990), geändert durch Artikel 1 des Gesetzes vom 19. Oktober 1998.
- BImSchV 22: Zweiundzwanzigste Verordnung zur Durchführung des Bundesimmissionsschutzgesetzes (Verordnung über Immissionswerte) vom 11.09.2002.
- BImSchV 23: Dreiundzwanzigste Verordnung zur Durchführung des Bundesimmissionsschutzgesetzes (Verordnung über die Festlegung von Konzentrationswerten) vom 16. Dezember 1996.
- BImSchV 33: Dreiunddreißigste Verordnung zur Durchführung des Bundesimmissionsschutzgesetzes (Verordnung zur Verminderung von Sommersmog, Versauerung und Nährstoffeinträgen) vom 13. Juli 2004.
- BImSchV 35: Fünfunddreißigste Verordnung zur Durchführung des Bundesimmissionsschutzgesetzes (Verordnung zur Kennzeichnung der Kraftfahrzeuge mit geringem Beitrag zur Schadstoffbelastung) vom 10. Oktober 2006.
- BLANCHARD, C. L., CARR, E. L., COLLINS, J. F., SMITH, T. B., LEHRMAN, D. E., MICHAELS, H. M. (1999): Spatial representativeness and scales of transport during the 1995 integrated monitoring study in California's San Joaquin Valley. *Atmospheric Env.*, 33 (29): 4775 - 4786
- BRUSE, M. (2003): Stadtgrün und Stadtklima. Wie sich Grünflächen auf das Mikroklima in Städten auswirken. *LÖBF-Mitteilungen* 1(03): 66 – 70.
- CAFE Working Group on Particulate Matter (2004): *Second Position Paper on Particulate Matter*. 6. April, 2004.
- CHEN, M. L. und MAO, I. F. (1998): Spatial variations of airborne particles in metropolitan Taipei. *Science of the Total Environment* 209 (2 - 3): 225 - 231.
- CLAES, M., GYSELS, K., VAN GRIEKEN, R. (1998): *Inorganic Composition of Atmospheric Aerosols*. In: *Atmospheric Particles*. Chichester, New York, Brisbane, Toronto, Singapore.
- COLBECK, I (1995): Particle Emission from Outdoor and Indoor Sources. In: Kouimtzis, T. Samara, C. (Ed.): *Airborne Particulate Matter*. Berlin, Heidelberg u. a.: Springer, p. 1 - 34.
- DIETL, C., FAUS-KESSLER, T., WEGENKE, M., PEICHL, L. (1998): Verkehrsbezogene Immissionen und Immissionswirkungen von Antimon und anderen Metallen. Aktives Biomonitoring, fraktionierte Staubsammlung, Depositionsmessung und toxikologische Bewertung. Bayerisches Landesamt für Umweltschutz. München. Heft 153.

- DOCKERY, D. W., CUNNINGHAM, A. - I., DAMAKOSH, L. - M., NEAS J. - D, SPRENGLER, K. P., WARE, J. - H., RAIZENNE, M., SPEIZER, F. - E. (1996): Health effects of acid aerosols on North American Children: Respiratory Symptoms. *Environ. Health Perspect.*, 104 (5): 500 - 505.
- DOCKERY, D. W., POPE C. - A., XU, X. P., SPRENGLER, K. P., WARE, J. - H., FAY, M. E., FERRIS, B. G., SPEIZER, F. - E. (1993): An association between air pollution and mortality in six U. S. cities. *N. Engl. J. med.*, 329: 1753 - 1759.
- DOCKERY, D. W., DOUGLAS, W. (2001): Epidemiological Evidence of Cardiovascular Effects of Particulate Air Pollution. *Environ. Health Perspect.*, 109, Supplement 4, August 2001.
- DRAHEIM, T. (2005): Die räumliche und zeitliche Variabilität der PM₁₀ - Schwebstaubkonzentration in Berlin unter Berücksichtigung der Großwettertypen. In: *Berliner Geographische Arbeiten*. 103.
- DUAN, J., BI. X., TAN, J., SHENG, G., FU, J. (2007): Seasonal variation on size distribution and concentration of PAHs in Guangzhou city, China. *Chemosphere* 67: 614 - 622.
- DÜRING, I. und LOHMEYER, A. (2001): Validierung von PM₁₀ - Immissionsberechnungen im Nahbereich von Straßen und Quantifizierung der Feinstaubbildung von Straßen. Im Auftrag von Senatsverwaltung für Stadtentwicklung, Berlin und Sächsisches Landesamt für Umwelt und Geologie, Ingenieurbüro Lohmeyer, Dresden und Karlsruhe.
- EPA (2002): Characteristics of Particles: Particle Size Categories. <http://www.epa.gov/eogapt1/module3/category/category.htm>.
- EU - KOMMISSION (2005): Thematische Strategie zur Bekämpfung der Luftverschmutzung - Fragen und Antworten, Brüssel. <http://europa.eu.int/rapid/pressReleasesAction.do?reference=MEMO/05/334&format=HTML&aged=0&language=DE&guiLanguage=en>.
- FEUCK, J. (2006): Dem Wüstenstaub auf der Spur. Beeinflusst der Sahara - Staub unser Klima? Elektronischer Forschungsbrief der Technischen Universität Darmstadt, 09.2006
- FINLAYSON-PITTS, B. J. und PITTS, J. N. (1986): *Atmospheric Chemistry*. New York, Chichester, Brisbane, Toronto, Singapore, 1098 p.
- FRANK, C. und RUCK, B. (2003): Optimierte Windberuhigung über stoffemittierenden Industrieflächen. Abschlussbericht zum Forschungsvorhaben DBU Az. 18062, Deutsche Bundestiftung Umwelt, Institut für Hydromechanik, Universität Karlsruhe, Oktober 2003
- FÜHRER, J. (1985): Formation of secondary air pollutants and their occurrence in Europe. *Experientia* 41: 268 - 301.
- GARSHIK, E., LADEN, F., HART, J., ROSNER, B., SMITH, T., DOCKERY, D. W., SPEIZER, F. - E. (2004): Lung cancer in Railroad Workers exposed to Diesel Exhaust. *Environ. Health Perspect.*, 12 (15): 1539 - 1543.
- GRAEDEL, T. E. und CRUTZEN, P. J. (1994): *Chemie der Atmosphäre: Bedeutung für Klima und Umwelt*. Heidelberg, Berlin, Oxford.
- GRAF. M., KAISER, E., KIND, R., MÜLLER, D., ROLLE, W., SCHIEFERDECKER, H., SCHOBER, E., SCHWINKOWSKI, K. (1988): *Stickstoffoxide in der Atmosphäre. Ursachen, Wirkungen und Maßnahmen zur Verminderung*. Kommission Umweltschutz beim Präsidium der Kammer der Technik (Hsg.). Leipzig: VEB, 260 S.

GUDERIAN, R. (2000): Atmosphäre – Anthropogene und biogene Emissionen. Photochemie der Troposphäre. Chemie der Stratosphäre und Ozonabbau. Handbuch der Umweltveränderungen und Ökotoxikologie, Band 1A. Springer Verlag, Berlin, Heidelberg. 424 S.

HACKERNBERG, S. und WEGENER, H. - R. (1999): Schadstoffeinträge in Böden durch Wirtschafts- und Mineraldünger, Komposte und Klärschlamm sowie durch atmosphärische Deposition. Regionale Frachtenmodelle zur Bewertung relevanter Schadstoffeinträge. Witzenhäuser: M.I.C. BAEZA - Verlag, 251 S.

HARRISON, R. M. und YIN, J. (2000): Particulate Matter in the atmosphere: which particle properties are important for its effects on health? *The Sci. of the Total Envir.* 249: 85 - 101.

HEß, P. und BREZOWSKY, H. (1977): Katalog der Großwetterlagen Europas. -3. verbesserte und ergänzte Auflage. - Berichte Deutscher Wetterdienst Nr. 15 (113). - Offenbach.

HAINSCH, A. (2006): Ammoniak-Immissionsmessungen in Mecklenburg-Vorpommern. Vortrag an dem Seminar "Umweltwirkungen von Tierhaltungsanlagen". Güstrow, 19. Oktober 2006.

HILLAMO, R. E. und KAUPPINEN, E. I. (1991): Size distribution of inorganic ions in atmospheric aerosol in Norway. *Aerosol Sci. Technol.*, 14: 33 - 47.

HINDS, W. C. (1982): *Aerosol Technology*. New York, Chichester, Brisbane a. u., 408 p.

IARC (1983): Polynuclear Aromatic Compounds, Part 1: Chemical, Environmental and Experimental Data. In: *Monographs on the Evaluation on the Carcinogenic Risk of Chemicals of Humans*, Vol. 32. Lyon: International Agency of Research of Cancer.

IGOS (2004): The changing atmosphere - An integrated global atmospheric chemistry observation theme for the IGOS partnership. Report GAW No. 159.

IPCC (2001): *Climate Change 2001: The Scientific Basis*. Chapter 5. Aerosols, their Direct and Indirect Effects.

JUNGE, C. E. (1956): Recent investigations in air chemistry. *Tellus*, 8: 127 - 139.

KAPPOS, A., BRUCKMANN, P., EIKMANN, T., ENGLERT, N., HEINRICH, U., HÖPPE, P., KOCH, E., METZ, N., RAUCHFUSS, K., ROMBOUT, P., SCHABRONATH, J., SCHULZ-KLEMP, V., SPALLEK, M.F., WICHMANN, H.E., KREYLINK, W.G., KRAUSE, G.H.M. (2003): Bewertung des aktuellen wissenschaftlichen Kenntnisstandes zur gesundheitlichen Wirkung von Partikeln in der Luft. *Umweltmedizinische Forschung und Praxis* 8 (5): 257 - 278.

KASANG, D. (2006): Aerosole. Hamburger Bildungsserver.
http://lbs.hh.schule.de/welcome.phtml?unten=/klima/klimawandel/treibhausgase/aerosole/wirkung_direkt.html

KINGHAM, S. D., BRIGGS, D., ELLIOT, P., FISCHER, P., LEBRET, E. (2000): Spatial variations in the concentration of traffic-related pollutants in indoor and outdoor air in Huddersfield, England. *Atmospheric Environment* 34 (6): 905 - 916.

KINNEY, P.L., AGGARWAL, M., NORTHRIDGE, M. E., JANSEN, N. A. H., SHEPARD, P. (2000): Airborne Concentrations of PM_{2,5} and Diesel Exhaust Particles on Harlem Sidewalks: A Community-Based Pilot Study. *Env. Health Persp.* 108 (3): 213 - 218.

KOCH, R. (1989): *Umweltchemikalien*. VCH Verlagsanstalt Weinheim.

KRDL (2003a): Bewertung des aktuellen wissenschaftlichen Kenntnisstandes zur gesundheitlichen Wirkung von Stickstoffmonoxid und Stickstoffdioxid. Im Auftrag des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit. Arbeitsgruppe „Wirkungen

von Feinstaub auf die menschliche Gesundheit“ der Kommission Reinhaltung der Luft im VDI und DIN.

KRDL (2003b): Bewertung des aktuellen wissenschaftlichen Kenntnisstandes zur gesundheitlichen Wirkung von Stickstoffmonoxid und Stickstoffdioxid. Im Auftrag des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit. Arbeitsgruppe „Wirkungen von Stickstoffmonoxid und Stickstoffdioxid auf die menschliche Gesundheit“ der Kommission Reinhaltung der Luft im VDI und DIN.

LAHL, U. und STEVEN, W. (2004): Reduzierung von Partikelmissionen – eine gesundheitspolitische Schwerpunktaufgabe, Teil. 2: Maßnahmenprogramm zur Reduzierung der Emissionen von Partikeln. Gefahrstoffe – Reinhaltung der Luft 64 (9): 381 – 385.

LÄHNE, W. (2001): Lufthygienischer Vergleich der Räume Rhein-Neckar, Frankfurt und Stuttgart. In: Mannheimer Geographische Arbeiten, H. 20, 339 S.

LENSCHOW, P., ABRAHAM, H.-J., KUTZNER, K., LUTZ, M, PREUB, J. - D., REICHENBÄCHER, W. (2001): Some ideas about the sources of PM₁₀. Atmospheric Environment 35(1): 23 - 33.

LENZ, H. P. UND COZZARINI, C. (1998): Emission und Luftqualität. VDI - Fortschrittberichte, Reihe 12, Nr. 365.

LIPFERT, F. W. und WYZDA, R. E. (1995): Air pollution and mortality: issues and uncertainties. J. Air Waste Mang. Assoc. 45: 949 - 966.

MÖLLER, D. (2003). Luft - Chemie, Physik, Biologie, Reinhaltung, Recht. Berlin, New York, 750 S.

NIELSEN, T., RAHMDAL, T., BJÖRSET, A. (1983): The fate of airborne polycyclic organic matter. Envir. Health Perspect. 47: 103 - 114.

NYBERG, F. , GUSTAVSSON, P., JARUP, L., BELLANDER, T., BERGLIND, N., JAKOBSSON, R., PERSHAGEN, G. (2000): Urban air pollution and lung cancer in stockholm. Epidemiology, 11 (5): 487 - 495.

ODUM J. R, HOFFMANN, T., BOWMANN, F., COLLINS, D., KLOCKOW, D., FLAGAN, R. C., SEINFELD, J. H. (1986): Gas/particle partitioning and secondary organic aerosol yields. Env. Sci. Technol., 30: 2580 - 2585.

PETERS, A., DOCKERY, D. W., HEINRICH, J., WICHMANN, E. - H. (1997): Short - term effects of particulate air pollution on respiratory morbidity in asthmatic children. Eur. Respir. J., 10: 873 - 879.

PETERSON, J. T. und JUNGE, C. E. (1971): Sources of particulate matter in the atmosphere in Matthews. In: Man's Impact on Climate. MIT Press, Cambridge, Massachusetts, 310 - 320.

PFANZ, H. (2006): Das Staubfangvermögen von Vegetation. Das Taspo Magazin 3: 12 - 15.

PITTS, J. N. (1983): Formation and fate of gaseous and particulate mutagens and carcinogens in real and simulated atmospheres. Env. Health Perspect. 47: 115 - 140.

POPE, C. - A. (2000): Review: Epidemiological Basis for Particulate Air Pollution Health Standards. Aerosol Sci. and Techn. 32: 4 - 14.

POPE, C. - A., BURNETT; R. - T., THUN, M. - J., KREWSKI, D. (2002): Lung cancer, cardiovascular mortality and long - term exposure to fine particle air pollution. JAMA J. Am. Med. Assoc. 287: 1132 – 1141.

- POPE, C. - A., THUN, M. - J., NAMBOODIRI M. N., SPEIZER, F. - E., HEATH, C.- A. (1995): Particulate air pollution as predictor of mortality in a prospective study of U. S. adults. *Am. J. Respir. Crit. Care Med.* 151: 669 - 674.
- QUARG (1996): Quality of Urban Air Review Group: Airborn particulate matter in the United Kingdom. 3rd Report of the Quality of Urban Air Review Group. Department of the environment. London.
- RAUTERBERG - WULFF, A. (1998): Beitrag des Reifen- und Bremsabriebs zur Rußemission an Straßen. *Fortschritt - Berichte VDI Reihe 15, Nr. 202*, Düsseldorf.
- RAUTERBERG - WULFF, A. , ISRAEL, G. W., PESCH, M., SCHLUMS, C. (1995): Bestimmung des Beitrages von Reifenabrieb zur Russmission an stark befahrenen Straßen. *VDI - Berichte, Nr. 1228*.
- RICHTLINIE 1996/62/EG des Rates vom 27.09.1996 über die Beurteilung und die Kontrolle der Luftqualität. *Amtsblatt EG L 296, S. 55*.
- RICHTLINIE 1999/30/EG des Rates vom 22.04.1999 über Grenzwerte für Schwefeldioxid, Stickstoffdioxid und Stickstoffoxide, Partikel und Blei in der Luft (*Amtsblatt EG L 163 S. 41*), geändert durch Entscheidung 2001/744/EG der Kommission vom 17.10.2001 (*Amtsblatt EG L 278, S. 35*).
- RICHTLINIE 2000/69/EG des Europäischen Parlamentes und des Rates vom 16.11.2000 über Grenzwerte für Benzol und Kohlenmonoxid in der Luft (*Amtsblatt EG 2000 L 313, S.12, 2001 L 111, S. 31*)
- RICHTLINIE 2002/3/EG des Europäischen Parlamentes und des Rates vom 12.02.2002 über den Ozongehalt in der Luft (*Amtsblatt Nr. L 67 vom 09.03.2002, S. 14*).
- RICHTLINIE 2004/107/EG des Europäischen Parlamentes und des Rates über Arsen, Cadmium, Quecksilber, Nickel und polycyclische aromatische Kohlenwasserstoffe in der Umgebungsluft.
- ROEDEL, W. (2000): *Physik unserer Umwelt - die Atmosphäre*. Berlin, Heidelberg, New York u. a.
- ROORDA, M. C., JANSSEN, N. A, DE HARTOG, J. J., VAN VLIET, P. H., HARSSEVA, H., BRUNAKREEF, B. (1998): Air pollution from traffic city districts near mayor motorways. *Atmospheric Envir.*, 32(11): 1921 - 1930.
- RUCK, B., SCHMITT, F. (1986): "Das Strömungsfeld der Einzelbaumumströmung, Abschätzung von Depositionswahrscheinlichkeiten für Feinsttröpfchen", *Forstwissenschaftliches Centralblatt*, 105/86: 178 - 196
- SAMARA, C. (1995): Analysis of Organic particulate Matter. In: Kouimtzis, T. Samara, C. (Ed.): *Airborne Particulate Matter*. Berlin, Heidelberg u. a.: Springer, 233 - 253.
- SENSTADT (2005b): *Luftreinhalte- und Aktionsplan Berlin 2005 - 2010*.
- SHARMA, H., JAIN, V. K., KHAN, Z. H. (2007): Charakterization and source identification of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in urban environment of Delhi. *Chemosphere* 66: 302 - 310.
- SCHNEIDER, J. (2004): Gesundheitseffekte durch Schwebestaub. In: Umweltbundesamt Berlin (Hrg.): *Workshop PM_x - Quellenidentifizierung. Ergebnisse als Grundlage für Maßnahmen-pläne*. Berlin, 1 - 10.
- SCHULTZ, E. (1994): Size fractionated determination of black carbon particles in airborne dust originated from highway traffic. *The Sci. of Total Envir.* 146 (147): 289 - 296.

- SCHULTZ, E. (1989): Größendifferenzierende Messung der Partikeldespositionsrate. Staub - Reinhaltung der Luft, 49, Nr. 4: 113 - 118.
- SCHWARTZ, J. (2004): The effects of particulate air pollution on daily deaths: a multi - city case crossover analysis. Occup. Envir. Med. 61: 3701 - 3713.
- SEINFEL, J. H. AND PANDIS, S. N. (1998): Atmospheric chemistry and physics: From air pollution to climate change. New York, Toronto, 1326 p.
- SKLORZ, M., SCHNELLE - KREIS, J., LIU, Y., ORASCHE, J., ZIMMERMANN, R. (2007): Day-time resolved analysis of polycyclic aromatic hydrocarbons in urban aerosol samples - Impact of sources and meteorological conditions. Chemosphere 67: 934 - 943.
- SOCKEL, H. (1984): Aerodynamik der Bauwerke. Braunschweig: Vieweg.
- SPIRIG, C., und NEFTEL, A. (2006): Ammoniakemissionen aus der Landwirtschaft und Feinstaub. Agrarforschung 13 (09): 392 - 397.
- SPANGL, W., NAGL, C., SCHNEIDER, J. (2005): Studie PM₁₀ Niederösterreich - Statuserhebung mit vorläufiger Emissionsbetrachtung betreffend die Überschreitung des Immissionsgrenzwertes für PM₁₀ in den Jahren 2002 und 2003. Wien: Umweltbundesamt.
- SPANGL, W., NAGL, C., SCHNEIDER, J., KAISER, A. (2006): Herkunftsanalyse der PM₁₀ - Belastung in Österreich. Ferntransport und regionale Beiträge. Report Rep - 0034. Wien: Umweltbundesamt.
- STUDNICKA, M., HACKL, E., PISCHINGER, J., FANGMEYER, C., HASCHKE, N., KUHR, J., URBANEK, R., NEUMANN, M., FRISCHER, T. (1997): Traffic - related NO₂ and the prevalence of asthma and respiratory symptoms in seven years olds. Eur. Respir. J. 10: 2275 - 2287.
- TA LUFT (2002): Erste Allgemeine Verwaltungsvorschrift zum Bundesimmissionsschutzgesetz (Technische Anleitung zur Reinhaltung der Luft) vom 24. Juli 2002. GMBI. 2002, Heft 25 - 29: 511 - 605.
- THÖNNESSEN, M. (2006): Feinstaub und Vegetation. Die EU - Feinstaubverordnung als Impuls für mehr Grün in den Städten. Das Taspo Magazin 3: 8 - 11.
- THÖNNESSEN, M. (2002): Elementdynamik in fassadenbegründendem Wilden Wein (*Parthenocissus tricuspidata*). Nährelemente, anorganische Schadstoffe, Platin - Gruppen - Elemente, Filterleistung, immissionshistorische Aspekte, Methodische Neu- und Weiterentwicklung. In: Kölner Geographische Arbeiten, Heft 78, 153 S.
- THÖNNESSEN, M. und WERNER, W. (1996): Die fassadenbegründende Dreispitzige Jungfernebe als Akkumulationsindikator. Gefahrstoffe - Reinhaltung der Luft 56 (8): 351 - 357.
- UMWELTBUNDESAMT (2004): Feststellung und Bewertung von Immissionen - Leitfaden zur Immissionsüberwachung in Deutschland. Berlin.
- UMWELTBUNDESAMT (2005): Hintergrundpapier zum Thema Staub/Feinstaub (PM). Berlin.
- UMWELTBUNDESAMT (2006): Plaketten gegen Feinstaub. Das Taspo Magazin. 3: 6
- UMWELTBUNDESAMT (2007): Nur mit Plakette durch die Umweltzone. Presseinformation № 10/2007.
- VDI - RICHTLINIE 2463, Blatt 1: Messen von Partikeln, gravimetrische Bestimmung der Massenkonzentrationen von Partikeln in der Außenluft. Grundlagen. Ausgabe 1999 - 11. VDI/DIN - Handbuch Reinhaltung der Luft, Band 4; Analysen und Messverfahren. Düsseldorf.

- WAGNER, H. G. (1981): Soot formation - An overview. In: Particulate carbon formation during combustion. New York.
- WAYNE, R. P. (1985): Chemistry of atmospheres. Oxford. 348 p.
- WHITBY, K. T. und SVERDRUP, G. M. (1973): California aerosols: Their physical and chemical characteristics. Adv. Envir. Sci. Technol. 10: 477.
- WHO (2001 - 2003): Systematic Review of Health Aspects of Air Pollution in Europe.
- WHO (2003): Health Aspects of Air Pollution with Particulate Matter, Ozone and Nitrogen Dioxide. Report of a WHO Working Group.
- WHO (2004): Health Aspects of Air Pollution – Results from the WHO Project “Systematic Review of health aspects of air Pollution in Europe”.
- WICHMANN, E. - H. und PETERS, A. (2002): Ultrafine Particles: Charakterisation, Health Effects and Pathophysiological Mechanisms. In: EPA Particular Matter Center Report. - Rochester.
- WILSON, W. E. und SHUH, H. H. (1997): Fine and coarse particles: concentration relationship relevant to epidemiological studies. J. Air Waste Manag. Assoc. 47 (12): 1238 – 1249.
- WINKLER, P. (2000): Atmosphärisches Aerosol. In: Guderian, R. (Hrsg.): Handbuch der Umweltveränderungen und Ökotoxikologie, Band 1B: Atmosphäre. Berlin, 2 – 39.
- WOLF-BENNING (2006): Kleinräumige und zeitliche Variabilität von Feinstaub und Grobstaub sowie Stickstoffdioxid in Berlin. In: Berliner Geographische Arbeiten, 105, 130 S.
- WOLF-BENNING, U., DRAHEIM, T., ENDLICHER, W. (2005): Particular Matter and Nitrogen Dioxide in Berlin's Air - Spatial and Temporal Difference. In: Die Erde. Heft 2: 103 - 121.
- ZHAU, J., WANG, T., HUANG, Y., MAO, T., ZHONG, N. (2005): Size distribution of polycyclic aromatic hydrocarbons in urban and suburban sites of Beijing, China. Chemosphere, 61: 729 - 799.

2 Situation der Luftbelastung in 4 ausgewählten Großstädten/urbanen Gebieten

Im folgenden Kapitel werden am Beispiel von vier europäischen Städten bzw. Ballungsräumen die jeweiligen Belastungssituationen durch Schwebstaub in der städtischen Atmosphäre dargestellt. Hierzu wurden Berlin, Wien und Amsterdam/ Rotterdam ausgesucht; Düsseldorf/ Krefeld wird insbesondere vor dem Hintergrund der regionalen Belastung der Rhein-Ruhr-Agglomeration betrachtet.

Diese Standorte wurden zum einen ausgewählt, da zu einigen von ihnen bereits Studien zum Schwebstaubreduktionspotential von Vegetation durchgeführt worden sind und zum anderen, weil die PM₁₀-Belastung in diesen Räumen sehr unterschiedlich ausfällt und vielfältigen Quellen entstammt.

Nach einer kurzen Beschreibung der geographischen Gegebenheiten, die, wie insbesondere das Relief, die regionalen und lokalen Zirkulationsverhältnisse stark beeinflussen können, folgt eine Darstellung des Entwicklungsbildes der Luftbelastung während der letzten zwei Jahrzehnte. Nach der sich anschließenden Erläuterung der lokalen Besonderheiten der Schwebstaubbelastung wird auf die zur Verringerung der Luftbelastung bzw. zur Verbesserung der Lebensqualität der städtischen Bewohner angewandten Methoden eingegangen und die während der Umsetzung erkannten Probleme beschrieben.

2.1 Berlin

2.1.1 Geografische Situation und allgemeine Angaben

Berlin liegt in den Jungmoränengebieten Brandenburgs des Norddeutschen Tieflands. Im Nordosten des Berliner Stadtgebiets beträgt der höchste Punkt 157,6 m ü. NN und im Süden 103 m ü. NN (LIEDTKE und MARCINEK 2002). Das Relief Berlins und seiner Umgebung übt aufgrund seiner geringen Höhe nur einen bedingten Einfluss auf die regionale Zirkulation aus.

Berlin ist sowohl auf die Einwohnerzahl, als auch auf die Fläche bezogen die größte Stadt der Bundesrepublik Deutschland. 3,395 Mio. Einwohner leben auf 892 km² Stadtgebiet (AMT FÜR STATISTIK BERLIN-BRANDENBURG, Datenstand 31.12.2005).

2.1.2 Entwicklungsbild der Luftverschmutzung während der letzten 20 Jahre

Die Entwicklung der Schwebstaubbelastung in Berlin hat sich in den vergangenen 20 Jahren positiv entwickelt: Einerseits wurden im ehemaligen West-Berlin bereits ab den 70er Jahren Maßnahmen ergriffen, um die Belastung mit Schwefeldioxid zu reduzieren (z. B. Einbau von Filtern in Großfeuerungsanlagen, Umstellung auf schwefelreduzierte und schwefelarme Brennstoffe im Hausbrand), andererseits trat mit der politischen Wende und dem damit einhergehenden Strukturwandel der Berliner Wirtschaft sowie des groß angelegten Gebäudesanierungsprogramms im ehemaligen Ostteil der Stadt innerhalb weniger Jahre eine nahezu vollständige Umstellung des Energieträgers Braunkohle auf andere, sauberere Produkte ein.

Transformation und Strukturwandel in Berlin waren mit der Schließung der meisten Großbetriebe, Umstellung auf emissionsärmere Heizungssysteme (insbesondere im Ostteil Berlins) und Abgasreinigungsverfahren bei der Energieerzeugung sowie mit der gesetzlich vorgeschriebenen Durchsetzung der Abgaskatalysatoren bei den Pkws verbunden.

Dies führte zu einem deutlichen Rückgang des Eintrags von Luftschadstoffen in die Stadtatmosphäre: Die Abgasemissionen der Kraftfahrzeuge sind von 1989 bis 2002 um mehr als 80 % vermindert worden (SENSTADT 2006).

Die Schwefeldioxidkonzentrationen werden in keinem Fall mehr die festgelegten EU-Immissionswerte überschreiten, anders jedoch PM₁₀ und Stickstoffdioxid (NO₂). Auch die Werte des bodennahen Ozons überschreiten in den Sommermonaten an einigen Standorten häufiger den festgelegten 8 h-EU-Mittelwert. Da das Stickstoffdioxid als

Vorläufersubstanz für das bodennahe Ozon dient, ist zu erwarten, dass mit einer Reduzierung des NO₂ auch eine Verminderung des Ozons erreicht wird.

Bei den Stickoxiden hat zu Beginn der 90er Jahre der Straßenverkehr die Industrieanlagen als Hauptverursacher der Berliner Quellen abgelöst. Der Anteil des Straßenverkehrs an den Stickoxidemissionen in Berlin betrug 2002 47 %, während die Industrieanlagen 29 % der Gesamtmenge emittierten.

Die gemessene Ruß- Konzentration in der stark verkehrsbelasteten Frankfurter Allee im Berliner Bezirk Friedrichshain ist innerhalb der letzten 6 Jahre um fast 40 % gesunken. Trotzdem ist der **Verkehr** mittlerweile der Hauptverursacher mehrerer Schadstoffe, so etwa des PM₁₀ und der Stickoxide. Der Anteil der PM₁₀-Fraktion, der durch Verkehr verursacht wird, beträgt 34 %, während die sonstigen stadteigenen Quellen 40% verursachen (SENSTADT 2006).

Eine sehr detaillierte Analyse über die Belastungssituation in Berlin Mitte der 1990er Jahre (Messkampagne 1994/ 1995) geben ISRAEL et al. (1996, vgl. Tabelle 2.2-1)

Im Rahmen einer mehrmonatigen Messkampagne wurden verschiedene Standorte im Berliner Stadtgebiet bezüglich ihrer verkehrsbedingten Immissionen untersucht, u. a. der Tegeler Tunnel, die Frankfurter Allee (Verkehrsstation), die Nansenstraße (Station mit urbanem Hintergrund), und der Müggelsee (Stadtstrandstation).

Tabelle 2.1-1:PM₁₀-Belastung für die Messkampagne 1994/ 1995 an drei ausgewählten Stationen in Berlin in [µg/m³] (ISRAEL et al. 1996, S. 98f)

Station	Mittelwert Winter	Median Winter	Mittelwert Sommer	Median Sommer	Mittelwert gesamter Messzeitraum	Median gesamter Messzeitraum
Frankfurter Allee	57	52	50	47	54	49
Nansenstraße	34	30	32	30	33	30
Müggelsee	24	21	27	25	25	23

Tabelle 2.1-2 gibt einen vergleichenden Überblick der Emissionsentwicklung in Abhängigkeit von unterschiedlichen Emittenten:

Tabelle 2.1-2: Emissionen in Berlin nach Emittentengruppen (SENSTADT 2006).

	Angaben in Tonnen pro Jahr (t/a)					
	1989	1994	2000	2002	Trend 2005	Trend 2010
Schwefeldioxid	70801	17590	8868	7158	6674	6462
Genehmigungsbedürftige Anlagen	60470	10870	5683	4433	4100	3967
Hausbrand	8526	4890	2500	2400	2323	2268
Kleingewerbe	75	70	60	60	50	40
Verkehr (nur Kfz)	1440	1400	400	55	14	15
Verkehr (sonstiger)	140	140	75	75	68	60
sonstige Quellen	150	220	150	135	120	113
Stickoxide	69971	42417	26109	22141	19768	17536
Genehmigungsbedürftige Anlagen	41757	16172	8331	6499	6012	5817
Hausbrand	2704	3120	2860	2860	2657	2594
Kleingewerbe	1200	700	190	185	160	125
Verkehr (nur Kfz)	21410	19025	12400	10455	8876	7015
Verkehr (sonstiger)	1400	1300	1128	1128	1100	1072
sonstige Quellen	1500	2100	1200	1014	963	913

	Angaben in Tonnen pro Jahr (t/a)					
	1989	1994	2000	2002	Trend 2005	Trend 2010
Kohlenmonoxid	293705	203948	101828	69133	48236	39126
Genehmigungsbedürftige Anlagen	32443	3888	2028	1581	1462	1415
Hausbrand	68712	41560	8000	8000	7432	7256
Kleingewerbe	1500	800	200	193	168	135
Verkehr (nur Kfz)	182050	144200	76500	44259	24829	16730
Verkehr (sonstiger)	4000	3500	3100	3100	2945	2790
sonstige Quellen	5000	10000	12000	12000	11400	10800
Feinstaub (PM₁₀)	18180	8804	4728	4199	4041	3939
Genehmigungsbedürftige Anlagen	9563	3161	960	650	601	514
Hausbrand	2693	1148	131	132	98	85
Kleingewerbe	250	220	160	153	149	145
Verkehr (nur Kfz, Abgase)	2336	1135	667	394	311	238
Abrieb und Aufwirbelung durch Kfz-Verkehr	1200	1150	997	1050	1113	1239
Verkehr (sonstiger)	238	190	124	130	121	112
sonstige Quellen	1900	1800	1690	1690	1648	1606
organische Gase	103351	73703	32814	24251	20043	17691
Genehmigungsbedürftige Anlagen	11801	3473	2554	1966	1887	1863
Hausbrand	5250	2340	550	550	511	499
Kleingewerbe	15500	15000	6500	6484	5511	4539
Verkehr (nur Kfz)	49800	33890	12500	5661	3057	2208
Verkehr (sonstiger)	3000	2000	1710	1710	1590	1471
Sonstige Quellen u. Haushalte	18000	17000	9000	7880	7486	7112

2.1.3 Gegenwärtige Situation der Luftverschmutzung

2.1.3.1 Verkehrsbedingte Luftbelastung durch NO₂ und PM₁₀

Die verkehrsbedingte lokale Zusatzbelastung der PM₁₀-Fraktion kann fast ausschließlich auf die Rußemissionen zurückgeführt werden. Die Reduktion der Rußbelastung wird sich aufgrund des geringen Anteils von Ruß in der Gesamtmasse der PM₁₀ kaum widerspiegeln, da die Hauptbelastung durch verkehrsbedingte sekundäre anorganische Aerosole verursacht wird. Minderungsmaßnahmen zum Ruß sind zur Vermeidung von Grenzwertüberschreitungen nicht unbedingt nützlich, jedoch aufgrund der humantoxischen Wirkung wünschenswert (WOLF-BENNING 2006).

Insbesondere der LKW-Verkehr ist überproportional an der Rußpartikelemission beteiligt. Allerdings sind Maßnahmen zu dessen Reduzierung in Berlin aufgrund der Größe der Stadt nur schwer umzusetzen: Der Anteil des Lastverkehrs, der nicht zwingend in die Stadt hinein fahren muss, bevorzugt i.d.R. Umfahrrouten, wie den Berliner Autobahnring (A 10). Der Wirtschaftsverkehr für die Innenstadt muss somit von geplanten Fahrverboten für die Innenstadt ausgenommen werden bzw. sollten längeren Übergangsfristen für ihn eingeräumt werden, so dass die Effizienz an kurz- und mittelfristigen Maßnahmen reduziert wird (LUTZ 2006).

Bei der Betrachtung der städtischen Hintergrundbelastung von PM_{10} wird deutlich, dass ein merklicher Anstieg der Werte vom Stadtrand zum Stadtzentrum innerhalb des S-Bahnringes (großer Hundekopf) festzustellen ist (Abb. 2.1-1). Die in der Innenstadt berechnete Konzentration zwischen 25 und 32 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ist repräsentativ für die Belastung in Wohngebieten mit geringem Straßenverkehr und in größerer Entfernung von Industrieanlagen.

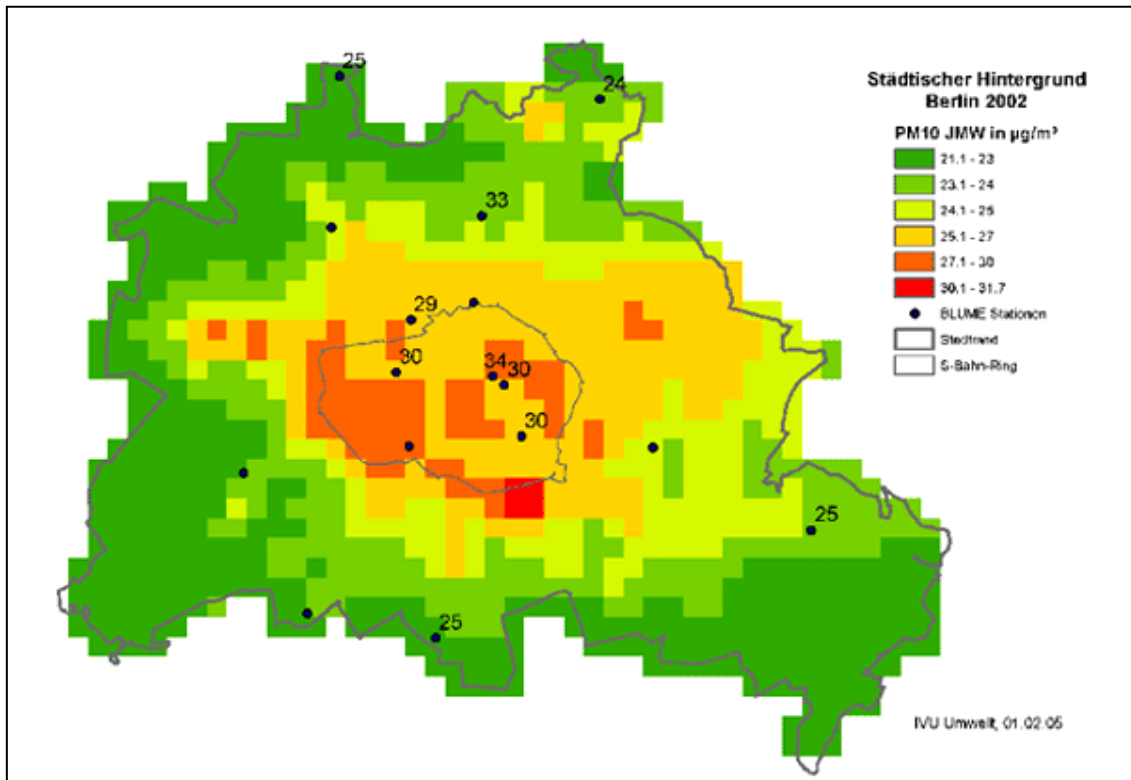


Abbildung 2.1-1: Mit IMMISnet berechnete und an BLUME-Messstellen gemessene PM_{10} -Belastung (Jahresmittel) im städtischen Hintergrund Berlins für das Basisjahr 2002 (SENSTADT 2005).

Rot markiert sind die Überschreitungen der Grenzwerte des 24 h-Wertes von PM_{10} und/oder des Jahresmittelwertes von NO_2 im Jahr 2002.

Diese Abschnitte wurden daher als "sehr hoch belastet" eingestuft und erfordern für die Zukunft ein besonderes Augenmerk im Hinblick auf die Minimierung der bodennahen Luftbelastung. Die Abschnitte sind über die ganze Stadt verteilt, konzentrieren sich aber ringförmig um die Innenstadt, auf die großen Ausfallstraßen nach Süden und Osten bzw. die bedeutenden innerstädtischen Verbindungsstraßen wie den Straßenzug Bismarckstraße/Kaiserdamm in Charlottenburg, den Tempelhofer Damm einschließlich südlicher Verlängerung, die Frankfurter Allee oder das Adlergestell in Köpenick. Die Gesamtlänge der Straßenabschnitte summiert sich auf etwa 281 km Straßenlänge (= 23 % des übergeordneten Straßennetzes), an denen mehr als 125.000 Menschen leben (vgl. Tabelle 2.1-3).

Tabelle 2.1-3: Abschnittslängen des Luftbelastungsindex und betroffene Anwohner im übergeordneten Straßennetz Berlins 2002 (SENSTADT 2005).

Index der Luftbelastung durch PM10 und NO2	Auswertung Hauptstraßennetz			Betroffene Anwohner
	km Straßenlänge	%	% kumuliert	
<=1,50 gering belastet	350,8	28,2	28,2	36.615
1,51 - 1,75 mässig belastet	278,6	22,4	50,5	65.788
1,76 - 2,00 erhöht belastet	335,0	26,9	77,4	117.449
> 2,00 sehr hoch belastet	281,0	22,6	100,0	125.031
Summe	1.245,4	100,0		344.883

Die meisten Betroffenen wohnen im Gebiet des sog. "Großen Hundekopfes" und entlang der Ausfallstraßen. Von der in der Karte deutlich mit hohen Werten hervorstechenden Stadtautobahn sind nur wenige Anwohner betroffen, da der Abstand zu den Häusern relativ groß ist und sich die Luft wegen der offenen Lage der Stadtautobahn gut durchmischt.

Die Karte zeigt darüber hinaus, dass ein weiteres Viertel aller Abschnitte ebenso den Indexwert von 1,76 - 2,00 überschreitet. Auch dieser rund 335 km lange Teil des Hauptstraßennetzes kann zukünftig zumindest in Teilbereichen ein Problem darstellen, da hier in der Regel ebenfalls mindestens ein Parameter den jeweiligen Grenzwert überschreitet.

Im Hinblick auf die dauerhafte Einhaltung der Grenzwerte zur Luftreinhaltung ist die Berechnung von Trendszenarios von großer Bedeutung. Durch sie lässt sich die zukünftige Entwicklung der großräumigen und lokalen Luftbelastung abschätzen und beurteilen, ob über die eingeleiteten Maßnahmen hinaus zusätzliche Anstrengungen notwendig sind, um zu einer Verringerung der Luftbelastung zu gelangen. Die Immissionswerte für 2002, die auch Grundlage der Berechnung der Luftbelastungsindices sind, bilden die Ausgangslage. Das davon ausgehende Trendszenario berücksichtigt für die beiden Trendzeitpunkte 2005 und 2010 emissionsseitige Minderungen in Europa und Deutschland ebenso wie auf lokaler Ebene in Berlin. Dabei werden Fortschritte infolge der Umsetzung europäischer Vorschriften für den Schadstoffausstoß von Anlagen, Kraftwerken und Kraftfahrzeugen ebenso einbezogen wie z. B. Emissionen der Landwirtschaft im Bereich der Feinstäube.

Die Abgasemissionen des Kfz-Verkehrs nehmen, bedingt durch die allmähliche Verdrängung der älteren Fahrzeuge mit hohen Schadstoff-Emissionen, bis 2010 sowohl bei den Stickoxiden als auch bei den Partikeln um ca. 30 % ab. Allerdings wird der durch den Abrieb der Fahrbahn, Reifen und Bremsen sowie durch die Aufwirbelung von Straßenstaub erzeugte Feinstaub wegen der erhöhten Fahrleistung geringfügig zunehmen.

Insgesamt ergibt sich für Berlin bis 2010 bezogen auf 2002 ein Rückgang der NOx-Emissionen um gut 20 % und der PM₁₀-Emissionen um etwa 6 %.

Um den 24 h-Grenzwert für Feinstaub überall einzuhalten, ist jedoch ein Rückgang der Konzentrationen um etwa 25 % erforderlich. Eine solche Verbesserung ist aber ohne zusätzliche Minderungsmaßnahmen weder für den hausgemachten noch für den importierten Teil der Feinstaubbelastung zu erwarten, so dass auch für 2010 noch an rund 200 km Hauptstraßennetz mit etwa 80.000 betroffenen Anwohnern mit Überschreitungen des 24 h-Wertes für PM₁₀ zu rechnen ist. Es müssen also zusätzliche Maßnahmen in Berlin auf nationaler und europäischer Ebene veranlasst werden, um beide Anteile weiter zu reduzieren.

Ein ähnliches Fazit lässt sich für die vorhersehbare Entwicklung der Stickstoffdioxidbelastung ziehen. Durch die bisher eingeleiteten Maßnahmen wird sich die Konzentration in den Hauptverkehrsstraßen bis 2010 um durchschnittlich 22 % reduzieren, wodurch auch die Zahl der Straßen mit Grenzwertüberschreitungen deutlich sinken wird. Es bedarf aber auch hier zusätzlicher, um die verbleibenden knapp 59 km Straßen und die dort lebenden 17.700 Betroffenen zu entlasten (SENSTADT 2005a).

2.1.3.2 Räumliche Variabilität der Luftbelastung

2001 - 2005 erreichte der PM₁₀-Anteil Berlins aus regionalem Hintergrund sowie durch Ferntransport 47 %. Das bedeutet, dass etwa die Hälfte des Feinstaubs in Berlin nicht aus der Stadt stammt. Zusätzlich gehen 14 % des PM₁₀ auf den suburbanen und weitere 11 % auf den urbanen Raum zurück (DRAHEIM 2005).

Der hausgemachte, nur durch Berliner Maßnahmen reduzierbare Teil der Belastung setzt sich aus dem urbanen Hintergrund und den lokalen Quellen zusammen. Die urbane PM₁₀-Hintergrundbelastung besteht zu 16 % aus den Verkehrsimmissionen. Die räumliche Verteilung der PM₁₀-Quellen sind in der Abbildung 2.1-2 dargestellt.

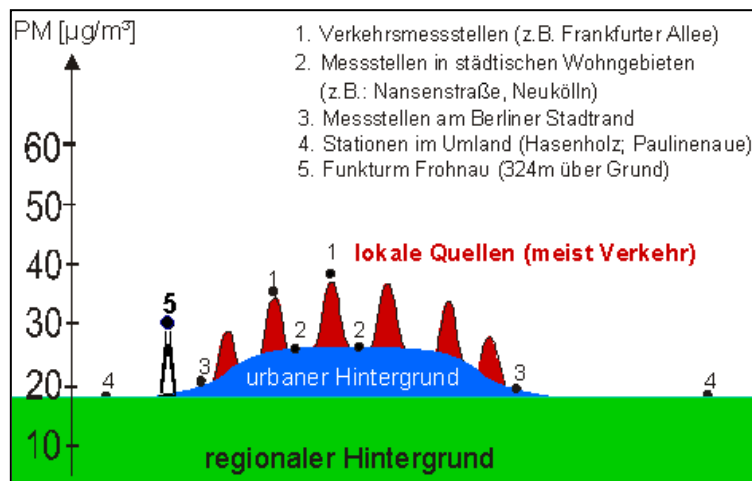


Abbildung 2.1-2: Schema der Verteilung der PM₁₀-Belastung in Berlin und Umgebung (aus SENSTADT 2005b).

Die NO₂-Emissionen Berlins sind nur zu 19 % auf den regionalen Hintergrund zurückzuführen, 43 % entstammen den verkehrsbelasteten Arealen. Daher sind im urbanen Raum die Konzentrationen des NO₂ und der groben schwarzen PM₁₀-Fraktion an verkehrsbeeinflussten Standorten deutlich höher als an straßenfernen Stellen. Die groben transparenten Partikeln und PM_{2,5} weisen in ihrer Konzentrationen jedoch eine geringe Variabilität zwischen den untersuchten Standorten auf (DRAHEIM 2005).

2.1.3.3 Zeitliche Variabilität der Schwebstaubbelastung

Der saisonale Gang einzelner Luftschadstoffe in Berlin ist in der folgenden Tabelle dargestellt (WOLF-BENNING 2006):

Tabelle 2.1-4: Prozentuale jahreszeitliche Abweichungen der Konzentration verschiedener Schadstoffe vom Jahresmittelwert in Berlin (nach WOLF-BENNING 2006).

Stoffe oder Staubfraktion	Abweichung vom Jahresmittelwert			
	Frühjahr	Sommer	Herbst	Winter
NO ₂	-4,8	-5,0	13,4	-1,5
PM _{2,5-10} schwarz (u. a. Reifenabrieb)	2,6	-24,4	13,9	11,2
PM _{2,5-10} transparent (u. a. Bodenelemente, Streusalz)	4,6	1,1	-10,5	0,9
PM _{2,5} -Ruß	-2,5	-27,9	27,2	11,7
PM _{2,5} transparent (u. a. biogenes Aerosol)	8,3	-36,3	8,0	26,6

Der saisonale Gang der Konzentration verschiedener Komponenten unterscheidet sich in Abhängigkeit von den städtischen Räumen. Im Winter ist die Konzentration von groben transparenten Partikeln in den Straßen höher als im urbanen Hintergrund; umgekehrt im Sommer (WOLF-BENNING 2005).

2.1.3.4 Einfluss der Witterung

Die Untersuchungen zur räumlichen und zeitlichen Schwebstaubverteilung (vgl. DRAHEIM 2005 und WOLF-BENNING 2006) zeigen, dass sich PM₁₀-Konzentrationen in der Luft in Abhängigkeit von den Wetterlagen deutlich ändern. So führen eine hohen Luftstabilität und ein schwacher Wind zu einer Erhöhung der Feinstaubkonzentration. Auf die verschiedenen Berliner Areale (städtischer Hintergrund, regionaler Hintergrund, Wohngebiete, Verkehrsgebiete) mit ihren unterschiedlichen Niveaus der Feinstaubbelastung wirken die Großwettertypen in ähnlicher Art und Weise (nach HEB und BREZOWSKY 1977): die Großwettertypen „Kontinentaler Osttyp“, „Südtyp“ und „Hochdruckgebiet über Mitteleuropa“ verursachten die höchsten Mittelwerte sowie die meisten Tage mit Grenzwertüberschreitungen der PM₁₀-Konzentration im Beobachtungszeitraum 2000-2004. Die "Südostlage" resultierte 2005 im höchsten Ferntransport von Partikeln (DRAHEIM 2005, WOLF-BENNING 2005).

Die geringste Feinstaubkonzentration in der Berliner Luft sowie die geringste Anzahl an Tagen mit Grenzwertüberschreitungen herrschen bei den Großwettertypen „Nord“ und „Nordwest“ vor. Sie bedeuten überdies geringen Ferntransport von Partikeln.

Den langjährigen Wetterbeobachtungen zufolge ist der Großwettertyp „West“ im Durchschnitt am häufigsten in Berlin vertreten - in 27 % der Fälle, gefolgt von „Hochdruckgebiet über Mitteleuropa“ (15,9 %) und „Nord“ (15 %). Mit 14,3 % ist der „Kontinentale Osttyp“ der vierthäufigste Wettertyp in Berlin (DRAHEIM 2005, nach Datengrundlage von DWD für 1961 – 1990). Dementsprechend leistet das Großwetter Berlins seinen deutlichen Beitrag zur Schwebstaubbelastung.

Die Größenverteilung der Partikel im Schwebstaub des regionalen Hintergrunds unterscheidet sich abhängig vom Großwettertyp und von den entsprechenden charakteristischen Windrichtungen. Der höchste Ferntransport der Partikel nach Berlin wird durch die Großwettertypen „Ost“, „Süd“ und insbesondere „Südost“ begünstigt. Durch östliche Winde erhöht sich der Anteil an altindustriellem Staub mit hohem Feinpartikelanteil (Sulfat, Ammonium). Viele der transportierten Nanopartikel werden erst in Deutschland zur sekundären Emission. Die bisher im begrenzten Maße ermittelten Rückwärtstrajektorien der Partikel lassen das östliche Brandenburg sowie Süd-Ost-Europa (z. B. Ukraine) als Emissionsquelle vermuten (WOLF-BENNING 2006). Durch Südwinde werden nach Berlin gröbere Partikel transportiert, etwa die Sahara-Sandpartikel.

Eine Zusammenfassung des Witterungseinflusses auf die Staubzusammensetzung in Berlin wird in der folgenden Tabelle gegeben:

Tabelle 2.1-5: Komponenten der Partikel in Abhängigkeit von Wetterbedingungen

Komponente	Fraktion	Konzentrationsminimum	Konzentrationsmaximum
Ammonium	Feine	Nord- und Westlage	Ostlage
Sulfat	Feine	Nord-, West- und Hochdrucklage	Ostlage
Calcium, Nitrat	Grobe		Südlage
Sulfat	Grobe		Südlage

Aus den bisherigen Ergebnissen zum Einfluss der Großwettertypen ist zu schlussfolgern, dass die PM₁₀-Belastung in Berlin während der Ostlagen aufgrund der erhöhten PM_{2,5}-Belastungen steigt (WOLF-BENNING 2006).

2.1.4 Technische Maßnahmen zur Verringerung der Luftverschmutzung

Die Senatsverwaltung für Stadtentwicklung des Berliner Senats hat, wie im rechtlichen Rahmen verankert, ein Emissionskataster und einen Luftreinhalteplan mit mittelfristigen und langfristigen Zielen erstellt.

Ab dem zweiten Halbjahr 2006 wurde die Diskussion um die Schaffung einer Umweltzone im Jahr 2008, also einer großräumigen Sperrung für Dieselfahrzeuge ohne Partikelfilter in weiten Teilen der Berliner Innenstadt diskutiert. Die Planungen dauern noch an, da noch keine abschließenden Lösungen bezüglich der Übergangsfristen und der Ausnahmeregelungen für den Wirtschaftsverkehr gefunden werden konnten. Die betroffene Fläche entspricht, dem momentanen Stand der Dinge zufolge, dem Berliner Innenstadtgebiet innerhalb des S-Bahn-Rings („Großer Hundekopf“), welches gleichzeitig das am stärksten verdichtete Gebiet der Stadt darstellt.

Ferner hat sich eine Sperrung von sehr stark belasteten Straßenabschnitten in Berlin als nicht durchführbar erwiesen, da bei nur einem von mehr als hundert (!) dies möglich war, ohne den Wirtschaftsverkehr negativ zu beeinflussen und ohne Verdrängungseffekte hervorzurufen. Der betroffene Straßenabschnitt konnte nur aufgrund der Tatsache, dass er größtenteils parallel zur Stadtautobahn verläuft, gesperrt werden.

Nach LUTZ (2006) sind kurzfristige Maßnahmen, wie z.B. die Sperrung bestimmter Strecken in Abhängigkeit von der Tageszeit nicht sinnvoll, da diese meist nur eine Verbesserung der Belastungssituation im einstelligen Mikrogrammbereich bedeuten. Im schlimmsten Fall tritt keine Minderung der Belastung ein, sondern eine Verschiebung in bisher weniger belastete Gebiete. Mittels Optimierung des Verkehrsflusses durch moderne Verkehrsleitsysteme und eine sinnvolle Ampelschaltung („dynamische Verkehrslenkung“) können z.B. Partikelquellen wie Brems- und Kupplungsabrieb durch geringere Abnutzung reduziert werden. Im Zuge dieser Maßnahme ist es ferner sinnvoll, die Verkehrsströme tangential an der Innenstadt vorbeizuführen.

Auch die Geschwindigkeitsbeschränkung auf der Berliner Stadtautobahn auf 80 km/h brachte nur eine geringe Reduzierung der Partikelbelastung; eine weitaus größere Entlastung stellte die Minderung des Verkehrslärms für die Anwohner dar.

Der weitere Ausbau des Öffentlichen Personennahverkehrs (ÖPNV) sollte angestrebt werden, wie z. B. die Einrichtung weiterer Busspuren, sofern möglich. Zum einen erfolgt der Busverkehr dann flüssiger, zum anderen dadurch eine Reduktion der Partikelbelastung erreicht, da viele ältere Busse des Berliner ÖPNV keine besonders guten Partikelfilter haben. WOLF-BENNING (2006) betont außerdem die Bedeutung der richtigen Entlüftung der Stadt, z.B. durch gezieltes Freihalten von Baulücken und Ausweisen von Grünanlagen, da diese – eine entsprechend zielgerechte Auswahl der Vegetation und Bepflanzung vorausgesetzt – als Senke für Partikel der PM₁₀-Fraktion dienen können. Zwar kann eine verbesserte

Frischluftezufuhr in die Innenstadt bzw. Entlüftung derselben nicht die Ursachen der Belastung beheben, allerdings ist durch besseren Luftmassenaustausch und -vermischung in der Regel eine Abnahme der Konzentration an stark belasteten, lokal begrenzten Standorten festzustellen.

2.1.5 Maßnahmen zur Staubfilterung durch Vegetation

Bisher wurde in Berlin keine Vegetation gezielt zur Staubfilterung eingesetzt. Es wurde lediglich im Luftreinhalte- und Aktionsplan die Begrünung entlang des S-Bahn-Rings vorgeschlagen (SENSTADT 2005b).

Die Frage der Staubbindung in Berliner Raum interessiert die Wissenschaftler und Praktiker seit vielen Jahrzehnten (HENNEBO 1955; FISCH 1966; KÜHN 1961, nach SPERBER 1975). Hier können nur einige Untersuchungen zum Thema erwähnt werden. In den 1960iger Jahren wurde die Staubbindung durch den Verschmutzungsgrad der an den Gleisen der Berliner Stadtbahn wachsenden Bäume und Sträucher untersucht (KÜHN 1961). Es wurde festgestellt, dass waagrecht stehende, breitblättrige, rauhaarige oder klebrige Blätter den Staub besser festhalten und daher stärker verschmutzt sind als andere Blätter. In den 1980-1990iger Jahren wurden mehrere Untersuchungen zur Staubfilterungsleistung von Dachbegrünungen bzw. Gleisbettbegrünungen und Fassadenbegrünungen u. a. am Beispiel der Schwermetallrückhaltung durchgeführt (BARTFELDER und KÖHLER 1987; KÖHLER 1990; KÖHLER und SCHMIDT 1997; KÖHLER und SCHMIDT 1999; HENZE et al. 2003). Die aktuelle Feinstaubdebatte veranlasste die Rückkehr des Interesses zum Thema und weitere Forschung auf diesem Gebiet.

Viele stadtoökologische Untersuchungen bezüglich der Auswirkung des städtischen Grüns auf die Luftqualität im urbanen Raum wurden an der Technischen Universität Berlin durchgeführt. So wurden erste Ergebnisse zum Staubfilterungspotential von Fassadenbegrünung gefunden (BARTFELDER und KÖHLER 1987). Das ermittelte Filterungspotential von ca. 4 % wirkte sehr ernüchternd im Vergleich zur prognostizierten fast 90%-Filterungsleistung (MINKE und WITTER 1983). Bezüglich der Dachbegrünung wurde festgestellt, dass im Substrat auf einem begrünten Dach 90 % der aufgenommenen Schwermetallgehalte gebunden werden (KÖHLER 1990).

Im Verbund-Projekt „LERM“ (Low Emission Railway System) wurde vom IASP die Wirkung des begrünten Straßenbahngleises u. a. auf die lokale luftklimatische Situation in der Stadt untersucht. Es wurde festgestellt, dass sich im Substrat des begrünten Gleises Schwermetalle ansammeln, die aber nach Niederschlagsereignissen schnell wieder ausgewaschen werden (HENZE et al. 2003). Untersuchungen zur Rückhaltung der Schwermetalle in Pflanzen wurden nicht durchgeführt. Dies ist eine Aufgabe im aktuell laufenden EU-Projekt „Urban Track“.

Die Untersuchungen zur Wirkung von Straßenvegetation auf die Luftverschmutzung werden in der nächsten Zeit fortgesetzt. Auf der stark verkehrsbelasteten Kurfürstenstraße sollen Untersuchungen zur Staubfilterung durch Vegetation auf dem Mittelstreifen gestartet werden. Zur entsprechenden Arbeitsgruppe gehören Wissenschaftler aus dem Institut für angewandte Botanik der Universität Duisburg-Essen und aus der Fachhochschule Berlin (PFANZ 2007, persönliche Mitteilung).

2.2 Wien

2.2.1 Geografische Situation und allgemeine Angaben

Wien ist Bundeshauptstadt und sowohl flächen- als auch einwohnermäßig größte Stadt Österreichs. Im Stadtgebiet wohnen etwa 1,6 Mio Menschen (STATISTIK AUSTRIA 2007).

Ca. 60 km östlich von Wien befindet sich Bratislava, mit ca. 450 000 Einwohnern. 130 Kilometer entfernt im Norden befindet sich der tschechische, industriell geprägte Ballungs-

raum um Brno. Ferner können bei Südostlagen Luftschadstoffe auch aus einer größeren Entfernung, z. B. aus Ungarn eingetragen werden sowie bei Wetterlagen, die eine Anströmung aus dem Norden begünstigen, aus Deutschland.

Topographisch betrachtet ist die Stadt Wien zwischen den nordöstlichen Ausläufern der Alpen und dem Weinsberger Wald im Wiener Becken gelegen (vgl. JÜLG 2001). Diese Rahmenbedingungen sind für Wien eher vorteilhaft, da sich aufgrund des Reliefs ein „Düseneffekt“, also die Beschleunigung der Luftströmung aufgrund eines engen Raums, der durchströmt werden muss, einstellt: So kann der Luftmassenaustausch schneller stattfinden (MAGISTRAT DER STADT WIEN 2006).

Durch die Beckenlage kann es allerdings, vor allem im Winter, auch zu einer begünstigten Bildung von Bodeninversionen kommen: Kalte, von den Berghängen strömende Luft sammelt sich aufgrund ihrer höheren Dichte am tiefsten Punkt des Beckens. Warme Luft mit einer geringeren Dichte schiebt sich schließlich über diesen Kaltluftsee und wirkt wie eine Sperrschicht, so dass der vertikale Austausch der Atmosphäre mitunter für einige Tage nur sehr schwach ausgeprägt bzw. völlig unterbunden ist.

Wien ist ferner das größte österreichische Dienstleistungs-, Handels- und Industriezentrum, so dass das tägliche Verkehrsaufkommen maßgeblich durch den Wirtschaftsverkehr und Pendler aus dem Umland bestimmt wird. Weiterhin existiert aufgrund der räumlichen Nähe zur Tschechischen und Slowakischen Republik eine nicht unerhebliche Menge Transitverkehr in Richtung Mittel- und Südosteuropa (vgl. JÜLG 2001 und LICHTENBERGER 1997).

2.2.2 Luftverschmutzung

Die folgende Tabelle gibt einen kurzen Überblick über die PM₁₀-Quellen Wiens die durch die Umweltschutzabteilung der Stadt Wien (2005) ermittelt und im Schadstoffkataster dokumentiert wurden.

Tabelle 2.2-1: Darstellung der Wiener PM₁₀-Quellen (MAGISTRATABTEILUNG 22 2005).

Verursacher	PM ₁₀ [t]	Anteil [%]
Energieumwandlung	33	4
Raumwärmeerzeugung	165	20
Industrielle Verbrennung	0,1	0
Industrielle Prozesse	k. A.	-
Förderung und Verteilung fossiler Brennstoffe	nicht relevant	0
Lösungsmittel	nicht relevant	0
Straßenverkehr	535	64
Sonstiger Verkehr	97	12
Abfallbehandlung	1	0
Landwirtschaft	k. A.	-
Natur	k. A.	-
Summe	831	

Hauptbelastungsursache für die PM₁₀-Situation sind der motorisierte Individualverkehr, der Schwerlastverkehr sowie Offroad-Fahrzeuge der Land- und Bauwirtschaft mit den bekannten Problemen (kaum Filter für Offroad-Fahrzeuge, Dieselruß, Reifen-, Straßen-, Kupplungsabrieb etc.), Bauwirtschaft mit Schüttgutumschlag etc, gefolgt von Hausbrand und sonstigem Verkehr.

Die höchsten PM₁₀-Konzentrationen und die meisten Grenzwertüberschreitungen Wiens treten in den Wintermonaten auf. So wurde im Jahr 2004 in den Monaten Januar, März und Dezember an 11, respektive 15 und 12 Tagen der Grenzwert für PM₁₀ überschritten (vgl. SCHERMANN 2005). Dies hat mehrere Gründe: Einerseits treten im Winter häufiger die austauschbaren Inversionslagen mit „Sperrschicht“ auf, so dass die Schadstoffkonzentrationen nur schlecht verdünnt werden können, andererseits ist die Holzfeuerung im Hausbrand,

z.B. mit Hackschnitzel- Stückgut- oder Pelletanlagen, weiter verbreitet als in Deutschland und anderen europäischen Ländern. Das Heizen mit Holz hat Tradition, da dieser Rohstoff in einer hohen Abundanz in Österreich verfügbar ist (JÜLG 2001). Insbesondere in den letzten 6 Jahren ist die Zahl der in Gesamtösterreich neu installierten Pellets- und Hackschnitzelanlagen stark angestiegen. Dies ist mit Hilfe folgender Gründe zu erklären: Erstens sind ab diesem Zeitpunkt die Preise für (Heiz-)Öl und Gas stark gestiegen, zweitens sind viele Verbraucher sensibler gegenüber der globalen Umweltveränderungen geworden, so dass Holz als CO₂-neutraler, nachwachsender, regionaler Rohstoff eine Renaissance erlebt. Die Förderung erneuerbarer Energien durch die Bundesregierung tut ein Übriges. Ab den Jahren 2004 und 2005 waren die größten Zuwachsraten vor allem bei den Pelletsheizungen zu verzeichnen (UMWELTBUNDESAMT ÖSTERREICH 2006). Zwar ist der Schadstoffausstoß der modernen Anlagen um ein Vielfaches geringer als in älteren Anlagen, aber das Problem des erhöhten Schwebstaubausstoßes konnte bislang für die Individualanlagen im Hausbrand noch nicht zufriedenstellend gelöst werden¹⁰.

Diese Tatsache macht sich auch in der Zusammensetzung des Wiener Schwebstaubes bemerkbar, da – je nach Jahreszeit – zwischen 5 – 20 % des Schwebstaubes aus der Holzverbrennung stammen. Der regionale Anteil des Eintrags aus dem Wiener Umland und dem Wien umgebenden Bundesland Niederösterreich am Gesamtanteil des Schwebstaubs in der Stadt beträgt mitunter bis zu 40 % (MAGISTRATABTEILUNG 22 2005).

In der Stadt Wien selbst ist die Befeuerung mit Pellet-, Hackschnitzel- und Stückgutanlagen nicht untersagt, aber auch nicht sehr verbreitet, da sich Pellet- und Stückgutanlagen als unzureichend für größere Gebäude erwiesen haben (dort werden Hackschnitzelanlagen bevorzugt). Allerdings stehen die Feststoffbrennkessel in der Stadt auch noch in direkter Konkurrenz zur Fernwärme, so dass die Holzheizungen bislang typisch für den ländlichen und suburbanen Raum sind und vornehmlich in Einfamilienhäusern eingesetzt werden (UMWELTBUNDESAMT ÖSTERREICH 2006). In der Stadt Wien ist zwar die Kraft-Wärme-Kopplung mit Nutzung der Fernwärme relativ weit verbreitet und auch das Erdgasnetz ist weiterhin im Ausbau begriffen, so dass der Anteil des Hausbrands an der Partikelbelastung in Wien zwar etwas sinkt, aber trotzdem noch der zweitgrößte lokale Emittent ist (vgl. Tab. 2.2-1).

Insbesondere bei Südlagen kommen Verfrachtungen über lange Strecken (Ferntransport) vor. Nach Rückwärtstrajektorienrechnungen für eine Belastungsepisode bei Südlagen stellen sich Südosteuropa (Serbien, Albanien, Rumänien, Bulgarien) als mögliche Quellregionen der Schwebstäube heraus. Auffällig hierbei ist, dass Belastungsepisoden mit Überschreitungen der Grenzwerte fast ausschließlich im Winter auftreten (MAGISTRATABTEILUNG 22 2005).

2.2.3 Technische Maßnahmen zur Verringerung der Luftverschmutzung

Die Stadt Wien hat auf sehr vorbildliche Art und Weise die Anforderungen der Richtlinie 1999/30/EG umgesetzt: Österreichweit wurde das Immissionsschutzgesetz-Luft (IG-L) verabschiedet, das die EU-Grenzwerte in nationales Recht umsetzt. Dazu gehört die EU-konforme Datenerhebung und der Ausbau eines repräsentativen Messnetzes. Auch der Maßnahmenkatalog, der zur Feinstaubminderung erarbeitet wurde, geht über pauschale Lösungen hinaus und wurde individuell der Stadt Wien hinsichtlich ihrer Witterungsverhältnisse (z.B. massiver Schneefall im Winter) angepasst.

Sobald an einer oder mehrerer Messstationen die Grenzwerte für PM₁₀ deutlich überschritten werden oder die Anzahl der Überschreitungen die von der EU tolerierten 35 Tage mit Grenzwertüberschreitung übertrifft, muss nach § 8 des österreichischen Immissionsschutz-

¹⁰ Zur Frage der Quantifizierung der Luftbelastung durch Feststoffbrennkesseln und Minderungsmöglichkeiten, z.B. mit Hilfe von Filtersystemen bei Pelletheizungen (vgl. KRDL 2006).

gesetz-Luft eine Stuserhebung erfolgen. Diese muss zwingend in einem Zeitrahmen, der höchstens 9 Monate nach den Auffälligkeiten liegt, durchgeführt werden. Der Sinn und Zweck dieser Stuserhebung ist es, die Ursachen für die erfolgten Überschreitungen zu analysieren und interpretieren. Dabei muss die meteorologische Situation und die möglichen Emittenten in Betracht gezogen werden.

Nach Abschluss der Stuserhebung obliegt es der Landeshauptfrau/ dem Landeshauptmann jedes Bundeslandes, entsprechende Maßnahmen zu erlassen, die dem § 10 des IG-L entsprechen.

Der diversifizierte Maßnahmenkatalog der Stadt Wien gegen die Belastung durch PM₁₀ beinhaltet z.B. im Winterdienst der vermehrte Einsatz von Feuchtsalz statt Streusalz, um die Partikelbildung aus dem trockenen Salz zu minimieren. Auch die Menge an eingesetztem Streusplitt wurde etwa um die Hälfte reduziert sowie ein anderes Produkt mit einer höheren Abriebfestigkeit eingesetzt.

Im ÖPNV der Wiener Linien wird die gesamte Busflotte auf Flüssiggas, einem rußarmen Treibstoff, umgestellt, da auch in anderen Städten festgestellt wurde, dass Busse an Hauptverkehrsstraßen einen großen Beitrag zur Partikelbelastung leisten, insbesondere durch Dieselruß.

Weiterhin soll bei problematischen Wetterlagen (z.B. Inversionslagen) eine häufigere Nassreinigung der Strassen in belasteten Gebieten durchgeführt werden.

Geplant sind weiterhin Fahrverbote für Dieselfahrzeuge, die nicht die EURO-3 Norm erfüllen sowie steuerliche Begünstigung von Fahrzeugen mit Partikelfilter (UMWELTBUNDESAMT ÖSTERREICH 2006).

Ferner sind alle neuen Müllsammelfahrzeuge mit einem PM-Kat-Filtersystem mit vorgeschaltetem Oxidationskatalysator ausgestattet. Im Jahr 2005 erfolgte die Nachrüstung der städtischen Diesel-Dienstfahrzeuge mit Partikelfiltern, sofern dies technisch machbar war. Weiterhin wurden durch Frostbruch entstandene Schlaglöcher umgehend repariert, da sich in ihnen vermehrt Streusplitt, Reifenabrieb und sonstiger Straßenstaub ansammelt (MAGISTRAT DER STADT WIEN 2006). Zukünftig sollen weitere Maßnahmen ergriffen werden, wie z. B. den Ausbau und die Verlängerung zweier U-Bahn-Linien, um die Attraktivität des ÖPNV zu erhöhen; ferner der Ausbau der Kraft-Wärme-Kopplung und des Fernwärmenetzes Wien. Grenzüberschreitende Projekte und Maßnahmen zur Reduktion der Partikelbelastung mit der Agglomeration Bratislavas erfolgen.

2.2.4 Maßnahmen zur Staubfilterung durch Vegetation

Zum heutigen Zeitpunkt wird in der Umweltschutzabteilung (Magistratabteilung MA 22) im Rahmen einer Studie zur Staubfilterungsleistung von städtischer Vegetation zu den bisherigen Untersuchungsergebnissen aus der ganzen Welt recherchiert. Der Wunsch ist, nach der Recherche die Untersuchungen zur Filterungsleistung der Vegetation auf den Wiener Straßen starten zu können. Der Beitrag von Dachbegrünung ist vom besonderen Interesse (DOPPLER 2007, persönliche Mitteilung). Der Wirkung von Straßenbegrünung auf die Luftqualität scheint jedoch bisher als nicht beachtlich eingeschätzt zu werden (RIESS 2007, persönliche Mitteilung). Zumindest in bisherigen geplanten Maßnahmen zur Senkung von Partikelkonzentration fand die Vegetation keinen Einsatz.

2.3 Düsseldorf und Krefeld- unter Berücksichtigung der regionalen Belastung der Rhein-Ruhr-Metropolregion

2.3.1 Geografische Situation und allgemeine Angaben

Düsseldorf sowie Krefeld liegen, geographisch betrachtet, im Kölner Becken am Niederrhein im Westen Deutschlands (LIEDTKE und MARCINEK 2002). Sie sind Teil der „Metro-

polregion Rhein-Ruhr“ in Nordrhein-Westfalen, welche der größte Agglomerationsraum Deutschlands ist.

Die Stadt Düsseldorf hat eine Fläche von 217 km², deren höchster Punkt im Stadtgebiet (Sandberg Hubbelrath) bei 165,20 m ü. NN liegt. 2005 wohnten 581.858 Menschen im Stadtgebiet (LANDESHAUPTSTADT DÜSSELDORF – AMT FÜR STATISTIK UND WAHLEN 2007). Entsprechend der neuesten verfügbaren Zahlen (2006) hat Krefeld 240.627 Einwohner. Die Stadtfläche beträgt 137,44 km². Der höchste Punkt im Stadtgebiet ist der Inrather Berg mit einer Höhe von 87 m ü. NN (STADT KREFELD – FACHBEREICH BÜRGERSERVICE, ABTEILUNG STATISTIK UND WAHLEN 2007).

Das Relief ist in beiden Städten nicht sehr stark ausgeprägt, so dass der unmittelbare Einfluss auf die atmosphärische Strömung nur sehr gering ist. Allenfalls bei vorherrschenden Strömungsrichtungen aus dem Süden und Südosten können das Rothaargebirge sowie die Eifel und das Hohe Venn zu einer reduzierten Anströmung in den nächstgelegenen Standorten (z.B. Bonn) führen.

Die Rhein-Ruhr-Region ist in Bezug auf den europäischen Wirtschaftsraum zentral und somit verkehrsgünstig gelegen, was eine sehr starke Verkehrsbelastung für den Raum mit sich bringt. Zum einen ist die hohe Verkehrsdichte durch das große Bevölkerungspotential der Region, zum anderen durch die Funktion der Region als „Korridor“ zwischen Nord und Süd sowie, mit einigen Abstrichen, Ost und West und dem daraus resultierenden Transitverkehr sowohl auf der Straße als auch auf den Wasserwegen zu erklären (vgl. LUA NRW 2001).

2.3.2 Entwicklungsbild der Luftverschmutzung während der letzten 20 Jahre

Bis Ende der 60er, Beginn der 70er Jahre war die Montan- und Schwerindustrie (u. a. Bergbau, Eisen- und Stahlerzeugung) der bedeutendste Wirtschaftszweig der Region. Mit dieser energieintensiven Industrie ging eine erhebliche Luftverschmutzung einher, die aber sukzessive mit dem einsetzenden wirtschaftlichen Strukturwandel verringert wurde: Seit den 70er Jahren erfuhr die Region eine Umwandlung von einer Industrie- hin zu einer Dienstleistungsregion mit Schwerpunkt in Forschung und Entwicklung. Der klassischen Montan- und Metallindustrie kommt zum heutigen Zeitpunkt allenfalls nur noch eine untergeordnete Rolle zu. Sie ist aber an einigen Standorten, z.B. Duisburg (vgl. GLADTKE 2004), noch überproportional vertreten. Daraus resultieren auch heute noch negative Auswirkungen für die Luftqualität.

Seit Beginn der Messung durch das Umweltamt der Stadt Düsseldorf (1984) konnte festgestellt werden, dass in diesem Zeitraum insbesondere die Schwefeldioxid-Emissionen auf ein Viertel der Ausgangsbelastung reduziert wurden. Dies ist, wie fast überall in Deutschland, mit Hilfe der Umstellung auf weniger emissionsträchtige Energieträger im Hausbrand, z.B. Heizöl mit verringertem Schwefelgehalt und Vermeidung von Braunkohle, sowie schärferen Emissionsrichtlinien für die Industrie, z.B. Filter und Abscheideanlagen, zu erklären.

2.3.3 Gegenwärtige Situation der Luftverschmutzung

Bereits vor 2005 stellte das Landesumweltamt Nordrhein-Westfalen (LUA NRW) Grenzwertüberschreitungen für Stickoxide und PM₁₀ in mehreren Gebieten fest, u. a. in Düsseldorf (südliche Innenstadt), im Gebiet um den Krefelder Hafen, im Norden Duisburgs und im Stadtgebiet Hagen.

Bei Messungen des Schwebstaubs der PM₁₀-Fraktion in Düsseldorf wurde auffällig, dass insbesondere an der Messstation Corneliusstraße seit 2003 die maximal zulässige Anzahl der Überschreitungen sowohl des PM₁₀-Tagesmittelwertes als auch des Jahresmittelwertes nicht eingehalten werden konnte (vgl. BEZIRKSREGIERUNG DÜSSELDORF 2005a). Kurzfristige Maßnahmen zeigten keine mindernde Wirkung. So wurde z. B. 2006 der Grenzwert

von $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ an 47 Tagen überschritten (bei 35 zulässigen Überschreitungen) (LUA NRW 2007).

Die Corneliusstraße ist eine der Einfallstraßen der Stadt Düsseldorf, die den größten Teil des Verkehrs, der aus südlicher Richtung von der A 46 und A 57 kommt und in Richtung Innenstadt fließt, absorbiert und ein tägliches Verkehrsaufkommen von etwa 45.000 KFZ aufweist (BEZIRKSREGIERUNG DÜSSELDORF 2004a).

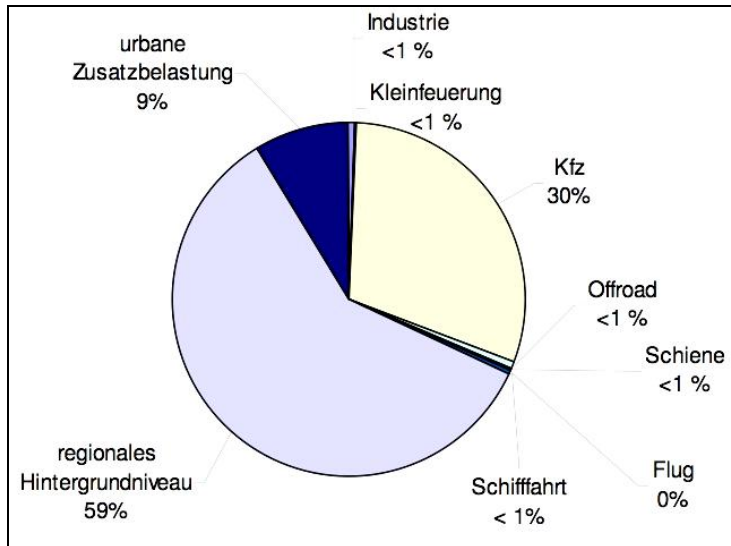


Abbildung 2.3-1: Errechneter Beitrag der jeweiligen Emittentengruppen zur PM_{10} -Belastung in der Düsseldorfer Corneliusstraße. 'KFZ' bezeichnet den Gesamtanteil des Straßenverkehrs (inkl. Schwerlastverkehr und ÖPNV) (BEZIRKSREGIERUNG DÜSSELDORF 2005a).

Ferner wurde im Stadtgebiet Düsseldorf auch an den Messstationen Ludenberger Straße, Dorotheenstraße und Derendorfer Straße wiederholt der Grenzwert deutlich übertroffen. Die Ludenberger Straße ist – ähnlich wie die Corneliusstraße – eine Hauptverkehrsader, die eine Verbindung der Autobahnen A3 und A 46 zur nördlichen Düsseldorfer Innenstadt herstellt und ein tägliches Verkehrsaufkommen von etwa 37.000 KFZ/24 h aufweist (BEZIRKSREGIERUNG DÜSSELDORF 2005c).

Bereits 2004 wurden Überschreitungen an der Messstation Ludenberger Straße festgestellt. Zwar lag der gemessene Jahresmittelwert mit $34 \mu\text{g}/\text{m}^3$ im zulässigen Bereich, aber der Tagesmittelwert übertraf 56 mal den gültigen Grenzwert von $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (BEZIRKSREGIERUNG DÜSSELDORF 2005c). Auch in den Folgejahren kam es zu Grenzwertüberschreitungen: z. B. 2006 ca. 68 mal. Es ist anzumerken, dass dieser Wert noch nicht abschließend geprüft, sondern auf das Kalenderjahr hochgerechnet wurde (UMWELTAMT DÜSSELDORF 2007).

Die folgende Grafik verdeutlicht die Beiträge der einzelnen Verursachergruppen des PM_{10} in der Ludenberger Straße in Düsseldorf:

Auffällig bei beiden Straßen ist, dass der regionale Hintergrund einen Beitrag zur Belastung von über 50 % liefert. Um diesen zu reduzieren, sind Maßnahmen nötig, die zumindest auf regionalem Niveau greifen, evtl. sogar überregional, sofern festgestellt wird, dass ein signifikanter Beitrag zu dem Hintergrundniveau durch Ferntransport aus anderen Bundesländern oder Nachbarstaaten erfolgt.

Der zweitgrößte Emittent ist der Verkehr mit einem Anteil von rd. 30 %. Maßnahmen zur Reduktion der PM_{10} -Belastung in beiden Gebieten sind hier am sinnvollsten anzusetzen.

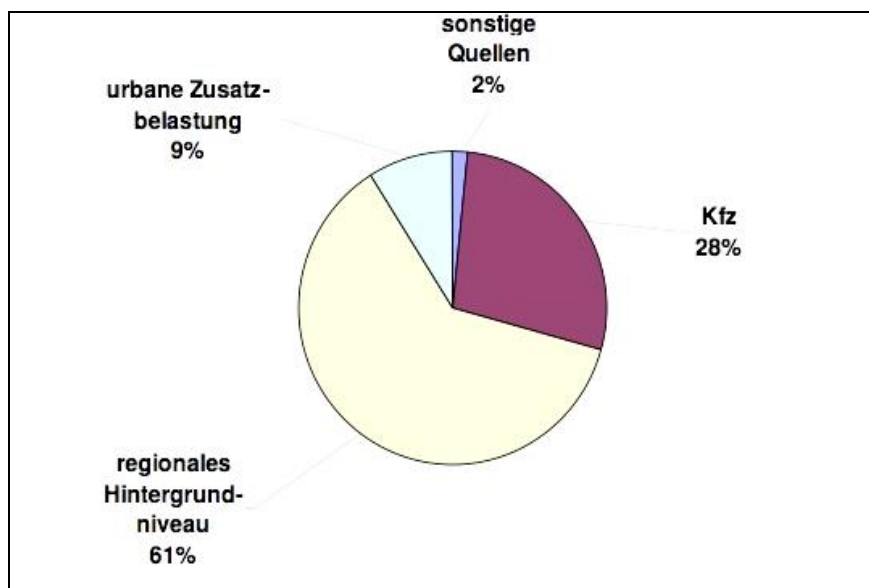


Abbildung 2.3-2: Errechneter Beitrag der jeweiligen Emittentengruppen zur PM₁₀-Belastung in der Ludenberger Straße in Düsseldorf. 'KFZ' bezeichnet den Gesamtanteil des Straßenverkehrs (inkl. Schwerlastverkehr und ÖPNV) (BEZIRKSREGIERUNG DÜSSELDORF 2005c).

Auch in der Stadt Krefeld finden regelmäßig Überschreitungen des PM₁₀-Grenzwertes statt. Die Ursachen dafür sind allerdings verschieden. Im Jahr 2003 sind die häufigsten PM₁₀-Grenzwertüberschreitungen an der Messstation Krefeld-Hafen mit insgesamt 127 Überschreitungen des Tageshöchstwerts von 50 µg/m³ und sogar 82 Überschreitungen von 60 µg/m³ verzeichnet worden. An der 2,2 km westlich gelegenen Messstation Krefeld-Linn fielen die Messwerte deutlich geringer aus und es gab signifikant weniger Überschreitungen des 24 h-Mittelwertes.

Die Tabelle 2.3-1 gibt einen vergleichenden Überblick der Belastungssituation an den Stationen Krefeld-Hafen und Krefeld-Linn im Jahr 2003.

Tabelle 2.3-1: Anzahl der Überschreitungen des 24h-PM₁₀ Grenzwerts von 50 µg/m³, sowie Anzahl der Überschreitungen unter Einbeziehung einer Toleranzmarge von 10 µg/m³ für das Jahr 2003 an zwei Messstationen in Krefeld (BEZIRKSREGIERUNG DÜSSELDORF 2005d).

Anzahl der Grenzwertüberschreitungen in Krefeld für 2003			
Krefeld-Hafen		Krefeld-Linn	
127	(bei 50 µg/m ³)	31	(bei 50 µg/m ³)
82	(bei 60 µg/m ³ – Grenzwert + Toleranzmarge)	9	(bei 60 µg/m ³ – Grenzwert + Toleranzmarge)

Diese Zahlen weisen auf hohe lokale PM₁₀-Emissionen hin, die darin begründet sind, dass das Plangebiet größtenteils ein Industrie- und Gewerbegebiet mit z. B. Schüttgutumschlag ist.

2.3.4 Technische Maßnahmen zur Verringerung der Luftverschmutzung

2.3.4.1 Düsseldorf

Die Bezirksregierung Düsseldorf erarbeitete innerhalb der Luftreinhalte- sowie Aktionspläne für Düsseldorf und Krefeld einen Maßnahmenkatalog, der den jeweiligen örtlichen Bedingungen angepasst ist und, zumindest in der Düsseldorfer Corneliusstraße, eine dreistufige Umsetzung vorsieht.

Das vom Luftreinhalte- sowie Aktionsplan betroffene Gebiet ist in Abb. 2.3-3 dargestellt.

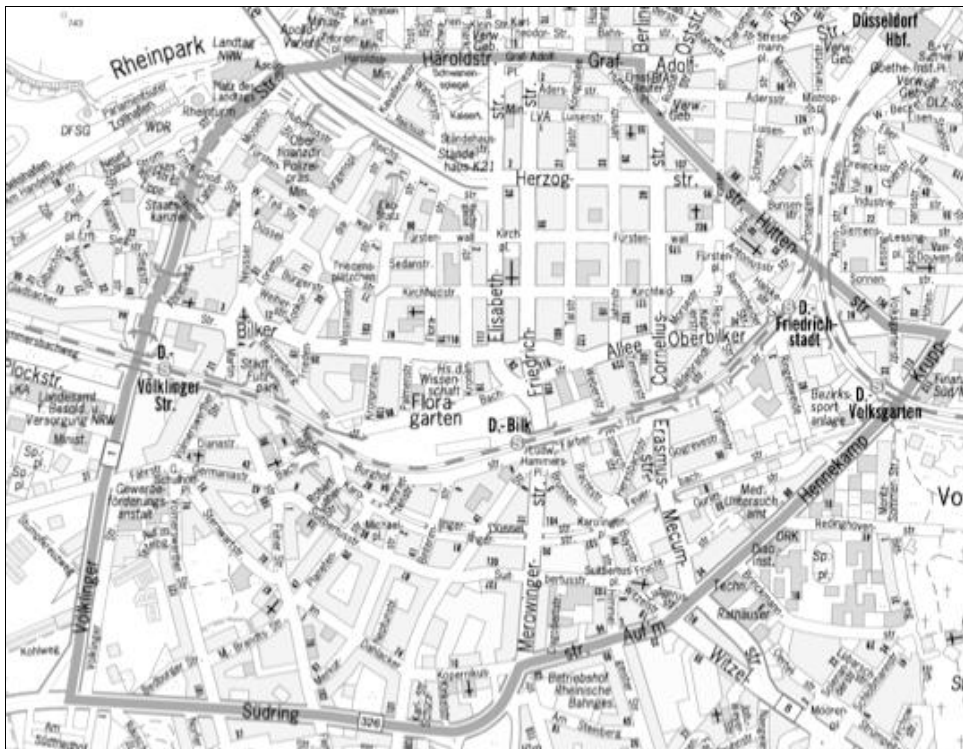


Abbildung 2.3-3: Plangebiet des Luftreinhalteplans Düsseldorf-südliche Innenstadt. Die Corneliusstraße befindet sich im rechten Drittel der Abbildung (BEZIRKSREGIERUNG DÜSSELDORF 2005b).

Stufe 1 des Maßnahmenkatalogs beinhaltet Sofortmaßnahmen, die die Wahrscheinlichkeit einer neuerlichen Überschreitung verringern sollen und, im Idealfall, die 36. Überschreitung des Tagesmittelwertes von $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ PM_{10} nicht zulassen. Diese Maßnahmen umfassen eine Nassreinigung der Fahrbahnoberfläche, des Straßenbahngleiskörpers sowie der Bürgersteige, den Einsatz schadstoffarmer Busse auf den ÖPNV-Linien, eine Verbesserung des Verkehrsflusses (Optimierung der Ampelschaltung), sowie das Unterbinden des Haltens in der zweiten Reihe. Ferner werden Ladezonen für den Versorgungs- und Wirtschaftsverkehr eingerichtet sowie ein Durchgangsverbot für LKWs festgelegt, zuerst $> 3,5 \text{ t}$, ab März 2005 $> 2,8 \text{ t}$ - davon ausgenommen ist der Versorgungs- und Wirtschaftsverkehr, für den Lieferzeiten von 9:00 bis 14:00 Uhr; weiterhin bestehen Ausnahmeregelungen für die Anwohner, den ÖPNV, Rettungsdienste und Taxis.

Stufe 2 setzt hauptsächlich beim Verkehr an, wobei gewährleistet bleiben muss, dass der Wirtschaftsstandort Düsseldorf nicht beeinträchtigt wird. Vorgesehen sind ein Durchfahrtsverbot auf der Corneliusstraße für alle Dieselfahrzeuge, die nicht die Abgasnorm Euro 4 oder höher erfüllen (mit Ausnahmeregelungen für Anwohner, den ÖPNV, Rettungsfahrzeuge und Taxis), die Nachrüstung der ÖPNV-Busflotte mit Partikelfilter, die Umstellung der Fahrzeuge der städtischen Einrichtungen und Tochterunternehmen auf Erdgasantrieb und abgasarme Dieseldieseltechnik, die weitere Optimierung des Verkehrsflusses, eine Änderung der Zeiten der Abfallsammlung als auch das Einrichten von sog. „Servicepoints“ für Paketdienste.

Stufe 3 sieht ein Durchfahrtsverbot des im Luftreinhalteplans definierten Bereichs der südlichen Innenstadt für alle Dieselfahrzeuge, die nicht die Abgasnorm Euro 4 oder höher erfüllen (mit Ausnahmeregelungen für Anwohner, den ÖPNV, Rettungsfahrzeuge und Taxis) vor, sowie den Betrieb neuer Fahrzeuge des ÖPNV mit Erdgas, die Intensivierung der Straßenbegrünung durch Neupflanzungen von Baum- und Straucharten mit optimaler Fil-

terwirkung (die Pflanzenart wurde nicht näher bezeichnet) als auch die Verbesserung der Baustellenlogistik im Stadtgebiet zur Vermeidung von Staubemissionen.

Die Wirksamkeit dieser Maßnahmen wird auch durch begleitende Erhebungen und Berechnungen durch das Landesumweltamt NRW quantifiziert.

Sollten Stufen 1 bis 3 des Maßnahmenkataloges nicht ausreichen, werden weitere Maßnahmen ergriffen. Hierzu gehört die Teil- und Vollsperrung der Corneliusstraße (BEZIRKSREGIERUNG DÜSSELDORF 2005a).

Schließlich wurde noch eine Imagekampagne „In die Stadt, aber sauber!“ zur Sensibilisierung der Mitbürger unternommen.

Die Maßnahmen Reduktion des PKW-Verkehrs um 3 %, Reduktion der schweren Nutzfahrzeuge um ca. 260 Fahrzeuge und Verkehrsverflüssigung verringerten den Jahresmittelwert um ca. 0,2 kg/24 h, dies entspricht rd. 1 µg/m³. Zusammen mit der Straßenreinigung ergibt sich eine Minderung der PM₁₀-Belastung um ca. 2 bis 3 µg/m³. Die Sperrung des Lkw-Durchgangsverkehrs lässt mindestens eine Reduktion in der gleichen Größenordnung erwarten.

Durch Festlegung bestimmter Lieferzeiten an ausgewiesenen Ladezonen und den Einsatz der abgasärmsten Busse im Linienverkehr wird die Reduktion der PM₁₀-Belastung gemeinsam mit der o. g. Minderung einer Reduktion zwischen 3 bis 4 µg/m³

bewirken. Dadurch kann sich die Anzahl der Überschreitungstage um ca. 12 bis 17 Tage verringern lassen.

2.3.4.2 Krefeld

Das Plangebiet, auf das sich der Luftreinhalte- sowie der Aktionsplan beziehen, wird in folgender Abbildung dargestellt:

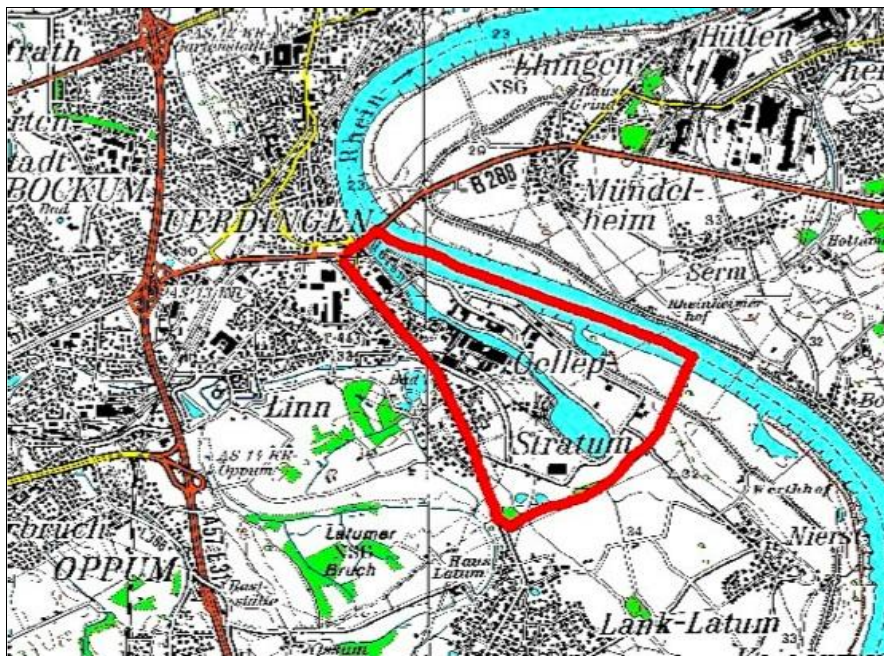


Abbildung 2.3-4: Plangebiet des Luftreinhalteplans Krefeld-Hafen (BEZIRKSREGIERUNG DÜSSELDORF 2004b).

Für das Planungsgebiet Krefeld sind die langfristigen Lösungen (5 – 10 Jahren) erfolgreicher als die kurzfristigen Lösungen (umsetzbar innerhalb einiger Monate bis zu wenigen Jahren). Die Maßnahmen zur Belastungsminderung im Luftreinhalteplan von 2004 sind langfristig angelegt und den örtlichen Bedingungen sowie der speziellen Verursachersituation (signifikante Belastung durch Schwerlastverkehr, Schiffsverkehr, Industrie- und Ha-

fenanlagen) angepasst. So ist im Luftreinhalteplan Krefeld Hafen (BEZIRKSREGIERUNG DÜSSELDORF 2004b) die Änderung der Verkehrsführung der Hentrichstraße vorgesehen. Die Hentrichstraße ist die wichtigste Anbindung an das nördliche Hafengebiet und wird regelmäßig von Schwerlastverkehr befahren. Sie verläuft unweit des Hafengebiets in einer scharfen S-Kurve, die das häufige Abbremsen und Beschleunigen von Fahrzeugen bedingt und somit erhöhte Immissionen zur Folge hat. Vorgesehen ist eine neue Anbindung der Hentrichstraße und die Rekultivierung der S-Kurve.

Im Aktionsplan hingegen sind nur kurzfristige Maßnahmen aufgeführt. Demnach erfolgt eine Vereinheitlichung der städtebaulichen Nutzung des Hafengebietes, die dem Schutz der ansässige Bevölkerung dienen, aber gleichzeitig den Firmen weiteren Raum für ihre Entwicklung lassen soll. So wird das dort befindliche Wohngebiet zukünftig zum Industrie- und Gewerbegebiet und die Mieter erhalten alternative Wohnhäuser. Eine verstärkte immissionsschutzrechtliche und –technische Beratung der ortsansässigen Firmen durch das Staatliche Umweltamt Krefeld nach der TA Luft 2002 soll die Freisetzung staubförmiger Stoffe bei Umschlag, Lagerung oder Bearbeitung von festen Stoffen reduzieren. Hierunter fallen z. B. die Optimierung und Automatisierung von Umschlagverfahren, Einhausung, Absaugung, usw. Neben fahrzeugtechnische Regelungen sind auch vorläufige Reparatur der Schäden des Straßenbelags der Hentrichstraße im nördlichen Abschnitt des Plangebiets geplant.

2.3.5 Maßnahmen zur Staubfilterung durch Vegetation

Die Situation der Staubkonzentration in der Luft im Ruhr-Gebiet ist in erster Linie auf eine starke Verkehrsbelastung zurückzuführen. Vor diesem Hintergrund befassen sich viele Wissenschaftler mit Untersuchungen zum Staubbinderungspotential von Bäumen im urbanen Gebiet. In den 1960-1970iger Jahren wurde der Problematik Staubsedimentation auf den Blättern sehr viel Aufmerksamkeit geschenkt (KIKUTH 1963; DOMRÖS 1966, nach SPERBER 1975; HELBING 1973 u. a.). Untersuchungen in Frankfurt/Main (BERNATZKY 1973) zeigten, dass in Straßen ohne Baumbestand und in Gebieten mit einem Defizit an Grünflächen die Staubbelastung bis zu 6-fach höher war als in begrünten Straßen und Gebieten mit ausreichend Grünflächen.

Viele Untersuchungen wurden im Raum Bonn durchgeführt, trotz festgestellter relativ geringer Belastung im Vergleich mit anderen Städten. Hier können nur ausgewählte Arbeiten erwähnt werden. HELBING (1973) untersuchte die artspezifischen Staubablagerungen auf Blättern verschiedener Gehölze im Bonner Stadtgebiet und machte wichtige Entdeckungen bezüglich der Staubverteilung in der Vegetation und der Wirkung der Oberflächeneigenschaften auf die Filterungsleistung von Blättern. Seine gewonnenen Grundkenntnisse (siehe Kapitel 3) wurden in den späteren Arbeiten von anderen Wissenschaftlern unter dem Einsatz viel präziserer Methoden bestätigt. SPERBER (1975) untersuchte die Auswirkungen von Staub auf Photosynthese und Stoffproduktion verschiedener Pflanzen und stellte einige Gesetzmäßigkeiten fest (siehe Kapitel 3), die man später zur Erarbeitung von Empfehlungen für die Straßenvegetation nutzen kann (vgl. Kapitel 4.) In diesen Untersuchungen ging es um die Bindung des Gesamtschwebstaubes, der Feinstaub als Fraktion konnte nur zum Teil erfasst werden.

In der letzten Zeit gewann die Thematik der Feinstaubfilterung bezüglich der neuen Richtlinien auch im Ruhr-Gebiet an Aufmerksamkeit. Im Jahr 2005 wurde das Symposium vom Regionalverband Ruhr „Grün und Luftreinigung“ durchgeführt. Im Rahmen des Symposiums wurde der kürzlich davor vorgeschlagene Masterplan „Saubere Luft im Ruhrgebiet“ vorgestellt, der den Bedarf an den regionalen, kommunalen und lokalen Maßnahmen zur Luftreinigung mit Vegetation im Ruhrgebiet aufdeckte. Die Arbeit am Masterplan verband unterschiedliche Gremien (BECKRÖGE 2005). Besondere Schwerpunkte des Masterplans bilden der Aufbau einer Informationsplattform über die Luftqualität, das Monitoring für

ausgewählte Standorte anhand von Bioindikatoren (Flechten) und die Konzepte für die Zusammenarbeit von Wissenschaftlern, Praktikern und Verwaltungen. Die Ergebnisse aus mehreren Arbeitsgruppen zum Einsatz von Vegetation zur Luftreinigung sowie die relevanten Untersuchungsergebnisse wurden präsentiert. In Zusammenarbeit des Instituts für angewandte Botanik der Universität Duisburg-Essen mit dem Ingenieur-Büro Zens aus Bottrop, gefördert durch den Bundesverband Garten-, Landschafts- und Sportplatzbau, wurden im Jahr 2005 auf dem Mittelstreifen der vierspurigen Mannesmannallee in Mühlheim unterschiedliche Versuchsflächen zur Staubfilterungsleistung von Vegetation eingerichtet. Im Versuch ging es um die Bestimmung der Veränderungen des Mikroklimas am Straßenrand durch Vegetation und die Leistung verschiedener Vegetationsformen bezüglich der Filterung des Gesamtschwebstaubes. Die untersuchten Gestaltungs-Varianten der Mittelstreifen wurden ausgehend von den Grundkenntnissen über die Depositionsvorgänge ausgewählt. Folgende Varianten wurden untersucht:

- Regelmäßig gemähte Rasenfläche
- Extensiv-Wiese
- Extensiv-Wiese mit durchsiedelten Repositionspflanzen
- Extensiv-Wiese mit Gehölzen
- Gestaffelte Vegetation aus Gräsern, Kräutern und Gehölzen, am höchsten im Zentrum des Streifens.
- Kontrolle: durch Betonplatten versiegelte Flächen (ZENS 2005, 2006).

Es wurden die Bestandstemperaturen, die Bestandsfeuchte und das Licht im Tagesgang an unterschiedlichen Tagen und bei unterschiedlicher Witterung gemessen (PFANZ et al. 2006). Der Gesamtschwebstaub wurde von den Blättern abgewaschen und spektrometrisch durch Trübungsmessung des Abwaschwassers erfasst. Laut der Ergebnisse sollen die Einzelbäume 2 – 4 %, Sträucher etwa 15 % und Gräser ca. 7,5 % des Schwebstaubs aller Fraktionen aus der Luft herausfiltern können. Besonderer Wert wurde auf die windbremsende, schattenspendende und temperatursenkende Wirkung der Vegetation und die dadurch verbesserten Depositionsbedingungen gelegt. Über andere Erkenntnisse aus dem Projekt wird in weiteren Kapiteln berichtet. In den weiteren Messungen 2007 soll bei der Stauberfassung zwischen durchsichtigen (Mineralkörner) und schwarzen (überwiegend Dieselruß) Partikeln unterschieden werden (PFANZ 2007, persönliche Mitteilung).

Eingespültes Wasser aus der Fahrbahn kann von den Strassenbegleitflächen aufgenommen werden. Nach der Meinung von ZENS aus Bottrop (2006) kann krautige und grasartige Vegetation mit intensiver Wurzelbildung das eingetragene Spritzwasser zurückhalten. Eine Profilierung im Wurzelraum (Mulde) kann die Versickerung des mit Partikeln belasteten Strassenwassers erhöhen. Dies wird gezielt in der Stadt Gladbeck, Kreis Recklinghausen, praktiziert (ZENS 2006).

Untersuchungen zur Fassadenbegrünung in Düsseldorf (Arbeitsgruppe von THÖNNESEN) werden seit 12 Jahren durchgeführt mit dem Ziel, die Feinstaubfilterung durch Kletterpflanzen (*Parthenocissus tricuspidata*) an unterschiedlich vom Verkehr ausgelasteten Straßen zu ermitteln. Der Rückgang der Bleiemissionen widerspiegelt sich in den Ergebnissen der Blattanalyse. Untersucht werden v.a. die Filterungsmechanismen der Vegetation. Die Fassadenbegrünung wird als für die Luftreinhaltung durchaus relevante Maßnahme eingeschätzt (THÖNNESEN 2002; 2006; THÖNNESEN und HELLACK 2005; THÖNNESEN und WERNER 1996). In den letzten Jahren wurde das Untersuchungsfeld erweitert, in dem das Filterungspotential von Bäumen in die Untersuchungen einbezogen wird. (THÖNNESEN, 2007, persönliche Mitteilung). Weitere Schwerpunkte der Forschung in Holland und im Ruhrgebiet sind die Wirkung der Artenzusammensetzung, der Form und der Struktur des Pflanzenbestandes auf die Staubdeposition.

Auf der Basis der aktuellen Untersuchungsergebnisse zur Staubfilterung durch Vegetation (THÖNESSEN 2001, 2002, 2006; PFANZ et al. 2006, LANGNER 2006) wurde vom Deutschen Städtetag das Positionspapier bezüglich der Vegetationsnutzung zur Feinstaubbekämpfung formuliert. In diesem Papier wird die Durchgrünung der Städte auf allen möglichen Wegen empfohlen (DEUTSCHER STÄDTETAG 2006). Leider wurde dabei nicht beachtet, dass die Bepflanzungen abhängig von ihrer Struktur und insbesondere von ihrer Platzierung im urbanen Raum auch zur unerwünschten Steigerung der Konzentration des Feinstaubes in der Luft führen können (siehe auch Kapitel 3). Eine im Rahmen dieser Studie durchgeführte Literaturrecherche zu den aerodynamischen Eigenschaften der Pflanzenbestände diente dazu, die Empfehlungen bezüglich der Bepflanzung zu präzisieren und zu konkretisieren.

2.4 Niederlande

2.4.1 Situation der Staubbelastung

In den Niederlanden ist der $PM_{2,5}$ -Beitrag zur Luftbelastung durch menschliche Aktivitäten einer der größten in Europa (HOFSCHREUDER 2003). Mit dem Monitoring der PM_{10} -Konzentration wurde 1992 begonnen. In den Jahren 1992 und 1996 wurden deutliche Überschreitungen des jährlichen Mittelwerts für PM_{10} -Konzentration erreicht. Im Laufe der letzten zehn Jahre wurde die PM_{10} -Konzentration konsequent gesenkt, jährlich um ca. $1 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Insgesamt wurde das Jahresmittel der PM_{10} -Belastung bisher um 25 % reduziert, wobei die Anzahl der Tage mit einer Überschreitung des Grenzwertes von $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ in den urbanen Räumen mit einer hohen Verkehrs- und Industriebelastung immer noch zu hoch ist (HOGERBRUGGE 2007, vgl. Abb. 2.4-1).

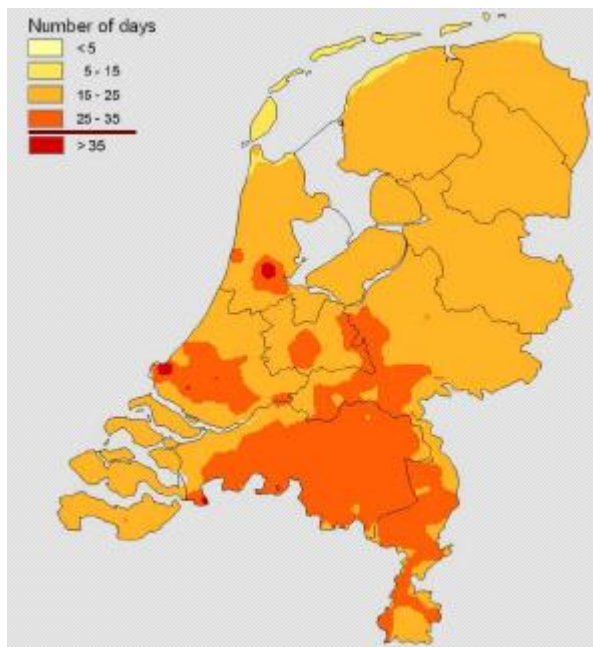


Abbildung 2.4-1: Anzahl der Tage mit der Überschreitung des Grenzwertes von $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ für PM_{10} -Konzentration in den Niederlanden in 2005 (aus HOGERBRUGGE 2007).

Das typische urbane Aerosol in den Niederlanden besteht aus folgenden Komponenten (vgl. Tabelle 2.4-1).

Tabelle 2.4-1: Komponenten des städtischen Aerosols in den Niederlanden (aus BUIJSMAN et al. 2005, HOOGERBRUGGE 2007).

Komponente	Beitrag zur Luftbelastung [$\mu\text{g}/\text{m}^3$]	davon $\text{PM}_{2,5}$
Anorganische sekundäre Komponenten	10	90 %
Kohlenstoff-Verbindungen:	5	90 %, davon sehr wenig PAKs
- organisch	4	
- anorganisch (EC)	1	
Seespray	4 -5 (6)	25 - 50 %
Metalloxide, SiO_2	4	10 – 30 %
Chemisch verbundenes Wasser	Nur 10-15 % des TSP	kaum

Der Verkehr ist mit ca. 33 % der Hauptverursacher der PM_{10} -Emissionen (HOFSCHREUDER 2003).

Die Anzahl der Messstationen für PM_{10} wächst, Anfang 2007 gehörten zum nationalen Monitoring-Netzwerk für PM_{10} 17 ländliche, 7 suburbane und 15 urbane Messstationen. Im Rahmen ihrer Netzwerke beobachten die regionalen und lokalen Institutionen die Luftsituation in großen urbanen Gebieten: in Rotterdam und Umgebung mit drei und in Amsterdam und Umgebung mit fünf Stationen.

2.4.1.1 Rotterdam

Rotterdam ist eine Küstenstadt mit einem maritim geprägten Klima, die durch eine hohe Jahresniederschlagsmenge und eine gering ausgeprägte Amplitude im Jahresgang der Temperatur charakterisiert wird. Rotterdam besitzt die größte Hafenanlage Europas und bildet somit einen bedeutenden Ballungsraum in den Niederlanden. Die Stadt ist durch Autobahnen und andere Fernstraßen gut erschlossen, das Verkehrsaufkommen ist sehr hoch.

Eine wichtige Rolle bei der anthropogen beeinflussten Partikelbelastung spielen nicht unbedingt die Schiffe in der näheren Umgebung des Hafens, sondern der An- und Abtransport der Waren zum Hafen hin und vom Hafen weg, da dieser fast ausschließlich über LKWs erfolgt. Die Belastungsspitzen entstehen vor allem auf den Autobahnen um Rotterdam, hervorgerufen durch den ohnehin bereits dichten Verkehr sowie den überproportionalen Anteil an Güterverkehr. Verkehrsbedingte NO_x -, CO- und VOCs-Emissionen sind neben dem PM_x Objekt vieler durchgeführter Studien zur Luftqualität und zu Begrüßungsmaßnahmen (TONNEIJCK und BLOM-ZANDSTRA 2002 u. a.).

Aber auch Schiffsabgase tragen zur Partikelbelastung bei, insbesondere bei Langsamfahrt und Rangieren (im Hafen): Treibstoff für ca. 90 % aller Containerschiffe ist Schweröl, das bei der Verbrennung erheblich rußt und auch noch relativ hohe Anteile an Schwefel hat.

Südlich des Hafens befindet sich ein Industriegebiet, u. a. mit Anlagen zur Verarbeitung und Herstellung petrochemischer Produkte (Raffinerien). Auch diese leisten, trotz der strengen EU-Richtlinien, immer noch einen erheblichen Beitrag zur Luftverschmutzung Rotterdams. Dort werden besonders häufig sekundäre Partikel aus den gasförmigen Vorläufersubstanzen gebildet.

Der Beitrag des Seesprays in der Rotterdamer Region ist mit 5 - 6 mg/m^3 im Jahr hoch, aber nicht entscheidend für die PM_{10} -Belastung. Außerdem hat Seespray keine negative Wirkung auf die Gesundheit (HOOGERBRUGGE 2007). Mehr Einfluss auf die Luftqualität hat der Ferntransport der feinen Partikel aus dem kontinentalen Europa.

Rotterdam ist aus diesen Gründen auch noch bis Ende 2007 Untersuchungsgebiet des EU-Programmes CITEAIR¹¹ (im Rahmen des INTERREG-IIIc Programmes). Allerdings lag die PM₁₀-Belastung in Rotterdam bis dato erstaunlicherweise im Rahmen der Erwartungen. Ähnlich wie in Berlin wurde die Staubbelastung der Luft in Rotterdam im EU-Programm HEAVEN¹² untersucht.

2.4.1.2 Amsterdam

Amsterdam ist auch eine Küstenstadt mit stark ausgeprägtem Verkehrsaufkommen und Industriegebieten. Die regionale Hintergrundbelastung macht mit 18 µg/m³ wesentlich mehr als die Hälfte der Luftbelastung in der Stadt aus (vgl. Abb. 2.4-2). Durch verkehrsbedingte Emissionen mitten in der Stadt erhöht sich die Konzentration von PM₁ auf 2,4 µg/m³, die Emissionen durch Verkehr im Amsterdamer Ring sind für 2,9 µg/m³ des PM₁ verantwortlich. Die PM₁₀-Fraktion im urbanen Hintergrund besteht zu 65 % aus PM_{2,5} und zu 53 % aus PM₁.

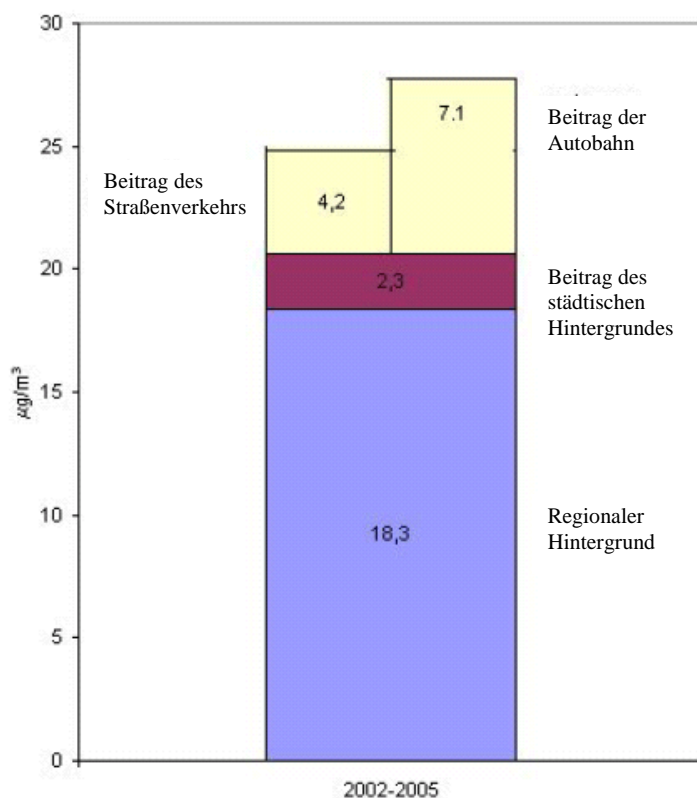


Abbildung 2.4-2: Beiträge zur PM₁₀-Belastung in Amsterdam durch regionalen und städtischen Hintergrund, Autobahn und Straßenverkehr (nach WEIJERS und VAN DE ZEE 2007).

Der Beitrag der Hintergrundbelastung variiert abhängig von der Wetterlage und insbesondere der Windrichtung (WEIJERS und VAN DE ZEE 2007).

Mit der Verschärfung von Grenzwerten durch neue EU-Richtlinien traten Probleme mit der Einhaltung dieser Grenzwerte auch in Amsterdam auf. Durch das Munizipale Zentrum für Gesundheit in Amsterdam wird das Monitoringprogramm für Luftqualität betrieben.

Nur Amsterdam wurde von den in der aktuellen Studie erwähnten Städten in das 2001 gestartete europäische Forschungsprojekt „Förderung von Grünflächen zur Verbesserung der Lebensqualität in Städten und urbanen Räumen“ (URGE) einbezogen.

¹¹ CITEAIR: Akronym von „Common Information for European Air“

¹² HEAVEN: Akronym von „Healthier Environment through Abatement of Vehicle Emissions“

Die Senkung der Luftbelastung in den letzten Jahren hat mit einer Reihe technischer aber auch vegetationstechnischer Maßnahmen zu tun. Zu den technischen Maßnahmen gehören z. B. das sog. „verkehrsfree Wochenende“ an bestimmten städtischen Straßen, wobei der Fahrradverkehr zugelassen ist.

2.4.2 Beispiele für den gezielten Vegetationseinsatz

Die Herangehensweise in Holland bei der Nutzung Vegetation zur Staubfilterung unterscheidet sich von der in Deutschland. Während in Deutschland angestrebt wird, zunächst Untersuchungsergebnisse bzw. Modellierungsergebnisse zur Staubfilterung zu gewinnen und diese in die Praxis zu integrieren, wird in den Niederlanden meistens aus der Praxis gelernt. Seit 2001 wird das Programm „Grün in den Städten und um die Städte herum“ (GIOS) realisiert, das Begrünungsmaßnahmen und praxisnahe Untersuchungen des städtischen Grüns initiiert und koordiniert. Alterra und andere Forschungsgruppen der Universität Wageningen (WUR) arbeiten dabei zusammen mit dem Ministerium für Landwirtschaft, Natur und Lebensmittelqualität sowie mit anderen Ministerien, Projektentwicklern und privaten Partner und begleiten die praktischen Einsätze wissenschaftlich. Das wichtigste Ergebnis dieser und anderer städtischer Programme (z. B. Grüne Metropole 2001-2006, Groen voor Lucht 2007) ist, dass in Holland die verschiedenen Sichtweisen (von Juristen, Gesundheitsorganisationen, Stadtplanern und GaLaBaufirmen) auf die Problematik „Grün in der Stadt“ anerkannt und diskutiert werden (KUYPERS und DE VRIES 2007; KUYPERS et al. 2007).

In der Praxis werden neben den verschiedenen Sichtweisen auch vier Arten von Maßnahmen abhängig von ihrer räumlichen Ausführung unterschieden, die *in* der Stadt und *außerhalb* der Stadt realisiert werden. Diese Arten können wie folgt charakterisiert werden:

1. In der Stadt: Bäume in der Strasse; außerhalb der Stadt: Grün um Bauernhöfe.
2. In der Stadt: Baumreihen entlang von Wegen; außerhalb der Stadt: von Hecken umpflanztes Gelände und Schutzwälle im Umkreis.
3. In der Stadt: städtische Grünstruktur (kleine Bestände in der Häuserumgebung); außerhalb der Stadt: kleine Forste im Umkreis.
4. Große Parks in der Stadt und außerhalb der Stadt (KUYPERS et al. 2007).

Zur guten Praxis in Holland gehört es, mit kleinen und einfacheren Begrünungsmaßnahmen anzufangen. Anschließend erfolgt dann der Ausbau von wirkungsvollen Maßnahmen.

2.4.2.1 Rotterdam

Zur Reduzierung der hohen Staubbeklastung in Rotterdam, die auf das hohe Verkehrsaufkommen in der Stadt und im Stadtumland zurückzuführen ist, sollten Begrünungsmaßnahmen umgesetzt werden. Dazu wurde eine Studie von Plant Research International B. V., Wageningen (TONNEIJCK und BLOM-ZANDSTRA 2002) durchgeführt, mit der die Erfahrungen aus anderen Vegetationseinsätzen zusammengefasst wurden. In dieser Studie wurden u. a. die Standortbedingungen für die Pflanzen und ihre Symbionten und der Zustand der bereits vorhandenen Pflanzen analysiert. Die üblichen städtischen Baum- und Straucharten wurden bezüglich ihrer Staubfilterungsfähigkeiten bewertet (z. B. LAI, spezifische Blattoberfläche SLA¹³, Behaarung der Blätter). Auf der Basis dieser Erkenntnisse wurden Pflanzenarten vorgeschlagen, die nach Meinung der Experten an die vorhandenen Bedingungen angepasst sind und gleichzeitig als Filterungsvegetation geeignet sind (TONNEIJCK und BLOM-ZANDSTRA 2002). Die Erkenntnisse aus diesem Projekt wurden in der Anlage 1

¹³ Die spezifische Blattoberfläche (SLA) ist ein Maß für die Beziehung zwischen der Blattoberfläche und dem Gewicht von Blättern. Je höher der SLA-Wert, desto größer ist die Blattfläche und desto leichter ist das Blatt.

der aktuellen Studie zusammengefasst und durch weitere Ergebnisse aus der Literatur vervollständigt.

2.4.2.2 Amsterdam

Das Problem der Staubbelastung wurde auf vielen Ebenen angegangen, mit großem Einsatz und aktiver Teilnahme mehrerer Ämter. Es wurde ein Katalog von Begrünungsmaßnahmen ausgearbeitet (KUYPERS, DE VRIES 2006, 2007), der Lösungen für verschiedene städtische Räume anbietet (z. B. für eine stark befahrene Straße). Das Planungsamt investierte in die Begrünungsmaßnahmen auf der Basis bereits gelungener Pilotprojekte. Es wurde eine Reihe von Workshops mit Vertretern aus allen Stadtteilen und Ämtern unter der Leitung externer Wissenschaftler abgehalten. Diese zeigten Lösungen aus verschiedenen Sichtweisen auf, wobei ein großes Augenmerk auf die Einbeziehung der Bevölkerung gelegt wurde. Als Ergebnis dieser Workshops entstanden einige Thesenpapiere, die Antworten auf die Fragen zur Wirkung von Pflanzen, zu Formen und Arten, zu Interessen von „Nachbarn“ an der Zusammenarbeit und zu Kosten geben.

Einen wesentlichen Teil der stadteigenen Emissionen in Amsterdam trägt der Wind ein, der vom Hafen kommt und der vorherrschend ist. Ein gelungenes Pilotprojekt ist die Schaffung eines sog. „Grünen Gürtels“ durch die Bepflanzung von 40 Hektar am Hafen an der Westseite der Stadt. Dieser „Grüne Gürtel“ stellt gleichzeitig einen Schirm und einen Filter gegenüber Emissionen, die aus dem Hafen aber auch aus den Industriegebieten und von der städtischen Ringbahn kommen, dar.

Im Umkreis der Industriegebiete arbeiten 84.000 Personen - ca. 20 % der berufstätigen Bevölkerung, wobei es dort sehr wenige Grünflächen gibt. Viele Brachflächen und flache Dächer stehen zur Verfügung, sie könnten sowohl mit Hilfe von Begrünungsmaßnahmen als auch durch Errichtung künstlicher Wasserflächen umgestaltet werden. Mit der Errichtung von multifunktionalen Grünflächen würde sich der Wert des Territoriums und dessen Attraktivität für die Investoren erhöhen. Neben der Initiative „Grüner Gürtel“ existieren für die anderen städtischen Räume auch Pilotprojekte, z. B. das Konzept für die Begrünung der Verkehrswege im und um den Westhafen mit 2000 Bäumen, mit Sträuchern, Rasenflächen und Straßenbegleitgrün zur Verbesserung der Luftqualität (VAN BAAREN et al. 2007). Es läuft ein Programm für individuelle Subventionen für Fassadenbegrünungen. Des Weiteren wurden einige Veränderungen an Stellen mit zu dicht eingepflanzten Bäumen geplant. Ferner besteht ein Mess- und Monitoring-Programm in einem kleinen Park in der Innenstadt (KUYPERS et al. 2007).

2.5 Schlussfolgerungen

- Obwohl die PM₁₀-Belastung in ausgewählten Großstädten und urbanen Gebieten sehr unterschiedlich ausfällt, gibt es grundsätzliche Gemeinsamkeiten: Überschreitungen der Grenzwerte für PM₁₀, verursacht hauptsächlich durch Verkehr und Hausbrandemissionen sowie hohe NO₂- und O₃-Konzentrationen.
- Die hohen Hintergrundbelastungen und der Ferntransport sind wesentliche Ursachen der Luftverunreinigungen in den betrachteten Städten/Gebieten. Die Minderung dieses Anteils der Belastung ist nur durch länderübergreifende Minderungsstrategien möglich.
- In allen Städten/Gebieten wurden und werden Luftreinhaltepläne und Strategien entwickelt. Die technischen Maßnahmen sind jedoch nicht ausreichend, um die Grenzwerte für PM₁₀ und Stickstoffdioxid sicher einhalten zu können. So werden z. B. die bereits umgesetzten oder eingeleiteten Maßnahmen in Berlin dazu führen, dass in

städtischen Wohngebieten die PM₁₀ nur um 7-10 % und die Stickstoffdioxidwerte um 25% zurückgehen werden (SENSTADT 2005a).

- Der Stand des Wissens über die Emissionsquellen, der Maßnahmenkatalog und die Intensität der Umsetzung der EU-Richtlinien unterscheiden sich länderspezifisch. Während in Österreich der Schwerpunkt ausschließlich bei technischen Maßnahmen liegt und diese stärker als in Deutschland ausgearbeitet werden, werden in den Niederlanden stärker Begrünungsmaßnahmen ergriffen.
- In Deutschland wurden vielseitige Untersuchungen und Modellierungen zur Staubfilterungsfähigkeit von Pflanzen durchgeführt, wobei es bisher kaum gezielte Begrünungen zum Zweck der Staubbindung an den belasteten Stellen gibt. Im aktuellen Luftreinhalteplan und Aktionsplan für Berlin wird jedoch die Begrünung entlang des S-Bahnringes („Großer Hundekopf“) beabsichtigt (DEUTSCHER STÄDTETAG 2006). Einige Pilotprojekte zur Staubfilterung durch Vegetation laufen im Ruhr-Gebiet (Essen, Mülheim) und dienen wissenschaftlichen Zwecken.
- In den Niederlanden wird im Gegensatz zu Deutschland mehr aus der Praxis gelernt. Die Begrünungsmaßnahmen zum Zweck der Staubfilterung werden in urbanen Gebieten unter Beteiligung verschiedener Gremien ausgearbeitet, umgesetzt und wissenschaftlich begleitet.

Literatur:

AMT FÜR STATISTIK BERLIN-BRANDENBURG: Basisdaten, <http://www.statistik-berlin-brandenburg.de> (letzter Zugriff am 30.05.2007)

BARTFELDER, F. und KÖHLER, M. (1987): Experimentelle Untersuchungen zur Funktion der Fassadenbegrünung. Technische Universität Berlin, Fachbereich Landschaftsentwicklung. 612 S.

BECKRÖGE, W. (2005): Masterplan „Saubere Luft im Ruhrgebiet“. Vortrag am RVR-Symposium „Grün und Luftreinhaltung“ am 04.11.2005.

BERNATZKY, A. (1973): Baum und Mensch. Frankfurt-Main: Kramer, 203 S.

BEZIRKSREGIERUNG DÜSSELDORF (2004a): Luftreinhalteplan Düsseldorf – südliche Innenstadt.

http://www.bezreg-duesseldorf.nrw.de/BezRegDdorf/autorenbereich/Dezernat_56/Luftreinhalteplanung/pdf/Luftreinhalteplan_D__sseldorf_S__dliche_Innenstadt.pdf

BEZIRKSREGIERUNG DÜSSELDORF (2004b): Luftreinhalteplan Krefeld-Hafen. http://www.bezreg-duesseldorf.nrw.de/BezRegDdorf/hierarchie/themen/Umwelt/Immissionschutz/Bekanntmachung_Luftreinhalteplan_Krefeld_Hafen.php

BEZIRKSREGIERUNG DÜSSELDORF (2005a): Aktionsplan Düsseldorf – südliche Innenstadt. <http://www.bund-nrw.de/documents/AktionsplanDuesseldorf.pdf>

BEZIRKSREGIERUNG DÜSSELDORF (2005b): Fortschreibung des Luftreinhalteplans Düsseldorf – südliche Innenstadt. http://www.bund-nrw.de/documents/Fortschreibung_LRP_D__sseldorf___S__dliche_Innenstadt.pdf

BEZIRKSREGIERUNG DÜSSELDORF (2005c): Aktionsplan Düsseldorf – Ludenberger Straße. http://www.bund-nrw.de/documents/Aktionsplan_Ludenberger_Stra__e.pdf

BEZIRKSREGIERUNG DÜSSELDORF (2005d): Aktionsplan Krefeld-Hafen.

http://www.bezreg-duesseldorf.nrw.de/BezRegDdorf/autorenbereich/Dezernat_56/Luftreinhalteplanung/pdf/Aktionsplan_Krefeld_Hafen.pdf

BUIJSMAN, E., BECK, J. P., VAN BREE, L., CASSEE, F. R., KOELEMEEIJER, R. B. A., MATTHIJSEN, J., THOMAS, R., WIERINGA, K. (2005): Fijn stof nader bekeken. De stand van zaken in het dossier fijn stof. Milieu- en Natuurplanbureau Rapport 500037008. 63 S.

DEUTSCHER STÄDTETAG (2006): Positionspapier des Deutschen Städtetages zur Thematik Feinstaub. 4 S.

DRAHEIM, T. (2005): Die räumliche und zeitliche Variabilität der PM₁₀-Schwebstaubkonzentration in Berlin unter Berücksichtigung der Großwettertypen. In: Berliner Geographische Arbeiten. 103.

FALKENBERG, E. (2005): Luftreinhalteplanung in NRW: Beispiele für NO₂ und PM₁₀. In: KRdL-Experten-Forum: Partikel und Stickstoffdioxid, KRdL-Schriftenreihe 34, Düsseldorf.

GLADTKE, D. (2004): PM₁₀-Belastung durch industrielle Anlagen in Duisburg. In: KRdL-Experten-Forum: Staub und Staubinhaltsstoffe, KRdL-Schriftenreihe 33, Düsseldorf.

HENZE, H.-J., KAPPIS, C., MODEL, N., SIEMSEN, M., TAPIA SILVA, F. O., TREFFKORN, A., TSCHUIKOWA, S. (2003): Low Emission Railway System. Grundlagenforschung und Weiterentwicklung von Schienenfahrwegen für den regionalen Personenverkehr. Prognosemodelle ANIRAIL und M³RAIL zur Emissionsminderung von schienengebundenen Fahrwegen unter Nutzung von Gleisbett-Naturierungen. Abschlussbericht. Berlin. August 2003.

HELBING, C.-D. (1973): Staubemissionen im Bonner Stadtgebiet und deren artspezifische Ablagerungen auf Blättern ausgewählter Gehölze. Inaugural-Dissertation. Bonn, 142 S.

HOFSCHEUDER, P. (2003): Verontreiniging door wegverkeer. Vortrag.

HOOPERBRUGGE, R. (2007): Particulate matter: an update of the PM₁₀ levels in The Netherlands. In: EMEP – PM Assessment Report, p. 123 - 132.

JACOBI, S. (2000): Situation in Hessen als Mischgebiet-Beispiel für die Umsetzung der Anforderungen der neuen EU- Luftqualitätsrichtlinien (96/62/EG, 1999/30/EG). In: Feinstaub- Die Situation in Deutschland nach der EU-Tochter-Richtlinie, Bericht über ein Symposium am 26. und 27. Juni 2000, WaBoLu 2/00, 215-226.

JÜLG, F. (2001): Österreich. Aus der Reihe „Perthes Länderprofile“. Klett-Perthes, Gorha und Stuttgart. 317 S.

ISRAEL, G., SCHLUMS, C., TREFFEISEN, R., PESCH, M. (1996): Rußimmissionen in Berlin: Herkunftsbestimmung – KFZ-Flottenemissionsfaktoren – Vergleichbarkeit von Probenahmemethoden; VDI-Fortschrittberichte, Reihe 15: Umwelttechnik, Nr. 152, VDI Verlag GmbH, Düsseldorf.

KÖHLER, M. (1990): Abiotische Faktoren und Pflanzenwuchs.- In: Köhler, m. (Hrsg.): Extensive Dachbegrünung. Ergebnisse des Symposiums in der technischen Universität Berlin., 19. Januar 1990. Berlin, 14 - 27.

KÖHLER, M. und SCHMIDT, M. (1997). Hof-, Fassaden- und Dachbegrünung – Zentraler Baustein der Stadtökologie. Landschaftsentwicklung und Umweltforschung 105: 62 - 67.

KÖHLER, M. und SCHMIDT, M. (1999): Untersuchungen an extensiven Dachbegrünungen in Berlin. T. III Stoffrückhalt. Dach+Grün 4: 9 - 14.

- KRD L (2004): KRdL-Expertenforum: Staub und Staubinhaltsstoffe. Emission, Immission, Innenraum, Quellen, Gesetze - 10./11. November 2004 in Düsseldorf. KRdL-Schriftenreihe Band 33. Verlag des VDI, Düsseldorf
- KRD L (2005): KRdL-Expertenforum: Feinstaub und Stickstoffdioxid. KRdL-Schriftenreihe Band 34. Verlag des VDI, Düsseldorf
- KRD L (2006): KRdL-Expertenforum: Feinstaub und Stickstoffdioxid. KRdL-Schriftenreihe Band 36. Verlag des VDI, Düsseldorf.
- KÜHN, R. (1961): Die Straßenbäume. Hannover, Berlin: Patzer-Verlag.
- KUYPERS, V. H .M und DE VRIES, E. A. (2006): Luchtkwaliteit & Groen Amsterdam. Eindconcept. In opdracht van dRO Gemeente Amsterdam. Projectnummer: 5233108-01 Wageningen. 40 S.
- KUYPERS, V. H .M und DE VRIES, E. A. (2007): Groen voor lucht. Van theorie naar groene praktijk, toepassingen om lucht te zuiveren. Alterra Wageningen, 52 S.
- KUYPERS, V. H .M, DE VRIES, E. A., TONNEIJCK, F., HOFSCHEUDER, P. (2007): Grüne Maßnahmen für saubere Luft. Ein neuer Blick auf die Luftqualität in den Niederlanden. In Press.
- KUTZNER (2000): Situation in Berlin als regionaler Ballungsraum – Some ideas about the sources of PM₁₀. In: Feinstaub- Die Situation in Deutschland nach der EU-Tochter-Richtlinie, Bericht über ein Symposium am 26. und 27. Juni 2000, WaBoLu 2/00, 195 - 203
- LANDESUMWELTAMT BRANDENBURG (Hrsg.) (1997): Abschätzung der klimarelevanten Emissionen aus biogenen und nicht erfassten Quellen im Land Brandenburg. Fachbeiträge des Landesumweltamtes – Titelreihe Heft-Nr. 26.
- LANDESHAUPTSTADT DÜSSELDORF, AMT FÜR STATISTIK UND WAHLEN (2007). <http://www.duesseldorf.de/statistik> (letzter Zugriff am 30.05.2007).
- LANDESHAUPTSTADT DÜSSELDORF, UMWELTAMT (2007): Vorläufige Veröffentlichung der PM₁₀-Messwerte für das Jahr 2006. Düsseldorf. <http://www.duesseldorf.de/umweltamt/luft/feinstaub.shtml>
- LANGNER, M. (2006): Natürliche Filter? Die Filterung von Feinstäuben durch Stadtbäume. Das Taspo Magazin 3: 20 - 23.
- LICHTENBERGER, E. (1997): Österreich – Geschichte, Wirtschaft, Politik. Wissenschaftliche Buchgesellschaft. Darmstadt, 387 S.
- LIETKE, H. und MARCINEK, J. (2002): Physische Geographie Deutschlands; 3. Auflage, Klett-Perthes, Gotha und Stuttgart.
- LUA NRW, LANDESUMWELTAMT FÜR NATUR, UMWELT UND VERBRAUCHERSCHUTZ NORDRHEIN-WESTFALEN (2007): Jahreskenngrößen nach EU-Luftqualitätsrichtlinie für Stickoxide, Feinstaub, SO₂, CO, Blei und Benzol. Düsseldorf. http://www.lanuv.nrw.de/luft/immissionen/ber_trend/kenn.htm (letzter Zugriff am 30.05.2007).
- LUA NRW, LANDESUMWELTAMT FÜR NATUR, UMWELT UND VERBRAUCHERSCHUTZ NORDRHEIN-WESTFALEN (2001): Materialien Nr. 56 – Emissionen luftverunreinigender Stoffe durch den Schiffsverkehr in Nordrhein-Westfalen; Eigenverlag des Landesumweltamts NRW, Essen.
- LUTZ, M. (2005): Aufstellung und Durchführung von Luftreinhalteplänen: Beispiel Berlin. Vortrag am RVR-Symposium „Grün und Luftreinigung“ am 04.11.2005.

- MAGISTRATABTEILUNG 22 (UMWELTSCHUTZABTEILUNG DER STADT WIEN) (2005): Status-erhebung PM₁₀ 2002 & 2003 in Wien gemäß Immissionsschutzgesetz-Luft. Veröffentlichung Nr. MA 22 – 246/2005.
<http://wien.at/ma22/luft/pdf/iglstatus2003-pm10.pdf> (letzter Zugriff am 18.07.2007)
- MAGISTRAT DER STADT WIEN (2006): Wiener Umweltbericht 2004/ 2005. Wien.
- MAGISTRAT DER STADT WIEN (2004): Wiener Umweltbericht 2002/ 2003. Zahlen, Daten, Projekte und Maßnahmen. Wien.
- MINKE, G. und WITTER, G. (1983) Häuser mit grünem Pelz. Ein Handbuch zur Hausbegrünung. Frankfurt, 126 S.
- REMUS, R. (2000): Entstehung und Quellen der Feinstaub-Emissionen – Neue gesetzliche Regelungen für Feinstaub. – In: Feinstaub- Die Situation in Deutschland nach der EU-Tochter-Richtlinie, Bericht über ein Symposium am 26. und 27. Juni 2000, WaBoLu 2/00, 99 - 108.
- SCHERMANN, G. (2005): Die Wiener Luftqualität. Luftmessnetz Wien. Vortrag am 15. April 2005. http://www.tinavienna.at/service/upload/Guenther_Schermann.pdf
- SENSTADT (2005a): Berechnete Trends für die Jahre 2005 und 2010 für die Stoffe PM₁₀ und Stickstoffdioxide (NO₂). <http://www.berlin.de/sen/umwelt/luftqualitaet/index.shtml>
- SENSTADT (2005b): Luftreinhalteplan und Aktionsplan Berlin.
<http://www.berlin.de/sen/umwelt/luftqualitaet/index.shtml>
- SENSTADT (2006): Langjährige Entwicklung der Luftqualität.
<http://www.berlin.de/sen/umwelt/luftqualitaet/index.shtml>
- SPERBER, A. (1975): Auswirkungen von Staub auf Photosynthese und Stoffproduktion verschiedener Pflanzen. Inaugurat-Dissertation. Bonn, 108 S.
- STADT KREFELD – FACHBEREICH BÜRGERSERVICE, ABTEILUNG STATISTIK UND WAHLEN (2007). <http://www.krefeld.de> (letzter Zugriff am 30.05.2007)
- STATISTIK AUSTRIA (2007): Kennziffern zur Bevölkerung Wiens und seinem engeren Verflechtungsraum
http://www.statistik.at/web_de/statistiken/bevoelkerung/bevoelkerungsstand_jahres-und_quartalswerte/bevoelkerung_im_jahresdurchschnitt/022312.html (letzter Zugriff am 18.07.2007)
- THÖNNESEN, M. (2002): Elementdynamik in fassadenbegrünendem Wilden Wein (*Parthenocissus tricuspidata*). Nährelemente, anorganische Schadstoffe, Platin - Gruppen - Elemente, Filterleistung, immissionshistorische Aspekte, Methodische Neu- und Weiterentwicklung. In: Kölner Geographische Arbeiten, Heft 78, 153 S.
- THÖNNESEN, M. (2006): Feinstaub und Vegetation – Die EU-Feinstaubverordnung als Impuls für mehr Grün in den Städten. Das Taspo Magazin 3: 8 - 11.
- THÖNNESEN M. und HELLACK, B. (2005): Staubfilterung durch Gehölzblätter. Anreicherung und Vermeidung von Stäuben bei Wildem Wein und Platane. Stadt und Grün 54/12: 10 - 15.
- THÖNNESEN, M. und WERNER, W. (1996): Die fassadenbegrünende Dreispitzige Jungfernebe als Akkumulationsindikator. Gefahrstoffe - Reinhaltung der Luft 56 (8): 351 - 357.
- TONNEIJCK, A. E. G. und BLOM-ZANDSTRA, M. (2002): Landschapselementen ter verbetering van de luchtkwaliteit rond de Ruit van Rotterdam. Een haalbaarheidsstudie. Plant Research International 26 S.

UMWELTAMT DÜSSELDORF (2007): Jahresbeurteilung 2006.

http://www.lanuv.nrw.de/luft/immissionen/ber_trend/Beurteilung-2006-BezReg-Tabelle.pdf

UMWELTBUNDESAMT ÖSTERREICH (2006): Emissionstrends 1990 – 2004. Ein Überblick über die österreichischen Verursacher von Luftschadstoffen mit Datenstand 2006. Report REP-0037, Umweltbundesamt GmbH, Wien.

<http://www.umweltbundesamt.at/fileadmin/site/publikationen/REP0037.pdf>

UMWELTBUNDESAMT ÖSTERREICH (2007): Emissionstrends 1990 – 2005. Ein Überblick über die österreichischen Verursacher von Luftschadstoffen (Datenstand 2007). Report REP-0101, Umweltbundesamt GmbH, Wien.

<http://www.umweltbundesamt.at/fileadmin/site/publikationen/REP0101.pdf>

VAN BAAREN, M., DAARDER, R., GENT, C., JANSSEN, D., MARÉCHAL, M., TEPEMA, A. (2007): Bomen op Bedrijventerreinen. 2000 bomen voor Westpoort. Dienst Ruimtelijke Ordening Amsterdam, 47 S.

WEIJERS, E. und VAN DE ZEE, S. (2007): Particulate matter gradients in the Amsterdam area. In: EMEP – PM Assessment Report, 133 - 139.

WOLF-BENNING (2006): Kleinräumige und zeitliche Variabilität von Feinstaub und Grobstaub sowie Stickstoffdioxid in Berlin. In: Berliner Geographische Arbeiten, 105, 130 S.

WOLF-BENNING, U., DRAHEIM, T. und ENDLICHER, W. (2005): Particulate matter and nitrogen dioxide in Berlin's air – spatial and temporal differences. Partikel- und Stickstoffdioxidbelastung der Berliner Luft – Räumliche und zeitliche Unterschiede. Die Erde 136, Heft 2: 103 - 122.

ZENS, U. (2005): Mühlheim-Initiative. Pilotprojekt: Vegetationssysteme zur Senkung der Feinstaubbelastung. Symposium "Grün und Luftreinhaltung" am 08.11.2005 vom Regionalverband Ruhr in Essen. 9 S.

ZENS, U. (2006): Umdenken ist notwendig. Multifunktionale Vegetationssysteme in der Stadt. Das Taspo Magazin 3: 16 - 19.

3 Grundlagen der Beeinflussung der Partikelkonzentration in der Luft durch Vegetation

3.1 Wechselwirkung zwischen Partikeln und Vegetation

Vegetation kann die Partikelkonzentration in der Luft folgendermaßen beeinflussen (LANGNER 2007, persönliche Mitteilung):

- **Konzentrationsminderung:**
 - Direkt: Filterung durch Depositionsvorgänge.
 - Indirekt: Modifikation des Strömungsfeldes.
 - Indirekt: Verdünnung der Konzentration aus emittierten Partikeln benachbarter Quellen (Vermischung in der Luft).
 - Indirekt: Verminderte Resuspension.
- **Konzentrationserhöhung:**
 - Direkt: biogene Emissionen: Pollen, Bruchstücke, biogene VOCs mit anschließender *gas-to-particle conversion*.
 - Indirekt: Modifikation des Strömungsfeldes (RUCK und SCHMIDT 1986, RUCK und ADAMS 1991).

Der Beitrag der Vegetation zur Luftqualität hängt vom Zusammenspiel vielseitiger Einflüsse ab. Umgekehrt wird auch die Vegetation durch die Partikeln aus der Luft beeinflusst, z. B. durch Schädigung der pflanzenphysiologischen Prozesse. In den folgenden Abschnitten wird die Wechselwirkung zwischen Vegetation und Partikeln näher betrachtet.

Folgende Faktoren können zu einer **erhöhte Deposition führen** und dadurch **konzentrationsmindernd** wirken:

- Oberflächenbeschaffenheit der Blätter (Relief, Rauigkeit, Behaarung, Blattnervatur, Blattrandwölbung, Blattrandmorphologie, Fiederung, Vorhandensein klebriger Drüsen, Benetzbarkeit (THÖNNESEN 2002, WESTERKAMP und DEMMELMEYER 1997, nach PFANZ et al. 2006),
- Blattgröße, Ansatzwinkel, Blattstellung in der Krone, Länge des Blattstieles, Skleromorphiegrad der Blattspreite (Starrheit) und die damit einhergehende Windbeweglichkeit,
- Maß für die auffangende Blattfläche: Blattflächenindex (BFI, LAI), Belaubungsdichte (LANGNER 2002, NORRA 1997, LARCHER 2001, SCHRETZMAYR und ULLRICH 1979, nach PFANZ et al. 2006),
- Belaubungsdauer,
- Unbelaubte Äste, Zweige und Stämme,
- Pflanzenhabitus, Architektur und insbesondere die Höhe des Vegetationsbestandes (RUCK und ADAMS 1991, GRYSCHKO und HORLACHER 1997), Pflanzschemata, Durchströmbarkeit (PFANZ 2006, SWAAGSTRA 2006, 2007, SWAAGSTRA und DE KLUIVER 2007),
- Position der Pflanzung in Relation zur Hauptwindrichtung (LEH 1993) sowie Einbettung in die urbane Umweltgestaltung.

Nach Expertenmeinung haben oben genannte Einflussfaktoren für die Filterungsleistung eine entscheidende Bedeutung. Das Auswahlkriterium für Pflanzenarten mit günstiger Filterleistung ist ihre hohe Toleranz gegenüber stadtspezifischen Stressoren.

3.1.1 Konzentrationsminderung durch Depositionsvorgänge

Vegetation ändert Strömungsverhältnisse, bietet Abscheidungsflächen für Staub und kann somit einen Beitrag zur Reduktion der Staubkonzentration in der Luft leisten (z. B. ULLRICH 1979, DRÖSCHER 1990, MARQUES 1999, LANGNER 2005). Das Blattwerk mit sei-

ner wesentlich größeren Oberfläche als die entsprechende Grundfläche der Krone schafft eine große Abscheidungsfläche für Staub. Stamm und Äste sorgen eher für eine Windbrechung.

Vegetation dient meistens nur als Zwischenspeicher für Stäube. Teile des abgeschiedenen Staubs werden von den Blättern mit dem Niederschlagswasser abgewaschen, mit Wind oder durch Erschütterung aufgewirbelt oder mit dem Blattfall verlagert (HELBING 1973, SPERBER 1975, DRÖSCHER 1990 u. a.). Auch durch Reibung von Pflanzenteilen aneinander oder bei der Berührung durch andere Lebewesen (z. B. Insekten oder Vögel) kann Staub wieder von Pflanzenoberflächen entfernt werden.

3.1.1.1 Depositionsvorgänge

Die Staubbestandteile werden aufgrund ihrer unterschiedlichen Größen durch verschiedene Prozesse auf der Blattoberfläche abgeschieden. In der unteren, bodennahen Troposphäre bewegen sich Partikel in einem turbulenten Strömungsregime, das sich bis in den Luftraum über dem Pflanzenbestand erstreckt. Man unterscheidet bezüglich der Partikeldeposition drei funktionale Räume:

A: turbulente Grenzschicht über dem Bestand – hier wirken die Mechanismen der Sedimentation der Partikel und der turbulenten Diffusion. Abhängig von der Luftströmung können die Partikel an dem Bestand vorbei strömen oder zu den Blättern kommen. In der Nähe der Oberfläche erscheinen die Partikel in der Schicht B.

B: quasi-laminare Grenzschicht, wenige mm über der Blattoberfläche – hier wirken die Mechanismen der Sedimentation, Impaktion, Interzeption und Brownschen Diffusion.

C: Blattoberfläche – hier können die Partikel unabhängig von ihrer Entstehung abscheiden und haften, wenn die Sorptionskräfte ausreichend groß sind (DRÖSCHER 1990).

Transport- und Abscheidungsmechanismen durch die quasi-laminare Grenzschicht werden in der nächsten Abbildung ersichtlich (DAVIDSON und WU 1990). Welcher Transportprozess dominiert, hängt von der Größenverteilung der Partikel ab. In der anschließenden Tabelle werden den aufgezählten Transportprozessen die Partikelgrößen zugeordnet.

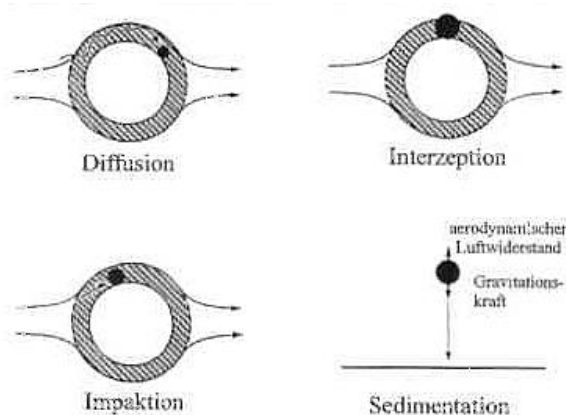


Abbildung 3.1-1: Schema der vier Transportmechanismen von Partikeln durch die quasi-laminare Grenzschicht (nach DAVIDSON und WU 1990). Die quasi-laminare Grenzschicht ist durch Schraffur gekennzeichnet.

Tabelle 3.1-1: Partikelgrößen und dominierende Transportprozesse in der quasi-laminaren Grenzschicht (SLINN 1982, DAVIDSON und WU 1990, MARQUES 1999).

Partikeldurchmesser	Transportprozess	Kurzerläuterung des Prozesses
< 0,1 µm	Brownsche Diffusion	Ungerichtete Wärmebewegung der Moleküle in unmittelbarer Nähe der Oberfläche (DAVIES 1966).
0,1 µm bis 10 µm	Interzeption	Partikel gelangen mit dem Hauptflutstrom nah an ein Hindernis, treffen mit ihm zusammen und bleiben aufgrund ihrer Trägheit liegen. Tritt auf an Stellen mit einer quasi-laminaren Schicht, die kleiner ist als die Partikelgröße. Abscheidung auf der Vegetationsoberfläche ist vernachlässigbar gering (BRENNER 1989 u. a.).
0,1 µm bis 10 µm	Impaktion	Partikel können aufgrund ihrer Trägheit dem Hauptluftstrom nicht mehr folgen und werden an der festen Oberfläche abgeschieden (THORNE et al. 1982).
Ab 10 µm sowie kleinere Partikel, wenn sie sich nah der Oberfläche befinden	Sedimentation	Abscheidung aufgrund der Schwerkraft (DAVIDSON und WU 1990).

Impaktion und Interzeption werden in der Literatur als Trägheitsabscheidung bezeichnet (LANGNER 2006).

Die Effizienz der **Trockendeposition** wird durch eine charakteristische Größe ausgedrückt, die wegen ihrer Dimension (cm/s) Trockendepositionsgeschwindigkeit genannt wird. Je größer die Depositionsgeschwindigkeit ist, desto schneller werden Partikel abgeschieden. Die Abhängigkeit von der Partikelgröße ist dabei nicht linear (SLINN 1982). Partikel < 0,1 µm werden durch Diffusionsprozesse an die Blattoberfläche transportiert. Partikel > 1 µm werden mit zunehmender Größe durch die Schwerkraft und Trägheitskräfte, die bei der Umströmung des Blattes auftreten, auf der Oberfläche abgeschieden. Die geringsten Depositionsgeschwindigkeiten wurden für Partikel mit einem Durchmesser zwischen 0,1 µm und 1 µm gemessen (SLINN 1982, WARNECK 1988, ERISMAN et al. 1994). Bei Partikeln dieser Größenfraktion kommt es zur geringsten Abscheidung auf Oberflächen. Allerdings macht diese Partikelgröße in Städten typischerweise einen Großteil des Staubes aus. Das lässt vermuten, dass die Filterleistung der Vegetation hinsichtlich des Feinstaubes (PM_{2,5}) insgesamt nicht sehr groß ist (LANGNER 2006).

Für die Deposition der Gesamtfraktion PM₁₀ und speziell für PM_{2,5} ist die **turbulente Diffusion** von besonderer Bedeutung. Die Turbulenzen entstehen im urbanen Raum im hohen Maße durch Hindernisse einschließlich Vegetation. Die Hindernisse stellen aus aerodynamischer Sicht nicht nur einen Rauigkeitssprung dar, sondern führen zur Änderung der Druckgradienten und bedingen Vertikalkomponenten in der Strömung (GROMKE und RUCK 2007, FRANK und RUCK 2002, RUCK und DONAT 2000, RUCK und ADAMS 1991, RUCK und SCHMIDT 1986, ZASCHKE und RUCK 2006). Beim Brechen des Windes durch Anströmung an ein Hindernis werden die Turbulenzen abhängig von der Form des Hindernisses an bestimmten Stellen erzeugt, die zum Kontakt der Feinpartikel mit dem Blattwerk führen. Dadurch erhöht sich die Depositionsrate in der Nähe der Vegetation und in der Vegetation selber, so dass ein Teil der Partikel zur Abscheidung kommt.

Beim Grobstaub spielen **Impaktion** und **Interzeption** eine große Rolle. Die Blätter besitzen Randbereiche, in denen die Trägheitsabscheidung stattfindet. Bei der **Sedimentation** noch größerer Partikel werden durch Windberuhigung im Vegetationsbestand gute Bedingungen geschaffen. Über die Sedimentation von ultrafeinen Partikeln auf der pflanzlichen Oberfläche gibt es bisher aufgrund von Messschwierigkeiten nicht genügend Erkenntnisse. Die Partikel einiger Stoffkomponenten befinden sich sowohl im groben als auch im feinen Bereich. So können sich Depositionsgeschwindigkeiten einiger Staubbestandteile um Größenordnungen unterscheiden (MARQUES 1999). Daher sind viele der bisher ermittelten De-

positionsgeschwindigkeiten für einzelne Partikelgruppen und die auf dieser Basis errechneten Filterungspotentiale der Pflanzen bezüglich einzelner Staubkomponenten eher als ungefähre Größenordnungen zu betrachten.

Die **Nassdeposition** kann besonders wirksam feine Partikel aus der Atmosphäre austragen. Auf diesem Wege werden PM_{2,5}-Partikel am häufigsten zur Abscheidung gebracht (MÖLLER 2003). Über die Wirkung der Luftfeuchte, u. a. in Bezug auf die Erhöhung von Luftfeuchte durch pflanzliche Transpiration, bei der Abscheidung von PM_{2,5} liegen nur ungenügende Informationen vor. Durch Vegetation kann die Nassdeposition nicht beeinflusst werden.

Die feuchte Deposition oder **Feuchtdeposition** erfolgt meist durch Nebel und kommt überwiegend in Bergregionen vor. Hinsichtlich der Feinpartikel kann sie effektiv sein (RUCK und SCHMIDT 1986).

Die **Gasdeposition** auf der Vegetation hat auf den ersten Blick nichts mit der Staubfilterung zu tun. Die Gase können aber als Quelle für Sekundärpartikel fungieren. Daher ist der indirekte Beitrag der Vegetation zur Luftreinigung durch Oberflächenbereitstellung für trockene Gasdeposition zu berücksichtigen.

Die Filterungsleistung der Vegetation ist nur dann vorhanden, wenn die Vegetation windpermeabel (durchströmbar) ist. Die Deposition wird von biologischen, pflanzenphysiologischen und strukturellen Faktoren beeinflusst, die mit dem Pflanzenhabitus und der Oberfläche des Vegetationsbestandes (Oberflächenrauigkeit) variieren (RUCK und ADAMS 1991).

3.1.1.2 Die Rolle der Oberflächenbeschaffenheit der Blätter

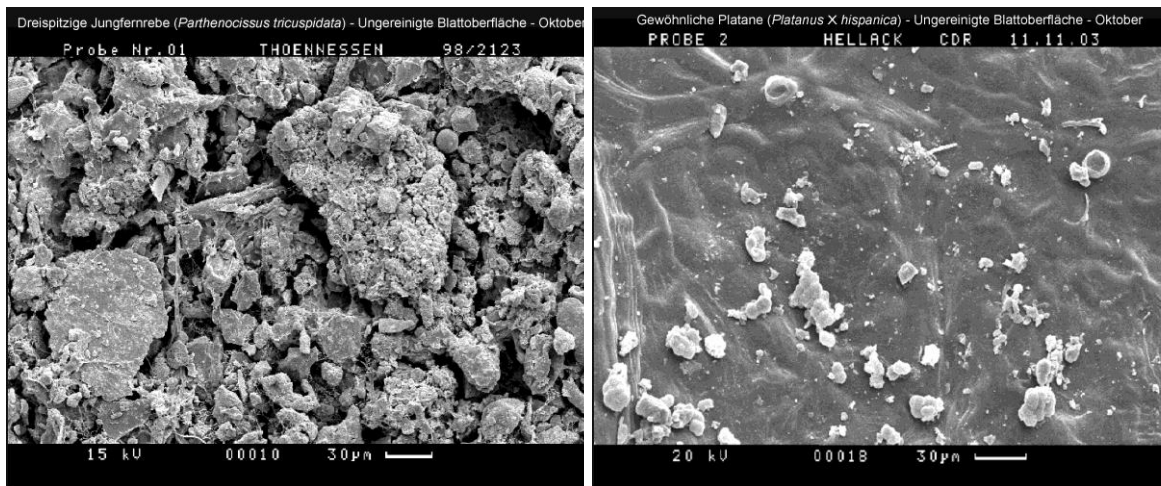
Schon in den 70er Jahren wurde die Abhängigkeit der Staubbindungsrate verschiedener Gehölze und Kräuter von deren Blattcharakteristika festgestellt (HELBING 1973, SPERBER 1975 u. a.). Nachfolgend werden einige Beispiele aus entsprechenden Arbeiten aufgelistet (vgl. Tabelle 3.1-2). Auffallend sind die teilweise stark voneinander abweichenden Angaben.

Tabelle 3.1-2: Vergleich der Staubmengen und Staubrückhaltung auf Blättern verschiedener Gehölze.

Arten	Staubmenge [g/m ²]	Bedingungen	Quelle
Linde <i>Tilia cordata</i> Birke <i>Betula pubescens</i> Feldahorn <i>Acer campestre</i> Kastanie <i>Aesculus hippocastanum</i> Platane <i>Platanus x hispanica</i> Eiche <i>Quercus robur</i> Heckenkirsche <i>Lonicera xylosteum</i> Liguster <i>Ligustrum vulgare</i>	Durchschnitt 1,5 3,2 1,1 1,9 0,5 21,7 (Honigtau) 1,1 0,4	Bestand an der Autobahn	HELBING 1973
Hainbuche <i>Carpinus betulus</i>	5,7, davon 50 % mit dest. Wasser abwaschbar	Material aus der Pflanzung an der Straße	
Kiefer <i>Pinus mugo</i> Hainbuche <i>Carpinus betulus</i> Efeu <i>Hedera helix</i>	525,8 57,4 (Oberseite) 316,1 (Oberseite)	Kalksteinwerk, exponierte Bestände, Luvseite	
Hainbuche <i>Carpinus betulus</i> Liguster <i>Ligustrum ovalifolium</i>	0,005 0,002	an der Straße	SPERBER 1975

THÖNNESSEN (2006) teilt Pflanzen der Mikrorauhigkeiten ihrer Blätter betreffend in **Akkumulierer** (z. B. *Parthenocissus tricuspidata*) und **Selbstreiniger** (*Platanus x hispanica*) ein. Diese Einteilung kann durch die Untersuchung von WEDDING et al. (1975) gestützt werden, bei der auf im Windtunnel bestäubten Sonnenblumenblättern eine 10-mal höhere Deposition als auf wachsigen Tulpenbaumblättern (*Liriodendron tulipifera*) festgestellt wurde. Die Blätter von Akkumulatoren besitzen günstige Eigenschaften für die Partikelhaftung: raue Oberfläche und gute Benetzbarkeit. Ein Teil der Partikel bleibt auf der Blattoberfläche über die Vegetationsperiode hinweg trotz Niederschlägen haften. Auf Blättern des fassadenbegrünenden Wilden Weins (*Parthenocissus tricuspidata*) wies THÖNNESSEN (2006) im Verlauf der Vegetationsperiode eine zunehmende Staubauflage nach. An stark befahrenen Innenstadtstraßen waren im Herbst die Zellen der Blattoberflächen nicht mehr zu erkennen. Irreversible oberflächliche Adsorption von Schwermetallen an Nadeln wurde von IBROM (1993) beschrieben.

Auf den Blättern des Selbstreinigers Platane (*Platanus x hispanica*) hingegen fanden THÖNNESSEN und HELLOCK (2005) nur eine geringe Staubauflage, deren Zunahme im Verlauf der Vegetationsperiode nicht erkennbar war. Dies wird mit dem **Lotus** (oder auch **Lotos**)-Effekt erklärt. Die Oberflächenaufnahmen der ungerinigten Blättern von *Parthenocissus tricuspidata* und *Platanus x hispanica* im Herbst werden in Abbildung 3.1-2 dargestellt.



Parthenocissus tricuspidata

Platanus x hispanica

Abbildung 3.1-2: Ungereinigte Blattoberflächen von *Parthenocissus tricuspidata* (Akkumulator) und *Platanus x hispanica* (Selbstreiniger) im Oktober (nach THÖNNESSEN und HELLOCK 2005).

Die Interdependenz zwischen Mikrorauhigkeit der Blattoberfläche, einer reduzierten Partikelhaftung und einer wasserabweisenden Eigenschaft als Schlüssel für den Selbstreinigungsmechanismus biologischer Oberflächen wurde von BARTHOLOTT und NEINHUIS (1997) für verschiedene Pflanzen untersucht. Zwar besteht die Kutikula aus löslichen Fetten eingebettet in eine Polyestermatrix, die aufgrund ihrer chemischen Zusammensetzung meist hydrophob ist, doch resultiert die wasserabweisende Eigenschaft hauptsächlich aus epikutikularen Wachskristallen von 0,5-20 µm Höhe, wachsigen Trichomen oder kutikularen Falten. Diese bewirkt eine nahezu vollständige Reinigung der Oberfläche (vgl. Abb. 3.1-3, 3.1-4). Kontaminierende Partikel werden durch Wassertropfen aufgenommen, oder sie haften an der Tropfenoberfläche und werden bei deren Abrollen von den Blättern mit entfernt. Dabei kommt auch der geringen Adhäsion von Partikeln oder Mikroorganismen zur Blattoberfläche aufgrund von Mikrorauhigkeiten eine große Bedeutung zu. Ferner be-

nötigen Mikroorganismen zur Keimung meist Feuchtigkeit und werden in diesem Zuge vom Blatt gespült.

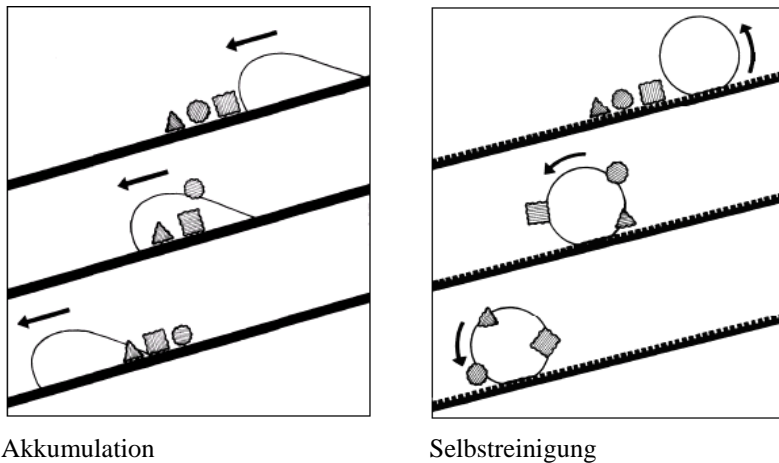
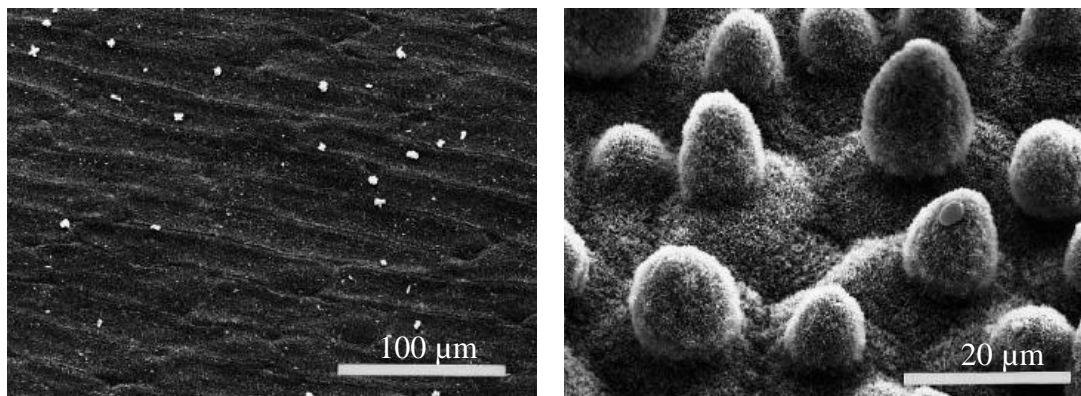


Abbildung 3.1-3: Schematische Darstellung von Akkumulation und Selbstreinigungseffekt (BARTHLOTT und NEINHUIS 1997).

Wasser läuft hier schneller und bereits bei geringer Blattneigung ab. Dabei ist es unerheblich, wie lange der spülende Niederschlag dauert und welche Größe oder chemischen Eigenschaften die Partikel haben, solange die Oberflächenwachse nicht zerstört sind. Größere Partikelmengen auf glatten Blättern hingegen können nur durch starke Regenfälle entfernt werden, bei denen Regentropfen mit hoher kinetischer Energie auf das Blatt treffen. Epikutulare Wachse sind allerdings sehr fragile Strukturen, die z. B. durch Abrasion leicht zerstört werden können, weshalb sich ihre wasserabweisende Eigenschaft z. T. bereits nach einigen Wochen verringerte (NEINHUIS und BARTHLOTT 1997).



Keine Selbstreinigung: *Heliconia densiflora* Selbstreinigung: *Nelumbo nucifera*

Abbildung 3.1-4: Blattoberflächen von Akkumulatoren und Selbstreinigern (aus BARTHLOTT und NEINHUIS 1997).

Wasserabweisende Eigenschaften sind hauptsächlich bei Stauden und Gräsern zu finden, kaum aber bei Bäumen und Sträuchern (vgl. NEINHUIS und BARTHLOTT 1997). Vertreter stammen vorrangig aus den Subtropen (z. B. *Eucalyptus macrocarpa*), kaum aus der gemäßigten Zone (z. B. *Robinia pseudoacacia*, *Ginkgo biloba*) und nicht aus den immergrünen Tropen. Glatte, gut benetzbare Blätter besitzen z. B. Buche *Fagus sylvatica* und Magnolie *Magnolia denudata*, die daher nicht zu den Selbstreinigern gehören. Die Erkenntnisse über die Benetzbarkeit von Blättern unterschiedlicher Arten (aus BARTHLOTT und NEINHUIS 1997, NEINHUIS und BARTHLOTT 1997) sind in der Tabelle 3.1-3 vorgestellt. In aktuellen

Untersuchungen von THÖNNESEN (2007) wird zu den Oberflächenstrukturen und zur Staubhaftung der Blätter von Efeu (*Hedera helix*), Ginkgo (*Ginkgo biloba*), Winterlinde (*Tilia cordata*) und Spitzahorn (*Acer platanoides*) geforscht.

Die Entstehung des Lotus-Effektes kann sich als Abwehrmechanismus gegenüber Pathogenen entwickelt haben. Gleichzeitig wird durch die Beseitigung der Ablagerungen auf den Blattoberflächen die Beeinträchtigung von physiologischen Prozessen vermieden (PFANZ 2007, persönliche Mitteilung). THÖNNESEN (2006) vermutet, dass die Leistung von selbstreinigenden Blattoberflächen bezüglich der Staubfilterung sogar höher sein könnte als die von Blättern, auf denen die Staubaufgabe im Verlauf der Vegetationsperiode zunimmt, da theoretisch nach jedem Niederschlag erneut Staubmengen aufgenommen werden können. Die Staubablagerung auf einer Oberfläche wird aber von der bereits vorhandenen Staubschicht in der Regel nicht beeinträchtigt. Somit kann der tatsächliche Vorteil der Selbstreiniger gegenüber den Akkumulatoren eher in der höheren Vitalität liegen (LANGNER 2007, persönliche Mitteilung).

Die Ergebnisse von BEIL et al. (2005) zur Staubdeposition auf unterschiedlichen pflanzlichen Oberflächen unterschiedlicher Beschaffenheit zeigten, dass auf den Blättern von Chinesischer Wildbirne (*Pyrus calleriana*) eine geringere Staubaufgabe als auf den Blättern der Platane zu finden war. Die Autoren weisen auf die Behaarung an der Unterseite der Platanenblätter als Vorteil für die Partikelhaftung hin. Auch SMITH und STASKAWICZ (1977) beschrieben die hauptsächlich auf der Unterseite der Platanenblätter befindlichen Härchen (Trichome) als sehr gute Akkumulatoren für Teilchen im Sub-Mikrometer-Bereich. In ihrem Versuch fanden sie die höchste Partikelbelastung an Platanenbäumen (*Platanus acerifolia*=*Platanus x hispanica*) auf der Mittellamelle und dem Übergang von Blattspreite zu Blattstiel (adaxial), wobei Regeneinflüsse eine Rolle gespielt haben können. Zum ähnlichen Ergebnis wie BEIL et al. und THÖNNESEN kam SPERBER (1973), ohne die Pflanzentypen hinsichtlich der Staubaufgabe zu nennen. Auf den rauen Blättern der Hainbuche wurden im Vergleich zur glatten Oberflächen von Liguster signifikant stärkere Staubaufgaben und eine signifikant höhere Anzahl von Staubpartikeln festgestellt. Dabei wurden die geringen Mengen auf den Liguster-Blättern fast vollständig vom Regen abgewaschen und vom Wind entfernt. ZENS (2006) vermutet, dass ein Regenguss auf Selbstreinigern zu einer lokalen Staubanreicherung auf sich darunter befindlichen versiegelten Flächen führen kann, wenn die Wassermenge nicht dazu ausreicht, den Staub bis in den nächsten Gulli oder eine Pflanzenfläche zu spülen.

Tabelle 3.1-3: Durchschnittliche Kontaktwinkel (\pm SD) [°] auf der Blattoberfläche verschiedener Arten. Dabei gelten Blattoberflächen mit Kontaktwinkeln $>140^\circ$ als wasserabweisend, Blattoberflächen $<110^\circ$ als benetzbar (verändert nach BARTHLOTT und NEINHUIS 1997, NEINHUIS und BARTHLOTT 1997).

Botanischer Name	Deutscher Name	Kontaktwinkel [°]
<i>Heliconia densiflora</i>	Hummerscheere	28,4 \pm 4,3
<i>Gnetum gnemon</i>	Gnetum	55,4 \pm 2,7
<i>Fagus sylvatica</i>	Rotbuche	71,7 \pm 8,8
<i>Magnolia denudata</i>	Yulan-Magnolie	88,9 \pm 6,9
<i>Mutisia decurrens</i>	Mutisia	128,4 \pm 3,6
<i>Abies alba</i>	Weißtanne	157
<i>Adiantum andicola</i>	Frauenhaarfarn	162
<i>Akebia quinta</i> *	Akebia	158
<i>Akebia trifoliata</i> *	Akebia	160
<i>Alchemilla diplophylla</i>	Frauenmantel	162
<i>Allium cyathophorum</i>	Lauch	161
<i>Alopecurus pratensis</i>	Fuchsschwanzgras	158
<i>Alstroemeria aurantiaca</i>	Inkalilie	161
<i>Amelanchier lamarckii</i> *	Kupferfelsenbirne	158
<i>Aquilegia chryantha</i>	Akelei	158
<i>Aquilegia longissima</i>	Akelei	158
<i>Argemone mexicana</i>	Stachelmohn	157
<i>Aristolochia cymbifera</i> *	Pfeifenblume	160
<i>Aristolochia grandiflora</i> *	Pfeifenblume	161
<i>Astragalus falcatus</i>	Tragant	160
<i>Astragalus ponticus</i>	Tragant	157
<i>Astragalus galegiformis</i>	Tragant	159
<i>Atriplex papula</i>	Melde	158
<i>Berberis thunbergii</i> *	Berberitze	157
<i>Brassica oleracea</i>	Kohl	160,3 \pm 0,8
<i>Buxus sempervirens</i> *	Buchsbaum	159
<i>Canna glauca</i>	Blumenrohr	159
<i>Cercidiphyllum japonicum</i>	Katsurabaum	152
<i>Colocasia esculenta</i>	Taro	159,7 \pm 1,4
<i>Coronilla coronata</i>	Kronwicke	160
<i>Coronilla vaginalis</i>	Kronwicke	160
<i>Corydalis bulbosa</i>	Lerchensporn	156
<i>Corydalis cava</i>	Lerchensporn	161
<i>Corylopsis veitchiana</i>	Scheinhasel	160
<i>Dianthus fragrans</i>	Nelke	160
<i>Dianthus haematocalyx</i>	Nelke	160
<i>Dianthus monspessulanus</i>	Nelke	159
<i>Dianthus petraeus</i>	Nelke	160
<i>Dianthus Regis-stephanae</i>	Nelke	160
<i>Dicentra spectabilis</i>	Tränendes Herz	158
<i>Elymus arenarius</i>	Quecke	161
<i>Epimedium alpinum</i> *	Elfenblume	155
<i>Eremus robustus</i>	Steppenkerze	163
<i>Eremus stenophyllos</i>	Steppenkerze	158
<i>Eryngium bourgatii</i>	Pyrenäendistel	160
<i>Eryngium ebracteatum</i>	Pyrenäendistel	162
<i>Eryngium maritimum</i>	Pyrenäendistel	160
<i>Eupatorium rugosum</i>	Dost	161
<i>Euphorbia amygdaloides</i>	Wolfsmilch	158
<i>Fritillaria pallidiflora</i>	Schachblume	159
<i>Galanthus elwesii</i>	Schneeglöckchen	161
<i>Ginkgo biloba</i>	Ginkgobaum	158
<i>Halimodendron halodendron</i>	Salzstrauch	153
<i>Hebe albicans</i>	Strauchveronika	165
<i>Hebe pimeloides</i>	Strauchveronika	162
<i>Helictotrichon sempervirens</i>	Staudenhafer	159
<i>Hypericum androsaemum</i>	Johanniskraut (Menschenblut)	157

Botanischer Name	Deutscher Name	Kontaktwinkel [°]
<i>Hypericum calycinum</i>	Johanniskraut	158
<i>Hypericum cerastioides</i>	Johanniskraut	160
<i>Iris pallida</i>	Schwertlilie	160
<i>Lactuca perennis*</i>	Blauer Lattich	152
<i>Linaria genistifolia</i>	Ginsterleinkraut	158
<i>Linaria purpurea</i>	Italienisches Leinkraut	160
<i>Linum lewisii</i>	Blauer Flachs	160
<i>Liriodendron tulipifera*</i>	Tulpenbaum	155
<i>Lupinus polphyllus</i>	Lupine	161
<i>Lysichiton camtschaticensis</i>	Kamtschatka-Schlangenwurz	158
<i>Macleaya cordata</i>	Federmohn	161
<i>Magnolia wilsonii*</i>	Magnolie	156
<i>Marsilea drummondii</i>	Kleefarn	164
<i>Marsilea minuta</i>	Kleefarn	160
<i>Marsilea mutica</i>	Kleefarn	161
<i>Marsilea schelpeana</i>	Kleefarn	164
<i>Medicago hispida</i>	Schneckenklee	157
<i>Medicago lupulina</i>	Schneckenklee	160
<i>Melaleuca hypericifolia</i>	Johanniskrautblättrige Myrten-	159
<i>Metsequoia glyptostroboides</i>	heide	159
<i>Myrica gage*</i>	Metasequoia	154
<i>Narcissus poeticus</i>	Gagelstrauch	162
<i>Nelumbo lucifera</i>	Dichternarzisse	162
<i>Onobrychis crista-galli</i>	Indische Lotosblume	156
<i>Onoclea sensibilis</i>	Gewöhnliche Esparsette	156
<i>Origanum amanum*</i>	Perlfarn	155
<i>Oryza sativa</i>	Dost, Majoran	162
<i>Osmunda regalis*</i>	Reis	158
<i>Oxalis europea</i>	Königsfarn	159
<i>Paeonia delavayi*</i>	Europäischer Sauerklee	156
<i>Paeonia officinalis*</i>	Delavays Pfingstrose	161
<i>Papaver atlanticum</i>	Bauernpfingstrose	162
<i>Passiflora gilbertiana*</i>	Mohn	159
<i>Phyllanthus fluitans</i>	Passionsblume	161
<i>Polygonatum commutatum*</i>	Schwimmende Wolfsmilch	157
<i>Robinia pseudoacacia</i>	Amerikanische Weißwurz	158
<i>Rumex scutatus</i>	Robinie	154
<i>Sanguisorba minor</i>	Schildampfer	160
<i>Sedum spathulifolium</i>	Kleiner Wiesenknopf, Pimpinelle	150
<i>Semiaquilegia ecalcarata</i>	Fetthenne, Mauerpfeffer	160
<i>Sequoia sempervirens*</i>	Scheinakelei	158
<i>Sesleria nitida</i>	Mammutbaum	159
<i>Silene vulgaris</i>	Blaugras	155
<i>Sinarundinaria nitida*</i>	Aufgeblasenes Leimkraut, Tau-	160
<i>Spiraea nipponica*</i>	benkropf	160
<i>Stellara holostea</i>	Chinarohr	160
<i>Taxodium distichum</i>	Spierstrauch	159
<i>Taxus baccata*</i>	Sternmiere	159
<i>Taxus cuspidata*</i>	Sumpfyzypresse	157
<i>Thalictrum flavum</i>	Gemeine Eibe	154
<i>Thalictrum foetidum</i>	Japanische Eibe	161
<i>Thalictrum minus</i>	Gelbe Wiesenraute	161
<i>Trifolium ochroleucum</i>	Stinkende Wiesenraute	155
<i>Tropaeolum majus</i>	Kleine Wiesenraute	160
<i>Tulipa fosteriana</i>	Gelblicher Klee	158
<i>Tulipa praestans</i>	Kapuzienerkresse	160
<i>Tulipa sylvestris</i>	Tulpe	157

* Arten und Sorten, die ihre wasserabweisende Eigenschaft nicht über die gesamte Lebensdauer des Blattes behalten

Die vergleichende Staubfilterungsleistung und damit verbundene Staubrückhaltung aufgrund der Wirkung von Akkumulatoren und Selbstreinigern sollte genauer, mit weiteren Beispielen und in kleineren Zeitrastern untersucht werden.

Die Staubaufgabe betrifft Ober- und Unterseite der Blätter. Bei *Rhododendron catawbiense* trifft sie beide im gleichen Ausmaß (ELLER und BRUNNER 1975). Die Untersuchungen zur Staubablagerung auf Ober- und Unterseite der Blätter ergaben oft signifikante Unterschiede zugunsten der Oberseite, wobei abhängig von der Blattposition an der Unterseite auch höhere Partikelmengen abgesetzt werden können (HELBING 1973).

Im Pilotprojekt in Mühlheim (Vegetationssysteme zur Senkung der Feinstaubbelastung) wurden gezielt Pflanzenarten mit einer rauen Oberfläche eingesetzt, z. B. *Deschampsia flexuosa* (Draht-Schmiele) mit schartigen Blättern (ZENS 2006). Dieser Einsatz erwies sich laut PFANZ (2007, persönliche Mitteilung) als sinnvoll.

An Blättern mit starken, tiefliegenden Nerven haftete signifikant mehr Gesamtstaub als an solchen ohne starke Nervatur (HELBING 1973). Die Staubpartikel blieben auf dem Hauptnerv hängen und wurden sogar von Niederschlägen kaum abgewaschen. *Carpinus betulus* (Hainbuche) ist ein Beispiel für solche Pflanzen. Die Partikelanzahl, insbesondere die der Fraktion unter 5 µm, war am Hauptnerv eines Hainbuchenblattes signifikant höher als an den Seitennerven sowie im Interkostalbereich. Die behaarten Oberflächen sind für die Staubhaftung besonders günstig (HELBING 1973).

Eine Staubaufgabe kann laut DRÖSCHER (1990) zur Erhöhung der Benetzung führen. Somit erhöhen sich die Haftung der Partikel und die Dicke der Staubschicht. HELBING (1973) berichtete von Reststaubmengen selbst auf glatten Blättern auch nach starken Niederschlägen mit der genannten Konsequenz. Sehr starker Staubbelaag auf den Blättern trotz Niederschlags wurde bei den Ebereschenarten *Sorbus aria intermedia* und *Sorbus aucuparia* sowie bei *Senecio inequidens* beobachtet. Das Eindringen des Staubs ins Blattinnere wurde nicht untersucht (PFANZ 2007, persönliche Mitteilung).

Die Benetzungsfähigkeit von Blattoberflächen (Ober- und Unterseite) nimmt auch mit dem Vorhandensein von epiphytischen Mikroorganismen zu. Die Benetzbarkeit junger, sauberer Blätter wird häufig durch die hydrophobe Natur der Kutikula bestimmt, wohingegen die Blätter mit zunehmendem Alter von Mikroorganismen besiedelt werden und dann die chemische Zusammensetzung der mikrobiellen Zelloberfläche und die Populationsdichte eine größere Kontaktfläche des Wassertropfens mit der Oberfläche bewirken. Die verlängerte Präsenz des Wassers verursacht zum einen ein stärkeres mikrobielles Wachstum, zum anderen steigert es die Diffusion von Lösungen aus dem Blatt an die Oberfläche, was wiederum die Versorgung der Mikroorganismen verbessert (KNOLL und SCHREIBER 2000).

Die Klebrigkeit der Blattoberfläche, z. B. bei jungen, vor kurzem entfalteten Blättern, erhöht die Partikelhaftung. Zur Akkumulation der Staubpartikel und ihrer Haftung auf der Oberfläche trägt Blattlausbefall stark bei. Eine erhöhte Haftung durch Honigtau ist z. B. für Linde (*Tilia cordata*) und Eiche (*Quercus robur*) bekannt (HELBING 1973).

Die Höhe der Staubaufgaben auf Blättern ist u. a. abhängig von der **Blattmorphologie** und deshalb von Art zu Art unterschiedlich (LANGNER 2006). Zurzeit laufen die Untersuchungen im Institut für angewandte Botanik der Universität Duisburg-Essen (Arbeitsgruppe um Prof. PFANZ) zur Beeinträchtigung der Pflanzenphysiologie in Abhängigkeit von der Höhe der Staubaufgabe bei unterschiedlichen Pflanzen. Im Bezug auf die Oberflächenbeschaffenheit von Pflanzen sind andere Typen außer Akkumulatoren und Selbstreiniger möglich. Im Alterungsprozess und durch Schädigungen erhöhen sich die Rauigkeit der Blätter und die damit verbundene Partikelhaftung (DRÖSCHER 1990, WEISS und TRIMBACHER 1998).

ELLER und BRUNNER (1975) berichten vom Selbstreinigungseffekt durch Nassschnee und längeren Perioden starken Regens für *Rhododendron catawbiense*, wobei die Unterseiten fast horizontaler Blätter keine Reinigung erfuhren. Der Partikelabrieb von Blättern kann durch Bewegungen unter Windeinwirkung sowie mechanische Berührung erfolgen. Der

Beitrag solcher Prozesse zur Partikelverlagerung bzw. Wiederaufwirbelung sollte weiter untersucht werden.

Die Haftung der Partikel hängt auch von den Eigenschaften der Partikel ab. Eine große Rolle spielen neben der Partikelgröße und -form ihre chemisch-physikalischen Eigenschaften. Die chemische Affinität der Partikel zur Kutikula erhöht die Haftung. Die lipophilen Partikel werden z. B. sowohl in Trockenperioden als auch während des Auftretens von Nebel an der Kutikula von Blättern oder Nadeln abgelagert und dort sogar teilweise metabolisiert. Bei Regenereignissen werden sie dann z. T. abgewaschen (SCHLEYER et al. 1996).

Der Staubbelag auf Bäumen und Sträuchern an einer Autobahn wird auch durch starke Regenfälle nur teilweise abgewaschen (FLÜCKIGER et al. 1978). CARLSON et al. (1976, nach SMITH und STASKAWICZ 1977) fanden, dass Regen effektiver das auf der Blattoberfläche abgelagerte Blei entfernen konnte als Wind.

3.1.1.3 Aufnahme und Eindringen von Luftschadstoffen in die Pflanze

Auf der Vegetationsoberfläche werden gasförmige Luftschadstoffe abgeschieden. Diese dienen oft als Primärstoffe für den Feinstaub. Daher leistet die Gasabscheidung und Aufnahme durch Vegetation einen Beitrag zur Feinstaubreduktion. Durch Blätter können nur Gase, wasserlösliche und lipophile Stoffe, einige Schwermetallsalze und eventuell Feinpartikel im Bereich $< 2 \mu\text{m}$ aufgenommen werden. Feine Partikel $< 1 \mu\text{m}$ können laut TONG (1990, nach BECKETT et al. 1998) wie Gase reagieren und in das Blatt diffundieren. Kutikula, Epidermis, Mesophyll und Stomata besitzen einen Widerstand gegenüber dem Eindringen der Stoffe. Die Permeabilität von Blattoberflächen gegenüber den Luftschadstoffen ist abhängig von der Pflanzenart. D. h. Einfluss finden der Aufbau des Blattes und dessen Schädigung, der Widerstand der genannten Blattstrukturen sowie die Eigenschaften der abgelagerten Substanzen, einschließlich Gasen (SCHREIBER and SCHÖNHERR 1992, QUECK 2004, LARCHER 1994, GÜNTHARDT-GEORG 1996 nach QUECK 2004). Die Kutikula schützt die Blätter u. a. vor dem Eindringen der Schadstoffe. Lipophile Stoffe und wässrige Lösungen können aber in die Kutikulaschicht aufgenommen werden. Von Phenolen wurde festgestellt, dass sie in die epikutikuläre Oberfläche von Fichten- und Tannennadeln im Verlauf einer halben Stunde aufgenommen werden und innerhalb von 30 - 360 Minuten in der Kutikula nachgewiesen werden können (SCHREIBER and SCHÖNHERR 1992). Während des Regens und nach dem Regen sinkt der Kutikulawiderstand, er ändert sich im Laufe der Vegetationsperiode und ist abhängig von der Luftfeuchtigkeit (WESELY 1989, ERISMAN et al. 1994, nach QUECK 2004). Die Gase können dabei in größerem Maße ins Blattinnere eindringen. NO_2 , NO_3 , NH_4 , SO_2 und CO_2 werden nach der Aufnahme in den Metabolismus eingeschlossen. Ozon, Chloride und Fluoride werden nicht in den Metabolismus involviert und können bereits in niedrigen Konzentrationen eine schädigende Wirkung auf die Pflanzenphysiologie ausüben (PFANZ 2007, persönliche Mitteilung). Die Gasdeposition auf der Oberfläche eines Waldbestandes kann groß sein, z. B. wird sie von QUECK (2004) für Ozon unter der Anwendung eines Widerstandsmodells auf $> 7 \text{ kg/ha-Jahr}$ im Fichtenwald geschätzt. In der Stadt muss die Wirkung der Vegetationsoberfläche als Senke für Gasmoleküle noch genauer quantifiziert werden.

Viele Untersuchungen widmen sich der Gasaufnahme durch Laubblätter und Nadeln. An trockenen sonnigen Tagen ist die Konzentration von Ozon in der Luft sehr hoch. Die Kutikula widersteht der Ozondurchdringung ins Blattinnere mit einer Resistenz von ca. 1000 S/m. Der Widerstand der Stomata ist viel geringer (WALTEN et al. 1997). Die Gasaufnahme erfolgt in ca. 95 % der Fälle durch geöffnete Stomata und nur in ca. 5 % über die Kutikula (LANDOLT und KELLER 1985).

Die Gasaufnahme wird von der Temperatur des Blattes, die mit der Lichtintensität verbunden ist, beeinflusst. Die auf der Basis des Widerstandsmodells errechneten Kurven der NO_2 -Aufnahmen werden in der Abbildung 3.1-5 dargestellt. Aus der Grafik ist zu sehen,

dass bei der Lichtintensität von ca. 200 W/m² eine Sättigung bei der NO₂-Aufnahme vor-
kommt (WESSELING et al. 2004).

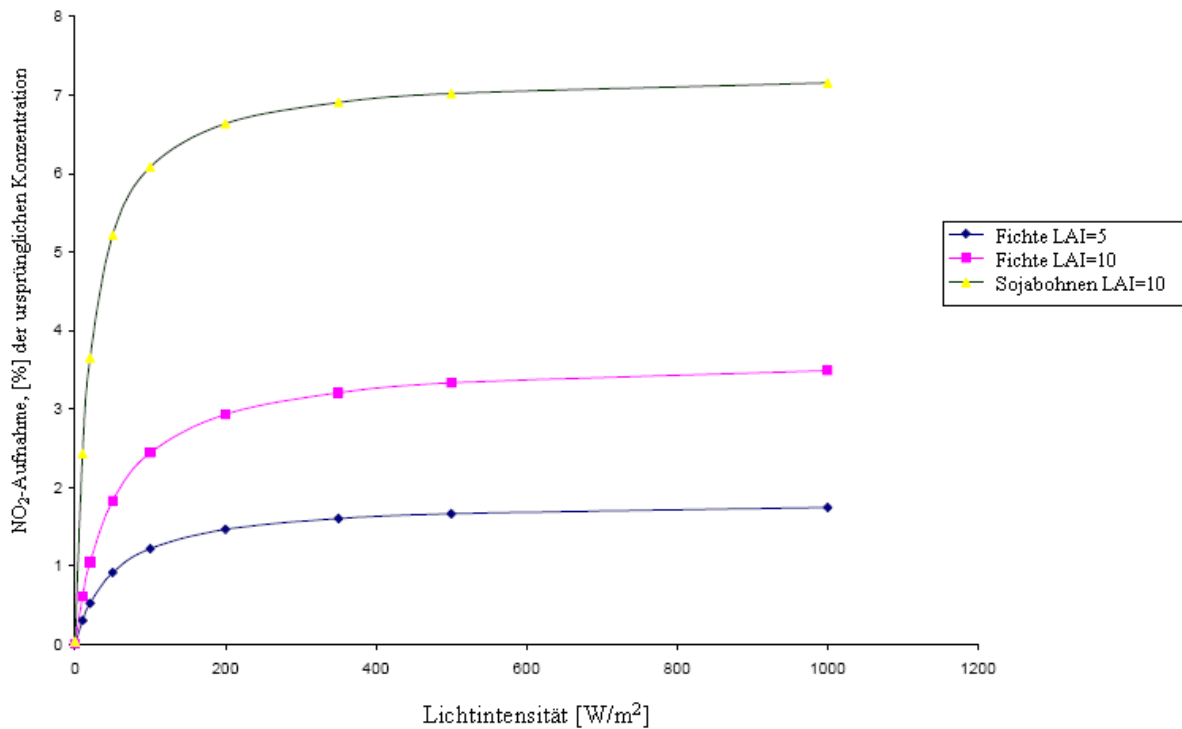


Abbildung 3.1-5: Aufnahme von NO₂ beim Durchströmen eines Vegetationselementes, berechnet mit Hilfe eines Widerstandsmodells (WESSELING et al. 2004). Die Windgeschwindigkeit beträgt 1 m/s.

Zu hohe Gasbelastung der Luft kann zu Re-Emissionen durch Pflanzen (siehe auch Kapitel 1), zu äußeren Schäden des Blattwerkes, Hinderung der physiologischen Prozesse und sogar zum Absterben führen (BÖRTITZ et al. 1986, siehe auch Kapitel 5). Je größer die Oberfläche der Blätter ist, desto mehr Schadstoffe können sie aufnehmen, aber desto eher sind sie auch Schädigungen ausgesetzt (SCHREIBER and SCHÖNHERR 1992). Einige Aufnahmebeispiele für Gase und PAKs durch Blätter, Oberflächen von Moose bzw. Thalli von Flechten werden in Tabelle 3.1.-4 aufgeführt.

Tabelle 3.1-4: Beispiele zur Depositionsflussrate und Aufnahme von Gasen und PAKs durch Pflanzen, Moose und Flechten.

Komponente	Milieu	Pflanzenart	Aufnahme durch	Ergebnis	Bemerkungen	Quelle
NO _x	Gasphase	Pflanzenbestand in der Stadt	Stomata	Aufnahme bis zu 15 % der luftgetragenen Menge		SCHOENMAKER 2007, persönliche Mitteilung
NO ₂	Gasphase	Sojabohnen	Stomata	max. ca. 7 - 10 %		WESSELING et al. 2004

Komponente	Milieu	Pflanzenart	Aufnahme durch	Ergebnis	Bemerkungen	Quelle
NO ₂	Gasphase	Verschiedene Laub- und Nadelgehölze	Stomata	Nadelbäume nehmen wesentlich weniger als Laubbäume auf (entsprechend max. 5,75 nmol/ m ² ·s und 1,39 nmol/ m ² ·s)	Von Laubbäumen höchste Aufnahme von Platane <i>Platanus x hispanica</i> , geringste von Weißer Eiche <i>Quercus alba</i>	HANSON et al. 1989
NO ₃ und NH ₃	Simulierter Regen	Rot-Ahorn <i>Acer rubrum</i> Weiß-Eiche <i>Quercus alba</i>	Blattoberfläche	NO ₃ wird durch Regen wieder vom Blatt entfernt, NH ₃ bleibt auch nach Regen auf den Blättern und wird ins Blatt assimiliert. Rot-Ahorn 88 % der Konzentration im Regen, Weiß-Eiche 72%	Bei der Weiß-Eiche wird weniger aufgenommen, wahrscheinlich weil der Regen durch die Haare schwer zum Blatt kommt.	GARTEN und HANSON 1990
NH ₃	Gasphase	Bäume	Ablagerung auf der Kutikula und Aufnahme durch Stomata	3 - 13 % der NH ₃ können aufgenommen werden		SUTTON et al. 2004
NO ₂	Gasphase	Fichte <i>Picea abies</i>	Diffusion durch Stomata, gering durch kutikuläre Absorption	Depositionsflussrate 0,045 ng N/m ² ·s		MARQUES 1999
	Gasphase	Pinie <i>Pinus pinea</i>		Depositionsflussrate 0,026 ng		
HCl	Gasphase	Fichte <i>Picea abies</i>	Diffusion durch Stomata	Depositionsflussrate 5,1 ng/m ² ·s		
	Gasphase	Pinie <i>Pinus pinea</i>		Depositionsflussrate 0,49 ng/m ² ·s		
HNO ₃	Gasphase	Fichte <i>Picea abies</i>	Diffusion durch Stomata, weniger durch kutikuläre Absorption	Depositionsflussrate 21,3 ng/m ² ·s		
	Gasphase	Pinie <i>Pinus pinea</i>		Depositionsflussrate 2,6 ng/m ² ·s		
NH ₃	Gasphase	Fichte <i>Picea abies</i>	Diffusion durch Stomata und	Depositionsflussrate		
	Gasphase	Pinie		0,29 ng N/m ² ·s		

Komponente	Milieu	Pflanzenart	Aufnahme durch	Ergebnis	Bemerkungen	Quelle
		<i>Pinus pinea</i>	Blattoberfläche unter sehr trockenen Bedingungen	Depositionsflussrate 0,10 ng N/m ² ·s		
SO ₂	Gasphase	Fichte <i>Picea abies</i>	Diffusion durch Stomata	Depositionsflußrate 1,0 ng N/m ² ·s		
	Gasphase	Pinie <i>Pinus pinea</i>		Depositionsflussrate 0,6 ng N/m ² ·s		
O ₃	Gasphase	Fichtenwald	Diffusion durch Stomata, weniger durch Kutikula	Aufnahme bis 7 kg/ha-Jahr	Trotz hoher Kutikularesistenz ist die Deposition an heißen trockenen Tagen besonders hoch	QUECK 2004
SO ₂ und O ₃	Gasphase	Mischwald		Reduktion der Konzentration auf 20 %		BECKETT et al. 1998
PCB	Gasphase	Gemeiner Kiefer <i>Pinus sylvestris</i>	in erster Linie Ablagerungen in der Kutikula, dann Eindringen ins Blattinnere über die Kutikula oder die Stomata	Anteil im Wachs In West-Deutschland: 47 ng/g Skandinavien: 4 ng/g	Studie in Nord- und West-Europa 20 km von einer größeren Stadt und 2 km von einer großen Straße entfernt	KYLIN et al. 1994
Acetaldehyd, Formaldehyd und Aceton	Gasphase	Traubeneiche <i>Quercus petraea</i> und der Hainbuche <i>Carpinus betulus</i>	Stomata	Formaldehyd wurde am meisten aufgenommen: 13 nmol/m ²	Acetaldehyd und Aceton wurden auch von den Pflanzen emittiert: 13 nmol/m	ERISMAN et al. 1998
PAKs	Gasphase	Zuckerahorn <i>Acer saccharum</i> , Weymouthskiefer <i>Pinus strobus</i>	Oberfläche von Blätter	Laubblätter: 1000 ng/ g Nadeln: 1600 ng/ g	Je höher der Anteil der Lipide, desto mehr PAKs können aufgenommen werden	SIMONICH und HITES 1994
PAKs	Gasphase	Zypressenschlafmoss <i>Hypnum cupressiforme</i>	Oberfläche	Von 0,1567 bis 10,45*10 ⁴ µg/kg mit einem Durchschnittswert von 1,87 µg/kg	Über 99 % der PAKs waren von geringem molekularem Gewicht Es wurde eine positive Abhängigkeit zw. Verkehrsaufkommen und PAKs-Akkumulation festgestellt	ÖTVÖS et al. 2004

Komponente	Milieu	Pflanzenart	Aufnahme durch	Ergebnis	Bemerkungen	Quelle
COS	Gasphase	Flechten mit Cyanobakterien und grünen Algen	Aufnahme im Thallus durch Cyanobakterie/Alge	Aufnahme ist vergleichbar mit der Leistung von hohen Pflanzen	Unabhängig von Anstrahlung, bei mindestens 50 % Wasserkapazität im Thallus	KESSELMEIER et al. 1997b
CO ₂	Gasphase	Hohe Pflanzen global	Diffusion durch Stomata	Aufnahme 100-120x10 ⁵ g C/Jahr		
COS	Gasphase	Hohe Pflanzen global	Diffusion durch Stomata	Aufnahme 0,86-1,0x10 ¹² g C/Jahr oder mehr		

Zur Aufnahme der **Feinstaubpartikel** und **UFP** durch Blätter wurde bisher wenig geforscht, da die Untersuchungen solcher Art eine große technische und methodische Herausforderung darstellen. Es ist nicht ausgeschlossen, dass feine und feinste Partikel durch die Kutikula und Stomata ins Blattinnere eindringen können, aber Beweise liegen nur vereinzelt vor. Einigen Untersuchungen zufolge (HÜBNER 1990, nach RAITH et al. 1997) gelangen durch Spaltöffnungen eine geringe Menge der Bleipartikel und durch die Kutikula bis 20 % der Schwermetalle ins Mesophyll des Blattes. THÖNNESEN und WERNER (1996) zitieren RUGE (1976) sowie LEHN und BOPP (1987), nach denen nicht abwaschbare Schwermetallmengen nur in die Kutikula und die äußere Epidermis der Blätter absorbiert werden. Außerdem schreiben MERIAN (1984, nach THÖNNESEN und WERNER 1996) sowie ERNST und JOOSSE-VAN DAMME (1983, nach THÖNNESEN und WERNER 1996), dass eine Aufnahme durch die Spaltöffnungen nicht bzw. nur in geringem Umfang möglich ist. Anhand der Untersuchungen an *Parthenocissus tricuspidata* (THÖNNESEN 2002, 2006) konnte der Rückgang der Bleiemissionen im Verlauf der 1990er Jahre vollzogen werden. Gleichzeitig wurde ein Anstieg der Konzentrationen von Platin, Palladium und Rhodium auf den Blattoberflächen seit Einführung der katalytischen Abgasreinigung gemessen. Auch andere Elemente (Antimon v. a. aus Brems- und Kupplungsabrieb, zinkhaltiger Reifenabrieb, Kupfer u. a. aus Dieselruß) konnten in den Blättern der Dreispitzigen Jungfernebe nachgewiesen werden.

Dass die Schwermetallkonzentration auf der Kutikula im Laufe der Blattalterung steigt, ist aus forstwissenschaftlichen Untersuchungen bekannt. Im Laufe der Zeit ändern sich auch die Oberflächeneigenschaften der Blätter (WEISS und TRIMBACHER 1996). Die Oberfläche der jungen Fichtennadeln ist glatt und mit geringer Rauigkeitstiefe. Mit zunehmendem Alter wird die kutikuläre Wachsschicht brüchig und verliert z. T. ihre hydrophoben Eigenschaften. Die wasserlöslichen Partikelinhaltsstoffe und eventuell Schwermetalle können dadurch schneller ins Pflanzeninnere eindringen (DRÖSCHER 1990). Durch Schädigungen verkürzt sich das Leben der Nadeln, daher werden Nadelverluste festgestellt, die zu mangelnder Photosynthese und Verdunstung führen. Auf die Schädigungen durch Luftschadstoffe wird in Kapitel 5 näher eingegangen.

3.1.1.4 Blattgröße und Starrheit

Je größer die Gesamtoberfläche der Blätter ist, desto mehr Staub kann darauf abgeschieden werden. Insbesondere kommen die Randeffekte jedes Blattes zur Geltung, daher sind die Pflanzen mit vielen kleineren Blättern von Vorteil (DRÖSCHER 1990). Diese Meinung vertreten nicht alle Experten. Noch in 70er Jahren wurde vermutet, dass die Blätter mit großen Oberflächen mehr Staub filtern. Diese Vermutung fand aber kaum Bestätigung in nachfolgenden Untersuchungen. Aus Untersuchungen in Wäldern ist bekannt, dass Nadelbäume die höchsten Staubmengen aufnehmen aufgrund ihrer komplizierten Struktur, hohen Gesamtoberfläche und vermehrten Randeffekte auf die Nadeln (HELBING 1973, DRÖSCHER

1990, MARQUES 1999, FERGUSSON et al. 1980, nach BECKETT et al. 1998, BECKETT et al. 2000 a, b, FREER-SMITH et al. 2005). Die Ergebnisse zur Filterungsleistung einzelner Pflanzenarten werden in Kapitel 4 dargestellt.

Nach Meinung von PFANZ (2007, persönliche Mitteilung) haben Bäume, Sträucher und Stauden mit flexiblen, unter Windeinwirkung beweglichen Blättern wesentlich bessere Voraussetzungen für den Staubfang. Diese Aussage basiert allerdings auf einer allgemeinen Vorstellung und sollte durch Untersuchungen nachgewiesen werden. JONAS (1984) berichtete dagegen über die positive Wirkung der Starrheit auf die Partikelhaftung, da der Staub durch die Beweglichkeit von weichen Blättern wieder abfallen bzw. mechanisch abgerieben werden kann. Messungen von PASKOVA (1989, nach PFANZ und FLOHR 2007) zeigten, dass Gehölze mit steiler, fester Blattspreite und unebener Blattoberfläche die Immissionspartikel aus der Luft wirksamer auffangen als solche mit glatten, elastischen, leicht beweglichen Blättern. Dies bestätigen die Ergebnisse von BECKETT et al. (2000a). Ein besonders hohes Staubfangvermögen zeigen *Ulmus carpinifolia*, *Quercus robur*, *Carpinus betulus* und *Tilia platiphyllos* (PASKOVA 1989, nach PFANZ und FLOHR 2007).

Die Staubfangmechanismen der Blätter verschiedener Pflanzen sind unterschiedlich. In erster Linie sind sie jedoch abhängig von der Blattoberfläche. Es ist daher zu vermuten, dass die Beweglichkeit oder Starrheit der Blätter bei verschiedenen Oberflächen sowohl zum Vorteil als auch zum Nachteil gereichen können. Bei Blättern mit einer rauen Unterseite ist die Beweglichkeit vermutlich als Vorteil zu bewerten, da die Unterseite dadurch öfter mit Staub bedeckt werden kann. In Bezug auf die Behaarung ist zu vermuten, dass hierdurch bei Bewegungen weniger Staub abfallen kann. Bei glatten Oberflächen ist dagegen die Starrheit vom Vorteil. Diese allgemeinen Vorstellungen müssen allerdings durch Untersuchungen bestätigt werden.

3.1.1.4 Blattoberflächenindex und Belaubbungsdauer

Der Blattflächenindex (LAI, leaf area index) ist der am häufigsten gebrauchte Parameter bei der Analyse der Bestandsstruktur, einer Schlüsselkomponente der Vegetationsbeschaffenheit. Er beschreibt das Verhältnis der gesamten Blattoberfläche eines Bestandes zur gesamten Bestandsgrundfläche:

$$\text{LAI} = \text{Blattfläche des Bestandes} / \text{Grundfläche des Bestandes} [\text{m}^2/\text{m}^2]$$

und drückt somit die Dichte der Belaubbung einer Pflanze aus. Dieser Parameter ist bei Nadelbäumen höher als bei Laubbäumen und schwankt zwischen 16 für immergrüne Wälder der USA und 0 für blattlose Bäume. Wegen des geringeren LAI und des winterlichen Laubverlusts ist die Abscheidung von Luftschadstoffen in den Kronen von Laubbäumen unter gleichen Bedingungen deutlich geringer als auf denen der Nadelbäume (SCHLEYER et al. 1996: Vergleich Buche und Fichte).

Die Rolle des LAI für die Feinstaubfilterung wird von verschiedenen Experten unterschiedlich bewertet. In Abhängigkeit von den Standortbedingungen (Windstärke, Windrichtung, Gestaltung der Umgebung der Bäume oder Sträucher) relativiert sich die Bedeutung des LAI. Allerdings wird von PFANZ (2007, persönliche Mitteilung) ein LAI von 5-6 für Bäume in Mittelstreifen empfohlen. Die Dichte des Bestandes kollidiert mit der Durchströmungsmöglichkeit der Luft durch den Bestand, was für die Partikelfilterung sehr wichtig ist. Daher ist ein mittlerer LAI von 5 – 6 anzustreben.

Die Belaubbung trägt auf zweifache Weise zur Deposition bei: einerseits durch eine höhere Depositionsoberfläche und andererseits durch Änderung der Depositionsverhältnisse, so dass es im Kronenraum zu einer erhöhten turbulenten Diffusion kommen kann (RUCK und SCHMIDT 1986). Immergrüne Laubgehölze können diesbezüglich einen sinnvollen Einsatz darstellen und sollten in den Städten öfter eingesetzt werden. Älteren Untersuchungen zu-

folge sind immergrüne Laubgehölze nicht anfälliger gegenüber Immissionen als sommergrüne Laubgehölze (BERGE 1961/1962, STEINHÜBL 1961/1962, 1963, nach HELBING 1973) und sollten demnach eine höhere Toleranz gegenüber Luftverunreinigungen als Nadelgehölze besitzen. Dies muss allerdings durch Untersuchungen bestätigt werden.

Auch ist zu beachten, dass sich die Feinstaubbelastungen jahreszeitlich unterscheiden. Grund dafür sind Unterschiede in der Beteiligung verschiedener Emittenten und dadurch Änderungen in der Menge und Zusammensetzung der Emissionen, Unterschiede in der Temperatur, Windrichtungen und -stärke (vgl. Kapitel 1). Es ist anzustreben, dass die Filterungsleistung der Vegetation insbesondere im Winter bei höheren Partikelkonzentrationen erbracht wird.

3.1.1.5 Einfluss der Porosität der Vegetation auf die Deposition

Die Porosität der Vegetation hat eine besondere Bedeutung für die Deposition, weil dadurch die Größe der Kontaktfläche der Partikel und Vegetation beeinflusst wird. Niederländische Wissenschaftler entwickelten ein Modell für die Staubdeposition in der Vegetation (WESSELING et al. 2004). Die Ausgangsparameter für das Modell sind Windgeschwindigkeit außerhalb der Vegetation und in der Vegetation, Höhe und optische Porosität der Vegetation, Größe der Staubpartikel, Abmessungen der Vegetation. Laut Modell ist die Deposition der Partikel verschiedener Größen bei einer geringen Porosität der Vegetation von ca. 20 % am höchsten. Mit Steigerung der Porosität sinkt die Depositionsrate. Die maximale Deposition (50 % der Partikelmasse in der Luft) wird für sehr grobe Partikel mit einem Durchmesser von 50 μm und größer bei einer optischen Porosität von ca. 0,18 (18 %) erreicht (vgl. Abb. 3.1-6). Bei kleineren Partikeln (PM_5 und PM_{10}) sind die Effekte der Vegetation viel geringer, so die niederländische Studie. Bei PM_5 erreicht die Deposition höchstens 4 - 5 % .

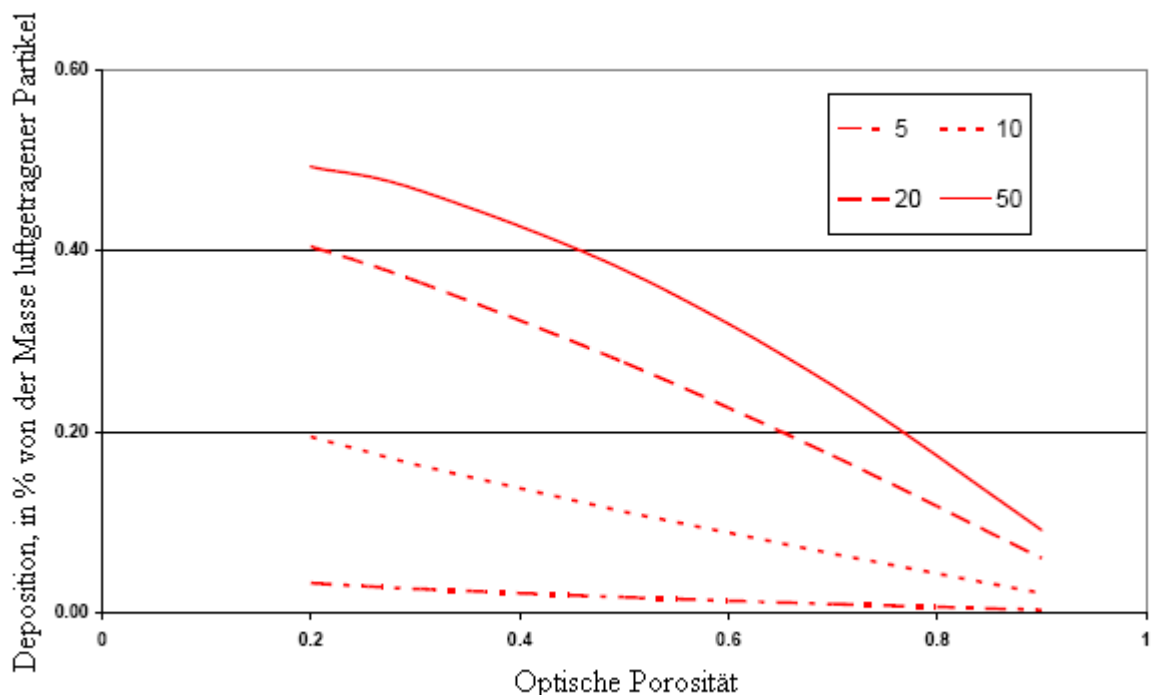


Abbildung 3.1-6: Partikeldeposition abhängig von der optischen Porosität der Vegetation (WESSELING et al. 2004). Legende: Partikelgrößen von 5, 10, 20 und 50 μm , optische Porosität von 1=100%.

Nach Meinung der Experten ist die Wirkung der Porosität der Vegetation auf die Depositionsvorgänge nur in Bezug auf die konkreten Bedingungen, z. B. Windverhältnisse, zu betrachten (PFANZ 2007, persönliche Mitteilung, LANGNER 2007, persönliche Mitteilung). PFANZ (2007, persönliche Mitteilung) vermutet, dass für Straßenvegetation als Staubfilter eher eine mittlere Porosität von 50 - 60 % anzustreben sei. Insgesamt fehlen genaue, durch Messwerte gestützte Ergebnisse, um die optimale Porosität für verschiedene Bedingungen zu quantifizieren.

3.1.1.6 Die Staubablagerung auf Stamm, Ästen und Zweigen

Die Filterungsleistung von Stamm, Ästen und Zweigen aufgrund der rauen Rindenoberfläche wurde bislang nur in wenigen Arbeiten bewertet. Partikel werden von Blättern durch große Wassermengen abgewaschen. Sie können sich mit den ablaufenden Tropfen an den nach unten gerichteten Zweig- und Nadelspitzen sammeln und abtropfen oder zum Rindbereich wandern und sich auf der rauen und porigen Rindenoberfläche sammeln oder mit dem Wasserstrom zum Boden ablaufen. Wenig mobile Stoffe wie Blei sind hauptsächlich im Rindbereich zu finden. Rinde ist ein starker Filter trotz der im Vergleich zur Gesamtblattfläche viel geringeren Oberfläche. RENTSCHLER und SCHREIBER (1987, nach DRÖSCHER 1990) fanden auf der Rinde benadelter Zweige von Fichten und Tannen die 2-10-fache Menge an Blei im Vergleich zur Menge an den Nadeln. HEICHEL und HANKIN (1972, nach DRÖSCHER 1990) stellten bei Kiefern eine 20-fach höhere Blei-Konzentration in der Rinde im Vergleich zu den Nadeln fest.

Bezüglich der Dauer der PM₁₀-Ablagerung in der Rinde besteht noch Forschungsbedarf. Den Untersuchungen von RAITH et al. (1997) zufolge, wurden relativ hohe Blei- und Cadmium-Gehalte direkt am Stammfuß einer Traubeneiche gefunden, die aus einer anfänglichen Anreicherung dieser Stoffe in der Rinde und der späteren Auswaschung vom Stamm und Akkumulation im Boden resultieren.

INGOLD (1971) zufolge sind Zweige und auch Blattspreite zur Impaktion schlechter geeignet als Blattstiele. Insgesamt jedoch sind Blattstiele, Zweige und Blattspreiten die effizientesten Partikelkollektoren der Pflanze, wobei die Effizienz mit abnehmendem Durchmesser steigt.

3.1.2 Konzentrationsänderung durch Modifikation des Strömungsfeldes

3.1.2.1 Architektur und Aerodynamik des Vegetationsbestandes

Geschwindigkeit und Richtung von Luftströmen verändern sich überall dort wo Vegetation ein Strömungshindernis darstellt. Dies beeinflusst gleichzeitig die Depositionsvorgänge und Konzentrationsverteilung des Feinstaubes.

In Simulationsmodellen von BRUSE (2005b) wurde die Wirkung einer Begrünung mit Hecken und Bäumen auf die PM₁₀-Konzentration im Stadtgarten Essen errechnet. Im Ergebnis werden Partikel u. a. in der Hecke abgeschieden und die Partikelkonzentration unmittelbar hinter der Hecke verringert. Hinter der „Entlastungszone“ werden aufgrund der Modifikation des Strömungsfeldes Bereiche mit erhöhter Konzentration ausgebildet, die früher vom Staub nicht erreicht worden sind. (vgl. Abb. 3.1-7). Der Einfluss der Hecke auf die Senkung der Gesamtkonzentration ist begrenzt und wird vor allem durch die Modifikation des Strömungsfeldes hervorgerufen (BRUSE 2005b).

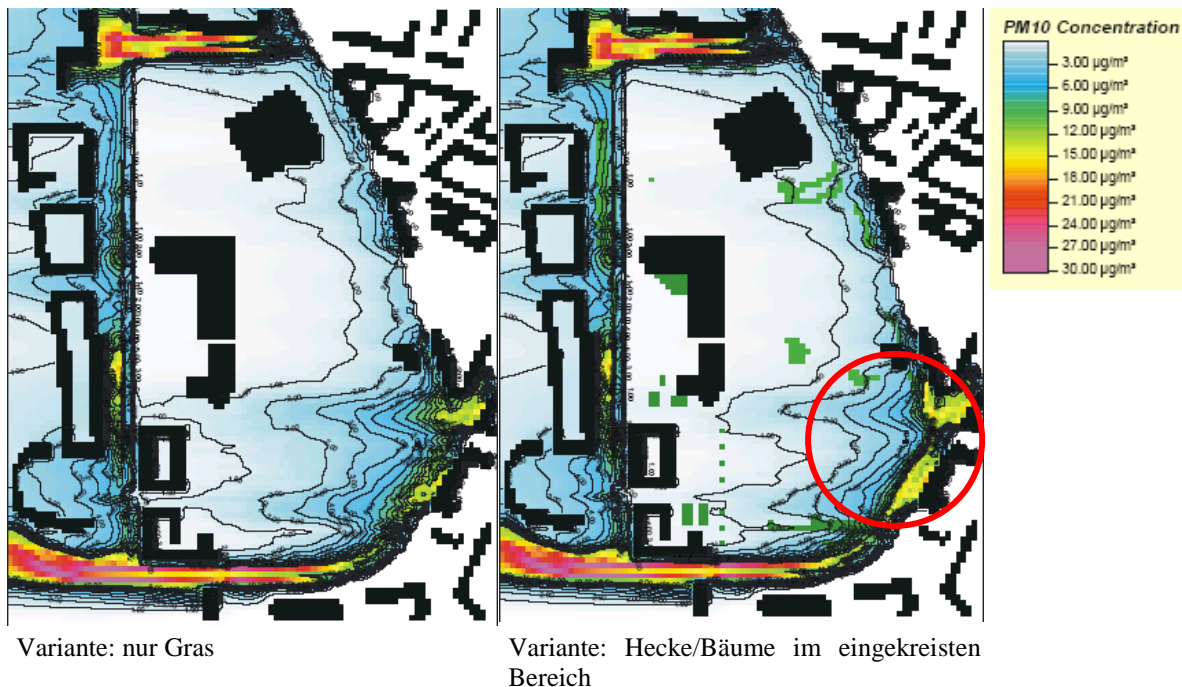


Abbildung 3.1-7: Modellierung von PM_{10} -Konzentration zweier Szenarien im Stadtgarten Essen: nur Grass und Hecke/Bäume (BRUSE 2005b).

Unmittelbar hinter einem dichten Vegetationsstreifen bildet sich, nach SWAAGSTRA und DE KLUIVER (2006, 2007) eine Zone reduzierter Windgeschwindigkeit um bis zu 70 %. Schwerkraftbedingte Sedimentation kann durch Windberuhigung in der Vegetation und hinter winddichten Vegetationsbeständen erreicht werden. An den Seiten der Vegetationsstreifen werden Turbulenzen erzeugt, die die Windgeschwindigkeit bis um 20 % erhöhen. Aufgrund der Turbulenzen werden Partikel an den Seiten der Vegetation verstärkt abgeschieden (SWAAGSTRA 2007). Nach Meinung von SWAAGSTRA (2007) zeigt sich der größte Windbrechungseffekt bei rechtwinkliger Windrichtung zur Vegetationslinie. Die Partikelabscheidung findet aufgrund der Barrierewirkung der Vegetation auch an der Luvseite statt. Insgesamt kann die Länge der Schutzzone das 15- bis 20-fache der Höhe des Schutzstreifens erreichen (SWAAGSTRA 2007, SWAAGSTRA und DE KLUIVER 2006, 2007).

Nach Meinung von RUCK und SCHMIDT (1986) haben verglichen mit der Gesamtform des Baums dessen individuelle Blatteranordnung und die Form der Äste einen geringeren Einfluss auf die Modifikation des Strömungsfeldes. In Modellversuchen stellten sie fest, dass sich die Modifikation des Strömungsfeldes durch einen Baum mit Hochstamm deutlich von der eines Baumes/Busches ohne Hochstamm unterscheidet. Durch eine bodennahe Unterströmung eines Baums mit Hochstamm werden nicht nur Turbulenzen an der Leeseite in Gegenrichtung des Windes erzeugt, sondern auch zusätzliche Turbulenzen in Windrichtung. Dadurch heben sich die Turbulenzen gegenseitig auf, wodurch die Depositionswahrscheinlichkeit im Vergleich zu Bäumen oder Sträuchern ohne Hochstamm mit gleichem Kronenvolumen und unter gleichen Bedingungen sinkt. Bei gleichbleibender Windverteilung kommt es mit abnehmender Stammhöhe zur steigenden Einflussnahme des Kronenraums auf die Deposition (RUCK und SCHMIDT 1986). Diese Erkenntnisse wurden im Pilotprojekt „Vegetationssysteme zur Senkung der Feinstaubbelastung“ in Mühlheim bestätigt. Bei der Einrichtung einer staubfilternden Bepflanzung an der Straße oder im Mittelstreifen wurden Sträucher bzw. Stauden daher so platziert, dass sie den Stammbereich hochstämmiger Bäume überdeckten (PFANZ 2007, persönliche Mitteilung).

Weitere Vegetationsparameter, die für die Strömungsumleitung besondere Bedeutung haben, sind **Porosität** und **Höhe** und stehen in Abhängigkeit von den Standortbedingungen.

Es sind weitere Untersuchungen und insbesondere Modellierungsansätze notwendig, um die Wechselwirkung verschiedener Faktoren in verschiedenen Vegetationsformen standortbezogen ermitteln zu können.

Die Porosität der Vegetation beeinflusst das Zusammenspiel zwischen Luftstromumlenkung und Filterung. Die Wirkung der Porosität auf die Konzentrationsänderung hinter dem Vegetationselement wurde von WESSELING et al. modelliert (2004, vgl. Abb. 3.1-8). Demnach sinkt hinter der Vegetation mit deren zunehmender Porosität die Konzentration der Staubpartikel verschiedener Größenfraktionen, was auf eine erhöhte Filterungsleistung deutet. Für Partikel mit einem Durchmesser von 5 bzw. 10 μm wird im Porositätsbereich von 0,2 (20 %) bis entsprechend 0,5 (50 %) bzw. 0,6 (60 %) laut des Modells eine höhere Konzentration hinter der Vegetation als im Falle ohne Vegetation erwartet. Dies bedeutet, dass bei dichten Beständen eine Ansammlung an Staubpartikeln hinter der Vegetation (an der Leeseite) stattfindet, wobei Filterung kaum erfolgt (siehe auch BRUSE 2003, FRANK und RUCK 2002). Bei größeren Partikeln erfolgt eine Filterung bei jeder Porosität ($K_v/K_o < 1$), in dichter Vegetation jedoch mit einer geringeren Effizienz. Bei steigender Porosität wird die Partikelkonzentration hinter der Vegetation geringer. Das Filtermaximum für Partikel mit einem Durchmesser von 50 μm wird bereits bei einer Porosität von 50 % erreicht, wobei feinere Partikel bei einer Porosität von 90 % am besten abgeschieden werden, so das Modell. Ab einer Porosität von 50 - 70 % lässt sich ein Filterungseffekt für alle ins Modell aufgenommenen Partikelgrößen feststellen. Die Strömungsumlenkung ist dann allerdings reduziert. Bei Auftreten des höchsten Verhältnisses K_v/K_o von 0,8 wurde eine maximale Konzentrationsminderung von PM_{10} um ca. 20 % errechnet (WESSELING et al. 2004), die mit den Angaben anderer Experten übereinstimmt.

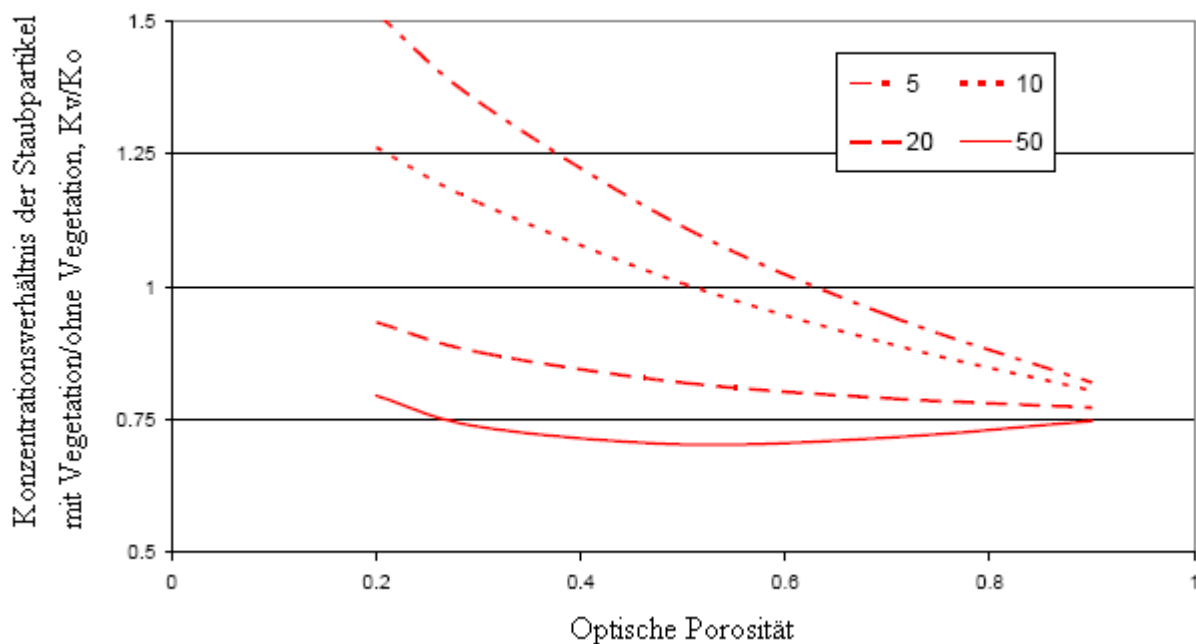


Abbildung 3.1-8: Konzentrationsänderung des Staubes auf der Leeseite der Vegetation als Funktion ihrer Porosität (WESSELING et al. 2004). Legende: Partikelgrößen von 5, 10, 20 und 50 μm , optische Porosität von 1=100%.

Zu Zwecken der Strömungsumleitung eignen sich laut ENDLICHER und LANGNER (2006) halboffene, schmale Grünstrukturen am besten.

Wenn die Vegetation für den Luftstrom nicht passierbar ist (nicht porös genug), wird sie von oben überströmt bzw. bei Hochstämmen unterströmt, wobei der Staub kaum in Kontakt mit Blättern kommt. Eine indirekte Verringerung der Luftschadstoffkonzentration im Leebereich von Bepflanzungen durch Ablenkung der Luftströmung nach oben ist abhängig von der Höhe der Vegetation.

Nach SWAAGSTRA und DE KLUIVER (2006) ist der Windbrechungseffekt von Bäumen im Winter nur etwa 20 % niedriger als im Sommer. Deshalb kann im Winter zumindest eine Windberuhigung erreicht werden, die andere Depositionsarten ermöglicht. SWAAGSTRA und DE KLUIVER (2006) weisen aber auch darauf hin, dass für Filterung und Staubfang immergrüne und winterlaubtragende Pflanzen verwendet werden sollten.

3.1.2.2 Anordnung der Vegetation im urbanen Raum

Die Anordnung der Pflanzen bezugnehmend auf räumliche urbane Elemente wie Straßen und Häuser sowie auf die Hauptwindrichtung hat entscheidende Bedeutung für ihren Beitrag zur Schadstoffkonzentrationsminderung in der Luft. Die Expertenmeinungen aus verschiedenen Bereichen der Wissenschaft (Meteorologie, Aerodynamik, Modellierung, angewandte Botanik) unterscheiden sich besonders stark hinsichtlich der Rolle der Straßenbäume oder Bäume auf Mittelstreifen für die Staubfilterung. Wo und wie die Bäume auf der Straße platziert werden sollen, sind die Eckpunkte einer aktuellen Diskussion. Je nachdem, an welcher Stelle man die Deposition der Staubfraktionen plant, sind unterschiedliche Pflanzschemata zu berücksichtigen. Nach Meinung von PFANZ (2007, persönliche Mitteilung) haben Straßenbäume für die Staubfilterung eine geringere Bedeutung als bodennahe Vegetation, da der Verkehr als Hauptquelle der Luftverunreinigungen in der Straße die Schadstoffe in unmittelbarer Nähe des Bodens freisetzt. Die Kronen können demnach zur Reduktion der Staubkonzentration nur an heißen Tagen mit einer starken konvektiven Luftbewegung entscheidend beitragen. Nach Meinung von LANGNER trifft diese Aussage nur für die grobe Staubfraktion zu, da die Verteilung von PM_{10} auch vertikal sehr homogen ist und die Konzentration in der Höhe einer Baumkrone von 5,65 m im Vergleich zur Konzentration in 2 m Höhe nur um ca. 10 % sinkt. Diese Resultate stimmen mit den anhand des Modells von BRUSE et al. (2002) berechneten Daten überein. Daher sollte die Rolle der Baumkronen gerade bei der PM_{10} -Filterung nicht vernachlässigt werden.

Mit zunehmender Entfernung zur Fahrbahn nimmt die Trockendeposition von Verkehrsemissionen exponentiell ab. Bei einer Entfernung von 5 - 6 m zur Straße sinkt die Depositionsrate auf die Hälfte, bei einem Abstand von 7 m werden nur 40 % der Staubmengen abgeschieden, die unmittelbar am Fahrbahnrand deponiert werden (LANGNER 2005). Daher können Bäume, insbesondere windpermeable Baumreihen an der Fahrbahn, eine beachtliche Senke für Staubpartikel bilden (LANGNER 2005). Mittels des Modells ENVI-Met zur Abschätzung der urbanen Mikroklimaänderungen in Abhängigkeit von verschiedensten Bedingungen schätzt BRUSE die Wirkung von Bäumen in der Straße auf die Luftreinigung als sehr gering ein (2003). Die von mehreren Tausenden von Fahrzeugen erzeugten Emissionen seien so hoch, dass ein mittelgroßer Baum mit einer Blattdichte von $2 \text{ m}^2/\text{m}^3$ in der Lage wäre, höchstens eine Depositionsfläche für die Deposition von Emissionen eines einzigen Fahrzeuges zur Verfügung zu stellen.

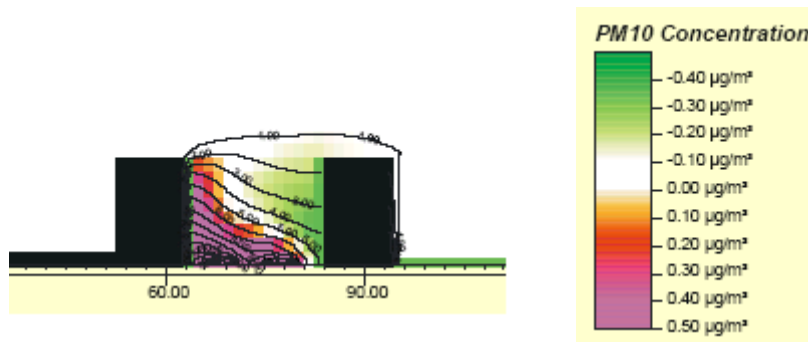
Aus aerodynamischer Sicht können Straßenbäume auf beiden Straßenseiten insbesondere in engen Straßenschluchten einen Störfaktor für die Luftzirkulation darstellen, abhängig von der Größe der Straßenschlucht (RUCK 2007, persönliche Mitteilung, BRUSE 2007, persönliche Mitteilung). Durch mangelnden Luftaustausch und permanente Emissionen erhöht sich die Schadstoffkonzentration trotz der Bäume. Es ist zu untersuchen, in welcher Relation die durch Bäume entfernte Schadstoffmenge zu der im Stammraum zu beobachtenden Konzentrationserhöhung steht (BRUSE 2003). In aktuellen Untersuchungen von GROMKE und RUCK (2007) wird gezeigt, dass auf einer sehr engen Straße mit beidseitigem Verkehr

bereits die Bepflanzung des Mittelstreifens mit Bäumen eine deutliche Störung der Luftzirkulation und dadurch eine Konzentrationssteigerung der Staubpartikel verursacht. Daher leiten sich folgende Empfehlungen ab:

- Bei der Planung der Straßenbepflanzung muss die Vegetation an die Größe der Straßenschlucht sowie an die Anordnung der Häuser angepasst werden, wobei ebenso auf die dominierende Windrichtungen zu achten ist.
- Eine lockere Mischvegetation ist zu bevorzugen.
- Auf dem Mittelstreifen sollten vorrangig kleinwüchsige Pflanzen Verwendung finden.
- In der Stadt sind mehr pflanzliche Depositionsflächen zu schaffen, die einen Luftaustausch möglichst nicht behindern, weshalb verstärkt Fassaden-, Dach- und Gleisbettbegrünung eingesetzt werden sollte.

Bäume haben auf der Straße weitere wichtige Funktionen zu erfüllen, z. B. Erhöhung der Luftfeuchte, Reduktion der Oberflächenerwärmung durch Beschattung, gestalterische Funktion sowie der nicht zu unterschätzende psychologische Beitrag (siehe auch SWAAGSTRA and DE KLUIVER 2007).

Laut den Modellierungsergebnissen von BRUSE (2005b) erhöht sich durch Fassadenbegrünung die Depositionsrate für PM_{10} in der Straßenschlucht. Wie in Abb. 3.1-9 dargestellt, ist in Bodennähe der Leeseite des linken Hauses die Partikelkonzentration relativ hoch und findet durch vertikale Wandbegrünung eine vergrößerte Depositionsoberfläche.



Isolinien: absolute PM_{10} -Verteilung

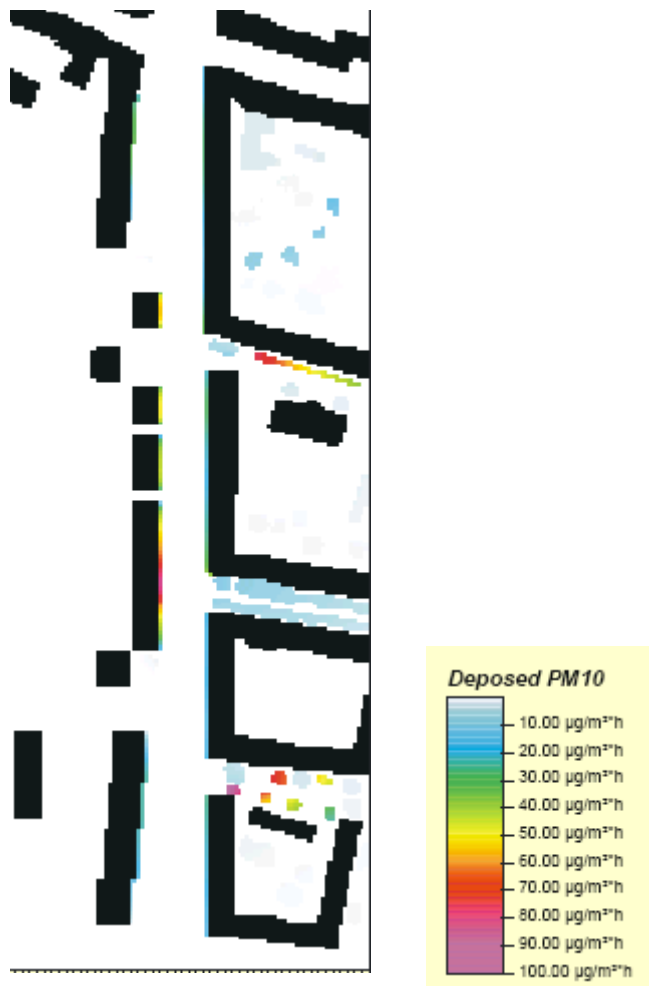
Farben: Konzentrationsveränderung im Vergleich zur Variante ohne Fassadenbegrünung.

Rote Farben -Konzentrationserhöhung

Abbildung 3.1-9: Modell der PM_{10} -Verteilung in einer Straßenschlucht mit Fassadenbegrünung (BRUSE 2005b, verändert).

Die Modellierung von BRUSE zum Vergleich der Wirkung einer Hecke mit einer unporösen Mauer als Mittelstreifen in der stark befahrenen Gladbecker Straße (Schnitt bei 1,6 m Höhe) zeigte allerdings kaum Unterschiede in der PM_{10} -Verteilung und -Deposition zwischen den Varianten 50-%-windpermeable „Hecke“ und „Mauer“ und dem Status-Quo ohne Mittelstreifen (aufgrund der Komplexität wird hier auf die entsprechenden Abbildung verzichtet). Daher wird die Wirkung von Vegetationselementen in einer Straßenschlucht, die wesentlich höher ist als eine Hecke als gering eingeschätzt. Als eine sinnvollere Variante wird eine lockere ein- oder zweireihige Anordnung von Bäumen in den Querstraßen in Richtung der Hauptwinde empfohlen (vgl. Abb. 3.1-10; BRUSE 2005a, 2007, persönliche Mitteilung). Ein großer Staubbelaag wurde bereits auf solchen Bäumen in Untersuchungen zur Staubbelaagerung auf Blättern von HELBING (1973) festgestellt.

Die Frage der Baum- oder Heckenpflanzung muss in Bezug auf die konkreten Situationen und Planungsziele beantwortet werden, d. h. es muss entschieden werden, inwieweit der Staub in der Vegetation abgesetzt werden kann und darf bzw. umgeleitet werden muss, um in den unmittelbaren Lebensräumen der Menschen die Luftqualität zu verbessern.



Ausgefilterte Staubmasse pro 1 m² Oberfläche in 1 Stunde

Abbildung 3.1-10: Modellierung der PM₁₀-Verteilung in der Gladbecker Straße und Umgebung in Essen (BRUSE 2005a, b, verändert).

3.2 Einfluss mikroklimatischer Faktoren auf die Partikelkonzentrationsminderung durch Pflanzen

Bei den mikroklimatischen Faktoren sind **Windgeschwindigkeit** und **Luftfeuchte** neben der Lufttemperatur die entscheidenden Parameter, für Regulierung der Staubdeposition (PFANZ et al. 2006).

Beim Kontakt der Pflanze mit der Atmosphäre spielt der Wind eine entscheidende Rolle. Die Einflüsse der Windgeschwindigkeit und der Windrichtung auf die Depositionsvorgänge in der Vegetation sind wie folgt zu charakterisieren:

- Direkt über den Beständen: in den quasi-laminaren (wirbelfreien) Grenzschichten werden durch die Oberflächenrauigkeit der Vegetation geringere Windgeschwindigkeiten erzeugt (PFANZ et al. 2006). Dadurch findet die Deposition auf der Oberfläche statt.
- Im Idealfall ist die Windgeschwindigkeit in Bodennähe fast Null. Das ist die optimale Voraussetzung für die Sedimentation (PFANZ et al. 2006). Die Sedimentationswahrscheinlichkeit im pflanzlichen Bestand erhöht sich durch Senkung der Luftgeschwindigkeit im Bestand (PFANZ et al. 2006).
- Eine aerodynamische Form von Nadeln und Blättern sowie hohe Windgeschwindigkeiten vor und hinter Vegetationsbeständen wirken positiv auf luv- und leeseitige

Staubablagerungen, da durch Impaktion und durch bodennah gebremste Wirbel Staub auf Pflanzenoberflächen und in Bodennähe deponiert wird (BECKETT et al. 2000, GRAVENHORST et al. 2003, FREER-SMITH et al. 2005).

- Durch Hindernisse entstehende Luftturbulenzen wirken sich i.d.R. positiv auf die Depositionswahrscheinlichkeit aus.

In einer Vielzahl von durchgeführten Untersuchungen sowohl auf dem Feld als auch im Windkanal wurde der Einfluss der Windgeschwindigkeit auf die Depositionsgeschwindigkeit der Partikel unterschiedlicher Größe bestätigt. Die ermittelten Depositionsgeschwindigkeiten der Partikel lagen im Bereich von 0,003 bis ca. 30 cm/s und wiesen Unterschiede in Abhängigkeit von den artspezifischen Eigenschaften der pflanzlichen Oberfläche auf (BECKETT et al. 2000a, b, FREER-SMITH et al. 2005 und andere Verfasser). Eine Zusammenfassung der Ergebnisse aus der Literatur wird in Tabelle 3.2-1 gegeben.

Tabelle 3.2-1: Zusammenstellung von gemessenen Depositionsgeschwindigkeiten (V_g) unter Berücksichtigung der Pflanzenart, Partikelgröße (D_p) und Windgeschwindigkeit (u) (FREER-SMITH et al. 2005, SMITH und JONES 2000, SEHMEI 1980, nach LITSCHKE und KUTTLER 2007).

Pflanzenart	D_p [μm]	u [m/s]	V_g [cm/s]	Bemerkung	Quelle
Fichte <i>Picea abies</i>	Unterschiedlich		0,55	Cs-134 und -137, Ru-106, gemessen im Wald	BUNZL et al. 1989
Esche <i>Fraxinus excelsior</i>	0,1-20	2	6,8	Im Wald	WHITE und TURNER 1970
Traubeneiche <i>Quercus petraea</i>	0,1-20	2	3,2		
Moor-Birke <i>Betula pubescens</i>	0,1-20	2	6,4		
Gem. Hasel <i>Corylus avellana</i>	0,1-20	2	20		
Sachalin-Fichte <i>Picea glehnii</i>	20	1,4	20	NaCl - Tropfen im Windtunnel	HORI 1953
Fichte <i>Picea abies</i>	1	0,5	0,02	Modellierung	PETERS und EIDEN 1992
Weißer Pappel <i>Populus alba</i>	2,75 5 8,5		0,3 0,3 0,8	Zn	SMITH und JONES 2000
Buche <i>Fagus sylvatica</i>	2,75 5 8,5		0,04 0,1 0,3	Zn	SMITH und JONES 2000
Schwarzpappel <i>Populus nigra</i>	0,8	0,7	0,02-0,12	Messungen im Windtunnel, Depositionsrate erhöhte sich bei der Erhöhung von u . Bei $u=10$ m/s wurde bei allen Arten die höchste Depositionsgeschwindigkeit über 10 cm/s bis max. 28,05 cm/s erreicht.	BECKETT et al. 2000a, b, FREER-SMITH et al. 2005
Schwarzkiefer <i>Pinus nigra</i>	1,28	1-3	0,3-2		
Leyland-Zypresse <i>x Cupressocyparis leylandii</i>	1,28		0,1-1		
Feldahorn <i>Acer campestre</i>	1,28		0,03-0,1		
Hybrid-Pappel 'Beaupré' <i>Populus deltoids x trichocarpa</i>	1,28		0,05-0,5		
Schwedische Mehlbeere <i>Sorbus intermedia</i>	1,28		0,03-0,3		
Raygras <i>Lolium perenne</i>			2	7-23 ¹⁴	Messungen im Windtunnel
Traubeneiche <i>Quercus petraea</i>	0,8	3 – 9	0,8-3,1	Messungen im Windtunnel	FREER-SMITH et al. 2004, 2005
Schwarzerle <i>Alnus glutinosa</i>	0,8		0,1-0,8		
Esche <i>Fraxinus excelsior</i>	0,8		0,2-0,7		
	0,8		0,04-0,3		

¹⁴ Gemessen als Ablagerungsgrad (capturing efficiency C_p = Verhältnis zwischen den im Luftstrom vorhandenen das Blatt streifenden und den tatsächlich vom Blatt „eingefangenen“ Partikeln)

Pflanzenart	Dp [μm]	u [m/s]	Vg [cm/s]	Bemerkung	Quelle
Berg-Ahorn <i>Acer pseudoplatanus</i>	0,8		1,3 – 6,0		
Douglasie <i>Pseudotsuga menziesii</i>	0,8	3	0,03		
Semiaride Arten: Chinesische Feige <i>Ficus nitida</i> B	0,8	3	0,05		
Blauer Eukalyptus <i>Eucalyptus globulus</i>					
Douglasie <i>Pseudotsuga menziesii</i>	0,01-10	Unterschiedlich	0,1-10	Mikrometeorologische Messungen im Waldbestand	GALLAGHER et al. 1997
Grasgesellschaft	0,1-12		0,02-10	Extrapolation der Feldmesswerten	QUARG 1996
Grasgesellschaft	0,1 1,0 2,0 3,0 4,0 5,0		0,03 0,03 0,1 0,75 1,1 0,8	Pb-Aerosol	SMITH und JONES 2000
Grasgesellschaft	32	1-7,4	0,8-5,5		CHAMBERLAIN 1966
Grasgesellschaft	1-3		0,02-0,2		HORBERT et al. 1976
Grasgesellschaft	1-10	6	0,9		CLOUGH 1973
Kiefern- und Eichentriebe	2	1-10	0,003-10		BELOT und GAULTHER 1975
Wüsten-Beifuß <i>Artemisia tridentata</i>	5		2-5		NICKOLA und CLARK 1976
Wüsten-Beifuß <i>Artemisia tridentata</i>	2,5		0,8		SIMPSON 1961

In typischen Straßenschluchten werden die Vegetationsbestände von direkten, Schräg- und Querströmungen getroffen, mit der zumindest zeitweisen Ausbildung rollenförmiger Windwirbel (Rotoreffekt). Unter anderem bewirkt diese Windströmung einen ausgeprägten Vertikalgradienten der Partikelverteilung, der sich z. B. bei der Analyse des Schwermetallgehalts von Jungfernenblättern einer Fassadenbegrünung verfolgen lässt (THÖNNESSEN und WERNER 1996). Weiterhin ist auf den auf der Leeseite befindlichen Blättern eine deutlich höhere Schwermetallkonzentration als auf der Luvseite zu verzeichnen.

ROSINSKI und NAGAMOTO (1965, nach SMITH und STASKAWICZ 1977) untersuchten die Deposition von Partikeln ($2 \mu\text{m}$) an Wacholder (*Juniperus scopulorum*) und Douglasie (*Pseudotsuga menziesii*). Bei geringer Konzentration lagerten sich die Partikel vorrangig am luvseitigen Blattrand ab. Darüber lagerten sich neue Partikelschichten ab, bis sich ein Gleichgewicht einstellte. Eine maximale Ablagerungsmenge wurde erreicht, wenn durch den Wind alle Nadelseiten der Deposition zur Verfügung standen. Mögliche Ursachen für die beschriebenen Gegensätze in der Partikelablagerung können auf unterschiedlichen Windverhältnissen (Wirbelentstehung) und Permeabilitäten der Hecke basieren.

Der Wind, u. a. durch Fahrzeuge erzeugt, beeinflusst nicht nur die Deposition des Staubes sondern auch Pflanzenwachstum und -gesundheit. Infolge der Pflanzenbewegungen durch den Wind kann die Photosyntheserate sinken (GRACE und THOMPSON 1973, nach FLÜCKIGER et al. 1978), sich die Respirationsrate erhöhen (TODD et al. 1972, nach FLÜCKIGER et al. 1978), sich das Pflanzenwachstum mindern (TURGEON und WEBB 1971, nach FLÜCKIGER et al. 1978) und die Blätter können kleiner bleiben (FLÜCKIGER et al. 1978). Der negative Effekt der Luftverschmutzung auf Photosynthese und Wachstum wird durch die Windbelastung noch verstärkt. Durch die Bewegungen können außerdem Abrasionen ent-

stehen, die zum Verlust von Teilen des Epikutikularwachses führen (FLÜCKIGER et al. 1978), die einen Teil der biogenen Emissionen ausmachen.

Die Vorstellung über die positive Wirkung der Erhöhung der Luftfeuchtigkeit auf die Ablagerung des Staubes ist wissenschaftlich nicht genügend belegt. Vielen Experten aus den 60-70er Jahren zufolge soll die Luftfeuchtigkeit durch Befeuchtung und Beschwerung der Aerosole deren Ablagerung auf den pflanzlichen Beständen fördern und eine Aufwirbelung reduzieren (SIEBERT 1958 u. a., nach SPERBER 1975). Nach Meinung von PFANZ et al. (2006) können bei hoher Luftfeuchtigkeit und tieferer Lufttemperatur im pflanzlichen Bestand Feinstaubpartikel auch zu groben Partikeln agglomerieren und dadurch schwerkraftbedingt leichter sedimentieren. Diese Aussage berücksichtigt nicht, dass sich hydrophobe Aerosolpartikel nicht befeuchten lassen, und Agglomeration auch nicht bei allen Feinpartikeln möglich ist. BERNATZKY (1966, nach HELBING 1973) beschreibt, dass Partikel nachts aufgrund der Luftabkühlung stärker absinken. Diese Aussage muss wissenschaftlich präzisiert werden. Auf dem durch die Transpiration entstehenden Wasserfilm auf der Blattoberfläche können laut TONG (1990, nach BECKETT et al. 1998) wasserlösliche Partikel (insbesondere Sulfate und Nitrate) anlagern.

3.2.1 Minderung der Resuspension

Gelangen die auf der Vegetation zwischengelagerten Partikel in den Boden oder in die Kanalisation, ist ihre Resuspension nicht mehr möglich (ZENS 2006). Die Vorteile einer unversiegelten gegenüber einer asphaltierten Fläche sind in diesem Fall offensichtlich. Ein Teil der in den Boden eingetragenen Stoffe wird von den Pflanzen durch die Wurzel aufgenommen und fest gebunden. Um den Eintrag der Partikel in den Boden zu erhöhen, können in bodennahen Schichten heterogene pflanzliche Bestände geschaffen werden, die sich bis zur Fahrbahn erstrecken. Mit Wind, Verkehrsemissionen und Spritzwasser transportierte Partikel setzen sich in dieser Vegetation ab. Durch Einrichtung einer Mulde oder eines Grabens im straßennahen Rasen kann die Rückhaltung der eingetragenen Partikel weiterhin erhöht werden.

Bodendeckende Pflanzen vermindern u. a. die Resuspension von Staubpartikeln unter Bäumen, die durch Laubfall wieder freigesetzt werden können, sowie die Aufwirbelung biogener Partikel von abgeworfenen Blättern. Diesbezüglich sind bodendeckende Pflanzen mit einem starken, tiefen und gut verzweigten Wurzelsystem zu empfehlen.

Die Vermeidung der Aufwirbelung des Staubes an Parkplätzen ist besonders wichtig. Dazu können die Parkflächen mit bepflanzbaren Rasengittern gestaltet werden. Auf nicht genutzten Freiflächen kann die Aufwirbelung durch Bepflanzung bzw. Spontanvegetation verhindert werden. Die Anlage von Wasserflächen in solchen Räumen kann auch einen positiven Effekt erzielen (HELBING 1973, SWAAGSTRA und DE KLUIVER 2006).

3.3 Erhöhung der Staubkonzentration durch Vegetation

3.3.1 Direkter Beitrag zur Staubemission

Die globale Aerosolproduktion aus biogenen Quellen wird auf 30 bis 270 Tg/Jahr eingeschätzt (ANDRAE and CRUTZEN, nach IPCC 2001). Die Konzentration natürlicher organischer Luftkomponenten - Pollen, Sporen, Abrieb von Pflanzenteilen, Wachsen, langkettigen Fettsäuren, Terpenen, Isoprenen - zeigt einen deutlichen Anstieg während der Vegetationsperiode. Es sind genauere Methoden notwendig, um Diasporen und Gewebeteile der Pflanzen vom übrigen Staub sauber unterscheiden zu können.

Pflanzen sind global gesehen die Hauptquelle von flüchtigen organischen Verbindungen (VOCs), gefolgt von anthropogenen Quellen. VOCs beeinflussen die Luftsituation nicht nur als Primäremmission sondern auch, weil sie an der Produktion von Ozon bei Anwesenheit von NO_x und Licht beteiligt sind. **Isoprene** können in Pflanzen nicht gelagert wer-

den (LERDAU and KELLER 1997, nach IPCC,2001) und werden tagsüber freigesetzt, insbesondere an trockenen heißen Tagen. **Monoterpene** können in den Pflanzen abgelagert werden, daher kann ihre Emission nachts genauso wie tagsüber erfolgen. Pflanzen setzen auch andere VOCs in relativ geringen Mengen frei. Ethan und Aceton bleiben in der Atmosphäre länger als die andere VOCs und können die Troposphärenchemie halbkugelweit beeinflussen. Besonders hohe VOC-Konzentrationen entstehen über den Wäldern aus Bäumen mit hoher Produktion an ätherischen Ölen und Harzen (PIO et al. 1997). Bei der Auswahl von Straßenbäumen sollte ihre VOC-Produktion berücksichtigt werden (CORCHNOY et al. 1991). Die höchste Produktion von biogenen VOCs erfolgt in den Tropen, eine geringere in nördlichen Waldgebieten, meistens während des Sommers (IPCC 2001).

Die Intensität der VOCs-Immission von Pflanzen wird von folgenden Faktoren beeinflusst:

- Luft- und Blatttemperatur,
- PAR,
- CO₂-Konzentration,
- Transpirationsrate,
- Wasserleitfähigkeit auf dem Blatt und in der Luft,
- Wasserpotential des Blattes.

MONSON et al. (1994) stellten fest, dass Espen-Blätter, die sich unter geringen Lufttemperaturen entwickeln, zuerst einige Wochen wachsen, ohne VOCs freizusetzen. Erst eine Temperaturerhöhung induziert Isopren.

In Tabelle 3.3-1 wird ein Überblick über unterschiedliche Emmissionsgrößen von bio-VOCs gegeben.

Tabelle 3.3-1: Auserwählte Untersuchungsergebnisse zur Immission von bioVOCs.

Immigrant	Immitierte VOCs	Mengen	Bedingungen	Quelle
Fichte <i>Picea abies</i>	Ameisensäure Essigsäure	0,2-1,0 nmol/m ² ·Min 0,1-0,4 nmol/m ² ·Min	Verbunden mit Photosynthese	KESSELMEIER et al. 1997c
	Isoprene	MW=237pmol/m ² ·s, 14220 pmol/m ² ·Min	Blatttemperatur +23 °C, PAR 900µE, Juli-August	STEINBRECHER et al. 1997a
Gingko <i>Gingko biloba</i>	α-Pinene	3,0 µg/g·h	Standardisiert für 30 °C.	CORCHNOY et al. 1999
Espe <i>Populus tremuloides</i>	Isoprene	Stärkste Emission etwa 6 Wochen nach dem Erschei- nen des Blattes Bis 40 nmol/m ² ·s	Temp.32 °C, 6 Stunden/Tag, 3 Tage	MONSON et al. 1994
Rotbuche <i>Fagus sylvatica</i>	Ameisensäure Essigsäure	0,2-1,0 nmol/m ² ·Min, 34,9±0,4 nmol/100g TM·h 0,1-0,4 nmol/m ² ·Min, 54,1±0,6 nmol/100g TM·h		KESSELMEIER et al. 1997c
	Esche <i>Fraxinus excelsior</i>	Ameisensäure Essigsäure	0,5-5,5 nmol/m ² ·Min 0,3-1,6 nmol/m ² ·Min	
	Vegetation, global	Ameisensäure Essigsäure	14-256 Gmol/m ² ·Min 9-94 Gmol/m ² ·Min	
Biomasse- verbrennung	Ameisensäure Essigsäure	55-202 Gmol/m ² ·Min 182-650 Gmol/m ² ·Min		

Immittent	Immitierte VOCs	Mengen	Bedingungen	Quelle
Korkeiche <i>Quercus suber</i> Steineiche <i>Quercus ilex</i>	Isoprene Monoterpene	keine große Mengen		PIO et al. 1997
Strand-Kiefer <i>Pinus pinaster</i>	Isoprene Monoterpene	Junge Pflanzen mehr als ältere		
Ungarische Eiche <i>Quercus frainetto</i>	Isoprene	5,28 nmol/ m ² ·s, 316,8 nmol/m ² ·Min		STEINBRECHER et al. 1997b
Flaum-Eiche <i>Q. pubescens</i>		1,6 nmol/ m ² ·s, 96,0 nmol/m ² ·Min		
Affodill <i>Asphodelus microcarpus</i> , Salbeiblättrige Zistrose <i>Cistus salvifolius</i> (Pflanzen der Pseudosteppen)	Isoprene	max. 2,32-3,89 nmol/ m ² ·s, 139,2 – 233,4 nmol/m ² ·Min	Blatttemp. +39° C, PAR 1900µE	
Sitka-Fichte <i>Picea sitchensis</i> Steineiche <i>Quercus ilex</i> , Blauer Eukalyptus <i>Eucalyptus globulus</i> Traubeneiche <i>Quercus petraea</i>	Isoprene	Immisionserhöhung bei der Erhöhung von Temperatur und CO ₂ -Konzentration	Temperatur 33° C, CO ₂ -Konzentration steigt von 350 ppm bis 600 ppm	STREET et al. 1997
		Immision steigt von 250 bis 550 µg/m ² ·h		
Pappel, Zitterpappel <i>Populus sp.</i>	Isoprene	53 µg/gTM·h	Für Bedingungen Deutschlands	
Steileiche <i>Quercus robur</i>	Isoprene	87 µg/gTM·h		
Moor-Birke <i>Betula pubescens</i>	Ocimene und Alloocimene	9 µg/gTM·h		
Rotbuche <i>Fagus sylvatica</i>	Sabinene	6 µg/gTM·h		

Ein generelles Problem beim Vergleich von Ergebnissen sind unterschiedliche Messeinheiten und Versuchsbedingungen, so dass ein direkter Vergleich der Werte nicht möglich ist. Die gewonnenen Emmissions-Raten von Isoprenen unter verschiedenen Bedingungen wurden in der Arbeit von STREET et al. 1997 standardisiert. Die Ergebnisse wurden in Tabelle 3.3-2 zusammengefasst:

Tabelle 3.3-2: Mittlere VOCs- Immissionsraten für einige Pflanzenarten. Umgerechnet für standardisierte Bedingungen: Temp. +30° C, Gaskonzentration 1000 µmol (STREET et al. 1997, umgerechnet in µg/gTM·h, gekürzt).

Art	Bedingung	Immission, standartisiert
Traubeneiche <i>Quercus petraea</i>	Kontrolle CO ₂ -Begasung	2,4 µg/gTM·h 4,8 µg/gTM·h
	Kontrolle O ₃ -Begasung	9,2 µg/gTM·h 10,2 µg/gTM·h
Sitka-Fichte <i>Picea sitchensis</i>	unbehandelt 21,0 °C 32,6 °C	10,4 µg/gTM·h 6,7 µg/gTM·h
	tagsüber Höhe 16m Höhe 13m	11,0 µg/gTM·h 7,6 µg/gTM·h
	nachts Höhe 16m Höhe 13m	- -
	1-tägige Messung junge Pflanzen alte Pflanzen	5,5 µg/gTM·h 1,1 µg/gTM·h
	3-tägige Messung junge Pflanzen alte Pflanzen	7,6 µg/gTM·h 7,3 µg/gTM·h
	Stechginster <i>Ulex europaeus</i>	Blühphase Ohne Blüte
Steineiche <i>Quercus ilex</i>		18,3 µg/gTM·h
Pinia <i>Pinus pinea</i>	junge Pflanzen alte Pflanzen	2,3 µg/gTM·h 7,4 µg/gTM·h
	Blauer Eukalyptus <i>Eucalyptus globulus</i>	junge Pflanzen alte Pflanzen

Durch Stress (z. B. Begasung und Temperaturerhöhung) erhöhen sich die Emissionsraten, insbesondere bei Zunahme der CO₂-Konzentration. Junge und nicht blühende Pflanzen setzen mehr Isopren frei als alte und blühende. Nachts erfolgt keine Freisetzung der Isoprene. Im oberen Kronenbereich wird mehr Isopren emittiert als im unteren. Für städtische Situationen kann geschlussfolgert werden, dass Pflanzen durch O₃- und CO₂-Belastung Stress ausgesetzt sind, mit dem Resultat einer Steigerung der Emissionsrate von biogenen VOCs. Trotz der bisher nur selten untersuchten Bilanz der aus der Luft gefilterten und der emittierten Stoffmengen wird der Beitrag der Vegetation zur Luftreinigung in der Stadt von Experten als positiv und der Einsatz multifunktionaler Vegetationssysteme als unumgänglich eingeschätzt (DU et al. 2007).

Pflanzen emittieren unter bestimmten Bedingungen auch Gase, die Vorläufersubstanzen für Staubpartikel sind. Abhängig von der mikrobiellen Aktivität und Feuchtigkeit im Boden können tote Blätter DMS emittieren (KESSELMEIER 1993, nach KESSELMEIER 1997a). Das heutige Wissen über Gasaufnahme und -freigabe von lebenden Pflanzen basiert auf der Vorstellung über den Kompensationspunkt der Konzentration des Gases in der Pflanze sowie auf der Erkenntnis, dass die Freisetzung fast ausschließlich durch die Spaltöffnungen erfolgt (SUTTON et al. 1997). Wind, Temperatur, absolute Feuchte und zugehörige turbulente Flüsse im und direkt über dem Bestand sind die wichtigsten Einflussfaktoren.

¹⁵ Isoprenemission überstieg die Detektorskala, daher Umrechnung (detaillierter bei STREET et al. 1997)

Trockene Douglasien-Kronen setzen Ammoniak frei. Im Winter können etwa 20 % des aus der Luft in Pflanzen deponierten Ammoniaks re-emittiert werden (ERISMAN et al. 1997). NO₂ kann ebenso von Pflanzen freigesetzt werden - als Konsequenz aus metabolischen Prozessen oder als Reaktion auf Stress, z. B. erhöhte Stickstoffkonzentration im Boden (FOWLER 1997 WALTON et al. 1997). Die Gemeine Fichte (*Picea abies*) kann NH₃- und NO₂ emittieren, besonders ältere Pflanzen. Wenn die Außenkonzentration der Nitrate geringer ist als in den Pflanzen, geben sie NH₃ und NO₂ ab (GEBLER et al. 2002). Da Pflanzen auch COS statt CO₂ aufnehmen können, kann der Schwefel re-emittiert werden. Solche Re-Emissionen von DMS und H₂S wurde bei Flechten mit Cyanobakterien und grünen Algen festgestellt (KESSELMEIER et al. 1997b). 15 % des von SO₂ aufgenommenen Schwefels kann re-emittiert werden (SEKIYA et al. 1982, nach KESSELMEIER 1997a). Die bisherigen Ergebnisse zur Gasemission ergeben kein klares Bild, daher sind weitere Untersuchungen in dieser Richtung notwendig. Insbesondere sollten die Relationen zwischen der Aufnahme und der Emmission der Gase unter verschiedenen Bedingungen ermittelt werden.

3.3.2 Indirekter Beitrag zur Staubemission

Indirekt können dichte Vegetationsbestände aufgrund der Behinderung der Luftströmung und -durchmischung eine Konzentrationserhöhung an bestimmten Stellen verursachen, z. B. in einer engen Straßenschlucht. Der mit einer Bepflanzung verbundene Rückgang der Windgeschwindigkeit in einer Straßenschlucht verringert sowohl den Luftaustausch als auch die Depositionsgeschwindigkeit (BECKETT et al. 2000 a, b, FREER-SMITH et al. 2005). In Modellrechnungen (RIES und EICHHORN 2001) wurde für das bodennahe Windfeld in einer idealisierten Straßenschlucht eine Verringerung der Windgeschwindigkeit von bis zu 8 % und eine Erhöhung der Schadstoffkonzentration um 2 % erreicht.

Dichte Baumkronen können die Ansammlung von Verkehrsemissionen in unteren Luftschichten verursachen (BRUSE 2003, THÖNNESEN 2006, GROMKE und RUCK 2007) – vgl. Abb.3.3-1. Fassadenbegrünung anstelle von Bäumen ermöglicht die Konzentrationsverringern der Partikel durch Luftdurchmischung und erzielt gleichzeitig eine Filterungwirkung. Sie wird als Lösung für enge Straßenschluchten angeboten (THÖNNESEN 2006).

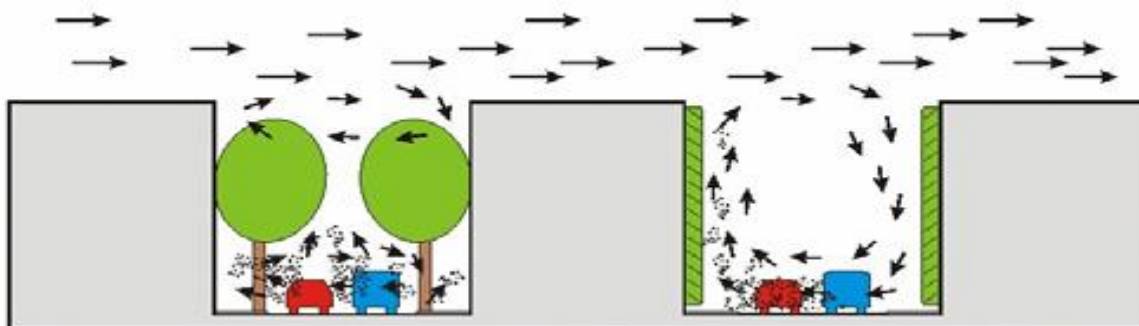


Abbildung 3.3-1: Verteilung von Luftschadstoffen in unterschiedlich begrünten Stadträumen (BRUSE 2003, THÖNNESEN 2006).

Durch Behinderung der Luftströmung an bestimmten Plätzen können auch positive Effekte für Menschen erreicht werden. Bei hohen windundurchlässigen Vegetationsstreifen kommt es zur Erhöhung der Partikelkonzentration an ihrer Luvseite. Dieser Effekt ist jedoch mit der Entlastung der Leeseite verbunden und kann zum Schutz der städtischen Kleinräume vor dem unmittelbaren Einfluss der Emittenten genutzt werden. Dabei wirkt der impermeable Vegetationsstreifen als Barriere für die Ausbreitung von Schadstoffen und verursacht die Ausbildung von wind- und emissionsgeschützten Bereichen. In Untersuchungen

im Windkanal wurde bestätigt, dass für die Wirkung des Hindernisses auf die Luft- und Staubverteilung in der Umgebung insbesondere dessen Höhe von Bedeutung ist (FRANK und RUCK 2002). Vegetationsstreifen auf Erdwällen (zur Steigerung der Höhe) werden als Schutzstreifen an Feldrändern eingesetzt, um die Luftströmung abzulenken und so den Bodenpartikelaustrag einerseits als auch den verkehrbedingten Partikeleintrag andererseits zu mindern.

3.4 Schlussfolgerungen

Vegetation kann direkt und indirekt sowohl eine Konzentrationsminderung als auch -erhöhung der Staubpartikel in der Luft verursachen. Daher trägt mehr Grün in der Stadt nicht in jedem Fall zur Verbesserung der Luftqualität bei, denn oft wird der Beitrag der Vegetation zur Konzentrationserhöhung von Staubpartikeln nicht berücksichtigt.

Neben direkter Staubfilterung trägt die Vegetation durch die Aufnahme von Primärsubstanzen und sekundär entstehenden Gasen zur Reduktion der Staub- und Schadstoffbelastung bei. Die höchsten Aufnahmeleistungen dichter Baumbestände wurden mit 20 % für SO₂ und O₃ (BECKETT et al. 1998), 10 % für NO₂ (WESSELUNG et al. 2004) und 3 - 13 % für NH₃ (SUTTON et al. 2004) ermittelt.

Die Filterung durch die Vegetation erfolgt aufgrund der großen pflanzlichen Oberfläche und der Modifikation des Strömungsfeldes (Windberuhigung und Turbulenzerzeugung). Die Depositionsvorgänge werden durch folgende Faktoren beeinflusst:

Gestalterische Elemente:

- Platzierung der Vegetation nach Emissionsquellen, Windrichtung, urbanen Raumelementen (Straßenschlucht, Bebauungsmuster),
- Anordnung der Vegetation (Gruppierung, Fläche u. a.),
- Bodengestaltung (versiegelt oder bepflanzt).

Vegetationseigenschaften:

- Vegetationsformen (Bäume, Sträucher, Stauden), Artenwahl und Vegetationsstruktur (Hoch-bzw Niederstamm, Kronenform und Höhe),
- Permeabilitätsgrad der Vegetation,
- Belaubungsdauer und Blattflächenindex (Nadelgewächse oder Laubgewächse),
- Beschaffenheit der Blattoberfläche (Rauhigkeit, Klebrigkeit, Starrheit, Nerven, Drüsen, Behaarung u.a.).

Standortfaktoren:

- Windrichtung und insbesondere Windgeschwindigkeit,
- Wetterlage und dadurch bedingte Belastungssituation,
- Urbane Elemente (z. B. Größe der Straßenschlucht) u. a.,
- Art der Emissionen und Größenverteilung der Partikel.

Die meisten Faktoren können von Menschen gezielt beeinflusst werden, um sowohl direkt die Filterungsleistung zu erhöhen als auch die aerodynamischen Eigenschaften der Vegetation zu optimieren.

Um die Konzentrationserhöhung des Staubs durch Vegetation zu vermeiden, wurden entsprechende Empfehlungen getroffen (Kapitel 7).

Literatur

BAUMBACH, G., (1994): Luftreinhaltung. 3. Auflage, Berlin: Springer

BECKETT, K. P., FREER-SMITH, P. H., TAYLOR, G. (1998): Urban Woodlands. Their Role in Reducing the Effects of Particulate Pollution. Environmental Pollution 99: 347 - 360

- BECKETT, K. P., FREER-SMITH, P. H., TAYLOR, G. (2000a): Effective Tree Species for Local Airquality Management. *Journal of Arboriculture* 26: 12 - 19
- BECKETT, K. P., FREER-SMITH, P. H., TAYLOR, G. (2000b): Particulate Pollution Capture by Urban Trees. Effect of Species and Windspeed. *Global Change Biology* 6: 995 - 1003
- BEIL, R. S., WHITLOW, T. H., ALBRIGHT, L. D., NIKLAS, K. J. (2005): Urban trees: filters for PM_{2.5}? Emerging issues along urban / rural interfaces: linking science and society Conference Proceedings, Hilton Atlanta, Georgia, USA, 13th-16th March 2005: 270 - 273.
- BRUSE, M. (2007): ENVI-met implementation of the gas/particle dispersion and deposition model PDDM. Unveröffentlicht.
- BRUSE, M. (2005a): Beurteilung der Auswirkungen von Änderungen in der Straßenstruktur der B224 (Gladbecker Str.) in Essen auf die lokale Feinstaubbelastung durch numerische Simulationen. Gutachten für Regionalverband Ruhrgebiet. Unveröffentlicht.
- BRUSE, M. (2005b): Einsatz von Simulationsmodellen. Vortrag am RVR-Symposium „Grün und Luftreinhaltung“ am 04.11.2005.
- BRUSE, M. (2003): Stadtgrün und Stadtklima. Wie sich Grünflächen auf das Mikroklima in Städten auswirken. *LÖBF-Mitteilungen* 1(03): 66 - 70.
- BRUSE, M. (1999): The influence of local environmental design on microclimate. Ph. D Thesis University of Bochum. Bochum.
- BRUSE, M.; THÖNNESSEN, M.; RADTKE, U. (2002): Practical and theoretical investigation of the influence of facade greening on the distribution of heavy metals in urban streets. Unveröffentlicht.
- BRUSE, M. and FLEER, H. (1998): Simulation surface-plant-air interactions inside urban environments with a three dimensional numerical model. *Environmental Modeling & Software* 13: 373 - 384.
- CORCHNOY, S. B., AREY, J., ATKINSON, R. (1991): Hydrocarbon emissions from twelve urban shade trees of the Los Angeles, California, air basin. *Atmospheric Environment* Vol. 26B, 3: 339 - 348.
- DAMBRINE, E., SVERDRUP, H, WARFVINGE, P. (1995): Atmospheric deposition, Forest Management and Soil Nutrient availability: A Modeling Exercise. In: Landmann, G, Bonneau, M. (Ed.): *Forest Decline and Atmospheric Deposition Effects in the French Mountains*. Berlin, Heidelberg: Springer, 259 - 269.
- DAVIDSON, C. I. and WU, Y.-L. (1990): Dry Deposition of Particles and Vapors. In: Lindberg, S. E., Page, A. L., Norton, S. A. (Eds.): *Acidic Precipitation*. Vol. 3: Sources, Deposition and Canopy Interaction. New-York: Springer, 103 – 216.
- DE RIDDER, K., ADAMEC, V., BANUELOS, A., BRUSE, M., BÜRGER, M., DAMSGAARD, O., DUFEK, J., HIRSCH, J., LEFEBRE, F., PÉREZ-LACORZANA, J. M., THIERRY, A., WEBER, C. (2004): An integrated methodology to assess the benefits of urban green space. *Science of the Total Environment* 333-335: 489 – 497.
- DEBUS, R., DITTRICH, B., SCHRÖDER, P., VOLMER, J. (1989): Biomonitoring organischer Luftschadstoffe. Schriftenreihe Angewandter Umweltschutz. Landsberg: Ecomed Verlag.
- DRAAIJERS G. P. J., EK, R. VAN, BLEUTEN, W. (1994): Atmospheric deposition in complex forest landscapes. *Boundary-Layer Meteorology*, 69: 343 - 366.

DREWNICK, F. (2005): Moderne Methoden der Aerosolmesstechnik. Vorlesungsskript. Max-Planck Institut für Chemie, Mainz.

www.uni-mainz.de/FB/Physik/IPA/Vorlesungsskripte/AMT/AMS_II_Kap01_bw.pdf

DRÖSCHER, F. (1990): Vorkommen und Eintrag von atmosphärischen Partikeln in Waldbestände. Bericht Nr. 18 – 1989. Stuttgart: Selbstverlag des IVD der Universität Stuttgart, 105 S.

DU, S., KANG, D., LEI, X., CHEN, L. (2007): Numerical study on adjusting and controlling effect of forest cover on PM₁₀ and O₃. Atmospheric Environment 41: 797 - 808.

EDWARDS, N. T. (1983): Polycyclic Aromatic Hydrocarbons (PAHs) in the Environment - a Review. Journal of Environmental Quality 12: 427 - 440.

ELLER, B. M. (1977): Road dust induced increase of leaf temperature. Environmental Pollution. 13: 99-107.

ELLER, B. M., BRUNNER, U. (1975): Der Einfluß von Straßenstaub auf die Strahlungsabsorption durch Blätter. Archiv für Meteorologie, Geophysik und Bioklimatologie, Ser. B (23): 137-146.

ENDLICHER, W., LANGNER, M. (2006): Stadtvegetation für Lokalklima und Luftreinigung.

http://www.vdl.de/journal_digital/schwerpunkt/2006/03/endlicher.php

ERISMAN, J. W. und VAN PUL, A. (1997): Assessment of Dry Deposition and Total Acidifying Loads in Europe. In: Slanina, S. (Ed.): Biosphere - Atmosphere Exchange of Pollutants and Trace Substances. Berlin, Heidelberg: Springer, 93 - 116.

ERISMAN, J. W., MENNEN, M., HOGENKAMP, J., KEMKERS, E., GOEDHART, D., VAN PUL, A., DRAAIJERS, G., DUYZER, J., WYERS, P. (1997): Dry deposition Monitoring of SO₂, NH₃ and NO₂ over a Coniferous Forest. In: Slanina, S. (Ed.): Biosphere - Atmosphere Exchange of Pollutants and Trace Substances. Berlin, Heidelberg: Springer, 251 - 256.

ERISMAN, J. W., DRAAIJERS, G. P. J., STEINGRÖVER, E., VAN DIJK, H., BOXMAN, A., DE VRIES, W. (1998): Assessment of the exposure and loads of acidifying and eutrophying pollutants and ozone, as well as their harmful influence on the vitality of the trees and the speulder forest ecosystem as a whole. Water, Air and Soil Pollution 105: 539 - 571.

FLÜCKIGER, W., OERTLI, J.J., FLÜCKIGER-KELLER, H. (1978): The effect of wind gusts on leaf growth and foliar water relations of aspen. Oecologia (Berl.) 34: 101 - 106.

FOWLER, D., MEIXNER, F. X., DUYZER, J. H., KRAMM, G., GRANAT, L. (1997): Atmosphere-Surface Exchange of Nitrogen Oxides and Ozone. In: Slanina, S. (Ed.): Biosphere - Atmosphere Exchange of Pollutants and Trace Substances. Berlin, Heidelberg: Springer, 135 - 166.

FRANK, C. und RUCK, B. (2002): Strömungscharakteristika im Zwischenfeld zweier Windschutzstreifen. Proceedings der 10. Fachtagung Lasermethoden in der Strömungsmeßtechnik, Universität Rostock, 10.-12. September 2002.

FREER-SMITH, P. H., BECKETT, K. P., TAYLOR, G. (2005): Deposition Velocities to *Sorbus aria*, *Acer campestre*, *Populus deltoides* x *trichocarpa* 'Beaupré', *Pinus nigra* and x *Cuspressocyparis leylandii* for Coarse, Fine and Ultra-fine Particles in the Urban Environment. Environmental Pollution 133 (1): 157 - 167.

FREER-SMITH, P.H., EL-KHATIB, A. A; TAYLOR, G. (2004): Capture of Particulate Pollution by Trees. A Comparison of Species Typical of Semi-Arid Areas (*Ficus nitida* and *Eucalypt-*

tus globulus) with European and North American Species. Water, Air and Soil Pollution 155: 173 - 187.

FREIMAN, M. T., HIRSHEL, N., BRODAY, D. M. (2006): Urban-scale variability of ambient particulate matter attributes. Atmospheric Environment 40: 5670 - 5684.

GARTEN JR., CH. T. und HANSON, P. J. (1990): Foliar retention of ¹⁵N-Nitrate and ¹⁵N-Ammonium by Red Maple (*Acer rubrum*) and White Oak (*Quercus alba*) leaves from simulated rain. Environmental and Experimental Botany. 30: 333 - 342.

GEBLER, A.; RIENKS, M. und RENNENBERG, H. (2002): Stomatal uptake and cuticular adsorption contribute to dry deposition of NH₃ and NO₂ to needles of adult spruce (*Picea abies*) trees. - New Phytologist 156: 179 - 194.

GRÄF, W. und NOWAK, W. (1966): Wachstumsförderung bei niederen und höheren Pflanzen durch kanzerogene polyzyklische Aromaten. Arch. Hyg. Bakt. 150, 513 - 528.

GRAVENHORST, G., IBROM, A., OLCHEV, A., SOGACHEV, A. (2003): Immissionsschutzwirkung von Wäldern. 5. BIOMET-Tagung: Mensch-Pflanze-Atmosphäre (3.-5. Dezember 2003, Dresden). Tharandter Klimaprotokolle. Band 11, 51 - 57.

GROMKE, C. and RUCK, B. (2007): Influence of trees on the dispersion of pollutants in an urban street canyon – Experimental investigation of the flow and concentration field. Atmospheric Environment 41, 3287 - 3302.

GRYSCHKO, R., HORLACHER, D. (1997): Bodenversauerung. Ursachen- Auswirkungen-Maßnahmen. Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg, Karlsruhe
<http://www.xfabweb.baden-wuerttemberg.de/bofaweb/point/tbb03b.pdf>

HANSON, P. J., ROTT, K., TAYLOR, G. E., GUNDERSON, C. A., LINDBERG S. E. and ROSS-TODD, B. M. (1989): NO₂ Deposition to elements representative of forest landscape. Atmospheric Environment 23: 1783 - 1794.

HARMS, H. (1975): Metabolisierung von Benzo(a)pyren in pflanzlichen Zellsuspensionskulturen und Weizenkeimpflanzen. Landbauforschung Völkenrode 25: 83 - 89.

HARTLEY, G. and GRAHAM-BRYCE, I. (1980): Physical principals of pesticide behaviour. London: Academic press.

HÖFKEN, K. D. (1983): Input of acidifiers and heavy metals to a German forest area due to dry and wet deposition. In: Ulrich, B., Pankrath, J (Eds.): Effect of Accumulation of Air Pollutants in Forest Ecosystems. Dordrecht: Reidel Publishing Company, 57 - 64.

IBROM, A. (1993): Die Deposition und die Pflanzenauswaschung (Leaching) von Pflanzennährstoffen in einem Fichtenbestand im Solling. Berichte des Forschungszentrums Waldökosysteme der Universität Göttingen. Reihe A, Band 105, 165 S.

IPCC (2001): Climate Change 2001: The Scientific Basis. Chapter 5. Aerosols, their Direct and Indirect Effects.

JONAS, R. (1984): Ablagerung und Bindung von Luftverunreinigungen an Vegetation und anderen atmosphärischen Grenzflächen. Zentralbibliothek der Kernforschungsanlage Jülich.

KESSELMEIER, J., SCHRÖDER, P., ERISMAN, J. W. (1997a): Exchange of Sulfur Gases between the Biosphere and the Atmosphere. In: Slanina, S. (Ed.): Biosphere - Atmosphere Exchange of Pollutants and Trace Substances. Berlin, Heidelberg: Springer, 167 - 200.

KESSELMEIER, J., BARTELL, U., BLEZINGER, S., CONZE, W., GRIES, C., HILSE, C., HOFFMANN, R., HOFFMANN, U., HUBER, A., KUHN, U., MEIXNER, F., MERK, L., NASCH III, T. H.,

- PROTOSCHILL-KREBS, G., VELMECKE, F., WILHELM, C., ANDRAE, M. O. (1997b): Exchange of reduces Sulfur Compounds between the Biosphere and Athmosphere. In: Slanina, S. (Ed.): Biosphere - Atmosphere Exchange of Pollutants and Trace Substances. Berlin, Heidelberg: Springer, 320 - 326.
- KESSELMEIER, J., AMMANN, C., BECK, J., BODE, K., GABRIEL, R., HOFMANN, U., HELAS, G., KUHN, U., MEIXNER, F. X., RAUSCH, TH, SCHÄFER, L., WELLER, D., ANDRAE, M. O. (1997c): Exchange of Short Chained Organic Acids between the Biosphere and the Atmosphere. In: Slanina, S. (Ed.): Biosphere - Atmosphere Exchange of Pollutants and Trace Substances. Berlin, Heidelberg: Springer, 327 - 334.
- KOCH, R. (1989): Umweltchemikalien. VCH Verlagsanstalt Weinheim
- KESSELMEIER, J., BARTELL, U., BLEZINGER, S., CONZE, W., GRIES, C, HILSE, C., HOFMANN, R., HOFMANN, U., HUBER, A., KUHN, U., MEIXNER, F., MERK, L., NASCH III, T. H., PROTOSCHILL-KREBS, G., VELMECKE, F., WILHELM, C., ANDRAE, M. O. (1997b): Exchange of reduces Sulfur Compounds between the Biosphere and Atmosphere. In: Slanina, S. (Ed.): Biosphere - Atmosphere Exchange of Pollutants and Trace Substances. Berlin, Heidelberg: Springer, S. 320-326.
- KESSELMEIER, J., AMMANN, C., BECK, J., BODE, K., GABRIEL, R., HOFMANN, U., HELAS, G., KUHN, U., MEIXNER, F. X., RAUSCH, TH, SCHÄFER, L., WELLER, D., ANDRAE, M. O. (1997c): Exchange of Short Chained Organic Acids between the Biosphere and the Atmosphere. In: Slanina, S. (Ed.): Biosphere - Atmosphere Exchange of Pollutants and Trace Substances. Berlin, Heidelberg: Springer, S. 327 - 334.
- KYLIN, H., GRIMALL, E., ÖSTMAN C. (1994): Environmental monitoring of polychlorinated biphenyls using pine Nedles as passive samplers. Environmental Science and Technology. 28: 1320 - 1324
- LANGNER, M. (2006): Natürliche Filter? Die Filterung von Feinstäuben durch Stadtbäume. Das Taspo Magazin 3: 20-23.
- LEH, H.-O. (1993): Ökologische Aspekte des Stadtgrüns. Das Gartenamt 4: 241 - 249.
- MACCIACHERA, I. U. und RUCK, B. (2001): Pressure Fluctuation Induces by Road Vehicle in ambient Air – A Model Study. Internetveröffentlichung
- MARQUES, M. C. (1999): Eintrag von luftgetragenen partikelgebundenen Spurenstoffen in Wälder durch trockene Deposition. Berlin: WVB, 200 S.
- MARKAN, K.und FISCHER, U. (1991): Untersuchungen zur Immissionsbelastung der Berliner Forsten: Deposition und Bioindikation. Dissertationes Botanicae. Band 170. Berlin, Stuttgart: J. Cramer. 258 S.
- MONSON, R. K., HARLEY, P. C., LITVAK, M. E., WILDERMUTH, M., GUENTHER, A. B., ZIMMERMANN, P. R., FALL, R. (1994): Environmental and developmentel controls over the seasonal pattern of isoprene emission from aspen leaves. Oecologia 99: 260 - 270.
- NAS (National Acadamy of Sciences, National Research Council), (Ed.) (1972): Particulate polycyclic organic matter. Washington, D.C.
- ÖTVÖS, E., KOZÁK, I. O., FEKETE, J., SHARMA, V. K., TUBA, Z. (2004): Atmosperic deposition of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in mosses (*Hypnum cupressiforme*) in Hungary. Science of the Total Environment, 330: 89 - 99.
- PATERSON, S., MACKAY, D., TAM, D. and SHIU, W. (1990): Uptake of organic chemicals by plants: a review of processes, correlations and models. Chemospehere 2: 297 - 331.

- PARKER, G. G. (1990): Evaluation of Dry Deposition, Pollutant Damage and Forest Health with Throughfall studies. In: Lucier, A. A., Hains, S. G. (Ed.): Mechanisms of Forest Response of Acidic Deposition. New York, Berlin u. a.: Springer, 10 - 61.
- PFANZ, H. und FLOHR, S. (2007): Die Wirkung von Holzgewächsen auf Stäube und die mögliche Rückwirkung der Stäube auf die Pflanzen. In: Urbane Gehölzverwendung im Klimawandel und aktuelle Fragen der Baumpflege. 58 - 66.
- PFANZ, H., FLOHR, S., WITTMANN, C. (2006): Das Staubfangvermögen von Vegetation. Grundlagen und erste Ergebnisse aus der Praxis. Das Taspo-Magazin 3: 12 -15.
- PIO, C., NUNES, T., VALENTE, A. (1997): Forest Emissions of Hydrocarbons. In: Slanina, S. (Ed.): Biosphere - Atmosphere Exchange of Pollutants and Trace Substances. Berlin, Heidelberg: Springer, 335 - 341.
- RIES, K. und EICHHORN, J. (2001): Simulation of effects of vegetation on the dispersion of pollutants in street canyons. Meteorologische Zeitschrift 10 (4): 229 - 233.
- RUCK, B. und DONAT, J. (2000): Aerodynamisches Verhalten dünner Windschutzstreifen auf Wällen unterschiedlicher Geometrie - Experiment und numerische Studie. Proceeding der Fachtagung „Lasermethoden in der Strömungsmesstechnik“, Universität München, paper 42.
- RUCK, B. und ADAMS, E. (1991): Fluid mechanical aspects of the pollutant transport to coniferous trees. Boundary- Layer Meteorology 56: 163 - 195
- RUCK, B. und SCHMIDT, F. (1986): Das Strömungsfeld der Einzelbaumumströmung. Abschätzung von Depositionswahrscheinlichkeit für Feinsttröpfchen. Sonderdruck aus Forstwirtschaftliches Centralblatt, 105. Heft 3: 178 - 196.
- SCHREIBER, L. and J. SCHÖNHERR (1992): Uptake of Organic Chemicals in Conifer Needles. Surface Adsorption and Permeability of Cuticles. – Environment Science & Technology 26: 153 -159.
- SIMONICH, S. L., HITES R.A. (1995): Organic Pollutant Accumulation in Vegetation. Environmental Science and Technology 29: 2905 - 2914
- SLINN, W. G. G. (1982): Predictions for particle deposition to vegetative canopies. Atmospheric Environment 16 (7): 1785 - 1794.
- SMITH, K. E. C. und JONES, K. C. (2000): Particles and vegetation: implications for the transfer of particle-bound organic contaminants to vegetation. The Science of Total Environment 246: 207 - 236.
- SMITH, W. H. und STASKAWICZ, B. J. (1977): Removal of Atmospheric Particles by Leaves and Twigs of Urban Trees: Some Preliminary Observations and Assessment of Research Needs. Environmental Management 1 (4): 317 - 330
- STEINBRECHER, R., HAHN, J., STAHL, K., EICHSTÄDTER, G., LEDERLE, L., RABONG, R., SCHREINER, A.-M., SLEMR, J. (1997a): Investigations on Emissions of Low Molecular Weight Compounds (C₂-C₁₀) from Vegetation. In: Slanina, S. (Ed.): Biosphere - Atmosphere Exchange of Pollutants and Trace Substances. Berlin, Heidelberg: Springer, 342 - 351.
- STEINBRECHER, R., ZIEGLER, H., EICHSTÄDTER, G., FEHSENFELD, U., GABRIEL, R., KOLB, CH., RABONG, R., SCHÖNWITZ, SCHÜRMAN, W. (1997b): Monoterpene and Isoprene Emission in Norway Spruce Forest. In: Slanina, S. (Ed.): Biosphere - Atmosphere Exchange of Pollutants and Trace Substances. Berlin, Heidelberg: Springer, 352 - 365.

STREET, R. A., DUCKHAM, S. C., BOISSARD, C., HEWITT, C. N. (1997): Emissions of VOCs from Stressed and Unstressed Vegetation. In: Slanina, S. (Ed.): Biosphere - Atmosphere Exchange of Pollutants and Trace Substances. Berlin, Heidelberg: Springer, 366 - 378.

SUTTON, M. A., DRAGOSITS, U., DORE, A. J., McDONALD, A. G., TANG, Y. S., VAN DIJK, N., BANTOCK, T., HARGREAVES, K. J., SKIBA, U., SIMMONS, I., FOWLER, D., WILLIAMS, J., BROWN, L., HOBBS, P., MISSELBROOK, T. (2004): The potential of NH₃, N₂O and CH₄ measurements following the 2001 outbreak of Foot and Mouth Disease in Great Britain to reduce the uncertainties in agricultural emissions abatement. *Environmental Science & Policy* 7: 177-194.

SUTTON, M. A., WYERS, G. P., MEIXNER, F. X., SCHJØRRING, KESSELMEIER, J., KRAMM, G., DUYZER, J. H. (1997): Biosphere - Atmosphere Exchange of Ammonia. In: Slanina, S. (Ed.): Biosphere - Atmosphere Exchange of Pollutants and Trace Substances. Berlin, Heidelberg: Springer, 15 - 44.

SWAAGSTRA, A. H. und DE KLUIVER, P. P. (2006): Integrales technisches Grün. Bepflanzung als High-Tech-Lösung gegen Umweltverschmutzung. *Das Taspo Magazin* 3: 24 - 26.

SWAAGSTRA, H. und DE KLUIVER, P. P. (2007): The appliance of Integral Technical Green Design to optimize residential quality and for means of purification of air and water in X. *Basivs of Technology*. Babberich: ES Consulting, 36 p.

THÖNNESEN, M. (2002): Elementdynamik in fassadenbegrünendem Wilden Wein (*Parthenocissus tricuspidata*). Nährelemente, anorganische Schadstoffe, Platin - Gruppen - Elemente, Filterleistung, immissionshistorische Aspekte, Methodische Neu- und Weiterentwicklung. In: *Kölner Geographische Arbeiten*, Heft 78, 153 S.

THÖNNESEN, M. (2007): Staubfilterung durch Gehölzblätter. Beispiele aus Düsseldorf, Essen und Köln. Im Press.

THÖNNESEN M. und HELLACK, B. (2005): Staubfilterung durch Gehölzblätter. Anreicherung und Vermeidung von Stäuben bei Wildem Wein und Platane. *Stadt und Grün* 54/12: 10 - 15

THÖNNESEN, M. und WERNER, W. (1996): Die fassadenbegrünende Dreispitzige Jungfernebe als Akkumulationsindikator. *Gefahrstoffe - Reinhaltung der Luft* 56 (8): 351 - 357.

WALTON, S., GALLAGHER, M., CHOULARTON, T. W., DUYZER, J., PELEGAARD, K. (1997): The Speulderbos Experiment 1993 – Experimental and Modelling Results. In: Slanina, S. (Ed.): Biosphere - Atmosphere Exchange of Pollutants and Trace Substances. Berlin, Heidelberg: Springer, 292 - 300.

WEDDING, J. B., CARLSON, R. W., STUKEL, J. J., BAZZAZ, F. A. (1975): Aerosol Deposition on Plant Leaves. *Environmental Science and Technology*. V. 6, 2: 151 - 153.

WESSELING, J. P., DUYZER, J., TONNEIJCK, A. E. G., VAN DIJK, C. J. (2004): TNO-rapport R2004/383. Effecten van groenelementen op NO₂ en PM₁₀ concentraties in de buitenlucht. TNO Milieu, Energie en Procesinnovatie, 43 S.

WOLT, J. D. (1990): Effect of Acidic Deposition on the Chemical Form and Bioavailability of Soil Aluminium and Manganese. In: Lucier, A. A., Hains, S. G. (Ed.): *Mechanisms of Forest Response of Acidic Deposition*. New York, Berlin u. a.: Springer, 62 - 107.

ULRICH, B., MAYER, R., KHANNA, P.K. (1979): Deposition von Luftverunreinigungen und ihre Auswirkungen im Solling. *Schriften aus der Forstlichen Fakultät der Universität Göttingen und dem Niedersächsischen Forstlichen Versuchsanstalt*, Band 58.

ZASCHKE, M und RUCK, B. (2006): Strömungsmuster im Bereich von Waldrändern. Fachtagung „Lasermethoden in der Strömungsmesstechnik“ 5. - 7. September 2006, Braunschweig.

4 Filterleistung von Vegetation

Bei der Betrachtung der Filterungsleistung gibt es eine große Spannweite an Definitionen. Vollständige Herausfilterung ist nur dann gegeben, wenn der Staub anschließend fest gebunden wird. Was genau mit den einzelnen Staubpartikeln und – fraktionen nach der Abscheidung auf den Oberflächen passiert, konnte bisher nicht nachvollzogen werden. Vor allem ist nicht klar, wie fest der Staub auf den Blättern gebunden ist. Daher können die Filterungsleistungen unter Berücksichtigung der Rückhaltung von Partikeln bisher nicht ermittelt werden.

Unter Filterung wird in dieser Studie die Ablagerung des Staubes auf der pflanzlichen Oberfläche verstanden. Die Filterungsleistung wird als Reduktion der Partikelkonzentration in der Luft durch Vegetation in % von ihrer Konzentration in der Umgebungsluft berechnet.

Wie oben betont, wird die Filterleistung der Vegetation sehr stark von den konkreten Bedingungen im urbanen Raum beeinflusst und kann diesbezüglich sehr große Unterschiede aufweisen.

Die Filterungsleistung hängt von vielen Faktoren ab: Windgeschwindigkeit, Staubkonzentration, Architektur, Porosität und Höhe der Vegetation, Platzierung der Vegetation in Bezug auf die Windrichtung und die Emissionsquelle, Gestaltung der Umgebung und Eigenschaften der Blätter. Die Filterungsleistungen im Sinne der Studie (Reduktion der Staubkonzentration in der Luft in % zur ursprünglichen Konzentration) unter verschiedenen urbanen Bedingungen wurden bisher nur in wenigen Arbeiten ermittelt. Die Ergebnisse wurden mittels Hochrechnungen von kleinräumigen Messergebnissen oder Modellierungen ermittelt und stellen eher grobe Schätzwerte dar. Die bisherigen Ergebnisse sind auf andere Standortbedingungen nicht übertragbar.

Die Angaben in der Literatur bezüglich der Feinstaubfilterungsleistung von Vegetation sind oft widersprüchlich und die Mengen des aufgenommenen Feinstaubes unterscheiden sich in mehreren Größenordnungen. Nach Meinung von BRUSE (2007, persönliche Mitteilung) kann der Beitrag der städtischen Vegetation in verkehrbelasteten Straßen zur Konzentrationsverminderung des PM_{10} bestenfalls nur wenige Prozente betragen. Den Angaben der niederländischen Experten zufolge (SWAAGSTRA und KLUIVER 2007) ist der Beitrag der Vegetation wesentlich höher und kann bei Baumbeständen an der Straße unter günstigen Umständen sogar 20 -30 % der PM_{10} erreichen. Die Filterungsleistung bezüglich des Feinstaubes $PM_{2,5}$ fällt auf jeden Fall geringer aus. In wenigen Vergleichsuntersuchungen gleicher Pflanzenarten an unterschiedlich belasteten Standorten (z. B. BECKETT et al. 2000a, FREER-SMITH et al. 2005) wurden kaum Unterschiede in der akkumulierten Menge von Feinstaub gefunden, was für die homogene Verteilung von feinen Partikeln spricht.

Bei den Vegetationsformen sinkt die Staubfilterungsleistung in der Reihe "Bäume - Sträucher - Gräser" aufgrund der abnehmenden Blattoberfläche. Die hohen Bäume sind in der Lage, dreifach mehr Staub aus der Luft rauszufiltern als die kleineren Vegetationsformen (BECKETT et al. 2000 a). Viele bisherige Untersuchungsergebnisse deuten daraufhin, dass die Deposition in den Kronen der Nadelbäume höher ist als in denen der Laubbäume (MARQUES 1999; HÖFKEN 1983; BERGKVIST et al. 1987, nach MARQUES 1999, BECKETT 2000b, FREER-SMITH 2005).

Durch gezieltes Design der Vegetation (SWAAGSTRA 2007) kann die Filterung des Staubes durch Vegetation gesteigert werden. Folgende Bedingungen sind dafür zu schaffen:

- der Wind soll alle Blätter erreichen können,
- im Kronenraum sollen Turbulenzen erzeugt werden,
- dem Staub soll eine möglichst große Vegetationsoberfläche für die Deposition zur Verfügung stehen.

4.1 Filterung bezüglich unterschiedlicher Staubfraktionen

In früheren Untersuchungen wurde durch die Zählung der Partikel festgestellt, dass die Anzahl abgeschiedener Partikel unter 5 µm auf den Blättern signifikant größer ist als die Anzahl der Partikel über 5 µm (HELBING 1973: bei *Carpinus betulus* und *Rosa sp.*). Unter Einsatz von modernen Methoden wird dieses Erkenntnis in der Regel bestätigt. Das liegt daran, dass in der Luft wesentlich mehr kleinere Partikel vorhanden sind. Daher bedeutet eine höhere Zahl kleinerer Partikel auf den Blättern nicht, dass kleine Partikel besser gefiltert werden. LANGNER (2006) belegt mit seinen Versuchsdaten die Vermutung, dass die *Masse* von auf den Blättern abgeschiedenen größeren Partikeln größer ist, als diese der feineren Partikeln. Da große Partikel aber sehr viel mehr Masse haben als kleine Partikel, bedeutet das nicht, dass die *Anzahl* der großen Partikel auf den Blättern größer ist. PM_{2,5} wird aus der Luft durch die Vegetation mit einer geringeren Effizienz herausgefiltert (MARQUES 1999; LANGNER 2006, GRANTZ et al. 2005). Die Filterungsleistung bezüglich des ultrafeinen Staubes kann höher sein als von PM_{2,5}, allerdings fehlen dazu die experimentellen Beweise.

Die Filterung durch die Vegetation bezüglich der verschiedenen Staubbestandteile (qualitativ und herkunftsabhängig) ist sehr schwierig zu erfassen, da die Herkunftsanalyse und die Trajektorienverfolgung einzelner Partikel kaum möglich ist. Es ist davon auszugehen, dass die Staubbestandteile in erster Linie abhängig von ihrer Größe und Form abgeschieden werden.

In Abhängigkeit von der Oberflächenstruktur des Blattes und den Partikeleigenschaften sowie den Umweltbedingungen (Niederschläge, Wind, mechanische Berührung) können Partikel unterschiedlich lange an der Blattoberfläche haften.

4.2 Staubverteilung in der Vegetation

Direkt über dem Bestand werden, durch Rauigkeiten der Bestandesoberflächen verursacht, geringe Windgeschwindigkeiten gemessen. Innerhalb des Bestandes nimmt die Windgeschwindigkeit i. d. R. von oben nach unten ab. In Bodennähe kann sie nahe Null sein. Dies fördert die direkte Staubablagerung auf der bodennahen Vegetation durch Sedimentation. Eine gleichzeitig höhere Luftfeuchte und niedrige Temperatur beschleunigen die Agglomeration verschiedener Staubklassen zu größeren Partikeln, die dann leichter sedimentieren können (SEHMEL 1980, CAMPBELL und NORMAN 1998, nach PFANZ et al. 2006).

Im Waldbestand wurden die höchsten Depositionsraten für Grob- und Feinstaub im oberen Teil eines Baumes gemessen, da die Luftverunreinigungen auf einen Vegetationsbestand oft von oben einwirken.

Aus den Ergebnissen der Walduntersuchungen (ZU HÜLSHOFF 1968, nach DRÖSCHER 1990) ist einzuschätzen, dass die Gesamtoberfläche einer 74-jährigen Fichte ca. 400 m² umfasst. Im oberen Kronenfünftel setzen sich auf nur 7 % der Nadelfläche jeweils 18 % der Sulfat-(PM_{2,5}) und Kalzium-(PM_{2,5-10})Masse aus der Luft ab, während in den unteren zwei Fünfteln auf 20 % der Nadelfläche lediglich 11 % der abgeschiedenen Masse zu finden sind. Die entsprechenden Flächenbelegungsraten sind im obersten Kronenteil (Höhe etwa 26,5 m) 2 mg/m² Nadel/Tag für Sulfat (PM_{2,5}) und 1,6 mg/m² Nadel/Tag für Kalzium (PM_{2,5-10}). Im mittleren Kronenbereich (Höhe etwa 19 m) wird eine 5-mal geringere Partikelmasse abgeschieden. Die seitlichen Einträge durch Wind erfolgen im dichten Bestand nur in den Randbereichen, dies trägt 10 % bis 30 % zur Luftfilterung bei (MARQUES 1999). Die Untersuchungen und die Modellierung der Windverteilung und der Partikeldeposition in den tiefen (in mehreren Reihen) Baumbeständen (ZASCHKE und RUCK 2006, RUCK 2007, persönliche Mitteilung, HELBING 1973) zeigen, dass nicht die Bäume direkt am Rand des Bestandes, sondern diejenigen mitten im Bestand am stärksten mit Staub beladen sind und ggf. durch diese Luftverunreinigungen geschädigt werden. Bei Bäumen in den Randberei-

chen eines Waldes ist stärker mit einer Wiederaufwirbelung des Staubs von den Blättern auf Grund der hier herrschenden höheren Luftgeschwindigkeiten zu rechnen. Die Staubdeposition wird hier nicht so stark erfolgen wie im Inneren des Bestandes.

In der Stadt besetzen die Vegetationsbestände kleinere Flächen und haben eine andere Struktur als die Waldbestände. Die Einwirkung des Windes erfolgt meistens von der Seite. Die vom Verkehr erzeugten Winde und Staubemissionen in unmittelbarer Nähe der Quelle sind nach heutigen Erkenntnissen in der unteren 50-cm-Schicht der städtischen Luft am stärksten. Dies betrifft hauptsächlich die gröberen Partikel des Reifen-, Brems- und Kuppungsabriebs sowie mineralische, durch den Verkehr aufgewirbelte Partikel. Hoch gewachsene Kraut-Vegetation (z. B. ungemähter Bestand) senkt deutlich die Temperatur in Bodennähe im Vergleich zu gemähter Vegetation oder zu einer versiegelten Fläche und verhindert gleichzeitig stärker die Austrocknung des Bodens, wodurch ein ein ausgleichender Einfluss auf das Mikroklima (PFANZ et al. 2006) ausgeübt wird. Gleichzeitig wird die Depositionsrate der Partikel in der Vegetation durch die Senkung der Windgeschwindigkeit im Vegetationsbestand positiv beeinflusst.

Die in einer Stadt wirkenden Luftströmungen werden einerseits durch die allgemeinen Wetterbedingungen (Windgeschwindigkeit, Windrichtung), aber auch in hohem Maße durch die Bedingungen am konkreten Standort in der Stadt (v.a. Bebauung, Anordnung von Vegetation) bestimmt. Bisher nicht möglich war es, einen Vergleich der Wirkung dieser Luftströmungen und ihre Interaktionen zu verifizieren. Bei bisherigen Modellierungen wurde meist die Wirkung nur eines Faktors, der die Luftströmung beeinflusst, untersucht. Komplexe Modelle, die verschiedene Einflussfaktoren einbeziehen, sind unvollständig, da viele Faktoren unberücksichtigt bleiben. Z. B. ist ungeklärt, wie die durch ein fahrendes Auto bewirkte Windströmung und Staubverteilung durch nachfolgende Fahrzeuge modifiziert wird.

Die Staubkonzentrationen in der Krone eines städtischen Baums nehmen mit zunehmendem Abstand von der Quelle (z. B. Fahrbahn) in vertikaler und horizontaler Richtung ab. Festgestellt wurde, dass die feinere Staubfraktion (3-12 μm) eine gleichmäßigere Verteilung in der Baumkrone aufweist als die gröbere Fraktion. Bei Untersuchungen von LANGNER (2006) wurde jedoch gleichzeitig auch ein Unterschied in der Konzentration der Fraktion 3-12 μm in der Baumkrone selbst festgestellt, der bis zu 27 % betrug.

Die qualitative Filterungsleistung der Vegetation wurde bisher nicht genügend untersucht. So wurde in Untersuchungen festgestellt, dass die chemische Zusammensetzung des Staubes, der in der Luft vorhanden ist, sich von der unterscheidet, die auf der Blattoberfläche analysiert wurde. Es ist deshalb davon auszugehen, dass die Staubpartikel, die sich qualitativ voneinander unterscheiden (z.B. chemische Zusammensetzung) unterschiedlich auf der Vegetation abgeschieden werden. Z. B. kann der Anteil kohlenstoffhaltiger Staubpartikel der Fahrbahn bis ca. 50 % der trockenen Deposition betragen, wobei dieser Anteil in der Baumkrone eines unmittelbar an der Fahrbahn stehenden Baums und an der straßenabgewandten Seite deutlich kleiner ist (LANGNER, 2005). Eine Erklärung wird darin gesehen, dass mineralische Partikel, die zuvor auf den Blättern abgeschieden wurden, wieder aufgewirbelt werden und anschließend unterhalb der Krone zur Deposition gelangen (LANGNER 2005).

Vermutlich sind Partikelgröße und -form die entscheidenden Parameter, welche die Deposition auf der Vegetation beeinflussen. Obwohl die chemische Affinität der Partikel zur Kutikula eine positive Wirkung auf die Haftung hat, spielt die chemische Zusammensetzung des Staubes im Vergleich zur Partikelgröße eine untergeordnete Rolle.

Bei Untersuchungen zur Filterleistung von Fassadenbegrünungen wurde festgestellt, dass mit steigendem Verkehrsaufkommen ein deutliches Gefälle der Schwermetallkonzentrationen zwischen dem jeweils verkehrsnahen unteren Beprobungspunkt (höhere Konzentrationen)

on) der Fassadenbegrünung (*Parthenocissus tricuspidata*) und den darüberliegenden Beprobungshöhen (bis 13,5 m) (niedrigere Konzentration) besteht. Es ist jedoch nicht möglich, die vertikalen Gradienten an Einzelhäusern und die Zunahme der Schwermetallkonzentrationen mit steigendem Verkehrsaufkommen als eine einfache Funktion von Emittentenferne und Emissionsstärke aufzufassen. Die Emissionsstärke wird weiterhin durch das Verkehrsaufkommen, den LKW-Anteil sowie die Bebauungssituation wesentlich beeinflusst (THÖNNESEN und WERNER 1996).

4.3 Filterleistung von verschiedenen Vegetationselementen

4.3.1 Filterleistung von Einzelbäumen

Die in der Literatur angegebenen Filterungsleistungen von Einzelbäumen unterscheiden sich bei verschiedenen Autoren um mehrere Größenordnungen, von 100 g PM₁₀ pro Vegetationsperiode bis 2 kg PM₁₀ pro Tag (MAGISTRATABTEILUNG 22 2006). Die Schwierigkeiten bei der Bestimmung der Filterungsleistung liegen an fehlenden Messmethoden, die das genaue „Schicksal“ der sedimentierten Partikel verfolgen können, d. h. die Wiederaufwirbelung durch Wind, der mechanische Abrieb und die Wiederaufnahme der Partikel durch die Blätter wurden bisher nicht berücksichtigt. Nach heutigen Kenntnissen der Sachverständigen können Einzelbäume im günstigsten Fall nur wenige Prozente der PM₁₀-Konzentration aus der Luft herausfiltern (LANGNER, 2007, persönliche Mitteilung). Die Modellrechnungen gehen von einer Höchstleistung unter 1 % aus (BRUSE 2007, persönliche Mitteilung).

Die von LANGNER (2006) für einen an der Straße befindlichen Spitzahorn (*Acer platanoides*) gemessene PM₁₀-Filterleistung betrug in der Vegetationsperiode 400 g. Dies entspricht einer Filterleistung von etwa 11 % des Straßenverkehrsstaubes. Da aber der Straßenverkehr nur etwa 30 % der Belastung ausmachte, betrug die tatsächliche Filterleistung < 4 %. Größere Baumbestände können aber in der Summe eine durchaus nennenswerte Feinstaubreduktion bewirken (LANGNER 2006).

Nach der Berechnung einer niederländischen Expertengruppe ist die Filterungsleistung eines Einzelbaums geringer als die von LANGNER (2006) ermittelte Leistung. Im Jahresmittel werden ihren Ergebnissen zufolge durch einen Straßenbaum maximal ca. 100 g von PM₁₀ aufgenommen (WESSELING et al. 2004).

Allerdings kann von der Leistung *einer* Baumkrone, verschiedene Staubbestandteile herauszufiltern, nicht auf die Gesamtleistung *des Bestandes* bei der Feinstaubfilterung geschlossen werden. Bei vielen Untersuchungen wird die Filterleistung der Vegetation auf der Basis von Modellen eingeschätzt bzw. aus den Ergebnissen des Blattabwaschverfahrens auf die Gesamtheit der Bäume und Bestände extrapoliert. In der folgenden Tabelle sind die ausgerechneten Effizienzen der Filterung in der Baumkrone für einzelne untersuchte Staubbestandteile zusammengefasst.

Tabelle 4.3-1: Beispiele zur Effektivität der Filterung verschiedener Staubkomponenten in der Baumkrone.

Komponente	Fraktion	Pflanzenart	Standort	Aufnahme-Effizienz	Bemerkungen	Quelle
Ca	PM _{2,5-10}	Fichte <i>Picea abies</i>	Wald	25 %	Nachtstunden mit stabiler Luftschichtung	DRÖSCHER 1990
				35 %	Mittag und Nachmittag mit einem begünstigten vertikalen	
				ca. 28 % ¹⁶		MARQUES 1999
SO ₄ ²⁻	PM _{2,5-10}	Fichte <i>Picea abies</i>	Wald	10 %	unabhängig vom Luftaustausch, 50 % wird mit Niederschlag eingetragen, 25 % durch Trocken-deposition, 25 % durch Gasdeposition	DRÖSCHER 1990
				ca. 20 % ¹		MARQUES 1999
Na	PM _{2,5-10}	Fichte <i>Picea abies</i>	Wald	ca. 38 % ¹		MARQUES 1999
Cl	PM _{2,5-10}	Fichte <i>Picea abies</i>	Wald	ca. 37 % ¹⁷		
Mg	PM _{2,5-10}	Fichte <i>Picea abies</i>	Wald	ca. 32 % ¹		
K	Überwiegend PM _{2,5}	Fichte <i>Picea abies</i>	Wald	ca. 25 % ¹		
Pb	PM _{2,5}	Fichte <i>Picea abies</i>	Wald	ca. 27 % ²	teilweises Haf-ten an der Nadeloberfläche	
Cd	PM _{2,5}	Fichte <i>Picea abies</i>	Wald	ca. 42 % ²		
Zn	PM _{2,5}	Fichte <i>Picea abies</i>	Wald	ca. 25 % ¹		
Cd Cr Pb Ni		Echter Zuckerahorn <i>Acer saccharum</i> 30 cm StU		Pro Vegetationsperiode: 60 mg 140 mg 5800 mg 820 mg		SMITH 1974, nach SMITH und STASKAWICZ 1977)

¹⁶ Ermittelt als Differenz zwischen der Stoffkonzentration - über der Krone in der Höhe von 51 m und im Kronenraum in einer Höhe von 27 m des ca. 30 m hohen Baums.

¹⁷ Ermittelt als Anteil der im Auswaschverfahren ermittelten Partikel-trockendeposition an der Gesamtdeposition.

Komponente	Fraktion	Pflanzenart	Standort	Aufnahme-Effizienz	Bemerkungen	Quelle
	TSP	Bergkiefer <i>Pinus mugo</i>		0,18 mg/ cm ² Blatt- oberfläche		STEBING und KLEE 1970, nach WESSE- LING et al. 2004
	TSP	Feldahorn <i>Acer cam- pestre</i>	verkehr- belastete Autobahn, Schutz- pflan- zung: - Rand - Be- stands- innere	ca. 10-70 % der gesam- ten Staub- menge/Tag	Haftfolie und Kollodium- Methode für die Blätter	HELBING 1973
	TSP	Birke <i>Betula pu- bescens</i>	- Bot. Garten - Park- platz	bis 2,66 g/m ² bis 3,47 g/m ²	Kollodium- Methode	
	TSP	Birke <i>Betula pu- bescens</i>	- Straßen- seite 2m Höhe 5m Höhe - Parksei- te 2m Höhe 5m Höhe	8 – 28 g/m ² 13 – 20 g/m ² 8 – 20 g/m ² 8 – 23 g/m ²	Haftfolien und Kollodium- Methode für die Blätter	
C, Si Al, Fe, Mg, N, S, Ca, K, Cl	PM ₂	Gewöhnli- che Ross- kastanie <i>Aesculus hippocasta- num</i> Baum-Hasel <i>Corylus co-</i>		Durchaus relevante Filterlei- stung 50-60% der analysierten Partikel waren Fein-		TOMAŠEVIĆ et al. 2005
	PM ₁₀	Straßen- baum		Maximal 100 g pro Jahr		NOWAK et al. 2002
	PM ₁₀	Spitzahorn <i>Acer plata- noides</i>	Verkehr- be-lastete Straße	400g, ent- sprechend <4 % pro Vegetati- onsperiode		LANGNER 2006
	PM ₁₀	urbaner Baum klein groß		0,025 kg/ Jahr 1,4 kg/Jahr	Stammdurch- messer über 75 cm	NOWAK 1994, nach WESSELING et al. 2004

Komponente	Fraktion	Pflanzenart	Standort	Aufnahme-Effizienz	Bemerkungen	Quelle
	PM ₁₀	Schwarzkiefer <i>Pinus nigra</i> Leyland-Zypresse <i>x Cupressocyparis leylandii</i> Feldahorn <i>Acer campestre</i> Hybrid-Pappel 'Beaupré' <i>Populus deltoides x tirchocarpa</i> Schwedische Mehlbeere <i>Sorbus intermedia</i>	Belasteter urbaner und sub-urbaner Standorte	bis 200 mg/m ² 60 mg/m ² 50-60 mg/m ² 40 mg/m ² 45-55 mg/m ²	Kaum standortabhängige Unterschiede in der PM ₁₀ -Aufnahme	FREER-SMITH et al. 2005

In der Stadt spielen besondere Faktoren des urbanen Raumes (Gebäude, Straßen, verkehrsbedingte Winde, Partikelferntransport, Wiederaufwirbelung) eine entscheidende Rolle bei der Staubverteilung (siehe auch Kapitel 1). Die Staubpartikel erreichen die Vegetation kaum von oben, wie es bei Waldbeständen oft der Fall ist, sondern meistens von der Seite und von unten (z. B. im Falle der Baumkronen). Die städtischen Hindernisse verändern das Strömungsbild und verursachen eine Umverteilung der Luftbelastung. Die Expertenmeinungen zur Dimensionierung von Baum- und Strauchbeständen für die bessere Filterleistung unterscheiden sich sehr stark. Diesbezüglich sind weitere Untersuchungen der konkreten Begrünungselemente notwendig. Fest steht, dass durch die Durchströmung eines Baumes/Strauches oder eines Bestandes die Staubabscheidung im Bestand und hinter dem Bestand verursacht wird. In Bezug auf die Staubverteilung in Abhängigkeit von der Partikelgröße ist zu beachten, dass sich in den unteren Bereichen der Krone vor allem grobe Partikel auf den Blättern ablagern.

PODGAROW (1967, nach SMITH und STASKAWICZ 1977) untersuchte die Staubpartikelfiltereffektivität verschiedener Bäume. Dabei erwies sich die Kiefer beim Vergleich mit Birke und Espe als diejenige mit der höchsten Leistung.

In *Picea abies* (SW-Deutschland) fanden KRIVAN et al. 1987 die Elemente Cu, Fe, Pb, Sb, Al, Cd, Cs und Sc hauptsächlich auf den Nadeloberflächen (im Vergleich zum Gesamtgehalt dieser Stoffe in den Nadeln). Die Masse der abgelagerten chemischen Elemente ist dabei abhängig vom jeweiligen Element sowie von der Probenregion und dem Nadelalter. In den meisten Fällen zeigt die Oberflächenablagerung ein kumulatives Verhalten, das mit dem Nadelalter zunimmt, insbesondere bei Blei. Der Anteil von Blei auf der Nadeloberfläche betrug bis zu 96 % des Gesamtbleigehaltes (0,6 - 13,3 µg/g Trockenmasse) der Nadeln. Nach SERVANT (1974, nach SMITH und STASKAWICZ 1977) ist die Ulme der beste Rezeptor für Blei, während Platane der schlechteste ist. Dies geht einher mit den Ergebnissen von Thönnessen, der an Platanen ebenso geringe Schwermetallablagerungen beobachtete (THÖNNESSEN 2006). SMITH und STASKAWICZ (1977) fanden allerdings eine hohe Partikelbelastung an Platanenbäumen (*Platanus acerifolia*=*P. x hispanica*), die zum Ende der Vegetationsperiode zunahm, deren Höhe jedoch nicht bestimmt und deren Partikelbeteiligung nicht genauer als 5-50 µm eingegrenzt wurde.

In den Niederlanden wurden die Baumarten auf der Basis der Literaturangaben und der praktischen Erfahrungen bezüglich ihrer Fähigkeit, Staub zu filtern, wie folgt klassifiziert (Tabelle 4.3-2):

Tabelle 4.3-2: Fähigkeit der Bäume, PM₁₀ zu fangen (DE VRIES 2005, nach VAN HOVE 2006).

Sehr hoch	Hoch	Mäßig
Gemeine Fichte <i>Picea abies</i> Bergkiefer <i>Pinus mugo</i> Schwarzkiefer <i>Pinus nigra</i> Gemeine Kiefer <i>Pinus sylvestris</i> Gemeine Eibe <i>Taxus baccata</i> Bergahorn <i>Acer pseudoplatanus</i> Traubenkirsche <i>Prunus padus</i> Moor-Birke <i>Betula pubescens</i>	Europäische Lärche <i>Larix decidua</i> Feldahorn <i>Acer campestre</i> Eschen-Ahorn <i>Acer negundo</i> Schwarze Erle <i>Alnus glutinosa</i> Heinbuche <i>Carpinus betulus</i> Rot-Buche <i>Fagus sylvatica</i> Spätblühende Traubenkirsche <i>Prunus serotina</i> Mehlbeere <i>Sorbus aria</i> Winterlinde <i>Tilia cordata</i> Vogelkirsche <i>Prunus avium</i>	Stieleiche <i>Quercus robur</i> Silber-Weise <i>Salix alba</i> Schwarze Pappel <i>Populus nigra</i> Esche <i>Fraxinus excelsior</i>

Die Erkenntnisse aus den bisherigen Arbeiten zur Staubfilterung einzelner Arten sind jedoch nicht ausreichend, um effektive Baumarten auszuwählen. Vor allem fehlt die Bewertung der Vorteile und Nachteile der bekannten Staubfangstrategien (Akkumulation und Selbstreinigung) hinsichtlich des Zusammenspiels zwischen Rückhaltung der Partikel und Gesundheit der Pflanzen.

4.3.2 Filterleistung von Sträuchern

Zur Filterungsleistung sowohl einzelner Arten als auch von Beständen gibt es sehr wenige Erkenntnisse (vgl. Tabelle 4.3-3).

Tabelle 4.3-3: Filterungsleistung von Sträuchern.

Pflanzenart	Gefilterte Substanz	Menge	Bemerkung	Quelle
Felsenbirne <i>Amelanchier canadensis</i>	TSP	Staubbelag ca. 10 g/m ² Blattoberfläche	Strasse mit ca. 1150 Autos pro Tag	HELBING 1973
Hainbuche <i>Carpinus betulus</i>	TSP	Staubbelag bis 45,9g/m ² Staubbelag 14,1 g/m ²	Hecke 2 - 2,20 m hoch, 0,60 – 0,70 m tief - Heckenaußenseite - Heckeninnenseite	
Hainbuche <i>Carpinus betulus</i> Liguster <i>Ligustrum ovalifolium</i>	TSP	Staubablagerung auf den Hainbuche-Blätter um 90 % höher als auf den Liguster-Blättern	Stark staubbelasteter Standort	SPERBER 1975

Pflanzenart	Gefilterte Substanz	Menge	Bemerkung	Quelle
Gehölze, laublos	TSP	20 – 100 % des Monatsmittelwertes 20 – 100 % des Monatsmittelwertes	Haftfolien an der Straße und im Bestand - am Autobahnrand - Bestandsinnere	HELBING 1973
Sträucherbestand	PM ₁₀		Unterschiede in der Filterungsleistung gegenüber den Grasflächen kaum nachweisbar	LANGNER 2007, persönliche Mitteilung
<i>Rhododendron catawbiense</i>	TSP	max. 0,03 mg/cm ² Blattoberfläche		STEBING und KLEE 1970, nach WESSELING et al. 2004
<i>Rhododendron catawbiense</i>	TSP	0,16 mg/cm ² Blattoberfläche	stark belastete Straße	THOMPSON et al. 1984 nach WESSELING et al. 2004

Die Wirkung von Hecken als Sperre und Abscheidungsfläche für Staub wurde längst erkannt. HELBING (1973) betont, dass bereits schmale Hecken, die wenig Platz brauchen, Privatgärten, öffentliche Sitz- und Kinderspielplätze in Straßennähe mit großem Erfolg abschirmen können. Seinen vergleichenden Untersuchungen zur Verschmutzung von Hainbucheblättern im Baum und in der Hecke zufolge wird in den unteren Schichten mehr Staub abgesetzt und ist somit die Filterungs- und Sperrleistung einer Hecke höher als die eines Baums. Genaue Untersuchungen zum Einfluss der Höhe, der Breite, des Schnittes sowie bezüglich konkreter Heckeplatzierungen sollten durchgeführt werden.

4.3.3 Filterleistung von Stauden und Staudenbeständen – Wiesen, Rasenflächen, Dach- und Gleisbettbegrünungen

Ungemähte Wiesen- und Rasenflächen mit einer großen Arten- und Formenvielfalt zeigen eine höhere Filterungsleistung bezüglich des Gesamtstaubes als gemähte Rasenflächen unter dem Einsatz von Monokulturen (ZENS 2006).

Die begrünten Dächer und Gleise gehören zu den technischen Vegetationssystemen. Die Filterungsleistung von Dach- und Gleisbettbegrünungen hängt nicht nur von der Vegetation sondern auch von der Gestaltung der technischen Elemente und des Substrates ab. Zu den Leistungen des Systems insgesamt bezüglich der PM₁₀-Filterung gibt es bisher kaum zuverlässige Ergebnisse. Unter der Beachtung einer relativ homogenen Verteilung von PM_{2,5} und PM₁₀ in der urbanen Luft kann der Beitrag der Dachbegrünung zur Staubfilterung als relevant eingeschätzt werden (KÖHLER 1990; KÖHLER und SCHMIDT 1999). Im Zentrum Berlins wurden z.B. überwiegend Häuser mit einer Traufhöhe von 20 m gebaut. Auf solcher Höhe kann die Dachbegrünung vermutlich einen bedeutenden Beitrag gerade zur Reduktion vom PM_{2,5} leisten.

Tabelle 4.3-4: Filterungsleistung von Stauden und Staudenbeständen - Wiesen, Rasenflächen, Dach- und Gleisbettbegrünungen

Pflanzenart	Gefilterte Substanz	Menge	Bemerkung	Quelle
Petunie <i>Petunia hybrida</i>	Fe Al Ni	[mg/kg TS] ca. 900 ca. 550 ca. 8	9 Wochen nach der Einpflanzung im ur- banen Raum	CASSELLES et al. 2002
Staudenbestände (Wie- sen- und Rasenflächen)	PM ₁₀	höchstens 7,5 %		PFANZ 2007, persönliche Mitteilung
Extensive Dach- begrünung überwiegend mit <i>Sedum</i> -Arten	Schwermetalle	90 % der kumulati- ven Menge in der Luft	3-jährige Untersu- chung	KÖHLER und SCHMIDT 1997
Extensive Dach- begrünung überwiegend mit <i>Sedum</i> -Arten	Schwermetalle	Schwer zu bestim- men aufgrund zu ge- ringer Werte, ver- gleichbar mit dem Messfehler		STEUSLOFF 2007, persön- liche Mitteilung
Gleisbettbegrünung überwiegend mit <i>Se- dum</i> -Arten	Schwermetalle		nach dem Regen wird eine große Menge Schwermetalle aus dem System ausgewa- schen	HENZE et al. 2003

4.3.4 Filterleistung von Kletterpflanzen bei den Fassadenbegrünungen

Bei der Fassadenbegrünung spielt die Leistung von Kletterpflanzen eine entscheidende Rolle. Von KÖHLER (2007, persönliche Mitteilung) wurde festgestellt, dass die Staubpartikeln stärker auf den hinteren Blättern einer Fassadenbegrünung abgesetzt werden als auf den vorderen. Zur optimalen Mächtigkeit der Fassadenbegrünung für die bessere Staubfilterung gibt es keine eindeutigen Empfehlungen. Auf jeden Fall soll die Fassadenbegrünung mindestens zwei Schichten von Blättern besitzen (KÖHLER 2007, persönliche Mitteilung). Konkrete Filterungsleistungen von Kletterpflanzen liegen nur vereinzelt vor (vgl. Tabelle 4.3-5). Der Beitrag der Fassadenbegrünung zur Feinstaubbindung wird als relevant eingeschätzt (BARTFELDER und KÖHLER 1987; KÖHLER und SCHMIDT 1997, 1999; THÖNNESSEN 2002).

Tabelle 4.3-5: Filterungsleistung von Kletterpflanzen

Pflanzenart	Gefilterte Substanz	Menge	Bedingungen	Quelle
Dreispitziige Jungfernrebe <i>Parthenocissus tricuspidata</i>	aerosolgebundene Schwermetalle im Grobstaub - Al, As, Cd, Co, Cr, Fe, Pb, Pt, Sb, - Cu, Ni, Zn	Bis zu 80% Bis zu 60% kann auf den Blattoberflächen deponiert werden.	Bis über 14 000 Autos/Tag in der Nähe der Fassade	THÖNNESSEN 2002
Efeu <i>Hedera helix</i>	TSP	4 – 8,4 % in der Vegetationsperiode, 1,8 – 3,6 % im Jahr, davon sind 71% Partikel <15 µm und nur 10 % <5 µm Noch unbekannt, Pflanze hat Eigenschaften der Selbstreiniger	Stark befahrene Straße, 90 % der Fassadenfläche begrünt	BARTFELDER und KÖHLER 1987 THÖNNESSEN 2007

Die Akkumulation aerosolgebundener Schwermetallimmissionen (Pb, Cd, Cu, Zn) in der als Fassadenbegrünung verwendeten Dreispitzigen Jungfernrebe (*Parthenocissus tricuspidata*) ist stark abhängig von Verkehrsaufkommen, Abgeschlossenheit der Bebauung und Witterungsverlauf. So wurden die höchsten Konzentrationen in innerstädtischen Straßenschluchten gemessen. In offener bzw. halboffener Bebauungssituation befindliche Häuser weisen in der niedrigsten Beprobungshöhe einen annähernd linearen Trend der Zunahme der Schwermetallkonzentrationen mit steigendem Verkehrsaufkommen auf. Straßenschluchten mit geringen Durchlüftungsmöglichkeiten weisen höhere Schwermetallkonzentrationen auf (THÖNNESSEN und WERNER 1996).

4.3.5 Filterleistung von Moosen

Moose haben viele Besonderheiten, die sie zum effizienten Staubfilter machen. Sie besitzen im Vergleich zu den Höheren Pflanzen keine Wurzeln und nehmen Wasser und Nährstoffe dafür über ihre gesamte Oberfläche auf. Die Laubmoose mit ihren zahlreichen Blättchen besitzen eine riesige Oberfläche, die gegenüber der Projektion des Moooses auf die Bodenoberflächen um den Faktor 30 vergrößert ist. Die Oberfläche von Moosblättern ist negativ geladen und mit positiv geladenen H⁺-Ionen besetzt, wodurch sie Partikel festhalten. In Poren, die die innere aktive Oberfläche der Moose um ein Vielfaches vergrößern, werden Nährstoffe und Schadstoffe durch unterschiedliche elektrostatische Aufladungen der Oberflächen akkumuliert (EPEA 2006; FRAHM 2007, in Press). Die Staubpartikel werden von Moosen unabhängig von ihrer Größe passiv aufgenommen. Die benötigten Nährstoffe werden über die ganze Oberfläche durch Kationenaustausch aufgenommen. Der Aufnahmevorgang besteht aus zwei Schritten:

1. Aufnahme großer Mengen an Metallionen, Bindung an die extrazellulären Austauschorte (schnell),
2. Teile der Ionen treten in die interzellulären Kompartimente ein (langsam).

Auch der Desorptionsprozess verläuft zunächst in einem schnellen Schritt und später in einem langsamen (SUN et al. 2007a). Die Oberfläche der Moose ist mit einem Biofilm aus Bakterien bedeckt. Die aufgelisteten Besonderheiten von Moosen bedeuten in Hinblick auf den Feinstaub folgende Vorteile:

- Wenn Feinstaubanteile, die sich elektrostatisch binden lassen, mit Moosen in Berührung kommen, werden diese festgehalten und resuspendieren nicht wieder als Schwebstaub in die Luft.
- Anorganische wasserlösliche Substanzen der Staubpartikel werden durch Ionenaustausch von den Moosen aufgenommen und verstoffwechselt.
- Organische Bestandteile werden durch die auf den Moosen lebenden Bakterien abgebaut.

Unlösliche anorganische Feinstaubanteile werden schließlich zwischen den Moospflänzchen festgehalten und sedimentieren dort (FRAHM 2007, in Press).

Die Begrünung mit Moosen kann mit Hilfe einer Vegetationsmatte auf der Basis von Moosen (Moosmatte) erfolgen, wobei die Feinstaubfilterung durch diese Matten trotz verschiedener Zusammensetzung des Staubes nach FRAHM (2007, in Press) zu fast 100 % erfolgen soll.

Die Zusammensetzung des Feinstaubes ist sehr unterschiedlich. Zwischen 20 % und 80 % des Feinstaubes bestehen aus Ammoniumsalzen, welche als Pflanzendünger von den Moosen aufgenommen werden. Geht man vom Mittelwert aus, so werden laut FRAHM 50 % des Feinstaubes von den Moosen verstoffwechselt und in Phytomasse verwandelt. Etwa 25 % des Feinstaubes bestehen aus organischen Substanzen (z. B. Reifenabrieb), der durch den Bakterienfilm verwertet werden kann. Dadurch könnten durch Moosmatten 75 % des Feinstaubes abgebaut werden. Die restlichen 25 % sind anorganische unlösliche Bestandteile (z. B. Gesteinsstaub), welche in den Moosen festgehalten und langfristig durch Hydrolyse mit schwachen Säuren aus dem Regenwasser zersetzt werden (ebenda). Allerdings wurde die enorm hohe Filterungsleistung von Moosmatten noch durch keine Untersuchungen bestätigt. Ein Nachteil der Nutzung von Moosmatten besteht darin, dass diese Matten nur bei immerwährender Befeuchtung funktionieren, da die Moose viel Wasser für ihre Vermehrungsvorgänge benötigen.

Die Fähigkeit von Moosen, mehr Schwermetalle pro Gewichtseinheit aufzunehmen als Höhere Pflanzen, wurde noch nicht einwandfrei nachgewiesen. Diese Eigenschaft hat wahrscheinlich mit der aktiven Anreicherung der Stoffe nichts zu tun. In der Literaturstudie zur Bindung von Feinstäuben durch Moose (EPEA 2006) wird vermutet, dass die höhere Elementkonzentration in den Waldmoosen gegenüber diesen in Bäumen und Stauden eher damit zu tun hat, dass die Moose sich bodennah befinden und dadurch staubexponiert sind. Die Elementgehalte in zwei untersuchten Moosarten an einem Standort (REIMANN et al. 2004, nach EPEA 2006) waren vergleichbar, daher wurde die Staubaufnahme als artunspecific bewertet (EPEA 2006). Einige Literaturangaben zur Staubfilterung durch Moose sind aus der Tabelle 4.3-6 zu entnehmen. Die Aufnahmefähigkeit ist abhängig von Höhenlage und Morphologie. Sie steigt mit zunehmender Verästelung und steigender Anzahl an Blatttriebe. Von den aufgenommenen Verunreinigungen geben sie Teile wieder ab (Desorption). Moose mit stärkerer Verästelung und aus höheren Lagen zeigen eine größere Adsorptionskapazität und eine geringere Desorptionskapazität, weshalb die Rückhaltekapazität von Verunreinigungen bei diesen Arten am höchsten ist (SUN et al. 2007a).

FERNÁNDEZ et al. (2002, nach SUN et al. 2007a) fanden in *Hypnum cupressiforme* einen besseren Schwermetallakkumulator als in *Scleropodium purum*, insbesondere für Aluminium, Eisen, Nickel und Blei, aufgrund der Unterschiede in der Morphologie, der Wuchsform und der Wachstumsrate.

Tabelle 4.3-6: Filterungsleistung von Moosen

Pflanzenart	Gefilterte Substanz	Menge	Bemerkung	Quelle
Unterschiedliche Laubmoosarten	Feinstaub	100 %, 13 - 22g/m ² .	Wassersättigung von 40-50%	FRAHM 2007, in Press.
<i>Pleurozium schreberi</i>	Marker-Elemente einer Industrieemission, Aufnahme aus Luft und Boden	[mg/kg TS]: Ag 0,103±0,014 Al 455±68 As 0,64±0,12 Be 0,033±0,005 Bi 0,113±0,018 Cd 0,63±0,06 Co 0,25±0,03 Cr 1,62±0,17 Cu 7,5±0,8 ... Pb 47,5±9,8 ... Zn 58,4±5,3	Waldstandorte, Jahr 1975, Belastung maximal im Zeitraum von 1975-2000	RÜHLING and TYLER 2004, nach EPEA 2004.
<i>Hylocomium splendens</i> <i>Pleurozium schreberi</i>	Marker-Elemente einer Industrieemission, Aufnahme aus Luft und Boden	Beispiele: [mg/kg TS] Ag 0,025 Al 355 As 0,22 Be 0,016 Cr 1,06 Fe 443 Hg 0,06 Pb 4,13 ... Zn 34, vgl. Tabelle 4.3-3.	Waldstandorte Es werden größere Konzentrationen aufgenommen als bei den Gefäßpflanzen	REIMANN et al. 2001, nach EPEA 2006.
<i>Bazzania yoshinagana</i> <i>Dicranum nipponense</i> <i>Thuidium cymbifolium</i> <i>Brotherella</i> <i>Isoetecium alopecuroides</i> <i>Gollania robusta</i> <i>Hypnum plumaeforme</i> <i>Bryhnia trichomitria</i> <i>Eurhynchium eustegium</i>	Hg	25,67 mg/g 25,42 mg/g 26,19 mg/g 26,27 mg/g 28,67 mg/g 29,25 mg/g 30,96 mg/g 30,92 mg/g 29,67 mg/g	Hohe Hg(II)-Aufnahme. Unterschiede in der Akkumulation (Sensibilität) von Quecksilber aufgrund von unterschiedlichen Morphologien und Höhenlagen	SUN et al. 2007a

Die Aufnahme von Feinstaub durch die Moosmatten bei ihrem Einsatz auf dem Dach sollte nach heutigen Vorstellungen höher sein als die der üblichen Vegetationsmatten. Dies muss allerdings in praxisnahen Untersuchungen geprüft werden. Die große Effektivität der Moosmatten ist in Relation zur Platzierung der Matte zu betrachten. Die Feinstaubkonzentration auf der Dachebene geht abhängig von der Gebäudehöhe zurück. Allerdings sind die oben genannten Voraussetzungen der Moose insbesondere für die Rückhaltung des Feinstaubes sehr vorteilhaft. Eine bodendeckende Moosvegetation kann sehr effektiv sein.

4.4 Filterleistung von großen Pflanzenbeständen

Die meisten Untersuchungen zur Staubfilterung von Pflanzenbeständen wurden am Beispiel großer Waldbestände durchgeführt. Die Ergebnisse beziehen sich auf die Bedingungen, die sich im Regelfall von den städtischen Kleinräumen deutlich unterscheiden. Im

Wald ist der Partikeleintrag höher als über Städten, Äckern oder Grünland, da die Baumkronen gas- und partikelförmige Stoffe aus der Luft absorbieren, welche dann zum größten Teil mit dem Regen ausgewaschen und in den Boden eingewaschen werden (ULRICH et al. 1979).

Bei umfangreichen Walduntersuchungen wurde die Filterleistung bezüglich chemischer Bestandteile des Staubes erfasst, was bei den städtischen Untersuchungen sehr selten vorgenommen wurde. In den Untersuchungen in Berliner Wäldern ist bei allen Stoffen (außer Mn) eine relevante Kronenaufnahme von 67-224 % des Freilandwertes erkennbar, was die hohe Filterleistung des Baumbestandes belegt. Gleichzeitig wurde eine erhöhte Belastung des aus dem Bestand abfließenden Regenwassers festgestellt. Des Weiteren filtert die Krone gasförmige Stoffe aus (u. a. SO₂, NO₂), die von den Blättern bzw. Nadeln direkt aufgenommen werden. Dafür werden teilweise K, Ca und Mg aus den Blättern und Nadeln im Austausch ausgewaschen (VAN DOBBEN et al. 1992). Im Umland führen landwirtschaftliche Emissionen zu teilweise höheren NH₄-N-Einträgen (FISCHER 1993, aus Monitoringprogramm Naturhaushalt (1987-2002)).

Die Tabelle 4.4-1 stellt die Kronenleistung eines Waldes bei der Staubfilterung dar (aus Monitoringprogramm Naturhaushalt (1987-2002)).

Tabelle 4.4-1: Langjährige Mittelwerte der Kronenraumbilanz (1987-1994) für den Altkiefernbestand GR91 (in mol IÄ/ha·Jahr).

Berechnungen nach ULRICH 1991 - aus Monitoringprogramm Naturhaushalt (1987-2002) und dem Berliner Beitrag zum Europäischen Level-II-Programm - Materialien der SENSTADT).

mol IÄ /ha·a	Gemessen		Aus den gemessenen Daten berechnet					
	Eintrag auf der Freifläche	Eintrag im Bestand	Kronenfilterung (Staub)	Kronenfilterung (Gas)	Kronenfilterung in % des Eintrages auf der Freifläche	Gesamteintrag durch Immissionen	Verbleib im Kronenraum	Auswaschung aus Kronenraum
H	340	440	230	530	224	1090	650	-
SO ₄	1110	2360	790	460	113	2360	-	-
Cl	190	440	130	120	132	440	-	-
Ca	440	1050	320	0	73	760	-	290
K	50	390	40	0	80	90	-	300
Na	150	250	100	0	67	250	-	-
Mg	80	320	60	0	75	140	-	180
Al	80	220	60	0	75	140	-	80
Mn	0	80	0	0	-	10	-	70
Fe	30	60	20	0	67	40	-	20
NH ₄	410	620	280	50	80	750	130	-
NO ₃	350	460	320	10	69	5970	130	-

In der Tabelle 4.4-2 werden zumeist absolute Mengen von den durch die Bestände aufgenommenen Staubbestandteilen präsentiert.

Tabelle 4.4-2: Beispiele zur Filterleistung von Pflanzenbeständen.

Pflanzengesellschaft	Stoff	Menge	Bemerkung	Quelle
Mischwald	Na K Ca Mg P	125 kg/ha·Jahr 6 kg/ha·Jahr 4 kg/ha·Jahr 16 kg/ha·Jahr 0,1 kg/ha·Jahr	Grad der Blattbehaarung korreliert umgekehrt mit der Partikelrückhaltung; die kleinen Partikel waren nicht träge genug, um die stabile Grenzschicht der haarigen Blätter zu penetrieren;	WHITE und TURNER 1970, nach SMITH und STASKAWICZ 1977

Pflanzen-gesellschaft	Stoff	Menge				Bemerkung	Quelle
						Äste kleineren Durchmessers waren effektivere Partikelfänger als größere bei allen untersuchten Arten	
Mischwald	PM ₁₀	0,4 % bis 2,1 % stündlich ca. 10 t/Tag in der Vegetationsperiode				Urbaner und suburbaner Baumbestand Deckungsgrad 21 %, Fläche 3313 km ²	MCPHERSON et al. 1994
Laubwald	TSP	60t/ha·Jahr				entspricht ca. 7.500 Zementsäcken	GALLER 1999
Buchenwald	TSP	68 t/ha·Jahr					MELDAU 1956, nach SPERBER, 1975
Fichtenwald	TSP	32 t/ha·Jahr					MELDAU 1956, nach SPERBER 1975
		Trockene Deposit. [kg ha ⁻¹ a ⁻¹]	Nasse Deposition [kg ha ⁻¹ a ⁻¹]	Feuchte Deposit. [kg ha ⁻¹ a ⁻¹]	Gesamtdep. [kg ha ⁻¹ a ⁻¹]		
Nadelwald	S	3,1	13,0	6,5	22,6		IRVING 1988 und FOWLER et al. 1989, nach JONES, 1992, S. 329
Wollgras		3,1	13,0	1,3	17,4		
Laubwald		7,8	2,1	8,5	>18,4		
Wald	NO ₃ ⁻	13,5	8	1,9	23,4		IRVING 1988 und FOWLER et al. 1989, nach JONES, 1992, S. 329
Wollgras	NH ₄ ⁺	4,0	8	0,4	12,4		
Eichenwald	Ca ²⁺ K ⁺				323*	*Äquivalents/ha·a, davon 11 von Feinpartikel und 312 von Grobpartikel	LINDBERG et al. 1992, nach GRANTZ et al. 2003

4.4.1 Städtische Wälder und Parkanlagen

Viele Untersuchungen von städtischen Wäldern mit dem Schwerpunkt Kosten-Nutzen-Bilanz wurden in den USA und in Lateinamerika durchgeführt mit dem Ergebnis, dass die städtischen Wälder relevante ökologische Leistungen bezüglich der CO₂-Aufnahme, der Luftschadstoffaufnahme inklusive PM₁₀ sowie der Verbesserung der urbanen Bedingungen erbringen und daher einen hohen ökologischen und ökonomischen Wert besitzen (ESCOBEDO et al. 2007; SCOTT et al. 1998; NOWAK et al. 2002, NOWAK et al. 2006a, b und viele andere Verfasser).

In Deutschland gibt es kaum Einschätzungen solcher Art, trotz großen Interesses an der Bewertung der großen Grünanlagen in der Stadt. Nur etwa 3 % des Gesamtwaldbestandes der Bundesrepublik befindet sich in Städten. Stadtparks, Friedhöfe und alte Villenviertel sind dabei die Hauptstandorte der städtischen Bäume (RAUSCHE 1993).

Unter durchschnittlichen meteorologischen Bedingungen in den Niederlanden können städtische Grünelemente maximal 15 - 30 % PM₁₀ aus der Luft ausfiltern (WESSELING et al. 2004; PFANZ 2007, persönliche Mitteilung; SWAAGSTRA und DE KLUIVER 2007 u.a.). Die Filterungsleistung von großen Baumbeständen wie Stadtwäldern ist dabei höher als die der kleinen Bestände. PFANZ (2007, persönliche Mitteilung) vermutet, dass diese bis zu 40 % der Gesamtstaub-Konzentration erreichen kann. In der aktuellen Studie aus Großbritannien

zur Effizienz von Baumbeständen bei der Staubfilterung (MCDONALD et al. 2007) wurde mit Hilfe einer Modellierung vorhergesagt, dass die Erhöhung des Gesamtdeckungsgrades von Bäumen in den *West Midlands* von 3,7 % auf 16,5 % zu einer Reduktion der durchschnittlichen PM₁₀-Konzentrationen auf 10 % (von 2,3 µg/m³ auf 2,1 µg/m³) führen wird. Dies entspricht einer jährlichen Filterung von 110 t PM₁₀. Eine Erhöhung des Deckungsgrades der Bäume bis auf theoretisch maximal mögliche 54 % der Fläche durch Begrünung aller freien Stellen würde eine Senkung der PM₁₀-Konzentration auf 26 % und eine Auskämmung von 200 t/Jahr PM₁₀ mit sich bringen. Für Glasgow würde eine Erhöhung des Deckungsgrades der Bäume (z.B. durch Anpflanzungen) von 3,6 % auf 8 % eine 2 %-ige Reduktion der PM₁₀-Konzentration verursachen. Bei einer noch stärkeren Erhöhung der Baumdeckung bis zu 21 % wäre eine PM₁₀-Reduktion auf 7 % und eine entsprechende PM₁₀-Ausfilterung von 13 t/Jahr zu erwarten.

SCHOENMAKER (2007, persönliche Mitteilung) berichtet über 20 % der PM₅, die laut Untersuchungen von Alterra (an der Universität Wageningen) von städtischen Grünanlagen ausgefiltert werden können.

In Spitzenzeiten mit besonderer Belastung (z. B. während des Berufsverkehrs) ist die Effektivität der Vegetation hinsichtlich der Feinstaubfilterung jedoch geringer (WESSELING et al. 2004). NOWAK et al. (2006a) berechneten auf der Basis der Modellierung eine Filterungsleistung von 0,2 bis 1 % der PM₁₀ pro Vegetationsperiode für die Wälder amerikanischer Großstädte.. In einer weiteren Publikation von NOWAK et al. (2006b) wurde eine Reduktion von ca. 0,6 % der PM₁₀ pro Vegetationsperiode bei einer 26,4 % hohen Baumdeckung und von ca. 11 % des täglichen PM₁₀-Peaks bei 100%-iger Baumdeckung (entspricht der theoretisch vollständigen Abdeckung der Stadtfläche durch Baumkronen) in Minneapolis errechnet. Aus den Berechnungen von SCOTT et al. (1998) ist anzunehmen, dass die Vegetation von Sacramento täglich nur 1 - 2 % der freigesetzten Emissionen von PM₁₀ und NO₂ aufnimmt. In allen Untersuchungen wurde bestätigt, dass mit der Steigerung der Geschlossenheit der Baumbestände bzw. Deckungsgröße der Bäume die Filterleistung steigt (z. B. SCOTT et al. 1998, FREIMAN et al. 2006, MCDONALD et al. 2007). Bei den Modellierungen konnten bisher folgende wichtige Einflussfaktoren auf die Filterungsleistung nicht ausreichend berücksichtigt werden:

- reale Größenverteilung der Stäube,
- Resuspension und Eintrag in den Boden und
- die aerodynamischen Eigenschaften der Bäume.

Bei den durch Modellierung gewonnenen Ergebnissen kann es daher nur um sehr grobe Einschätzungen gehen. Beispiele zur Filterungsleistung von städtischen Wäldern bzw. Parkanlagen sind in der Tabelle 4.4-3 angegeben.

Tabelle 4.4-3: Beispiele der Filterungsleistung von städtischen Wäldern, ermittelt aufgrund der Modellierungen.

Standort/Gesellschaft	Fläche	Filterungsleistung	Bemerkung	Quelle
Minneapolis, städtische Wälder, überwiegend Esche <i>Fraxinus pennsylvanica</i> , amer. Ulme <i>Ulmus americana</i> und Eschen-Ahorn <i>Acer negundo</i>		O ₃ 0,58 % , ca. 150 t PM ₁₀ 0,57 % , ca. 150 t SO ₂ 0,57 % , ca. 20 t NO ₂ 0,36 % , ca. 60 t CO 0,002 % , 10 t pro Vegetationsperiode in der Tageszeit, gefilterte PM ₁₀ -Menge ist äquivalent der jährlichen Emission von 19.900 Autos bzw. 30.500 Einfamilienhäusern	ca. 1 Mio. Bäume, Deckung 26,4 %, Bäume filtern 4 - fach mehr als Sträucher	NOWAK et al. 2006b

Standort/Gesellschaft	Fläche	Filterungsleistung	Bemerkung	Quelle
Minneapolis, geschlossener Waldstandort, überwiegend Esche <i>Fraxinus pennsylvanica</i> , amer. Ulme <i>Ulmus americana</i> und Eschen-Ahorn <i>Acer negundo</i>		ca. 11 % des täglichen PM ₁₀ -Peaks	Deckung 100 %	NOWAK et al. 2006b
Santiago, Chile, Baumbestände Sträucherbestände Grassbestände Insgesamt	umgerechnet ca. 1,700 ha ca. 1,500 ha ca. 5,600 ha ca. 8,800 ha	PM ₁₀ umgerechnet 23-115 kg/ha-Jahr 22-88 kg/ha-Jahr 9-46 kg/ha-Jahr 54-249 kg/ha-Jahr		ESCO-BEDO et al. 2007
Sacramento, California Baumbestände City Suburban Reg. Hintergrund Insgesamt	Baumbestände 3,078 ha 5,721 ha 10,261 ha 19,058 ha	PM ₁₀ pro Vegetationsperiode 126,3 t oder 13,9 kg/ha 214,7 t oder 13,9 kg/ha 338,1 t oder 4,2 kg/ha 679,1 t oder 10,9 kg/ha Aufnahme 2,7 t/Tag ca. 1-2 % der täglichen Emissionen	Emission von PM ₁₀ in der Stadt und Umland ca. 119 t/Tag	SCOTT et al. 1998
Chicago, Modellierung einer Baum-Bepflanzung	Zusätzliche 25 % (freie Flächen, Rasen u. a.)	Erhöhung auf 21 %, insgesamt kann bei stark bepflanzten Territorien 5 – 10 % der PM ₁₀ rausgefiltert werden	Erhöhung der Baumdeckung von 19,4 auf 23,5 %	MCPHERSON et al. 1994
West Midlands und Umgebung Modellierung einer Baum-Bepflanzung Glasgow und Umgebung Modellierung einer Baum-Bepflanzung	ges. modell. Region 900 km ² ges. modell. Region 217 km ²	10 % oder 110 t/Jahr PM ₁₀ Reduktion von 2,3 µg/m ³ auf 2,1 µg/m ³ 26 % oder 200 t PM ₁₀ 2 % 7 % oder 13 t/Jahr Filterungsrate 4,4 – 4,6 g/m ²	Deckungserhöhung von 3,7 % auf 6,5 % Deckungserhöhung auf 54 % Deckungserhöhung von 3,6 % auf 8 % Deckungserhöhung auf 21 %	MCDO-NALD et al. 2007
Israel	vergleichbare benachbarte Flächen, unterschiedlicher Deckungsgrad der Bäume	PM ₁₀ pro Vegetationsperiode Steigerung von Filterungsleistung auf 5 % - 20 %	Messungen Deckungserhöhung zwischen 19 % und 25 %	FREIMAN et al. 2006

In unmittelbarer Nähe der Stadtwälder oder direkt in großflächigen Waldbeständen befinden sich meist keine starken Emissionsquellen. Diese großen Vegetationsbestände wirken sich dann insbesondere hinsichtlich der Reduzierung der regionalen Hintergrundbelastung mit Staub aus.

4.4.2 Straßenbepflanzungen

Hinsichtlich der Filterung des PM₁₀ durch typische städtische Vegetationsformen liegen bisher nur wenige Berechnungen vor. LITSCHKE und KUTTLER (2007) führten eine exemp-

larische Berechnung am Beispiel der Gladbecker Straße in Essen durch, einer mit täglich im Durchschnitt 40.000 Kfz sehr stark befahrenen Straße. Die Berechnung basierte auf einem angenommenen Emissionsfaktor von 100 mg/km PM₁₀ pro Fahrzeug. Durch eine modellierte Bepflanzung, bestehend aus 40 Laubbäumen auf beiden Seiten der Straße (5 m Kronendurchmesser, LAI von 5, Vegetationsoberfläche ca. 4.000 m²) und einer beidseitigen Fassadenbegrünung (12 m Höhe, LAI von 2, Vegetationsfläche von 4.800 m²), würde in der 100-m langen Straßenschlucht eine rechnerisch mögliche Vegetationsfläche von ca. 9.000 m² zu Verfügung stehen. Dabei werden die Resuspension und Verringerung des Luftaustausches durch Vegetation nicht berücksichtigt. Bei einer Depositionsgeschwindigkeit von 0,01 cm/s könnte durch eine theoretisch mögliche maximale Vegetationsoberfläche nur 0,8 % und bei 0,1 cm/s nur 8 % der lokalen verkehrsbedingten Zusatzbelastung kompensiert werden. Erst im Bereich einer Depositionsgeschwindigkeit um 1 cm/s erreicht die Deposition vergleichbar hohe Werte wie die Kfz-Emission. Diese Depositionsgeschwindigkeit ist eher für grobe Partikel charakteristisch. Die Autoren kamen aber zum Schluss, dass „...bei entsprechend groß angelegten Begrünungsmaßnahmen mit geeigneten Pflanzenarten eine Deposition in der Größenordnung der Kfz-Zusatzbelastung möglich“ ist (LITSCHKE und KUTTLER 2007, S. 6). Sie stützen sich dabei u. a. auf die Ergebnisse von FREER-SMITH et al. (2005), die für fünf verschiedene Pflanzenarten an zwei unterschiedlich belasteten Standorten Depositionsgeschwindigkeiten von mehr als 10 cm/s errechnet haben (siehe auch Tabelle 3.2-1). Wenn die Depositionsgeschwindigkeiten der Partikel in dieser Größenordnung liegen würden, wäre bereits bei geringer Vegetationsfläche mit einer erheblichen Verringerung der Partikelbelastung zu rechnen (LITSCHKE und KUTTLER 2007). Dabei existieren solche Depositionsgeschwindigkeiten fast ausschließlich bei größeren Partikeln und starkem Wind.

In Publikationen aus den Niederlanden wurde das höchste Filterungspotential von Straßenbaumbeständen mit 20 - 30 % eingeschätzt (SWAAGSTRA und DE KLUIVER 2007) Durch die neuesten Berechnungen, die sich auf eine Modellierung stützen (HOFSCHEIDER 2007, persönliche Mitteilung) kamen die niederländischen Experten auf die mittlere Filterungsleistung von Straßenbaumbeständen von 15-18 % (SWAAGSTRA 2007, KUYPERS 2007, persönliche Mitteilung). Die Modellierungen von WESSELING et al. (2004) ergaben jedoch eine Filterungsleistung von Straßenbepflanzungen von unter 1 % der PM₁₀. Die großen Unterschiede in den Ergebnissen sorgen für Unsicherheit bei der Bewertung des Beitrages der Straßenbepflanzungen zur Staubfilterung. Es sind sehr aufwändige Messungen im kleinen Zeitraster mit einschließlicher Modellierung der verschiedenen Bedingungen notwendig, um die Filterungsleistung verifizieren zu können.

4.5 Schlussfolgerungen

Das Filterungspotential von Vegetation wird in vielen bisherigen Untersuchungen bestätigt, wobei sich die Höhe der Filterungsleistung z. T. um mehrere Größenordnungen unterscheidet. Trotz großer Unsicherheiten bei den ermittelten Werten kann davon ausgegangen werden, dass die Beiträge der Vegetation zur Luftreinigung wesentlich geringer sind als noch vor wenigen Jahren vermutet wurde. Einige bisherige ermittelte Filterungsleistungen sind als Höchstwerte zu erwähnen:

- Einzelbaum (*Acer platanoides*): ca. 4 Massen-% der PM₁₀-Fraktion pro Vegetationsperiode (LANGNER 2005, 2006).
- Stadtwälder: von ca. 0,2 - 1 % (NOWAK et al. 2006a) bis 20-30 % der PM₁₀ pro Vegetationsperiode (PFANZ 2007, persönliche Mitteilung; SWAAGSTRA und DE KLUIVER 2007, MCDONALD 2007).
- Sträucher: bis 15 % der PM₁₀ (PFANZ 2007, persönliche Mitteilung).

- Wiesen und Rasenflächen (ungemäht): 8 % der PM₁₀ (PFANZ 2007, persönliche Mitteilung).
- Fassadenbegrünung: 4 % des Gesamtstaubes pro Jahr (BARTFELDER und KÖHLER 1987).
- Extensive Dachbegrünung: 90 % der Schwermetallverbindungen aus der Luft (KÖHLER und SCHMIDT 1997).

Diese Werte wurden mittels Hochrechnungen, unter verschiedenen Rahmenbedingungen bzw. unter Anwendung unterschiedlicher Messmethoden ermittelt. Daher sind sie nicht direkt auf andere Situationen übertragbar. In bisherigen Untersuchungen konnte auch nicht berücksichtigt werden, ob die Partikel wiederaufgewirbelt und erneut auf den Blättern abgeschieden wurden. In zukünftigen detaillierten Untersuchungen, die von vielen Arbeitsgruppen beabsichtigt werden, sind die bisherigen Werte zu präzisieren.

Literatur

BARTFELDER, F. und KÖHLER, M. (1987): Experimentelle Untersuchungen zur Funktion der Fassadenbegrünung. Technische Universität Berlin, Fachbereich Landschaftsentwicklung. 612 S.

BECKETT, K. P., FREER-SMITH, P. H., TAYLOR, G. (1998): Urban Woodlands. Their Role in Reducing the Effects of Particulate Pollution. *Environmental Pollution* 99: 347 - 360

BECKETT, K. P., FREER-SMITH, P. H., TAYLOR, G. (2000a): Effective Tree Species for Local Airquality Management. *Journal of Arboriculture* 26: 12 - 19

BECKETT, K. P., FREER-SMITH, P. H., TAYLOR, G. (2000b): Particulate Pollution Capture by Urban Trees. Effect of Species and Windspeed. *Global Change Biology* 6: 995 - 1003.

CASELLES, J., COLLIGA, C., ZORNOZA, P. (2002): Evaluation of trace element pollution from vehicle emissions in petunia plants. *Water, Air and Soil Pollution* 136: 1 - 9.

ENDLICHER, W., LANGNER, M. (2006): Stadtvegetation für Lokalklima und Luftreinhaltung.

http://www.vdl.de/journal_digital/schwerpunkt/2006/03/endlicher.php

EPEA INTERNATIONALE FORSCHUNG GmbH (2006): Bindung von Feinstäuben durch Moose. Erstellt für Wolfgang Behrens Systementwicklung. 12 S.

ESCOBEDO, F., J., WAGNER, J. E., NOWAK D. J., DE LA MAZA, C. L., RODRIGUES, M., CRANE D. E. (2007): Analyzing the cost effectiveness of Santiago, Chile's policy of using urban forests to improve air quality. *Journal of Environmental Management*. In Press. 10 p.

FRAHM, J.-P.(2007): Feinstaubreduzierung durch Moose. Immissionsschutz, Heft 4: in Press.

FREER-SMITH, P. H., BECKETT, K. P., TAYLOR, G. (2005): Deposition Velocities to *Sorbus aria*, *Acer campestre*, *Populus deltoides* x *trichocarpa* 'Beaupré', *Pinus nigra* and x *Cupressocyparis leylandii* for Coarse, Fine and Ultra-fine Particles in the Urban Environment. *Environmental Pollution* 133 (1): 157 - 167

FREER-SMITH, P.H., EL-KHATIB, A. A; TAYLOR, G. (2004): Capture of Particulate Pollution by Trees. A Comparison of Species Typical of Semi-Arid Areas (*Ficus nitida* and *Eucalyptus globulus*) with European and North American Species. *Water, Air and Soil Pollution* 155: 173 - 187.

GALLER, J. (1999): Lehrbuch Umweltschutz. Fakten, Kreisläufe, Massnahmen. Ecomed, Landsberg. 324 S.

- GRANTZ, D. A., GARNER, J. H. B., JOHNSON, D. W. (2003): Ecological effects of particulate matter. *Environment International* 29: 213 - 239.
- HENZE, H.-J., KAPPIS, C., MODEL, N., SIEMSEN, M., TAPIA SILVA, F. O., TREFFKORN, A., TSCHUIKOWA, S. (2003): Low Emission Railway System. Grundlagenforschung und Weiterentwicklung von Schienenfahrwegen für den regionalen Personenverkehr. Prognosemodelle ANIRAIL und M³RAIL zur Emissionsminderung von schienengebundenen Fahrwegen unter Nutzung von Gleisbett-Naturierungen. Abschlussbericht. Berlin. August 2003.
- JONES, H. G. (1992): Plants and microclimate. A quantitative approach to environmental plant physiology. 2nd. Edition. Cambridge University Press. 428 p.
- KÖHLER, M. und SCHMIDT, M. (1997). Hof-, Fassaden- und Dachbegrünung – Zentraler Baustein der Stadtökologie. *Landschaftsentwicklung und Umweltforschung* 105: 62 - 67.
- KÖHLER, M. und SCHMIDT, M. (1999): Untersuchungen an extensiven Dachbegrünungen in Berlin. T. III Stoffrückhalt. *Dach+Grün* 4: 9 - 14.
- LANGNER, M. (2002): Analysen zur Staubaufgabe auf Bäumen (*Acer platanoides*) innerstädtischer Standorte. *Karlsruher Berichte zur Geographie und Geoökologie*. Heft 15. Karlsruhe.
- LANGNER, M. (2005): Exponierter innerstädtischer Spitzahorn (*Acer platanoides*) – eine effiziente Senke für PM₁₀? *Karlsruher Schriften zur Geographie und Geoökologie*. Band 21. 135 S.
- LANGNER, M. (2006): Natürliche Filter? Die Filterung von Feinstäuben durch Stadtbäume. *Das Taspo Magazin* 3: 20 - 23.
- LANGNER, M. und MEURER, M. (2003): Berechnung der Staubaufgabe auf einem *Acer platanoides* mit Hilfe eines hochauflösenden 3D-Baummodells. 5. BIOMET-Tagung: Mensch-Pflanze-Atmosphäre (3.-5. Dezember 2003, Dresden). *Tharandter Klimaprotokolle*. Band 11: 58 - 60.
- LITSCHKE, T. und KUTTLER, W. (2007): Die Filterung von Partikeln durch Vegetation – ein Literaturüberblick. METTOOLS VI Fachtagung des Fachausschusses Umweltmeteorologie der Deutschen Meteorologischen Gesellschaft. 24. bis 26. April in Garmisch-Partenkirchen. Ausführliche Vortragszusammenfassungen, S. 5 - 7.
- MCDONALD, A. G., BEALEY, W. J., FOWLER, D., DRAGOSITS, U., SKIBA, U., SMITH, R. I., DONOVAN, R. G., BRETT, H. E., HEWITT C. N., NEMITZ, E. (2007): Quantifying the effect of urban tree planting on concentrations and depositions of PM₁₀ in two UK conurbations. *Atmospheric Environment*. In Press.
- MCPHERSON, E.G., NOWAK, D.J., ROWNTREE, R.A. (1994): Chicago's Urban Forest Ecosystem: Results of the Chicago Urban Forest Climate Project. USDA General Technical Report NE-186.
- NOWAK, D. J., CRANE, D. E., STEVENS, J. C. IBARRA, M. (2002): Brooklyn's urban forest. USDA Forest Service, Northeastern Research Station, General Technical Report NE-290, Radnor, PA.
- NOWAK, D. J., CRANE, D. E., STEVENS, J. C. (2006 a): Air pollution removal by urban trees and shrubs in the United States. *Urban Forestry & Urban Greening* 4: 115 - 123.
- NOWAK, D. J., HOEHN, R. E. III, CRANE, D. E., STEVENS, J. C., WALTON, J. T. (2006 b): Assessing urban forests effects and values, Minneapolis' urban forest. *Resour. Bull. NE-166*. Newtown Square, PA: U. S. Department of Agriculture, Forest Service, Northeastern Research Station. 20 p.

- PFANZ, H., FLOHR, S., WITTMANN, C. (2006): Das Staubfangvermögen von Vegetation – Grundlagen und erste Ergebnisse aus der Praxis. Das Taspo Magazin 3: 12 - 15.
- RAUSCHE, B. (1993): Neuartige Waldschäden. Auswertungs- und Informationsdienst für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten e.V. (AID), Bonn.
- SCOTT, K. I., MCPHERSON, E. G., SIMPSON, J. R. (1998): Air Pollution Uptake by Urban Forest. *Journal of Arboriculture* 24 (4): 224 - 234.
- SIMONICH, S. L. und HITES R.A. (1995): Organic Pollutant Accumulation in Vegetation. *Environmental Science and Technology* 29: 2905 - 2914
- SWAAGSTRA, A. H. (2007): Integral Technisch Grün: gezielter Einsatz von Bepflanzung für Luftqualität. Vortrag am Workshop zur Literaturstudie über das Feinstaubfilterungspotenzial (qualitativ und quantitativ) von Pflanzen am 01.06.2007 in Berlin.
- THÖNNESEN, M. (2002): Elementdynamik in fassadenbegrünendem Wilden Wein (*Parthenocissus tricuspidata*). Nährelemente, anorganische Schadstoffe, Platin - Gruppen - Elemente, Filterleistung, immissionshistorische Aspekte, Methodische Neu- und Weiterentwicklung. In: *Kölner Geographische Arbeiten*, Heft 78, 153 S.
- THÖNNESEN, M. (2006): Feinstaub und Vegetation – Die EU-Feinstaubverordnung als Impuls für mehr Grün in den Städten. Das Taspo Magazin 3: 8 - 11.
- THÖNNESEN, M. (2007): Staubfilterung durch Gehölzblätter. Beispiele aus Düsseldorf, Essen und Köln. Im Press.
- THÖNNESEN, M. und WERNER, W. (1996): Die fassadenbegrünende Dreispitzige Jungfernebe als Akkumulationsindikator. *Gefahrstoffe - Reinhaltung der Luft* 56 (8): 351 - 357.
- TOMAŠEVIĆ, M., VUKMIROVIĆ, Z., RAJŠIĆ, S., TASIĆ, M., STEVANOVIĆ, B. (2005): Characterization of Trace Metal particles Deposited on Some Deciduous Tree Leaves in an Urban Area. *Chemosphere* 61: 753 - 760
- WESSELING, J. P., DUYZER, J., TONNEIJCK, A. E. G., VAN DIJK, C. J. (2004): TNO-rapport R2004/383. Effecten van groenelementen op NO₂ en PM₁₀ concentraties in de buitenlucht. TNO Milieu, Energie en Procesinnovatie, 43 S.
- ZENS, U. (2006): Umdenken ist notwendig – Multifunktionale Vegetationssysteme in der Stadt. Das Taspo Magazin 3: 16 - 19.

5 Wirkung der Ablagerung, Adsorption und Absorption von Staubpartikeln und Gasen auf die Pflanzenphysiologie

5.1 Allgemein

In der Wirkung von Luftverunreinigungen auf die Vegetation werden drei Phasen unterschieden (GALLER 1999):

1. Unmittelbare Wirkung der gasförmigen Primärstoffe auf die Oberfläche der Pflanzen, ihre Aufnahme durch das Blatt und dadurch Beeinflussung der Pflanzenphysiologie.
2. Entstehung von Ozon und Peroxidacetylnitrat aus Primärstoffen und Schädigungen des Zellinneren.
3. Einfluss der Schadstoffe auf Bodenveränderungen, u. a. indirekt durch Beeinflussung der Nährstoffverfügbarkeit und der Symbionten (Pilzen, Bakterien)

Emissionswirkungen auf die Pflanzen werden bezüglich der Schadstoffkonzentration und deren Einwirkungsdauer wie folgt klassifiziert (BÖRTITZ et al. 1986; DÄSSLER und BÖRTITZ 1988):

- **Akute Schädigungen:** Sie können in industrienahen Arealen, bei Betriebsstörungen mit meist nur kurzfristigem Ausstoß ungewöhnlich hoher Schadstoffkonzentrationen vorkommen. Merkmale solcher Schädigungen sind Nekrosen an Blatt- bzw. Nadelspitzen, Blatträndern oder Interkostalfeldern, nach einer gewissen Zeit irreversibel. Jüngere Nadeljahrgänge sind empfindlicher als ältere. Auf physiologischem Niveau sterben die Zellen in nekrotischen Geweben. Assimilationsorgane können z. T. ausfallen; nach dem Rückgang der Immission werden grüne Blattteile bedingt wieder vital. Das Überleben der Pflanze wird durch die verbleibende physiologisch aktive Laubmasse und/oder durch das Wieder-austreibevermögen entschieden.
- **Chronische Schädigungen:** Sie entstehen über eine lange Zeitspanne oder durch dauernd einwirkende relativ niedrige Immissionskonzentrationen (gasförmige Luftverunreinigungen, auch toxische Stäube, die in den Boden gelangt sind). Solche Schädigungen sind nicht auffällig, es werden keine Nekrosen beobachtet. Laubverfärbungen entstehen nur temporär oder im fortgeschrittenen Stadium. Der Wuchs wird vermindert, das Nadelabsterben erfolgt vorzeitig, der Neutrieb ist schwächer als üblich. Auf dem physiologischen Niveau werden Schadstoffanreicherungen in Pflanzenteilen, Assimilationsdepressionen, Hemmung von Wurzelwachstum und -entwicklung durch Veränderung von pH-Werten und Anreicherung von toxischen Schadstoffen im Boden beobachtet. Das Überleben der Pflanze hängt von der noch verbleibenden Laubmasse und Wurzeltätigkeit ab. Zusätzliche Stressfaktoren wie Erhöhung der Immission oder Frost können zu akuten Schäden führen.

Staub kann direkte physikalische oder chemische Effekte auf die Pflanzenoberfläche haben. Die pflanzliche Reaktion unterscheidet sich in ihrer Größenordnung je nachdem, ob der Staub in trockener oder feuchter Form abgelagert wird. Besonders die chemische Interaktion mit der Vegetationsoberfläche wird durch das Vorhandensein von Wasser beeinträchtigt (ULRICHS 2007). Einen für die Pflanzenphysiologie wichtigen Aspekt bildet die Schadstoffaufnahme ins Pflanzeninnere und dadurch bedingte Schäden. Weiterhin kann sie die Photosynthese, die Respiration und die Transpiration beeinflussen sowie Stress z. B. durch Trockenheit oder Schädlingsbefall verstärken. Außerdem können sichtbare Schadenssymptome auftreten, oft ist das Wachstum verringert. Überdies kann sich die Zusammensetzung von Pflanzengemeinschaften verändern (FARMER 1993). Ebenso reagiert das

Pflanzen/Parasitsystem sehr empfindlich auf Luftverschmutzungen (DOHMEN 1988). Ferner kann der Staub die Pflanze auch über die Veränderung der Bodenchemie beeinflussen. Einen Überblick über die Vielfältigkeit von Schäden an der Vegetation durch Luftverunreinigungen gibt Tabelle 5.1-1.

Tabelle 5.1-1: Mögliche Wirkungen der in Berlin auftretenden Schadstoffe auf Pflanzen. (Monitoringprogramm Naturhaushalt (1987-2002) und der Berliner Beitrag zum Europäischen Level-II-Programm - Materialien der Berliner Senatsverwaltung für Stadtentwicklung, <http://www.stadtentwicklung.berlin.de/umwelt/monitoring/> - verändert).

Substanz	Mögliche direkte und indirekte Wirkungen auf Pflanzen
Schwefeldioxid (SO ₂)	Chlorosen, Nekrosen, Wachstumsdepressionen, Beeinträchtigung der Reproduktion
Stickoxide (NO, NO ₂)	Chlorosen, Nekrosen, Wachstums- und Qualitätsverluste
Schwefelwasserstoff (H ₂ S)	Zell- und Enzymgift (BÖRTITZ et al. 1986).
Aluminium (Al) - Freisetzung durch sauren Regen	Hemmung von Wurzelentwicklung und Ernährung, Schäden an Bodenbakterien und Mykorrhiza (WOLT 1990).
Ozon (O ₃)	Chlorosen, Nekrosen, Frostanfälligkeit, Wachstumsdepressionen
Cadmium (Cd)	Chlorosen, Nekrosen, Wachstumsdepressionen
Blei (Pb), Zink (Zn), Arsen (As)	Hemmung des Wachstums, Ertragsminderung, gestörtes Wurzelwachstum (BÖRTITZ et al. 1986)
Fluoride (F), Chloride (Cl)	Ätزشäden an Koniferen (BÖRTITZ et al. 1986), Nekrosen, Akkumulation und Schädigung der Physiologie
Polycyclische Aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK), Polychlorierte Biphenyle (PCB)	Akkumulation von großen Mengen als Indikation, Wachstumshemmung (GRÄF und NOWAK 1966; HARMS 1975), krebsartige Wucherungen (NAS 1972).
Leichtflüchtige Chlorkohlenwasserstoffe (LCKW)	Nadelschäden bei Koniferen
Dioxine/Furane (PCCD/PCCF)	Akkumulation als Indikation

Die zeitliche Entwicklung der für Pflanzen schädlichen Luftimmissionen zeigt eine sehr starke Abnahme der meisten Depositionen. Die Arbeitsgruppe Monitoringprogramm Naturhaushalt (1987-2002) weist aber darauf hin, dass infolge der geringeren Abnahme der Säurebildner (NO₃ und SO₄) bei der stärkeren Abnahme von basenbildenden Luftverunreinigungen der Protoneneintrag auf der Freifläche seit 1989 und im Baumbestand seit 1991 nicht mehr sinkt (Monitoringprogramm Naturhaushalt). Die daraus resultierende Versauerung der Standorte führt zur Verarmung der Artenliste und beeinträchtigt die Gesundheit der Pflanzen. Bezüglich der Vegetation ist es wichtig, kritische Werte für die durch Luftverunreinigungen eingetragenen Stoffe zu konkretisieren, z. B. für unterschiedliche Ökosysteme zu bestimmen. Dabei ist zu berücksichtigen, dass der Eintrag vieler Schadstoffe durch nasse Deposition oft nicht beachtet wird, wobei er genauso effektiv verläuft wie bei der trockenen Deposition.

5.2 Physiologische Auswirkungen der Staubaufgabe auf die Blätter

Grobe und feine Staubpartikel bis zu PM_{2,5} werden im Gegensatz zu Schadgasen nicht über die Spaltöffnungen aufgenommen, sondern sie verstopfen die Stomata, stören dadurch den

Gasaustausch und können u. a. plasmolytische Schäden verursachen. Ferner bilden sie eine Staubaufgabe auf dem Blatt, die Photosynthesestörungen verursachen kann. Eine Staubaufgabe verändert die Benetzung der Blätter und kann dadurch zu einer noch stärkeren Haftung der Partikel auf der Oberfläche führen.

Die Reaktion der Pflanzen auf Schadstoffe wird durch zahlreiche **innere** und **äußere Faktoren** beeinflusst. Innere Faktoren sind z. B. das physiologische Alter der Blätter oder Pflanze (BERRY 1974, ELKIEY und OMROD 1979, nach LANDOLT und KELLER 1985) oder die genetische Veranlagung. So scheint die Toleranz gegenüber Schadstoffen genetisch festgelegt zu sein. Sie kann jedoch durch weitere Faktoren wie z. B. die geografische Herkunft beeinflusst werden (LANDOLT und KELLER 1985). Äußere Faktoren, die die Aufnahme von Luftschadstoffen und die Pflanzenreaktion beeinflussen, sind klimatische Parameter (Temperatur, Licht, Feuchtigkeit, Windgeschwindigkeit u. a.), die Randbedingungen (vor, während und nach dem Auftreten der Luftschadstoffe, Konzentration, Dauer und Häufigkeit der Einwirkung) sowie die Nährstoffversorgung (LANDOLT und KELLER 1985). Faktoren, die die Partikelaufnahme steigern, z. B. erhöhte Luftfeuchtigkeit, können gleichzeitig bei einigen Pflanzen die Empfindlichkeit für bestimmte Schadstoffe verstärken (NORBY und KOZLOWSKI 1982, nach LANDOLT und KELLER 1985), bzw. zum Überschreiten der jeweiligen Toleranzschwelle führen. Deshalb ist für den Einsatz von Vegetation in Gebieten mit erhöhter Belastung und beim Kreieren erhöhter Depositionsbedingungen ein großes Augenmerk auf die Toleranzen der zur Verwendung kommenden Pflanzen zu legen.

Die physiologischen Auswirkungen der Staubaufgabe sind vielfältig und unterscheiden sich bei gleichem Verschmutzungsgrad in Abhängigkeit von den Pflanzeigenschaften (SPERBER 1975). Folgende durch Staubaufgabe verursachte und manchmal gegensätzliche Veränderungen der Pflanzenphysiologie sind zu nennen:

- **Verminderung der CO₂-Assimilationsrate und Photosyntheserate** aufgrund des Lichtmangels (SPERBER 1975; FLÜCKIGER et al. 1978 und andere Verfasser) oder durch Senkung der Chlorophyllfluoreszenz und verminderte stomatäre Leitfähigkeit (VARDAKA et al. 1995; BJÖRKMAN und DEMMING, 1987, nach WEN et al. 2004; BOLHÄR-NORDENKAMPF et al. 1994, nach WEN et al. 2004). Je größer die Staubmenge auf den Blättern ist, umso geringer ist die Photosyntheseaktivität. Stark mit Staub verschmutzte Blätter, die in einer Umgebung mit mehr als 30 g/m² Deposition im Monat wachsen (OST, aus: GRÜNEMANN 1952, nach HELBING 1973), haben mit einem Lichtentzug von bis zu 50 % zu rechnen (RUGE 1966; BARTH 1962, nach HELBING 1973). Bei *Quercus coccifera* sank die Chlorophyllfluoreszenz mit zunehmender Kalkstaubaufgabe auf den Blättern und indizierte somit die Stresswirkung der Staubbelastung. Ausserdem sank die Photosyntheserate exponentiell, was allerdings vor allem auf die verminderte stomatäre Leitfähigkeit zurückgeführt worden war. (VARDAKA et al. 1995). Nach dem Abwaschen der Staubaufgabe können sich betroffene physiologische Prozesse normalisieren (SPERBER 1975). Die Senkung der Photosyntheserate führt zur Verminderung des Zuwachses an Trieb- und Blattmasse, zu Vitalitätssenkungen, seltener zu Änderungen der Phänologie (ROHMEDE 1960, nach SPERBER 1975; BUSSOTTI et al. 2000, nach WEN et al. 2004). HALIK (2003, nach LANGNER 2006) beschreibt, dass an Extremstandorten wie z. B. Oasenstädten im ariden Nordwesten Chinas die auf den Bäumen befindliche Staubschicht abgewaschen werden musste, um eine ungehinderte Photosynthese zu ermöglichen.
- Eine Erhöhung des Chlorophyllgehaltes im bestaubten Blatt führt wiederum zur **Steigerung der Photosyntheserate**, die nur in geringem Maße als positiv eingeschätzt wird. Solche Reaktion wurde bei den bestaubten Blättern von Hainbuche *Carpinus betulus* beobachtet (SPERBER 1975; BJÖRKMAN und DEMMING, 1987, nach WEN et al. 2004).

- Die Veränderung der Albedo des Blattes hat eine **Temperaturänderung** zur Folge (FLÜCKIGER et al. 1978), wobei sowohl von einer Erhöhung als auch von einer Senkung der Temperatur berichtet wird. Die **Temperaturerhöhung** ließ sich z. B. für Blätter der Zitterpappel (*Populus tremula*) ab einer Staubauflage von bereits 0,5 mg/cm² feststellen. So konnte bei stark verschmutzten Blättern von Bergahorn (*Acer pseudoplatanus*), Birke (*Betula pendula*), Eiche (*Quercus robur*), Erle (*Alnus glutinosa*) und Traubenkirsche (*Prunus padus*) eine Blatttemperaturerhöhung um 5 – 6 °C verzeichnet werden (FLÜCKIGER et al. 1978). Die Temperaturerhöhung zieht eine Steigerung der Photosyntheserate nach sich (HIRANO et al. 1995, nach LANGNER 2006). Bei Messungen an *Rhododendron catawbiense* konnte eine Zunahme der Absorption der Globalstrahlung (zwischen 700 nm und 3000 nm) der Blattoberseiten und- unterseiten aufgrund von Staubauflagen festgestellt werden (ELLER und BRUNNER 1975, ELLER 1977). Die Erwärmung eines Blattes durch eine Staubauflage resultiert aus der unterschiedlichen Strahlungsabsorption von Blättern und mineralischen Substanzen (BOWERS und HANKS 1965, nach ELLER und BRUNNER 1975). Eine Staubauflage verändert demnach die optischen Eigenschaften des Blattes. Die zusätzliche Energie trägt zur Erwärmung der Unterlage bei (ELLER und BRUNNER 1975). Dies resultierte bei Ellers (1977) Untersuchungen in einer Erhöhung der Blattemperatur um 2 bis 4 °C. Einige Wissenschaftler schätzen die Steigerung der Stoffproduktion durch die Staubauflage als positiv ein und dokumentieren eine höhere Vitalität der bestaubten Blätter im Vergleich zu den unbestaubten (SPERBER 1975). Die Zunahme des Trockengewichtes von bestaubten Hainbuchen-Blättern wurde an Standorten mit einer starken Staubschicht festgestellt. In Folge einer Überwärmung bestaubter Blätter treten aber eine Hemmung der Photosynthese (ERSCHOW 1957, MASEK 1971, nach SPERBER 1975) sowie eine ungünstige Steigerung der Dissimilation (STEINHÜBEL 1966, nach SPERBER 1975) auf.
- **Beeinflussung des Stoffwechsels** des Blattes über die Temperaturerhöhung und Veränderung der Photosyntheserate. So steigt durch eine Temperaturerhöhung die Respiationsrate (Atmungsaktivität) stärker als die Photosyntheserate, wodurch sich die Netto-Photosynthese und die Produktivität verringern (ELLER 1977). Bei Tagestemperaturen von 25 °C geht die Hälfte der Gesamtassimilation sofort durch Atmung verloren (POLSTER 1950, nach SPERBER 1975).
- Eine mögliche **Verminderung der Transpiration** durch eine Staubschicht, erhöht die schützende Wirkung von Epidermis und Kutikula unter trockenen Bedingungen (BERGE 1970, nach SPERBER 1975).
- Eine **Erhöhung von Transpiration und Gasaustausch** kann durch Ablagerung von Partikeln in Stomata erfolgen, die so deren Aktivität stören. Die gesteigerte Transpiration bewirkt eine Abkühlung der Blätter (FLÜCKIGER et al. 1978). Gleichzeitig kann es hierdurch aber auch zu Trockenstress kommen (FARMER 1993).
- **Senkung des stomatären Diffusionswiderstandes** durch Verstopfen von Spaltöffnungen, wobei mit steigendem Staubbelaag der Diffusionswiderstand weiterhin abnimmt. Diese von FLÜCKIGER et al. (1978) beobachteten Ergebnisse für an einer Autobahn befindliche Bäume stellten sich bei SMITH und STASKAWICZ (1977) weniger drastisch dar. Zwar wurden Stomata von Platanenbäumen (*Platanus acerifolia*) an einer mittelstark befahrenen Straße blockiert, teilweise blockiert und auch kontaminiert. Letzterer Fall war aber eher die Ausnahme.
- Eine **Änderung des Gesamtstickstoffgehaltes** kann sowohl zu einer Senkung, die eine Beeinträchtigung der Wachstumsrate und der Vitalität (SPERBER 1975) bewirkt, als auch zu einer Erhöhung als Stressreaktion (WEN et al. 2004) führen.
- Nachweisbarer **Rückgang der Produktion von einigen VOCs** durch PM₁₀-Auflage (WANNAZ et al. 2003).

Nach FLÜCKIGER et al. (1978), BRAUN et al. (1980, nach LEH 1993), ALBERT et al. (1989, nach LEH 1993) beeinflusst die Staubaufgabe verschiedene physiologische Prozesse, die im Sinne einer vorzeitigen Alterung interpretiert werden. Dies führt möglicherweise zu einer chronischen Vitalitätsbeeinträchtigung der Vegetation.

Noch ist unklar, ab welcher Höhe der Staubaufgabe die Blattphysiologie beeinflusst wird. THOMPSON et al. 1984 (nach LANGNER 2006) beschreiben die Reduktion der Photosynthese von *Viburnum tinus* bei 5 g/m^2 . HIRANO et al. 1995 (nach LANGNER 2006) dokumentierten die Wirkung der Staubaufgabe auf die Physiologie von *Cucumis sativus* bei $1,2 \text{ g/m}^2$. Zu Ermittlung von Toleranzgrenzen verschiedener Pflanzen bezüglich der Staubaufgabe laufen zur Zeit Untersuchungen im Institut für angewandte Botanik der Universität Duisburg-Essen (PFANZ 2007, persönliche Mitteilung) und im Fachbereich Urbaner Gartenbau in der Landwirtschaftlich-Gärtnerischen Fakultät der Humboldt-Universität zu Berlin (ULRICHS 2007, persönliche Mitteilung).

Die wasserlöslichen Staubkomponenten können oberflächliche Schädigungen an Blättern bewirken und ins Blattinnere eindringen. Zementstaub (pH 12) führt in Verbindung mit Feuchtigkeit auf der Blattoberfläche zur Verseifung der fettsäurehaltigen Kutikula, wodurch der Zugang der alkalischen Lösung in die Epidermiszelle freigegeben wird (CZAJA 1960, nach PFANZ und FLOHR 2007). Blattoberseiten von Pflanzen nahe Zementwerken können harte, dichte Krusten aufweisen, die die Lichtabsorption, den Gaswechsel und somit den jährlichen Zuwachs verringern (BOHNE 1963, nach PFANZ und FLOHR 2007). Je nach chemischen Eigenschaften der wasserlöslichen Verunreinigungen kann es zu plasmolytischen Schäden kommen: wasserlösliche Salze, die in das Zellinnere gelangen, bewirken Salzschäden (ebenda).

Konkrete Beispiele zur Beeinträchtigung der Physiologie durch Auflage und Eindringung verschiedener Stäube werden in der folgenden Tabelle aufgeführt.

Tabelle 5.2-1: Wirkung der Ablagerung, Adsorption und Absorption auf die Pflanzenphysiologie.

Staub	Pflanzen	(Physiologische) Reaktionen der Pflanzen	Literaturquelle
Kalk $7,9 \mu\text{g cm}^{-2}$ Ca Blattfläche	Kermes-Eiche <i>Quercus coccifera</i>	Photosynthese vermindert u.a. aufgrund von reduzierter stomatärer Leitfähigkeit durch Blockade oder Verschluss der Stomata, Verhältnis der variablen und der maximalen Chlorophyllfluoreszenz (Fv/Fm) sank und deutet damit auf gestresste Blätter	VARDAKA et al. 1995
Kalk	Wein <i>Vitis vinifera</i>	Höhere Chlorophyllkonzentration in den Blättern	MANNING 1971, nach VARDAKA et al. 1995
Kalk	Kanadische Hemlock <i>Tsuga canadensis</i>	Chlorose der Nadeln	MANNING 1971, nach VARDAKA et al. 1995
Kalk	Flechte <i>Physcia adscendens</i>	Chlorophylldegradation	ZAHAROPOULOU et al. 1993, nach VARDAKA et al. 1995
Kalk	Kanadischer Rotahorn <i>Acer rubrum</i> , Rotsche <i>Quercus rubra</i>	Wachstumsminderung, Nekrosen der Blätter, schälende Rinde	BRANDT und RHOADES 1972, 1973, nach VARDAKA et al. 1995
Kalk	Tulpenbaum <i>Liriodendrum tulipifera</i>	Wachstumszunahme	BRANDT und RHOADES 1972, 1973, nach VARDAKA et al. 1995
Kalk	Naturwald	Veränderung der Struktur der Pflanzengemeinschaft	BRANDT und RHOADES 1972, 1973, nach VARDAKA et al. 1995
Kalk	Gras- und Weideland	Veränderung der Struktur der Pflanzengemeinschaft	FARMER 1993 nach VARDAKA et al. 1995
Kalk	Epiphytische Flechtengemeinschaft	Veränderung der Struktur der Pflanzengemeinschaft	GILBERT 1976, nach VARDAKA et al. 1995

Wirkung der Ablagerung, Adsorption und Absorption von Staubpartikeln und Gasen auf die Pflanzenphysiologie

Staub	Pflanzen	(Physiologische) Reaktionen der Pflanzen	Literaturquelle
Staub	Flechten <i>Hypogymnia physodes</i> , <i>Pseudevernia furfuracea</i> , <i>Platismatia glauca</i> , <i>Lobaria pulmonaria</i>	Reduktion von F_v/F_m	JENSEN 1999, nach WEN et al. 2004
Flugasche		Verschmutzende Wirkung, Temperatursteigerung, Photosynthesehemmung	BÖRTITZ et al. 1986
Staub	<i>Rhododendron catawbiense</i>	Erhöhung der Lichtabsorption im infraroten Bereich, stark erniedrigte Reflexion und Transmission, dadurch zusätzlicher Hitze- und Transpirationsstress, Verbrennungsschäden	ELLER und BRUNNER 1975
Staub		Temperaturerhöhung der Blätter auf 2 – 6 °C	FLÜCKIGER et al. 1978
Keramikfabrik: PM mit Fluorverbindungen	Rundblättrige Stechpalme <i>Ilex rotunda</i> Lorbeerfeige <i>Ficus microcarpa</i> <i>Machilus chinensis</i>	Höchste Resistenz gegenüber Staubauflage Blattfläche reduziert Blattmasse pro Fläche (LMA) stieg Leicht höhere N-Konzentration im Blatt Chlorophyllgehalt der Blätter sank um 20 % Carotinoidgehalt sank um 21 % Blattfläche reduziert Blattmasse pro Fläche (LMA) stieg Höhere N-Konzentration im Blatt Carotinoidgehalt stieg um 11 % Niedrigste Resistenz gegenüber Staubauflage Blattfläche reduziert Blattmasse pro Fläche (LMA) stieg Höhere N-Konzentration im Blatt Carotinoidgehalt stieg um 11 % Entfärbung, Verletzungssymptome	WEN et al. 2004
Bestäubung mit Straßentaub ca. 0,005 g/m ² ca. 0,002 g/m ² .	Hainbuche <i>Carpinus betulus</i> Ovalblättrige Liguster <i>Ligustrum ovalifolium</i>	Physiologische Reaktionen (Assimilationssenkung, Photosynthesesenkung, Änderung der Chlorophyllgehaltes) sind reversibel und viel schwächer als bei <i>Ligustrum ovalifolium</i> . Assimilationssenkung um 20-25 %, Trockensubstanzsenkung von 4 – 8%. Starke Senkung von Assimilations- und Photosyntheserate Trockensubstanzreduktion um 10 %.	SPERBER 1975
Zement, pH-Wert bis 12		In Verbindung mit Feuchtigkeit kann es auf der Blattoberfläche zur Verseifung der fettsäurehaltigen Kutikula kommen	CZAJA 1960, nach PFANZ und FLOHR 2007
Zement 30 g m ⁻² (inkrustiert auf Blatt)	Sonnenblume <i>Helianthus annuus</i>	Reduktion von vegetativen Pflanzenteilen und der Bildung von generativen Teilen; Störung metabolischer Prozesse; reduzierter Samenertrag um 2-7 %	BORKA 1980, nach VARDAKA et al. 1995
SO ₂ , Pb, Cu, Cd	Rotbuche <i>Fagus sylvatica</i> Heinbuche <i>Carpinus betulus</i>	Während des Austriebs im Frühjahr modifizierte sich bei empfindlichen Arten die Organellenultrastruktur, nicht nur während ihrer Entwicklung sondern auch als Resultat einer Langzeitbelastung.	STIRBAN et al. 1988

5.3 Aufnahme von partikelgetragenen Stoffen durch Wurzeln und dadurch entstehende Schädigungen

Die Komponenten des Staubes gelangen im Laufe der trockenen und nassen Deposition in den Boden. Über die Wurzeln werden aus der Erde überwiegend wasserlösliche Komponenten aufgenommen. Diese können über das Xylem weiter in die Pflanze getragen und in den Stoffwechsel aufgenommen werden. Lipophile Komponenten werden über die Epidermis der Wurzeln aufgenommen, gelangen aber nicht weiter in das Innere der Pflanze (SIMONICH und HITES 1995).

Die typischen Verkehrsbelastungen wie z. B. Blei und Cadmium werden in besonders hohen Konzentrationen in Böden nahe der Fahrbahn (bis zu 50 cm Abstand) nachgewiesen (MÜLLER und MEURER 1995). Die Blei-Konzentrationen können nicht nur in den oberflächlichen Bodenschichten sondern auch in den tiefer liegenden Schichten (>50 cm) sehr hoch sein. Die Untersuchungen der Baumscheiben der Traubeneiche (*Quercus petraea*) an einem innerstädtischen Karlsruher Standort zeigten, dass die Bleibelastungen des Bodens im Xylem des Baums wieder gefunden werden können (RAITH et al. 1997). Die Bleigehalte der Wurzel korrelieren mit denen des Bodens (NRIAGU 1978, nach RAITH 1997). Daher kann aufgrund der Bleikonzentration in den Baumringen die Immissionschronologie nachvollzogen werden (RAITH et al. 1997). Die Bleikonzentration ist in unteren Stammteilen am höchsten und nimmt mit steigender Baumhöhe ab. Im Blatt sind nur 1/100 bis 1/1000 des Bleigehaltes der Wurzel zu finden (KAHLE und BRECKLE 1987, nach RAITH et al. 1997). Die Blei-Ionen in ringporigen Bäumen wurden in vielen Studien als immobil bezeichnet, d. h. die Ionen bleiben in den entsprechenden Jahresringen vorhanden (BAES 1981, nach RAITH et al. 1997). Der Blei-Gehalt in den Jahresringen kann für das Monitoring der Immissionen genutzt werden (ebenda). In zerstreutporigen Bäumen werden sowohl Blei-Ionen als auch Cadmium-Ionen am wenigsten im Kernholz abgelagert. Die Cadmium-Ionen sind mobil und können im Stamm radial transportiert werden, wobei man im Übergangsbereich zwischen dem Kern- und Splintholz die höchsten Konzentrationen fand und in der Mitte des Kerns die geringsten (ebenda). Diese „Schonung“ des Kernholzes und die Ansammlung der Schwermetalle an der Grenze zwischen Kern und Splint wird als Entgiftungsreaktion der Bäume bewertet und für Tannen, Douglasien und Eschen bezüglich des Bleis (TRÜBY 1988, nach RAITH et al. 1997; HOFFMANN und BORN 1986, nach RAITH et al. 1997) und für Eichen bezüglich des Cadmiums beschrieben (RAITH et al. 1997).

Schwermetalle im Wurzelraum sind für die Pflanzenentwicklung oft gefährlich. Grundsätzlich werden flachwurzeln Arten wie Buche *Fagus sylvatica* viel mehr von einer Schwermetallanreicherung im obersten Bodenhorizont betroffen als tiefwurzeln Arten wie Eichen *Quercus petraea* oder *Q. robur* (RAITH et al. 1997). Blei wirkt schädigend im Wurzelraum, bei Photosynthese, Atmung, Transpiration und Chlorophyllsynthese (RAITH et al. 1997). MARKAN und FISCHER (1991) untersuchten die Aufnahme von luftgetragenen Stoffen durch typische Pflanzen aus den Berliner Forsten, u. a. die Aufnahme von Schwermetallen nach ihrem Eintrag in den Boden. Untersucht wurden Birke *Betula pendula*, Buche *Fagus sylvatica*, Waldkiefer *Pinus sylvestris*, Eiche *Quercus robur* und Spätblühende Pflaume *Prunus serotina*. Es wurde festgestellt, dass Birken ohne Schäden höhere Schwermetallkonzentrationen aufnehmen als andere Arten. In den Niederlanden wurden ähnliche Ergebnisse gewonnen (VAN DOBBEN et al. 1992).

Luftgetragene wasserlösliche Verbindungen der wichtigen Nährstoffe wie K, Ca, Mg, NH₄ und NO₃ werden von Pflanzen durch die Wurzel aus dem Boden aufgenommen. Die hohen Mn-, Zn- und insbesondere Al-Gehalte im Boden üben einen negativen Einfluss auf die Nährstoffaufnahme durch Wurzeln und auf den Spurenstoffhaushalt der Pflanzen aus und können die Pflanzenentwicklung stören (DAMBRINE et al. 1995). Ein starker Eintrag dieser

Stoffe in die städtischen Böden wurde in der Nähe von Standorten der Verhüttungsindustrie festgestellt (BÖRTITZ et al. 1986).

Die durch Verbrennungsvorgänge entstandenen Ruß-Partikel sind für die Wurzeln ungefährlich.

Die bedeutendsten Schäden an der Vegetation **durch Akkumulation von Luftverunreinigungen im Boden** können wie folgt zusammengefasst werden:

- Wachstumsschäden und Blattverkleinerung durch Störungen bei der Nährstoffaufnahme aufgrund der Änderungen in der Verrottungsrate der organischen Stoffe (durch SO₂-Anreicherung), Änderung der Nährstoffverfügbarkeit, schädigende Wirkung auf Mykorrhiza, Bakterien, Bodenfauna.
- Depressionen im Wurzelwachstum oder Absterben von Wurzeln bei der Freisetzung von Stoffen, die für die Wurzeln giftig sind.

5.4 Schädigungen durch typische urbane gasförmige Luftverunreinigungen

Die öffentliche Wahrnehmung vieler gasförmiger Luftschadstoffe ist in den letzten Zeiten zurückgegangen, da ihre Konzentration in der Atemluft die angegebenen Grenzen nicht überschreitet und sogar nicht erreicht. In erster Linie geht es um **Schwefeldioxid, Stickoxide** und **Ozon**. Die momentane Gefahr dieser Stoffe für die Vegetation in der Stadt wird aber von den Experten unterschiedlich bewertet. Dabei sollte berücksichtigt werden, dass bei anscheinend nicht sichtbaren Schäden geringe aber andauernde Immissionen der gasförmigen Luftschadstoffe, insbesondere SO₂, chronische Schäden des städtischen Grüns verursachen können.

Geringe Konzentrationen von NO₂ und SO₂ können im Gegensatz zu O₃ einen leicht positiven Effekt auf Pflanzen haben. So fördern sie metabolische Prozesse und damit das Pflanzenwachstum, mit der Konsequenz, dass auch die Schädlinge sich vermehren. Erhöhte Stickoxidkonzentrationen in der Luft, z. B. an Autobahnen, bewirken u. a. eine verstärkte Stickstoffaufnahme über die Blätter, die sich als erhöhte Konzentrationen an organischem Stickstoff in den Blättern oder an freien Aminosäuren im Phloemsaft nachweisen lassen und die Blattlauswachstumsrate steigern (BOLSINGER und FLÜCKIGER 1987).

Ab einer bestimmten Konzentration von SO₂ in der Luft verlieren die Spaltöffnungen der Blätter an Elastizität, wodurch die Bäume nicht mehr auf Frost oder Hitze reagieren können. Stickoxide NO_x sind wie das SO₂ Säurebildner und tragen zusätzlich zur Ozonbildung bei. Besonders empfindlich gegen SO₂ sind Nadelbäume, die in vielen deutschen Städten in den Wäldern als Hauptarten vertreten sind. Untersuchungen im Berliner Tegeler Forst (MARKAN und FISCHER 1991) zufolge waren 1984 - 1986 alle Bäume nicht gesund, bei einigen Standorten waren sogar 60% der Bäume stark geschädigt. Bereits SO₂-Konzentrationen über 0,2 mg/m³ Luft können bei kurzzeitiger Einwirkung schwere Störungen in den Assimilationsorganen und nekrotische Veränderungen auslösen (BÖRTITZ et al. 1986).

Ein bisher schwer kontrollierbarer und sehr schädigender Luftschadstoff ist Ozon. Beteiligt an der Entstehung des Ozons sind Stickoxide, Kohlenmonoxid und Kohlenwasserstoffe unter der Einwirkung von UV-Licht. In der Stadt ist die Ozonkonzentration in der Regel vergleichsweise gering, weil Ozon mit anderen Schadstoffen reagiert und sie oxidiert. Dabei zersetzt es sich in das jeweilige Oxid und in ein herkömmliches, zweiatomiges Sauerstoffmolekül. Höhere Ozon-Konzentrationen kommen in der Stadtumgebung mit sauberer Luft vor. PFANZ (2007, persönliche Mitteilung) bezeichnet als wichtigste Voraussetzung für das Stadtgrün die Toleranz zur Ozonbelastung. O₃ bewirkt eine Reduzierung der Photosynthese (REICH et al. 1986, SELINGER 1987, nach DOHMEN 1988), den Schluss der Stomata (OLSZYK und TINGEY 1986, nach DOHMEN 1988), ein verringertes Wachstum (KRESS et

al. 1985, nach DOHMEN 1988) und daher weniger Nährstoffe für Blattläuse. Sind die O₃-Konzentrationen jedoch so hoch, dass die Pflanze geschädigt wird (z. B. seneszenzartige Prozesse: Pflanzenzellinhalte – insbesondere Proteine – werden z. T. mobilisiert und ins Phloem verlagert), ergibt sich daraus eine verbesserte Nahrungsquelle für Blattläuse (Phloemsauger), was sich in deren gesteigerter Wachstumsrate widerspiegelt (DOHMEN 1988). Durch die Reaktivität von Ozon und seiner Transformationsprodukte im Apoplasten der Mesophyllzellen werden hauptsächlich Zellmembranen geschädigt. Man schätzt, dass in Europa und in den USA etwa 5-15 % der Ernteverluste durch Ozon ausgelöst werden (MANNING und VON TIEDEMANN 1995, nach WOHLGEMUTH 2002), bei empfindlichen Sorten sogar 10-30 % (DIERKESMANN und SANDERMANN 2000, nach WOHLGEMUTH 2002).

Gasförmige Luftverunreinigungen können Änderungen in der Struktur des Epikutikularwachses¹⁸ verursachen, aufgrund von direkten Interaktionen zwischen der Wachsbiosynthese und Ozon oder saurem Regen (PERCY et al. 1994). Beobachtet (ebenda) wurden sowohl ein Verschmelzen von Wachsröhrchen zwischen Stomata und epistomatären Kammern bei Koniferennadeln infolge von Luftverschmutzungen als auch eine vorzeitige Alterung und Verwitterung der Blattoberflächen ausgelöst durch saure Deposition oder gasförmige Schadstoffe (Ozon, SO₂). PERCY et al. (1990, nach PERCY et al. 1994) fanden außerdem bei Fichtennadeln einen verstärkten Verschluss der Stomata verursacht durch das Ozon und das Auftreten neuer kristalliner Plättchen nach saurem Nebel (pH 3,0).

Von MÖLLER (1989, nach MÖLLER 2003) wird dem H₂O₂ eine hypothetische Schlüsselrolle bei den neuartigen Waldschäden zugewiesen. H₂O₂ ist eine Quelle von OH⁻-Radikalen, die unmittelbar am Ort ihrer Bildung die Biomoleküle durch H-Abstraktion angreifen und dadurch schwierige Membranschädigungen verursachen. Aus den entstehenden organischen Radikalen entsteht wiederum HO₂/O₂⁻ und es bildet sich ein Radikalkettenprozess heraus.

Andere wichtige schädigende Luftverunreinigungen sind **Fluoride, Chlorverbindungen, Schwefelwasserstoff** und **VOCs**. Fluor inhibiert den Kohlenhydratstoffwechsel. Obstgehölze, Nadelbäume und Nutzpflanzen reagieren schon gegenüber Fluoridwasserstoffkonzentration im Bereich von 10 µg/m³ empfindlich (BÖRTITZ et al. 1986).

Selbst die Erhöhung der CO₂-Konzentration (CO₂ gehört nicht zu den Luftverunreinigungen) hat eine artspezifische Wirkung auf die Pflanzen, die sich in der Änderung der Stomatadichte, der Transpirationsrate, der Entwicklungsrhythmen und der Photosyntheseaktivität äußert. Nur eine geringe Erhöhung der CO₂-Konzentration wirkt positiv auf die Photosyntheseintensität, eine weitere Erhöhung bewirkt vielfältige negative Effekte (WEIGL 2004). Auch NH₃ führt bei hohen Konzentrationen z. B. in der unmittelbaren Nähe von Stallanlagen zu Vegetationsschäden (MÖLLER 2003).

Konkrete Beispiele aus der Literatur zur Wirkung von urbanen gasförmigen Schadstoffen auf Pflanzen sind in der Tabelle 5.4-1 dargestellt.

Tabelle 5.4-1: Auswirkungen gasförmiger Luftschadstoffe auf Pflanzen.

Schadstoff	Pflanze	Auswirkung	Quelle
NO (404 µg/m ³) und NO ₂ (210 µg/m ³)	Gemeiner Schneeball <i>Viburnum opulus</i> L.	Veränderter N- Metabolismus in der Pflanze: erhöhte Konzentration von organischem N in Blättern und von freien Aminosäuren im Phloemsaft	DOHMEN 1988

¹⁸Das Epikutikularwachs, die äußere Schicht der Kutikula (bestehend aus langkettigen, meist gesättigten aliphatischen Molekülen) kann zwischen wenigen Nanometern und einigen Mikrometern stark sein. Es bildet die Barriere zwischen der Umgebung und der Pflanze und ist somit der Bereich des ersten Kontaktes zwischen Partikeln und Pflanze (PERCY et al. 1994).

Wirkung der Ablagerung, Adsorption und Absorption von Staubpartikeln und Gasen auf die Pflanzenphysiologie

Schadstoff	Pflanze	Auswirkung	Quelle
SO ₂ und NO ₂ (Münchener Stadtzentrum, Sommer)	<i>Rosa</i> sp.	Wachstumsrate der Blattlaus <i>Macrosiphum rosae</i> steigt um > 20 %	DOHMEN 1988
SO ₂ (<0,225 ppm)	Fichte <i>Picea abies</i>	im Winter: verringerte CO ₂ -Aufnahme, gesteigerte Peroxidaseaktivität und Spätfrostempfindlichkeit;	KELLER 1978; KELLER 1981, nach LANDOLT und KELLER 1985
SO ₂ (<0,225 ppm)	<i>Picea abies</i>	verringerte Stammholzbildung in der folgenden Vegetationsperiode	KELLER 1983, nach LANDOLT und KELLER 1985
	Sandbirke <i>Betula pendula</i>	verringerte Anzahl von aufgehenden Knospen	KELLER 1978, nach LANDOLT und KELLER 1985
O ₃ (max 150 ppb, entspricht doppelter Umgebungskonzentration)	Rotbuche <i>Fagus sylvatica</i>	Leichte Photosynthesereduktion, Glutathionkonzentrationen stiegen stark	HERBINGER et al. 2005
O ₃ (50 ppb)	Amerikanische Platane <i>Platanus occidentalis</i>	Wachstumsreduktion	KRESS et al. 1982, nach LANDOLT und KELLER 1985
O ₃ (50 ppb) + SO ₂ (140 ppb)		Wachstumsreduktion verstärkt	
O ₃ (50 ppb)	Amerikanische Platane <i>Platanus occidentalis</i> Weihrauch-Kiefer <i>Pinus taeda</i>	Wachstumsreduktion Wachstumsstimulation	KRESS et al. 1982, nach LANDOLT und KELLER 1985
O ₃ (100 ppb) + NO ₂ (100 ppb)	Amerikanische Esche <i>Fraxinus americana</i> Tulpenbaum <i>Liriodendron tulipifera</i>	Antagonistische Wirkung (siehe 5.6)	
SO ₂ (0,8 ppm) + O ₃	Apfel <i>Malus domestica</i>	Antagonistische Wirkung (siehe 5.6)	SHERTZ et al. 1980, nach LANDOLT und KELLER 1985
SO ₂ (0,1 ppm) + NO ₂	Winterlinde <i>Tilia cordata</i> , Sandbirke <i>Betula pendula</i> , Moor-Birke <i>Betula pubescens</i> , Schwarzkiefer <i>Pinus nigra</i>	Synergistische Wirkung (siehe 5.6): reduzierte Trockensubstanz, Stammhöhe und -durchmesser	WHITMORE und FREER-SMITH 1982, nach LANDOLT und KELLER 1985

Schadstoff	Pflanze	Auswirkung	Quelle
SO ₂ (0,2 – 1,0 mg/m ³ mit Peaks bis 7 mg/m ³) + NO _x + etc.	Robinie <i>Robinia pseudoacacia</i> Silberlinde <i>Tilia tomentosa</i> ,	Kaum Veränderung der Chloroplasten-Ultrastruktur	STIRBAN et al.1979
	Roter Hartriegel <i>Cornus sanguinea</i> , Trompetenbaum <i>Catalpa bignonioides</i>	Leichte Veränderung der Chloroplasten-Ultrastruktur	
	Heinbuche <i>Carpinus betulus</i> , Traubeneiche <i>Quercus petraea</i> , Rotbuche <i>Fagus sylvatica</i>	Starke Veränderung bis Zerstörung der Chloroplasten -Ultrastruktur	
O ₃ , SO ₂ , NO ₂	Rotbuche <i>Fagus sylvatica</i>	Über 45 Jahre: Verringerung des Basalzuwachses um 50 % ,	MUZIKA et al. 2004
	Fichte <i>Picea abies</i>	Verringerung des Basalzuwachses um 20 %	
O ₃ (urbane und regionale Bedingungen New Yorks)	Pappel <i>Populus deltoides</i>	Senkung der Biomasse korreliert negativ mit der Höhe der Ozon-Belastung: die stärksten Schäden im urbanen Raum.	GREGG et al. 2003

Von den negativen Auswirkungen der Luftschadstoffe sind ältere Bäume stärker betroffen als junge. Zusätzlichen Belastungen sind Bäume ausgesetzt, die gegen die Hauptwindrichtung exponiert sind (DÖRFLER und DÖRFLER 1989).

Ein Teil der aufgenommenen Spurenstoffen kann von Pflanzen in den Stoffwechsel mit einbezogen werden. Beispielsweise wird SO₂ zum Sulfat oxidiert (aber auch reduziert und als H₂S re-emittiert) und akkumuliert. NO_x, welches im Unterschied zum SO₂ in niedriger Konzentration keine Schadeffekte erzeugt, wird zum NH₃ in der Pflanzenzelle reduziert und in den Aminosäurestoffwechsel mit einbezogen. Erhöhte Stickstoffeinträge in den Boden führen jedoch zu einem erhöhten Bedarf an anderen Nährstoffen und somit zu Ernährungsstörungen.

Der Eintrag der Nährelemente aus der Luft macht sich besonders in nährstoffarmen Ökosystemen wie Heiden, Kalkmagerrasen und Mooren bemerkbar, in denen es zu einer Verschiebung der Konkurrenzverhältnisse durch die Förderung nitrophiler gegenüber der typischen, an Nährstoffarmut angepassten Arten oder zu einer direkten Schädigung oligotropher Arten kommt.

5.5 Leaching

Leaching ist das Auswaschen von Ionen aus dem pflanzlichen Gewebe im Laufe eines Nieseschlagsereignisses. Ausgewaschen werden die basischen Kationen als Säurepufferung sowie Nitrat- und Ammonium-Ionen. Je nach Art der Ionen beginnt Leaching nach 3 bis 6 Minuten des Regens nach der Abwaschen von trockener Deposition. Je saurer der Regen ist, desto höher ist die Konzentration der ausgewaschenen Stoffe (MARQUES 1999; VAN DOBBEN et al. 1992).

Leaching ist für die Staubfilterung von Pflanzen dahingehend von Bedeutung, dass durch das Auswaschen im Blatt Bereiche entstehen, die eine außerordentliche Schadstoffaufnahme ermöglichen. Die Schwermetallsalze können in die ausgewaschenen Blattgewebe auf-

genommen werden. Die Nährelemente unter den Schwermetallen können in kleinen Konzentrationen in den Metabolismus der Pflanze involviert werden. Dabei schädigen Pb, Cd und Hg auch schon in geringen Konzentrationen.

Bei älteren Blättern und Nadeln kommt es schneller zum Auswaschen blatteigener Stoffe. Die sich im Laufe der Blattalterung verstärkende Zerstörung von Kutikula und Epidermis, u. a. durch Luftschadstoffe, erhöht die Leachingrate.

5.6 Zusammenspiel der urbanen Stressfaktoren

In der Stadt sind die Pflanzen der gleichzeitigen Einwirkung vieler urbaner Stressfaktoren ausgesetzt. Die Wirkung des gesamten Faktorenkomplexes führt meist zur Verstärkung von Schäden und ändert oft die Reaktion der Pflanzen auf einzelne Stressfaktoren (BÖRTITZ et al. 1986). Die bisherigen Erkenntnisse über die sehr komplexen Zusammenhänge zwischen urbaner Umwelt und Vegetation sind nicht ausreichend. Man geht davon aus, dass die städtischen Klimabedingungen bei gegebener Immission den Vegetationszustand oft entscheidend beeinflussen (ebenda).

Der Einfluss mehrerer Schadstoffe in der Luft auf die Pflanzen kann im Vergleich zur Wirkung von Einzelsubstanzen **additiv**, **antagonistisch** oder **synergistisch** sein. Synergismus und Antagonismus resultieren aus 1) der direkten Reaktion der Substanzen in der Luft oder auf dem Blatt, 2) der Wirkung einer Substanz auf die Stomata, 3) der Konkurrenz um Reaktionsräume, 4) der Veränderung der Empfindlichkeit der Reaktionsräume oder 5) einer Kombination der genannten Möglichkeiten. Symptome sind hierbei reduzierte Trockensubstanz, Stammhöhe und -durchmesser (WELLBURN et al. 1981, nach LANDOLT und KELLER 1985).

Die Schadstoffe lösen komplizierte Reaktionsketten aus, welche einen vielseitigen negativen Einfluss auf die Pflanzen haben. Z. B. zerstört Ozon die dünne Wachsschicht der Nadeln, die Säure wäscht das Magnesium aus dem Blatt heraus, der Boden unterliegt ebenfalls einer Magnesiumauswaschung, Wurzelschäden verschärfen den Versorgungsmangel, Nadeln werden gelb und fallen ab. Die geschädigten Bäume reagieren aus diesem Grund empfindlicher gegenüber Sekundäreinflüssen wie Dürre, Frost, Sturm und Parasiten (DÖRFLER und DÖRFLER 1989).

5.7 Schlussfolgerungen

Um das vorhandene Potential des Grüns zu erhalten, müssen die Schadstoffkonzentrationen in der Luft weiter gesenkt werden.

Die **Toleranz gegenüber den urbanen Luftschadstoffen** und insbesondere gegenüber Ozon, NO₂, SO₂, Schwermetallen, Streusalz und Trittbelastung soll neben den guten Voraussetzungen zur Staubfilterung als **Kriterium für die Pflanzenauswahl für die Großstädte** dienen.

Literatur

BOLSINGER, M., FLÜCKIGER, W. (1987): Enhanced aphid infestation at motorways: the role of ambient air pollution. Entomol. Exp. Appl. 45, 237 - 243

BÖRTITZ, S., DÄSSLER, H.-G., EWERT, E., LIEBOLD, E., LUX, H., RANFT, H., REUTER, F., RÜHLE, G. (1986): Einfluss von Luftverunreinigungen auf die Vegetation: Ursachen, Wirkungen, Gegenmaßnahmen. 3. Auflage. Jena: Fischer, 223 S.

DÄSSLER, H.-G. und BÖRTITZ, S. (1988): Air Pollution and its Influence on Vegetation: Causes/ Effects/ Prophylaxis and Therapy. Dordrecht, Boston, Lancaster: Dr W. Junk Publishers, 215 p.

- DOHMEN, G.P. (1988): Indirect effects of air pollutants: Changes in plant/parasite interactions. *Environmental Pollution* 53: 197 - 207.
- DÖRFLER, M. und DÖRFLER, E. (1989): Zurück zur Natur? Mensch und Umwelt aus ökologischer Sicht. Leipzig: Urania, 213 S.
- ELLER, B. M. (1977): Road dust induced increase of leaf temperature. *Environmental Pollution*. 13, 99-107
- ELLER, B. M., BRUNNER, U. (1975): Der Einfluß von Straßenstaub auf die Strahlungsabsorption durch Blätter. *Archiv für Meteorologie, Geophysik und Bioklimatologie, Ser. B* (23), 137 -146.
- FARMER, A.M. (1993): The effects of dust on vegetation – A review. *Environmental pollution* 79, 63-75
- FREEDMAN, B. (1995): *Environmental Ecology. The Ecological effects of pollution, disturbance, and other stresses.* Academic Press, San Diego, California, 2nd ed.
- FLÜCKIGER, W., OERTLI, J.J., FLÜCKIGER-KELLER, H. (1978): The effect of wind gusts on leaf growth and foliar water relations of aspen. *Oecologia (Berl.)* 34, 101 - 106.
- GALLER, J. (1999): *Lehrbuch Umweltschutz. Fakten, Kreisläufe, Massnahmen.* Ecomed, Landsberg. 324 S.
- GREGG, J. W., JONES, C. J., DAWSON, T. E. (2003): Urbanization effects on tree growth in the vicinity of New York City. *Nature*, V. 424: 183 - 187.
- HEINRICH, U. (2000). Mögliche Wirkungsmechanismen von Dieselruß und anderen Partikeln. In: Feinstaub- Die Situation in Deutschland nach der EU-Tochter-Richtlinie, Bericht über ein Symposium am 26. und 27. Juni 2000, WaBoLu 2/00, 77 - 96.
- HERBINGER, K., THEN, C., LO, M., HABERER, K., ALEXOUS, M., KOCH, N., REMELE, K., HEERDT, C., GRILL, D., RENNENBERG, H., HÄBERLE, K.H., MATYSSEK, R., TAUSZ, M., WIESER, G. (2005): Tree age dependence and within-canopy variation of leaf gas exchange and antioxidative defence in *Fagus sylvatica* under experimental free-air ozone exposure. *Environmental Pollution* 137: 476 - 482.
- LANGNER, M. (2006): Natürliche Filter? Die Filterung von Feinstäuben durch Stadtbäume. *Das Taspo Magazin* 3: 20 - 23.
- LEH, H.-O. (1993): Ökologische Aspekte des Stadtgrüns. *Das Gartenamt* 4, 241 - 249.
- KNOLL, D., SCHREIBER, L. (2000): Plant-Microbe interactions: Wetting of Ivy (*Hedera helix* L.) Leaf surfaces in relation to colonization by epiphytic microorganisms. *Microbial ecology* 41: 33 - 42.
- MANNAZ, E. D., ZYGADLO, J. A., PIGNATA, M. L. (2003): Air pollutant effect on monoterpenes composition and foliar chemical parameters in *Schinus areira* L. *The Science of Total Environment* 305: 177 - 193.
- MÖLLER, D. (2003). *Luft - Chemie, Physik, Biologie, Reinhaltung, Recht.* Berlin, New York, 750 S.
- MÜLLER, H.-M. und MEURER, M. (1995): Verkehrsbedingte Luftbelastung in Luzern im Vergleich zum Umland. In: *Luzerner Stadtökologische Studien, Band 8:* 119 - 137.
- MUZIKA, R. M., GUYETTE, R. P., ZIELONKA, T., LIEBHOLD, A. M. (2004): The influence of O₃, NO₂ and SO₂ on growth of *Picea abies* and *Fagus sylvatica* in the Carpathian Mountains. *Environmental Pollution* 130: 65 - 71.

- PERCY, K. E., MCQUATTIE, C. J. und REBBECK, J. A. (1994): Effects of air pollutants on epicuticular wax chemical composition. – In: PERCY, K. E., CAPE, J. N., JAGELS, R. und SIMPSON, C. J. (1994): Air pollutants and the leaf cuticle. NATO ASI Series G: Ecological Science, Vol. 36, Berlin, Heidelberg: Springer, 69 - 79.
- QUECK, R. (2004): Fraktionierung und zeitliche Differenzierung von Depositionsraten in Waldbestände. Tharandter Klimaprotokolle. Band 11. 243 S.
- RAITH, R., MEURER, M., STEUSLOFF, S., KULL, M. (1997): Bäume als Speicher umweltbedingter Schadstoffe. Geoökodynamik. Band XVII: 165 - 182.
- SIMONICH, S. L., HITES R.A. (1995): Organic Pollutant Accumulation in Vegetation. Environmental Science and Technology 29: 2905 - 2914
- SMITH, W. H. und STASKAWICZ, B. J. (1977): Removal of Atmospheric Particles by Leaves and Twigs of Urban Trees: Some Preliminary Observations and Assessment of Research Needs. Environmental Management 1 (4): 317 - 330
- SPERBER, A. (1975): Auswirkungen von Staub auf Photosynthese und Stoffproduktion verschiedener Pflanzen. Inaugurat-Dissertation. Bonn, 108 S.
- ULRICH, C. (2007): Wirkung von Feinstäuben auf Pflanzen. Phytotoxizität von Flugasche und Silikatstäuben. Im Press.
- VAN DOBBEN, H. F., MULDER, J., VAN DAM, H., HOUWELING, H. (1992): Impact of acid atmospheric deposition on the biogeochemistry of moorland pools and surrounding terrestrial environment. Wageningen: Pudoc Scientific Publishers. 232 p.
- VARDAKA, E., COOK, C.M., LANARAS, T., SGARDELIS, S.P., PANTIS, J.D. (1995): Effect of dust from a limestone quarry on the photosynthesis of quercus coccifera, an evergreen sclerophyllus shrub. Bull. Environ. Contam. Toxicol. 54: 414 - 419
- WEIGL, H. J. (2004): Gesunde Pflanzen unter zukünftigem Klima. Wie beeinflusst der Klimawandel die Pflanzenproduktion? Institut für Agrarökologie- Bundesforschungsanstalt für Landwirtschaft. Braunschweig
- WEISS, P. und TRIMBACHER, C. (1998): Nadeloberflächenparameter und elementengehalte von Fichtennadeln ausgewählter Industriestandorte. Gesamtergebnisse 1996. R-154. Umweltbundesamt, Bundesministerium für Umwelt, Jugend und Familie, Wien. 112 S.
- WOHLGEMUTH, H. (2002): Untersuchungen zur Rolle von reaktiven Sauerstoffspezies bei Ozoninduziertem Zelltod in Pflanzen. Dissertation. LMU München: Fakultät für Biologie. <http://edoc.ub.uni-muenchen.de/archive/00000094/>
- ZIMMERMANN, F., MATSCHULLAT, J., PLESSOW, K. (2003): The influence of orography and meteorology on atmospheric deposition in spruce forests, eastern Erzgebirge, Germany. 5. BIOMET-Tagung: Mensch-Pflanze-Atmosphäre (3.-5. Dezember 2003, Dresden). Tharandter Klimaprotokolle. Band 11, 39 - 43.

6 Toleranz der Pflanzen gegenüber urbanen Stressfaktoren

Die Auswahl der Pflanzen für den Einsatz in der Stadt muss außer auf optimalen Filterungsvoraussetzungen u. a. auf ihrer Standortverträglichkeit basieren. Je nach Standort sind Verträglichkeit gegenüber Bodenschadstoff-, Luftschadstoffen und Salz zu berücksichtigen als auch Trittresistenz und Resistenz gegenüber verkehrserzeugten mechanischen Belastungen.

Die umfangreiche Literatur zur Toleranz verschiedener Pflanzenarten gegenüber unterschiedlichen urbanen Stressfaktoren konnte im Rahmen dieser Studie nicht vollständig recherchiert werden. Es werden daher nur einige Beispiele dargestellt und auf wichtige Literatur verwiesen. Bäume, die im Allgemeinen empfindliche gegenüber Luftschadstoffen reagieren wie z. B. *Picea abies*, *Pinus sylvestris* oder *Larix decidua* sind weniger für Großstadt- und Industriestandorte geeignet. Resistenter sind z. B. *Thuja occidentalis*, *Buxus sempervirens* oder *Platanus x hispanica* (SITTE et al. 1998, S. 890). In einer Studie aus Großbritannien (CABORN 1965, nach BECKETT et al. 1998) wurde die Toleranz der Nadelgehölze Lawsons Scheinzypresse (*Chamaecyparis lawsoniana*), Monterey-Zypresse (*Cupressus macrocarpa*), Gemeiner Wacholder (*Juniperus communis*), Japanische Lärche (*Larix kaempferi*), Schwarzkiefer (*Pinus nigra*), Douglasie (*Pseudotsuga menziesii*), Riesen-Lebensbaum (*Thuja plicata*) und Europäische Eibe (*Taxus baccata*) gegenüber Schadgasen in der städtischen Luft dokumentiert. In Untersuchungen aus Wells (PYATT 1973, nach BECKETT et al. 1998) wurde gezeigt, dass Arten mit harten, ledrigen Blättern und einer dicken Epidermis besonders resistent gegen Luftverschmutzungen sind.

Samenpflanzen sind wesentlich unempfindlicher gegenüber Luftverschmutzungen als Flechten und Moose. Von den Moosen sind vor allem das Silbermoos (*Bryum argenteum*) und das Purpurstielige Hornzahnmoos (*Ceratodon purpureus*) besonders unempfindlich und sehr oft in der Stadt anzutreffen (SUKOPP und WITTIG 1998). Nach LANDOLT und KELLER (1985) bilden sich bei *Pinus*-Arten aufgrund unterschiedlicher Stomataanzahl und unterschiedlich tiefer Stomataeinsenkungen verschiedene Sensibilitäten aus.

Luftverschmutzungen können in konstanten oder variablen Konzentrationen auftreten. Eine Änderung der Konzentrationen (z. B. durch Reinluft) kann eine Entgiftung und eine Regeneration ermöglichen.

Schädigungen durch urbane Stressfaktoren können zu Assimilationsstörungen und Vitalitätsminderung führen, wodurch werden positive Funktionen der städtischen Grüns einschließlich der Staubfilterung beeinträchtigt werden können.

Als Basis für die Pflanzenauswahl können im Hinblick auf Stresstoleranzen die bisherigen Erkenntnisse der Gartenamtsleiter-Konferenz (GALK), des Arbeitskreises Stadtbäume, der Experten aus der Baumschule Lorenz von Ehren oder der Grünflächenämter sowie der niederländischen Experten (WESSELING et al. 2004) dienen. Während über Salzverträglichkeit und Resistenz gegenüber Schwermetallbelastung viel Erfahrung gesammelt worden ist, fehlen häufig Erkenntnisse zur Tritt- und Erschütterungsresistenz einzelner Arten. Zu Ozon- und Fluoridresistenz gibt es in den Listen kaum Angaben. Was die Resistenz gegenüber anderen gasförmigen Luftverunreinigungen betrifft, werden nur bei wenigen Arten Angaben gefunden, die von sehr allgemeinem Charakter sind (z. B. „Stickstoffsammler“, „industriefeste Gehölze“, „Straßenbäume“). Diesbezüglich sollten weitere Informationen gesammelt und Toleranzen eventuell stoffspezifisch angegeben werden. In den umfangreichen bisherigen Pflanzenlisten wurde jedoch Staub als Standort- und Stressfaktor nicht berücksichtigt. In diesem Zusammenhang könnte die Zuordnung der toleranten Pflanzen nach Blattgröße und Honigtaubildung (Gehölzliste von Lorenz von Ehren) relevant sein. Gezielte Untersuchungen zu ökologischen Voraussetzungen für die Staubverträglichkeit sollten im größeren Maßstab als bisher durchgeführt werden.

6.1 Toleranz gegenüber Stickoxiden

Zur Toleranz gegenüber Stickoxiden liegen in Deutschland kaum Ergebnisse vor. In der Liste der Straßenbäume (GALK 2006) oder sog. „industriefesten“ Bäume (LORENZ VON EHREN) werden eher Toleranzen gegenüber gasförmigen Luftschadstoffen im Allgemeinen angegeben. Diese Angaben gibt es jedoch nur für wenige Arten bzw. sind z. T. widersprüchlich. In der niederländischen Liste der Straßenbaumarten finden sich ebenfalls bloß bei wenigen Arten Anmerkungen zur NO₂-Toleranz. Als unempfindlich gelten demnach Eschen-Ahorn (*Acer negundo*) und Gewöhnliches Pfaffenhütchen (*Euonymus europaea*). Mäßig empfindlich sind Schwarzerle (*Alnus glutinosa*), Hainbuche (*Carpinus betulus*), Hasel (*Coryllus avellana*), Buche (*Fagus sylvatica*), Stieleiche (*Quercus robur*), Faulbaum (*Rhamnus frangula*), Rhododendron-Arten (*Rhododendron sp.*), Schwarzer Holunder (*Sambucus nigra*) und Europäische Lärche (*Larix decidua*). Empfindlich bis sehr empfindlich sind Winterlinde (*Tilia cordata*), Gemeine Kiefer (*Pinus sylvestris*), Schwarzkiefer (*Pinus nigra*) und Fichte (*Picea abies*) (WESSELING et al. 2004). Umfangreiche Untersuchungen zur NO_x-Aufnahme und -Toleranz bei insgesamt über 100 Arten, u. a. Straßenbäume, wurden in Japan durchgeführt (MORIKAWA et al. 1998, TAKAHASHI et al. 2005). Auf die Darstellung der umfangreichen Ergebnisse wird in dieser Studie verzichtet.

6.2 Toleranz gegenüber Fluoriden

Die relative HF-Empfindlichkeit der Blätter und Früchte von Gartenbäumen und -gehölzen wurde im Laufe langjähriger Untersuchungen an der TU Dresden ermittelt (REUTER und RANFT 1982, REUTER und DÄSSLER 1983, nach BÖRTITZ et al. 1986). Danach wurden Birne, Stachelbeere und Johannisbeere als kaum empfindlich eingestuft. Unempfindlich sind Sauerkirsche und Quitte. Weiterhin wurden viele Apfel- und Birnensorten dahingehend untersucht (REUTER und DÄSSLER 1983; nach BÖRTITZ et al. 1986).

6.3 Toleranz gegenüber Schwefeldioxid

Insbesondere für Industriegebiete ist die Toleranz gegenüber Schwefeldioxid trotz Emissionsreduktion von großer Bedeutung. Die Arbeitsgruppe der TU Dresden erstellte eine Liste der SO₂-Immissionsresistenz von Waldbäumen, die ebenso für urbane Gebiete von Interesse sind (vgl. Tabelle 6.3-1).

Tabelle 6.3-1: Aufsteigende Rangfolge der Resistenz von Waldbäumen in chronisch und akut von SO₂-Immission beeinflussten Industriegebieten (nach BÖRTITZ et al. 1986; DÄSSLER und BÖRTITZ 1988, verändert).

Deutsche Pflanzennamen	Botanische Pflanzennamen	Immissionsreaktion chronische Belastung	Immissionsreaktion akute Belastung
Gemeine Fichte	<i>Picea abies</i>	Absterbend	Absterbend
Omorikafichte	<i>Picea omorika</i>		
Gemeine Kiefer	<i>Pinus sylvestris</i>		-
Weißtanne	<i>Abies alba</i>		-
Douglasie	<i>Pseudotsuga menziesii</i>	Kränkelnd, starker Leistungsabfall (gemeint ist die Biomasseproduktion)	-
Weymouthskiefer	<i>Pinus strobus</i>	Kaum äußerlich sichtbare Schäden, deutlicher Leistungsabfall	Kränkelnd, starker Leistungsabfall
Europäische Lärche	<i>Larix decidua</i>		Absterbend
Japanische Lärche	<i>Larix kaempferi</i>		Kränkelnd, starker Leistungsabfall
Sitkafichte	<i>Picea sitchensis</i>		-
Hainbuche	<i>Carpinus betulus</i>		Kränkelnd, starker

Deutsche Pflanzennamen	Botanische Pflanzennamen	Immissionsreaktion chronische Belastung	Immissionsreaktion akute Belastung	
Lindenarten	<i>Tilia sp.</i>	Keine merkbaren Schäden	Leistungsabfall	
Eberesche	<i>Sorbus aucuparia</i>			
Engelmannsfichte	<i>Picea engelmannii</i>		-	
Schwarzkiefer	<i>Pinus nigra</i>			Kaum äußerlich sichtbare Schäden, deutlicher Leistungsabfall
Bergkiefer, Latsche	<i>Pinus mugo</i>			Kränkend, starker Leistungsabfall
Blaufichte	<i>Picea pungens f. glauca</i>			-
	Nahezu alle Laubgehölze		-	
Esche	<i>Fraxinus excelsior</i>	¹⁹	Kränkend, starker Leistungsabfall	
Silberpappel, Pyramidenpappel	<i>Populus alba</i>	-		
Schwarzpappel-Hybriden	<i>Populus nigra</i> , 'Italica', 'Merilandica', 'Brabantica', 'Grandis', 'Forndorf'	-		
Weidenarten	<i>Salix fragilis</i> , <i>S. purpurea</i> , <i>S. pentandra</i> , <i>S. viminalis</i>	-		
Rumel, Strobe	<i>Pinus peuce</i>	-		
Hemlocktanne	<i>Tsuga sp.</i>	-		
Birke	<i>Betula pendula</i>	-		
Rotbuche	<i>Fagus sylvatica</i>	-		
Bergulme	<i>Ulmus glabra</i>	-		
Robinie	<i>Robinia pseudoacacia</i>	-		
Ontariopappel	<i>Populus canadensis</i>	-	Kaum äußerlich sichtbare Schäden, deutlicher Leistungsabfall	
Zitterpappel	<i>Populus tremula</i>	-		
Ahornarten	<i>Acer sp.</i>	-		
Lebensbaum- und Wacholderarten	<i>Thuja sp.</i> , <i>Juniperus sp.</i>	-		
Scheinzypressenarten	<i>Chamaecyparis sp.</i>	-		
Eibe	<i>Taxus baccata</i>	-		
Eichenarten	<i>Quercus sp.</i>	-		
Eschenahorn	<i>Acer negundo</i>	-		
Platane	<i>Platanus x hispanica</i>	-		
				Meist keine merkbaren Schäden

In langjährigen Begasungsversuchen in Dresden-Tharandt wurden die Empfindlichkeiten vieler Pflanzen gegenüber SO₂ geprüft. Daraus entstand folgende Resistenz-Liste (Tabelle 6.3-2).

¹⁹ Keine Angaben

Tabelle 6.3-2: Empfindlichkeit der Blätter von Gehölzen gegenüber SO₂. Ergebnisse der Begasungen aus dem Prüffeld Tharandt (Auszugsweise nach RANFT und DÄSSLER 1970, nach BÖRTITZ 1986).

Deutsche Pflanzennamen	Botanische Pflanzennamen	Empfindlichkeit	
Gemeine Kiefer	<i>Pinus sylvestris</i>	Sehr empfindlich	
Europäische Lärche	<i>Larix decidua</i>		
Gelbkiefer	<i>Pinus ponderosa</i>		
Gemeine Fichte	<i>Picea abies</i>		
Lorbeerweide	<i>Salix pentandra</i>	Empfindlich	
Berberitze	<i>Berberis vulgaris</i>		
Coloradotanne	<i>Abies concolor</i>		
Himbeere	<i>Rubus idaeus</i>		
Winterlinde	<i>Tilia cordata</i>		
Japanische Quitte	<i>Chanomeles japonica</i>		
Omorikafichte	<i>Picea omorika</i>		
Bergkiefer	<i>Pinus mugo</i>		
Fingerstrauch	<i>Potentilla fruticosa</i>		
Baumhasel	<i>Corylus colurna</i>		
Hortensie	<i>Hydrangea paniculata</i>		
Schwarzkiefer	<i>Pinus nigra</i>		
Japanische Lärche	<i>Larix kaempferi</i>		
Bluthasel	<i>Coryllus avellana</i> ‚Atropurpurea‘		Mittlere Empfindlichkeit
Blasenstrauch	<i>Colutea arborescens</i>		
Blutjohannisbeere	<i>Ribes sanguinea</i> ‚Atropurpurea‘		
Weißdorn	<i>Crataegus monogyna</i>		
Flieder	<i>Syringa vulgaris</i>		
Blaufichte	<i>Picea pungens</i> f. <i>glauca</i>		
Hundsrose	<i>Rosa canina</i>		
Goldjohannisbeere	<i>Ribes aureum</i>		
Brombeere	<i>Rubus fruticosus</i>		
Eberesche	<i>Sorbus aucuparia</i>		
Apfelrose	<i>Rosa rugosa</i>		
Rotbuche	<i>Fagus sylvatica</i>		
Bastardindigo	<i>Amorpha fruticosa</i>	Verhältnismäßig resistent	
Schwarzer Holunder	<i>Sambucus nigra</i>		
Magnolie	<i>Magnolia hypoleuca</i>		
Stechpalme	<i>Ilex aquifolium</i>		
Efeu	<i>Hedera helix</i>		
Eibe	<i>Taxis baccata</i>		
Pfaffenhütchen	<i>Euonymus europaeus</i>		
Erikaarten	<i>Erica carnea</i> , <i>E. mediterranea</i>		

Deutsche Pflanzennamen	Botanische Pflanzennamen	Empfindlichkeit
Eschenahorn	<i>Acer negundo</i>	Weitgehend resistent
Kleulme	<i>Ptelea trifoliata</i>	
Buchsbaum	<i>Buxus sempervirens</i>	
Liguster	<i>Ligustrum vulgare</i> ‚ <i>Atropurpurea</i> ‘	
Scheinzypresse	<i>Chamaecyparis pisifera</i>	
Platane	<i>Platanus x hispanica</i>	
Schnurbaum	<i>Sophora japonica</i>	

Die meisten epiphytischen Moosarten sind gegenüber Schwefeldioxid nicht tolerant. Die Zunahme der epiphytischen Moose während der letzten 20 Jahre beruht auf dem drastischen Rückgang der Schwefeldioxidemissionen. Maßnahmen zur Reinhaltung der Luft (Emissionsschutzgesetze, Filteranlagen für Großfeuerungsanlagen, Einsatz schwefelarmer Brennstoffe) zeigen also ökologische Wirkung.

6.4 Ozonverträglichkeit

Die Gemeine Fichte (*Picea abies*) erwies sich in der Untersuchung von KELLER und HÄSLER (1987) als ozontolerant. Bei $100 \mu\text{g}/\text{m}^3 \text{O}_3$ konnte keine signifikante Veränderung des Gaswechsels nachgewiesen werden. Bei $300 \mu\text{g}/\text{m}^3 \text{O}_3$ verringerte sich nach 27 Wochen die CO_2 -Aufnahme. Die Autoren weisen darauf hin, dass die Pflanzen in diesem Experiment vor UV-Strahlung geschützt wurden und die Pflanzen womöglich unter realen Bedingungen anders auf Ozon reagieren. Bei weiteren relevanten Pflanzenarten sollte die Ozonverträglichkeit verifiziert werden. Voraussetzung für Ozontoleranz ist nach WOHLGEMUTH (2002) eine dicke Kutikula.

6.5 Toleranz gegenüber Staubauflage

Die Wirkung von staubförmigen Schadstoffen wird in der Literatur im Vergleich zur Wirkung von gasförmigen Luftverunreinigungen als gering bewertet (BERGE 1970, nach SPERBER 1975). Straßenstäube sind nach Meinung von SPERBER (1975) nicht unbedingt schwarz und beeinflussen daher die Lichtabsorption und Temperaturveränderung des Blattes nicht so stark.

Die Reaktion auf die Staubauflage unterscheidet sich bei gleichen Bedingungen artspezifisch. So sank z. B. bei *Ilex rotunda* und *Ficus microcarpa* aufgrund einer Staubauflage (Keramikfabrik) das Chlorophyllfluoreszenzverhältnis weniger stark als bei *Machilus chinensis* und weisen damit eine höhere Staubtoleranz auf. Reversible Veränderungen der Photochemie des Fotosystems II traten bei *Ilex rotunda* am geringsten auf (WEN et al. 2004). SPERBER (1975) stellte fest, dass sich die Stärke der physiologischen Reaktionen auf die Staubauflage bei ökologischen Pflanzentypen unterscheidet. In Bestäubungsversuchen von Blättern in einer Klimakammer zeigte Hainbuche (*Carpinus betulus*) eine geringere Reaktion in Form einer Senkung der Photosynthese- und Assimilationsrate sowie der Trockensubstanz als Liguster (*Ligustrum ovalifolium*). Bei Liguster wurde eine Reduktion der Trockensubstanz, des Chlorophyll- und Gesamtstickstoffgehaltes beobachtet. Diese unterschiedlichen Reaktionen wurde mit der höheren Toleranz von Hainbuche als Schattenholz zur Beschattung durch Staub im Vergleich zum lichtliebenden Liguster erklärt. Aufgrund dieser Aussage kann vermutet werden, dass Schattenpflanzen für die Verwendung an Standorten mit einer starken Staubbelastung besser geeignet sind. Die Wechselwirkung von Vollsonnestandorten, Staubauflage und Staubabtransport z. B. durch Regen auf Pflanzen muss weiter untersucht werden.

6.6 Toleranz gegenüber Schwermetallen

Zur Schwermetalltoleranz von Straßenbäumen sind in der GALK-Liste einige Einträge zu finden. In Tabelle 6.6-1 werden weitere Untersuchungsergebnisse aufgelistet.

Tabelle 6.6-1: Ausgewählte Ergebnisse zur Toleranz der Pflanzen gegenüber Schwermetallbelastung.

Art	Schwermetalle	Lokalisation	Toleranz	Quelle
Fetthenne <i>Sedum alfredii</i>	Cd	Im Boden. Aufnahme über die Wurzel, Verlagerung eines Großteils in Stängel und Blätter.	Entwicklung von Toleranz. Hyperakkumulation von Cd bei angepasster Population.	SUN et al. 2007b
Bergahorn <i>Acer pseudoplatanus</i>		Im Boden und in der Luft	Mittlere Toleranz.	DICKINSON et al. 1992, nach BECKETT et.al 1998
Amerikanische Platane <i>Platanus occidentalis</i>	Pb, Cd, Pb+Cd	Im Boden	Getrennte Pb- und Cd-Belastung führte zur Reduktion der Photosynthese und des Wurzelwachstums; Cd-Belastung nach einer Pb-Belastung führte zu keiner weiteren Reduktion der Photosyntheserate und Transpiration.	CARLSON und BAZZAZ 1977
Rosenholz <i>Dalbergia sissoo</i> , Oscher <i>Calotropis procera</i>		In der Luft	Absorbierten hohe Mengen an Metallpartikeln.	SINGH et al. 1995, nach BECKETT et al. 1998
Bergulme (<i>Ulmus glabra</i>); Eingriffeliger Weißdorn (<i>Crataegus monogyna</i>); Silber-Weide (<i>Salix alba</i>); Stieleiche (<i>Quercus robur</i>)	Zn, Pb, Cd	In der Luft	Diese Arten nehmen Schwermetalle besonders über Blätter auf. Die Metalle lagern sich in den Zellwänden ab.	LITTLE 1973
Galmeigrasnelken-Gesellschaft <i>Armerietum halleri</i> : Galmeigrasnelke <i>Armeria halleri</i> , Galmei-Frühlingsmiere <i>Minuartia verna</i> , Rotes Straußgras <i>Agrostis capillaris</i>		Im Boden	Hohe Toleranz und Anpassungsfähigkeit.	ELLENBERG 1996

6.7 Streusalzverträglichkeit

Die Auswirkungen des Streusalzes auf die Umwelt sind unzureichend untersucht. In Deutschland liegt der Bedarf an Streusalz bei ungefähr 1,5 Mio. t pro Winter. Das ausgebrachte Streusalz wird mit dem Schmelzwasser in den Straßenrandbereich befördert, von wo es in das Grundwasser oder in den Vorfluter des Abflusssystemes gelangt. Im Stadtzentrum werden ca. 5-15% der ausgebrachten Streusalzmenge mit der Gisch des Straßenverkehrs als Salz-Aerosole aufgewirbelt und verdriftet. Dadurch gelangen die Salzpartikel in den Straßenrandbereich, wo den Pflanzen direkte Kontaktschäden durch Verspritzen der Salzlösung drohen oder aber indirekte Schäden durch Bodenversalzung entstehen. Die Be-

standteile des Streusalzes – Natrium oder Kalium und Chlorid – verursachen einen späten Austrieb, Verkleinerung der Blattoberflächen, Nekrosen an Blatträndern und Spitzen. Ferner kann es zu einem früheren Laubfall im Herbst kommen. Die Empfindlichkeit des Protoplasmas der verschiedenen Pflanzen gegenüber Na^+ und Cl^- ist sehr verschieden. Relativ resistent sind einige Kiefern, Eiche, Platane und Robinie, die weniger unter Streusalzschäden leiden als z. B. Roßkastanie und Linde (vgl. SITTE et al. 1998, S. 382). Typische Straßenbäume wie Ahorn *Acer platanoides* und Kastanie *Aesculus hippocastanum* neigen zu sehr hoher Empfindlichkeit gegenüber Salz (GALK - ARBEITSKREIS STADTBÄUME, 2006). Salztolerante Baum- und Straucharten werden in folgender Tabelle 6.7-1 zusammengefasst (DESCHMANN o.J., LORENZ VON EHREN o.J.).

Tabelle 6.7-1: Salzverträgliche Gehölzarten. (DESCHMANN o.J., LORENZ VON EHREN, o.J.).

Deutsche Pflanzennamen	Botanische Pflanzennamen
Feld-Ahorn	<i>Acer campestre</i>
Feuer-Ahorn	<i>Acer ginnala</i>
Eschen-Ahorn ²⁰	<i>Acer negundo</i>
Berg-Ahorn	<i>Acer pseudoplatanus</i>
Grau-Erle, Weiß-Erle	<i>Alnus glutinosa</i>
Kupfer-Felsenbirne	<i>Amelanchier lamarkii</i>
Roßkastanie	<i>Aesculus hippocastanum</i>
Weiß-Birke, Sand-Birke	<i>Betula pendula</i>
Gewöhnlicher Erbsenstrauch	<i>Caragana arborescens</i>
Hainbuche, Weißbuche	<i>Carpinus betulus</i>
Scheinquitt	<i>Chaenomeles japonica</i>
Hoher Blasenstrauch	<i>Colutea arborescens</i>
Weißer Hartriegel	<i>Cornus alba</i>
Kornelkirsche	<i>Cornus mas</i>
Gemeiner Hartriegel	<i>Cornus sanguinea</i>
Wald-Hasel, Haselnuß	<i>Corylus avellana</i>
Teppichmispel- Skogsholm	<i>Cotoneaster dammeri</i> 'Skogsholm'
Scharlach-Dorn	<i>Crataegus coccinea</i>
Hahnen-Dorn	<i>Crataegus crus-galli</i>
Echter Rot-Dorn	<i>Crataegus laevigata</i> 'Paul 's Scarlet'
Apfel-Dorn	<i>Crataegus lavalleyi</i> 'Carrierei'
Weiß-Dorn	<i>Crataegus monogyna</i>
Kugel Weißdorn	<i>Crataegus monogyna</i> 'Compacta'
Säulen-Weißdorn	<i>Crataegus monogyna</i> 'Stricta'
Besen-Ginster	<i>Cytisus scoparius</i>
Schmalblättrige Ölweide	<i>Eleagnus angustifolia</i>
Silber Ölweide	<i>Eleagnus commutata</i>
Wintergrüne Ölweide	<i>Eleagnus multiflora</i>
Pfaffenhütchen	<i>Euonymus europaeus</i>
Rot-Buche	<i>Fagus sylvatica</i>
Sanddorn	<i>Hippophae rhamnoides</i>
Buschiger Liguster	<i>Ligustrum obtusifolium regelianum</i>
Ovalblättriger Liguster	<i>Ligustrum ovalifolium</i>
Gemeiner Liguster	<i>Ligustrum vulgare</i>
Schwarzgrüner Liguster	<i>Ligustrum vulgare</i> 'Atrovirens'
Tatarische Heckenkirsche	<i>Lonicera tatarica</i>
Rote Heckenkirsche	<i>Lonicera xylosteum</i>
Bocksdom	<i>Lycium barbarum</i> (halmifolium)
Apfelbaum	<i>Malus domestica</i>, <i>M. sylvestris</i>
Zitter-Pappel, Espe	<i>Populus tremula</i>
Schwarzpappel	<i>Populus nigra</i> 'Italica'
Vogel-Kirsche	<i>Prunus avium</i>

²⁰ Fett sind die Arten mit eingeschränkter Salzverträglichkeit markiert

Deutsche Pflanzennamen	Botanische Pflanzennamen
Weichselkirsche	<i>Prunus mahaleb</i>
Trauben-Kirsche	<i>Prunus padus</i>
Spätblühende Traubenkirsche	<i>Prunus serotina</i>
Schlehe, Scharzdorn	<i>Prunus spinosa</i>
Trauben-Eiche, Winter-Eiche	<i>Quercus petraea</i>
Stiel-Eiche, Sommer Eiche	<i>Quercus robur</i>
Amerikanische Rot-Eiche	<i>Quercus rubra</i>
Gemeiner Faulbaum, Pulverholz	<i>Rhamnus frangula</i>
Robinie, Schein-Akazie	<i>Robinia pseudoacacia</i>
Hundsrose	<i>Rosa canina</i>
Büschel-Rose	<i>Rosa multiflora</i>
Apfel-Rose, Kartoffel-Rose	<i>Rosa rugosa</i>
Silber-Weide, Weiß-Weide,	<i>Salix alba</i>
Ohr-Weide	<i>Salix auritia</i>
Kugel-Weide	<i>Salix purpurea 'Nana'</i>
Schwarzer-Holunder	<i>Sambucus nigra</i>
Trauben-Holunder	<i>Sambucus racemosa</i>
Gewöhnliche Eberesche	<i>Sorbus aucuparia</i>
Kleinblättrige Linde, Winter-Linde	<i>Tilia cordata</i>
Silber-Linde	<i>Tilia tomentosa</i>
Feld-Ulme	<i>Ulmus carpinifolia</i>
Gemeiner Schneeball	<i>Viburnum opulus</i>
Drehkiefer	<i>Pinus contorta</i>
Latschenkiefer	<i>Pinus mugo</i>
Österreichische Schwarzkiefer	<i>Pinus nigra austriaca</i>

6.8 Toleranz gegenüber Bodenverdichtung und -erschütterung, Trittresistenz

Parkende Autos oder schwere Gegenstände verdichten den Boden und mindern so dessen Durchlüftung als auch die Nährstoff- und Wasserversorgung der Wurzeln.

Zu den Stadtbäumen, die nach GALK (2006) gegenüber Bodenverdichtung empfindlich sind zählen z. B. Feldahorn (*Acer campestre*), Spitzahorn (*A. platanoides*), Bergahorn (*Acer pseudoplatanus*), Rotblühende Kastanie (*Aesculus carnea*), Rosskastanie (*A. hippocastanum*) Schwarzerle (*Alnus glutinosa*) und Sommerlinde (*Tilia platyphyllos*). Über trittresistente Arten ist dagegen kaum Information vorhanden. In Baumschulen wird angestrebt, Bäume eher in transport- und verpflanzungsgerechter Form zu produzieren als die Wurzelraumvolumina nach den biologischen Besonderheiten zu gestalten (LORENZ VON EHREN). Als Charakteristik des Wurzelsystems wird oft das allgemeine „Verhalten bei Eingriffen“ angegeben. Als tolerant gelten Ahorn-Arten (*Acer platanoides* in Sorten, *A. pseudoplatanus* in Sorten), Erle (*Alnus glutinosa* und *A. incana*), Esche (*Fraxinus excelsior* in Sorten und *Fraxinus angustifolia* 'Redwood'), verschiedene Eichenarten, außer der empfindlichen Roteiche (*Quercus rubra*), Platane (*Platanus x hispanica*), Pappel und Espe in Arten und Sorten (*Populus sp.*), Robinie (*Robinia pseudoacacia* in Sorten), Ulme (*Ulmus glabra*, *U. carpinifolia* in Sorten), Linde (*Tilia sp.* in Sorten), Silber-Weide (*Salix alba* in Sorten), Glockenbaum (*Paulownia tomentosa*), Birnen (*Pyrus communis* und *P. calleryana*), Weissdorn (*Crataegus coccinea*), Buchsbaum (*Buxus sempervirens* in Formen), Gleditschia (*Gleditschia triacanthos*) und Parrotia (*Parrotia persica*) (Gehölzlisten von LORENZ VON EHREN). Weitere Präzisierung der Angaben in Bezug auf Trittresistenz, Bodenverdichtung und -erschütterung ist notwendig, da vorhandene Kenntnisse z. T. widersprüchlich zu sein scheinen.

Über trittresistente Kräuter und Gräser ist relativ viel bekannt: sie sind häufig in urbanen Gebieten anzufinden, verbreiten sich an Stellen mit hoher Trittbelastung, sind bodendeckend, bevorzugen trockene bis mäßig frische sowie stickstoffreiche Standorte und bilden Pflanzengesellschaften, die unter moderaten Klimabedingungen sehr einheitlich sind (EL-

LENBERG 1996). Die Strategien der Trittresistenz bei krautigen Pflanzen sind verschieden: Rosettenbildung, kriechende Wurzelstöcke, unterirdische Knospen, Horstbildung, schnelles Regenerations und Ausbreitungsvermögen. Für folgende Kräuter und Gräser wurde eine hohe Trittresistenz beschrieben: Breit-Wegerich (*Plantago major*), Vogel-Knöterich (*Polygonum aviculare* agg.), Einjähriges Rispengras (*Poa annua*), *Juncus tenuis*, Strahllose Kamille (*Matricaria discoidea*) (SUKOPP und WITTIG 1998, S. 233 ff.), Weiß-Klee (*Trifolium repens*), Gemeine Quecke (*Agropyron repens*), Gemeine Wegwarte (*Cichorium intybus*), Gänsefingerkraut (*Potentilla anserina*) (ELLENBERG 1996). Trittresistente Pflanzengesellschaften sind z.B. der Mastkrautrasen (*Bryo-Saginetum procumbentis*) oder der Weidelgras-Vogelknöterichrasen (*Lolio-Polygonetum arenastris*) (SUKOPP und WITTIG 1998, S. 233 ff.). Aufgrund des unterschiedlichen Habitus' besitzen die aufgezählten trittresistenten Gras- und Krautarten eventuell auch ein unterschiedliches Staubfilterungsvermögen und tragen auf jeden Fall zur Vermeidung von Resuspension bei. In welchem Maße dieser Beitrag erfolgt, ist weiterhin zu untersuchen.

6.9 Komplexe Einwirkung von urbanen Stressfaktoren

Versuche, eine Simulation mehrerer urbaner Stressfaktoren wurden nur vereinzelt durchgeführt.

Von Straßen- und Parkpflanzen, die mit HF und SO₂ begast wurden, wiesen folgende Arten stärkere Reaktionen auf HF auf: *Buxus sempervirens*, *Castanea sativa*, *Juglans regia*, *Vitis vinifera* und *Taxus baccata*. Eine stärkere Empfindlichkeit gegenüber SO₂ und eine schwächere gegenüber HF wurden für folgende Arten dokumentiert: *Forsythia intermedia*, *Lycium halimifolium*, *Philadelphus coronarius* und *Pyracantha coccinea* (EWERT 1978, 1979, nach BÖRTITZ et al. 1986). Die gemeinsame Wirkung von Herbiziden und SO₂ bei Jungfichten führte in Versuchen von DÄSSLER et al. (1983, nach BÖRTITZ et al. 1986) zu deren Vitalitätsverschlechterung, wobei Herbizide allein eine Minderung der Frosthärte bewirkten.

Nährstoffmangel kann zudem den Schaden verstärken. Ferner können episodische Frost- und Dürreerscheinungen Schäden sowohl auslösen als auch verschärfen.

6.10 Schlussfolgerungen

Angaben zur Toleranz verschiedener Arten gegenüber urbanen Stressfaktoren, die an stark belasteten urbanen Stellen besonders wirken, sind nicht vollständig vorhanden. Im Hinblick auf die angestrebten Erkenntnisse über eine bessere Staubfilterungsstrategie (Akkumulatoren oder Selbssreiniger) wäre es sinnvoll, entsprechende Arten mit einer hohen Filterleistung auf ihrer Resistenz gegenüber urbanen Stressfaktoren verstärkt zu untersuchen.

Literatur

BÖRTITZ, S., DÄSSLER, H.-G, EWERT, E., LIEBOLD, E., LUX, H., RANFT, H., REUTER, F., RÜHLE, G. (1986): Einfluß von Luftverunreinigungen auf die Vegetation: Ursachen, Wirkungen, Gegenmaßnahmen. 3. Auflage. Jena: Fischer, 223 S.

CARLSON, R. W. und BAZZAZ, F. A. (1977): Growth reduction in American sycamore (*Platanus occidentalis* L.) caused by Pb-Cd interaction. Environmental Pollution. 12: 243 - 253.

DESCHMANN o.J.: Der grüne Pflanzenkatalog. <http://www.gartenpflanzen.de/Pflanzenkatalog.htm>

- ELLENBERG, H. (1996): Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen in ökologischer, dynamischer und historischer Sicht. 5. Auflage. Stuttgart: Ulmer, 1095 S.
- GALK - ARBEITSKREIS STADTBÄUME (2006): Liste der Straßenbäume 2006. <http://galk.de/arbeitskreise>
- KELLER, T. und HÄSLER, R. (1987): Some effects of long-term ozone fumigations on Norway spruce. Tress. 1: 129 - 133.
- LANDOLT, W. und KELLER, T. (1985): Uptake and effects of air pollutants on woody plants. *Experientia* 41: 301 - 310.
- MORIKAWA, H., HIGAKI, A., NOHNO, M., TAKAHASHI, M., KAMADA, M., NAKATA, M., TOYOHARA, G., OKAMURA, Y., MATSUI, K., KITANI, S., FUJITA, K., IRIFUNE, K., GOSHIMA, N. (1998): More than 600-fold variation in nitrogen dioxide assimilation among 217 plant taxa. *Plant Cell Environment* 21: 180 - 190.
- SPERBER, A. (1975): Auswirkungen von Staub auf Photosynthese und Stoffproduktion verschiedener Pflanzen. Inaugural-Dissertation. Bonn, 108 S.
- SUKOPP, H. und WITTIG R. (Hrsg.) (1998): Stadtökologie. Ein Fachbuch für Studium und Praxis. 2. Auflage. Stuttgart
- SUN, S.Q., WANG, D.Y., HE, M., LI, X.Y., ZHANG, C. (2007a): Retention capacities of several bryophytes for Hg(II) with special reference to the elevation and morphology of moss growth. *Environmental Monitoring and Assessment*. In Press.
- SUN, Q., YE, Z. H., WANG, X.R., WONG, M.H. (2007b): Cadmium hyperaccumulation leads to an increase of glutathione rather than phytochelatins in the cadmium hyperaccumulator *Sedum alfredii*. *Journal of Plant Physiology*. In Press.
- TAKAHASHI, M., HIGAKI, A., NOHNO, M., KAMADA, M., OKAMURA, Y., MATSUI, K., KITANI, S., MORIKAWA, H. (2005): Differential assimilation of nitrogen dioxide by 70 taxa of roadside trees at an urban pollution level. *Chemosphere* 61: 633 - 639.
- WEN, D., KUANG, Y., ZHOU, G. (2004): Sensitivity analyses of woody species exposed to air pollution based on ecophysiological measurements. *Environ Sci & Pollut Res* 11 (3), 165 – 170.
- WESSELING, J. P., DUYZER, J., TONNEIJCK, A. E. G., VAN DIJK, C. J. (2004): TNO-rapport R2004/383. Effecten van groenelementen op NO₂ en PM₁₀ concentraties in de buitenlucht. TNO Milieu, Energie en Procesinnovatie, 43 S.
- WOHLGEMUTH, H. (2002): Untersuchungen zur Rolle von reaktiven Sauerstoffspezies bei Ozoninduziertem Zelltod in Pflanzen. Dissertation. LMU München: Fakultät für Biologie. <http://edoc.ub.uni-muenchen.de/archive/00000094/>

7 Empfehlungen für gezielte Pflanzenverwendung und -anordnung

Der sinnvolle Beitrag des Grüns kann sowohl in der Filterung als auch in der Umleitung der verschmutzten Luftmassen liegen. Bei der Planung eines Vegetationsbestandes sind die stadtökologischen Ziele und die zu erwartenden Effekte zu berücksichtigen. Je nach den konkreten Erfordernissen am Standort ist zu entscheiden, ob die Vegetation vorrangig zur direkten Filterung des Feinstaubes oder zur Staubumleitung eingesetzt werden soll. Dafür müssen für Bestände situationsabhängig bestimmte Strukturen eingehalten werden.

7.1 Porosität und Vegetationsform

Staubfilterung und Modifizierung des Strömungsfeldes sind Vegetationseigenschaften, die sich in einem sehr komplexen Zusammenspiel befinden. Für die gezielte Gestaltung von Vegetation ist es sehr wichtig, dass die Filterung nicht durch ungünstige aerodynamische Eigenschaften beeinträchtigt wird. Störungen der Filterung werden u.a. durch unbedachte Platzierung und Anordnung der Vegetation hervorgerufen.

7.1.1 Filterung

Voraussetzung für eine **optimale Filterwirkung** sind **lockere Vegetationsbestände**. Wenn man mehr Staub innerhalb von Beständen binden will, muss eine gute Durchströmbarkeit der luvseitigen Bestandsränder gewährleistet sein (PFANZ et al. 2006). Ergebnissen von WESSELING et al. (2004) zufolge konnte bereits durch eine linienförmige Hecke (modelliert als Wand) die Staubkonzentration in der Nähe einer Fahrbahn um 40 - 45 % verringert werden. DE RIDDER et al. (2003) erzielten vergleichbare Effekte. Andere Experten sind damit nicht einverstanden und vermuten, dass lineare Bestände nicht so effektiv filtern wie kleine verstreute Gruppen von Grünelementen (LANGNER 2007, persönliche Mitteilung). Die Permeabilität von linearen grünen Streifen ist nicht immer optimal und kann bei dichten Beständen behindert werden. Gestaffelte, vielschichtige, locker gestaltete Gehölzbestände, kleine, verteilte, gut durchströmbare Gehölzgruppen sind zu Zwecken der Filtrierung gegenüber dichten Baumbeständen zu bevorzugen (LANGNER 2007, persönliche Mitteilung). Die blatt- und zweiglosen Baumstämme sind durch Zweig- und Blattwerk anderer Vegetation zu überdecken (sog. „Stockwerkbepflanzung“ (FLOHR 2007, persönliche Mitteilung), um die ungünstige Umströmung zu vermeiden (vgl. Abb. 7.1-1).

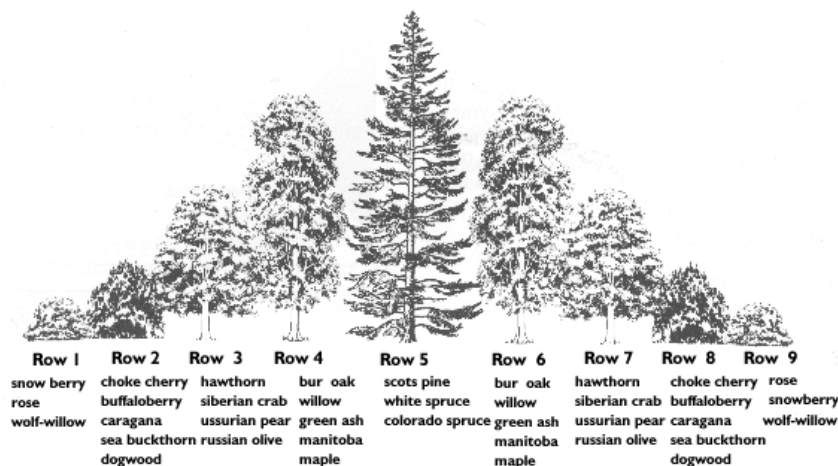


Abbildung 7.1-1: Ein Beispiel für die gestaffelte Bepflanzung („Stockwerkbepflanzung“) – Querschnitt (HOFSCHREUDER 2003).

Solche Struktur erhöht die Filterung auch im Winter (HOFSCHREUDER 2003). Eine Wiederholung der Bepflanzungselemente soll die Effizienz weiterhin steigern (SWAAGSTRA und DE KLUIVER 2007).

Die Entwurfssystematik für Integrales Technisches Grün (ITG) legt die Faktoren fest, die den Effekt einer Bepflanzung auf ihre Umwelt bestimmen (SWAAGSTRA und DE KLUIVER 2006). Nach ihrer Meinung sollte die Anpflanzung auf obengenannte zwei Hauptprinzipien abzielen: Windbrechung und Filterung. So können auch Gehölze, die weniger für die Filterung mittels Blattoberflächen geeignet sind, die Luftströmung bremsen oder ablenken und so eine Staubsedimentation ermöglichen (HELBING 1973). Soll der Staub innerhalb der Bestände gefangen werden, muss eine Durchströmbarkeit der windzugewandten Seite gewährleistet sein (PFANZ et al. 2006). Damit der Wind als Transporteur des Feinstaubes an den Pflanzen entlang streichen kann, ohne Turbulenzen zu erzeugen, wäre eine Durchlässigkeit der Pflanzen von >40-60 % notwendig (SWAAGSTRA und DE KLUIVER 2006). Dann wird die Windgeschwindigkeit jedoch um höchstens 30 - 50 % abnehmen. Diese Vorstellung stimmt mit der von WESSELING et al. (2004) überein, die eine höhere Deposition bei einer Porosität von über 50 - 70% erzielen (siehe Kap.3) Es kann nach Meinung von SWAAGSTRA und DE KLUIVER (2006) entweder eine Spezialisierung auf Windbrechung oder Filterung geben oder ein Kompromiss aus beidem erzielt werden. Nach HENNEBO (1995) und RUGE (1976), nach LEH (1993) soll eine Baumkrone ihre optimale Staubfilterleistung erbringen, wenn sie zu ca. 40 % winddurchlässig ist, so dass sie zu etwa 60 % einen windstillen Raum zur Ablagerung der Staubpartikel beinhaltet. Die Porosität eines gesunden voll belaubten Laubbaums beträgt ca. 50 - 60 %, wobei dieser bei Nadelbäumen 70 - 90 % erreichen kann. Dies ist ein Argument für die Nutzung von lockeren Laubbäumen zur Filterung und von Nadelbäumen zur Windumlenkung.

Nach PFANZ (2007 persönliche Mitteilung) muss die Vegetation eine große Gesamtoberfläche (Blattflächenindex von 5 - 6) besitzen. Im unbelaubten Zustand verringert sich der Filtereffekt um ca. 40 %. Dabei geht es um die Sedimentation von gröberen Partikeln. Voraussetzungen für die Trägheitsabscheidung, die durch Turbulenzen stattfindet, sind noch zu untersuchen. Offensichtlich soll ein Kompromiss zwischen der Bildung von windstillen Räumen für die Sedimentation und Turbulenzerzeugung für die Trägheitsabscheidung geschaffen werden.

7.1.2 Strömungsumleitung und Barrierewirkung

Als Schutzstreifen sind **dichte Bestände** zu schaffen. Die hinter **dichter Vegetation** entstehende **Schutzzone** mit geringer Partikelkonzentration in der Luft kann sinnvoll genutzt werden. Dadurch kann auf Privatgrundstücken, öffentlichen Spielplätzen und in Erholungszonen die Feinstaubbelastung stark reduziert werden. Hierfür eingesetzt werden könnten u. a. die schadstofftoleranten Koniferen (z. B. *Thuja*). Hecken oder Schutzstreifen können die Zone der Emission (z. B. Fahrbahn) von anderen Kleinräumen abtrennen. Z.B. sollten um Parkplätze herum dichte Hecken verstärkt eingesetzt werden (NOWAK et al. 2006 b). Zu beachten ist dabei die Höhe der „Grünen Barriere“ und ihre Permeabilität. Dementsprechend kann sich hinter einer Hecke eine Zone mit geringer Partikelkonzentration ausbilden, die sich in die Länge auf das 15- bis 20-fache der Höhe der Hecke ausbreitet und sich mit zunehmender Entfernung von der Hecke verjüngt (SWAAGSTRA und DE KLUIVER 2006).

Dass durch die Lärmschutzwände an der Autobahn die Staubausbreitung auf die benachbarten Gebiete gemindert werden kann, ist bekannt. Die mit Kletterpflanzen begrünter Lärmschutzwände, insbesondere die permeablen Wände, können einen zusätzlichen Beitrag durch Staubfilterung leisten. Umfangreiche Untersuchungen und Modellierungen zur Staubfilterung von Lärmschutzwänden verschiedener Konstruktion an der Autobahn wurden in den Niederlanden durchgeführt. Die Effektivität der Konstruktionen wurde in Bezug

auf die Konzentrationsenkung des Staubes im Durchschnitt sowie während einzelner Staubepisoden bezüglich der eigenen Stauberzeugung, des Charakters der Überströmung und schließlich bezüglich des Pflegeaufwandes mit Hilfe einer Skala bewertet (HOF-SCHREUDER et al. 2000). Es wurde festgestellt, dass die mit Efeu begrünte nicht permeable Mauer, kombiniert mit einer grünen Hecke hinter der Mauer und eine permeable mit Efeu begrünte Mauer, kombiniert mit Begrünung dahinter die besten Ergebnisse erzielt haben. Wesentlich schlechter haben die Varianten mit gleichen Mauern und einer Bepflanzung vor der Mauer abgeschnitten. Die Ergebnisse der nicht begrünten, nicht permeablen Mauern in den Varianten: eine Mauer, eine Mauer jeweils auf jeder Seite der Straße und drei Mauern (zwei entlang der Straße und eine im Mittelstreifen) zeigten bezüglich der Konzentrationsminderung des Staubs insgesamt eine geringere Effektivität als begrünte Mauern. Die effektivste Konzentrationsminderung des Staubes wurde bei den permeablen begrünten Mauern festgestellt (HOF-SCHREUDER et al. 2000).

Für die vier Varianten: unbegrünte nicht permeable Mauer, die gleiche Mauer mit Efeu, permeable Mauer mit Efeu und dieselbe mit zusätzlicher vorderer Mauer, wurden die Staubbelastungen unter der Berücksichtigung dreier Faktoren (unterschiedliche Mauerhöhen, Mauern in verschiedenen Abständen von der Mitte der Fahrbahn und verschiedene Wetterlagen) ermittelt. In allen Varianten zeigte sich hinter der begrünten Mauer mit Efeu und einer vorderen Mauer die höchste Konzentrationsenkung. Die Konzentrationsminderung direkt hinter der 1,5 m hohen Mauer betrug für stabile Wetterlagen 84,7 %. Daher sind etwa 1,5 m hohe windpermeable begrünte Lärmschutzwände an der Autobahn zu empfehlen. Die Frage der Übertragbarkeit der Erkenntnisse über die Wirkung von zusätzlichen Konstruktionen (vordere Mauer) auf deutsche Verhältnisse ist zu klären. In Anbetracht großer Erfahrungen aus den Niederlanden ist es sinnvoll, die wissenschaftliche Kooperation mit den niederländischen Wissenschaftlern auf dem Gebiet Staubfilterung zu stärken.

7.1.3 Nutzung des Windkanaleffektes und der natürlichen Luftströmung

Der Windkanaleffekt kann zur Staubfilterung genutzt werden. Hierbei geht es darum, den Feinstaub aus belasteten Bereichen - z.B. einer Straßenschlucht - schnell abzuleiten. Dafür darf der Partikeltransport im Windkanal (in der Straßenschlucht) nicht behindert werden. Hohe Vegetation sollte deshalb in einer Straßenschlucht möglichst mit Vorsicht eingesetzt werden (RUCK 2007, persönliche Mitteilung). Am Ende einer Straßenschlucht ist es sinnvoll, einen Park zu platzieren, so dass die beschleunigten und belasteten Luftmassen auf die Vegetation treffen.

Die Wege der **Frischluftschneisen** in die Stadt sowie die Wege des **Staubaustrages** durch entsprechende Winde aus der Stadt, falls solche vorhanden, sollen frei von den hohen Bau- und Vegetationselementen gestaltet werden. Durch diese Wege kommt es zur Schadstoffentlastung des urbanen Raums, so dass eine „**Entlastungszone**“ gebildet werden kann (LANGNER 2007, persönliche Mitteilung). Die Wege der frischen Luft in der Stadt sollen möglichst unbefahrbar sein (RUCK 2007, persönliche Mitteilung).

7.2 Einsatz von Bäumen

Beim Einsatz von Bäumen sind ungünstige aerodynamische Wirkungen (ggf. Hinderung der Luftdurchmischung in der Straßenschlucht) zu vermeiden. Bäume können aufgrund des dichten Kronenschlusses in engen Straßen oder im engen Raum zwischen den Häusern den Luftaustausch behindern. Dies führt zur Erhöhung der Schadstoffkonzentration in unteren Luftschichten (BRUSE 2003; THÖNNESSEN 2006). Daher sollten dichte innerstädtische Alleen fallweise ausgedünnt werden.

Die Größe der Strassenschlucht, die Höhe der Bäume, die Breite der Straße und das Verkehrsaufkommen sind dabei wesentlich wichtigere Faktoren als die Kronenform des

Baums (GROMKE and RUCK 2007). GROMKE und RUCK (2007, persönliche Mitteilung) empfehlen, die Bäume in einer engen Straßenschlucht auf keinen Fall auf beiden Straßenseiten zu platzieren, höchstens in einer Reihe auf dem Mittelstreifen, und im allgemeinen mehr mit kleinwüchsiger Vegetation zu arbeiten. Diese Empfehlung berücksichtigt jedoch nicht weitere Funktionen der Bäume wie ihren Beitrag zur Temperaturminderung in der Straßenschlucht durch Beschattung, ihren Beitrag zur Erhöhung der Luftfeuchtigkeit, die lokale Wirkung auf die Luftqualität durch Sauerstoffproduktion und Kohlendioxidaufnahme, den ästhetischen Wert der Bäume. Über den Einsatz von Bäumen in der Straßenschlucht ist daher in Abhängigkeit vom Strömungsverhältnis und vom ökologischen Beitrag der Bäume in konkreten Fällen zu entscheiden.

Eine verstärkte Nutzung von Nadelbäumen in der Straße zu Zwecken der Staubfilterung ist trotz ihrer höheren Filterungsleistung fraglich. Trotz großer, meist immergrüner Abscheidungsflächen der Nadelbäume sind diese aufgrund ihrer dichten Strukturen in der städtischen Straßenbegrünung nach Meinung von PFANZ (2007, persönliche Mitteilung) von geringem Nutzen. Ferner wird der ästhetische Wert von Nadelbäumen in der Stadt von vielen Menschen als gering betrachtet und ihre Resistenz gegenüber Schadstoffen ist oft geringer als bei Laubbäumen. Immergrüne Nadelgehölze sind das ganze Jahr über der Einwirkung von urbanen Luftverunreinigungen ausgesetzt, wodurch sie stärker geschädigt werden. Eine Kompromisslösung aus ökologischer und ästhetischer Sicht könnten immergrüne *Thuja*- oder *Chamaecyparis*-Hecken zum Schutz von Privathäusern vor Verkehrsemissionen sein. Diese Hecken wirken abhängig von ihrer Höhe und Porosität als Hindernis oder als Senke für Straßenstaub. Von großem Nutzen sind Nadelbäume besonders in den städtischen Wäldern (NOWAK et al. 2006 b).

7.3 Gestaltung von Mittelstreifen

Auf dem Mittelstreifen von Autobahnen ist die Staubbelastung höher als am Randstreifen (FLÜCKIGER et al. 1978). Die Gestaltung von Mittelstreifen kann mit Hilfe einer durchdachten Vegetationsplatzierung optimiert werden. Die heutigen Mittelstreifenbepflanzungen erfolgen entlang der Straße. Ein alternativer Einsatz mit eventuell höherem Nutzen wäre die Platzierung von Gehölzen quer zur dominierenden Windrichtung oder im Fischgrätenmuster im Winkel zur Windrichtung, wobei der städtische Windkanaleffekt genutzt wird. Unter solchen Bedingungen werden Luftmassen stärker die Vegetation durchströmen. Voraussetzung für die optimierte Durchströmung der Vegetation im Fischgrätenmuster wäre eine Porosität von 40 -50 % (PFANZ 2007, persönliche Mitteilung). Der Vegetationsbestand im Mittelstreifen einer verkehrsbelasteten Straße sollte relativ breit sein (1,5 m und breiter), um eine effektive Durchströmung der Vegetation zu ermöglichen (PFANZ 2007, persönliche Mitteilung). Konkrete, auf Untersuchungen basierende Empfehlungen zur optimalen Vegetationstiefe unter den Bedingungen eines Mittelstreifens liegen nicht vor.

7.4 Gestaltung von Wiesen und Rasenanlagen

Ein ungemähter Rasen von mindestens 20 cm Höhe wirkt sich nicht nur ausgleichend auf das Mikroklima aus, sondern speichert nachweisbar mehr Staub als eine gemähte Rasenfläche (ZENS 2006, PFANZ et al. 2006). Vielfältige Gras-Kräuter-Gesellschaften schaffen Rauheitsprünge und sorgen für die Abwechslung der vertikalen und horizontalen Elemente. Daher sind sie bezüglich der Staubfilterung gegenüber Monokulturen zu bevorzugen (ZENS 2006).

Staubbestandteile können nur dann dauerhaft festgelegt werden, wenn das Profil von z. B. Mittelstreifen oder Straßenbegleitstreifen so ausfällt, dass das eingespülte Wasser aufgenommen wird und versickern kann und nicht wieder in den Straßenraum zurückfließt. Durch eine optimale Profilierung (Muldenwirkung) kann in Straßenbegleitgrün eingetragene

nes mit Staubpartikeln belastetes Spritzwasser zurückgehalten, im Wurzelraum gereinigt werden und schadlos versickern. In der Stadt Gladbeck (Ruhr-Gebiet) wird dies bereits praktiziert (ZENS 2006).

7.5 Bodendeckende Vegetation

Pflanzenbestände sollen bestimmte Staubfraktionen direkt herausfiltern und auf ihren Oberflächen binden. Wichtig ist, dass der von den Pflanzen zurückgehaltene Staub nicht wieder in die Luft resuspendiert wird. Da die Pflanzen nur als Zwischenspeicher fungieren, soll der Staub dauerhaft dem Bodenbereich zugeführt und hier gebunden werden. Gewährleistet wird das nur durch unversiegelte Flächen. Auf glatten (versiegelten) Flächen wird die Wiederaufwirbelung des Staubs und seine erneute Einbringung in den Luftstrom begünstigt. Daher sollen in der nahen Umgebung einer Depositionsoberfläche genug unversiegelte Flächen vorhanden sein.

Eine versiegelte Umgebung eines Baums oder eines Gehölzbestandes, die als Zwischenspeicher für Feinstaub wirken sollen, minimiert die Effektivität der Filterung durch Vegetation. Durch bodendeckende Vegetation unter einem Solitärbaum, unter einer Hecke oder einem größeren Gehölzbestand wird der Staub aus der Wiederaufwirbelung ausgeschlossen. Den gleichen Zweck erfüllt die Gleisbettbegrünung.

Hinter vorbeifahrenden Kraftfahrzeugen bilden sich Windschleppen mit einer Geschwindigkeit von bis zu 5 m/s, die eine bodennahe Aufwirbelung des Staubes verursachen. Die Windbremsung und der Staubfang direkt am Straßenrand können durch Vegetation ermöglicht werden (PFANZ et al. 2006). Je näher die bodendeckende Vegetation an der Fahrbahn ist (Straßenbegleitgrün oder bepflanzte Mittelstreifen), desto mehr Staub wird dort abgelagert.

Das herabfallende Laub von Pflanzen-Akkumulatoren kann durch den fließenden Verkehr zermahlen und selbst zum Staubproblem werden. Sinnvoll ist, dieses Laub in den Prozess der Bodenbildung einzubinden und somit die Staubaufwirbelung zu vermeiden. Daher wird von den Praktikern empfohlen, krautige oder grasartige Vegetation mit intensiver Wurzelbildung unter den Bäumen und insbesondere an den Mittelstreifen einzupflanzen (ZENS 2006).

7.6 Fassaden-, Dach- und Gleisbettbegrünung

Fassaden-, Dach- und Gleisbettbegrünungen ermöglichen gleichzeitig eine ungestörte Luftdurchmischung und Turbulenzerzeugung sowie eine zusätzliche Bereitstellung von Depositionsoberflächen und dadurch günstige Bedingungen für die Partikelabscheidung in der Straßenschlucht. Daher sind diese Elemente in den Straßenschluchten verstärkt einzusetzen. Bei den bisher nicht abgeschlossenen Diskussionen zur Anwendung von Fassadenbegrünung liefert ihre zusätzliche Fähigkeit zur Staubbindung ein wichtiges Argument (CHILLA 2004). Auf der Abbildung 7.6.-1 wird die Ergänzung der Abbildung 3.3-1 (links) bezüglich der Dach- und Gleisbettbegrünung vorgenommen.

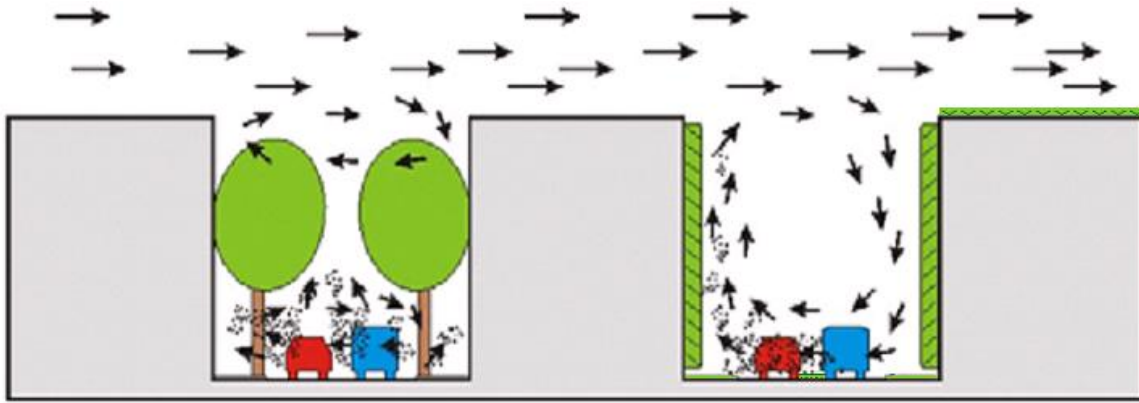


Abbildung 7.6-1: Verteilung von Luftschadstoffen in unterschiedlich begrünten Stadträumen (BRUSE 2003; THÖNNESSEN 2006, ergänzt).

Gräser bringen in die extensiven technischen Vegetationssysteme (Dach- und Gleisbettbegrünung) neue vertikale Strukturelemente, die die Depositionsvorgänge begünstigen können. Es erscheint sinnvoll, die Filterungsleistung von intensiv angelegten Dachbegrünungen und von Gleisbettbegrünungen mit Gräsern bzw. von extensiven Dachbegrünungen mit spontaner Grasentwicklung zu ermitteln. Falls sie höher als die der herkömmlichen extensiven Systeme ohne Gras ist, muss der Pflegeaufwand der Filterungsleistung gegenüber gestellt werden.

Moose könnten bei der Stadtbegrünung in Form von Matten als Straßenbegleitgrün sowie als ein Element technischer Vegetationssysteme (Dachbegrünung, Gleisbettbegrünung, eventuell Fassadenbegrünung) stärker eingesetzt werden.

Bezüglich der Fassadenbegrünung sind weitere Untersuchungen mit einer erweiterten Artenliste (in erster Linie mit Kletterpflanzen) notwendig, um die Effizienz dieser Maßnahmen und die optimalen Parameter der Fassadenbegrünung (z. B. Vegetationstiefe) zu ermitteln.

7.7 Auswahl von Pflanzenarten

Die Vielfältigkeit des städtischen Grüns ist von großer ästhetischer, ökologischer und kultureller Bedeutung. Es sollte deshalb trotz möglicher Artenpräferenzen für stark belastete Stellen auch vielfältig bleiben. Die Wahl geeigneter Pflanzen für die Senkung der Partikelbelastung in der Luft hängt von den verwendeten Mechanismen der Konzentrationsminderung der Partikel ab: Filterung oder Luftströmungsumlenkung.

7.7.1 Filterung

Kleinblättrige Pflanzen sollten in der Stadt öfter eingesetzt werden. Dabei sollte die Blattfläche insgesamt groß sein (z. B. *Juniperus*-Arten). Da die höchsten Emissionen in der Luft oft im Winter festgestellt werden, sollte eine Filterungsleistung auch im Winter vorhanden sein. Aus diesem Grund ist der vermehrte Einsatz immergrüner Gehölze sinnvoll. Nadelgehölze, die meistens immergrün sind, kleine Blätter sowie einen hohen Blattflächenindex haben, sind jedoch aufgrund ihrer dichten Kronen und ihrer Empfindlichkeit gegenüber Luftverunreinigungen der Stadt nur an wenigen Stellen erwünscht. Daher sind hinsichtlich der Staubfilterung geeignete Bäume und Sträucher z. B. aus der Liste der Laubgehölze (GALK 2006 und andere Listen) auszuwählen. Windpermeable Nadelgehölze (z. B. einige *Pinus*-Arten) können auch zur Filterung eingesetzt werden. Viele mehrjährige Gräser sind immergrün und können daher auch im Winter ihre Oberflächen der Deposition zur Verfügung stellen.

7.7.2 Nutzung der Vegetation als Barriere

Pflanzliche Barrieren oder Schutzstreifen sollten dicht und robust sein. Eine entsprechende Hecke kann aus Laubgehölzen sowie gegenüber Schadstoffen toleranten Nadelgehölzen gestaltet werden. Außerdem sollten Funktionalität und ästhetischer Wert Beachtung finden. Bisherige Gehölz-Listen sind zu berücksichtigen bzw. zu erweitern. Hecken mit mehreren Blätterschichten sind am effektivsten.

Generell gilt, dass die einzusetzenden Pflanzen gegenüber einer Staubauflage besonders tolerant sein sollten. Nach SPERBER (1975) sind die Schattenpflanzen toleranter gegenüber einer Staubauflage als sonnenliebende Pflanzen. Diese Aussagen sollten unter Verwendung weiterer Arten geprüft und ggf. eine Liste relevanter Arten erstellt werden.

7.7.3 Weitere Auswahlkriterien

Bei der Pflanzenauswahl für die Stadtbegrünung muss neben der für die Staubfilterung relevanten Eigenschaften die **Toleranz** der Pflanzen gegenüber SO_2 , NO_x , Fluoriden, Streusalz und Ozon sowie Tritt- und Erschütterungsresistenz berücksichtigt werden. Als Basis für die Pflanzenauswahl können zuerst die bisherigen Erkenntnisse der Gartenamtsleiter-Konferenz (GALK) oder der Grünflächenämter bezüglich der Toleranz der Pflanzen dienen. Viele systematische Untersuchungen zur Toleranz verschiedener Straßengehölze gegenüber Luftverunreinigungen wurden in Dresden-Tharandt durchgeführt. Die Reaktionen der oft eingesetzten Stadtpflanzen auf Luftverunreinigungen sollten weiter untersucht werden.

Die Anwendung von trockenresistenten Pflanzen, die gegenüber Luftverunreinigungen toleranter sind als andere, ergibt nur bei einer großen Oberfläche einen Sinn. Der Einsatz von Pflanzen mit harten, unbeweglichen Blättern, wie es bei den trockenresistenten Pflanzen oft der Fall ist, ergibt bezüglich der Feinstaubfilterung wenig Nutzen (PFANZ 2007, persönliche Mitteilung). Als Staubakkumulatoren werden von SUKOPP und WITTIG (1998, S. 252 ff.) u. a. *Rhododendron*-Arten vorgeschlagen.

Bei der Auswahl von Arten sollten weiterhin folgende Aspekte berücksichtigt werden:

- Pflegeaufwand und Langlebigkeit der Baumarten,
- morphologische und physiologische Eigenschaften (Wuchskraft, Kronen-, Stamm- und Wurzelbildung, Habitus, Lichtdurchlässigkeit) sowie Verkehrssicherheit (Stand- und Bruchsicherheit),
- Änderungen in den Klimabedingungen und in der Schädlingsmigration,
- Artenauswahl soll abhängig von den Bodeneigenschaften, der Lichtintensität und der Wasserverfügbarkeit am Standort erfolgen,
- Vermeidung des Einsatzes von Arten mit einer hohen VOCs-Emission (z.B. siehe 3.3.1).
- regionale Besonderheiten und Erfahrungen- auch regionale Einschränkungen des Verwendungsbereiches- (aus den Empfehlungen von GALK; NOWAK et al. 2006b).

An dieser Stelle erscheint es sinnvoll, die bisherigen Erkenntnisse der niederländischen Experten über die Charakteristiken der Straßengehölze bezüglich ihrer Anwendung als Staubfilter darzulegen. Diese Erkenntnisse wurden in der aktuellen Studie mit den Erkenntnissen aus der bereits erwähnten Literatur zur Ökologie und Toleranz einzelner Pflanzenarten vervollständigt und in der Anlage 1 zusammengefasst. Diese Liste soll mit den weiteren Arten und Artenmerkmalen vervollständigt werden.

7.7.4 Pflege

Die Pflege richtet sich nach den Zielen der Begrünungsmaßnahmen. So kann unter Umständen auf den Schnitt der Bäume verzichtet werden, um höhere und locker gestaltete Bestände zu schaffen. Bereits zu dichte Bestände können ausgedünnt bzw. durch Schnitt auf-

gelockert werden. Die Standortbedingungen, insbesondere die Eigenschaften des Bodens einschließlich der Wasserversorgung und der Lichtverhältnisse, sollen artgerecht sein, um die zusätzliche Belastung der Pflanzen durch Lichtmangel, Nährstoff- und Wasserstress zu vermeiden. Die Baumscheiben müssen ausreichend groß sein. Für die gesunde Entwicklung von Bäumen sind weitere Schäden (durch Parasiten, Hundekot und -urin, Bodenverdichtung, Ölguß, Tiefbauarbeiten, Gasfreisetzung aus undichten Gasleitungen, Stammschäden durch Autos und Fahrräder u. a.) auszuschließen bzw. zu reduzieren. Die sachgerechten Pflegemaßnahmen sind entsprechend der eingesetzten Vegetation und ihrer Funktion bei der Feinstaubbindung abzuleiten.

Bezüglich des Rasenmähens sowie der Duldung der Spontenvegetation in den Kraut- und Grasbeständen gibt es Meinungsverschiedenheiten zwischen den Staubexperten und Praktikern. Über die entsprechenden Pflegemaßnahmen soll im Einzelfall entschieden werden.

Literatur

CHILLA, T. (2004): ‚Natur‘-Elemente in der Stadtgestaltung. Diskurs, Institutionalisierung und Umsetzungspraxis am Beispiel von Fassadenbegrünung. Kölner Geographische Arbeiten. Heft 85.

FLÜCKIGER, W., OERTLI, J.J., FLÜCKIGER-KELLER, H. (1978): The effect of wind gusts on leaf growth and foliar water relations of aspen. *Oecologia* (Berl.) 34: 101 - 106.

GALK - ARBEITSKREIS STADTBÄUME (2006): Liste der Straßenbäume 2006. <http://galk.de/arbeitskreise>

HOFSCHEIDER, P. (2003): Verontreiniging door wegverkeer. Vortrag.

HOFSCHEIDER, P., TONNEIJCK, F., HOFSCHEIDER, E. (2000): Optimalisatie van geluidsschermen voor verbetering van de luchtkwaliteit. Innovatie Programma Luchtkwaliteit, Rapport 538, 48 S.

LANGNER, M. (2006): Natürliche Filter? Die Filterung von Feinstäuben durch Stadtbäume. *Das Taspo Magazin* 3: 20 - 23

LEH, H.-O. (1993): Ökologische Aspekte des Stadtgrüns. *Das Gartenamt* 4: 241 - 249

NOWAK, D. J., HOEHN, R. E. III, CRANE, D. E., STEVENS, J. C., WALTON, J. T. (2006b): Assessing urban forests effects and values, Minneapolis'urban forest. *Resour. Bull. NE-166*. Newtown Square, PA: U. S. Department of Agriculture, Forest Service, Northeastern Research Station. 20 p.

PFANZ, H., FLOHR, S., WITTMANN, C. (2006): Das Staubfangvermögen von Vegetation – Grundlagen und erste Ergebnisse aus der Praxis. *Das Taspo Magazin* 3: 12 - 15

SUKOPP, H. und WITTIG R. (Hrsg.) (1998): *Stadtökologie. Ein Fachbuch für Studium und Praxis*. 2. Auflage. Stuttgart.

SWAAGSTRA, A. H. (2007): Integral Technisch Grün: gezielter Einsatz von Bepflanzung für Luftqualität. Vortrag am Workshop zur Literaturstudie über das Feinstaubfilterungspotenzial (qualitativ und quantitativ) von Pflanzen am 01.06.2007 in Berlin.

SWAAGSTRA, H. und DE KLUIVER, P. P. (2006): Integrales Technisches Grün – Bepflanzung als Hightech-Lösung gegen Luftverschmutzung. *Das Taspo Magazin* 3: 24 - 26

SWAAGSTRA, H. und DE KLUIVER, P. P. (2007): The appliance of Integral Technical Green Design to optimize residential quality and for means of purification of air and water in X. *Basivs of Technology*. Babberich: ES Consulting, 36 S.

THÖNNESEN, M. (2006): Feinstaub und Vegetation – Die EU-Feinstaubverordnung als Impuls für mehr Grün in den Städten. Das Taspo Magazin 3: 8-11.

VAN HOVE, L. W. A. (2006): De invloed van de geplande groengebieden nabij de N201 op de achtergrondconcentratie van fijn stof. Wageningen: Alterra. 21 S.

ZENS, U. (2006): Umdenken ist notwendig – Multifunktionale Vegetationssysteme in der Stadt. Das Taspo Magazin 3: 16-19.

8 Forschungsbedarf

Auf dem Gebiet der Lufthygiene und insbesondere bezüglich der Wechselwirkung von Vegetation und Staubpartikeln besteht ein enormer Forschungsbedarf. Die in der aktuellen Studie durchgeführten interdisziplinären Recherchen ergaben deutliche Wissenslücken, die eine genaue Abschätzung der Vegetationsfilterungsleistung im urbanen Raum nach dem heutigen Wissenstand nicht möglich machen.

Die Erforschung der Fähigkeit der Vegetation, zur Verbesserung der Luftqualität in der Stadt durch Staubfilterung beizutragen, konfrontiert die Wissenschaftler mit folgenden Schwierigkeiten:

- Die Untersuchungsmethoden und die Messtechnik zum Erforschen der Verteilung und Rückhaltung des Staubes in der Vegetation nach der Herausfilterung aus der Luft stellen eine große Herausforderung dar. Daher bestehen immer noch sehr große Wissenslücken bezüglich der Filterungsvorgänge. Es ist bisher nicht möglich gewesen, nachzuvollziehen, was mit dem Staub nach der Herausfilterung durch die Pflanzen passiert und unter welchen Bedingungen der Staub tatsächlich von der Wiederaufwirbelung ausgeschlossen ist.
- Die gleichen Schwierigkeiten gelten bezüglich der Erkenntnisgewinnung über die Herausfilterung der von den Wassertröpfchen agglomerierten Teilchen. Es ist sehr kompliziert, zu ermitteln, inwieweit diese Teilchen durch den Verkehr zerkleinert und wieder zu Feinstaub werden.
- Für urbane Räume fehlen zuverlässige Strömungsmodelle, um die Staubverteilung und Depositionsvorgänge zu beschreiben.
- Die Übertragung der Messergebnisse bzw. Modelle für Waldbestände auf die städtische Vegetation ist aufgrund großer Unterschiede in den Strömungsverhältnissen, im Mikro- und Mesoklima, in der Staubbelastung und in der Vegetationsstruktur nur sehr eingeschränkt möglich. Die inhomogene städtische Struktur ist sehr schwierig bzw. nur mit großem Aufwand zu modellieren. Die Extrapolation der Ergebnisse einer lokalen Messung auf die urbanen Räume ist mit großen Fehlern verbunden.
- In kleinräumigen meteorologischen Modellen konnten bisher nur die Partikelmassen berücksichtigt werden. Entscheidend sind jedoch die Partikelgröße und die chemische Zusammensetzung der Partikel. Bisher konnte in den Modellen auch die Abhängigkeit der Partikelabscheidung von den Eigenschaften der Depositionsoberfläche nicht berücksichtigt werden. Daher geben die bisherigen Modelle viel zu grobe Vorstellungen über die Filterungsleistung.
- Die Filterung durch nasse Deposition sowie die Verlagerungsprozesse sind sehr schwer modellierbar.
- Aufgrund der bisherigen Modelle ist es nicht möglich, die Filterung über lange Zeiträume zu beschreiben. Diese Modelle sind momentbezogen. Gleichzeitig sind sie sehr kompliziert und können von Nicht-Sachverständigen (z. B. Behörden) nicht ohne entsprechende Schulung genutzt werden.
- Entscheidend für die Lufthygiene ist die Ausfilterung von gesundheitsschädlichen Partikeln. Durch die Vegetation werden die Partikel unabhängig vom Grad ihrer schädlichen Wirkung gefiltert. Bisher nicht geklärt ist, wie man diese gesundheitsschädlichen Partikel mit Hilfe der Vegetation verstärkt binden kann.

Es sind sehr viele Fragen aus der grundlegenden sowie angewandten Wissenschaft zu klären, um sich einer relevanten Aussage über die Staubfilterungspotentiale der Vegetation nähern zu können.

Nachfolgend werden die Schwerpunkte aufgeführt, die sehr umfangreiche Untersuchungen erfordern:

- Vergleichende Filterungsleistung von Akkumulatoren und Selbstreinigern, Bewertung der Strategien
- Qualifizierung der urbanen Pflanzenarten als Akkumulatoren oder Selbstreiniger,
- Filterungsleistung unterschiedlicher Pflanzenarten,
- Maximale Staubfangkapazität eines Blattes,
- Filterungsleistung verschiedener Vegetationsformen,
- Toleranz einzelner Arten gegenüber urbanen Belastungsfaktoren,
- Einfluss der Partikeleigenschaften auf ihre Haftung,
- Transport, Deposition und Aufwirbelung im kleinen Zeitraster,
- Umwandlung von Partikeln in Konglomerate
- Filterung von wasserlöslichen Partikeln,
- Deposition von ultrafeinen Partikeln, u. a. biogener Herkunft,
- Modellierung von Strömung und Staubfilterung.

Um das Filterungspotential der Vegetation präzise ermitteln zu können, sollen zuerst verschiedene Vegetationsmodelle unter Berücksichtigung der Vielfältigkeit der städtischen Räume im Windkanal untersucht werden. Durch Bestäubung und Beregnung unter definierten Bedingungen sind die notwendigen Erkenntnisse über die Staubverteilung und die Depositionsvorgänge zu ermitteln. Unter Laborbedingungen sind dann die gegenüber urbanen Belastungsfaktoren toleranten Pflanzenarten aus der GALK-Liste auf ihre Strategie (Akkumulator oder Selbstreiniger) und ihr Filterungspotential zu untersuchen. Diese Untersuchungsergebnisse sind eine Basis für neue Modellierungsansätze unter der Berücksichtigung der Pflanzeigenschaften (THÖNNESEN 2007, persönliche Mitteilung).

9 Schlussfolgerungen

In allen Untersuchungen zur Staubfilterung durch Vegetation wird die Fähigkeit der Pflanzen, Partikel aus der Luft zu filtern, bestätigt. Sehr große Unterschiede in den ermittelten Leistungen sind durch Unterschiede in den angewendeten Messmethoden, untersuchten Vegetationsformen, Umwelt- und Wetterbedingungen sowie in der Gestaltung der Umgebung der Vegetation zu erklären. Diese Ergebnisse sind immer auf konkrete Bedingungen bezogen und nicht auf andere Bedingungen übertragbar.

Offensichtlich ist jedoch die Wirkung der Vegetation als Filter für $PM_{2,5}$ in der Stadt wesentlich geringer als erwartet. Genauere Erkenntnisse zum Filterungspotential von Vegetation in Abhängigkeit von ihrer Form, Platzierung, Gestaltung, Artenauswahl und anderen Faktoren sollten durch Laboruntersuchungen im Windkanal, Bestäubungsversuche und anschließende Modellierung gewonnen werden. Durch die fallweise optimierte Platzierung der Vegetation bezüglich der Emittenten und Luftanströmung kann mehr Feinstaub aus der Luft herausgefiltert werden. Auf der anderen Seite kann die Vegetation durch Strömungumleitung indirekt eine räumliche Konzentrationsminderung an der erwünschten Stelle verursachen. Es wird eingeschätzt, dass das Filterungspotential durch gezielte Vegetationsformen bei Berücksichtigung der Toleranz der Pflanzenarten gegenüber den urbanen Belastungsfaktoren durchaus noch erhöht werden.

Die Vegetation leistet gleichzeitig ihren eigenen Beitrag zum städtischen Aerosol durch Emission von gröberen (z. B. Pollen, Blätterabrieb) und feineren (auf der Basis von VOCs entstehenden) Partikeln. Dieser Beitrag wurde bisher nicht genau quantifiziert.

In einer Studie aus Großbritannien (POWE and WILLIS 2004) wird über eine Reduktion der Luftverschmutzung (einschließlich PM_{10}) durch städtische Wälder berichtet, wodurch im Jahr umgerechnet ca. 65 - 89 Todesfälle weniger auftreten und ca. 45 - 62 Krankenhausaufnahmen weniger notwendig sind. Hochrechnungen solcher Art wurden in Deutschland bisher nicht durchgeführt. Ein Grund dafür sind die mangelhaften Erkenntnisse über die tatsächlichen Filterungsraten, insbesondere von städtischen Grünelementen.

Aus der Literaturrecherche und den Expertengesprächen ergeben sich folgende Schlussfolgerungen bezüglich der **Rolle der Vegetation in der Stadt:**

9.1 Funktionen der Vegetation in der Stadt

Das städtische Grün hat eine große und vielseitige Bedeutung in der Stadt. Diese kann wie folgt zusammengefasst werden:

- **Senkung der Lufttemperatur und Erhöhung der Luftfeuchte;** dadurch Verbesserung der urbanen Bedingungen und des Wohlbefinden der Menschen (LEH 1993; BRUSE 1999 und viele andere Autoren). Die Temperatursenkung erfolgt durch Beschattung, wobei im Schatten einer vollbelaubten Krone die Temperaturen um 2 – 3 °C tiefer liegen, da 2/3 der Energie vom Blattwerk absorbiert werden (HEISIG 1986, nach LEH 1993). Ein ungemähter Bestand wirkt sich durch Temperatursenkung und Luftfeuchteerhöhung ausgleichend auf das Mikroklima aus. Die bodennahen Temperaturen in einem ungemähten Gras-Kraut-Bestand unterscheiden sich drastisch von denen einer gemähten Rasenfläche und insbesondere einer versiegelten Fläche (PFANZ et al. 2006). Die Wärmespeicherung der Pflanzen ist so gering, dass so gut wie keine Rückstrahlung im Vergleich zu den Beton- und Asphaltflächen stattfindet. Die Fähigkeit der Vegetation, die Temperatur auf diese Weise zu regulieren, wird bei Fassadenbegrünungen, Dachbegrünung und Baumbepflanzungen an den Hauswänden genutzt, um dadurch die Kosten für die Raumklimatisierung zu reduzieren (SWAAGSTRA and

DE KLUIVER 2007). Von den vegetationsbedeckten Flächen beträgt der Niederschlagsabfluss in die Kanalisation nur 5 bis 15 %, während von versiegelten Flächen über 60 % des Niederschlagswassers in die Kanalisation abfließt. Das von Pflanzen aufgenommene Wasser wird durch Transpiration zurück ins System gebracht. Mittels der Transpirationsabkühlung kann die unerwünschte Überhitzung der Städte kompensiert werden (LEH 1993).

- **Sauerstoffbildung, Assimilation von Kohlendioxid.** Die Zahl der Bäume in der Stadt reicht bei weitem nicht aus, um die Bedürfnisse der Einwohner bezüglich des Sauerstoffs für Atmung, Heizung, Kochen und Betrieb von Fahrzeugen zu decken. Die Aufnahme von CO₂ erfolgt in wesentlich geringerem Umfang als es zur deutlichen Reduktion dieses Gases in der Luft nötig wäre. Auf mikroklimatischer Ebene in urbanen Ballungsräumen kann – zumindest in bestimmten Wettersituationen - eine gewisse CO₂-Aufnahme und O₂-Freigabe durch Bäume und Grünanlagen erwartet werden (LEH 1993).
- **Staub- und Schadstoffbindung.** Diese Funktion kann als zusätzlicher Vorteil des städtischen Grüns betrachtet werden, nicht als Hauptfunktion (BRUSE 2003). Die Staubfilterungswirkung der Vegetation ist vorhanden und kann durch gezielte Maßnahmen in gewissen Grenzen erhöht werden. Ob die Aufnahme der Gase durch Vegetation in einem für die urbanen Bedingungen nennenswerten Umfang stattfindet, ist in der Literatur umstritten. Viele Experten zählen die Gasdeposition und -aufnahme gar nicht zur Filterungsleistung der Vegetation. Durch die Aufnahme von SO₂, NO_x, HF wird aber die Konzentration der Schadstoffe in der Luft geringer, auch wenn der Effekt bei kleinflächigen städtischen Beständen nicht hoch ist.
- **Beeinflussung von Luftströmungsverhältnissen und Windgeschwindigkeiten in der Stadt.** Die Luftqualität in städtischen Räumen kann einerseits durch das Filtervermögen ausgewählter Vegetation verbessert werden, in dem die verunreinigte Stadtluft durch Vegetationsbestände strömt und der Staub in diesen abgeschieden und deponiert wird, bzw. durch Umlenkung belasteter Luftströme durch dichte Vegetationshindernisse (SWAAGSTRA und DE KLUIVER 2007, andere Autoren). Die lufthygienischen Probleme können durch die Beeinflussung der Luftströmungsverhältnisse nicht vollständig beseitigt werden. Ausgewählte städtische Bereiche/Räume können jedoch durch die Umverteilung der Luftverunreinigung geschont werden.
- **Lärminderung und Schalldämpfung.** Der Wirkungsgrad der Vegetation bezüglich der Lärminderung ist sehr unterschiedlich und bewegt sich im Bereich von 1 dB bis 10 (12) dB (BECK 1967, 1971, nach LEH 1993). Die Schalldämpfung wirkt sich in den höheren Frequenzbereichen stärker aus als bei tiefen Tönen (MEISTER und RUHRBERG 1955, BECK 1967, 1971, nach LEH, 1993), was insofern positiv zu beurteilen ist, als die höheren Frequenzen unangenehmer empfunden werden als tiefere Tonlagen (LEH 1993).
- **Ästhetische und ideelle Bedeutung des städtischen Grüns.** Die Vegetation prägt das Stadtbild und wird gezielt und bewusst als architektonisches Element angewendet. Sie lässt sich durch keine anderen (z. B. künstlichen) Elemente ersetzen. Die Vegetation dient zur Abgrenzung verschiedener urbanen Zonen voneinander (z. B. Straßen, Industriebetriebe, Gewerbegebäude). Das Grün hat auch vielseitige psycho-hygienische Funktionen und verbessert dadurch das Wohnumfeld, vermittelt das Gefühl der Nähe zur Natur und trägt zur Erholung bei (LEH 1993).
- **Sekundäre Standorte für Flora und Fauna.** Einige Pflanzen- und Tierarten nutzen die urbane Vegetation als spezifische ökologische Nische und Refugium (LEH 1993).

„Es wäre verfehlt, innerstädtisches Grün nur monokausal, im Kontext der aktuellen Feinstaubdiskussion zu betrachten. Gerade in den Städten und Ballungsräumen kommen Pflanzen vielfältige Bedeutungsebenen zu, die über naturwissenschaftlich quantifizierbare Funktionalitäten weit hinausgehen“ (THÖNNESSEN 2007). Die Vegetation in der Stadt ist unersetzlich und erfüllt viele verschiedene Funktionen. Um ihre Wirkung in der Stadt zu optimieren, müssen die Standort- und Entwicklungsbedingungen in vielen konkreten Fällen verbessert werden.

Mehr Vegetation in der Stadt bedeutet nicht zwangsläufig eine bessere Luftqualität. Die Nutzung der Vegetation zum Zweck der Feinstaubfilterung sollte auf realistischen Vorstellungen und genauen Kenntnissen über die Fähigkeiten der Vegetation basieren. Kleinräumig kann durch Vegetation ein Beitrag zur Luftreinigung erzielt werden, der nur durch eine gezielte Raumplanung erhöht werden kann.

Zur Reduktion der Staubbelastung in der Stadt sollte eine Kombination von obligatorischen technischen Maßnahmen (Reduktion von Emission an der Quelle, Einführung von Partikelfiltern) mit Vegetationsmaßnahmen als Ergänzung umgesetzt werden (FLOHR und PFANZ 2007).

9.2 Ausblick

Es besteht ein enormer Bedarf an der Zusammenarbeit von Wissenschaftlern und Praktikern auf dem Gebiet Staubfilterung durch Vegetation sowie an der Unterstützung seitens der relevanten Bundesministerien und Verwaltungen. Neben den Empfehlungen für die Praktiker bezüglich der gezielten Pflanzenverwendung und -anordnung sind weitere Schritte organisatorischer und administrativer Art unumgänglich. Diese sollen helfen, die Schwierigkeiten und die Langwierigkeit bei der Erkenntnisgewinnung zum Feinstaubbindungsvermögen von Pflanzen zu überwinden sowie den praktischen Einsatz von Vegetation zur Staubfilterung zu forcieren. Folgende Vorschläge wurden diesbezüglich abgeleitet:

- Aufbau einer Informationsplattform (insbesondere für stark belastete Bundesgebiete) zur Realisierung des schnellen Austauschs wissenschaftlicher Ergebnisse und praktischer Erfahrungen, zur Durchführung praxisnaher Untersuchungen, zur Modellierung realer Objekte im Labor und zur Stärkung der internationalen Zusammenarbeit,
- Erstellung von Artenlisten der Pflanzen, die unter Berücksichtigung ihrer Toleranz gegenüber urbanen Belastungsfaktoren, der Ausbreitung von Krankheitserregern, Schädlingen, Neophyten, ihres ästhetischen Werts u. a. hinsichtlich ihrer Staubfilterungspotenziale untersucht werden,
- Verifizierung und Zertifizierung der effektiven Begrünungslösungen mit dem Ziel ihrer zukünftigen Umsetzung,
- Integration der Begrünungskonzepte in die Entwicklungspläne von Städten unter der Beachtung der Multifunktionalität des Grüns.

Literatur

BRUSE, M. (2003): Stadtgrün und Stadtklima. Wie sich Grünflächen auf das Mikroklima in Städten auswirken. LÖBF-Mitteilungen 1(03): 66 - 70.

FLOHR, S. und PFANZ, H. (2007): Grundlagen zur Staubfilterung von Vegetation. In Press.

KUYPERS, V. H. M., VRIES, E. A. DE, TONNEIJCK, F., HOFSCHEUDER, P. (2007): Grüne Maßnahmen für saubere Luft. Ein neuer Blick auf die Luftqualität in den Niederlanden. In Press.

LEH, H.-O. (1993): Ökologische Aspekte des Stadtgrüns. Das Gartenamt 4: 241 - 249.

PFANZ, H., FLOHR, S., WITTMANN, C. (2006): Das Staubfangvermögen von Vegetation – Grundlagen und erste Ergebnisse aus der Praxis. Das Taspo Magazin 3: 12 - 15.

POWE, N.A. und WILLIS, K.G. (2004): Mortality and morbidity benefits of air pollution (SO₂ and PM₁₀) absorption attributable to woodland in Britain. Journal of Environmental Management 70: 119 -128.

SWAAGSTRA, H. und DE KLUIVER, P. P. (2007): The appliance of Integral Technical Green Design to optimize residential quality and for means of purification of air and water in X. Basis of Technology. Babberich: ES Consulting, 36 p.

THÖNNESSEN, M. (2007): Staubfilterung durch Gehölzblätter. Beispiele aus Düsseldorf, Essen und Köln. Im Press.