



LUKI – LUft und Kinder

Einfluss der Innenraumluft auf die Gesundheit
von Kindern in Ganztagschulen

Langfassung



lebensministerium.at



MEDIZINISCHE
UNIVERSITÄT
WIEN





LUKI – LUft und Kinder

Einfluss der Innenraumluft auf die Gesundheit von
Kindern in Ganztagschulen

Endbericht Langfassung

Philipp Hohenblum

Michael Kundi
Claudia Gundacker
Hans-Peter Hutter
Marie Jansson
Lorenz Moosmann
Sigrid Scharf
Peter Tappler
Maria Uhl



lebensministerium.at



REPORT
REP-0182

Wien, 2008



Projektleitung

Philipp Hohenblum

AutorInnen

Umweltbundesamt: Philipp Hohenblum, Marina Fröhlich, Lorenz Moosmann, Sigrid Scharf, Maria Uhl

Medizinische Universität Wien, Zentrum für Public Health: Claudia Gundacker, Hans-Peter Hutter (Projektleiter MedUni), Michael Kundi, Karl Kociper, Livia Borsoi, Hanns Moshhammer, Peter Wallner, Brigitte Piegler, Karl Wittmann

Innenraum Mess- und Beratungsservice des Österreichischen Instituts für Baubiologie und -ökologie: Marie Jansson, Peter Tappler

Korrektorat

Maria Deweis

Satz/Layout

Elisabeth Riss

Umschlagfoto

Kinder in ihrer täglichen Schulumgebung (Philipp Hohenblum)

Dank gebührt den DirektorInnen, Lehrerinnen und Lehrern sowie den Schulwarten der untersuchten Schulen für Unterstützung bei der Durchführung dieser Studie. Weiters gilt unser Dank den Schülerinnen und Schülern, welche an dieser Studie beteiligt waren sowie deren Eltern für Ihre Unterstützung und Mithilfe.

Für die Genehmigung der Untersuchung der Schulen bedanken wir uns bei den Schulerhaltern sowie allen Behörden und Personen, die dieses Projekt ermöglicht haben.

Diese Publikation wurde im Auftrag des Lebensministeriums (Abt. V/2, V/4, V/5) sowie des Amtes der Kärntner Landesregierung (Abt. 12) erstellt.

Weitere Informationen zu Umweltbundesamt-Publikationen unter: <http://www.umweltbundesamt.at/>

Impressum

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

Eigenvervielfältigung, gedruckt auf Recyclingpapier

© Umweltbundesamt GmbH, Wien, 2008

Alle Rechte vorbehalten

ISBN 3-85457-980-2

VORWORT

„LUKI – Luft und Kinder

*Einfluss der Innenraumluft auf die Gesundheit
von Kindern in Ganztagschulen“*



Kinder und Jugendliche reagieren anders auf Umweltbelastungen als Erwachsene und sind dadurch oft besonderen Risiken ausgesetzt. Zudem verbringen sie einen großen Teil ihrer Zeit in Innenräumen, wie Wohnungen, Kindergärten und Schulen. Gleichzeitig finden sich aber in Innenräumen auch eine Vielzahl an Schadstoffen, deren Auswirkungen auf die Gesundheit bei lang andauernder Einwirkung noch nicht ausreichend erforscht sind.

Ich habe mich daher in Umsetzung der anlässlich der WHO-Umwelt- und Gesundheitsministerkonferenz 2004 in Budapest gefassten Beschlüsse für einen österreichischen Kinder-Umwelt-Gesundheits-Aktionsplan eingesetzt, der vergangenes Jahr verabschiedet werden konnte. Mit diesem Aktionsplan, der gemeinsam mit dem Gesundheitsressort unter Einbeziehung vieler Experten und Akteure erarbeitet wurde, konnte ein starker Impuls für die weitere Verbesserung der Umweltbedingungen für unsere Kinder in Österreich gesetzt werden.

Eines der wesentlichen Maßnahmenfelder des österreichischen Kinder-Umwelt-Gesundheits-Aktionsplans ist die Sicherstellung von sauberer Außen- und Innenraumluft. Mit vorliegender Studie soll nun ein wesentlicher Beitrag zur Umsetzung dieser wichtigen Maßnahmen geliefert werden.

Josef Pröll

Umweltminister



INHALT

VORWORT	3
ABBILDUNGSVERZEICHNIS	8
TABELLENVERZEICHNIS	11
ZUSAMMENFASSUNG	17
Hintergrund	17
Methodik	17
Ergebnisse und Folgerungen	17
Handlungsfelder	19
1 EINLEITUNG	20
2 VORBEREITUNGSPHASE	23
2.1 Bildung des Konsortiums und Festlegung der Parameter	23
2.2 Auswahl der Schulen, Gebäudesituation und Vor-Ort- Begehungen	24
2.2.1 Vorbereitungsphase Medizin	27
3 CHARAKTERISIERUNG DER UNTERSUCHUNGSPARAMETER	29
3.1 Hintergrund	29
3.2 Methodik der Bewertung	30
3.3 Klassische Luftschadstoffe	31
3.3.1 Stickstoffdioxid (NO ₂)	31
3.3.2 Feinstaub	32
3.4 Flüchtige organische Verbindungen (volatile organic compounds, VOC)	33
3.4.1 Allgemeine Beschreibung	33
3.4.2 Aldehyde (ohne Formaldehyd)	35
3.4.3 Alkohole, Ketone, Ester	35
3.4.4 Aliphatische Kohlenwasserstoffe	35
3.4.5 Aromatische Kohlenwasserstoffe	36
3.4.6 Isoaliphatische Kohlenwasserstoffe	38
3.4.7 Terpene	39
3.5 Formaldehyd	39
3.5.1 Stoffbeschreibung und Einsatzbereiche	39
3.5.2 Toxizität	40
3.5.3 Exposition und Richtwerte	40
3.6 Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK)	41
3.6.1 Stoffbeschreibung und Vorkommen	41
3.6.2 Toxizität	41
3.6.3 Exposition und Richtwerte	42
3.7 Industriechemikalien	42



3.7.1	Polychlorierte Biphenyle (PCB)	43
3.7.2	Alkylphenole und Bisphenol A	44
3.7.3	Phthalate	45
3.7.4	Polybromierte Diphenylether (PBDE)	47
3.7.5	Trisphosphate	48
3.7.6	Organozinnverbindungen	50
3.7.7	Polymoschusverbindungen	51
3.8	Biozide und Pestizide	51
3.8.1	Organochlorpestizide	52
3.8.2	Pyrethroide	53
3.9	Metalle	54
3.9.1	Aluminium (Al)	54
3.9.2	Blei (Pb)	54
3.9.3	Cadmium (Cd)	55
3.9.4	Chrom (Cr)	56
3.9.5	Quecksilber (Hg) und Quecksilberverbindungen	57
3.9.6	Kupfer (Cu)	59
3.9.7	Nickel (Ni)	59
3.9.8	Titan (Ti)	60
3.9.9	Zink (Zn)	60
4	METHODIK	61
4.1	Medizinische Untersuchungen und Befragungen	61
4.1.1	Studienziel und Vorgangsweise	61
4.1.2	Methodik	61
4.1.3	Ärztliche Untersuchung der Kinder	63
4.1.4	Lungenfunktionsprüfung	63
4.1.5	Messung der kognitiven Funktion	64
4.1.6	Fragebogenaufbau	65
4.1.7	Auswertung	66
4.2	Biomonitoring	67
4.3	Kinderprojekt „Asseln“	68
4.4	Probenahme Luft und Stäube	71
4.4.1	Probenahme Aldehyde, VOC und NO ₂ sowie Filter	71
4.4.2	Probenahme zur Ermittlung des Tagesgangs Feinstaub	72
4.4.3	Probenahme zur Ermittlung des Tagesganges CO ₂	73
4.5	Analytik der Luftproben und Staubinhaltsstoffe	73
4.5.1	Allgemeines	73
4.5.2	Methodenkurzbeschreibungen	74
5	ERGEBNISSE	90
5.1	Medizinische Untersuchungen	90
5.1.1	Atemwegssymptome und -erkrankungen (nach Elternangaben)	90
5.1.2	Atemwegssymptome und -erkrankungen (nach Schulen)	96
5.1.3	Atemwegssymptome und -erkrankungen in der Familie	98
5.1.4	Wohnsituation und Wohnumgebung (nach Schulen)	99
5.1.5	Lungenfunktion	102



5.1.6	Kognitive Funktionen	104
5.1.7	Analyse der Atemwegssymptome hinsichtlich Wohn- und Schulsituation	105
5.1.8	Analyse der Lungenfunktion hinsichtlich Wohn- und Schulsituation	107
5.1.9	Analyse der kognitiven Leistungsfähigkeit hinsichtlich der Schadstoffbelastung	112
5.1.10	Diskussion und Interpretation	115
5.2	Biomonitoring	120
5.2.1	Schwermetall-Exposition (Pb, Cd, Hg) der untersuchten Kinder	120
5.2.2	Einflussfaktoren der Schwermetall-Exposition	124
5.2.3	Korrelationen von Schwermetallgehalten	126
5.3	Kinderprojekt Asseln	130
5.3.1	Bleigehalte von <i>Porcellio scaber</i> an neun Schulstandorten	131
5.3.2	Cadmiumgehalte von <i>Porcellio scaber</i> an neun Schulstandorten	132
5.3.3	Quecksilber-Gehalte von <i>Porcellio scaber</i> an neun Schulstandorten	133
5.3.4	Schlussfolgerung	134
5.4	Tagesgang der Feinstaubkonzentration (mittels Aerosolspektrometer)	136
5.4.1	Ergebnisse der Untersuchung der Feinstaubkonzentration mittels Aerosolspektrometer	137
5.4.2	Beurteilungsgrundlagen	153
5.4.3	Bewertung der Ergebnisse	153
5.4.4	Vergleich mit Resultaten der Filter-Probenahme (Gravimetrie)	155
5.5	Untersuchung von Kohlenstoffdioxid	159
5.5.1	Daten der Probenahme und Ergebnisse der Untersuchung der Konzentration an CO ₂	159
5.5.2	Beurteilungsgrundlagen für CO ₂ als Lüftungsparameter	182
5.5.3	Bewertung der ermittelten Konzentrationen an CO ₂	184
5.6	Analytische Ergebnisse	189
5.6.1	Ergebnisse Flüchtige Organische Verbindungen (VOC) und Aldehyde	191
5.6.2	Ergebnisse NO ₂	193
5.6.3	Diskussion der Ergebnisse nach Schulen:	193
5.6.4	Hausstaubdaten	195
5.6.5	Feinstaub	204
6	HANDLUNGSFELDER	208
6.1	Potenzielle Exposition in der Schule	208
6.2	Einfluss des Wohn- und Familienumfeldes auf die respiratorische Gesundheit	209
6.3	Einfluss des Schulumfeldes auf die respiratorische Gesundheit	210
6.4	Einfluss von Schadstoffen auf die kognitive Leistungsfähigkeit	210
6.5	Schulumfeld und Schadstoffbelastung	211
7	LITERATURVERZEICHNIS	212
8	ANHANG	229
	Formular Lüftungsanweisung	231

ABBILDUNGSVERZEICHNIS

Abbildung 1: Flussdiagramm: Projektbezogene Vorarbeiten.	28
Abbildung 2: Poster für den Unterricht im Kinderprojekt mit Asseln (zusammengesetzt und verändert nach verschiedenen Quellen).	69
Abbildung 3: Kinder beim Studium einer Assel über das Okular einer Becherlupe.	70
Abbildung 4: Regression der mittleren Residuen des MEF 75 auf die Durchschnittskonzentration von Formaldehyd in den Schulen.	110
Abbildung 5: Regression der mittleren Residuen des MEF 75 auf die Durchschnittskonzentration von Benzylbutylphthalat in den Schulen.	111
Abbildung 6: Regression der mittleren Residuen des FEV1 auf die Durchschnittskonzentration von Tris(1,3-dichlor-2-propyl)phosphat in den Schulen.	111
Abbildung 7: Regression der mittleren Residuen des FVC auf die Durchschnittskonzentration von m-,p-Xylol in den Schulen.	112
Abbildung 8: Regression der mittleren Residuen des T-Wertes des SPM-Tests auf die Durchschnittskonzentration von Tris(2-chlorethyl)phosphat (PM10) in den Schulen.	114
Abbildung 9: Regression der mittleren Residuen des T-Wertes des SPM-Tests auf die Durchschnittskonzentration von Tris(2-chlorethyl)phosphat (PM2,5) in den Schulen.	114
Abbildung 10: Regression der mittleren Residuen des T-Wertes des SPM-Tests auf die Durchschnittskonzentration von Tris(2-chlorethyl)phosphat (Hausstaub) in den Schulen.	115
Abbildung 11: Blei-Konzentrationen in Haaren von Kindern an neun Schulstandorten.	121
Abbildung 12: Bleikonzentrationen in Zähnen von Kindern an neun Schulstandorten. Der Maximalwert von 34.000 µg/kg ist nicht dargestellt.	122
Abbildung 13: Cadmiumkonzentrationen in Haaren von Kindern an neun Schulstandorten. Werte über 200 µg/kg sind nicht dargestellt.	123
Abbildung 14: Cadmiumkonzentrationen in Zähnen von Kindern an neun Schulstandorten. Werte über 50 µg/kg sind nicht dargestellt.	123
Abbildung 15: Quecksilberkonzentrationen in Haaren von Kindern an neun Schulstandorten. Werte über 1.000 µg/kg sind nicht dargestellt.	124
Abbildung 16: Zusammenhang von Bleikonzentrationen in der PM2,5-Fraktion und in Haaren von Jungen an sieben Schulstandorten. Schule 4 und 5 sind nicht inkludiert.	127
Abbildung 17: Bleikonzentration im Ganzkörper von Porcellio scaber an neun Schulstandorten in Österreich.	132

Abbildung 18: Cadmiumkonzentration im Ganzkörper von Porcellio scaber an neun Schulstandorten in Österreich. Stichprobe pro Standort: Anz. = 20.....	133
Abbildung 19: Quecksilber-Konzentration im Ganzkörper von Porcellio scaber an neun Schulstandorten in Österreich.	134
Abbildung 20: Feinstaub Gesamtverlauf Schule 1 – Messort 1.....	137
Abbildung 21: Feinstaub Gesamtverlauf Schule 1 – Messort 2.....	138
Abbildung 22: Feinstaub Gesamtverlauf Schule 2 – Messort 1.....	139
Abbildung 23: Feinstaub Gesamtverlauf Schule 2 – Messort 2.....	140
Abbildung 24: Feinstaub Gesamtverlauf Schule 3 – Messort 1.....	141
Abbildung 25: Feinstaub Gesamtverlauf Schule 3 – Messort 2.....	142
Abbildung 26: Feinstaub Gesamtverlauf Schule 4 – Messort 1.....	143
Abbildung 27: Ausschnitt Feinstaub Gesamtverlauf Schule 4 – Messort 2.	144
Abbildung 28: Feinstaub Gesamtverlauf Schule 5 – Messort 1.....	145
Abbildung 29: Feinstaub Gesamtverlauf Schule 6 – Messort 1.....	146
Abbildung 30: Feinstaub Gesamtverlauf Schule 6 – Messort 2.....	147
Abbildung 31: Feinstaub Gesamtverlauf Schule 7 – Messort 1.....	148
Abbildung 32: Feinstaub Gesamtverlauf Schule 7 – Messort 2.....	149
Abbildung 33: Feinstaub Gesamtverlauf Schule 8 – Messort 1.....	150
Abbildung 34: Feinstaub Gesamtverlauf Schule 9 – Messort 1.....	151
Abbildung 35: Feinstaub Gesamtverlauf Schule 9 – Messort 2.....	152
Abbildung 36: Verlauf der Feinstaubkonzentration in Schule 1 – Klasse 1A.....	154
Abbildung 37: Verlauf der Feinstaubkonzentration in Schule 4 – Klasse 1A.....	155
Abbildung 38: Verlauf der Feinstaubkonzentration in Schule 7 – Klasse 1A.....	155
Abbildung 39: PM _{2,5} - und PM ₁₀ -Tagesmittelwerte an der Wiener Messstelle Währinger Gürtel (städtischer Hintergrund) sowie in den beprobten Wiener Schulen.	158
Abbildung 40: CO ₂ -Gesamtverlauf Schule 1 – Messort 1.	159
Abbildung 41: CO ₂ -Gesamtverlauf Schule 1 – Messort 2.	160
Abbildung 42: CO ₂ -Gesamtverlauf Schule 2 – Messort 1.	161
Abbildung 43: CO ₂ -Gesamtverlauf Schule 2 – Messort 2.	162
Abbildung 44: CO ₂ -Gesamtverlauf Schule 3 – Messort 1.	163
Abbildung 45: CO ₂ -Gesamtverlauf Schule 3 – Messort 2.	164
Abbildung 46: CO ₂ -Gesamtverlauf Schule 4 – Messort 1.	165
Abbildung 47: CO ₂ -Gesamtverlauf Schule 4 – Messort 2.	166
Abbildung 48: CO ₂ -Gesamtverlauf Schule 5 – Messort 1.	167
Abbildung 49: CO ₂ -Gesamtverlauf Schule 5 – Messort 2.	168



Abbildung 50: CO ₂ -Gesamtverlauf Schule 6 – Messort 1.	169
Abbildung 51: CO ₂ -Gesamtverlauf Schule 6 – Messort 2.	170
Abbildung 52: CO ₂ -Gesamtverlauf Schule 7 – Messort 1.	171
Abbildung 53: CO ₂ -Gesamtverlauf Schule 7 – Messort 2.	172
Abbildung 54: CO ₂ -Gesamtverlauf Schule 2 – Messort 1.	173
Abbildung 55: CO ₂ -Gesamtverlauf Schule 2 – Messort 2.	174
Abbildung 56: CO ₂ -Gesamtverlauf Schule 3 – Messort 1.	175
Abbildung 57: CO ₂ -Gesamtverlauf Schule 3 – Messort 2.	176
Abbildung 58: CO ₂ -Gesamtverlauf Schule 7 – Messort 1.	177
Abbildung 59: CO ₂ -Gesamtverlauf Schule 7 – Messort 2.	178
Abbildung 60: CO ₂ -Gesamtverlauf Schule 8 – Messort 1.	179
Abbildung 61: CO ₂ -Gesamtverlauf Schule 8 – Messort 2.	180
Abbildung 62: CO ₂ -Gesamtverlauf Schule 9 – Messort 1.	181
Abbildung 63: CO ₂ -Gesamtverlauf Schule 9 – Messort 2.	182
Abbildung 64: Maxima der gleitenden Stundenmittelwerte und Maximalwerte aus den Ergebnissen der Messung von CO ₂ in den Klassenräumen unter Angabe der Richtwerte des BMLFUW (1.400 und 1.900 ppm).	185
Abbildung 65: Verlauf der Konzentrationen an CO ₂ in Schule 3, Klasse LGB 2. 186	
Abbildung 66: Verlauf der Konzentrationen an CO ₂ in Schule 5, Klasse 1C.	187
Abbildung 67: Verlauf der Konzentrationen an CO ₂ in Schule 6, Klasse 2A	188
Abbildung 68: Verlauf der Konzentrationen an CO ₂ in Schule 9, Klasse 1C.	189
Abbildung 69: Farbliche Zuordnung der Kompartimente.	190



TABELLENVERZEICHNIS

Tabelle 1:	Parameter und Untersuchungsmedien.....	24
Tabelle 2:	Ausgewählte Schulen und Begehungstermine (nach PLZ sortiert).....	25
Tabelle 3:	Messtermine und für die Messung ausgewählte Räume auf Feinstaub, VOC, NO ₂ (CO ₂ - und Feinstaubtagesgang wurden in den Klassenzimmern gemessen).	26
Tabelle 4:	Ausgewählte Vertreter der Gruppe der phosphororganischen Flammschutzmittel.	49
Tabelle 5:	Duldbare tägliche Aufnahmemengen.	52
Tabelle 6:	Übersicht über die Schulen, Klassen und SchülerInnenzahlen und die jeweiligen Untersuchungstage sowie der retournierten Fragebögen.	62
Tabelle 7:	Übersicht über die Gesamtstichprobe der Kinder der untersuchten Schulen.	63
Tabelle 8:	Kompartimente und Parameter.	74
Tabelle 9:	Minima und Maxima der Nachweis- und Bestimmungsgrenzen – VOC.	74
Tabelle 10:	Minima und Maxima der Nachweis- und Bestimmungsgrenzen – Aldehyde.	76
Tabelle 11:	Minima und Maxima der Nachweis- und Bestimmungsgrenzen – NO ₂ (nach Radiello).	76
Tabelle 12:	Minima und Maxima der Nachweis- und Bestimmungsgrenzen – EPA Überblicksanalyse Feinstaub-Filter.	77
Tabelle 13:	Minima und Maxima der Nachweis- und Bestimmungsgrenzen – EPA Überblicksanalyse Hausstaub.	81
Tabelle 14:	Minima und Maxima der Nachweis- und Bestimmungsgrenzen – PBDE (Hausstaub).	85
Tabelle 15:	Minima und Maxima der Nachweis- und Bestimmungsgrenzen – PBDE (Feinstaub).	86
Tabelle 16:	Nachweis- und Bestimmungsgrenzen – Organozinnverbindungen (Hausstaub).	86
Tabelle 17:	Nachweis- und Bestimmungsgrenzen – Organozinnverbindungen (Feinstaub).	87
Tabelle 18:	Nachweis- und Bestimmungsgrenzen – Schwermetalle (Hausstaub).	87
Tabelle 19:	Nachweis- und Bestimmungsgrenzen – Schwermetalle (Feinstaub).	88
Tabelle 20:	Nachweis- und Bestimmungsgrenzen – Kohlenstoff.	88
Tabelle 21:	Nachweis- und Bestimmungsgrenzen – Anorgan. Hauptkomponenten.	89



Tabelle 22:	Anteil (in Prozent) der SchülerInnen mit andauerndem Husten und den Auslösungsbedingungen des Hustens in den letzten drei Monaten.....	90
Tabelle 23:	Anteil (in Prozent) der SchülerInnen mit Asthmaanfällen in den letzten drei Monaten.	91
Tabelle 24:	Anteil (in Prozent) der SchülerInnen mit verschiedenen (Begleit-)Symptomen respiratorischer und allergisch-respiratorischer Erkrankungen in den letzten drei Monaten.	92
Tabelle 25:	Beurteilung des Zustandes der Atemorgane (in den letzten 3 Monaten) durch die Eltern sowie Vorkommen von Erkrankungen der oberen und unteren Atemwege.	93
Tabelle 26:	Anteil (in Prozent) der SchülerInnen, die Medikamente und Präparate mit Spurenelementen oder Mineralstoffen einnehmen (letzte 3 Monate).	94
Tabelle 27:	Anteil (in Prozent) der SchülerInnen, die allergisch-respiratorische Beschwerden hatten (unbestimmter Zeitpunkt).	94
Tabelle 28:	Anteil (in Prozent) der SchülerInnen, die allergische und/oder respiratorische Erkrankungen hatten (unbestimmter Zeitpunkt).	95
Tabelle 29:	Anteil (in Prozent) der SchülerInnen mit früheren Allergietests und Allergiebehandlungen.	96
Tabelle 30:	Anteil (in Prozent) der Eltern und Geschwistern mit bestimmten Erkrankungen.	96
Tabelle 31:	Anteil (in Prozent) der SchülerInnen mit Beschwerden und Erkrankungen des oberen Respirationstraktes in den letzten drei Monaten, getrennt nach den Schulen.....	97
Tabelle 32:	Anteil (in %) der SchülerInnen, bei denen Allergietest bzw. Allergiebehandlungen durchgeführt wurden.	97
Tabelle 33	Mittelwert (MW), Standardabweichung (SA) und Signifikanz hinsichtlich Anzahl der Verkühlungen und Zustand der Atemorgane in der Zeit vor der Untersuchung.	98
Tabelle 34:	Angaben (in Prozent) über chronische und andere Krankheiten bei Eltern oder Geschwistern, getrennt nach Schulen.	99
Tabelle 35:	Angaben (in Prozent) über Allergien von Eltern und Geschwistern.	99
Tabelle 36:	Exposition der Kinder gegenüber Tabakrauch, getrennt nach Schulen (Anteil in Prozent).	100
Tabelle 37:	Übersicht über mögliche Schadstoffbelastungen und ihre Quellen im Wohnbereich (in Prozent), aufgeteilt nach besuchten Schulen.	100
Tabelle 38:	Einschätzung der Verbauungsdichte, des Verkehrsaufkommens und der Luftqualität in der Wohnumgebung (Angaben in Prozent).	101



Tabelle 39:	Wahl des Verkehrsmittels für den Schulweg und Entfernung der Schule von der Wohnung, getrennt nach Schulen (Angaben in Prozent).....	102
Tabelle 40:	Wohnungsgröße, getrennt nach Schulen (Angaben in Prozent).....	102
Tabelle 41:	Parameter der Spirometrie (Mittelwert und Standardabweichung SA), getrennt nach Geschlecht.....	102
Tabelle 42:	Parameter der Spirometrie (Median Md, 25. und 75. Perzentile), getrennt nach Geschlecht.....	103
Tabelle 43:	Parameter der Spirometrie (Mittelwert MW und Standardabweichung SA) getrennt nach Schulen.....	103
Tabelle 44:	Mittelwert und Standardabweichung der T-Werte der SPM, getrennt nach dem Geschlecht.....	104
Tabelle 45:	Abschneiden der StudienteilnehmerInnen im Vergleich zur Normstichprobe, getrennt nach Geschlecht (n = Anzahl).....	104
Tabelle 46:	Vergleich der SPM-Testergebnisse der Studienstichprobe mit der Normstichprobe, getrennt nach Schulen.....	105
Tabelle 47:	Ergebnis der schrittweisen Regressionsanalyse der Einschätzung der Lungengesundheit durch die Eltern (Notenskala 1–5) auf verschiedene Aspekte der Wohn- und Lebenssituation.....	106
Tabelle 48:	Schrittweise logistische Regression der pfeifenden Atmung auf Variablen der Wohn- und Lebenssituation sowie auf Befunde von Eltern und Geschwistern.....	106
Tabelle 49:	Schadstoffe, welche sich in der nachgewiesenen Konzentration zwischen den Schulen deutlich voneinander unterscheiden.....	106
Tabelle 50:	Korrelationskoeffizienten ausgewählter Schadstoffmittelwerte mit der Beurteilung der Gesundheit der Atemwege (Notenskala 1–5) der Kinder durch die Eltern.....	107
Tabelle 51:	Einfluss von Wohn- und Familiensituation auf die Lungenfunktionsparameter.....	108
Tabelle 52:	Korrelationskoeffizienten ausgewählter Schadstoffmittelwerte über Schulen mit Mittelwerten der Residuen ^{*)} der Lungenfunktionswerte der SchülerInnen.....	109
Tabelle 53:	Korrelation ausgewählter Schadstoffmittelwerte über Schulen mit Mittelwerten der kognitiven Leistungsfähigkeit (T-Werte der SPM) der SchülerInnen.....	113
Tabelle 54:	Blei-, Cadmium- und Quecksilbergehalte in Haaren und Milchzähnen.....	120
Tabelle 55:	Korrelationskoeffizienten für Schwermetallgehalte in Staubproben und Kinderhaaren an neun Schulstandorten.....	126
Tabelle 56:	Korrelationskoeffizienten für Bleigehalte in Staubproben und Haaren an neun Schulstandorten.....	126



Tabelle 57	Korrelationskoeffizienten für Bleigehalte in Staubproben und Haaren an sieben* Schulstandorten.....	127
Tabelle 58	Internationaler Vergleich der Schwermetall-Exposition von Kindern.	128
Tabelle 59	Besammlungsstermine in Schulhöfen, Schulgärten und Vorgärten und Ausbeute an Porcellio scaber (Kellerassel) und Armadillidium vulgare (Rollassel).	130
Tabelle 60:	Blei, Cadmium- und Quecksilbergehalte im Ganzkörper von Porcellio scaber an sechs österreichischen Schulstandorten (NG = Nachweisgrenze).	131
Tabelle 61	Vergleich der Blei- und Cadmiumbelastung im Staubbiederschlag und in Asseln (Porcellio scaber). Die Schulstandorte sind nach den Bleigehalten im Staubbiederschlag gereiht.	135
Tabelle 62	Feinstaub Schule 1 – Messort 1.	137
Tabelle 63:	Feinstaub Schule 1 – Messort 2.	138
Tabelle 64:	Feinstaub Schule 2 – Messort 1.	139
Tabelle 65:	Feinstaub Schule 2 – Messort 2.	140
Tabelle 66:	Feinstaub Schule 3 – Messort 1.	141
Tabelle 67:	Feinstaub Schule 3 – Messort 2.	142
Tabelle 68:	Feinstaub Schule 4 – Messort 1.	143
Tabelle 69	Feinstaub Schule 4 – Messort 2.	144
Tabelle 70	Feinstaub Schule 5 – Messort 1.	145
Tabelle 71:	Feinstaub Schule 6 – Messort 1.	146
Tabelle 72:	Feinstaub Schule 6 – Messort 2.	147
Tabelle 73:	Feinstaub Schule 7 – Messort 1.	148
Tabelle 74:	Feinstaub Schule 7 – Messort 2.	149
Tabelle 75:	Feinstaub Schule 8 – Messort 1.	150
Tabelle 76:	Feinstaub Schule 9 – Messort 1.	151
Tabelle 77:	Feinstaub Schule 9 – Messort 2.	152
Tabelle 78:	Grenzwerte gemäß IG-L, gültig seit Juli 2001.	153
Tabelle 79:	Konzentrationen von PM10 und PM2,5 (Tagesmittelwerte).	156
Tabelle 80:	CO ₂ -Konzentration Schule 1 – Messort 1.	159
Tabelle 81:	CO ₂ -Konzentration Schule 1 – Messort 2.	160
Tabelle 82:	CO ₂ -Konzentration Schule 2 – Messort 1.	161
Tabelle 83:	CO ₂ -Konzentration Schule 2 – Messort 2.	162
Tabelle 84:	CO ₂ -Konzentration Schule 3 – Messort 1.	163
Tabelle 85:	CO ₂ -Konzentration Schule 3 – Messort 2.	164



Tabelle 86:	CO ₂ -Konzentration Schule 4 – Messort 1.....	165
Tabelle 87:	CO ₂ -Konzentration Schule 4 – Messort 2.....	166
Tabelle 88:	CO ₂ -Konzentration Schule 5 – Messort 1.....	167
Tabelle 89:	CO ₂ -Konzentration Schule 5 – Messort 2.....	168
Tabelle 90:	CO ₂ -Konzentration Schule 6 – Messort 1.....	169
Tabelle 91:	CO ₂ -Konzentration Schule 6 – Messort 2.....	170
Tabelle 92:	CO ₂ -Konzentration Schule 7 – Messort 1.....	171
Tabelle 93:	CO ₂ -Konzentration Schule 7 – Messort 2.....	172
Tabelle 94:	CO ₂ -Konzentration Schule 2 – Messort 1.....	173
Tabelle 95:	CO ₂ -Konzentration Schule 2 – Messort 2.....	174
Tabelle 96:	CO ₂ -Konzentration Schule 3 – Messort 1.....	175
Tabelle 97:	CO ₂ -Konzentration Schule 3 – Messort 2.....	176
Tabelle 98:	CO ₂ -Konzentration Schule 7 – Messort 1.....	177
Tabelle 99:	CO ₂ -Konzentration Schule 7 – Messort 2.....	178
Tabelle 100:	CO ₂ -Konzentration Schule 8 – Messort 1.....	179
Tabelle 101:	CO ₂ -Konzentration Schule 8 – Messort 2.....	180
Tabelle 102:	CO ₂ -Konzentration Schule 9 – Messort 1.....	181
Tabelle 103:	CO ₂ -Konzentration Schule 9 – Messort 2.....	182
Tabelle 104:	Klassifizierung der Innenraumlufqualität und Anforderungen an natürlich und mechanisch belüftete Gebäude in Hinblick auf CO ₂ nach Arbeitskreis Innenraumluf am BMLFUW & Akademie der Wissenschaften bzw. ÖNORM EN 13779 (2008).	184
Tabelle 105:	statistische Kenngrößen und deren Berechnungsmodalitäten	191
Tabelle 106:	Anzahl der Überschreitungen der VOC und Aldehyde im Vergleich zu den Orientierungswerten der AGÖF.	192
Tabelle 107:	Vergleich mit weiteren Ziel- und Richtwerten ausgewählter Verbindungen.	193
Tabelle 108:	Stoffgruppen im Hausstaub, die in der Mehrzahl der Proben über der BG ermittelt wurden.....	195
Tabelle 109:	Ausgewählte PBDE im Vergleich mit der Hausstaubstudie des Umweltbundesamt (Angaben in µg/kg).	196
Tabelle 110:	REM-Ergebnisse für Schule 1.	199
Tabelle 111:	REM-Ergebnisse für Schule 2.	200
Tabelle 112:	REM-Ergebnisse für Schule 3.	200
Tabelle 113:	REM-Ergebnisse für Schule 4.	201
Tabelle 114:	REM-Ergebnisse für Schule 5.	201
Tabelle 115:	REM-Ergebnisse für Schule 6.	202



Tabelle 116: REM-Ergebnisse für Schule 7.	202
Tabelle 117: REM-Ergebnisse für Schule 8.	203
Tabelle 118: REM-Ergebnisse für Schule 9.	203
Tabelle 119: Stoffgruppen im Feinstaub, die in der Mehrzahl der Proben über der BG ermittelt wurden.	204



ZUSAMMENFASSUNG

Hintergrund

Zwischen 2005 und 2008 setzte sich ein Konsortium im Rahmen des Projektes „Einfluss der Innenraumluft auf die Gesundheit von Kindern in Ganztageschulen – Luft und Kinder LUKI“ mit dem Zusammenhang von Innenraumfaktoren und der Gesundheit von Kindern auseinander. Das Konsortium bestand aus Mitgliedern der Medizinischen Universität Wien, dem Innenraum Mess- und Beratungsservice des Österreichischen Instituts für Baubiologie und -ökologie und aus dem Umweltbundesamt. Die Koordination des Projektes wurde vom Umweltbundesamt durchgeführt.

Das Forschungsprojekt leistet einen Beitrag zur Umsetzung des CEHAPE (Children's Environment and Health Action Plan for Europe) der Weltgesundheitsorganisation (WHO).

***gemeinsames
Konsortium***

Methodik

Es wurde ermittelt, ob und in welchem Umfang Kinder (6 bis 10 Jahre) in ihrer Schule verschiedenen Umweltfaktoren ausgesetzt sind. In sieben Ganztagsvolkschulen in Wien, St. Pölten und Graz sowie in zwei Schulen mit ganztägiger Betreuung in Klagenfurt und Villach wurden im Innenraum gasförmige und partikelgebundene Luftschadstoffe im Hausstaub, Feinstaub und in der Luft sowie der Gehalt an CO₂ analysiert. Weiters wurde eine Darstellung der toxikologischen Eigenschaften der untersuchten Stoffe erarbeitet.

Um die Kinder aktiv in das Projekt einzubinden und deren Interesse für Umweltzusammenhänge zu fördern, wurden gemeinsam Asseln (als Bioindikatoren für die Schwermetallbelastung) gesammelt, welche in weiterer Folge analysiert wurden.

Weiters wurden Haar- und Zahnproben der SchülerInnen auf Schwermetalle analysiert. Um Einflüsse auf die kognitive Leistungsfähigkeit der SchülerInnen erfassen zu können, wurde ein standardisierter Test durchgeführt. Darüber hinaus wurden auch die Wohnumgebung sowie der Gesundheitsstatus der Kinder (vor allem deren Atemwege) mittels Elternfragebogen erhoben und die Lungenfunktion bestimmt. Diese Daten wurden mit jenen der Schadstoffmessungen bzw. den Daten der Haar- bzw. Zahnanalysen korreliert.

***Messung von
Luftschadstoffen in
9 Schulen***

***Asseln als
Bioindikatoren***

***Haar- und
Zahnproben der
SchülerInnen***

Ergebnisse und Folgerungen

Insgesamt wurden 252 Parameter in der Luft, im Feinstaub und Hausstaub gemessen. In den Luftproben wurde von den 53 untersuchten Parametern nur ein Parameter (Isopropylacetat) in keiner einzigen Probe über der Bestimmungsgrenze bestimmt. Einige Aldehyde und chlorierten Kohlenwasserstoffe waren in einzelnen Proben nachweisbar. Der Rest der Parameter wurde in (fast) allen Proben in Konzentrationen über der Bestimmungsgrenze ermittelt. Die Konzentrationen lagen nur sehr vereinzelt über Richt- und Orientierungswerten. Diese Substanzen stammen teils aus Gegenständen des Alltags, werden aber auch durch spezielle Anwendungen freigesetzt (z. B. Klebstoffe, Farben, ...), was durch bewusstes Handeln verringert oder vermieden werden kann (Lüften des Werkraumes, Umstieg auf Wasserfarben, ...).

***Aldehyde und
chlorierte Kohlen-
wasserstoffe***

- CO₂-Konzentration** Ein bedeutender Indikator für die Qualität der Innenraumluft ist die CO₂-Konzentration. Messungen in den Klassen haben gezeigt, dass zum überwiegenden Teil Konzentrationen gemessen wurden, die den Anforderungen an eine gute Qualität der Innenraumluft nicht mehr genügen, die Leistung der SchülerInnen beeinträchtigen und gesundheitliche Beeinträchtigungen erwarten lassen.
- Feinstaub** Die Resultate der Feinstaubmessungen in Klassenräumen (bzw. angrenzender Räume) zeigen, dass zum Teil eine Beeinflussung der Feinstaubkonzentration durch die Außenluft erfolgt (z. B. durch Lüften). Dies spiegelt sich auch in den gemessenen NO₂-Konzentrationen wider. Es konnte aber auch gezeigt werden, dass vor allem interne Quellen für die PM₁₀ Belastung der Klassenräume verantwortlich sind (z. B. Wiederaufwirbelung, Kreidestaub, Aktivität der SchülerInnen). Die kontinuierliche Aufzeichnung der Feinstaubbelastung zeigt erwartungsgemäß einen sehr deutlichen Tagesgang mit Anstieg während der Unterrichtszeiten und einen schnellen Abfall während der Pausen und nach dem Unterricht.
- organische Schadstoffe** Ubiquitär auftretende, bekannte Verbindungen wie Phthalate, Trisphosphate, phenolische Verbindungen, PAHs, polybromierte Diphenylether (Flammschutzmittel) oder Schwermetalle wurden sowohl im Hausstaub wie im Feinstaub (PM₁₀ und PM_{2,5}) regelmäßig nachgewiesen. Sie stammen im Wesentlichen aus Gegenständen des täglichen Bedarfs (Einrichtung, Kosmetika, Bekleidung, ...) und lagern sich aufgrund ihrer chemisch/physikalischen Eigenschaften an Feststoffen an (Feinstaub, Hausstaub). Diese Stoffe können in der Regel nur durch stoffpolitische Maßnahmen (Nutzungseinschränkungen und Verbote) aus Teilbereichen des Lebens entfernt werden.
- Die Konzentrationen einzelner Schadstoffe zeigen eine Korrelation mit einer Abnahme der Lungenfunktion (Ethylbenzol, Xylol, Formaldehyd, Benzylbutylphthalat, PBDE 196 sowie das Trisphosphat TDCPP).
- Schwermetalle** Auch Schwermetalle wurden im Hausstaub und Feinstaub der Schulen bestimmt. Teilweise korreliert die Belastung mit den Messdaten der als Hintergrundindikatoren analysierten Asseln. Die Ergebnisse der Untersuchung der Asseln zeigen, dass eine längerfristige Belastung vorliegt.
- kein Asbest** In keiner der Hausstaubproben konnte Asbest bestimmt werden.
- Belastungen auch außerhalb der Schule** Ein Zusammenhang mit der Hausstaubbelastung der Schulen und den Ergebnissen der Zahn- und Haaruntersuchungen konnte nicht ermittelt werden. Diese Belastungen sind offensichtlich auf Expositionen außerhalb des Schulumfeldes zurückzuführen, wobei die Ernährung eine entscheidende Rolle spielt. Die Messwerte der Zahn- und Haaruntersuchungen sind im internationalen Vergleich niedrig und zeigen, dass Maßnahmen zur Reduktion der Bleibelastung (unverbleite Treibstoffe, Austausch von Bleirohren in der Trinkwasserversorgung) gegriffen haben. In den Ergebnissen ist deutlich zu erkennen, dass Jungen höhere Pb- und Cd-Belastungen aufweisen als Mädchen (Gender-Faktor). Die subjektive Unzufriedenheit (der Eltern) mit der Luftqualität am Wohnort war mit den Pb-, Cd- und Hg-Belastungen der Kinder assoziiert.
- Die Befunde der Lungenfunktion und des kognitiven Leistungstests belegen, dass vor allem das weitere Umfeld der Kinder Einfluss auf diese beiden Faktoren haben dürfte. Vor allem Schimmel in der Wohnung und (passives) Rauchen korrelieren mit einer Abnahme der Lungenfunktion.



Die kognitive Leistungsfähigkeit steht vor allem mit dem Wohnumfeld in Verbindung. Jedoch korrelieren höhere Konzentrationen des Trisphosphates „Tris-(2-chlorethyl)-phosphat (TCEP)“ im Schulumfeld mit einer Abnahme der kognitiven Leistungsfähigkeit. Weitere Einflussfaktoren auf die kognitive Leistungsfähigkeit (z. B. übermäßiger Fernsehkonsum, mangelnde Förderung, ...) konnten in der Analyse nicht berücksichtigt werden.

Abnahme der kognitiven Leistungsfähigkeit durch TCEP

Handlungsfelder

Anhand dieser Befunde lassen sich folgende Handlungsvorschläge zur Verbesserung des Innenraumklimas an Schulen sowie der Gesundheit der Kinder formulieren:

Die Qualität der Innenraumluft wird auch durch Außenluft mitbestimmt. Allerdings sind im Innenraum zahlreiche Quellen für Feinstaub zu finden. Um diesen in Schulen so gering als möglich zu halten, wird empfohlen

Reduktion der Feinstaubbelastung

- Klassen täglich feucht (ohne Reinigungsmittel) zu wischen,
- Tafelschwämme und Tücher regelmäßig zu waschen,
- verkehrsberuhigte Zonen um Schulen zu schaffen (z. B. Fußgeherzone, Tempo 30-Zone, Sackgassen etc.),
- die Gebäude nach Möglichkeit in Innenhöfe zu lüften.

Sowohl die Befunde der Lungenfunktionen wie auch der kognitiven Leistungstests zeigen, dass eine Beeinflussung vor allem durch das häusliche Umfeld gegeben ist. Bewusstseinsbildende Information über relevante Faktoren (Schimmel, Rauchen) der Eltern bzw. LehrerInnen wird empfohlen.

häusliches Umfeld

Kohlendioxid (CO₂) ist ein wesentlicher Indikator für die Qualität des Innenraumklimas und zeigt die Menge an zugeführter Frischluft an. Um den Faktor CO₂ erkennen zu können, wird empfohlen, Lüftungsampeln zu installieren, die durch Farbsignale die Notwendigkeit zum Lüften anzeigen. Weiters sollte das Bewusstsein für diesen Parameter bei den Lehrerinnen und Lehrern weiter geschärft werden, vor allem in Hinblick auf die Leistung der SchülerInnen bei ungenügender Frischluftzufuhr. So dies möglich ist, sollte möglichst in Innenhöfe gelüftet werden, um durch z. B. Straßenverkehr beeinträchtigte Luft zu vermeiden. Durch Fensterlüftung allein kann jedoch keine hinreichende Lüftung gewährleistet werden. Einem Trend folgend wird empfohlen, vermehrt mechanische Lüftungseinrichtungen zu fördern, um eine hohe Qualität der Innenraumluft zu gewährleisten. Generell gilt, dass eine Verbesserung der Lüftung positive Auswirkungen auf die Konzentrationen der meisten Schadstoffe des Innenraums hat.

Reduktion der CO₂-Belastung

Da einzelne gemessene Stoffe mit einer Abnahme der Lungenfunktion bzw. der kognitiven Leistung korreliert werden konnten, sind strengere stoffpolitische Maßnahmen notwendig, um Kinder vor der Exposition von Chemikalien aus Gebrauchsgegenständen zu schützen. Ein weiterer Beitrag zum Schutz kann auch in der Materialbeschaffung nach ökologischen Kriterien liegen bzw. im sorgsamem und bestimmungsgemäßen Gebrauch z. B. von Lösungsmittelhaltigen Produkten (z. B. Klebstoffe, ...).

Chemikalien aus Gebrauchsgegenständen

1 EINLEITUNG

Einwirkungen aus unserer Umwelt beeinflussen Gesundheit und Wohlbefinden der Bevölkerung. In vielen Fällen sind Kinder besonders betroffen, da sie auf Schadwirkungen oft empfindlicher reagieren als Erwachsene.

Laut Weltgesundheitsorganisation (WHO) ist etwa ein Drittel der Krankheitslast von der Geburt bis zum 18. Lebensjahr ungesunden Umweltbedingungen zuzurechnen. Die WHO hat deshalb in den letzten Jahren dem Thema „Umwelt und Gesundheit von Kindern“ verstärkt Aufmerksamkeit gewidmet (WHO 2002). Auf Vorschlag der WHO wurde auch ein Aktionsplan ausgearbeitet, der Instrumente und Vorschläge zusammenstellt, wie Umwelt und Gesundheit von Kindern evaluiert, gefördert und erhalten werden können. Dieser Aktionsplan zur Verbesserung von Umwelt und Gesundheit der Kinder in der europäischen Region (Children's Environment and Health Action Plan for Europe, CEHAPE) wurde anlässlich der gemeinsamen Konferenz von Umwelt- und Gesundheitspolitikerinnen/-politikern sowie -ministerinnen/-ministern in Budapest 2004 beschlossen (LICARI et al. 2005). Als eines der vorrangigen Ziele der Europäischen Region der WHO wird in dem Aktionsplan die „Verhütung und Verminderung der durch Innen- und Außenluftverschmutzung verursachten Atemwegserkrankungen (u. a. Verringerung der Häufigkeit von Asthma) mittels u. a. Reduzierung des Schadstoffausstoßes von Verkehr, Industrie etc., Umsetzung der WHO-Tabakkonvention etc.“ genannt (BBS BERLIN 2003, OÖ LANDESREGIERUNG 2003, UMWELTBUNDESAMT 2004, BMLFUW 2005).

Anlässlich des internationalen Workshops „Children's Environment in Central Europe – Threats and Chances“ wurde von der Kommission der Deutschen Akademie für Kinder- und Jugendmedizin – zur Frage von Zusammenhängen zwischen Umwelt und Kindergesundheit – die Bedeutung der Erforschung langfristiger Expositionen gegenüber Umweltfaktoren (Luftverschmutzung, Lärm etc.) in den wichtigsten „Kinderumwelten“ (Wohnen, Verkehr etc.) erneut unterstrichen (BÖSE O'REILLY et al. 2007).

Zur Frage von Zusammenhängen zwischen Schadstoffbelastung der Außenluft und der kindlichen **Lungengesundheit** gibt es eine Reihe von epidemiologischen Untersuchungen. Kinder sind wegen ihrer höheren Ventilationsrate gegenüber Luftschadstoffen besonders gefährdet. Zusätzlich ist die Konzentration von Schadstoffen in Bodennähe höher. Kinder sind dadurch Schadstoffen stärker ausgesetzt als Erwachsene. Es wurde berechnet (KÜNZLI et al. 2000), dass in Österreich bei Kindern pro Jahr mehr als 20.000 Bronchitisfälle und mehr als 15.000 Asthmaanfälle auf die Abgase des Kfz-Verkehrs zurückzuführen sind.

Insbesondere die Partikelbelastung hat eine hohe gesundheitliche Bedeutung. So wurden Auswirkungen von Feinstaub u. a. auf Atemwegssymptome, das Lungenwachstum, die Funktion des Immunsystems und die Sterblichkeit von Kindern (speziell Todesfällen aufgrund von Atemwegserkrankungen) (BOBAK & LEON 1992, 1999) gefunden. In der Studie aus dem Jahr 1992 war die Langzeit-Exposition gegenüber Partikeln jener Parameter, der am stärksten mit den zusätzlichen postnatalen Todesfällen assoziiert war.

In der Harvard-24-Cities-Studie (DOCKERY et al. 1996, RAIZENNE et al. 1996) wurden für amerikanische und kanadische Kinder signifikante Assoziationen zwischen der Exposition gegenüber Feinstaub und Lungenfunktionsparametern (FEV1, FVC) sowie dem Anstieg der Bronchitis-Prävalenz gefunden.



Der oftmalige Kontakt mit verschmutzter Luft verursacht in den Atemwegen häufig Entzündungen, welche die Ventilation der Atemwege einschränken. Dadurch erhöht sich auch das Risiko für Mittelohrentzündungen. Laut Studien erkrankten drei Viertel der Kinder vor dem dritten Lebensjahr an einer Mittelohrentzündung (BLUESTONE & KLEIN 2001) und die Zahl der Diagnosen „Otitis media acuta“ im Kindesalter steigt (LANPHEAR et al. 1997, BLUESTONE & KLEIN 2001).

Verschiedene Fall-Kontrollstudien berichten auch über einen Zusammenhang zwischen Mittelohrentzündungen und Passivrauchen (ETZEL et al. 1992, KITCHENS 1995, ILICALI et al. 2001).

Eine umfassende Studie bei etwa 4.000 Kindern (bis zum zweiten Lebensjahr) konnte nachweisen, dass vermehrte Feinstaub- und Stickstoffdioxidbelastungen das Risiko von Mittelohrentzündungen stark ansteigen lassen. Diese Luftschadstoffe verursachen bis zu 25 % mehr Mittelohrentzündungen (BRAUER & GEHRING 2006).

Österreichische Analysen von Daten schulärztlicher Untersuchungen in Linz über mehrere Jahrzehnte zeigten, dass früher jene Wohngebiete, die unmittelbar unter der Abgasfahne des Linzer Industriegebietes lagen (kurz: Industriezone) besonders betroffen waren, während die innerstädtischen Wohngegenden (kurz: Wohnzone) geringer belastet waren. Deutliche Unterschiede waren bei Wachstum und Reifung der Lungen zwischen den Kindern beider Zonen feststellbar.

Die Reduktion der Industrieabgase ging mit einer signifikanten Verbesserung der Lungenfunktion einher. Bei detaillierter Betrachtung wird deutlich, dass diese Verbesserung der Lungenfunktionswerte ausschließlich bei Kindern der Industriezone beobachtet wurde. Bei den Kindern in der Wohnzone hingegen (konstante bzw. manchmal tendenziell gestiegene Schadstoffkonzentrationen; v. a. Stickstoffdioxid aus dem Verkehr) sind weiterhin die end-expiratorischen Flüsse verlangsamt: ein Hinweis auf Beeinträchtigungen in den kleinen Atemwegen (MOSHAMMER & NEUBERGER 2003). Weitere Untersuchungen an den Linzer Kindern zeigten zudem kurzfristige Effekte der Luftverschmutzung auf die Lungenfunktion (MOSHAMMER & NEUBERGER 2003, MOSHAMMER et al. 2006a).

Abgesehen von ihren Wohnungen halten sich Schulkinder zeitlich gesehen am längsten in Schulen auf. Daher stehen Schulen bzw. deren Luftqualität zunehmend im Fokus umwelthygienischer Betrachtungen. So zeigen auch Befunde aus Schulstudien die hohe gesundheitliche Relevanz der Qualität der Außen- und Innenraumluft in und rund um Schulen auf (CORSI et al. 2002, CARRER et al. 2002, DAISEY 2003, KASAMATSU 2006).

Zur Ermittlung von Gesundheitsdaten von Schulkindern wurden entweder nur Fragebogen ausgewertet wie z. B. in der ISAAC-Studie (ASHER et al. 1995) oder die Lungenfunktion von Schulkindern untersucht und diese in Zusammenhang mit Fragebogen-Ergebnissen gebracht (CUIJPERS 1995, SCHNEIDER 2004, HUTTER et al. 2005).

Trotz einiger punktueller Studien der Luftqualität in Klassenzimmern (DAISEY 2003, MEININGHAUS 2003, BLONDEAU 2005, TRANTER 2005, ABRAMSON 2006, ZHANG 2006) gibt es noch viele offene Fragen v. a. bezüglich der Optimierung der Lüftung und des Einflusses von Schadstoffen auf die Gesundheit der Kinder.

Die Schadstoffbelastung der Innen- und Außenraumluft hat jedoch nicht nur Einfluss auf die Lungengesundheit der Kinder, sondern es konnten auch Effekte auf die **kognitive Leistungsfähigkeit** bzw. die kognitive Entwicklung bei Kindern nachgewiesen werden.

So wurde etwa der Einfluss von Zigarettenrauch auf die kognitiven Fähigkeiten der Kinder untersucht (YOLTON et al. 2005) während sich andere Forschergruppen (RICO et al. 2006) auf den Einfluss von Eisen und Zink auf die kognitive Leistung bei Blei-exponierten Schulkindern konzentrierten. Zur Frage der Bleibelastung (Blut, Zähne) von 5- bis zwölfjährigen Kindern, die in der Nähe einer Bleischmelze lebten, wurde eine Humanbiomonitoring-Studie durchgeführt (z. B. WU et al. 2002). Es zeigten sich Effekte (bei hohen Belastungen) auf die Intelligenz und die körperliche Entwicklung.

Eine Zusammenschau von Studien zu gesundheitlichen Wirkungen und Kohlendioxid zeigte, dass sich in 50 % der Untersuchungen mit abnehmender CO₂-Konzentration die so genannten Sick-Building-Syndrom-assoziierten Beschwerden (z. B. Reizungen und Trockenheit von Schleimhäuten, Müdigkeit, Kopfschmerzen) verringern (SEPPÄNEN et al. 1999). In etwa der Hälfte der betrachteten Studien wurden statistisch signifikante, positive Korrelationen mit dem Auftreten einer oder mehrerer Beschwerden des Sick-Building-Syndroms festgestellt. In keiner einzigen Arbeit nahmen die Symptome mit abnehmender CO₂-Konzentration zu.

Eine amerikanische Untersuchung in Gebäuden mit raumluftechnischen Anlagen konnte statistisch signifikante, positive Korrelationen zwischen Beschwerden wie z. B. trockene Kehle oder Schleimhautreizungen und einem Anstieg der CO₂-Konzentrationen nachweisen, dies auch schon im Konzentrationsbereich von unter 1.000 ppm absolut (APTE et al. 2000). Eine Folgestudie mit einer stark erweiterten Datengrundlage ergab Ergebnisse, die in die gleiche Richtung wiesen. Die Odds-Ratios lagen bei Werten zwischen 1,17 und 1,20 pro 100 ppm CO₂-Anstieg (ERDMANN et al. 2002).

WARGOCKI et al. (2000) setzten in ihrer Studie Probanden in Prüfräumen unterschiedlichen personenbezogenen Zuluftvolumenströmen aus und befragte sie hinsichtlich der Befindlichkeitsstörungen. Es ergab sich ein signifikanter Zusammenhang zwischen den personenbezogenen Außenluftvolumenströmen und Berichten über diverse Befindlichkeitsstörungen. Höhere Ventilationsraten reduzierten signifikant den Anteil der Personen, die mit der Luftqualität und der Geruchsintensität unzufrieden waren. Weiters verringerten sie den Anteil der Personen, die ein Gefühl von Trockenheit in Hals und Rachen und das Gefühl, nicht klar denken zu können, angaben. Höhere Ventilationsraten korrelierten mit einem höheren Prozentsatz von Personen, die angaben, sich generell besser zu fühlen. Im Innenraum stellt Hausstaub eine wichtige Senke für organische Schadstoffe dar. Diese lagern sich aufgrund ihrer chemischen Eigenschaften an den Staubpartikeln an, so dass die Belastung mit mittel- und schwerflüchtigen organischen Verbindungen durch Analyse des Hausstaubes erfasst werden kann. Leicht flüchtige organische Verbindungen hingegen werden nur unzureichend am Staub adsorbiert und müssen über die Analytik der Luft erfasst werden. Internationale Studien zeigen, dass hohe Mengen an Schadstoffen im Hausstaub gemessen werden (HAMBURG 2002, GREENPEACE 2003, FROMME 2007, UMWELTBUNDESAMT 2004). Über die Belastung des Feinstaubes mit organischen Verbindungen ist hingegen nur wenig bekannt.



2 VORBEREITUNGSPHASE

2.1 Bildung des Konsortiums und Festlegung der Parameter

Bereits 2005 wurde das Projektdesign erstellt und die Suche nach Partnern, welche über die notwendige Expertise verfügen, aufgenommen. Anhand des Studiendesigns wurde der Auftrag zur Durchführung der Arbeiten erteilt und die rechtlichen Rahmenbedingungen (Verträge) für die Partner geschaffen.

Die Endauswahl der zu analysierenden Stoffe wurde getroffen und eine Strategie entwickelt, wie mit vertretbar geringem Messaufwand möglichst große Erkenntnisse erreicht werden können (siehe Tabelle 1). Die Auswahl der Parameter erfolgte u. a. aufbauend auf Erkenntnissen der Hausstaubstudie des Umweltbundesamt (UMWELTBUNDESAMT 2004). So wurden die mengenmäßig wichtigsten Schadstoffe in der Senke Hausstaub erfasst. Die alveolengängige Staubfraktion (PM_{2,5}) wurde aufgrund der Gesundheitsrelevanz und der Bedeutung der direkten Aufnahme über den Luftpfad – bei den meisten organischen Parametern erstmalig – auf dieselben Schadstoffe überprüft. Parallel wurden mit einem Lasercounter die Verteilung und Menge der Staubfraktionen PM₁, PM_{2,5} und PM₁₀ ermittelt und der Tagesgang aufgezeichnet. Um die Aufnahme von gasförmigen, flüchtigen Schadstoffen über die Luft zu erfassen, wurde weiters die Innenraumluft untersucht. Die Ermittlung der CO₂-Konzentration diente der Beantwortung der Frage, ob den Klassenräumen ausreichend Frischluft zugeführt wurde.

Bei der ersten Probenahme wurden pro Schule jeweils zwei PM_{2,5}-, zwei PM₁₀- und zwei Innenraumluftmessungen sowie eine Schulstaubuntersuchung durchgeführt. Diese Probenahme wurde einmal wiederholt.

Weiters wurden Parameter, die bei der ersten Probenahme nur im Schulstaub gemessen wurden und in dieser Matrix erhöhte Werte aufwiesen (Organozinnverbindungen), bei der 2. Beprobung auch im Feinstaub (PM_{2,5} und PM₁₀) gemessen.

Die folgende Tabelle 1 enthält eine Zusammenstellung der Parameter, welche in den Medien Schulstaub, Feinstaub (PM₁₀ und PM_{2,5}) sowie Innenraumluft untersucht wurden:

Tabelle 1: Parameter und Untersuchungsmedien.

	Schulstaub	Feinstaub (PM _{2,5})	Feinstaub (PM ₁₀)	Luft
Staubmengenbestimmung	x	x	x	
Feinstaubkonzentration (PM ₁₀ , PM _{2,5} und PM ₁)				x
Überblicksanalyse (PAH, Phenole, Lindan, Phosphorsäureester, Pyrethroide, Phthalate, Nonylphenol, BPA, PCB)	x	x	x	
elektronenmikroskopische Untersuchungen (Asbest, ...)	x			
polybromierte Diphenylether	x	x	x	
Organozinnverbindungen	x	(x)	(x)	
Schwermetalle	x	x	x	
elementarer Kohlenstoff		x	x	
anorganische Hauptkomponenten		x	x	
Temperatur				x
Luftfeuchte				x
CO ₂				x
NO ₂				x
VOC				x
Aldehyde				x

(x) bedeutet, dass bei Vorliegen auffälliger Ergebnisse im Schulstaub weitere Untersuchungen in den Feinstaubfraktionen durchgeführt wurden. Entscheidungsbasis waren u. a. ermittelte Median- und Mittelwerte einer Vorstudie (UMWELTBUNDESAMT 2004).

Milchzähne wurden auf Blei und Cadmium sowie Proben von Haupthaaren auf Quecksilber untersucht.

Um den Kindern eine Möglichkeit zu geben, im Projekt aktiv mitzuarbeiten, wurden gemeinsam mit ihnen Asseln gesammelt. Asseln sind sehr gut geeignete Bioindikatoren für Schwermetallbelastungen. Neben der Möglichkeit, das Umweltwissen der Kinder durch dieses Projekt zu erweitern, liefern die Ergebnisse aus den Schwermetallanalysen der Asseln Informationen über die Hintergrund-Konzentrationen an den Standorten.

2.2 Auswahl der Schulen, Gebäudesituation und Vor-Ort-Begehungen

Im März 2006 wurde vom Umweltbundesamt unter Mitarbeit der Medizinischen Universität Wien und des Instituts für Baubiologie und -ökologie das 1. Fachgespräch „Innenraum und Gesundheit“ organisiert. Bei dieser – vom Lebensministerium unterstützten – Veranstaltung wurde das Projekt LUKI vorgestellt und die Suche nach Schulen gestartet. Darauf kündigten interessierte DirektorInnen, Vertreter eines Schulerhalters sowie Vertreterinnen des Amtes der Kärntner Landesregierung Interesse an der Teilnahme am Projekt an.



In einem nächsten Schritt wurde die Aufgabenverteilung zwischen dem Institut für Umwelthygiene, der Abteilung für Ökotoxikologie und dem Umweltbundesamt abgestimmt. Weiters wurden bestimmte operative Aspekte wie z. B. Situierung der Messgeräte vom Umweltbundesamt und dem Innenraum Mess- und Beratungsservice gemeinsam erörtert.

In der weiteren Folge wurde eine Informationsveranstaltung für DirektorInnen und Lehrkräfte angeboten, um Fragen zur operativen Durchführung (Begehung, Beprobung und Durchführung der medizinischen Untersuchungen) zu diskutieren.

Zur Einholung der Genehmigung seitens der zuständigen Behörden wurden gemeinsam mit der medizinischen Universität entsprechende Schreiben verfasst (Ersuchen um Einverständnis der Stadt-/Landesschulräte) und Termine wahrgenommen (Schulerhalter der Stadt Wien, MA56; Stadtschulrat und Bundesministerium für Bildung, Wissenschaft und Kunst).

Im Zuge der Auswahl der Schulen erfolgten Vor-Ort-Begehungen Ende Juni/Anfang Juli 2006, Ende August 2006 sowie im September 2006 und März 2007. An diesen nahmen jeweils VertreterInnen des Umweltbundesamtes, der Medizinischen Universität sowie des Österreichischen Instituts für Baubiologie und -ökologie teil. Bei den Vor-Ort-Begehungen wurden Gebäudeauffälligkeiten, Umgebungsbedingungen etc. erfasst, geeignete Messstellen zur Probenahme eruiert und Details für die Abwicklung der Beprobung/Untersuchungen mit den DirektorInnen und Schulwarten abgesprochen. Tabelle 2 enthält die ausgewählten Schulen sowie die Termine der Begehungen.

Tabelle 2: Ausgewählte Schulen und Begehungstermine (nach PLZ sortiert).

Schule	Adresse	Post-leitzahl	Ort	Datum der Vor-Ort-Begehung
Volksschule	Wittelsbachstr. 6	1020	Wien	19.09.2006
Volksschule	Landstraßer Hauptstr. 146	1030	Wien	05.07.2006
Volksschule	Jagdgr. 23	1100	Wien	04.07.2006
GTVS Rosa-Jochmann-Schule	Fuchsröhrenstraße 25	1110	Wien	29.08.2006
Europaschule	Vorgartenstr. 59-97	1200	Wien	29.06.2006
Otto Glöckelschule	Otto Glöckelstraße 1	3100	St. Pölten	03.07.2006
Übungsvolksschule der PÄDAK	Hasnerplatz 12	8010	Graz	30.06.2006
Volksschule VS 23 Klagenfurt Wölfnitz	Römerweg 36	9061	Klagenfurt	02.03.2007
Volksschule VS 8 Villach Landskron	Ossiacherstrasse 67	9523	Landskron	02.03.2007

Da aufgrund der Lärmentwicklung der Messgeräte und aus Platzgründen nicht direkt in den Klassen gemessen werden konnte, wurden für bestimmte Messungen (Feinstaub, VOC) Nebenräume von Klassen bevorzugt. Der Luftaustausch wurde durch geöffnete Türen gewährleistet. Wo keine Nebenräume vorhanden waren, mussten Gänge bzw. Freizeiträume ausgewählt werden, die sich in unmittelbarer Umgebung der Klassen befinden bzw. in denen sich die Kinder regelmäßig aufhalten. Tabelle 3 gibt einen Überblick über die ausgewählten Räumlichkeiten und die Beprobungstermine. Die Messungen des Tagesganges der Feinstaubfraktionen sowie CO₂-Messungen wurden in den Klassenzimmern durchgeführt.

In weiterer Folge werden – zur Wahrung des Datenschutzes – sämtliche Schulen anonymisiert betrachtet und als „Schule X“ von 1–9 in einer zufälligen Ordnung angegeben.

Tabelle 3: Messtermine und für die Messung ausgewählte Räume auf Feinstaub, VOC, NO₂ (CO₂- und Feinstaubtagesgang wurden in den Klassenzimmern gemessen).

Schule	Datum	1. Messung	2. Messung
Schule 1	6.–10.11.06	Gang (Parterre)	Gang (1. Stock)
	5.–12.2.07	Gang (Parterre)	Gang (1. Stock)
Schule 2	9.–13.10.06	Nebenraum der 1A-Klasse (Erdgeschoss)	Nebenraum der 1B-Klasse (Erdgeschoss)
	19.–23.3.07	Nebenraum der 1A-Klasse (Erdgeschoss)	Nebenraum der 1B-Klasse (Erdgeschoss)
	11.9.–17.9.07	Nebenraum der 1A-Klasse (Erdgeschoss)	Nebenraum der 1B-Klasse (Erdgeschoss)
Schule 3	24.–31.10.06	Nebenraum zwischen 1. und 2. Klasse (1. Stock)	Nebenraum zwischen 1. und 2. Klasse (1. Stock)
	12.–19.3.07	Nebenraum zwischen 1. und 2. Klasse (1. Stock)	Nebenraum zwischen 1. und 2. Klasse (1. Stock)
Schule 4	16.–20.10.06	Nebenraum der 1C-Klasse (1.Stock)	Nebenraum der 1A-Klasse (1.Stock)
	27.2.–5.3.07	Nebenraum der 1C-Klasse (1.Stock)	Nebenraum der 1A-Klasse (1.Stock)
Schule 5	13.–17.11.06	Nische im Gang (2. Stock)	Gang (1. Stock)
	20.–26.2.07	Nische im Gang (2. Stock)	Gang (1. Stock)
Schule 6	27.11.–1.12.06	Freizeitraum für 2A und 2B (1. Stock)	Freizeitraum für 1. Klassen (2. Stock)
	5.–12.3.07	Freizeitraum für 2A und 2B (1. Stock)	Freizeitraum für 1. Klassen (2. Stock)
Schule 7	20.–24.11.06	Bibliothek (Erdgeschoss)	Bibliothek (Erdgeschoss)
	13.–19.2.07	Bibliothek (Erdgeschoss)	Bibliothek (Erdgeschoss)
Schule 8	18.04.–20.04. 2007	Nebenraum der 2A-Klasse, Erdgeschoss	Nebenraum der 2A-Klasse, Erdgeschoss
	19.09.–21.09.2007	Nebenraum der 2A-Klasse, Erdgeschoss	Nebenraum der 2A-Klasse, Erdgeschoss
Schule 9	25.4.–27.4.2007	Gang Parterre (vor 2A-Klasse)	Gang Parterre (vor 2A-Klasse)
	25.09.–27.09.2007	Gang Parterre (vor 2A-Klasse)	Gang Parterre (vor 2A-Klasse)

Im Zuge der Begehung fand auch eine Beurteilung der gesamten Schulräumlichkeiten in Hinblick auf den baulichen Zustand der Räume, der verwendeten Materialien sowie der Aufteilung der Räumlichkeiten mittels eines Fragebogens statt. Der Fragebogen „Schule“ wurde an einen validierten und bewährten Fragebogen (OÖ LANDESREGIERUNG 2003) angelehnt.



Folgende für die Beurteilung der Ergebnisse der Messungen unter Umständen wichtige Punkte wurden abgefragt (siehe Anhang):

- Errichtungsjahr des Gebäudes,
- Jahr einer allfälligen Generalsanierung,
- Bauweise der Außenbauteile,
- Anzahl der Unterrichtsräume,
- Art der Fenster und Einbaujahr, Qualität,
- Art der Wand- und Bodenbeläge in den Klassenräumen (gesondert: liegen großflächige Holzverkleidungen vor?),
- Vorliegen von Zugerscheinungen (Hinweise auf undichte Fenster),
- Vorliegen von Geruchsbelästigungen,
- Vorliegen von Schimmelbelastungen,
- Beeinträchtigungen durch Lärm oder angrenzende gewerbliche Betriebe.

Die Befragung bzw. Beurteilung der gesamten Schulräumlichkeiten diene dazu, mögliche Emittenten für Schadstoffe aufgrund der gebäudespezifischen Daten zu ermitteln bzw. auszuschließen. Manche Chemikalien wurden nur in bestimmten Zeiträumen eingesetzt (z. B. Polychlorierte Biphenyle), manche Substanzen zeigen vor allem nach Renovierungen erhöhte Werte (z. B. flüchtige organische Verbindungen). Auch potenzielle Quellen an Formaldehyd oder Holzschutzmittelbestandteilen können durch eine fachgerechte Begehung ermittelt werden. Bei Kenntnis dieser Risikofaktoren (bzw. im Falle deren Ausschlusses) können weiter reichende Schlüsse bei der Interpretation der Analysedaten erfolgen.

Nach Begehung der Schulen wurde eine Lüftungsanweisung (siehe Anhang) erstellt, welche dem Lehrpersonal bei der Beprobung übergeben wurde. Die Lüftungsanweisung wurde in einfacher Form gehalten und sollte während der Beprobungen als Anschlag in den Schulklassen angebracht werden. Weiters wurde ein Lüftungsprotokoll (siehe Anhang) erstellt, das den jeweiligen Lehrkräften ausgehändigt wurde. Das Lüftungsprotokoll sollte dazu dienen, die Zeiten der Lüftung bzw. die Zeiten mit geschlossenen Fenstern zu erfassen.

2.2.1 Vorbereitungsphase Medizin

Zur näheren Projektvorstellung bei den DirektorInnen in den Schulen wurden Präsentationen, die das Projekt und organisatorische Eckpunkte kurz umrissen sowie Infoblätter für die LehrerInnen erstellt. Die intensive, zeitaufwendige Betreuung diene u. a. auch der frühzeitigen Einbindung und Motivation von DirektorInnen und Lehrkräften (und damit indirekt der Eltern). Dieses Engagement ist erfahrungsgemäß aus mehreren Gründen notwendig, u. a. da die Bereitschaft der Eltern, ihre Einwilligung zur Teilnahme ihrer Kinder an der Studie zu geben sowie die Rücklaufquote der Elternfragebögen davon abhing.

Aktivitäten der Vorbereitungsphase waren:

- Erstellung des Eltern-Fragebogens, der Informationsblätter und der Einwilligungserklärung für die Eltern
- Auswahl eines „Paper and Pencil“-Tests zur Erfassung des kognitiven Potenzials der Kinder

- Einreichung bei der Ethikkommission der Medizinischen Universität Wien (EK492/2006)
- Erstellung des Zeitplanes für die Untersuchungen in den neun Schulen sowie Vorbereitungen der Messinstrumente und Herstellung der Materialien (je 500 Stück Fragebögen und Standard Progressive Matrices [SPM]-Bögen) für die nächsten Projektphasen

Jede Schule wurde zumindest einmal von einem Arzt und anderen Mitarbeiterinnen/Mitarbeitern des Instituts für Umwelthygiene besucht, um verschiedene operative Fragen abzuklären: Auswahl der Räumlichkeiten für die Untersuchungen (die Durchführung der Lungenfunktionsprüfungen erfordert spezifische Rahmenbedingungen) sowie Auswahl der Klassen. Weiters diente die Begehung dazu, sich einen Gesamteindruck der Schule bzw. der Klassen (z. B. Lage zu Straßen, Innenhof) zu verschaffen. Dies ist wesentlich, da nur in Kenntnis der örtlichen Gegebenheiten auffällige Messwerte in einen vernünftigen Gesamtzusammenhang gebracht und bewertet werden können.

Einen Überblick über diese Aktivitäten in der Vorbereitungsphase gibt das Ablaufschema auf der nächsten Seite (siehe Abbildung 1).

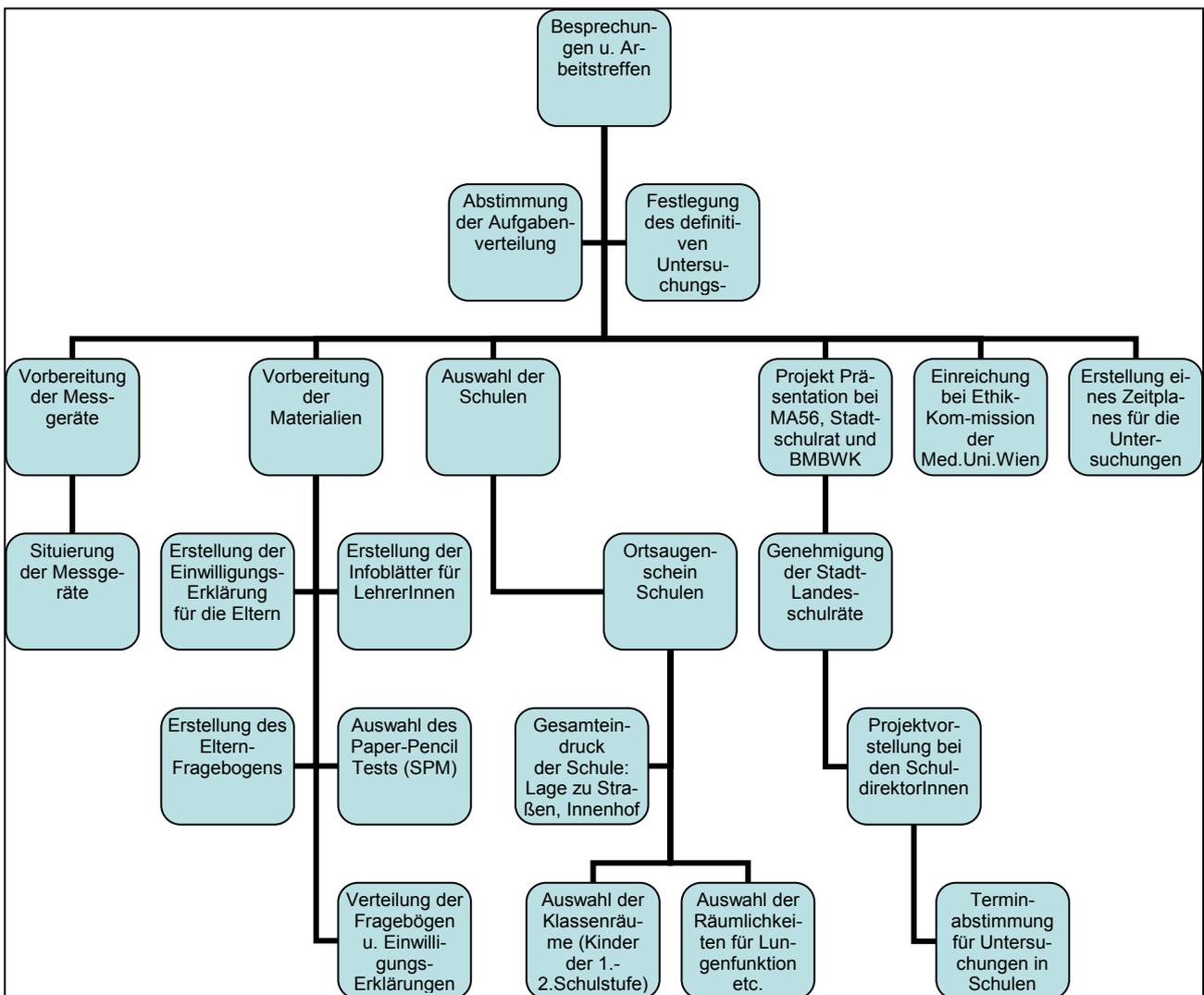


Abbildung 1: Flussdiagramm: Projektbezogene Vorarbeiten.



3 CHARAKTERISIERUNG DER UNTERSUCHUNGSPARAMETER

3.1 Hintergrund

Etwa 100.000 synthetische Chemikalien werden auf dem europäischen Markt eingesetzt und viele dieser Stoffe finden sich in der Innenraumausstattung und in Konsumprodukten des täglichen Gebrauchs. Bezüglich der gesundheitlichen Auswirkungen der Vielzahl von chemischen Stoffen, von denen wir umgeben sind, besteht nach wie vor Forschungsbedarf.

Während neue Stoffe seit 1981 ein umfangreiches Programm hinsichtlich möglicher schädigender Wirkungen für Mensch und Umwelt durchlaufen müssen, sind nach wie vor viele Altstoffe im Einsatz, die nicht ausreichend auf ihre Gesundheits- und Umweltverträglichkeit getestet wurden. Durch die neue EU-Chemikalienpolitik REACH soll dies zukünftig geändert werden (REACH-Verordnung). Derzeit kann Innenraumluft jedoch über 900 Chemikalien, Partikel und biologische Materialien, welche möglicherweise Auswirkungen auf die Gesundheit haben, in teilweise weit aus höheren Konzentrationen als in der Außenluft enthalten (EC SCHER 2007).

Ziel des Projekts LUKI war es daher zu untersuchen, wie groß die Belastung mit chemischen Stoffen in einer Auswahl an österreichischen Schulen ist, und wie sie die Gesundheit von Kindern beeinflussen könnte.

Die Luft, der Feinstaub und der Hausstaub wurden auf eine Reihe innenraum- und gesundheitsrelevanter Stoffe untersucht. Während flüchtige Stoffe mit der Luft direkt eingeatmet werden, sind mittelflüchtige und schwerflüchtige Stoffe an Partikel absorbiert; sind die Partikel in der Feinstaubfraktion, können sie eingeatmet und so in die Lunge aufgenommen werden und dort auch über längere Zeiträume verweilen. Die Stoffe können auf diesem Weg auch ins Blut gelangen und in den Körper transportiert werden. Viele der Stoffe finden sich auch in der Hausstaubfraktion, die Aufnahme dieser Stoffe erfolgt über die Haut oder über Hand/Mund. Dies trifft insbesondere Kleinkinder, die gegenüber Hausstaub in besonderem Maß exponiert sind, Schulkinder jedoch in bedeutend geringerem Ausmaß. Dennoch spielen auch Schulkinder gerne am Boden, bzw. sind staubexponiert durch Aufwirbelung, beispielsweise beim Fußball spielen, Raufen oder Herumtoben.

Im Folgenden werden die Untersuchungsparameter näher charakterisiert. Das Hauptaugenmerk liegt bei jenen Substanzen, welche häufig und in höheren Konzentrationen gefunden wurden.

Soweit vorhanden, wurden neben Charakterisierung, Vorkommen, Eigenschaften und Toxizität auch Richtwerte und Luftqualitätsziele zusammengestellt. Für kanzerogene Substanzen werden üblicherweise keine Luftqualitätsziele definiert, da keine „sichere“ Expositionskonzentration definiert werden kann. Selbst die geringste Konzentration kann zu Krebsauslösung führen. Für krebserregende Substanzen kann jedoch das Erkrankungsrisiko „Unit Risk“ berechnet werden. Das Unit Risk ist das geschätzte zusätzliche Risiko des Auftretens einer Krebserkrankung bei dauernder inhalativer Exposition von $1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ gegenüber der betreffenden Substanz auf Lebenszeit (70 Jahre). Das Unit Risk ist für bestimmte Substanzen relativ genau bestimmbar, für manche Substanzen jedoch mit großer Unsicherheit behaftet. Dies ist insbesondere bei unzureichender Datenlage (Fehlen epidemiologischer Daten), durch Extrapolation von Risiken ausgehend von hohen Konzentrationen aus Tier-

versuchen zu Risiken infolge geringer Konzentrationen über lange Zeiträume beim Menschen der Fall. Als allgemein akzeptierbares Risiko wäre das Auftreten eines zusätzlichen Krebsfalls in einer Population von 100 000 Individuen anzusehen.

3.2 Methodik der Bewertung

Folgende Gesichtspunkte fließen in die Bewertung ein: Für Innenraumschadstoffe gibt es derzeit keine gesetzlich festgelegten Grenzwerte. Zur Bewertung von Luftverunreinigungen in Innenräumen wurde daher einerseits die „Richtlinie zur Bewertung der Innenraumluft“ vom Arbeitskreis Innenraumluft herangezogen (BMLFUW & ÖSTERR. AKADEMIE DER WISSENSCHAFTEN 2006). Auch Bewertungen anderer Gremien wurden diskutiert und berücksichtigt und insbesondere für jene Stoffe, die noch nicht in der Richtlinie enthalten sind, herangezogen.

Dies betrifft z. B. die Innenraumluftkommission am deutschen Umweltbundesamt, diverse Landesgesundheitsämter bzw. Landesumweltämter oder Ministerien aus Deutschland und anderen europäischen Ländern sowie Herausgeber von Publikationen zur Innenraumbelastung mit bestimmten Schadstoffen. Auch die Veröffentlichungen der amerikanischen Umweltbehörde EPA und der ATDSR (Agency for toxic substances and disease registry) und der CDC (Centres for disease control) aus den USA wurden herangezogen. Weiters wurden die Publikationen der EU (Risikoabschätzungen des europäischen Chemikalienbüros, Stellungnahmen und Meinungen der wissenschaftlichen Komitees) berücksichtigt. Zahlreiche Publikationen, darunter die Luftqualitätsrichtlinien der World Health Organisation (WHO) sowie die aktuelle Fachliteratur wurden ebenfalls einbezogen und diskutiert.

Darüber hinaus wurden die Konzentrationen der einzelnen Komponenten im Hausstaub mit den Orientierungswerten (Hintergrund-, Normal-, und Auffälligkeitwerte) der Arbeitsgemeinschaft ökologischer Forschungsinstitute (AGÖF 2007) verglichen. Die von der AGÖF herausgegebenen Richtwerte sind zunächst statistisch und nicht toxikologisch abgeleitet. Sie beschreiben eine Überschreitung von in Innenräumen üblichen Konzentrationen. Eine Überschreitung weist auf eine Auffälligkeit hin, die wiederum Ausgangspunkt für eine nähere Betrachtung ist.

Die Richtwerte der Ad-hoc-Arbeitsgruppe der Innenraumluft Kommission (Umweltbundesamt und Oberste Landesgesundheitsbehörden in Deutschland) (Ad-hoc AG IRK) sind wirkungsbezogen begründet. Der Richtwert II stellt die Konzentration dar, bei deren Überschreitung unverzüglich Handlungsbedarf besteht, da diese Konzentration geeignet ist, insbesondere für empfindliche Personen bei Daueraufenthalt in den Räumen eine gesundheitliche Gefährdung darzustellen. Der Richtwert I ist die Konzentration eines Stoffes in der Innenraumluft, bei der im Rahmen einer Einzelstoffbetrachtung nach gegenwärtigem Erkenntnisstand auch bei lebenslanger Exposition keine gesundheitlichen Beeinträchtigungen zu erwarten sind (IRK 2007). Der Konzentrationsbereich - je nach Nähe zu Richtwert I oder Richtwert II - indiziert eine genauere Überprüfung, Quellensuche und gegebenenfalls Maßnahmen (Reinigung, Lüftung etc).

Die Österreichische Akademie der Wissenschaften hat wirkungsbezogene Immissionsgrenzkonzentrationen (WIKs) für eine Reihe von Luftschadstoffen abgeleitet, um den Schutz der menschlichen Gesundheit, insbesondere empfindlicher Bevölkerungsgruppen zu gewährleisten (AW 1997).



3.3 Klassische Luftschadstoffe

Unter diesem Begriff werden Vertreter der Außenluftschadstoffe zusammengefasst und näher charakterisiert. Viele dieser Schadstoffe finden sich in ähnlichen Konzentrationen im Innenraum, bei Vorhandensein von Quellen im Innenraum können die Konzentrationen jedoch auch um Vieles höher sein.

3.3.1 Stickstoffdioxid (NO₂)

3.3.1.1 Stoffbeschreibung und Vorkommen

Stickstoffoxide entstehen durch Verbrennungsprozesse vor allem beim Heizen, bei der Energiegewinnung, in der Industrie und durch den Verkehr. Erhöhte Außenkonzentrationen sind vor allem an verkehrsbelasteten Standorten messbar. Im Innenraum sind Rauchen, Kochen und Heizen relevante Verursacher.

Bei Verbrennungsprozessen entsteht hauptsächlich Stickstoffmonoxid (NO), das in der Außenluft zum Teil in Stickstoffdioxid (NO₂) umgewandelt wird.

3.3.1.2 Toxizität

Exposition mit Stickoxiden führt zu einer Beeinträchtigung der Lungenfunktion, zu Entzündungsreaktionen und erhöhter Infektanfälligkeit. In epidemiologischen Studien wurden negative Auswirkungen auf Kinder mit Asthma-Diagnose beobachtet – beispielsweise vermehrtes Auftreten von chronischer Bronchitis und chronischer Verschleimung sowie Verstärkung von asthmatischen Anfällen (MCCONELL et al. 1999). Erhöhte Belastungen von Stickstoffdioxid und Feinstaub führen zu einer Erhöhung des Auftretens von Mittelohrentzündungen (BRAUER & GEHRING 2006). Stickoxide in der Luft können darüber hinaus zu einer Erhöhung des allergenisierenden Potenzials von natürlichen Allergenen beitragen (FRANZE et al. 2005).

3.3.1.3 Exposition und Richtwerte

Hintergrundkonzentrationen von Stickstoffdioxid in ländlichen Gebieten liegen im Bereich weniger $\mu\text{g}/\text{m}^3$, während in städtischen Gebieten Konzentrationen zwischen 20 und 90 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ messbar sind (WHO 2005a). In Österreich zeigt der Trend der NO₂-Belastung an einigen hoch belasteten, verkehrsnahen Messstellen in den letzten Jahren eine steigende Tendenz (UMWELTBUNDESAMT 2007a). So stieg die mittlere Jahreskonzentration an der Messstelle Wien Hietzinger Kai von < 60 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ im Jahr 2001 auf 74 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ im Jahr 2006.

Der Luftqualitätsrichtwert der WHO für Stickstoffdioxid beträgt 40 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, obwohl Kinder und sensible Personen bereits bei geringeren Konzentrationen mit gesundheitlichen Beschwerden reagieren können (WHO 2005b). Der Grenzwert für den Jahresmittelwert von NO₂ gemäß Immissionsschutzgesetz-Luft (IG-L) beträgt 30 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Dieser ist ab 2012 einzuhalten. Derzeit liegt der Grenzwert inklusive Toleranzmarge bei 40 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Der Grenzwert für den Halbstundenmittelwert von NO₂ gemäß IG-L beträgt 200 $\mu\text{g}/\text{m}^3$.

Die Ad-hoc-Arbeitsgruppe der deutschen Innenraumluftkommission hat einen Richtwert II (Gefahrschwelle) von 350 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ als Halbstundenwert sowie einen Wert von 60 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ als Wochendurchschnittswert festgelegt (ENGLERT 1998).

3.3.2 Feinstaub

3.3.2.1 Stoffbeschreibung und Vorkommen

Feinstaub ist ein komplexes, heterogenes Gemisch aus festen bzw. flüssigen Teilchen, die einerseits direkt in die Luft emittiert werden oder in der Atmosphäre aus Vorläufersubstanzen entstehen. Sowohl die Teilchen als auch deren Vorläufersubstanzen – hauptsächlich Schwefeldioxid, Stickstoffoxide, Ammoniak und flüchtige organische Verbindungen – können aus natürlichen und anthropogenen Quellen stammen. Zur Klassifizierung von Feinstaub wird die Größe der Partikel herangezogen.

Als PM₁₀ (particulate matter < 10 µm) werden – vereinfacht – Partikel mit einem aerodynamischen Durchmesser von weniger als 10 µm bezeichnet¹, bei PM_{2,5} ist der aerodynamische Durchmesser kleiner als 2,5 µm.

Die EU-Feinstaubrichtlinie (RL 1999/30/EG), umgesetzt in Österreich im IG-L, legt u. a. Grenzwerte für PM₁₀ fest; die neue Luftqualitätsrichtlinie (Legislative Entschließung des Europäischen Parlaments vom 11. Dezember 2007) enthält auch einen Ziel- und Grenzwert sowie ein Reduktionsziel für PM_{2,5}. Aktuelle Studien zeigen, dass die Feinstaubbelastung in Innenräumen die der Außenluft auch um ein Vielfaches übersteigen kann (LAGETSI 2005, LAHRZ et al. 2007).

3.3.2.2 Toxizität

Die Auswirkungen von Feinstaub auf die Gesundheit wurden in einer Publikation der Weltgesundheitsorganisation zusammengefasst (WHO 2006a). Kurzzeiteffekte der Exposition gegenüber erhöhten Feinstaubkonzentrationen sind demnach Entzündungsreaktionen der Atemwege und der Lunge, Beeinträchtigung der Atmung, negative Effekte auf das Herz-Kreislauf-System, Steigerung des Medikamentenverbrauchs, Erhöhung der Krankenhausaufenthalte sowie die Erhöhung der Sterblichkeit. Langzeitfolgen der Exposition gegenüber erhöhten Feinstaubkonzentrationen sind laut WHO unter anderem das Ansteigen von Symptomen der unteren Atemwege, die Beeinträchtigung der Lungenfunktion von Kindern, das Ansteigen der Häufigkeit von COPD (Chronic Obstructive Pulmonary Disease), vermehrtes Auftreten von chronisch obstruktiver Bronchitis, die Beeinträchtigung der Lungenfunktion bei Erwachsenen sowie die Verringerung der Lebenserwartung insbesondere durch Herz-Kreislauf-Erkrankungen und infolge von Lungenkrebs. Die mittlere Reduktion der Lebenserwartung der österreichischen Bevölkerung durch Feinstaub liegt bei ca. acht Monaten (UMWELTBUNDESAMT 2005).

Hinweis: Die Zusammensetzung von Feinstaub aus dem Innenraum unterscheidet sich signifikant von der der Außenluft. Die Einschätzung bezieht sich daher ausschließlich für die in der Außenluft vorhandenen Feinstaubanteile.

¹ Die genaue Definition von PM₁₀ gemäß Richtlinie 1999/30/EG lautet: Partikel, die einen gröÙenselektierenden Lufteinlass passieren, der für einen aerodynamischen Durchmesser von 10 µm eine Abscheidewirksamkeit von 50 % aufweist.



3.3.2.3 Exposition und Richtwerte

Für Feinstaub kann keine Schwellenkonzentration für gesundheitliche Beschwerden angegeben werden; bereits geringste Konzentrationen können Wirkungen auslösen (WHO 2006a). In den WHO-Luftqualitätsrichtlinien wurde eine Konzentration von $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (PM₁₀) als Qualitätsziel für Außenluft definiert. Für PM_{2,5} wurde in den Luftqualitätsrichtlinien der WHO ein Qualitätsziel von $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ festgelegt (WHO 2005a).

Der Grenzwert für den Jahresmittelwert von PM₁₀ gemäß IG-L beträgt $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$; der Grenzwert für den Tagesmittelwert $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$, wobei derzeit 30 Überschreitungen pro Jahr zulässig sind (ab 2010: 25 Überschreitungen pro Jahr). Nach Umsetzung der neuen Luftqualitäts-Richtlinie wird für PM_{2,5} ein Grenzwert von $25 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (mit Toleranzmarge) gelten.

3.4 Flüchtige organische Verbindungen (volatile organic compounds, VOC)

3.4.1 Allgemeine Beschreibung

Diese heterogene Gruppe flüchtiger organischer Verbindungen wird unter der Bezeichnung VOC zusammengefasst. Es sind organische Verbindungen mit Kettenlängen von 6 bis 16 Kohlenstoffatomen.

3.4.1.1 Stoffbeschreibung und Vorkommen

Das Vorhandensein von VOC in Innenräumen ist vom Vorhandensein von Quellen, die mehr oder weniger leicht erkennbar sind, abhängig: Sie können einerseits außenluft- und hier vor allem industrie- und verkehrsbedingt sein, sich andererseits aber auch im Innenraum selbst befinden. Eine Reihe flüchtiger Stoffe diffundiert aus Baumaterialien oder Ausstattung. Andere entstehen durch Rauchen und diverse Tätigkeiten (Heizen, Kochen, Einsatz von Reinigungsmitteln, Bastelmaterialien, Lösungsmitteln, Kosmetika, ...). Eine genaue Beschreibung dieser Verbindungen findet sich in der Richtlinie zur Bewertung der Innenraumluft (BMLFUW & ÖSTERR. AKADEMIE DER WISSENSCHAFTEN 2006).

3.4.1.2 Toxizität

Die Toxizität dieser flüchtigen Verbindungen ist abhängig von der betreffenden Substanz, der Konzentration im Innenraum und der Expositionsdauer. Toxikologische Kenntnisse sind insbesondere im Fall weniger bekannter oder neuer Substanzen unzureichend. Generell ist die Exposition gegenüber Gemischen schlecht fassbar und es sind keine abgesicherten toxikologischen Daten vorhanden. Einige VOC wirken auf das Nervensystem, andere wirken krebserregend, manche reizend oder auch allergieauslösend. Allgemein können unspezifische Wirkungen wie etwa Reizung der Schleimhäute, Kopfschmerzen, Müdigkeit und Konzentrationsschwäche beobachtet werden.

3.4.1.3 Exposition und Richtwerte: Summe VOC

Es gibt mehrere Konzepte zur Bewertung von VOC in Innenräumen. Molhave stellte bereits 1991 eine Beziehung zwischen Gesamtkonzentrationen und Expositionswirkungen dar (MOLHAVE 1991). Konzentrationen unter $200 \mu\text{g}/\text{m}^3$ führen demnach zu keiner Reizwirkung oder Beeinträchtigung des Wohlbefindens, im Konzentrationsbereich von $200 - 300 \mu\text{g}/\text{m}^3$ können bei Wechselwirkung mit anderen Expositionsparametern Reizwirkungen auftreten. Diese grundlegenden Erkenntnisse wurden im Laufe der Zeit aber weiter präzisiert:

Das Konzept der deutschen Ad-hoc-Arbeitsgruppe für Innenraum-Richtwerte ist für eine erste Abschätzung der Innenraumbelastung mit VOC hilfreich und kann auch für die Kontrolle von Maßnahmen und die begleitende Verlaufskontrolle nach Sanierungen hilfreich sein. Werte zwischen 1000 und $3000 \mu\text{g VOC}/\text{m}^3$ werden demnach als „hygienisch auffällig“ bezeichnet. Wohnungen sollten dann nur befristet (< 12 Monate) benutzt werden. Als hygienisch bedenklich werden Messwerte zwischen 3.000 und $10.000 \mu\text{g}/\text{m}^3$ bezeichnet. Eine Nutzung solcher Immobilien für weniger als einen Monat ist akzeptabel. Bei noch höheren Messwerten sollte eine Raumnutzung tunlichst vermieden werden (IRK 2007).

Statistisch definierte Richt- und Zielwerte kombiniert mit Geruchsschwellen für Gruppen von VOC und die Summe VOC wurden von Schleibinger abgeleitet. Der Richtwert für die Summe VOC beträgt demnach $1.000 \mu\text{g}/\text{m}^3$ und der anzustrebende Zielwert $300 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (SCHLEIBINGER et al. 2002). Abschließend ist festzustellen, dass dieses Konzept nur als Ergänzung zur Einzelstoffbetrachtung dienen sollte und lediglich eine erste grobe Abschätzung erlaubt.

Die Österreichische Richtlinie zur Bewertung der Innenraumluft (BMLFUW 2006) definiert folgende Konzentrationsbereiche:

- durchschnittlich: $250-500 \mu\text{g}/\text{m}^3$
- leicht erhöht: $500-1.000 \mu\text{g}/\text{m}^3$
- deutlich erhöht: $1.000-3.000 \mu\text{g}/\text{m}^3$
- stark erhöht: $> 3.000 \mu\text{g}/\text{m}^3$

Für einzelne Stoffe, falls im folgenden Kapitel nicht näher charakterisiert, gelten folgende Richtwerte:

Für Tetrachlorethen wurde ein wirkungsbezogener Innenraumrichtwert von $250 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (als 7-Tages-Mittelwert) abgeleitet (AW 1997). Der Grenzwert laut deutschem Bundesimmissionsgesetz beträgt $149 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

Die Landesgesundheitsbehörde Hamburg hat für einzelne Substanzen vorläufige Richtwerte abgeleitet:

Für N-Methylpyrrolidon wurde ein Richtwert II (akuter Handlungsbedarf) von $400 \mu\text{g}/\text{m}^3$ und ein Richtwert I (Unbedenklichkeitswert) von $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$ abgeleitet.

Der Richtwert II (Handlungswert) für Decamethylpentacyclosiloxan (Siloxan D5) beträgt $3.000 \mu\text{g}/\text{m}^3$, der Richtwert I $300 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

Für Texanoldiisobutyrat (TXIB) beträgt der Richtwert II (Handlungswert) $1.000 \mu\text{g}/\text{m}^3$, der Richtwert I (Unbedenklichkeitswert) $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (SAGUNSKI 2004).

In den folgenden Unterkapiteln 3.4.2 bis 3.4.7 werden Innenraum-relevante bzw. toxikologisch bedeutsame VOC-Vertreter beschrieben.



3.4.2 Aldehyde (ohne Formaldehyd)

3.4.2.1 Stoffbeschreibung und Vorkommen

Aldehyde im Innenraum sind meist Reaktionsprodukte aus Baustoffen und Ausstattungsmaterialien.

3.4.2.2 Toxizität

Die primäre Wirkung betrifft das Zentralnervensystem, eine Exposition kann zu Kopfschmerzen, Übelkeit, Schwindel und Schleimhautreizungen führen. Bisher sind erst wenige Daten zu Vorkommen und Toxizität verfügbar.

3.4.2.3 Exposition und Richtwerte

Von Schleibinger et al. wurden Orientierungswerte für Schulklassen definiert. Der Zielwert für die Summe Aldehyde beträgt $120 \mu\text{g}/\text{m}^3$, der Richtwert $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (SCHLEIBINGER et al. 2002).

Die Landesgesundheitsbehörde Hamburg leitete für die Summe C2-C6-Aldehyde einen Richtwert II (akuter Handlungsbedarf) von $1.000 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ab (SAGUNSKI & MANGELSDORF 2005). Für die Substanzen Propanal, Hexanal, Furfural wurden SAGUNSKI vorläufige Richtwerte I von $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$ pro Einzelsubstanz festgelegt; für Butanal wurde der vorläufige Richtwert I mit $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ festgelegt (SAGUNSKI 2004).

3.4.3 Alkohole, Ketone, Ester

Quellen dieser Verbindungen im Innenraum sind meist Lösungsmittel: Kunstharze, Lacke, Kosmetika, Reinigungsmittel. Die Toxizität ist abhängig von Verbindung und Exposition. Primär ist eine Wirkung auf das Nervensystem zu beobachten.

Die Orientierungswerte für Schulklassen für die Summe Alkohole, die Summe Ester und die Summe Ketone betragen jeweils $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$ als Zielwerte und $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ als Richtwerte (SCHLEIBINGER et al. 2002). Die Zielwerte nach Seifert betragen $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$ für die Summe der Aldehyde und Ketone und $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$ für die Summe der Ester einwertiger Alkohole sowie der Summe Glykolester und -ether (SEIFERT 1990).

3.4.4 Aliphatische Kohlenwasserstoffe

3.4.4.1 Stoffbeschreibung und Vorkommen

Geradkettige Kohlenwasserstoffe wie Hexan, Oktan, Dekan oder Dodekan sind Inhaltsstoffe des Benzins und Petrolethers und auch in Lösungsmitteln und Lackverdünnern enthalten.

3.4.4.2 Toxizität

Die primäre Wirkung betrifft das Zentralnervensystem, eine Exposition kann zu Kopfschmerzen, Übelkeit, Schwindel und Schleimhautreizungen führen.

3.4.4.3 Exposition und Richtwerte

Die Ad-hoc-Arbeitsgruppe der deutschen Innenraumluftkommission hat für die Summe der aromatenarmen geradkettigen Kohlenwasserstoffe (C_9-C_{14}) einen Richtwert II (Gefahrschwelle) von $2.000 \mu\text{g}/\text{m}^3$ und einen Richtwert I von $200 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (Unbedenklichkeitswert) festgelegt (SAGUNSKI & MANGELSDORF 2005).

3.4.5 Aromatische Kohlenwasserstoffe

Die Abkömmlinge von Benzol – der einfachsten aromatischen Verbindung – werden als aromatische Kohlenwasserstoffe bezeichnet. Vertreter dieser Stoffgruppe stammen im Innenraum aus Farben, Lacken, Klebern und Beschichtungen. Häufig ist auch die Außenluft (Verkehr, Kraftstoffe, Industrie) die Quelle aromatischer Kohlenwasserstoffe. Bedeutende Vertreter sind neben Benzol Ethylbenzol, Styrol und Toluol.

Die Orientierungswerte für Schulklassen für die Summe der Aromaten betragen $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ als Zielwert und $200 \mu\text{g}/\text{m}^3$ als Richtwert (SCHLEIBINGER et al. 2002). Die Zielwerte nach Seifert betragen $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ für die Summe der Aromaten (SEIFERT 1990).

3.4.5.1 Benzol

Stoffbeschreibung und Vorkommen

Benzol stellt die Grundstruktur der aromatischen Kohlenwasserstoffe dar. Erhöhte Konzentrationen können die Folge der Nähe zu Raffinerien, chemischen Industriebetrieben, Tankstellen, Parkplätzen und Garagen sein. Im Innenraum ist Tabakrauch eine relevante Quelle erhöhter Benzol-Konzentrationen.

Toxizität

Die toxischen Wirkungen von Benzol betreffen hauptsächlich das blutbildende System. Benzol ist kanzerogen und kann Leukämien verursachen (SNYDER 2007). Unspezifische Symptome einer Benzolexposition sind Kopfschmerz und Schwindel.

Exposition und Richtwerte

Benzol ist als Lösungsmittel in Österreich nicht mehr erlaubt, als Verunreinigung kann es jedoch enthalten sein.

Aufgrund der Kanzerogenität wurde für Benzol von der WHO kein Luftqualitätsziel, sondern ein Unit Risk (siehe Kapitel 3.1) berechnet: Durch eine Konzentration von $1,7 \mu\text{g Benzol}/\text{m}^3$ in der Luft wird demnach ein zusätzlicher Leukämiefall in 100.000 Personen auftreten (WHO 2000).

Nach dem Konzept der wirkungsbezogenen Immissionsgrenzkonzentration WIK wurde ein Zielwert von $2,5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ und ein Aktionswert von $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ definiert (SAGUNSKI 1996).

3.4.5.2 Styrol

Stoffbeschreibung und Vorkommen

Styrol ist in der Außenluft in geringen Konzentrationen enthalten. In der Nähe von Styrol-Emittenten wie Kunststoff verarbeitenden Betrieben sowie von Deponien können jedoch erhöhte Konzentrationen auftreten (SAGUNSKI et al. 1997). In Innenräumen werden teilweise hohe Konzentrationen gemessen (bei hohem Anteil styrolhaltiger Materialien wie Kunststoffmaterialien, Lacke, ...).

Toxizität

Styrol ist genotoxisch und kanzerogen und wurde durch die IARC in Gruppe 2B (möglicherweise kanzerogen im Menschen) eingestuft. Darüber hinaus wurden neurotoxische Wirkungen – wie beispielsweise reduzierte Gedächtnisleistung – und neurologische Symptome (Beeinträchtigungen des Farbsinns) beschrieben. Auch Auswirkungen auf die emotionale Stabilität, begleitet von abnormen EEG-Befunden und Auswirkungen auf verhaltenssteuernde Gehirnareale stehen im Zusammenhang mit arbeitsplatzbedingter Styrolexposition. Bei exponierten Arbeiterinnen und Arbeitern wurde eine Beeinträchtigung der Hörschwelle beobachtet. Reproduktionstoxische Wirkungen von Styrol im Menschen werden kontroversiell diskutiert: Während manche AutorInnen die Meinung vertreten, dass Styrol die Fertilität mindert sowie das Risiko für Abort, intrauterinen Fruchttod und Fehlbildungen erhöht (BÖSE O'REILLY et al 2007) sind andere der Meinung, dass diese Schlussfolgerungen nicht zulässig seien (BROWN et al. 2000). Eine Studie über das erhöhte Risiko von Frauen, die in der Polystyrol-Herstellung beschäftigt waren, einen Spontanabort zu erleiden, hat begrenzte Aussagekraft da keine Expositionskonzentrationen (Styrol und andere Schadstoffe) gemessen wurden (MC DONALD et al. 1988).

Es gibt Hinweise, dass Styrol in Innenräumen bei empfindlichen Personen Asthma auslösen könnte (BMLFUW & ÖSTERR. AKADEMIE DER WISSENSCHAFTEN 2006).

Exposition und Richtwerte

Der wirkungsbezogene (neurotoxische Wirkungen) Richtwert des Arbeitskreises Innenraumluft in Österreich beträgt $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$ als Wochenmittelwert und $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ als Stunden-Mittelwert, bei dessen Unterschreitung keine 7-Tages-Messung nötig ist (BMLFUW & ÖSTERR. AKADEMIE DER WISSENSCHAFTEN 2006).

Die Ad-hoc-Arbeitsgruppe der deutschen Innenraumluftkommission hat für Styrol einen Richtwert II (Gefahrschwelle) von $300 \mu\text{g}/\text{m}^3$ und $30 \mu\text{g}/\text{m}^3$ als Richtwert I (Unbedenklichkeitswert) festgelegt (SAGUNSKI 1998).

Die WHO Luftqualitätsrichtlinie schlägt einen Richtwert von $250 \mu\text{g}/\text{m}^3$ vor (Wochendurchschnittswert). Zum Ausschluss von Geruchsbelästigungen ist die Styrol-Konzentration mit $70 \mu\text{g}/\text{m}^3$ zu begrenzen (WHO 2000).

3.4.5.3 Toluol

Stoffbeschreibung und Vorkommen

Toluol wurde häufig in höheren Konzentrationen ($\sim 12 \mu\text{g}/\text{m}^3$) im Innenraum nachgewiesen, da es in vielen Lösungsmitteln enthalten war.

Toxizität

Toluol wirkt vor allem auf das Nervensystem. Auch entwicklungstoxische Effekte sind durch Vergiftungsfälle und auch durch Beobachtungen aus Tierexperimenten belegt. Ähnliche Wirkungen wurden auch bei anderen Alkylbenzolen vermutet.

Exposition und Richtwerte

Der wirkungsbezogene Richtwert des Arbeitskreises Innenraumluft in Österreich beträgt $75 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (BMLFUW & ÖSTERR. AKADEMIE DER WISSENSCHAFTEN 2006).

Die österreichische Akademie der Wissenschaften hat eine wirkungsbezogene Immissionsgrenzkonzentration von $300 \mu\text{g}/\text{m}^3$ definiert (AW 1997).

Die deutsche Ad-hoc-Arbeitsgruppe Innenraum hat einen Richtwert I von $300 \mu\text{g}/\text{m}^3$ und einen Interventionswert (RW II) von $3.000 \mu\text{g}/\text{m}^3$ abgeleitet (SAGUNSKI 1996).

Die WHO Luftqualitätsrichtlinie schlägt einen Richtwert von $260 \mu\text{g}/\text{m}^3$ als Wochen-durchschnittswert vor (WHO 2000).

3.4.5.4 Xylol

Stoffbeschreibung und Vorkommen

Xylol wird als Lösungsmittel in Farben und Klebstoffen und in Treibstoffen verwendet. Wesentliche Quellen sind außenluftbedingt (Raffinerien, Tankstellen, Verkehr). Xylol als technisches Produkt enthält üblicherweise eine Mischung aus o-, m- und p-Xylol sowie bis zu 15 % Ethylbenzol. Ubiquitäre Hintergrundkonzentrationen reichen von $0,1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (ländliche Gebiete) bis zu $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (Ballungsräume). In Innenräumen können die Konzentrationen $> 300 \mu\text{g}/\text{m}^3$ betragen.

Toxizität

Xylol wirkt reizend auf Augen, Schleimhäute und obere Atemwege. In hohen Konzentrationen wirkt es narkotisch. Chronische Xylol-Exposition führt zu Störungen des Nervensystems (Kopfschmerzen, Schlaflosigkeit, Konzentrationsschwäche). Schädigungen der Leber, der Niere, des Myokards und des blutbildenden Systems wurden beobachtet.

Exposition und Richtwerte

Die wirkungsbezogene Immissionsgrenzkonzentration beträgt $350 \mu\text{g}/\text{m}^3$ als Tagesmittelwert (AW 1997).

3.4.6 Isoaliphatische Kohlenwasserstoffe

Isoaliphaten werden unter anderem bei der Herstellung von Naturlacken als Ersatz-Lösungsmittel anstelle von Terpenkohlenwasserstoffen verwendet. Charakteristisch für die Isoaliphaten ist eine große Variationsbreite der in den Gemischen vorkommenden Verbindungen mit gleicher Kohlenstoffzahl, da einer einzigen Summenformel eine Vielzahl von Isomeren mit unterschiedlichen chemischen, physikalischen und auch toxikologischen Eigenschaften zuzuordnen ist. Isoaliphaten sind



geruchlos, ihre Dämpfe können jedoch Reizungen der Augen und Atemwege, Kopfschmerzen, Schwindel und Störungen des Zentralnervensystems auslösen. Geringste Mengen, die bei Verschlucken oder nachfolgendem Erbrechen in die Lunge gelangen, können zu einem Lungenödem oder zu einer Lungenentzündung führen.

3.4.7 Terpene

3.4.7.1 Stoffbeschreibung und Vorkommen

Terpene sind natürliche Stoffe, die den Pflanzen zur Abwehr gegen Insekten und Mikroorganismen dienen. Sie sind in Holz, Duftstoffen, Duftölen und Lösungsmitteln enthalten.

3.4.7.2 Toxizität

Manche Terpene sind allergieauslösend und können insbesondere bei allergischen Personen zu Reaktionen führen (z. B. asthmatische Beschwerden).

Folgende Terpene zählen zu den Allergenen: Limonen, α -Pinen, β -Pinen, Kampfer, Δ^3 -Caren, α -Terpinen, Citronellol, Eugenol, Vanillin, α -Ionon.

Manche Terpene sind auch reizend, manche wirken narkotisch und neurotoxisch.

3.4.7.3 Exposition und Richtwerte

Die Ad-hoc-Arbeitsgruppe der deutschen Innenraumluftkommission hat für bicyklische Terpene einen Richtwert II (Gefahrschwelle) von $2.000 \mu\text{g}/\text{m}^3$ und $200 \mu\text{g}/\text{m}^3$ als Richtwert I (Unbedenklichkeitswert) festgelegt (SAGUNSKI & HEINZOW 2003).

Die Landesgesundheitsbehörde Hamburg hat für monozyklische Terpene einen Richtwert II (Gefahrschwelle) von $2.000 \mu\text{g}/\text{m}^3$ und $200 \mu\text{g}/\text{m}^3$ als Richtwert I (Unbedenklichkeitswert) festgelegt (SAGUNSKI & HEINZOW 2003).

Die Orientierungswerte für Schulklassen für die Summe Terpene und Sesquiterpene betragen $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$ als Zielwert und $150 \mu\text{g}/\text{m}^3$ als Richtwert (SCHEIBLINGER et al. 2002); der Zielwert nach Seifert beträgt $30 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (SEIFERT 1990).

3.5 Formaldehyd

3.5.1 Stoffbeschreibung und Einsatzbereiche

Formaldehyd ist ein stechend riechendes Gas, welches in geringen Konzentrationen auch in der Natur vorkommt. Formaldehyd wird für die Herstellung von phenolischen Harnstoff-, Melamin-, und Acetat-Harzen als Bindemittel für Holzwerkstoffe (Pressspan, Möbel, Paneele) verwendet. In Textilien wird es zur Imprägnierung (Erhalt der Knitterfestigkeit) angewendet, ferner als Fungizid oder als Konservierungsstoff in Kosmetika. Daneben wird es aus säurehärtenden Lacken freigesetzt. „Formalin“, welches zur Fixierung von biologischem Material eingesetzt wird, ist eine 30–50%ige wässrige Formaldehyd-Lösung.

Formaldehyd ist in Gasflammen und im Zigarettenrauch enthalten. Die Konzentrationen im Innenraum sind stark quellenabhängig (Spanplatten, Fußbodenbeschichtungen, ...).

3.5.2 Toxizität

Formaldehydexposition führt zu Verstärkung von Bronchialasthma, es wirkt auch sensibilisierend, reizend und kanzerogen. Erhöhte Konzentrationen haben Kopfschmerz, Brechreiz und Konzentrationsstörungen zur Folge. Durch die IARC wurde Formaldehyd ursprünglich in Gruppe 2A (wahrscheinlich krebserregend im Menschen) eingestuft. 1995 wurde diese Einstufung durch eine ExpertInnengruppe neuerlich evaluiert und Formaldehyd schließlich in Gruppe 1 (krebserregend für den Menschen) eingestuft. Die EU hat Formaldehyd als R40 (Verdacht auf krebserzeugende Wirkung; Kategorie 3) eingestuft, allerdings wird es voraussichtlich auch hier zu einer Neueinstufung in R45 (Krebskategorie 1 oder 2) kommen.

3.5.3 Exposition und Richtwerte

Durchschnittliche Außenluftkonzentrationen von Formaldehyd liegen zwischen 0,001 und 0,02 mg/m³, Verbrennungsprozesse führen zu vermehrter Formaldehydentstehung. Innenraumkonzentrationen betragen üblicherweise 0,03–0,06 mg/m³; Tabakrauch im Innenraum führt zu Konzentrationen im Bereich von 0,05–0,35 mg/m³. Die Exposition durch Formaldehyd aus der Außenluft liegt demnach zwischen 0,002 und 0,04 mg/Tag, durch Innenraumluft zwischen 0,2–0,4 mg/Tag; Zigarettenrauchen führt zu einer Exposition von 0,9–2,0 mg/Tag. Durch Passivrauchen kann die Belastung 0,4–2,9 mg/Tag betragen (WHO 2000). Die gesundheitlich vertretbare Höchstgrenze in der Innenraumluft war in den letzten Jahren aufgrund der neuen IARC-Einstufung Gegenstand von zahlreichen Diskussionen diverser Fachgremien (WHO, Deutsche Innenraumluftkommission, BfR, Arbeitskreis für Innenraumluft in Österreich).

Das WHO Luftqualitätsziel für Formaldehyd (als 30-Minuten-Durchschnittswert) liegt bei 0,083 ppm bzw. 0,1 mg/m³ (WHO 2000). Der „level of no concern“ liegt laut WHO bei 0,05 ppm bzw. 0,06 mg/m³ (WHO 1983).

Der Richtwert des deutschen Bundesgesundheitsamts, der auch unter ungünstigen Bedingungen einzuhalten ist, beträgt 0,12 mg/m³ oder 0,1 ppm (IRK 2006). Der Sanierungszielwert für Kindergärten und Kindertagesstätten liegt bei 0,09 mg/m³.

Das Bundesinstitut für Risikobewertung (BfR) leitete eine „sichere Konzentration“ („Safe Level“) im Hinblick auf die krebserzeugende Wirkung von Formaldehyd beim Menschen von 0,1 ppm ab (BfR 2006a). Die Ad-hoc-Arbeitsgruppe Innenraum-Richtwerte, die sich aus Mitgliedern der Innenraumluftthygiene-Kommission des Umweltbundesamtes sowie Vertreterinnen und Vertretern der Arbeitsgemeinschaft der Obersten Landesgesundheitsbehörden zusammensetzt, bestätigte diesen Wert, die Neueinstufung würde nichts an dem bereits ursprünglich festgesetzten Wert ändern (IRK 2006).

Die wirkungsbezogene Immissionsgrenzkonzentration WIK der Akademie der Wissenschaften definierte die Grenzkonzentration zum Schutz der menschlichen Gesundheit – auch für besonders empfindliche Gruppen – für die Außenluft konzipiert mit 0,04 ppm bzw. 0,05 mg/m³ (AW 1997).



Der Arbeitskreis Innenraumluft des Lebensministeriums empfiehlt als Richtwert eine Konzentration von 0,05 ppm (0,06 mg/m³) als 24 h-Mittelwert bzw. 0,08 ppm (0,10 mg/m³) als Höchstwert (30-Minuten-Richtwert) (BMLFUW & ÖSTERR. AKADEMIE DER WISSENSCHAFTEN 2006).

3.6 Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK)

3.6.1 Stoffbeschreibung und Vorkommen

PAK bestehen aus einigen hundert Verbindungen mit zwei oder mehreren miteinander verbundenen aromatischen Ringstrukturen. Häufig werden in Umweltproben 16, durch die amerikanische Umweltbehörde Environmental Protection Agency (EPA) definierte PAK analysiert (EPA-PAK). Eine weitere bisher übliche Vorgangsweise bestand in Messung und Angabe von 6 DIN-PAK. In der Regel werden PAK durch die Konzentration der Leitsubstanz Benzo(a)pyren (BaP) bewertet. Der Großteil der PAK-Belastung entsteht durch Verbrennungsemissionen; die größten PAK-Emittenten sind der Hausbrand, kalorische Kraftwerke, der Kfz-Verkehr und industrielle Anlagen (im Besonderen Kokereien, Gaswerke sowie Raffinerien) sowie auch Waldbrände und offene Feuer auf landwirtschaftlich genutzten Flächen (Feldabbrand). PAK sind darüber hinaus auch Zwischenprodukte bei der Erzeugung von PVC und Kunststoffen (Naphthalin), Pigmenten (Acenaphthen, Pyren), Farben (Anthrazen, Fluoranthen) und Pestiziden (Phenanthren).

Infolge des Einsatzes von Weichmacherölen und Rußen bei der Produktion können PAK auch in verbrauchernahen Produkten (Kunststoffen, Gummiprodukten, Lacken, Farben, alten Feuchteisolierungen, Holzbeschichtungen, ...) enthalten sein.

PAK zeichnen sich durch geringen Dampfdruck, geringe Wasserlöslichkeit, Lipophilie sowie hohe Schmelz- und Siedepunkte aus. Sie werden im Körper umgebaut und ausgeschieden.

3.6.2 Toxizität

Die akute Toxizität ist mäßig bis gering. Eine Reihe von PAK wirkt sensitivierend (allergieauslösend) auf Meerschweinchen und Mäuse sowie phototoxisch (toxische Wirkung bei gleichzeitiger Bestrahlung mit UV-Licht) auf Säugerhaut und Zellkulturen. Beobachtet wurde auch Hyperkeratose (übermäßige Verhornung der Haut). Bedeutsam ist ihre chronische Toxizität. Ein Großteil der PAK sind gentoxisch wirksame Substanzen, zahlreiche PAK sind auch kanzerogen. Die Leitsubstanz BaP ist von der IARC in Gruppe 1 (krebserzeugend im Menschen) eingestuft. Die Tumore entstehen sowohl im Zielgewebe als auch an anderen Stellen im Körper. Das kanzerogene Potenzial ist von der Art der Aufnahme abhängig. Eine Reihe von PAK, darunter BaP, wirkt auch immun- und embryotoxisch, teratogen sowie reproduktionstoxisch.

Naphthalin, ursprünglich als nicht krebserregend eingestuft, erwies sich in Tierexperimenten als kanzerogen (NTP 2000). Dies führte schließlich zu der Schlussfolgerung, dass die Exposition gegenüber Naphthalin in einem nicht unbedeutenden Ausmaß zum Krebsrisiko für den Menschen beiträgt (PREUSS et al. 2003).

3.6.3 Exposition und Richtwerte

Die tägliche Aufnahme von BaP (als Referenzverbindung) wurde durch die Deutsche Gesellschaft für Pharmakologie und Toxikologie (DGPT) auf 1–100 ng durch die Außenluft, 5–450 ng durch die Innenraumluft, 200–500 ng durch die Nahrung und 400 ng durch Tabakrauch geschätzt.

Das Hessische Umweltministerium gibt einen Sanierungszielwert für BaP im Hausstaub von kleiner 1 mg/kg (7-Tage-Probe) an. Liegt die BaP-Konzentration darunter, ist die Wahrscheinlichkeit, dass sich relevante Mengen an Teerprodukten (und damit PAH) im untersuchten Objekt befinden, gering (Erlass AZ: VIII 8-22D20/98).

Die WHO schätzte die Aufnahme auf 1–5 ng/kg Körpergewicht/Tag. Laut Scientific Committee of Food (EU) beträgt die maximale tägliche Aufnahmemenge 450 ng/Tag (entspricht etwa 6 ng/kg KG).

Über den Hautkontakt mit Produkten, welche PAK enthalten – wie beispielsweise Griffe von Billigwerkzeugen – kann es ebenfalls zu relevanter Exposition kommen (BFR 2006b).

Zubereitungen gelten gemäß Gefahrenstoffrichtlinie als krebserregend, wenn der PAK-Gehalt 0,0005 Gewichtsprozente erreicht oder überschreitet.

Von der WHO wurde ein Grenzwert für die Leitsubstanz BaP von 0,7 µg/l im Trinkwasser definiert (WHO 2006b). Von der Europäischen Kommission wurde ein Summenwert für Benzo(b)fluoranthren, Benzo(k)fluoranthren, Benzo(ghi)perylen und Indeno(1,2,3-cd)pyren von 0,10 µg/l definiert (EC 1998).

In der 4. Tochterrichtlinie der EU wurde für BaP als Marker für das Krebsrisiko von PAK in der Außenluft der Zielwert von 1 ng/m³ in der PM10-Fraktion (als Durchschnitt eines Kalenderjahres) festgelegt. Diese Konzentration soll ab 31. Dezember 2012 nicht überschritten werden.

Das Unit Risk wurde von der WHO berechnet. Demnach kommt es durch eine Konzentration von 0,12 ng BaP/m³ in der Luft zu einem zusätzlichen Krebsfall in 100.000 lebenslang exponierten Personen (WHO 2000). Ein Richtwert für BaP im Hausstaub (Sanierungsfall) wurde mit 1 mg/kg angegeben.

Für Naphthalin hat die Ad-hoc-Arbeitsgruppe der deutschen Innenraumluftkommission einen Richtwert II (Gefahrschwelle) von 20 µg/m³ und 2 µg/m³ als Richtwert I (Unbedenklichkeitswert) festgelegt (SAGUNSKI & HEGGER 2004).

3.7 Industriechemikalien

Die Gruppe der Industriechemikalien umfasst jene Stoffe, die als Ausgangsprodukte zur Herstellung von Materialien (Kunststoffe), zur Materialverbesserung (Weichmacher, Stabilisatoren, Isolatoren, ...) bzw. aufgrund ihrer flammhemmenden Eigenschaften (Flammschutzmittel) erzeugt und eingesetzt wurden und werden.



3.7.1 Polychlorierte Biphenyle (PCB)

3.7.1.1 Stoffbeschreibung und Einsatzbereiche

In Abhängigkeit von der Anzahl und Stellung der Chloratome gibt es 209 mögliche PCB-Kongenere. Sie wurden ab 1930 intensiv industriell genutzt und in Transformatoren, Dichtungsmassen, Isolatoren (Elektrik) und Wärmetauscherflüssigkeiten eingesetzt. Ab 1976 wurden PCBs durch eine Reihe gesetzlicher Regelungen eingeschränkt. Ihr Einsatz ist mittlerweile in offenen und geschlossenen Systemen verboten. PCB gehören zum so genannten „dreckigen Dutzend“ von 12 Substanzen beziehungsweise Substanzgruppen, welche durch das internationale Abkommen der Stockholm Konvention der Verringerungspflicht unterliegen.

Die Wasserlöslichkeit und der Dampfdruck der PCBs nehmen mit dem Substituierungsgrad ab, während die Lipidlöslichkeit zunimmt. PCBs sind lipophil und bioakkumulierend.

3.7.1.2 Toxizität

Die Toxizität ist abhängig von der Anzahl und Position der Chloratome. Dioxinähnliche PCBs (ohne ortho-Substitution) sind coplanar und binden wie Dioxin an den AH-Rezeptor (z. B.: PCB 77, PCB 82, PCB 126, PCB 169) und können so komplexe Vorgänge im Körper verändern.

Alle anderen PCBs sind nicht planar (z. B.: PCB 105, PCB 114, PCB 118, PCB 123, PCB 56, PCB 157, PCB 167, PCB 189).

Polychlorierte Biphenyle gehören zu der Gruppe der Stoffe mit begründetem Verdacht auf krebserzeugendes Potenzial. Durch die internationale Agentur für Krebsforschung (IARC) wurden PCBs in die Gruppe 2A (wahrscheinlich krebserregend beim Menschen) eingestuft. In der Literatur sind immuntoxische und neurotoxische Effekte beschrieben, alle PCBs können tumorpromovierend (krebserregend) wirken. Aktuelle wissenschaftliche Publikationen zeigen gesundheitliche Folgen von PCB-Einwirkung im Menschen auf. Dies sind einerseits mentale Entwicklungsrückstände nach pränataler Exposition bei in Industrieländern üblichen Belastungen (VREUGDENHIL et al. 2002, WINNEKE & WALKOWIAK 2003, WHO 2005c) andererseits massive gesundheitliche Beeinträchtigung von hoch exponierten Bevölkerungsgruppen (TRNOVEC et al. 2003, LANGER et al. 2005). Auch in der potenziell hoch exponierten Bevölkerungsgruppe der arktischen indigenen Bevölkerung ließen sich eine Reihe gesundheitlicher Wirkungen nachweisen (AMAP 2004).

3.7.1.3 Exposition und Richtwerte

Der Hauptbelastungspfad für den Menschen ist die orale Aufnahme über fettreiche Lebensmittel und Fisch, in Einzelfällen (stark kontaminierte Innenräume) die Inhalation.

Die duldbare tägliche Aufnahmemenge für langfristige orale Aufnahme einer PCB-Mischung beträgt laut International Programme on Chemical Safety (IPCS) 0,02 µg/kg/Tag (WHO 2003).

Für langfristige inhalative Aufnahme wurde aus Gründen der spärlichen Datenbasis für PCBs sowie der langen Persistenz im Organismus keine tolerierbare Referenzdosis (TRD-Wert) quantifiziert (EIKMANN 2000). Etwas problematisch ist generell

bei diesen Berechnungen die dafür erforderliche Annahme einer definierten Mischung, da anzunehmen ist, dass die in der Umwelt vorliegenden PCB-Gemische in der Zusammensetzung variieren.

Kaberlah und MitarbeiterInnen definierten toxikologisch begründete Richtwert-Vorschläge für die Belastung der Raumluft mit PCB (KALBERLAH et al. 2002). Bei einer durchschnittlichen Raumnutzungsdauer von weniger als 7 Stunden pro Tag wären demnach 20 ng/m^3 zulässig, bei mehr als 7 Stunden pro Tag wären es 10 ng/m^3 . Der Richtwert II (Handlungs- bzw. Eingreifwert) wäre für die Nutzungsdauer weniger als 7 Stunden pro Tag 200 ng/m^3 , bei einer Raumnutzungsdauer von mehr als 7 Stunden pro Tag 70 ng/m^3 .

In der deutschen PCB-Richtlinie gelten Konzentrationen unter dem Wert von 300 ng/m^3 noch als unbedenklich, bei einer Konzentration von 3.000 ng/m^3 ist sofortige Sanierung erforderlich (BMBW 1996).

3.7.2 Alkylphenole und Bisphenol A

3.7.2.1 Stoffbeschreibung und Einsatzbereiche

Bisphenol A (BPA) dient als Ausgangsprodukt für Polycarbonate und Epoxidharze und wird in weiterer Folge zur Herstellung von Flachprodukten, Compact Disks und Beschichtungen als Antioxidans in Kunststoffen (PVC), Zahnmaterial und Kosmetika eingesetzt.

Octyl- (OP) und Nonylphenol (NP) dienen als Ausgangsprodukte zur Herstellung nicht-ionischer Tenside und ebenfalls als Ausgangsmaterial für Kunstharze und -lacke. Alkylphenoethoxylate werden als Bohr-, Flotations-, Netz- und Verlaufsmittel und als Additive zu Schmierölen und als Weichmacher eingesetzt. Diese Substanzen sind leicht und günstig herzustellen und werden daher in großen Mengen eingesetzt. Beispielsweise wurden in Österreich 2002 1.700 t BPA und ca. 62 t NP+OP importiert (STATISTIK AUSTRIA 2003).

3.7.2.2 Toxizität

Akut toxische Wirkungen von Nonylphenol und Octylphenol betreffen Leberschäden sowie Haut- und Schleimhautreizungen. Bisphenol A verfügt über geringe akute Toxizität und wirkt nicht reizend. Die chronische Toxizität von Nonylphenol liegt in der endokrinen Wirksamkeit (östrogene Effekte). In Tierversuchen an Ratten konnte man eine Reduktion der Spermienzahl sowie Veränderung der Sexualentwicklung und der Zykluslänge beobachten. Nonylphenol ist plazentagängig und führt zu Verhaltensänderungen beim Nachwuchs. Hinweise auf Immuntoxizität wurden in In-vitro-Tests gefunden. Auch Octylphenol ist endokrin wirksam (östrogene Effekte) und es gibt Hinweise auf Immuntoxizität (In-vitro-Tests). Bisphenol A wirkt sensitivierend (allergieauslösend); widersprüchliche Ergebnisse liegen zur Gentoxizität (meist negativ) vor. Eine schwache Zunahme der Lymphom- und Leukämierate bei hohen Konzentrationen in der Nahrung wurde bei Versuchstieren beobachtet. Auch BPA ist endokrin wirksam (östrogene Effekte). Im Tierversuch an Ratten wurde in den Nachkommen der behandelten Muttertiere Hyperaktivität durch Veränderung der Genexpression des Dopaminrezeptors nachgewiesen.



3.7.2.3 Exposition und Richtwerte

Für Nonylphenol wurde vom dänischen Amt für Umweltschutz ein TDI² von 5 µg/kg Körpergewicht/Tag berechnet. Die Hauptaufnahme von Nonylphenol und Bisphenol A erfolgt durch Lebensmittel. Ein TDI von 50 µg/kg KG/Tag wurde für Bisphenol A von der europäischen Behörde für Lebensmittelsicherheit bestimmt (EFSA 2007). Die Gesamtaufnahme an Bisphenol A über Lebensmittel wird für Erwachsene auf 0,48 µg/kg KG geschätzt, für Kinder auf 1,6 µg/kg KG. Damit liegt sie unter dem geltenden TDI. Auf der Basis des TDI wurde außerdem ein so genanntes Specific Migration Limit (eine Mengenbegrenzung für den „zulässigen“ Übergang von Bisphenol A aus Kunststoffmaterialien in Lebensmitteln) festgelegt. Dieser Wert wird künftig 60 µg/kg Lebensmittel betragen. Derzeit liegt er noch bei 3 mg/kg Lebensmittel (BFR 2003a).

In der Draft-Version des aktuellen Berichtes des NTP (National Toxicology Programme der USA) wurden Bedenken bezüglich möglicher Effekte auf das Nervensystem (neurologische Entwicklung und Verhalten) bei derzeitigen Konzentrationen von Bisphenol A geäußert. Weiters bestehen auch Bedenken bezüglich negativer Effekte auf Prostata, Brustdrüse sowie verfrühter Pubertät von Mädchen (NTP 2008).

3.7.3 Phthalate

3.7.3.1 Stoffbeschreibung und Einsatzbereiche

Phthalate zeichnen sich durch Farb-, Geruch- und Geschmacklosigkeit aus, sie gehören zu den wichtigsten Industriechemikalien. Phthalate werden als Weichmacher in Kunststoffen z. B. in PVC-haltigen Böden, Kunststoffverkleidungen- und -belägen, in Spielwaren und Haushaltsprodukten eingesetzt. Sie werden als Additiv in Farben, Lacken, Dispersionen, in Munition, Schmier- und Lösungsmitteln, in Textilhilfsmitteln, in kosmetischen Präparaten (Parfüms, Deodorants, Nagellacken etc.) und in Arzneimitteln eingesetzt. In Österreich beträgt die geschätzte in Umlauf gebrachte Menge 15.000–20.000 t/Jahr. Weltweit liegt der Verbrauch bei 2 Mio. t/Jahr (KOCH et al. 2003).

3.7.3.2 Toxizität

Phthalate weisen eine geringe akute Toxizität auf, die Datenlage zur Toxikologie ist jedoch unbefriedigend. Die am häufigsten untersuchte Substanz ist Bis(2-ethylhexyl)phthalat (DEHP).

Kurzzeitige hohe Exposition mit DEHP führt zu Reizungen der Schleimhäute (Augen, Atemwege und auch des Magen-Darmtrakts). Die empfindlichsten Zielsysteme der Toxizität von DEHP sind bei langfristiger Aufnahme die spermiengbildenden Zellen (Hoden) und das Hormonsystem. Zu den chronischen Wirkungen von DEHP zählen, bei 10- bis 100-fach höheren Dosen, auch Nieren- und Leberschäden. Chronische DEHP-Exposition wirkt reproduktionstoxisch (fruchtschädigend), insbesondere auf das männliche Fortpflanzungssystem. Die Kanzerogenität von DEHP

² TDI = Tolerable Daily Intake, die tolerierbare tägliche Aufnahme von Wirkstoffen.

wird kontrovers diskutiert, da nach oraler Gabe im Tierversuch Lebertumore festgestellt wurden. Ursprünglich wurde DEHP von der IARC (International Agency for Research on Cancer) und durch das NTP (National Toxicology Program) als möglicherweise/wahrscheinlich krebserregend eingestuft. Aufgrund neuerer Studien kam es zur Rückstufung, da die krebserzeugende Wirkung nur in Labornagern festzustellen ist. Endokrine Wirksamkeit wurde laut ECB (Europäisches Chemikalienbüro) für DEHP, Dibutylphthalat (DBP) und Butylbenzylphthalat (BBP) bestätigt. Die EU-Risikoabschätzung für DEHP ergibt Grund zur Besorgnis für ArbeiterInnen in der Erzeugung, PatientInnen und Kinder durch Spielwaren, Kleinkinderartikel und Umweltexposition in folgenden Punkten: Hodentoxizität, Entwicklungstoxizität, Fertilität und Nierentoxizität (ECB 2001b). Aktuelle Studien bestätigen, dass die Entwicklung der männlichen Fortpflanzungsorgane bei derzeitigen Expositionskonzentrationen negativ beeinflusst wird (SWAN et al. 2005, LOTTRUP et al. 2006).

Einen Zusammenhang von erhöhten Phthalatkonzentrationen mit vermehrtem Auftreten von Asthma und Allergien wurde auf Basis einer Fall-/Kontrollstudie an 400 dänischen Schulkindern postuliert (BORNEHAG et al. 2004).

3.7.3.3 Exposition und Richtwerte

Eine wesentliche Aufnahmequelle für Phthalate ist die Nahrung. Studien aus der Schweiz und aus Dänemark belegen durchschnittliche tägliche Aufnahmemengen durch die Nahrung von 190–300 µg/kg (BFR 2003a, IFAU 2004). Die Aufnahme erfolgt auch über Konsumprodukte und Innenraumlufte, da Phthalate im Kunststoff nicht chemisch gebunden sind und daraus entweichen können. Fromme und MitarbeiterInnen fanden 0,39 µg/m³ (95 % Perzentil) in der Innenraumlufte von Wohnungen, und 1,51 µg/m³ (95 % Perzentil) in Kindergärten (FROMME et al. 2007). Auch über die Aufnahme von Hausstaub und Kontakt mit Spielzeugen kommt es zur Exposition. Gehalte im Hausstaub liegen im Mittel zwischen 450 und 740 mg/kg (Median), wobei Maximalwerte von 32.000 mg/kg gemessen wurden (IFAU 2004). Die tägliche Aufnahmemenge liegt für Erwachsene bei etwa 2,2 µg/kg KG, für Kleinkinder jedoch bei 12 µg/kg KG, da die Aufnahmepfade über Boden, Luft, Trinkwasser und Hausstaub in größerem Ausmaß zur Belastung beitragen (IFAU 2004).

Die EU hat für DEHP einen ADI³ von 48 µg/kg KG/Tag festgelegt (CSTEE 2004). Die amerikanische Umweltbehörde EPA hat einen Richtwert von 20 µg/kg KG/Tag festgesetzt (IRIS 2004). Das niederländische Institut für Gesundheit und Umwelt (RIVM) definierte, basierend auf reproduktionstoxischen Wirkungen, einen Richtwert von 4 µg/kg KG/Tag (BAARS et al. 2001).

Untersuchungen aus Deutschland haben gezeigt, dass die Bevölkerung und insbesondere Schulkinder und Lehrkräfte in höherem Maß exponiert sind als angenommen wurde (KOCH et al. 2003, 2004, 2005). Erste Ergebnisse des Kinder-Umwelt-Survey (KUS) im Rahmen des Kinder- und Jugendgesundheits surveys (KiGGS) zeigen, dass die duldbare tägliche Aufnahme (TDI) von 2 % (bei DEHP) und von 37 % (bei DnBP) der Kinder überschritten wurde (KOCH et al. 2007, KOLOSSA-GEHRING et al. 2007). Eine aktuelle deutsche Studie belegt eine abnehmende Tendenz der Phthalatbelastung innerhalb der letzten Jahre (WITTASEK et al. 2007).

³ ADI = Acceptable Daily Intake, erlaubte Tagesdosis.



Das Bundesamt für Risikobewertung hat das Europäische Chemikalienbüro um eine Revision des TDI-Wertes für DEHP ersucht, da aufgrund der Exposition und der reproduktionstoxischen Wirkungen im Niedrigdosisbereich risikominimierende Maßnahmen angezeigt sind (BFR 2003a).

Die europäische Behörde für Lebensmittelsicherheit (European Food Safety Authority, EFSA) hat festgestellt, dass bereits die Aufnahme von Dibutylphthalat (DBP) über die Nahrung im Bereich des TDI liegt, und dass Minimierungsmaßnahmen angezeigt sind, da auch andere Expositionspfade bestehen (EFSA 2005).

Darüber hinaus sollte aufgrund der ähnlichen und daher additiven Wirkung der Einzelsubstanzen ein Gruppen-TDI für Phthalate berechnet werden (WITTASEK & ANGERER 2008).

3.7.4 Polybromierte Diphenylether (PBDE)

3.7.4.1 Stoffbeschreibung und Einsatzbereiche

Es gibt drei verschiedene technische Gemische von polybromierten Diphenyletherverbindungen: Pentabromodiphenylether, Octabromodiphenylether und Decabromodiphenylether, die verschiedene Kongenere in unterschiedlichen Anteilen enthalten. Es gibt 209 mögliche Kongenere (unterschiedliche Anzahl und Position der Bromatome); Deca-BDE #209 ist das wirtschaftlich wichtigste Kongener.

PBDE werden als Flammschutzmittel im Elektro-, Elektronik-, Bau-, Transport- und Textilsektor, in Kunststoffen (bis zu 15 % PBDEs) und in Polyurethanschäumen (bis zu 30 % PBDEs) eingesetzt. Sie sind in Computer-Monitoren, Fernsehern, Dämmstoffen auf Kunststoffbasis, Ausschäummitteln (Montageschäume), Farben, Tapeten, Matratzen, Möbelstoffen, einigen Bodenpflegemitteln und Bodenbelägen (auch einige Linoleum-Böden) enthalten. Weltweit werden etwa 67.400 t Gesamt-PBDE pro Jahr erzeugt.

In Deutschland wurden im Jahr 1999 ca. 1.000 t/Jahr Decabromodiphenylether hergestellt, in der EU waren es 7.500 t.

PBDE weisen höchste Persistenz, Fettlöslichkeit und ein Potenzial zur Bioakkumulation auf.

3.7.4.2 Toxizität

Die toxikologische Datenlage ist immer noch lückenhaft, generell sind höher bromierte PBDEs jedoch weniger akut toxisch. Problematisch erweist sich jedoch die chronische Toxizität. Deca-BDE (# 209) erwies sich in Tierversuchen als krebsauslösend in der Leber. In Tierversuchen mit BDE #99 konnten Entwicklungsverzögerung und Abnahme des Gewichts sowie der Größe der Reproduktionsorgane, Verminderung der Spermienanzahl, Effekte auf Schilddrüse (Veränderung der Hormonspiegel: T₃, T₄, TSH), Veränderung der Gehirn- und Nervenentwicklung, Verhaltensstörungen und bleibende Lern- und Gedächtnisstörungen beobachtet werden. Darüber hinaus gab es Hinweise auf östrogene Effekte.

3.7.4.3 Exposition und Richtwerte

Aufgrund der EU-Risikoabschätzungen für Penta- und Octa-BDE gibt es ein EU-weites Verbot für das Inverkehrbringen dieser Verbindungen mit einem tolerierten Höchstgehalt bei Stoffen, Zubereitungen von 0,1 Gewichtsprozent (ECB 2002b, 2003b).

Für Deca BDE ergab die EU-Bewertung kein Risiko bei beruflicher Belastung, sowie kein Risiko für die Allgemeinbevölkerung durch die Umweltbelastung mit Deca-BDE (ECB 2002b).

Dennoch wurde aufgrund von Unsicherheiten bezüglich „secondary poisoning“ (Sekundärvergiftung höherer Organismen aufgrund der Exposition über die Umwelt) und möglicher Langzeiteffekte eine Risikoreduktionsstrategie entwickelt. Nach wie vor ist nicht vollständig geklärt, in welchem Ausmaß Deca-BDE zu niedriger bromierten und toxischeren Kongeneren abgebaut und verstoffwechselt wird. Das Joint FAO/WHO Expert Committee on Food Additives definierte keinen provisional tolerable monthly intake (PTMI) oder provisional tolerable weekly intake (PTWI) aufgrund der Heterogenität der Substanzen und der vorliegenden Daten. Das staatliche niederländische Institut für Gesundheit und Umwelt berechnete eine aktuelle tägliche Aufnahme von 1,7 ng/kg PBDE KG/Tag.

Für Penta-BDE (# 99) wurde ein TDI von 0,26 ng/kg KG/Tag errechnet. Die Aufnahme nur durch die Nahrung beträgt für 99 % der niederländischen Bevölkerung bereits 0,24 ng/kg KG (WINTER-SORKINA et al. 2006). Es ist anzunehmen, dass die Belastung in anderen EU-Ländern in einem ähnlichen Bereich liegt.

Aktuelle Studien deuten darauf hin, dass die Belastung durch Innenraumluft und Hausstaub höchst relevant ist (SCHECTER et al. 2006, ZUURBIER et al. 2006, WU et al. 2007).

3.7.5 Trisphosphate

3.7.5.1 Stoffbeschreibung und Einsatzbereiche

Bei dieser Stoffgruppe handelt es sich um verschiedene Einzelverbindungen, welche vorrangig als Flammschutzmittel für eine Vielzahl an Materialien wie beispielsweise Lacke, Farben, Montageschäume, Polyurethanschäume, Schmiermittel, Hydraulikflüssigkeiten, Polstermöbel, Tapeten, Teppichböden, Vorhänge, Textilien (Polyester!), Flammschutz von Kinderkleidung (TDCPP) und elektronische Geräte eingesetzt werden. Mehrere Verbindungen sind so genannte „high production volume“-Chemikalien, d. h. sie werden innerhalb der EU in Mengen größer als 5.000 t eingesetzt.

TCEP wird darüber hinaus auch als Weichmacher eingesetzt, TBEP wird häufig in Fußbodenbeschichtungen verwendet.

Triphosphate verfügen über flammhemmende Eigenschaften, sind persistent und haben einen hohen Dampfdruck.

Tabelle 4: Ausgewählte Vertreter der Gruppe der phosphororganischen Flammschutzmittel.

Substanz	Akronym
Diethylphosphat	DEP
Tri-n-butylphosphat	TBP
Tris(2-butoxyethyl)-phosphat	TBEP
Triphenylphosphat	TPP
Tris(2-chlorethyl)-phosphat	TCEP
Tris(2-chlor-1-propyl)-phosphat	T2C1PP
Tris(2-chlor-1-methyl ethyl)-phosphat	T2C1MEP
Tris (dichlorpropyl)-phosphat	TDCPP
Tris(2-chloropropyl)phosphat	TCPP

3.7.5.2 Toxizität

Die Aufnahme erfolgt über Haut, Augen und inhalativ (bei Verarbeitung). Tris(2-chlorethyl)-phosphat (TCEP) ist neurotoxisch und verfügt über chronische Toxizität, die Zielorgane Leber und Niere betreffend. Effekte auf Fertilität (männliche Ratten) und Reproduktionstoxizität wurden in Tierversuchen beobachtet. TCEP-Gabe führt in der Ratte zu Schilddrüsentumoren, es ist laut IARC-Einstufung (Gruppe 3) nicht klassifizierbar bezüglich Kanzerogenität im Menschen. Andere Trisphosphate wie TCPP, T2C1PP sind hinsichtlich chronischer Effekte (Kanzerogenität, Reproduktionstoxizität, Teratogenität, Embryotoxizität) wenig untersucht, über Wirkungen beim Menschen ist wenig bekannt. Die Verbindung TDCPP ist im Tierversuch kanzerogen und von der IARC in Gruppe 3 eingestuft. Die Krebsauslösung erfolgt bereits bei niedrigen Konzentrationen (< 5 mg/kg/Tag, Ratte), vorwiegend in der Leber, aber auch in Niere, Hoden und Gehirn. Hohe Konzentrationen sind neurotoxisch und immuntoxisch. Hinsichtlich chronischer Toxizität, Reproduktionstoxizität, Teratogenität oder Embryotoxizität ist wenig bekannt. Bei wiederholter Gabe (Tierversuch bei Säugern) wurden Schäden an Harnblase, Leber und Niere beobachtet.

Drei der phosphororganischen Verbindungen (TCEP, TCPP, TDCP), die im Rahmen der vorliegenden Studie untersucht wurden, werden derzeit von der EU hinsichtlich ihres Risikos bewertet: Alle Substanzen wurden zur Einstufung in die Krebskategorie 2 (R45 – kann Krebs erzeugen) vorgeschlagen; für TCEP wurde schließlich die Einstufung in Kategorie 3 (R40 – Verdacht auf krebserzeugende Wirkung) bestätigt. Hinsichtlich Reproduktionstoxizität wurde TCEP in die Kategorie 2 (R60 – kann die Fortpflanzungsfähigkeit beeinträchtigen) eingestuft, bei TCPP und TDCP wird eine Einstufung in die Kategorie 3 (R62 – kann möglicherweise die Fortpflanzungsfähigkeit beeinträchtigen) diskutiert (BAYLFU 2006).

Es sind nur wenige Daten zur Humantoxizität vorhanden. Aufgrund von Innenraumbelastungen konnte man einerseits zwischen akuten Unverträglichkeiten (Haut- und Schleimhautreizungen) und andererseits chronischen Unverträglichkeiten wie Kopfschmerzen, Lähmungen, Antriebslosigkeit, Müdigkeit und Infektanfälligkeit unterscheiden.

3.7.5.3 Exposition und Richtwerte

Trisphosphate können im Fettgewebe nachgewiesen werden (TDCPP-Gehalte: n. n. bis 32 µg/kg; 1989 vereinzelt: 257 µg/kg). Auch in Samenflüssigkeit von Studenten wurden 5–50 µg/l TDCPP nachgewiesen (HUDEC et al. 1981).

Derzeit wird das Risiko durch TDCPP durch die EU bewertet.

Für TCEP liegen toxikologisch abgeleitete Richtwerte der Innenraumlufthygiene-Kommission des Umweltbundesamtes (Deutschland) von 5 µg/m³ (Richtwert I, Vorsorgewert) und von 50 µg/m³ (Richtwert II, Eingriffswert) vor. Sie wurden auf Basis einer Wirkungsschwelle von 40 µg/kg KG/Tag abgeleitet. Diese Richtwerte sollen hilfsweise auch für die Summe der Raumluftkonzentrationen von TCEP, TCPP, TBP, TBEP, TEHP und TPP gelten, da für die anderen Stoffe die Datenlage nicht für die Ableitung eigener Richtwerte ausreicht (SAGUNSKI & ROSSKAMP 2002, BAYLFU 2006).

3.7.6 Organozinnverbindungen

3.7.6.1 Stoffbeschreibung und Einsatzbereiche

Organozinnverbindungen werden im Innenraum hauptsächlich infolge des Einsatzes als Stabilisatoren in PVC-Böden gefunden. Darüber hinaus werden sie zum Holz- und Materialschutz, in Dämmstoffen, Dichtmassen, als Desinfektionsmittel, Pflanzenschutzmittel und als Biozidausrüstung in Textilien und Sportartikeln (u. a. Sportbekleidung, Regenbekleidung, Badesandalen, Turnmatten etc.) eingesetzt.

Sie sind höchst persistent und aufgrund des früheren massiven Einsatzes als Anti-foulingmittel im Schiffbau von hoher Umweltrelevanz, da sie sich zudem in der Nahrungskette anreichern und bioakkumulieren.

3.7.6.2 Toxizität

Die Toxizität der organischen Zinnverbindungen ist sehr unterschiedlich, über besonders hohe Toxizität verfügen di- und trialkylierte Verbindungen. Im Säugerorganismus kommt es zum Abbau von Tributylverbindungen zu Dibutyl- und Monobutylverbindungen. Die Datenlage zur Humantoxizität ist sehr lückenhaft. Aus Tierversuchen sind akuttoxische Effekte von Dibutylzinnverbindungen wie Gallengangsdegenerationen sowie Leber- und Pankreasschäden bekannt; darüber hinaus wirken sie immuntoxisch. Tributylzinnverbindungen wirken auf Körpergewicht, Gallengänge, Niere, Leber und Blutssystem. Tributylzinnverbindungen sind endokrin wirksam und immuntoxisch. Kurzzeitige Exposition mit Triphenylzinn (hohe Konzentrationen) führt zu Leberschäden, Kopfschmerz und Verwirrung.

Beim Einsatz in Pflanzenschutzmitteln wurden in Tierversuchen Tumore in Hypophyse und Hoden sowie toxische Effekte auf das Immunsystem beobachtet.

Chronische Wirkungen von Organozinnverbindungen sind Schlaflosigkeit, Hyperaktivität, Appetitlosigkeit und Krämpfe. Es gibt auch Hinweise auf gentoxische Wirkungen.

Chronische Exposition gegenüber Dialkylzinnverbindungen führen zu einer Abnahme des Thymusgewichts (Schilddrüse).

Chronischer Hautkontakt führt zu Dermatose.



3.7.6.3 Exposition und Richtwerte

Es gibt derzeit keine gesetzlichen Regelungen, die Grenzwerte oder Richtwerte für Tributylzinnverbindungen in Bedarfsgegenständen vorschreiben. Laut einer aktuellen Risikoabschätzung der EU kommt es insbesondere bei Kindern zu einer Überschreitung der tolerierbaren täglichen Aufnahmemenge. Hauptsächlich Fisch- und Fischproduktkonsum, Innenraumkontamination (Hausstaub und Innenraumluft) sowie organozinnhaltige PVC-Aufdrucke von T-Shirts wurden als kritische Expositionspfade genannt (RPA 2005).

3.7.7 Polymoschusverbindungen

3.7.7.1 Stoffbeschreibung und Einsatzbereiche

Polyzyklische Moschusverbindungen werden als künstliche Duftstoffe und zur Qualitätsverbesserung (Haftung und Intensität des Dufts) in Kosmetika und in Konsumprodukten (Wasch- und Reinigungsmittel, Duftverbesserer, Räucherstäbchen etc.) verwendet. In der EU werden etwa 1.800 t/Jahr eingesetzt. Diese Substanzen besitzen eine hohe Oberflächenaktivität, niedrige Polarität, geringe Wasserlöslichkeit, hohen Dampfdruck und sind lipophil. Die wichtigsten Vertreter sind Galaxolid und Tonalid.

3.7.7.2 Toxizität

Im Tierversuch wirkte Galaxolid leicht hautreizend und photoirritierend. Versuche mit Tonalid ergaben Hinweise auf sensitivierendes Potenzial. Schwache endokrine Wirksamkeit wurde bei In-vitro-Tests festgestellt.

3.7.7.3 Exposition und Richtwerte

Die Hauptaufnahme erfolgt durch Gebrauch von Kosmetika (mengenmäßig wichtigster Expositionspfad), die errechnete maximale innere systemische Expositionsdosis beträgt für Galaxolid 44 µg/kg KG/Tag und für Tonalid 14 µg/kg KG/Tag.

Polyzyklische Moschusverbindungen können in Blut, Nabelschnurblut, Fettgewebe und Muttermilch (39 bzw. 36 µg/kg Fett) nachgewiesen werden.

Derzeit werden auf EU-Ebene Risikoabschätzungen einiger polyzyklischer Moschusduftstoffe durchgeführt.

3.8 Biozide und Pestizide

Biozide sind dazu bestimmt, auf chemischem oder biologischem Weg Schadorganismen zu bekämpfen und werden unter anderem in Holzschutzmitteln, Desinfektionsmitteln, Schleimbekämpfungsmitteln und Konservierungsmitteln eingesetzt. Sie werden – im Gegensatz zu Pflanzenschutzmitteln – im nicht-landwirtschaftlichen Bereich verwendet. Pestizide ist ein früher gebräuchlicher Sammelbegriff für Pflanzenschutz- und Schädlingsbekämpfungsmittel. Innenraumrelevant sind vor allem Insektizide und Fungizide. Organozinnverbindungen sind ebenfalls biozide Verbindungen, wurden jedoch, aufgrund der Hauptverwendung im Innenraum, im Kapitel Industriechemikalien beschrieben (siehe Kapitel 3.7.6).

3.8.1 Organochlorpestizide

3.8.1.1 Stoffbeschreibung und Einsatzbereiche

Eine Reihe von Organochlorverbindungen wurde zur Insektenbekämpfung hergestellt und in der Landwirtschaft gegen Termiten, zur Kontrolle von Krankheitserregern (Vektoren für z. B. Malaria) sowie im Holz- und Textilschutz massiv eingesetzt. Aufgrund ihrer Persistenz und hohen – vor allem chronischen – Toxizität sind sie heute in vielen Ländern verboten, in anderen gibt es nur wenige, streng limitierte Anwendungsbereiche (Malariabekämpfung). Bekannte und bedeutsame Vertreter der Organochlorpestizide sind:

*Aldrin, *Dieldrin, *Endrin, *Chlordan, *DDT, *Mirex, *Heptachlor, *Hexachlorbenzol, Hexachlorbutadien, Pentachlorphenol (PCP).

Die mit einem Stern (*) gekennzeichneten Substanzen sind durch das internationale Abkommen der Stockholmkonvention staatenübergreifend geregelt. Es sind zu meist schwer flüchtige Feststoffe, mit geringer Wasserlöslichkeit und guter Löslichkeit in organischen Lösungsmitteln. Sie sind persistent, lipophil und verfügen über ein hohes Akkumulationspotenzial.

3.8.1.2 Toxizität

Die Substanzen sind generell höchst toxisch, vor allem hinsichtlich chronischer Wirkungen. Ein Großteil der Verbindungen ist kanzerogen, teratogen, reproduktions- und immuntoxisch sowie teilweise endokrin wirksam, außerdem können sie das Nervensystem – insbesondere bei Exposition in Entwicklungsphasen – schädigen.

3.8.1.3 Exposition und Richtwerte

Die Exposition der Menschen erfolgt hauptsächlich über die Nahrung (tierische Lebensmittel), da sich diese Substanzen in der Nahrungskette anreichern.

Tabelle 5: Duldbare tägliche Aufnahmemengen.

Substanz	ADI (WHO) in µg/kg/Tag	TDI in µg/kg
Aldrin und Dieldrin	0,1 (vorläuf. 1994)	0,03 (EPA)
Endrin	0,2 (JMPR*)	
Chlordan	0,5 (vorläuf. 1994)	
DDT	10 (vorläuf., 2000)	
Mirex	-	
Heptachlor	0,1 (vorläuf. 1994)	
Hexachlorbenzol		1 (Trinkwassergrenzwert) 1993
Hexachlorbutadien	0,2	
Pentachlorbenzol	10 (IPCS, WHO)	
Endosulfan	6 (1998)	
HCH	1 vorläuf., 1997	0,01 (ATDSR)

*Joint FAO/WHO Meeting on Pesticide Residues

IPCS: International Programme on Chemical Safety, WHO

ATDSR: Agency for Toxic Substances and Disease Registry

ADI, TDI:



Die Herstellung, Verwendung und das Inverkehrsetzen von Pentachlorphenol ist in Österreich verboten (ChemikalienverbotsVO 2003). Weiters ist das Inverkehrsetzen von Fertigwaren mit einem Masseanteil von größer 5 ppm Pentachlorphenol verboten.

Grenz- und Richtwerte sind in Österreich im Hausstaub nicht festgelegt. Von der deutschen PCP-Richtlinie 1997 wird ein Wert von 1 mg/kg im Frischstaub bzw. 5 mg/kg im Altstaub definiert.

Die Ad-hoc-Arbeitsgruppe der deutschen Innenraumluftkommission hat für PCP einen Richtwert II (Gefahrenschwelle) von $1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ und $0,1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ als Richtwert I (Unbedenklichkeitswert) festgelegt (IRK 1997). Das Landesamt für Gesundheit und Soziales Mecklenburg-Vorpommern, Deutschland, hat für Lindan einen Richtwert II (Gefahrenwert, Handlungsrichtwert) von $1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ und $0,1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ als Richtwert I (Sanierungszielwert, Vorsorgewert) festgelegt; für DDT beträgt der Richtwert II (Gefahrenwert, Handlungsrichtwert) $3 \mu\text{g}/\text{m}^3$ und der Richtwert I (Sanierungszielwert, Vorsorgewert) $0,3 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (LAGUS 2005).

3.8.2 Pyrethroide

3.8.2.1 Stoffbeschreibung und Einsatzbereiche

Pyrethroide sind synthetische, pyrethrum-ähnliche Verbindungen (Ester der Chrysanthemumsäure, Pyrethrinsäure und verschiedener Ketoalkohole). Die Substanzen liegen als Entantiomeregemische vor. Generell kann man zwischen Typ I-Pyrethroiden (ohne α -Cyano-Substitution (z. B. Pyrethrum, Permethrin) und Typ II-Pyrethroiden mit α -Cyano-Substitution (z. B.: Cyfluthrin, Deltamethrin) unterscheiden. Sie werden zur Insektenvernichtung, als Pflanzenschutzmittel, zum Textilschutz und zum Holzschutz als Spray, Gel, Stäube oder Dauerimprägnierungen eingesetzt. In Österreich wurden im Jahr 2002 223 t Insektizide auf Basis von Pyrethroiden importiert.

3.8.2.2 Toxizität

Pyrethroide sind hochwirksame Nervengifte für Insekten und Säugetiere und können in Kurz- und Langzeitwirkstoffe unterteilt werden.

- Typ I-Pyrethroide bewirken kurze Folgen wiederholter Nervenimpulse. Aufnahme dieser Stoffe führt zu Muskelzittern, Koordinationsstörungen, erhöhter Erregbarkeit und Überempfindlichkeit gegenüber äußeren Reizen.
- Typ II-Pyrethroide führen zu lang anhaltenden Folgen von Nervenimpulsen in sensiblen Rezeptoren und Nervenfasern. In der Folge kommt es zu Speichelfluss, Zuckungen, Desorganisation des zentralen Nervensystems und der Depression von Nervenimpulsen.

Bezüglich ihrer chronischen Toxizität gibt es widersprüchliche Ergebnisse aus Tierversuchen, insbesondere zur mutagenen, kanzerogenen und immuntoxischen Potenz. Für Permethrin und Cypermethrin gibt es Hinweise auf endokrine Wirksamkeit (Bindung an Östrogenrezeptor, Verdrängung von Östrogen).

Bei Vergiftungsfällen exponierter Personen kam es zu Übelkeit, Erbrechen, Durchfällen, Bewusstseinstörungen und Krämpfen. Nach direktem Hautkontakt traten lokale Parästhesien (Kribbeln, Brennen, Jucken) auf, die Latenzzeit betrug wenige

Minuten bis mehrere Stunden und die Symptome waren bis zu 24 Stunden anhaltend und reversibel. Es kam zu Reizungen der Schleimhäute, der Atemwege und Augen zu Benommenheit und Kopfschmerzen.

Chronische Exposition mit geringen Konzentrationen kann zu einer Veränderung human-immunologischer Parameter führen (BMBF 2001).

Es sind deutliche interindividuelle Unterschiede feststellbar, manche Personen erweisen sich als besonders sensibel, Kinder sind durch ihre zartere Haut und dadurch höhere Aufnahme rate stärker gefährdet. Für diese Personengruppen besteht Forschungsbedarf.

3.8.2.3 Exposition und Richtwerte

- Cyfluthrin und beta-Cyfluthrin: ADI: bis 0,04“ mg/kg KG
- ADI: WHO: bis 0,04 mg/kg KG
- Cypermethrin, alpha- Cypermethrin und zeta-Cypermethrin: ADI: bis 0,02 mg/kg KG
- Permethrin ADI: bis 0,05 mg/kg KG.

(WHO 2006c)

3.9 Metalle

3.9.1 Aluminium (Al)

3.9.1.1 Stoffbeschreibung und Einsatzbereiche

Aluminium wird in der Auto-, Flugzeug, Bau-, und Verpackungsindustrie sowie in der Medizin (vorwiegend als Al (III) zur Behandlung von Gastritis und Ulzera) angewendet.

3.9.1.2 Toxizität

Vergiftungserscheinungen wurden bei Dialysepatienten beobachtet. Diese Dialyseenzephalopathien äußern sich durch das Auftreten von Demenz, Sprachstörungen, Myoklonien und Krämpfen. Bei Arbeitern und Arbeiterinnen in der Aluminiumverarbeitung wurden vermehrt Lungenfibrosen diagnostiziert. Auch Anämien und Osteopathien wurden beobachtet, da die Knochenbildung verlangsamt sowie die Auflösung des Knochengewebes induziert wird. Aluminium hemmt im Gastrointestinaltrakt die Resorption von Fluorid, Kalzium, Eisen, Phosphat und Cholesterin.

3.9.2 Blei (Pb)

3.9.2.1 Stoffbeschreibung und Einsatzbereiche

Blei wurde früher in großen Mengen für den Bau von Rohrleitungen gebraucht. Heute werden ca. 40 % des Pb-Bedarfs für Batterien, der Rest für die Herstellung von Farben, Munition, Wäge- und Ballastgewichten verwendet. Ältere Anstriche und Materialien (z. B. Holzimprägnierungen, Legierungen) können Blei enthalten und so eine Quelle der Belastung darstellen.



Der Verkehr hat Anteil an der innerstädtischen Bleibelastung (insbesondere durch Bremsabrieb). Tetraethylblei wurde jahrzehntelang als Antiklopffmittel für Benzinmotoren eingesetzt.

3.9.2.2 Toxikologie

Akute Vergiftungssymptome sind Bleikoliken, neurologische Symptome (Schlaflosigkeit, Apathie, Stupor, Aggressivität), Bleienzephalopathie (Gehirnhautentzündung) und Bleilähmungen.

Chronische Wirkungen betreffen das Blutssystem, den Magen-/Darmtrakt, das zentrale und periphere Nervensystem und die Nieren. Schädigungen treten bereits unterhalb des Grenzwertes von 10 µg/dl Blut (USA) auf. Blei hat eine sehr lange (> 2 Jahre) Verweildauer im Gehirn. In Tierversuchen wurde Wirkung auf Spermien (Bildung, Beweglichkeit) und Hodenatrophie beobachtet. Blei ist plazentagängig – so wurden beispielsweise Skelettdeformationen im Nachwuchs von Hamstern beschrieben. Im Tierversuch wurde auch die kanzerogene Wirkung auf Nager beobachtet. Durch die IARC wurde Blei in Gruppe 2B (möglicherweise für Menschen kanzerogen) eingestuft.

3.9.2.3 Menschliche Exposition und ADI

Die Konzentrationen in der Luft sind rückläufig ($1 \mu\text{g}/\text{m}^3$). Aufgrund des Vorkommens in Rohrleitungen kann Blei im Trinkwasser enthalten sein. Auch mit der Nahrung wird Blei aufgenommen. Die tolerierbare wöchentliche Aufnahme für Blei beträgt 0,025 mg/kg (WHO 1999), die tolerierbare resorbierte Dosis für inhalative Aufnahme beträgt $1 \mu\text{g}/\text{kg}/\text{Tag}$ beziehungsweise $9 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (Fobig in: MARQUARDT & SCHÄFER 2004).

Das WHO Luftqualitätsziel für Blei (Jahresdurchschnittswert) beträgt $0,5 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Dieser Wert wurde definiert, um gesundheitliche Effekte bei Kindern zu vermeiden. Jedoch wird darüber hinaus festgestellt, dass – um Schäden bei zukünftigen Generationen zu verhindern – die Konzentration so niedrig wie möglich gehalten werden sollte (WHO 2000).

3.9.3 Cadmium (Cd)

3.9.3.1 Stoffbeschreibung und Einsatzbereiche

Heute werden ca. 60 % des Cadmiumbedarfs für Legierungen (als Korrosionsschutz), der Rest für die Herstellung von Trockenbatterien, Bildröhren und Farbpigmenten verwendet.

3.9.3.2 Toxikologie

Akute Effekte nach inhalativer Aufnahme sind Husten, Kopfschmerz, Fieber, Lungenödem, Pneumonitis. Bei oraler Aufnahme stehen Erbrechen und Durchfälle im Vordergrund.

Chronische Wirkungen wurden infolge von Vergiftungsfällen durch kontaminierte Nahrung bekannt. Es wurden Degenerationen an Schleimhäuten, Zerstörung der Riechepithelien, obstruktive Atemwegserkrankungen, Nierenschäden und Kno-

chendeformationen (aufgrund Eisenmangel) beschrieben. Im Tierversuch erwies sich Cadmium in hohen Dosen als teratogen und kanzerogen. Durch die IARC wurde Cadmium in Gruppe 1 (erwiesenes Kanzerogen beim Menschen) eingestuft. Durch die EU wurde Cadmium in Kategorie 2 (R45 – kann Krebs erzeugen) eingeordnet. Cadmium ist darüber hinaus durch die EU als reproduktionstoxisch eingestuft (Kategorie 3). Aktuelle Studien belegen die endokrine Wirksamkeit (PIASEK et al. 2002).

3.9.3.3 Menschliche Exposition und ADI

Cadmium kommt ubiquitär vor. Unbelastete Luft in Europa enthält im Mittel 3 ng Cd/m^3 , belastete bis zu 60 ng Cd/m^3 . Cadmiumexposition besteht durch Trinkwasser und Nahrung (höchste Werte in Fleisch, Wurzelgemüse, Weizen). Zigarettenrauch ist ebenfalls eine höchst relevante Quelle für Cadmium. Die tolerierbare wöchentliche Aufnahme für Cadmium beträgt $7 \text{ } \mu\text{g/kg KG?}$ (WHO 2005e).

In den WHO Luftqualitätsrichtlinien wird aufgrund der Unsicherheit der Berechnung (aufgrund des üblicherweise gemeinsamen Vorkommens von Cadmium und Arsen) kein Unit Risk berechnet. Die maximal duldbare Luftkonzentration bei lebenslanger Exposition zur Vermeidung von Nierenschäden beträgt $0,3 \text{ } \mu\text{g/m}^3$. Aufgrund der Anreicherung von Cadmium im Boden und der Vermeidung von Schäden für zukünftige Generationen (durch Aufnahme mit der Nahrung durch belastete Böden) wurde von der WHO ein Zielwert von 5 ng/m^3 ($0,005 \text{ } \mu\text{g/m}^3$) definiert (WHO 2000).

3.9.4 Chrom (Cr)

3.9.4.1 Stoffbeschreibung und Einsatzbereiche

Chrom ist ubiquitär in der Umwelt vorhanden. Obwohl Chrom in verschiedenen Oxidationsstufen vorkommt, sind nur das dreiwertige (Cr(III)) und das sechswertige (Cr(VI)) Chrom stabil genug, um in der Umwelt gefunden zu werden. In der Natur findet sich Chrom praktisch ausschließlich in Form von Verbindungen der Oxidationsstufe +III, während in der Umwelt auftretende Chrom(VI)-Verbindungen jedoch weitestgehend anthropogenen Ursprungs sind. Chrom wird unter anderem zur Herstellung von Batterien, Edelstahl, zum Gerben und als Holzbeizmittel verwendet und kommt im Zement vor.

3.9.4.2 Toxikologie

Nach inhalativer Aufnahme (hohe Expositionskonzentrationen) kommt es zu Geschwürbildung der Nasenscheidewand, Bronchitis, Pneumokoniose (Staublunge), Rhinorrhoe (Überempfindlichkeit der Nase) und Asthma. Nach oraler Aufnahme kommt es zu Nekrosen der Niere (akute Vergiftung).

Nach Exposition mit hohen Konzentrationen (Arbeitsplatz) wurde über Bindehautentzündung, Bronchitis, Gastritis und Magen-/Darmstörungen berichtet. Chrom wirkt allergieauslösend und ist im Tierversuch reproduktionstoxisch. Beim Menschen ergab sich kein Hinweis auf Reproduktionstoxizität.

Chrom(VI) ist genotoxisch und kanzerogen für den Menschen (Lunge). Chrom(VI) ist in IARC Gruppe 1 eingestuft.



3.9.4.3 Exposition und Richtwerte

Dreiwertige Chromverbindungen (Cr(III)) sind essenziell für den Menschen und spielen vor allem beim Fett- und Glucosestoffwechsel eine wichtige Rolle. Der tägliche Chrombedarf des Menschen liegt bei ca. 60 µg. Wichtigste Aufnahmequellen für dreiwertige Chromverbindungen sind Gemüse, Früchte, Getreide, Fleisch und Fisch (US EPA 1984). Nur bei Aufnahme von sehr hohen Konzentrationen wirken sie toxisch.

Die tolerable resorbierte Dosis für orale Aufnahme von Chrom(VI) beträgt 5 µg/kg/Tag.

Die Luftqualitätsrichtlinien der WHO geben das Unit Risk für Chrom(VI) mit einem zusätzlichen Fall in 100.000 Personen bei einer lebenslangen Expositionskonzentration von 0,25 ng Chrom(VI)/m³ Luft an (WHO 2000).

3.9.5 Quecksilber (Hg) und Quecksilberverbindungen

3.9.5.1 Stoffbeschreibung und Einsatzbereiche

Quecksilber kommt als Metall und in anorganischen und organischen Verbindungen vor. In der Natur liegt es meist als Quecksilbersulfid (Zinnober) vor.

Metallisches Quecksilber ist ein glänzendes, silber-weißes Metall, welches bei Zimmertemperatur flüssig ist und einen geringen Siedepunkt aufweist. Quecksilberdämpfe sind geruch- und farblos.

Anorganische Quecksilberverbindungen liegen als Salze vor, zumeist in Form von weißem Pulver oder Kristallen, außer Zinnober (Quecksilbersulfid), welches rot und unter Lichteinfluss schwarz ist.

Organisches Quecksilber (Methylquecksilber) ist als Reinstoff eine weiße kristalline Flüssigkeit und reichert sich in der Nahrungskette an (Bioakkumulation).

Metallisches Quecksilber wird zur Lösung von Gold verwendet. Es wird in Thermometern, Barometern, Batterien und elektrischen Schaltern, in Zahnfüllungen (50 % metallisches Hg) sowie in Heilmitteln und Arzneien (nicht EU) eingesetzt.

Anorganisches Quecksilber oder Hg-Salze wurden früher als Fungizide und in Arzneimitteln eingesetzt. Heute finden Hg-Salze Verwendung als medizinische Konservierungsmittel (Merkurochrom, Thiomersal). Phenylquecksilbernitrat, Quecksilbersulfid und Quecksilberoxid wird in Farben verwendet; Quecksilbersulfid ist in roter Tatoofarbe enthalten. Organisches Quecksilber (vor allem Methyl- und Ethylquecksilber) wurde bis in die 70er-Jahre als Saatbeizmittel eingesetzt.

Metallische und anorganische Quecksilber-Verbindungen werden aus quecksilberhaltigen Bergbauminen, Kohlekraftwerken, aus der Müllverbrennung (insbes. medizinische Abfälle), der Zementproduktion, Krematorien sowie Fabriken mit Quecksilberverwendung emittiert.

Organisches Quecksilber (insbesondere Methylquecksilber) entsteht infolge von Biomethylierung (Umwandlung von anorganischem Quecksilber in organisches Quecksilber durch Mikroorganismen).

3.9.5.2 Toxizität

Insbesondere organische Quecksilber-Verbindungen sind höchst giftig für Organismen. Dies ist durch Vergiftungsfälle auch für den Menschen ausreichend dokumentiert.

Metallische Quecksilberdämpfe und Methylquecksilber wirken primär auf das Nervensystem und dessen Funktionen. Vergiftungen können Persönlichkeitsveränderungen (Reizbarkeit, Nervosität, Schüchternheit), Krämpfe, Sehstörungen, Taubheit, Störungen der Muskelkoordination, Empfindungsverlust und Gedächtnisstörungen verursachen.

Inhalation von metallischen Quecksilberdämpfen kann zu Schädigungen der Schleimhäute von Mund, zu Reizung und Brennen von Lunge und Atemwegen, zu Engegefühl, Atemnot, Husten, Augenreizung, Erbrechen, Durchfall, Anstieg des Blutdrucks und Herzschlags sowie zu allergischen Reaktionen der Haut führen.

Anorganische Quecksilberverbindungen werden vom (menschlichen) Organismus weniger leicht aufgenommen, sie verfügen über geringere Toxizität.

Alle Quecksilberverbindungen führen zu Nierentoxizität infolge von Anreicherung.

Die chronische Toxizität von Quecksilberverbindungen ist vor allem durch die Minamata-Katastrophe, eine Massenvergiftung infolge Fischverzehr der lokalen Bevölkerung in der Nähe einer japanischen Fabrik, welche Hg-Abwässer ins Meer leitete, bekannt. Darüber hinaus liegen Daten aus Tierversuchen vor. Anorganische Hg-Verbindungen führen bei Langzeitaufnahme mit der Nahrung zu Nierenschäden, Wirkungen auf Blutdruck, Herzschlag und Magen und wirken negativ auf das Immunsystem (insbesondere bei sensiblen Personen) und das Nervensystem.

Organische Quecksilberverbindungen (Methyl- und Phenylquecksilber) führen zu Schäden an Nieren, Magen und Dünndarm, haben Wirkungen auf Blutdruck und Herzschlag, Immunsystem und Nervensystem (Zielorgan). Sie sind darüber hinaus reproduktionstoxisch (Schäden an Spermien, Feten, männlichen Sexualorganen, Zunahme der Spontanaborte und Totgeburten, Störung der Entwicklung des Nervensystems und bleibende Schäden des Gehirns).

3.9.5.3 Exposition und Richtwerte

Die Aufnahme erfolgt insbesondere durch die Nahrung (vor allem die Aufnahme bestimmter Fischarten); Exposition besteht auch durch Amalgamzahnmaterial und durch die bisher übliche Verwendung organischer Quecksilberverbindungen als Konservierungsmittel in Impfungen (Thiomersal). Das Joint FAO/WHO Expert Committee on Food Additives definierte eine provisorische tolerierbare wöchentliche Aufnahme (PTWI) von 300 µg Gesamt-Hg (davon nicht mehr als 200 µg Methyl-Hg). Dieser Wert gilt jedoch nicht für Risikogruppen (schwängere Frauen, stillende Mütter); hier wurde Forschungsbedarf festgestellt, da es Hinweise gibt, dass entwicklungstoxische Effekte auch unterhalb dieser Aufnahmemenge auftreten. Es ist eine neuerliche Evaluierung vorgesehen (CLARKSON 2002).

Die Aufnahme über die Luft ist bedeutend weniger relevant. Die WHO Luftqualitätsrichtlinien schlagen ein gesundheitlich begründetes Luftqualitätsziel von 1 µg/m³ von anorganischem Quecksilberdampf vor. Effekte auf das Immunsystem können bei geringeren Konzentrationen nicht ausgeschlossen werden. Es wird weiters dar-



auf hingewiesen, dass aufgrund der Langlebigkeit und Fähigkeit zur Anreicherung im Sinne des Schutzes zukünftiger Generationen die Konzentrationen so gering wie möglich zu halten sind (WHO 2000).

Die Ad-hoc-Arbeitsgruppe der deutschen Innenraumluftkommission hat für Quecksilberdämpfe einen Richtwert II – welcher hier als Hinweis auf eine maßgebliche Belastung durch die Raumluft verstanden wird – von $35 \mu\text{g}/\text{m}^3$ und $3,5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ als Richtwert I (Unbedenklichkeitswert) festgelegt (LINK 1999).

3.9.6 Kupfer (Cu)

3.9.6.1 Stoffbeschreibung und Einsatzbereiche

Mehr als 50 % des Kupferbedarfs wird heute für die Herstellung von Elektrokabeln, der Rest für Münzen, Legierungen (z. B. Bronze), Geschirr, Herbizide (v. a. Weinbau) u. a. verwendet.

3.9.6.2 Toxizität

Kupfervergiftungen führen zu Lethargie, Erbrechen und Gelbsucht. Bei Aufnahme über die Haut wurden Kontaktallergien, Leberschädigungen, Magen-/Darmstörungen und eine Schwächung des Immunsystems beobachtet.

3.9.6.3 Exposition und Richtwerte

Kupfer ist ein essenzielles Spurenelement beim Menschen. Der tägliche Bedarf eines Erwachsenen in Europa wird mit 2 mg Cu angegeben. Kupfer-Mangel und Kupfer-Überbelastung führen zu Krankheitssymptomen.

3.9.7 Nickel (Ni)

3.9.7.1 Stoffbeschreibung und Einsatzbereiche

Nickel wird hauptsächlich in der Stahlindustrie verwendet. Auch Kochgeschirr, Trockenbatterien, Schmuck, Brillenfassungen, Münzen, Knöpfen, Schnallen und Verschlüsse enthalten Nickel.

3.9.7.2 Toxizität

Bei exponierten Personen (Beschäftigte in der Stahlindustrie) und dauernder Inhalation von nickelhaltigen Stäuben wurden epitheliale Dysplasien der Nasenschleimhäute, asthmatische Symptome sowie Pneumokoniosen beobachtet. Allergische Reaktionen treten bei einem Teil der Bevölkerung nach Kontakt mit nickelhaltigem Schmuck oder Kleidungsbestandteilen auf (Nickel-Dermatitis). Die giftigste, arbeitsplatzrelevante Verbindung ist Nickel-Tetracarbonyl.

Nickel ist mutagen und kanzerogen (IARC Gruppe 2B); durch die EU wurde Nickel in die Kategorie 3 (R40 – Verdacht auf krebserzeugende Wirkung) und R43 (Sensibilisierung nach Hautkontakt möglich) eingestuft. Nickelverbindungen sind durch die IARC in Gruppe 1 (kanzerogen für den Menschen) eingestuft.

Eine aktuelle Studie zeigt den Zusammenhang von erhöhten Nickelkonzentrationen in der Außenluft mit dem vermehrten Auftreten von Herz-Kreislauf-Beschwerden der Bevölkerung sowie von Herz-Kreislauf-Toxizität bei Mäusen (LIPPMANN et al. 2006).

3.9.7.3 Exposition und Richtwerte

Laut WHO gibt es aufgrund der Kanzerogenität von Nickel keine sichere Konzentration in der Luft. Das Unit Risk oder das geschätzte zusätzliche Risiko aufgrund von lebenslanger Exposition gegenüber 25 ng/m^3 Nickel in der Außenluft beträgt 1 in 100.000 (WHO 2000).

3.9.8 Titan (Ti)

3.9.8.1 Stoffbeschreibung und Einsatzbereiche

Metallisches Titan wird meist nur in technischen Anwendungen (Luft und Raumfahrt) eingesetzt. Titan dient als Mikrolegierungsbestandteil für Stahl. Titan findet auch Anwendung im Bereich der Elektro- und Werkstofftechnik und in der Herstellung von Hochleistungs-Akkumulatoren für den Fahrzeug-Antrieb (Lithiumtitanat). Titanverbindungen werden auch als Bioimplantate in Medizin und Zahnmedizin eingesetzt. Titandioxid wird häufig als Farbpigment für weiße Kunststoffe sowie in Gummi, Papier, Keramik, Fasern, Druckfarben, Kosmetika und Lebensmitteln eingesetzt.

3.9.8.2 Toxizität

Titandioxid wurde hinsichtlich seiner Toxizität untersucht. Titan ist nicht toxisch, schädliche Wirkungen hat das Anion der Verbindung. Es wirkt reizend auf Haut und Schleimhäute (Augen, Atmungsorgane).

3.9.8.3 Exposition und Richtwerte

Der Mensch nimmt am Tag 0,3 bis 1 mg Titan auf, scheidet aber den größten Teil mit dem Stuhl wieder aus (VALENTIN & SCHALLER 1980). Der Körper von Erwachsenen enthält etwa 15 mg Titan, hauptsächlich in der Lunge.

3.9.9 Zink (Zn)

3.9.9.1 Stoffbeschreibung und Einsatzbereiche

Zink wird in Legierungen eingesetzt.

3.9.9.2 Toxizität

Zink ist gering toxisch für Säuger und Mensch. Chronischer Zinkmangel wirkt sich problematisch aus.



4 METHODIK

4.1 Medizinische Untersuchungen und Befragungen

4.1.1 Studienziel und Vorgangsweise

Der vorliegende Teil des Forschungsprojekts LUKI (Luft und Kinder) wurde vom Institut für Umwelthygiene, Zentrum für Public Health der Medizinischen Universität Wien durchgeführt, welches langjährige Erfahrung in diesem Forschungsbereich hat. Unter anderem war das Institut für Umwelthygiene an der Durchführung der Projekte „Kindergesundheit und Luftschadstoffe“ in Schwechat (2005) und am „Austrian Project on Health Effects of Particulates“ (AUPHEP) beteiligt (HAUCK et al. 2004).

Die vorliegende Studie sollte v. a. die Auswirkungen von Schadstoffen (Innenraum, Außenluft, Hausstaub) auf die Lungenfunktion von Volksschulkindern in Ganztageschulen thematisieren. Zudem sollte ein kognitiver Test (SPM-Test) das allgemeine Intelligenzpotenzial von Kindern zwischen 5 und 9 Jahren erfassen und eine grobe Bestimmung der kognitiven Leistungsfähigkeit ermöglichen. Dies ist u. a. im Zusammenhang mit der Schwermetallbelastung (vor allem Quecksilber und Blei) von Kindern zu sehen. Ein Elternfragebogen sollte Aufschluss über das private Umfeld der Kinder geben.

Es wurde folgendermaßen vorgegangen:

- Fragebogenerstellung
- Durchführung von Lungenfunktionstests
- Durchführung eines kognitiven Leistungstests (SPM-Test).

Insgesamt hatte die Untersuchung folgende Ziele:

- Erhebung des Gesundheitszustandes und der Lebensumstände von Volksschulkindern mit besonderer Berücksichtigung der Atemwege und der kognitiven Leistungsfähigkeit.
- Identifizierung von möglichen Belastungspfaden in den Schulinnenräumen sowie deren Einfluss auf die Gesundheit von Volksschulkindern und die kognitive Leistung.
- Erforschung von Zusammenhängen zwischen der Lungenfunktion sowie zwischen respiratorisch-allergischen Symptomen/Erkrankungen und Belastungsquellen in der Wohnung.

4.1.2 Methodik

4.1.2.1 Untersuchungskollektiv

Es handelte sich um eine epidemiologische Querschnitt-Untersuchung von Kindern (VolksschülerInnen) der 1. und 2. Klassen in neun Volksschulen: in Wien (5 Schulen), Kärnten (2 Schulen) sowie in jeweils einer Schule in Graz und in St. Pölten. Die Eltern aller SchülerInnen dieser Klassen wurden über den Zweck der Untersuchung informiert und gebeten, einen Fragebogen zu beantworten sowie ihr Einverständnis zur Untersuchung ihrer Kinder zu geben. Die Untersuchung wurde für insgesamt 596 (Anzahl der ausgeschickten Fragebögen) Kinder geplant.

Von der Ethikkommission der Medizinischen Universität wurde das Einverständnis zur wissenschaftlichen Untersuchung der Kinder eingeholt (EK492/2006).

Zur Abstimmung des Vorgehens und insbesondere zur Organisation der Untersuchungstage wurden Besprechungen vor Ort mit den jeweiligen Vertreterinnen und Vertretern von Gemeinde und Schulen durchgeführt. Die interne Kommunikation erfolgte in regelmäßigen Abständen. Dabei wurde über den Fortschritt des Projektlaufes berichtet.

Tabelle 6: Übersicht über die Schulen, Klassen und SchülerInnenzahlen und die jeweiligen Untersuchungstage sowie der retournierten Fragebögen.

Volks- schulen	Klassen	Untersuchungstage (Lungenfunktion, SPM-Test)	Anzahl der Kinder/ Anzahl der Kinder mit ausge- fülltem Fragebogen
Schule 1	1. Klasse (n = 23), 2. Klasse (n = 46)	07.–08.11.06	69/62 Kinder
Schule 2	1. Klasse (n = 35), 2. Klasse (n = 22)	12.–13.12.06	57/37 Kinder
Schule 3	1. Klasse (n = 26), 2. Klasse (n = 29)	24.–25.10.06	55/45 Kinder
Schule 4	1. Klasse (n = 55), 2. Klasse (n = 24)	17.–18.10.06	79/61 Kinder
Schule 5	1. Klasse (n = 28), 2. Klasse (n = 52)	14.–15.11.06	80/51 Kinder
Schule 6	1. Klasse (n = 23), 2. Klasse (n = 39)	28.–29.11.06	62/48 Kinder
Schule 7	1. Klasse (n = 54), 2. Klasse (n = 23)	21.–22.11.06	77/50 Kinder
Schule 8	1. Klasse (n = 29), 2. Klasse (n = 22)	17.–18.04.07	51/49 Kinder
Schule 9	1. Klasse (n = 45), 2. Klasse (n = 21)	19.04.07	66/46 Kinder
Gesamt			596/449 Kinder

Die Rücklaufquote der (Eltern-)Fragebögen (449/596) betrug 75,3 %. Dieser hohe Prozentsatz ist auf die Vorarbeiten, v. a. auf die intensive Kommunikation mit den Schulleitungen zurückzuführen, die ihrerseits die LehrerInnen über die Bedeutung der Studie informierten.

Die Eltern von drei weiteren Kindern willigten zur Teilnahme an den kognitiven Tests ein, ohne den Fragebogen ausgefüllt zu haben.

Von den insgesamt 449 Kindern, für die ein ausgefüllter Fragebogen vorlag, waren 225 Jungen und 224 Mädchen. In rund drei Vierteln der Fälle (333/449) wurde der Fragebogen von der Mutter ausgefüllt. Lediglich in fünf Fällen füllte eine andere Person als die Eltern den Bogen aus. Zweimal wurde diese Frage nicht beantwortet. Die Fragebögen wurden vor der endgültigen Auswertung einer Plausibilitätskontrolle unterzogen.

Die Kinder waren zwischen 5 und 9 Jahre alt. Zum Zeitpunkt der Untersuchung waren die Kinder in Wien, St. Pölten und Graz zwischen 5 und 8 Jahre alt (Mittelwerte \pm Standardabweichung männlich: $6,76 \pm 0,74$; weiblich: $6,76 \pm 0,66$). Nur zwei Mädchen waren am Tag der Untersuchung erst fünf Jahre alt. In Kärnten waren die Kinder zum Zeitpunkt der Untersuchung zwischen 6 und 9 Jahre alt (Mittelwerte \pm Standardabweichung männlich: $7,10 \pm 0,82$; weiblich: $6,95 \pm 0,76$). Da die Untersuchungen und Lungenfunktionsmessungen in den neun Schulen an verschiedenen Tagen durchgeführt wurden, wurde für die Berechnung des Alters der Kinder



der 01. November 2006 als Untersuchungstag (Stichtag) für die Schulen in Wien, St. Pölten und Graz gewählt. Für die Schulen in Kärnten wurde der 16. April 2007 als Stichtag festgelegt. Eine Übersicht über die gesamte Stichprobe ist in Tabelle 7 dargestellt.

Tabelle 7: Übersicht über die Gesamtstichprobe der Kinder der untersuchten Schulen.

Gesamtzahl der ausgesandten Fragebögen	Anzahl der re-tournierten Fragebögen	Anzahl der Kinder, die an der Lungenfunktionsprüfung teilnahmen	Anzahl der Kinder die den SPM-Test bearbeiteten
596	449	433	436

Im Folgenden werden die wichtigsten Ergebnisse der Befragung dargestellt, aufgliedert v. a. nach Geschlecht und Schulen der Kinder.

4.1.3 Ärztliche Untersuchung der Kinder

Unmittelbar vor der Prüfung der Lungenfunktion wurden das Gewicht und die Körpergröße der Kinder gemessen. Weiters wurden die Kinder auf akute Infekte des oberen Respirationstraktes untersucht, da bei Vorliegen einer Verkühlung und/oder fieberhaften Erkrankung eine Teilnahme an dem Lungenfunktionstest nicht sinnvoll ist. Eine kurze Anamnese (Fragen zu Befindlichkeit) ergänzte die ärztliche Untersuchung.

4.1.4 Lungenfunktionsprüfung

4.1.4.1 Vorbemerkungen

Die Durchführung der Lungenfunktionsprüfung bei Volksschulkindern ist schwierig. Die ProbandInnen müssen ausreichend motiviert werden, da die Ergebnisse von ihrer guten Mitarbeit abhängen. Es ist daher vor allem bei kleineren Kindern wichtig, dass die Untersuchungen in einer angenehmen Atmosphäre ohne Stress und mit Ruhe durchgeführt werden. Die Ergebnisse können in Abhängigkeit von der Übung der Kinder (wiederholte Untersuchungen) und dem Einfühlungsvermögen der durchführenden Person variieren. Dies erschwert den Vergleich der Ergebnisse mit „Normwerten“. Hinzu kommt, dass es für Kinder nur wenige etablierte Normwerte gibt. Diese wurden zum Teil vor über zehn Jahren aufgestellt (NEUBERGER et al. 1994) und wurden zumeist an städtischen Kollektiven erhoben.

4.1.4.2 Wichtige Parameter der Lungenfunktion

Die Lungenfunktion wurde mittels Spirometrie (Gerät: Masterscope, Fa. Jaeger Vi-asy) geprüft. Im Wesentlichen wird die Bewegung von Luft in und aus der Lunge während verschiedener Atemmanöver erhoben. Dabei werden Lungenvolumina und Flüsse gemessen und graphisch im Spirogramm dargestellt. Mit Hilfe der Spirometrie lassen sich vorliegende Störungen der Lungenfunktion objektivieren und quantifizieren.

In der vorliegenden Studie wurden folgende Lungenfunktions-Parameter erhoben:

- Vitalkapazität (VK): Maximal mobilisierbares Lungenvolumen, gemessen bei langsamer Einatmung nach vorausgegangener maximaler langsamer Ausatmung.
- Forcierte Vitalkapazität (FVC): Nach tiefstmöglicher Einatmung forciert maximal ausatembares Luftvolumen.
- Forciertes Expirationsvolumen in einer bzw. einer halben Sekunde (FEV₁, FEV_{0,5}): Das Volumen, das man bei höchster Anstrengung in der ersten bzw. ersten halben Sekunde nach tiefer Einatmung ausatmen kann. Indikator obstruktiver Ventilationsstörungen.
- Expiratorischer Fluss bei 25/50/75 % der forcierten Vitalkapazität (MEF_{25/50/75}): Maximale expiratorische Atemstromstärke bei 75/50/25 % im Thorax befindlicher Vitalkapazität (d. h. wenn noch 25/50/75 % der VK auszuatmen sind). Indikator für Strömungsbehinderungen in den mittleren und kleinen Atemwegen.
- Höchste (Peak) expiratorische Flussrate (PEF): Der expiratorische Spitzenfluss ist der größte Atemfluss während eines FVC-Manövers. Indikator für Strömungsbehinderungen in den größeren Atemwegen.
- Maximaler mittexpiratorischer Atemstrom (MMEF): Der maximale Atemfluss über den Mittelteil der Ausatmung (von 75 bis 25 % des FVC) gemittelt.

Die Lungenfunktionsprüfungen wurden von einer Mitarbeiterin des Institutes für Umwelthygiene durchgeführt, welche langjährige Erfahrung mit diesen Untersuchungen hat. Dadurch wurde der so genannte Untersucherbias (Verzerrung) auf ein Minimum reduziert. Lungenfunktionstests konnten bei 433 Kindern durchgeführt werden.

4.1.5 Messung der kognitiven Funktion

Die Standard Progressive Matrices (SPM) wurden zur sprachfreien Erfassung des allgemeinen Intelligenzpotenzials im Sinne von Spearman und Raven entwickelt (RAVEN 1938, SPEARMAN 1938).

Der SPM-Test dient der Erfassung der unterschiedlichen Grade kognitiver Fähigkeiten. Dazu zählen Aufmerksamkeit, Wahrnehmungsfähigkeit, Erkenntnisfähigkeit, Entscheidungsfindung, Erinnerung/Merkfähigkeit, Lernfähigkeit, Abstraktionsvermögen und Rationalität.

Der Test besteht aus fünf Sätzen (A bis E) zu jeweils 12 Aufgaben. Vorgegeben werden geometrische Figuren oder Muster, die nach bestimmten Prinzipien aufgebaut sind. Ein Teil dieses Musters ist in der Aufgabe ausgelassen. Die Testperson muss das jeweilige, der Aufgabe zugrunde liegende Prinzip herausfinden, um das Muster mit einer der sechs dargebotenen Antwortalternativen ergänzen zu können. Die erste Aufgabe jedes Teils ist unmittelbar einsichtig. Die folgenden Aufgaben werden zunehmend schwieriger. Die Stärke des SPM-Tests liegt darin, dass die Bearbeitung der Aufgaben in der Regel Spaß macht.

Bei diesem Test soll die gesamte kognitive Entwicklung erfasst werden – vom Kind, das begreift, dass es das fehlende Stück einer Figur finden soll, bis zur maximalen Fähigkeit eines Menschen, Vergleiche zu bilden und in Analogien zu denken.



Der Test kann prinzipiell bei vielen Altersgruppen angewendet werden. Bei Kindern ist er ab einem Alter von 6 Jahren anwendbar. Unabhängig von ihrem Alter wird jeder Testperson die gleiche Aufgabenserie in der gleichen Reihenfolge vorgegeben, wobei der Test von Anfang bis zum Ende, ohne Unterbrechung, durchzuarbeiten ist. Das Tempo wird von der Testperson selbst bestimmt, wobei die Bearbeitungszeit rund 45 Minuten beträgt.

Die Gesamtpunktzahl einer Testperson stellt einen Indikator ihrer kognitiven Fähigkeiten, relativ unabhängig von ihrer Ausbildung und sozio-kulturellen Umwelt, dar. Von Kindern zwischen 6 und 8 Jahren wird nicht erwartet, dass sie mehr als die Aufgaben der Testteile A und B sowie die leichteren Aufgaben der Testteile C und D lösen. Diese Testteile verlangen kein Denken in Analogien, welches unter einem Alter von elf Jahren meist noch wenig entwickelt ist. Dementsprechend wurden den Kindern in dieser Untersuchung die Testteile A, B und C als Gruppentest in der Klasse vorgegeben. Neben induktivem Denken scheinen vor allem noch Faktoren der räumlichen Wahrnehmungsdifferenzierung sowie des räumlichen Vorstellens und Denkens an der SPM-Leistung beteiligt zu sein.

Für den Test stehen aktuelle, repräsentative Altersnormen sowie schultypspezifische Klassenstufennormen der 6- bis 18-Jährigen zur Verfügung.

Um die Bearbeitung der SPM für die Kinder zu erleichtern, wurde nicht wie üblich ein Aufgabenheft zusammen mit einem Antwortbogen verwendet, sondern jedes Kind bekam nur ein Aufgabenheft, in dem die Antworten direkt angekreuzt werden konnten.

Jedes Kind bearbeitete die SPM selbständig, ohne zeitliche Einschränkung. Die Bearbeitungszeit der Kinder betrug dabei zwischen 30 und 45 Minuten. Da die Testung mit allen Schülerinnen und Schülern einer Klasse auf einmal durchgeführt wurde, wurden mehrere Aufsichtspersonen eingesetzt, um Abschreiben unter den Kindern zu verhindern.

Es wurde an alle Kinder einer Klasse (auch an jene, deren Eltern der Verwendung der SPM-Daten nicht zugestimmt hatten) ein SPM-Bogen zur Bearbeitung ausgeteilt, damit sich einzelne Kinder nicht ausgeschlossen fühlten. Es wurden nach Abschluss der Testung aber nur die SPM-Bögen jener Kinder, deren Eltern der Verwendung der SPM-Daten ihrer Kinder zugestimmt hatten, eingesammelt und ausgewertet. Die Kinder, deren Eltern der Verwendung der SPM-Daten nicht zugestimmt hatten, durften ihre ausgefüllten SPM-Bögen behalten.

Zur Auswertung wurden die Rohwerte entsprechend den Altersnormen in T-Werte umgerechnet. Diese betragen bei einer altersentsprechenden Durchschnittsleistung 50. Die Standardabweichung der T-Werte in der Bezugspopulation ist auf 10 festgelegt.

4.1.6 Fragebogaufbau

Vor den Untersuchungen (Lungenfunktion etc.) wurde an die Eltern der Kinder ein Fragebogen ausgeteilt. Der Erhebungsbogen (Elternfragebogen) basiert auf den bei ISAAC (International Study on Asthma and Allergies in Childhood; ASHER et al. 1995) und AUPHEP (Austrian Project on Health Effects of Particulates; NEUBERGER et al. 2004) verwendeten Fragebögen. Der 9-seitige Fragebogen besteht aus fünf Teilen: (1) Gesundheitliche Beschwerden des Kindes in den letzten drei Monaten, (2) frühere Beschwerden und Krankheiten des Kindes, (3) Krankheiten und Beschwerden in der Familie, (4) Familie, Lebensstil, Ernährung und (5) Haushalt, Wohnung und Freizeit.

Die erste Hälfte umfasst Fragen zu Vorerkrankungen (vor allem Asthma, Allergien und respiratorische Erkrankungen) des Kindes und der Familie und lehnt sich eng an den validierten Fragebogen der ISAAC-Studien an. Erfasst wurden sowohl durch die Eltern subjektiv beobachtete Beschwerden und Erkrankungen sowie ärztlich bestätigte Diagnosen.

Die letzten fünf Seiten des Fragebogens beziehen sich auf sozio-demographische Merkmale, Umwelt und Wohnbedingungen sowie Fragen zu Bildung und Beruf der Eltern, Anzahl der Kinder, Rauch- und Trinkgewohnheiten der Eltern, Ernährung des Kindes, Wohnsituation der Familie (Bodenbelag, Energieart beim Heizen und Kochen, Trinkwasserleitungen, Kontakt mit Tieren, Pestiziden), Gebrauch von Läu-seshampoos, Aufenthalt im Freien und die eingeschätzte Luftqualität im Wohngebiet.

4.1.7 Auswertung

Als Hauptzielvariablen der Untersuchung wurden einerseits die Lungenfunktionsmesswerte und andererseits die Bewertungen der Lungengesundheit der Kinder durch die Eltern herangezogen. Für einige Fragestellungen war auch der Entwicklungsstand der kognitiven Funktionen, wie er sich im Ergebnis der SPM abbildet, eine wesentliche Zielvariable.

Ein statistischer Vergleich der neun Volksschulen erfolgte mittels nicht-parametrischer Verfahren, wenn es sich um kategorielle Variablen (Chi-Quadrat-Test) oder Rangskalen (Kruskal-Wallis-Test) handelte, bei metrischen Daten erfolgte die Auswertung mit Varianzanalyse, sofern die Voraussetzungen zutrafen. Untersuchungen von gerichteten Zusammenhängen wurden mittels linearer Regressionsanalyse, ungerichtete wurden mittels Pearson-Korrelation analysiert.

Die Untersuchung des Einflusses von Faktoren der Luftqualität im Innen- und Außenbereich auf Lungenfunktion und die berichteten Beschwerden erfolgte mittels linearer und logistischer Regression.

Die Datenanalysen wurden mit dem Statistikprogrammen Statistica 8.0, SPSS 15.0 sowie S-Plus 6.0 durchgeführt.

Das Umweltbundesamt untersuchte insgesamt 252 Parameter bzw. Schadstoffe in Luft, Fein- und Hausstaub (EPA Überblicksanalyse (mit Untergruppierungen), PBDE, Organozinnverbindungen, Schwermetalle, Gesamter-, Elementarer- und Organischer- Kohlenstoff (TOC/EC/OC), VOC und Aldehyde, NO₂ aus Passivsammlern und anorganische Hauptkomponenten) an jeweils zwei Messorten pro Schule in zwei Messkampagnen.

Um diese Datenmenge einer fundierten Analyse zu unterziehen, wurden zunächst die Mittelwerte und Standardabweichungen der einzelnen Schadstoffe pro Schule gebildet. Die Variation zwischen den Schulen wurde auf die Standardabweichung innerhalb der Schulen bezogen.

Als Bedingung wurde aus Konventionsgründen definiert, dass die Variabilität doppelt so groß zwischen den Schulen als innerhalb der Schule sein sollte. Daraus wurden jene Schadstoffe ermittelt, bei welchen sich die Schulen deutlich unterschieden.



Als statistische Signifikanz wurden aus Konventionsgründen die folgenden Irrtumswahrscheinlichkeiten herangezogen:

- $p \leq 0,05$: signifikant (Irrtumswahrscheinlichkeit kleiner als 5 %)
- $p \leq 0,01$: sehr signifikant (Irrtumswahrscheinlichkeit kleiner als 1 %)
- $p \leq 0,001$: höchst signifikant (Irrtumswahrscheinlichkeit kleiner als 1 ‰).

In den Tabellen werden signifikante Ergebnisse in Fettschrift dargestellt.

Das Signifikanzniveau bezeichnet die Wahrscheinlichkeit, mit der im Rahmen eines Hypothesentests die Nullhypothese fälschlicherweise verworfen wird, obwohl sie eigentlich richtig ist (Fehler erster Art). Es wird daher auch als Irrtumswahrscheinlichkeit p bezeichnet.

4.2 Biomonitoring

Haar- und Zahnproben

Insgesamt wurden an neun Schulen 413 Haarproben und 146 Milchzähne (Schneide- oder Backenzähne) gesammelt. Die Kinder wurden vor der Beprobung über das Procedere informiert und erhielten ein Plastiksäckchen zur Aufbewahrung der Milchzähne. Die Lehrkräfte übernahmen die Verteilung der Belohnungen (kleines Spielzeug) an die Kinder, die Milchzähne mitbrachten. Die Zähne wurden von den Lehrkräften gesammelt und an das Labor Ökotoxikologie (Med. Univ. Wien) übergeben. Die Probenahme der Haare erfolgte in den Schulen. Mit einer Keramikscherre wurde jeweils eine Haarsträhne (ca. 100 Haare) am Hinterkopf abgeschnitten und in einem Kuvert aufbewahrt.

Methodik

Sämtliche Proben wurden im Labor Ökotoxikologie (Med. Univ. Wien) analysiert. Alle verwendeten Geräte und Utensilien waren metallfrei, d. h. aus farblosem Kunststoff, Keramik oder Glas. Alle Utensilien, die bei Probenvorbereitung und Analytik verwendet wurden, wurden zuvor mit Waschsäure (HNO_3 p. a. 1:10 verdünnt) gereinigt, mit ionenfreiem Wasser gespült und im Wärmeschrank getrocknet.

Von jeder Haarprobe wurden die ersten drei Zentimeter (bezogen auf die Abschnittsstelle) verwendet. Die Haare wurden mit ionenfreiem Wasser gespült und anschließend bei -48 °C über 24 Stunden gefriergetrocknet (Fa. Secfroid). Die getrockneten Haarproben wurden bis zur weiteren Verwendung im Exsikkator aufbewahrt. Zur Entfernung von Blut- und Geweberesten wurden die Zähne mit einer verdünnten Wasserstoffperoxydlösung (3 Vol.-%) und anschließend mit ionenfreiem Wasser gründlich gespült. Danach wurden die Zähne auf Papier bei Raumtemperatur eine Stunde lang getrocknet. Je 50–200 mg Haarprobe bzw. jeweils ein Milchzahn wurden in Teflonbehälter eingewogen und mittels Säureaufschluss unter Zugabe von 2 mL 65 Vol.-% HNO_3 (Merck, Suprapur) und 0,75 mL H_2O_2 (Merck, p. a.) im Mikrowellengerät (MLS, mls1200 mega) unter kontrollierten Druck- und Temperaturbedingungen in Lösung gebracht. Die Aufschlusslösungen wurden in PE-Röhrchen überführt und mit ionenfreiem Wasser volumetrisch auf 10 mL aufgefüllt.

Die Blei- und Cadmiummessungen wurden mittels Graphitrohrtechnik im Hitachi Z Polarized Zeeman 8200 Atomabsorptionsspektrophotometer (AAS) durchgeführt. Die Quecksilberbestimmung erfolgte mittels Kaltdampftechnik (CV-AAS) nach Hydridbildung (Hydridsystem Hitachi HFS-3) und Amalgamierung an Goldwolle (Uwe Binnering Analytik, Deutschland). Die Qualitätssicherung erfolgte durch Messungen von Blindproben (2 mL 65 Vol.-% HNO_3 und 0,75 mL H_2O_2 aufgefüllt auf 10 mL) und Referenzmaterial (Trace Elements Human Hair, BCR-397, IRMM). Referenzstandards sind für Zahnmaterial nicht erhältlich; auch bei diesen Proben wurde daher die Qualität der Messung mittels Haar-Referenzmaterial kontrolliert. Die Gehalte im Referenzmaterial (Pb: $33 \pm 3 \mu\text{g}/\text{kg}$, Cd: $0,55 \pm 0,04 \mu\text{g}/\text{kg}$, Hg: $12.380 \pm 154 \mu\text{g}/\text{kg}$) lagen am zertifizierten Wert (Recovery Pb: 100 %) bzw. knapp darüber (Recovery Cd: 105 %, Hg: 101 %). Die Nachweisgrenze (dreifache Standardabweichung des Mittelwertes in jeweils 10 Blindproben) lag bei 0,92 ppb (Pb), 0,002 ppb (Cd) und 0,22 ppb (Hg). In einzelnen Proben lagen die Konzentrationen unter der Nachweisgrenze, daher liegt die finale Probenanzahl je nach Metall und Matrix (siehe Tabelle 54) unter der Gesamtprobenzahl von 413 (Haare) bzw. 146 (Zähne). Werte unterhalb der Nachweisgrenze wurden in den nachfolgenden Abbildungen und in der statistischen Auswertung nicht berücksichtigt.

Die Schwermetalldaten waren nicht normal verteilt (Lilliefors Test $P < 0,001$). Die Korrelationsanalysen und Gruppenvergleiche wurden daher mit parameterfreien Tests (Spearman Rangkorrelation, Kruskal Wallis-Test, Mann Whitney U-Test) durchgeführt; zur Beschreibung der mittleren Exposition sind im Folgenden Medianwerte angegeben. In Abbildung 11 bis Abbildung 15 stellen die horizontalen schwarzen Balken Medianwerte dar; diese trennen die beiden zentralen Quartile in den grauen Boxen; die vertikalen Balken bezeichnen die Spannweite (Werte unterhalb der Nachweisgrenze weggelassen); einzeln dargestellte Werte sind Ausreißer.

Die multivariate Statistik wurde mittels Kategorialer Regression (CATREG) durchgeführt, da diese keine Normalverteilung voraussetzt. Durch die Kategoriale Regression werden sowohl metrische als auch kategoriale Daten in numerische Werte (Ränge) transformiert. Sämtliche Variablen, die in der bivariaten Analyse einen signifikanten Einfluss auf die Schwermetall-Exposition der Kinder hatten, wurden in Modellberechnungen inkludiert. Die Modelle wurden durch schrittweise Entfernung der Variablen ($P > 0,1$) adjustiert. Alle statistischen Tests wurden mit dem Statistikprogramm SPSS 14.0 durchgeführt; als Signifikanzniveau wurde $P < 0,05$ gewählt.

4.3 Kinderprojekt „Asseln“

Der Zeitplan für die Durchführung des Asselprojektes wurde an die Termine der medizinischen Untersuchungen angepasst. Da Asseln im Spätherbst allerdings nicht mehr gesammelt werden können, wurde die Besammlung von 10–20 Individuen pro Standort auf Mitte September/Anfang Oktober vorverlegt. Weitere Tiere wurden im Labor gehalten, damit das Asselprojekt auch an jenen Schulen durchgeführt werden konnte, die erst im November bzw. Dezember besucht wurden.

Wesentliche Informationen zu den örtlichen Gegebenheiten wurden eingeholt. Zur Durchführung des Asselprojektes waren ausreichend Grünflächen an allen Schulstandorten vorhanden.

Betreut wurden insgesamt neun Schulen in Wien, St. Pölten, Graz, Klagenfurt und Villach (siehe Tabelle 2). Zu Unterrichtsbeginn wurde den Kindern der Zweck des LUKI-Projektes erklärt und was in diesem Rahmen an ihrer Schule und in ihrer Klasse durchgeführt werde. Ein als Lehrunterlage entworfenes Poster wurde vorgestellt und erläutert. Dieses war nur in Bildersprache gehalten, da die Kinder der ersten Volksschulklasse im September und Oktober noch nicht oder nur wenig lesen konnten. Anhand des Posters wurde erklärt, was Luftverschmutzung ist, wie eine allfällige Verschmutzung in der Umwelt verbreitet wird und wie Schule und Kinder betroffen sein können (siehe Abbildung 2). Sofern die Lehrkräfte dies wünschten – und das war meistens der Fall – wurde das Poster der Klasse auf Dauer überlassen.



Abbildung 2: Poster für den Unterricht im Kinderprojekt mit Asseln (zusammengesetzt und verändert nach verschiedenen Quellen).

Um den Kindern eine Möglichkeit zu geben, im Projekt aktiv mitzuarbeiten, wurden gemeinsam mit ihnen und ihren Lehrkräften im Schulbereich Asseln gesammelt, sofern die Witterung und der Stundenplan dies zuließen. Dabei wurden Laub durchsucht und Steine und Bretter umgedreht. Wenn das nicht oder nur mit geringem Erfolg durchführbar war, wurde für die weitere Schulung auf Asseln zurückgegriffen, die kurz zuvor im Schulbereich gesammelt oder vom Labor aus Wien mitgebracht worden waren. Im Klassenzimmer wurden dann Spiellupen, bestückt mit je einer lebenden Assel verteilt, womit die Kinder die Asseln sowohl von der Rückenseite als auch von der Bauchseite inspizieren konnten (siehe Abbildung 3).



Abbildung 3: Kinder beim Studium einer Assel über das Okular einer Becherlupe

Es wurde erklärt, woran man eine Assel erkennt, dass es sich um Krebstiere handelt und wie Asseln sich von anderen Krebstieren unterscheiden (Asseln und andere Krebse waren am Poster abgebildet, siehe Abbildung 2). Schließlich wurde über Lebensweise und Ernährung der Asseln gesprochen und wie mögliche Luftschadstoffe über die Nahrung in die Asseln gelangen und sich hier anreichern können.

Methodik

Die besammelten Asseln wurden noch im Schulbereich in eine Kunststoffbox mit befeuchtetem Zellstoff verbracht. Die Proben aus Klagenfurt wurden innerhalb von 30 Stunden, alle übrigen Proben hingegen innerhalb von 2–6 Stunden lebend ins Labor Ökotoxikologie der Medizinischen Universität Wien in Wien 9 verbracht und hier ohne Fütterung zur Auskotung über einem Nylonsieb mit 1 mm Maschenweite für 24 Stunden bei Zimmertemperatur unter Gewährleistung ausreichender Feuchtigkeit gehalten. Das Gitter ließ die von den Tieren produzierten Ausscheidungen durchfallen und verhinderte dadurch die für die Ernährungsweise der Asseln typische Koprophagie (Fressen des eigenen Kotes) und somit die mögliche kurzzeitige



Rezyklisierung von Schwermetallen aus der Nahrung. Nach einem Tag Aufbewahrung wurden die Asseln in mit Säure vorgereinigten Polyethylen-Röhrchen verbracht und in diesen durch Kälteschock bei -20 °C fixiert. Nach mehreren Wochen Tiefkühlung wurden die Tiere entnommen, auf Art und Geschlecht bestimmt und die Gesamtlänge (TL = total length) vom Vorderrand des Carapax bis zum Hinterrand des Telsons einzeln vermessen. Anschließend wurden sie getrennt im Wasserbad mit ionenfreiem Wasser für 10 Minuten mit Ultraschall gereinigt und einzeln in beschrifteten Cellophansäckchen verpackt. In diesen Säckchen wurden sie für 24 Stunden bei -48 °C gefriergetrocknet und bis zur weiteren Bearbeitung über Silicagel im Exsikkator gelagert. Schließlich wurden die Proben einzeln gewogen, in HNO_3 unter Druck im Mikrowellenofen aufgeschlossen und mittels Atomabsorptionsspektroskopie (AAS) auf die Gehalte an Blei, Cadmium und Quecksilber analysiert.

Die Labormethodik der Probenvorbereitung sowie Einwaage, Säureaufschluss und AAS wird in Kapitel 4.2 beschrieben. Die Nachweisgrenze in 10 ml Aufschlussvolumen wurde aus der dreifachen Standardabweichung des Mittelwertes in jeweils 5–6 Blindproben pro Messdurchgang berechnet und lag im Durchschnitt bei $0,9152\text{ }\mu\text{g/L}$ (Pb), $0,00162\text{ }\mu\text{g/L}$ (Cd) und $0,399\text{ }\mu\text{g/L}$ (Hg).

Um Verfälschungen der Schwermetallgehalte durch Alters- bzw. Gewichtsunterschiede zu vermeiden, wurden die Assel-Daten hinsichtlich des Körpergewichtes mittels folgender Formel standardisiert:

$$C_{\text{std}} = c + a(x_{\text{MW}} - x_i)$$

c = Metallkonzentration des Individuums,

a = Steigung der linearen Regression von Metall-Konzentration und Gewicht der Asselpopulation,

x_{MW} = Mittelwert Asselgewicht,

x_i = individuelles Asselgewicht.

Die Daten waren nicht normal verteilt (Kolmogorov-Smirnov Test mit Lilliefors Korrektur; $P < 0,001$). Die statistischen Analysen wurden daher mit parameterfreien Verfahren, nämlich dem Mann Whitney U-Test für den Vergleich von zwei Gruppen, dem Kruskal Wallis-Test für den Vergleich von mehr als zwei Gruppen und mit der Spearman Rangkorrelation durchgeführt.

4.4 Probenahme Luft und Stäube

4.4.1 Probenahme Aldehyde, VOC und NO_2 sowie Filter

Für die analytischen Untersuchungen der Staubinhaltsstoffe wurden Filterproben von PM_{10} und $\text{PM}_{2,5}$ genommen. Die Filter wurden jeweils über 24 Stunden besaugt. Zur Verwendung kamen Feinstaubprobenehmer der Typen Digital High Volume Sampler, Partisol sowie Kleinfiltergeräte. Die Beprobung von NO_2 erfolgte mittels Passivsammler (Radiello). Die Sammler blieben zwischen 4 und 14 Tagen vor Ort. Aldehyde und VOC wurden mittels DNPH bzw. Aktivkohleröhrchen beprobt.

In jeder Schule fanden zwei Messkampagnen statt; in einer Schule eine dritte, da in der ersten Messreihe eine unplausibel niedrige Feinstaubbelastung der Filter auftrat.

Eine Messkampagne dauerte jeweils eine Woche pro Schule. Die Aufstellung der Messgeräte erfolgte in der Regel am Montag. Die Probenahme fand am Dienstag in der Zeit von 0:00 bis 24:00 Uhr MEZ statt. Am Mittwoch wurden die Geräte umgestellt und für Donnerstag 0:00 bis 24:00 Uhr MEZ programmiert. Der Abbau der Geräte erfolgte am Freitag. Eine Ausnahme stellten die NO₂-Passivsammler dar, die für bis zu zwei Wochen an den Messorten verblieben.

Die Probenahme fand, wenn möglich, in Nebenräumen der ersten und zweiten Klassen statt, deren SchülerInnen auch an den medizinischen Untersuchungen teilnahmen. Wo keine Nebenräume vorhanden waren, wurde in Freizeiträumen gemessen; wo dies nicht möglich war, auf dem Gang vor den entsprechenden Klassen. In allen Fällen wurde angenommen, dass die beprobte Innenraumluft repräsentativ für jene Luft ist, der die SchülerInnen während des Aufenthalts in der Schule ausgesetzt sind. Ein Überblick über die Messorte in den einzelnen Schulen ist in Tabelle 3 zu finden.

Neben den Messungen der Innenraumluft wurde bei jeder Messkampagne eine Probe des Hausstaubs genommen, die beim Staubsaugen in dem entsprechenden Stockwerk anfiel. Eine Beprobungsanleitung wurde den Schulen zur Verfügung gestellt.

Damit lieferte die Probenahme pro Messkampagne die folgenden Resultate:

- Je vier Filter (24-Stunden-Proben) mit PM_{2,5} aus zwei verschiedenen Räumen.
- Je vier Filter (24-Stunden-Proben) mit PM₁₀ aus zwei verschiedenen Räumen.
- Je zwei Radiello-Passivsammler aus zwei verschiedenen Räumen (NO₂).
- Eine Hausstaubprobe.
- Je eine Aldehydprobe und eine VOC-Probe aus zwei verschiedenen Räumen.

Diese Proben bildeten die Grundlage für die analytischen Auswertungen (siehe folgendes Kapitel 4.5).

Für jeden Messtag wurde zudem der Tagesmittelwert der Konzentration von PM₁₀ und PM_{2,5} mittels gravimetrischer Analyse bestimmt. Diese Methode entspricht der Referenzmethode für Außenluftmessungen. Die Ergebnisse können daher mit PM₁₀- und PM_{2,5}-Immissionsdaten verglichen werden.

Für die Bestimmung wurde je ein PM₁₀- und ein PM_{2,5}-Filter im Waagraum des Umweltbundesamt konditioniert und gewogen. Die Lufttemperatur im Waagraum wird bei 20 ± 1 °C gehalten, die relativen Luftfeuchtigkeit bei 50 ± 5 %. Die Filter wurden vor jeder Wägung für mindestens 48 Stunden im Waagraum konditioniert, anschließend auf einer Waage im Mikrogramm-Messbereich gewogen. Aus der Differenz der beiden Wägungen vor und nach der Probenahme und dem aufgezzeichneten Betriebsvolumen wurde die mittlere Konzentration von PM₁₀ bzw. PM_{2,5} bestimmt.

4.4.2 Probenahme zur Ermittlung des Tagesgangs Feinstaub

Zusätzlich zur Entnahme der Feinstaub-Tagesproben wurden Feinstaubmessungen mit Hilfe eines Aerosolspektrometers direkt in den Klassenräumen durchgeführt, da die Beprobung im Gegensatz zu den Feinstaubsammlern bedeutend leiser ist. Außerdem erfolgte die Messung mittels Aerosolspektrometer jeweils kontinuierlich. Dieses optische Messgerät ermöglicht die Messung der Feinstaubbelastung in hoher zeitlicher Auflösung und erlaubt die Korrelation von Aktivitäten in der Klasse



und der Feinstaubbelastung. Die Messung der in der Luft vorhandenen Partikel erfolgte nach dem Prinzip der Lichtstreuung in einer Laser-Messkammer (Dustmonitor 1.108, Fa. Grimm), wobei die Teilchenanzahl in 16 Größenklassen erfasst wird. Aus der gemessenen Korngrößenverteilung werden die Fraktionen durch Berechnungsfaktoren ermittelt und aufsummiert. Diese Faktoren basieren auf der Summenhäufigkeitsverteilung der EN 12341 (PM10) und wurden unter Berücksichtigung des Abscheideverhaltens des Probeneinlasses des Testgerätes und der Partikeldichte durch Korrelation mit gravimetrischen Messungen angepasst. Für die Kalibration der Kanalgrenzen wurde das Gerät mit definierten Latexpartikeln eingestellt. Geräteintern wurden die Streulichtintensitäten mit Testaerosolen bekannter Teilchengröße und Dichte bestimmt und zur Erhebung der Massenkonzentration polydisperser Gemenge mit einem empirisch ermittelten Korrekturfaktor versehen.

Da aus den ermittelten Partikelanzahlen und -größen geräteintern rechnerisch eine exakt so zu bezeichnende „berechnete Massenkonzentration“ abgeschätzt wurde, würde eine derartige Konzentration nicht mit einer allfällig parallel gravimetrisch bestimmten Massenkonzentration ident sein. Der Grund hierfür ist, dass der jeweilige Korrekturfaktor bei unbekanntem Gemischen, wie sie in Innenräumen auftreten, nicht bekannt ist und es zu erwarten ist, dass sich der Faktor auch kurzfristig mit der Zeit ändert. Um dennoch Ergebnisse darstellen zu können, wurde der geräteintern voreingestellte, für durchschnittliche Situationen anzuwendende Korrekturfaktor von 1 für den gesamten Messzeitraum angenommen.

Da zu erwarten war, dass der Unterschied zwischen der gravimetrisch und der rechnerisch über die Partikelanzahlen und -größen bestimmten Massenkonzentration nicht gravierend ist, wurde in der Dokumentation und der Darstellung der Ergebnisse auch für die „berechnete Massenkonzentration“ die Einheit $\mu\text{g}/\text{m}^3$ gewählt.

4.4.3 Probenahme zur Ermittlung des Tagesganges CO_2

Neben dem Feinstaub wurde die Konzentration an CO_2 kontinuierlich gemessen und aufgezeichnet. Die Bestimmung der CO_2 -Konzentration erfolgte mit einem kalibrierten Messgerät (BICO Lüftungsampel). Das Messgerät zeichnet den Verlauf der Konzentration auf und zeigt in den Farben der Straßenverkehrsampel an, wann niedrige CO_2 -Konzentrationen vorliegen (grün), ein Zwischenstadium erreicht ist (gelb) und wann dringend gelüftet werden muss (rot).

4.5 Analytik der Luftproben und Staubinhaltsstoffe

4.5.1 Allgemeines

Die erhaltenen Proben wurden im Labor des Umweltbundesamt registriert und gemäß den zu untersuchenden Parametern aufgeteilt. Folgende Parameter wurden in den einzelnen Kompartimenten untersucht:

Tabelle 8: Kompartimente und Parameter.

Luft	Feinstaub	Hausstaub
Aldehyde	EPA Überblicksanalyse	EPA Überblicksanalyse
VOC	PBDE	PBDE
NO ₂	Organozinnvdg.	Organozinnvdg.
	Schwermetalle	Schwermetalle
	TOC/EC/OC	REM Untersuchung
	Anorgan. Hauptkomp.	

VOC = Flüchtige organische Verbindungen (volatile organic compounds), EPA = US Environmental Protection Agency, PBDE = Polybromierte Diphenylether, TOC = gesamter organ. Kohlenstoff (total organic carbon), EC = Elementarer Kohlenstoff, OC = organischer Kohlenstoff, REM = Raster-Elektronenmikroskop

4.5.2 Methodenkurzbeschreibungen

Bei den meisten organischen Methoden wurde durch Zugabe isotope markierter Surrogate die Bestimmungsgrenze (BG) und Nachweisgrenze (NG) jeder einzelnen Probe bestimmt. Dadurch kann bei diesen Parametern keine allgemein gültige BG oder NG angegeben werden. In den folgenden Tabellen wurden daher das Minimum und Maximum der der NG und BG angegeben.

4.5.2.1 Innenraumluftanalyse auf flüchtige organische Verbindungen (VOC)

- Vorgehensweise gemäß der Richtlinie zur Bewertung der Innenraumluft, herausgegeben vom Arbeitskreis Innenraumluft im Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft und der Kommission für Reinhaltung der Luft der Österreichischen Akademie der Wissenschaften (BMLFUW & ÖSTERR. AKADEMIE DER WISSENSCHAFTEN 2006).
- Elution der auf Aktivkohle angereicherten Substanzen mittels Gemisch aus Schwefelkohlenstoff, Methanol und Dichlormethan nach Zugabe interner Standards nach ÖNORM M 5700-2.
- Gaschromatographische Trennung mit massenselektiver Detektion ausgewählter Analyten im SIM-Mode.

Tabelle 9: Minima und Maxima der Nachweis- und Bestimmungsgrenzen – VOC.

Parameter	Einheit	NG min	NG max	BG min	BG max
Alkohole					
iso-Propanol	µg/m ³	0,06	0,12	0,24	0,59
n-Butanol	µg/m ³	0,12	0,24	0,12	0,18
Chlorierte Kohlenwasserstoffe					
1,1,1-Trichlorethan	µg/m ³	0,10	0,20	0,14	0,20
Trichlorethen	µg/m ³	0,44	1,10	0,11	0,15
Tetrachlormethan	µg/m ³	0,12	0,24	0,17	0,24
Tetrachlorethen	µg/m ³	0,12	0,24	0,12	0,17



Parameter	Einheit	NG min	NG max	BG min	BG max
Aromatische Kohlenwasserstoffe					
Benzol	µg/m ³	0,07	0,13	0,07	0,09
Toluol	µg/m ³	0,06	0,13	0,06	0,09
Ethylbenzol	µg/m ³	0,07	0,13	0,07	0,09
m-, p-Xylol	µg/m ³	0,06	0,13	0,06	0,09
o-Xylol	µg/m ³	0,07	0,13	0,07	0,09
n-Propylbenzol	µg/m ³	0,06	0,13	0,13	0,19
1,2,3-Trimethylbenzol	µg/m ³	0,07	0,13	0,13	0,20
1,2,4-Trimethylbenzol	µg/m ³	0,07	0,13	0,13	0,20
1,3,5-Trimethylbenzol	µg/m ³	0,06	0,13	0,13	0,19
2-Ethyltoluol	µg/m ³	0,07	0,13	0,13	0,20
3-Ethyltoluol	µg/m ³	0,06	0,13	0,13	0,19
Styrol	µg/m ³	0,26	0,52	0,14	0,27
Aliphatische und cycloaliphatische Kohlenwasserstoffe					
n-Hexan	µg/m ³	0,05	0,10	0,10	0,15
Cyclohexan	µg/m ³	0,06	0,12	0,06	0,08
Methylcyclohexan	µg/m ³	0,06	0,12	0,06	0,08
n-Heptan	µg/m ³	0,05	0,10	0,07	0,10
n-Oktan	µg/m ³	0,05	0,11	0,05	0,07
n-Nonan	µg/m ³	0,05	0,11	0,11	0,16
n-Dekan	µg/m ³	0,22	0,55	0,11	0,16
n-Undekan	µg/m ³	0,11	0,22	0,17	0,22
n-Dodekan	µg/m ³	0,11	0,22	0,17	0,22
n-Tridekan	µg/m ³	0,23	0,57	0,17	0,23
n-Tetradekan	µg/m ³	0,23	0,57	0,17	0,23
n-Pentadekan	µg/m ³	0,23	0,58	0,17	0,23
n-Hexadekan	µg/m ³	0,23	0,58	0,17	0,23
Terpene					
α-Pinen	µg/m ³	0,13	0,26	0,06	0,09
β-Pinen	µg/m ³	0,06	0,13	0,06	0,09
Limonen	µg/m ³	0,25	0,63	0,13	0,19
Ketone und Ester					
Ethylacetat	µg/m ³	0,27	0,68	0,14	0,20
iso-Propylacetat	µg/m ³	0,07	0,13	0,09	0,13
n-Butylacetat	µg/m ³	0,26	0,66	0,07	0,09
iso-Butylacetat	µg/m ³	0,13	0,26	0,07	0,09
Methylisobutylketon	µg/m ³	0,12	0,24	0,06	0,08
Cyclohexanon	µg/m ³	0,14	0,28	0,10	0,14
Benzophenon	µg/m ³	0,57	1,41	0,39	0,52
Acetophenon	µg/m ³	0,77	1,54	0,15	0,23
TXIB	µg/m ³	0,07	0,14	0,21	0,28

4.5.2.2 Innenraumluftanalyse auf Aldehyde

- Probenahme nach EN DIN ISO 16000-2.
- Analytik gemäß DIN ISO 16000-3.
- Elution der DNPH-Röhrchen mittels Acetonitril.
- Analyse des Eluats mit HPLC und UV-Detektion.

Tabelle 10: Minima und Maxima der Nachweis- und Bestimmungsgrenzen – Aldehyde.

Parameter	Einheit	NG min	NG max	BG min	BG max
Aldehyde					
Formaldehyd	µg/m ³	0,28	0,86	0,28	0,86
Acetaldehyd	µg/m ³	0,38	1,20	0,38	1,20
Propionaldehyd	µg/m ³	0,47	1,47	0,47	1,47
Pentanal	µg/m ³	0,62	1,95	0,62	1,95
Hexanal	µg/m ³	0,69	2,15	0,69	2,15
Heptanal	µg/m ³	0,76	2,37	0,76	2,37
Octanal	µg/m ³	0,81	2,52	0,81	2,52
Nonanal	µg/m ³	0,85	2,66	0,85	2,66
Decanal	µg/m ³	0,89	2,79	0,89	2,79

4.5.2.3 NO₂-Radiello

- Exposition von Radiello-Passivsammlern über 4–14 Tage in den Klassenzimmern.
- Elution der Radiello-Cartridges mit Reinstwasser.
- Ionenchromatographische Bestimmung mit supprimierter Leitfähigkeitsdetektion von Nitrit (ÖNORM EN ISO 10304).

Tabelle 11: Minima und Maxima der Nachweis- und Bestimmungsgrenzen – NO₂ (nach Radiello).

Parameter	Einheit	NG min	NG max	BG min	BG max
NO ₂	µg/m ³	0,03	0,13	0,10	0,45

4.5.2.4 EPA Überblicksanalyse (Feinstaub, Hausstaub)

- Zugabe eines Surrogate-Cocktails zu einem Probenaliquot (Filter- und Hausstaubprobe).
- Mehrmalige Extraktion mit Dichlormethan bei unterschiedlichen pH-Stufen.
- Trocknung des Extraktes über Natriumsulfat.
- Einengen auf ein definiertes Volumen und Zugabe eines Injektionsstandards.
- Gegebenenfalls Derivatisierung eines Probenaliquots mit Diazomethan.
- Bestimmung mittels Gaschromatographie mit massenselektivem Detektor (GC-MSD).



Tabelle 12: Minima und Maxima der Nachweis- und Bestimmungsgrenzen – EPA
Überblicksanalyse Feinstaub-Filter.

Parameter	Einheit	NG min	NG max	BG min	BG max
Leichtflüchtige aromatische Verbindungen					
Benzaldehyd	ng/Nm ³	11	4,1	5,6	8,1
Styrol	ng/Nm ³	3,5	1,3	1,8	2,6
Isopropylbenzol (Cumol)	ng/Nm ³	5	1,8	2,5	3,6
n-Propylbenzol	ng/Nm ³	3,8	1,4	1,9	2,8
sec-Butylbenzol	ng/Nm ³	2,3	0,82	1,1	1,6
tert-Butylbenzol	ng/Nm ³	2,2	0,81	1,1	1,6
1,2,4-Trimethylbenzol	ng/Nm ³	2,8	1	1,4	2
1,3,5-Trimethylbenzol	ng/Nm ³	1,9	0,68	0,93	1,4
n-Butylbenzol	ng/Nm ³	1,5	0,54	0,75	1,1
Brombenzol	ng/Nm ³	3,7	1,4	1,9	2,7
1,2-Dichlorbenzol	ng/Nm ³	2,8	1	1,4	2
1,3-Dichlorbenzol	ng/Nm ³	3,7	1,4	1,9	2,7
1,4-Dichlorbenzol	ng/Nm ³	0,19	0,07	0,093	0,14
1,2,3-Trichlorbenzol	ng/Nm ³	0,56	0,07	0,37	0,14
1,2,4-Trichlorbenzol	ng/Nm ³	1,7	0,61	0,84	1,2
2-Chlortoluol	ng/Nm ³	3,7	1,4	1,9	2,7
4-Chlortoluol	ng/Nm ³	2,8	1	1,4	2
p-Isopropyltoluol	ng/Nm ³	1,9	0,68	0,93	1,4
2,4-Dinitrotoluol	ng/Nm ³	0,37	0,14	1,9	0,27
2,6-Dinitrotoluol	ng/Nm ³	0,37	0,14	0,19	0,27
Mittelflüchtige Organische Verbindungen					
N-Nitrosodi-n-propylamin	ng/Nm ³	0,75	0,27	0,37	0,54
Hexachlorethan	ng/Nm ³	0,19	0,07	0,093	0,14
Hexachlorbutadien	ng/Nm ³	1,1	0,41	0,56	0,81
Hexachlorbenzol	ng/Nm ³	0,19	0,07	0,093	0,14
Pentachlorbenzol	ng/Nm ³	0,19	0,07	0,093	0,14
Nitrobenzol	ng/Nm ³	0,75	0,27	0,37	0,54
Azobenzol	ng/Nm ³	0,28	0,1	0,14	0,2
2-Chlornaphthalin	ng/Nm ³	0,37	0,14	0,19	0,27
Isophoron	ng/Nm ³	0,37	0,14	0,19	0,27
Carbazol	ng/Nm ³	0,19	0,07	0,093	0,14
Moschus-Verbindungen					
Moschus-Ambrette	ng/Nm ³	0,07	0,093	0,14	0,19
Moschus-Xylol	ng/Nm ³	0,07	0,093	0,14	0,19
Moschus-Keton	ng/Nm ³	0,07	0,093	0,14	0,19
Galaxolid	ng/Nm ³	0,07	0,093	0,14	0,19
Tonalid	ng/Nm ³	0,07	0,093	0,14	0,19

Parameter	Einheit	NG min	NG max	BG min	BG max
Phenolische Verbindungen					
Phenol	ng/Nm ³	0,27	0,55	0,54	1,1
2-Chlorphenol	ng/Nm ³	0,14	0,46	0,27	0,93
2,4-Dichlorphenol	ng/Nm ³	0,07	0,37	0,14	0,75
2,6-Dichlorphenol	ng/Nm ³	0,07	0,19	0,14	0,37
2,4,6-Trichlorphenol	ng/Nm ³	0,07	0,28	0,14	0,56
2,4,5-Trichlorphenol	ng/Nm ³	0,07	0,19	0,14	0,37
2,3,4,5-Tetrachlorphenol	ng/Nm ³	0,07	0,19	0,14	0,37
Pentachlorphenol	ng/Nm ³	0,03	0,093	0,07	0,19
4-Chlor-3-methylphenol	ng/Nm ³	0,2	0,28	0,41	0,56
2-Nitrophenol	ng/Nm ³	0,07	0,46	0,14	0,93
4-Nitrophenol	ng/Nm ³	0,07	0,28	0,14	0,56
2-Methyl-4,6-dinitrophenol	ng/Nm ³	0,14	0,46	0,27	0,93
2-sec-Butyl-4,6-dinitrophenol	ng/Nm ³	0,07	0,19	0,14	0,37
2-Methylphenol (o-Cresol)	ng/Nm ³	0,27	0,37	0,54	0,75
3-/4-Methylphenol (m-/p-Cresol)	ng/Nm ³	0,14	0,19	0,27	0,37
2,4-Dimethylphenol	ng/Nm ³	0,14	0,37	0,27	0,74
Industriechemikalien					
Octylphenol	ng/Nm ³	0,07	0,093	0,14	0,19
Nonylphenol, techn.	ng/Nm ³	0,14	0,19	0,27	0,37
Bisphenol_A	ng/Nm ³	0,07	0,093	0,14	0,19
Phthalate & Ether					
Dimethylphthalat	ng/Nm ³	1,4	1,9	2,7	3,7
Diethylphthalat	ng/Nm ³	1,4	1,9	2,7	3,7
Di-n-butylphthalat	ng/Nm ³	6,8	9,3	14	19
Di-n-octylphthalat	ng/Nm ³	3,4	4,7	6,8	9,3
Benzylbutylphthalat	ng/Nm ³	3,4	4,7	6,8	9,3
Bis(2-ethylhexyl)phthalat	ng/Nm ³	6,8	9,3	14	19
4-Chlorphenylphenylether	ng/Nm ³	0,14	0,19	0,27	0,37
4-Bromphenylphenylether	ng/Nm ³	0,14	0,19	0,27	0,37
Bis(2-chlorethyl)ether	ng/Nm ³	0,41	0,56	0,81	1,1
Bis(2-chlorisopropyl)ether	ng/Nm ³	0,41	0,56	0,81	1,1
Bis(2-chlorethoxy)methane	ng/Nm ³	0,34	0,47	0,68	0,93
Trisphosphate					
TEP=Triethylphosphat	ng/Nm ³	0,14	0,19	0,27	0,37
TBP=Tributylphosphat	ng/Nm ³	0,07	0,093	0,14	0,19
TPP=Triphenylphosphat	ng/Nm ³	0,07	0,093	0,14	0,19
TKP=Trikresylphosphat	ng/Nm ³	0,07	0,093	0,14	0,19
TBoEP=Tris(2-butoxyethyl)phosphat	ng/Nm ³	0,07	0,093	0,14	0,19
TEHP=Tris(2-ethylhexyl)phosphat	ng/Nm ³	0,07	0,093	0,14	0,19
TCEP=Tris(2-chlorethyl)phosphat	ng/Nm ³	0,07	0,093	0,14	0,19
TCPP=Tris(2-chlorpropyl)phosphat	ng/Nm ³	0,07	0,093	0,14	0,19
TDCPP=Tris(1,3-dichlor-2-propyl)phosphat	ng/Nm ³	0,07	0,093	0,14	0,19



Parameter	Einheit	NG min	NG max	BG min	BG max
PAKs					
Naphthalin	ng/Nm ³	0,07	0,093	0,14	0,19
Acenaphthylen	ng/Nm ³	0,07	0,093	0,14	0,19
Acenaphthen	ng/Nm ³	0,07	0,093	0,14	0,19
Fluoren	ng/Nm ³	0,07	0,093	0,14	0,19
Phenanthren	ng/Nm ³	0,03	0,05	0,07	0,093
Anthracen	ng/Nm ³	0,03	0,05	0,07	0,093
Fluoranthen	ng/Nm ³	0,03	0,05	0,07	0,093
Pyren	ng/Nm ³	0,03	0,05	0,07	0,093
Benzo(a)anthracen	ng/Nm ³	0,03	0,05	0,07	0,093
Chrysen	ng/Nm ³	0,03	0,05	0,07	0,093
Benzo(b)fluoranthen	ng/Nm ³	0,03	0,05	0,07	0,093
Benzo(k)fluoranthen	ng/Nm ³	0,03	0,05	0,07	0,093
Benzo(a)pyren	ng/Nm ³	0,03	0,05	0,07	0,093
Indeno(1,2,3-cd)pyren	ng/Nm ³	0,03	0,05	0,07	0,093
Dibenzo(a,h)anthracen	ng/Nm ³	0,03	0,05	0,07	0,093
Benzo(g,h,i)perylen	ng/Nm ³	0,03	0,05	0,07	0,093
PCBs					
PCB Nr. 28	ng/Nm ³	0,009	0,019	0,018	0,037
PCB Nr. 52	ng/Nm ³	0,014	0,019	0,027	0,037
PCB Nr. 101	ng/Nm ³	0,007	0,009	0,014	0,019
PCB Nr. 138	ng/Nm ³	0,007	0,009	0,014	0,019
PCB Nr. 153	ng/Nm ³	0,007	0,009	0,014	0,019
PCB Nr. 180	ng/Nm ³	0,007	0,023	0,014	0,046
PCB Nr. 194	ng/Nm ³	0,007	0,046	0,014	0,093
Organophosphorsäureester					
Chlorpyrphos	ng/Nm ³	0,07	0,093	0,14	0,19
Chlorpyrphos-methyl	ng/Nm ³	0,07	0,093	0,14	0,19
Bromophos-ethyl	ng/Nm ³	0,07	0,093	0,14	0,19
Diazinon	ng/Nm ³	0,07	0,093	0,14	0,19
Fenitrothion	ng/Nm ³	0,07	0,093	0,14	0,19
Methidathion	ng/Nm ³	0,07	0,093	0,14	0,19
Parathion	ng/Nm ³	0,07	0,093	0,14	0,19
Organochlorpestizide					
2,4-D-Methylester	ng/Nm ³	0,07	0,093	0,14	0,19
2,4'-DDE	ng/Nm ³	0,01	0,037	0,03	0,074
4,4'-DDE	ng/Nm ³	0,01	0,037	0,03	0,074
2,4'-DDD	ng/Nm ³	0,01	0,037	0,03	0,074
4,4'-DDD	ng/Nm ³	0,018	0,09	0,037	0,19
2,4'-DDT	ng/Nm ³	0,018	0,05	0,037	0,09
4,4'-DDT	ng/Nm ³	0,018	0,05	0,037	0,091
a-BHC	ng/Nm ³	0,07	0,093	0,14	0,19
b-BHC	ng/Nm ³	0,07	0,093	0,14	0,19

Parameter	Einheit	NG min	NG max	BG min	BG max
g-BHC (Lindan)	ng/Nm ³	0,07	0,093	0,14	0,19
d-BHC	ng/Nm ³	0,14	0,19	0,27	0,37
Aldrin	ng/Nm ³	0,07	0,093	0,14	0,19
Dieldrin	ng/Nm ³	0,07	0,093	0,14	0,19
Endrin	ng/Nm ³	0,07	0,093	0,14	0,19
Endrinaldehyd	ng/Nm ³	0,07	0,093	0,14	0,19
Endrinketon	ng/Nm ³	0,14	0,19	0,27	0,37
Endosulfan	ng/Nm ³	0,091	0,19	0,18	0,37
Endosulfan-sulfat	ng/Nm ³	0,03	0,093	0,07	0,19
Heptachlor	ng/Nm ³	0,07	0,093	0,14	0,19
Heptachlorepoxyd	ng/Nm ³	0,07	0,093	0,14	0,19
Methoxychlor	ng/Nm ³	0,07	0,093	0,14	0,19
Mirex	ng/Nm ³	0,07	0,093	0,14	0,19
Pyrethroide					
Bioallethrin	ng/Nm ³	0,34	0,47	0,68	0,93
Resmethrin	ng/Nm ³	0,34	0,47	0,68	0,93
Tetramethrin	ng/Nm ³	0,34	0,47	0,68	0,93
Fenpropathrin	ng/Nm ³	0,07	0,093	0,14	0,19
Phenothrin	ng/Nm ³	0,34	0,47	0,68	0,93
l-Cyhalothrin	ng/Nm ³	0,34	0,47	0,68	0,93
Cyphenothrin	ng/Nm ³	0,34	0,47	0,68	0,93
Permethrin	ng/Nm ³	0,34	0,47	0,68	0,93
Cyfluthrin	ng/Nm ³	0,34	0,47	0,68	0,93
Cypermethrin	ng/Nm ³	0,34	0,47	0,68	0,93
Fenvalerate	ng/Nm ³	0,34	0,47	0,68	0,93
Deltamethrin	ng/Nm ³	0,34	0,47	0,68	0,93
Desinfektionsmittel					
Triclosan	ng/Nm ³	0,09	0,093	0,18	0,19
Genussmittel					
Coffein	ng/Nm ³	0,2	0,28	0,41	0,56
Nikotin	ng/Nm ³	0,68	0,93	1,4	1,9



Tabelle 13: Minima und Maxima der Nachweis- und Bestimmungsgrenzen – EPA
Überblicksanalyse Hausstaub.

Parameter	Einheit	NG min	NG max	BG min	BG max
Leichtflüchtige aromatische Verbindungen					
Benzaldehyd	mg/kg	2,8	6,1	5,6	12
Styrol	mg/kg	0,88	1,9	1,8	3,8
Isopropylbenzol (Cumol)	mg/kg	1,2	2,7	2,5	5,4
n-Propylbenzol	mg/kg	0,94	2,1	1,9	4,1
sec-Butylbenzol	mg/kg	0,56	1,2	1,1	2,5
tert-Butylbenzol	mg/kg	0,46	1,2	1,1	2,4
1,2,4-Trimethylbenzol	mg/kg	0,69	1,5	1,4	3
1,3,5-Trimethylbenzol	mg/kg	0,46	1	0,93	2
n-Butylbenzol	mg/kg	0,37	0,81	0,74	1,6
Brombenzol	mg/kg	0,93	2	1,9	4
1,2-Dichlorbenzol	mg/kg	0,69	1,5	1,4	3
1,3-Dichlorbenzol	mg/kg	0,93	2	1,9	4
1,4-Dichlorbenzol	mg/kg	0,049	0,1	0,09	0,2
1,2,3-Trichlorbenzol	mg/kg	0,19	0,4	0,37	0,81
1,2,4-Trichlorbenzol	mg/kg	0,42	0,91	0,83	1,8
2-Chlortoluol	mg/kg	0,93	2	1,9	4
4-Chlortoluol	mg/kg	0,69	1,5	1,4	3
p-Isopropyltoluol	mg/kg	0,46	1	0,93	2
2,4-Dinitrotoluol	mg/kg	0,09	2	0,19	4
2,6-Dinitrotoluol	mg/kg	0,09	0,2	0,19	0,4
Mittelflüchtige organische Verbindungen					
N-Nitrosodi-n-propylamin	mg/kg	0,19	0,4	0,37	0,81
Hexachlorethan	mg/kg	0,049	0,1	0,09	0,2
Hexachlorbutadien	mg/kg	0,28	0,61	0,56	1,2
Hexachlorbenzol	mg/kg	0,049	0,1	0,09	0,2
Pentachlorbenzol	mg/kg	0,049	0,1	0,09	0,2
Nitrobenzol	mg/kg	0,19	0,4	0,37	0,81
Azobenzol	mg/kg	0,07	0,15	0,14	0,3
2-Chlornaphthalin	mg/kg	0,09	0,2	0,19	0,4
Isophoron	mg/kg	0,09	0,2	0,19	0,4
Carbazol	mg/kg	0,049	0,12	0,09	0,25
Moschus-Verbindungen					
Moschus-Ambrette	mg/kg	0,049	0,1	0,09	0,2
Moschus-Xylol	mg/kg	0,049	0,1	0,09	0,2
Moschus-Keton	mg/kg	0,049	0,1	0,09	0,2
Galaxolid	mg/kg	0,049	0,1	0,09	0,2
Tonalid	mg/kg	0,049	0,1	0,09	0,2

Parameter	Einheit	NG min	NG max	BG min	BG max
Phenolische Verbindungen					
Phenol	mg/kg	0,19	0,4	0,37	0,81
2-Chlorphenol	mg/kg	0,1	0,51	0,19	1
2,4-Dichlorphenol	mg/kg	0,05	0,4	0,09	0,81
2,6-Dichlorphenol	mg/kg	0,05	0,2	0,09	0,4
2,4,6-Trichlorphenol	mg/kg	0,05	0,3	0,09	0,61
2,4,5-Trichlorphenol	mg/kg	0,05	0,15	0,09	0,3
2,3,4,5-Tetrachlorphenol	mg/kg	0,05	0,2	0,09	0,4
Pentachlorphenol	mg/kg	0,02	0,1	0,049	0,2
4-Chlor-3-methylphenol	mg/kg	0,14	0,3	0,28	0,61
2-Nitrophenol	mg/kg	0,05	0,51	0,09	1
4-Nitrophenol	mg/kg	0,05	0,3	0,09	0,61
2-Methyl-4,6-dinitrophenol	mg/kg	0,097	1,5	0,19	3
2-sec-Butyl-4,6-dinitrophenol	mg/kg	0,05	1	0,09	2
2-Methylphenol (o-Cresol)	mg/kg	0,19	0,4	0,37	0,81
3-/4-Methylphenol (m-/p-Cresol)	mg/kg	0,087	0,2	0,19	0,4
2,4-Dimethylphenol	mg/kg	0,1	0,4	0,19	0,81
Industriechemikalien					
Octylphenol	mg/kg	0,049	0,1	0,09	0,2
Nonylphenol, techn.	mg/kg	0,09	0,2	0,19	0,4
Bisphenol A	mg/kg	0,049	0,1	0,09	0,2
Phthalate & Ether					
Dimethylphthalat	mg/kg	0,93	2	1,9	4
Diethylphthalat	mg/kg	0,93	2	1,9	4
Di-n-butylphthalat	mg/kg	4,6	10	9,3	20
Di-n-octylphthalat	mg/kg	2,3	5,1	4,6	10
Benzylbutylphthalat	mg/kg	2,3	5,1	4,6	10
Bis(2-ethylhexyl)phthalat	mg/kg	4,6	10	9,3	20
4-Chlorphenylphenylether	mg/kg	0,09	0,2	0,19	0,4
4-Bromphenylphenylether	mg/kg	0,09	0,2	0,19	0,4
Bis(2-chlorethyl)ether	mg/kg	0,28	0,61	0,56	1,2
Bis(2-chloriso-propyl)ether	mg/kg	0,28	0,61	0,56	1,2
Bis(2-chlorethoxy)methan	mg/kg	0,23	0,51	0,46	1
Trisphosphate					
TEP=Triethylphosphat	mg/kg	0,097	0,9	0,19	0,4
TBP=Tributylphosphat	mg/kg	0,049	0,1	0,09	0,2
TPP=Triphenylphosphat	mg/kg	0,049	0,1	0,09	0,2
TKP=Tricresylphosphat	mg/kg	0,049	0,51	0,09	1
TBoEP=Tris(2-butoxy-ethyl)phosphat	mg/kg	0,049	0,1	0,09	0,2
TEHP=Tris(2-ethyl-hexyl)phosphat	mg/kg	0,049	0,1	0,09	0,2
TCEP=Tris(2-chlor-ethyl)phosphat	mg/kg	0,049	0,1	0,09	0,2
TCPP=Tris(2-chlor-propyl)phosphat	mg/kg	0,049	0,1	0,09	0,2
TDCPP=Tris(1,3-dichlor-2-propyl)phosphat	mg/kg	0,049	0,1	0,09	0,2

Parameter	Einheit	NG min	NG max	BG min	BG max
PAKs					
Naphthalin	mg/kg	0,049	0,1	0,09	0,2
Acenaphthylen	mg/kg	0,049	0,1	0,09	0,2
Acenaphthen	mg/kg	0,049	0,1	0,09	0,2
Fluoren	mg/kg	0,049	0,1	0,09	0,2
Phenanthren	mg/kg	0,02	0,051	0,049	0,1
Anthracen	mg/kg	0,02	0,051	0,049	0,1
Fluoranthen	mg/kg	0,02	0,051	0,049	0,1
Pyren	mg/kg	0,02	0,1	0,049	0,2
Benzo(a)anthracen	mg/kg	0,02	0,051	0,049	0,1
Chrysen	mg/kg	0,02	0,051	0,049	0,1
Benzo(b)fluoranthen	mg/kg	0,02	0,051	0,049	0,1
Benzo(k)fluoranthen	mg/kg	0,02	0,051	0,049	0,1
Benzo(a)pyren	mg/kg	0,02	0,051	0,049	0,1
Indeno(1,2,3-cd)pyren	mg/kg	0,02	0,051	0,049	0,1
Dibenzo(a,h)anthracen	mg/kg	0,02	0,051	0,049	0,1
Benzo(g,h,i)perylen	mg/kg	0,02	0,051	0,049	0,1
PCBs					
PCB Nr.28	mg/kg	0,0049	0,049	0,0097	0,04
PCB Nr.52	mg/kg	0,0097	0,049	0,019	0,04
PCB Nr.101	mg/kg	0,0049	0,049	0,0097	0,02
PCB Nr.138	mg/kg	0,0049	0,049	0,0097	0,02
PCB Nr.153	mg/kg	0,0049	0,049	0,0097	0,02
PCB Nr.180	mg/kg	0,0049	0,049	0,01	0,024
PCB Nr.194	mg/kg	0,0049	0,049	0,01	0,024
Organophosphorsäureester					
Chlorpyrphos	mg/kg	0,049	0,1	0,09	0,2
Chlorpyrphosmethyl	mg/kg	0,049	0,1	0,09	0,2
Bromphosethyl	mg/kg	0,049	0,1	0,09	0,2
Diazinon	mg/kg	0,049	0,1	0,09	0,2
Fenitrothion	mg/kg	0,049	0,1	0,09	0,2
Methidathion	mg/kg	0,049	0,1	0,09	0,2
Parathion	mg/kg	0,049	0,1	0,09	0,2
Organochlorpestizide					
2,4-D-Methylester	mg/kg	0,049	0,1	0,09	0,2
2,4'-DDE	mg/kg	0,009	0,1	0,02	0,2
4,4'-DDE	mg/kg	0,009	0,1	0,02	0,2
2,4'-DDD	mg/kg	0,009	0,1	0,02	0,2
4,4'-DDD	mg/kg	0,019	0,1	0,039	0,2
2,4'-DDT	mg/kg	0,019	0,1	0,039	0,2
4,4'-DDT	mg/kg	0,02	0,1	0,049	0,2
a-BHC	mg/kg	0,049	0,1	0,09	0,2
b-BHC	mg/kg	0,049	0,1	0,09	0,2

Parameter	Einheit	NG min	NG max	BG min	BG max
g-BHC (Lindan)	mg/kg	0,049	0,1	0,09	0,2
d-BHC	mg/kg	0,049	0,2	0,09	0,4
Aldrin	mg/kg	0,049	0,1	0,09	0,2
Dieldrin	mg/kg	0,049	0,1	0,09	0,2
Endrin	mg/kg	0,049	0,1	0,09	0,2
Endrinaldehyd	mg/kg	0,049	0,26	0,09	0,52
Endrinketon	mg/kg	0,049	0,2	0,19	0,4
Endosulfan	mg/kg	0,049	0,1	0,1	0,2
Endosulfansulfat	mg/kg	0,02	0,1	0,05	0,2
Heptachlor	mg/kg	0,049	0,1	0,09	0,2
Heptachlorepoxyd	mg/kg	0,049	0,1	0,09	0,2
Methoxychlor	mg/kg	0,049	0,1	0,09	0,2
Mirex	mg/kg	0,049	0,1	0,09	0,2
Pyrethroide					
Bioallethrin	mg/kg	0,23	0,51	0,46	1
Resmethrin	mg/kg	0,23	0,51	0,46	1
Tetramethrin	mg/kg	0,23	0,51	0,46	1
Fenprothrin	mg/kg	0,052	0,51	0,1	0,5
Phenothrin	mg/kg	0,23	0,51	0,46	1
l-Cyhalothrin	mg/kg	0,23	0,51	0,46	1
Cyphenothrin	mg/kg	0,23	0,51	0,46	1
Permethrin	mg/kg	0,23	0,51	0,46	1
Cyfluthrin	mg/kg	0,23	0,51	0,46	1
Cypermethrin	mg/kg	0,23	0,51	0,46	1
Fenvalerat	mg/kg	0,23	0,51	0,46	1
Deltamethrin	mg/kg	0,23	0,51	0,46	1
Desinfektionsmittel					
Triclosan	mg/kg	0,049	0,2	0,097	0,4
Genussmittel					
Coffein		0,14	0,3	0,28	0,61
Nikotin		0,46	1	0,93	2

4.5.2.5 PBDE im Hausstaub

- Dotation der gesiebten Hausstaubprobe mit 12 $^{13}\text{C}_{12}$ markierten PBDE-Kongeneren (Surrogatstandards).
- Statische Extraktion unter Druck (ASE) mit n-Hexan.
- Dreistufige säulenchromatographische Reinigung der Extrakte.
- Zugabe eines $^{13}\text{C}_{12}$ markierten Injektionsstandards.
- Qualitative und quantitative Bestimmung der PBDE nach der Methode der Isotopenverdünnung mittels Gaschromatographie/Massenspektrometrie-Kopplung bei einer Auflösung von 6.000–9.000 über zwei Kapillarsäulen unterschiedlicher Länge.

Tabelle 14: Minima und Maxima der Nachweis- und Bestimmungsgrenzen – PBDE (Hausstaub).

PBDE	Einheit	NG min	NG max	BG min	BG max
# 28	µg/kg	0,002	0,008	0,003	0,016
# 47	µg/kg	0,002	0,019	0,003	0,037
# 49	µg/kg	0,002	0,012	0,004	0,024
# 66	µg/kg	0,003	0,031	0,005	0,061
# 77	µg/kg	0,002	0,004	0,003	0,008
# 85	µg/kg	0,004	0,015	0,008	0,029
# 99	µg/kg	0,003	0,014	0,005	0,028
# 100	µg/kg	0,001	0,013	0,003	0,026
# 118	µg/kg	0,004	0,010	0,008	0,02
# 126	µg/kg	0,003	0,011	0,006	0,022
# 139	µg/kg	0,010	0,040	0,02	0,08
# 153	µg/kg	0,008	0,030	0,016	0,059
# 154	µg/kg	0,006	0,028	0,012	0,055
# 181	µg/kg	0,140	0,347	0,28	0,695
# 183	µg/kg	0,029	0,086	0,058	0,172
# 196	µg/kg	0,040	0,115	0,08	0,231
# 197	µg/kg	0,057	0,165	0,114	0,33
# 203	µg/kg	0,057	0,169	0,114	0,338
# 207	µg/kg	0,049	0,341	0,099	0,682
# 209	µg/kg	0,069	0,456	0,139	0,912

4.5.2.6 PBDE im Feinstaub

- Dotation des mit Schwebestaub beladenen Glasfaserfilters der Innenraumluftprobenahme mit 12 ¹³C₁₂ markierten PBDE-Kongeneren.
- Statische Extraktion unter Druck (ASE) mit n-Hexan.
- Dreistufige säulenchromatographische Reinigung der Extrakte.
- Zugabe eines ¹³C₁₂ markierten Injektionsstandards.
- Qualitative und quantitative Bestimmung der PBDE nach der Methode der Isopenverdünnung mittels Gaschromatographie/Massenspektrometrie-Kopplung bei einer Auflösung von 6.000–9.000 über zwei Kapillarsäulen unterschiedlicher Länge.

Tabelle 15: Minima und Maxima der Nachweis- und Bestimmungsgrenzen – PBDE (Feinstaub).

PBDE	Einheit	NG min	NG max	BG min	BG max
# 28	pg/m ³	0,01	0,01	0,02	0,02
# 47	pg/m ³	0,01	0,03	0,02	0,06
# 49	pg/m ³	0,01	0,03	0,02	0,06
# 66	pg/m ³	0,01	0,01	0,02	0,02
# 77	pg/m ³	0	0,01	0	0,02
# 85	pg/m ³	0,01	0,02	0,02	0,04
# 99	pg/m ³	0,01	0,03	0,02	0,06
# 100	pg/m ³	0,01	0,03	0,02	0,06
# 118	pg/m ³	0,01	0,01	0,02	0,02
# 126	pg/m ³	0,01	0,01	0,02	0,02
# 139	pg/m ³	0,01	0,04	0,02	0,08
# 153	pg/m ³	0,01	0,03	0,02	0,06
# 154	pg/m ³	0,01	0,04	0,02	0,08
# 181	pg/m ³	0,16	0,5	0,32	0,9
# 183	pg/m ³	0,03	0,07	0,06	0,14
# 196	pg/m ³	0,07	0,12	0,14	0,24
# 197	pg/m ³	0,1	0,19	0,2	0,38
# 203	pg/m ³	0,12	0,21	0,24	0,42
# 207	pg/m ³	0,09	0,46	0,18	0,92
# 209	pg/m ³	0,16	0,97	0,32	1,94

4.5.2.7 Organozinnverbindungen

- Zugabe der Internen Standards.
- Extraktion unter Zusatz eines Komplettierungsmittels.
- Zugabe von Acetatpuffer (pH 3,4).
- Derivatisierung mit Natriumtetraethylborat.
- Extraktion mit n-Hexan.
- Reinigung mittels GPC und AIOX.
- Bestimmung mit GC-MS (SIM Mode) und Quantifizierung nach der internen Standardmethode.

Tabelle 16: Nachweis- und Bestimmungsgrenzen – Organozinnverbindungen (Hausstaub).

Parameter	Einheit	NG	BG
Monobutylzinn Kation	mg/kg	0,005	0,01
Dibutylzinn Kation	mg/kg	0,005	0,01
Tributylzinn Kation	mg/kg	0,005	0,01
Tetrabutylzinn	mg/kg	0,005	0,01
Diphenylzinn Kation	mg/kg	0,005	0,01
Triphenylzinn Kation	mg/kg	0,005	0,01

Tabelle 17: Nachweis- und Bestimmungsgrenzen – Organozinnverbindungen (Feinstaub).

Parameter	Einheit	NG	BG
Monobutylzinn Kation	ng/Nm ³	0,007	0,014
Dibutylzinn Kation	ng/Nm ³	0,007	0,014
Tributylzinn Kation	ng/Nm ³	0,007	0,014
Tetrabutylzinn	ng/Nm ³	0,007	0,014
Diphenylzinn Kation	ng/Nm ³	0,007	0,014
Triphenylzinn Kation	ng/Nm ³	0,007	0,014

4.5.2.8 Schwermetalle

- Mikrowellenunterstützter Druck-Aufschluss von je einem halben Filter mit Salpetersäure (65 %) und Wasserstoffperoxid (30 %) in Quarz-Hochdruckgefäßen.
- Elementscreening mittels ICP-MS.
- Auswertung mittels Total-Quant Software des Geräteherstellers.

Tabelle 18: Nachweis- und Bestimmungsgrenzen – Schwermetalle (Hausstaub).

Parameter	Einheit	NG	BG
B	mg/kg	0,025	0,25
Al	mg/kg	0,12	2,5
Ti	mg/kg	0,0070	0,25
Cr	mg/kg	0,0075	1,3
Mn	mg/kg	0,0090	0,25
Fe	mg/kg	0,14	13
Co	mg/kg	0,0041	0,25
Ni	mg/kg	0,0065	0,25
Cu	mg/kg	0,0040	0,63
Zn	mg/kg	0,12	2,5
As	mg/kg	0,0073	0,25
Se	mg/kg	0,012	0,25
Mo	mg/kg	0,055	0,25
Ag	mg/kg	0,00029	0,063
Cd	mg/kg	0,0026	0,13
Sn	mg/kg	0,00052	0,25
Sb	mg/kg	0,025	0,13
Hg	mg/kg	0,0046	0,063
Pb	mg/kg	0,0063	0,13

Tabelle 19: Nachweis- und Bestimmungsgrenzen – Schwermetalle (Feinstaub).

Parameter	Einheit	NG	BG
B	ng/m ³	3	18
Al	ng/m ³	6	36
Ti	ng/m ³	0,3	4
Cr	ng/m ³	1	18
Mn	ng/m ³	0,1	4
Fe	ng/m ³	2	180
Co	ng/m ³	0,06	4
Ni	ng/m ³	0,09	4
Cu	ng/m ³	0,5	9
Zn	ng/m ³	2	36
As	ng/m ³	0,1	4
Se	ng/m ³	1	18
Mo	ng/m ³	0,8	4
Ag	ng/m ³	0,004	2
Cd	ng/m ³	0,07	2
Sn	ng/m ³	0,3	4
Sb	ng/m ³	0,4	4
Hg	ng/m ³	0,07	1,8
Pb	ng/m ³	0,09	2

4.5.2.9 TC/EC/OC (Totaler/elementarer/organischer Kohlenstoff)

- VDI 2465 Blatt 1 (Dezember 1996).
- Quarzfaserfilter wurden mit einer Teilvorrichtung halbiert.
- Getrennte Bestimmung des Gesamtkohlenstoffes und des elementaren Kohlenstoffes.
- Automatischer Abzug der Blindwerte während der Messung.

Tabelle 20: Nachweis- und Bestimmungsgrenzen – Kohlenstoff.

Parameter	Einheit	NG	BG
TC	µg/m ³	1,5	3
EC	µg/m ³	1,5	3
OC	µg/m ³	-	-

4.5.2.10 Anorganische Hauptkomponenten

- Elution eines Filteraliquots mit Reinstwasser.
- Ionenchromatographische Bestimmung mit suppressierter Leitfähigkeitsdetektion von Chlorid, Nitrat und Sulfat (ÖNORM EN ISO 10304).
- Ionenchromatographische Bestimmung mit suppressierter Leitfähigkeitsdetektion von Natrium, Kalium, Magnesium, Kalzium, Ammonium (ÖNORM EN ISO 14911).



Tabelle 21: Nachweis- und Bestimmungsgrenzen – Anorgan. Hauptkomponenten.

Parameter	Einheit	NG	BG
Chlorid	$\mu\text{g}/\text{m}^3$	0,0040	0,012
Nitrat	$\mu\text{g}/\text{m}^3$	0,002	0,004
Sulfat	$\mu\text{g}/\text{m}^3$	0,004	0,007
Natrium	$\mu\text{g}/\text{m}^3$	0,001	0,004
Kalium	$\mu\text{g}/\text{m}^3$	0,002	0,007
Magnesium	$\mu\text{g}/\text{m}^3$	0,001	0,004
Kalzium	$\mu\text{g}/\text{m}^3$	0,001	0,005
Ammonium	$\mu\text{g}/\text{m}^3$	0,003	0,011

4.5.2.11 Rasterelektronenmikroskopie

Methodik

- Stereomikroskopische Durchsicht und Grobidentifizierung der Staubproben.
- Herstellung von Abdruckpräparaten auf mit Kohleklebeband versehenen Aluminium-Trägertischchen.
- Sputter-Coating.
- Rasterelektronenmikroskopische Identifizierung von Einzelpartikeln hinsichtlich Morphologie.
- Korngröße und orts aufgelöste Elementzusammensetzung mittels energie-dispersiver Röntgenmikroanalyse (EDX).

Für die rasterelektronenmikroskopischen Untersuchungen wurden die Hausstaubproben der ersten Probenahme verwendet.

5 ERGEBNISSE

5.1 Medizinische Untersuchungen

5.1.1 Atemwegssymptome und -erkrankungen (nach Elternangaben)

Nach Angaben der Auskunftspersonen hatten 4 % der Kinder (n = 18) in den letzten drei Monaten bei einer Erkältung Husten, der länger als vier Wochen anhielt. An nächtlichem trockenem Husten (ohne Verkühlung oder Bronchitis) litten in den letzten drei Monaten 8,2 % der Kinder (n = 36/449) (siehe Tabelle 22).

Tabelle 22: Anteil (in Prozent) der SchülerInnen mit andauerndem Husten und den Auslösungsbedingungen des Hustens in den letzten drei Monaten.

Symptom	weiblich (n = 224)	männlich (n = 225)	gesamt (n = 449)	p-Wert
Husten länger als 4 Wochen	4,1	4,0	4,0	1,000
Kind in den letzten 3 Monaten wiederholt gehustet	31,3	28,6	30,0	0,600
bei Erkältungen	25,1	24,0	24,6	0,827
nach Anstrengung	1,8	4,9	3,4	0,112
bei kalter Luft oder Nebel	1,8	1,8	1,8	1,000
bei Kontakt mit Tieren (Haaren, Federn)	0,9	1,3	1,1	1,000
bei Kontakt mit Blütenstaub (Gräser etc.)	0,5	2,7	1,6	0,122
bei Kontakt mit Hausstaub (Milben)	0,9	0,4	0,7	0,622
Sonstiges	0,5	0,0	0,2	0,497
beim Einschlafen	10,3	11,1	10,7	0,879
nachts	11,7	12,4	12,1	0,885
morgens beim Aufstehen	12,6	10,2	11,4	0,460
Sonstiges	3,2	3,6	3,4	1,000
Trockener Husten, obwohl keine Erkältung oder Bronchitis	7,7	8,6	8,2	0,826

p-Wert = Signifikanz

In den letzten drei Monaten hatten 2,1 % (n = 9/449) der Kinder einen Asthmaanfall (siehe Tabelle 23). Bei vier Kindern kamen diese Anfälle nachts (0,9 %) und bei drei Kindern bei Kontakt mit Blütenstaub (0,7 %).

Tabelle 23: Anteil (in Prozent) der SchülerInnen mit Asthmaanfällen in den letzten drei Monaten.

Symptom	weiblich (n = 224)	männlich (n = 225)	gesamt (n = 449)	p-Wert
Anfall von Asthma oder keuchende Atmung	1,8	2,3	2,1	1,000
1-mal	0,0	0,9	0,4	0,376
2-mal	0,5	0,9	0,7	
3-mal	0,5	0,0	0,2	
8-mal	0,5	0,0	0,2	
15-mal	0,5	0,0	0,2	
Diese Anfälle kamen. ..				
nachts	1,4	0,4	0,9	0,370
bei Erkältung	0,0	0,4	0,2	1,000
bei körperlicher Anstrengung	0,5	0,0	0,2	0,497
bei Sonstigem	0,0	0,9	0,4	0,499
bei Kontakt mit Tieren (Haare, Federn)	0,5	0,4	0,4	1,000
bei Kontakt mit Blütenstaub (Gräser etc.)	0,0	1,3	0,7	0,248
bei Kontakt mit Hausstaub (Milben)	0,0	0,0	0,0	-
bei Kontakt mit Sonstigem	0,0	0,4	0,2	1,000

p-Wert = Signifikanz

In Tabelle 24 und Tabelle 25 werden verschiedene (Begleit)Symptome respiratorischer und allergischer Erkrankungen dargestellt.

Tabelle 24: Anteil (in Prozent) der SchülerInnen mit verschiedenen (Begleit-)Symptomen respiratorischer und allergisch-respiratorischer Erkrankungen in den letzten drei Monaten.

Symptom	weiblich (n = 224)	männlich (n = 225)	gesamt n = 449)	p-Wert
Beim Atmen pfeifende oder keuchende Geräusche im Brustkorb	3,6	8,0	5,8	0,067
Diese Atemgeräusche kamen ...				
nachts	1,8	2,7	2,2	0,751
bei Erkältung	1,8	5,3	3,6	0,072
bei körperlicher Anstrengung	0,5	2,2	1,3	0,216
bei Sonstigem	0,5	0,4	0,4	1,000
bei Kontakt mit Tieren (Haare, Federn)	0,5	0,4	0,4	1,000
bei Kontakt mit Blütenstaub (Gräser etc.)	0,0	0,9	0,4	0,499
bei Kontakt mit Hausstaub (Milben)	0,0	0,0	0,0	-
bei Kontakt mit Sonstigem	0,0	0,4	0,2	1,000
gerötete oder juckende Augen	10,8	14,3	12,6	0,317
Bei Verkühlung länger als 4 Wochen verstopfte oder rinnende Nase	2,3	5,0	3,6	0,202
Niesanfälle oder laufende, juckende oder verstopfte Nase, ohne Verkühlung oder Grippe	5,0	9,5	7,2	0,097
Niesanfälle				
bei Kontakt mit Tieren (Haaren, Federn)	1,4	0,9	1,1	0,684
bei Kontakt mit Blütenstaub (Gräser etc.)	1,4	5,3	3,4	0,032*
bei Kontakt mit Hausstaub (Milben)	0,9	2,2	1,6	0,449
bei Sonstigem	1,8	1,8	1,8	1,000
Atmung beim Schlafen durch den Mund	24,1	32,4	28,3	0,057
Anzahl der Verkühlungen				
1-mal	40,1	39,3	39,7	0,836
2-mal	12,9	15,6	14,3	
3-mal	2,0	2,4	2,2	
4-mal	1,0	0,0	0,5	
5-mal	0,5	0,5	0,5	
6-mal	0,5	0,5	0,5	

* Die zwei Geschlechter unterscheiden sich signifikant (0,05).

p-Wert = Signifikanz

Beim Atmen kamen pfeifende oder keuchende Geräusche im Brustkorb in den letzten drei Monaten vor allem bei Erkältung (n = 16; 3,6 %) und nachts (n = 10; 2,2 %) vor. An geröteten oder juckenden Augen (ohne Schnupfen und ohne im Schwimmbad gewesen zu sein) litten in den letzten drei Monaten fast 13 % der Kinder. Niesanfälle oder laufende, juckende oder verstopfte Nase, obwohl die Kinder nicht verkühlt waren oder eine Grippe hatten, berichteten die Eltern von 21 Jungen und 11 Mädchen (9,5 % bzw. 5,0 %). Jungen unterschieden sich von Mädchen signifikant bezüglich des Auftretens von Niesanfällen bei Kontakt mit Blütenstaub ($p < 0,05$).

Laut Angaben der Eltern atmeten mehr als 28 % der Kinder nachts aufgrund einer Behinderung der Nasenatmung durch den Mund. 39,7 % der Kinder waren in den letzten drei Monaten einmal verkühlt (n = 164). 15 Kinder waren in den letzten drei Monaten häufig verkühlt (öfter als 2-mal; 3,7 %) (siehe Tabelle 24).

Etwa 65 % der Kinder wiesen in den letzten 12 Wochen einen sehr guten Zustand der Atmungsorgane auf.

In den letzten drei Monaten litten 4,7 % der Kinder (n = 21) an „Ekzem oder Neurodermitis“ (vom Arzt diagnostiziert) (siehe Tabelle 25).

Tabelle 25: Beurteilung des Zustandes der Atemorgane (in den letzten 3 Monaten) durch die Eltern sowie Vorkommen von Erkrankungen der oberen und unteren Atemwege.

Symptom		weiblich (n = 224)	männlich (n = 225)	gesamt (n = 449)	p-Wert
Zustand der Atmungsorgane					
in den letzten 4 Wochen	sehr gut	65,0	64,3	64,7	0,578
	eher gut	22,3	21,9	22,1	
	mittel	10,7	9,5	10,1	
	eher schlecht	1,9	3,3	2,6	
	sehr schlecht	0,0	1,0	0,5	
vor 5 bis 8 Wochen	sehr gut	68,5	68,3	68,4	0,670
	eher gut	19,0	21,5	20,2	
	mittel	8,0	7,8	7,9	
	eher schlecht	4,5	2,4	3,5	
	sehr schlecht	0,0	0,0	0,0	
vor 9 bis 12 Wochen	sehr gut	67,5	64,6	66,0	0,338
	eher gut	21,2	26,3	23,8	
	mittel	9,4	7,2	8,3	
	eher schlecht	2,0	1,0	1,5	
	sehr schlecht	0,0	1,0	0,5	
Hatte das Kind in letzten 3 Monaten ...*					
Ekzeme, Neurodermitis		4,5	4,9	4,7	1,000
Heuschnupfen		0,9	2,2	1,6	0,449
Stirn-/Kieferhöhlenentzündung		0,5	0,4	0,4	1,000
Pseudokrupp		0,9	0,0	0,4	0,246
Lungenentzündung		1,4	0,0	0,7	0,122
Keuchhusten		0,5	0,0	0,2	0,497
Tuberkulose		0,0	0,0	0,0	-

* vom Arzt diagnostiziert; p-Wert = Signifikanz

Hinsichtlich der in Tabelle 25 dargestellten Eigenschaften konnten keine signifikanten Unterschiede zwischen den Geschlechtern festgestellt werden.

Eine positive Medikamenten-Anamnese hatten 24 StudienteilnehmerInnen (5,4 %; siehe Tabelle 26). Laut Angaben der Eltern verwendeten zwei Kinder (0,4 %) Asthmamedikamente und drei SchülerInnen (0,7 %) antiallergisch wirksame Arzneimittel

(Antihistaminika, Kortison, Mastzellstabilisatoren). 39 SchülerInnen (8,8 %) nahmen Präparate mit Spurenelementen oder Mineralstoffen ein. Zwischen den Geschlechtern wurden keine signifikanten Unterschiede (in den letzten drei Monaten) gefunden.

Tabelle 26: Anteil (in Prozent) der SchülerInnen, die Medikamente und Präparate mit Spurenelementen oder Mineralstoffen einnehmen (letzte 3 Monate).

Medikamente und Präparate	weiblich (n = 224)	männlich (n = 225)	gesamt (n = 449)
Medikamente	5,4	5,4	5,4
Asthmamedikamente	0,5	0,4	0,4
Mittel bei sonstigen resp. Erkrankungen	1,4	0,9	1,1
Antibiotika	0,5	0,0	0,2
Antiallergika	0,5	0,9	0,7
Präparate mit Spurenelementen oder Mineralstoffen	6,3	11,2	8,8

156 Kinder (35,0 %) hatten früher (unbestimmter Zeitpunkt) pfeifende oder keuchende Atemgeräusche. Jungen wiesen bei Erkältung und körperlicher Anstrengung signifikant öfter Atemgeräusche auf als Mädchen. 64 Kinder (14,3 %) hatten Niesanfälle oder eine laufende, juckende oder verstopfte Nase (ohne Verkühlung bzw. Grippe), bezogen auf die letzten drei Monate. Die Frage „Hatte Ihr Kind früher einmal einen juckenden Hautausschlag, der während sechs Monaten oder noch länger anhielt“, wurde 40-mal (8,9 %) mit „ja“ beantwortet (siehe Tabelle 27).

Tabelle 27: Anteil (in Prozent) der SchülerInnen, die allergisch-respiratorische Beschwerden hatten (unbestimmter Zeitpunkt).

Symptom	weiblich (n = 224)	männlich (n = 225)	gesamt (n = 449)	p-Wert
Beim Atmen pfeifende oder keuchende Geräusche	32,3	37,7	35,0	0,275
Diese Atemgeräusche kamen				
nachts	13,1	12,4	12,8	0,888
bei Erkältung	24,8	33,8	29,3	0,038*
bei körperlicher Anstrengung	2,3	7,1	4,7	0,023*
bei sonstigem	1,8	0,9	1,3	0,447
bei Kontakt mit Tieren (Haare, Federn)	1,4	0,9	1,1	0,684
bei Kontakt mit Blütenstaub (Gräser etc.)	0,9	2,2	1,6	0,449
bei Kontakt mit Hausstaub (Milben)	1,8	0,4	1,1	0,214
bei Kontakt mit Sonstigem	0,9	0,9	0,9	1,000
Niesanfälle oder laufende, juckende oder verstopfte Nase, ohne Verkühlung oder Grippe	12,6	16,1	14,3	0,345
bei Kontakt mit Tieren (Haare, Federn)	1,8	2,2	2,0	1,000
bei Kontakt mit Blütenstaub (Gräser etc.)	4,5	7,1	5,8	0,313
bei Kontakt mit Hausstaub (Milben)	2,7	2,7	2,7	1,000
bei Kontakt mit Sonstigem	4,1	0,4	2,2	0,010**
Juckender Hautausschlag (> 6 Monate)	7,6	10,3	8,9	0,408

* Die Geschlechter unterschieden sich auf dem Niveau von 0,05 signifikant;

** auf dem Niveau von 0,01 signifikant.

Tabelle 28: Anteil (in Prozent) der SchülerInnen, die allergische und/oder respiratorische Erkrankungen hatten (unbestimmter Zeitpunkt).

Erkrankung	weiblich (n = 224)	männlich (n = 225)	gesamt (n = 449)	p-Wert
Häufigkeit einer Mittelohrentzündung				0,515
nie	49,5	52,3	50,9	
selten (1- bis 3-mal)	37,8	31,8	34,8	
gelegentlich (4- bis 6-mal)	8,6	10,0	9,3	
häufig (7- bis 10-mal)	2,7	5,0	3,8	
sehr häufig (11- bis 50-mal)	1,4	0,9	1,1	
Das Kind leidet ständig an chronischen Krankheiten oder Behinderungen				
Neurodermitis	1,8	3,1	2,5	0,563
Asthma	0,5	0,0	0,2	
chronische Bronchitis	0,5	0,9	0,7	
Sonstiges	0,0	0,4	0,2	
Das Kind hatte schon (unbestimmter Zeitpunkt)				
Asthma (Lungenasthma)	0,5	4,0	2,2	0,020*
Ekzeme, Neurodermitis	10,4	12,9	11,6	0,462
Heuschnupfen	1,8	3,6	2,7	0,381
Stirn-/Kieferhöhlenentzündung	1,8	1,8	1,8	1,000
Pseudokrupp	7,7	8,0	7,8	1,000
Lungenentzündung	9,9	9,3	9,6	0,874
Keuchhusten	0,5	0,0	0,2	0,497
Tuberkulose	0,0	0,0	0,0	-
Allergie	15,7	21,1	18,4	0,173
Das Kind ist allergisch auf				
Nahrungsmittel	3,6	4,9	4,3	0,640
Tierhaare	3,2	3,6	3,4	1,000
Blütenstaub/Pollen	4,1	8,0	6,0	0,111
Hausstaub/Milben	3,2	1,8	2,5	0,379
Federn	0,9	0,0	0,4	0,246
Metalle (z. B. Schmuck, Nickel)	0,9	0,4	0,7	0,622
Insektenstiche (Bienen/Wespen)	2,7	1,3	2,0	0,336
Medikamente	2,7	2,2	2,5	0,770
Sonstiges	0,5	4,0	2,2	0,020*

* Die zwei Geschlechter unterschieden sich auf dem Niveau von 0,05.

p-Wert = Signifikanz

Insgesamt 2,2 % der Kinder litten in der Vergangenheit an Lungenasthma. Die Anzahl der Jungen (4,0 %, n = 9) mit Lungenasthma war deutlich und signifikant höher als die von Mädchen (0,5 %, n = 1) (Tabelle 28).

Etwa 50 % der Kinder erkrankten mindestens einmal an einer Mittelohrentzündung. Etwa 9 % erkrankten 4- bis 6-mal und 4,9 % litten häufig (7- bis 10-mal) oder sehr häufig (11- bis 50-mal; 1,1 %) an dieser Erkrankung.

Etwa 18 % der Kinder waren allergisch. Allergie auf Blütenstaub und Pollenallergien waren die häufigsten Allergieformen (6,0 %); dabei waren Jungen fast zweimal häufiger betroffen als Mädchen. Nahrungsmittelallergien betrafen 19 Kinder (4,3 %) in der Studiengruppe, weitere 15 Kinder (3,4 %) waren allergisch auf Tierhaare.

In Tabelle 29 sind Angaben zu früheren Allergietests und Allergiebehandlungen der Kinder zusammengestellt. Ein Allergiehauttest wurde bei 63 Kindern (16,6 %) durchgeführt, während 53 Kinder (15,2 %) mittels eines Bluttests untersucht worden waren. Eine Allergiebehandlung wurde laut Angaben nur bei 17 Kindern (3,8 %) durchgeführt. Mädchen und Jungen unterschieden sich hinsichtlich der Untersuchungsmethode und Allergienbehandlung nicht signifikant.

Tabelle 29: Anteil (in Prozent) der SchülerInnen mit früheren Allergietests und Allergiebehandlungen.

Untersuchung	weiblich (n = 224)	männlich (n = 225)	gesamt (n = 449)
Allergie-Hauttest	17,3	16,0	16,6
Allergie-Bluttest	15,6	14,7	15,2
Allergiebehandlung	2,7	4,9	3,8

In Tabelle 30 sind die Ergebnisse der Familienanamnese zusammengestellt.

Tabelle 30: Anteil (in Prozent) der Eltern und Geschwistern mit bestimmten Erkrankungen.

Erkrankung	gesamt	Allergien auf	gesamt
Asthma (Lungenasthma)	11,2	Nahrungsmittel	8,4
Ekzeme, Neurodermitis	11,0	Tierhaare	17,7
Heuschnupfen	18,3	Blütenstaub/Pollen	26,1
Stirn-/Kieferhöhlenentzündung	13,6	Hausstaub/Milben	17,0
Pseudokrupp	3,1	Federn	3,1
Lungenentzündung	10,5	Metalle (z. B. Schmuck)	11,9
Keuchhusten	2,7	Insektenstiche (Bienen/Wespen)	6,0
Tuberkulose	0,4	Medikamente	8,2
Allergien	48,2	Sonstiges	4,2

5.1.2 Atemwegssymptome und -erkrankungen (nach Schulen)

In Tabelle 31 finden sich wesentliche Angaben zu Beschwerden und Erkrankungen der oberen Atemwege der Kinder, geordnet nach Schulzugehörigkeit.



Tabelle 31: Anteil (in Prozent) der SchülerInnen mit Beschwerden und Erkrankungen des oberen Respirationstraktes in den letzten drei Monaten, getrennt nach den Schulen.

Symptom	Schule 1	Schule 2	Schule 3	Schule 4	Schule 5	Schule 6	Schule 7	Schule 8	Schule 9	Gesamt
Husten länger als 4 Wochen bei Erkältung	6,5	5,4	4,4	8,2	0,0	2,1	4,0	4,2	0,0	4,0
wiederholt gehustet	21,7	16,7	34,9	34,4	16,0	21,7	19,1	59,2	45,2	30,0
trockener Husten ohne Bronchitis	4,8	13,5	6,7	8,8	4,1	14,6	6,0	4,2	13,6	8,2
Asthma oder keuchende Atmung	1,7	5,7	0,0	1,7	0,0	4,2	2,1	0,0	4,5	2,1
beim Atmen pfeifende oder keuchende Geräusche im Brustkorb	4,8	10,8	0,0	8,3	2,0	4,2	6,0	4,1	13,0	5,8
gerötete oder juckende Augen ohne Schnupfen	14,8	21,6	8,9	15,3	9,8	10,4	16,0	10,2	6,5	12,6
bei Verkühlung > 4 Wochen verstopfte oder rinnende Nase	1,7	5,4	0,0	3,4	0,0	10,4	0,0	8,2	4,4	3,6
Niesanfälle oder laufende, juckende oder verstopfte Nase (ohne Verkühlung oder Grippe)	11,5	16,7	11,1	6,8	10,0	4,2	4,1	0,0	2,2	7,2
nachts Mundatmung	32,8	33,3	31,1	27,1	18,0	25,5	34,0	27,1	26,1	28,3

Es konnten keine signifikanten Unterschiede zwischen den Schulen festgestellt werden.

An Erkältung mit Husten, der länger als vier Wochen anhielt, litten vergleichsweise mehr Kinder aus der Schule 4 (8,2 %) in den letzten drei Monaten.

Trockener Husten ohne Bronchitis war am häufigsten bei Kindern aus der Schule 6 (14,6 %) sowie aus der Schule 9 (13,6 %) und der Schule 2 (13,5 %).

In der Schule 2 war der Prozentsatz an Kindern mit Asthmaanfällen und geröteten oder juckenden Augen ohne Schnupfen höher als in den anderen Schulen. Die Schüler aus der Schule 2 zeigten mit 16,7 % auch die höchsten Ausprägungen bei Niesanfällen oder laufenden, juckenden oder verstopften Nasen (ohne Verkühlung oder Grippe) (siehe Tabelle 31). Dazu passen die Angaben, dass bei den Kindern aus der Schule 2 häufiger Allergiebluttests durchgeführt und diese Kinder häufiger einer Allergiebehandlung unterzogen wurden (11,4 %) (siehe Tabelle 32). Beim Atmen pfeifende oder keuchende Geräusche im Brustkorb kamen bei den Kindern aus der Schule 9 (13,0 %) am häufigsten vor.

Tabelle 32: Anteil (in %) der SchülerInnen, bei denen Allergietest bzw. Allergiebehandlungen durchgeführt wurden.

Durchgeführte(r) Allergie	Schule 1	Schule 2	Schule 3	Schule 4	Schule 5	Schule 6	Schule 7	Schule 8	Schule 9	Gesamt
Behandlung	1,6	11,4	4,4	5,0	3,9	6,5	0,0	2,0	2,2	3,8
Hauttest	21,0	8,3	28,9	15,0	15,7	21,3	14,3	10,2	13,0	16,6
Bluttest	14,5	19,4	9,1	18,3	13,7	14,9	16,7	16,3	13,3	15,2

Die Bewertung der Atemwege der Kinder durch die Eltern (5-stufige Skala von „sehr gut“ bis „sehr schlecht“) fiel größtenteils gut aus (siehe Tabelle 33).

Tabelle 33 Mittelwert (MW), Standardabweichung (SA) und Signifikanz hinsichtlich Anzahl der Verkühlungen und Zustand der Atemorgane in der Zeit vor der Untersuchung.

Schule		Häufigkeit d. Verkühlung in den letzten 3 Monaten	Zustand der Atemorgane in den letzten 4 Wochen	Zustand der Atemorgane vor 5 bis 8 Wochen	Zustand der Atemorgane vor 9 bis 12 Wochen
Schule 1	MW	0,58	1,76	1,49	1,41
	SA	0,671	0,979	0,782	0,646
Schule 2	MW	0,66	1,38	1,44	1,65
	SA	0,827	0,681	0,705	0,884
Schule 3	MW	0,68	1,49	1,48	1,45
	SA	0,915	0,746	0,847	0,749
Schule 4	MW	0,80	1,53	1,49	1,48
	SA	0,898	0,782	0,814	0,822
Schule 5	MW	0,42	1,37	1,26	1,33
	SA	0,583	0,787	0,581	0,640
Schule 6	MW	0,44	1,24	1,35	1,36
	SA	0,693	0,484	0,720	0,618
Schule 7	MW	0,79	1,47	1,25	1,34
	SA	0,806	0,726	0,576	0,608
Schule 8	MW	1,43	1,53	1,73	1,67
	SA	0,913	0,856	1,031	0,920
Schule 9	MW	1,57	1,80	1,66	1,55
	SA	1,265	1,003	0,805	0,791
Gesamt	MW	0,82	1,52	1,46	1,47
	SA	0,931	0,818	0,785	0,749
Signifikanz (p)		<0,001*	0,022	0,047	0,476

Ein statistischer Vergleich mittels Kruskal-Wallis-H-Test zwischen den neun Schulen bezüglich des Zustands der Atemorgane in den letzten vier bis 12 Wochen erbrachte signifikante Unterschiede. Hochsignifikante Unterschiede ($p < 0,001$) zwischen den einzelnen Schulen zeigten sich hinsichtlich der Häufigkeit von Verkühlungen in den letzten drei Monaten (siehe Tabelle 33).

5.1.3 Atemwegssymptome und -erkrankungen in der Familie

In Tabelle 34 und Tabelle 35 finden sich die wichtigsten Angaben zu Erkrankungen bzw. Allergien in der Familie.



Tabelle 34: Angaben (in Prozent) über chronische und andere Krankheiten bei Eltern oder Geschwistern, getrennt nach Schulen.

Schule	Schule 1	Schule 2	Schule 3	Schule 4	Schule 5	Schule 6	Schule 7	Schule 8	Schule 9	Gesamt
Asthma	16,1	8,1	20	14,8	9,8	4,2	8,2	4,1	13	11,2
Ekzeme/Neurodermitis	12,9	5,4	15,6	1,7	7,8	6,3	18,4	16,3	15,2	11,0
Heuschnupfen	30,6	13,5	15,6	10	9,8	12,5	36,7	10,2	23,9	18,3
Stirn-/Kieferhöhlenentzündung	19,4	10,8	11,1	6,7	7,8	6,3	20,4	24,5	15,2	13,6
Pseudokrapp	8,1	0	0	0	2	2,1	6,1	6,1	2,2	3,1
Lungen-Entzündung	16,1	13,5	15,6	3,3	3,9	12,5	12,2	10,2	8,7	10,5
Keuchhusten	3,2	0	2,2	5	0	6,3	4,1	0	2,2	2,7
Tuberkulose	1,6	0	0	0	0	2,1	0	0	0	0,4

Tabelle 35: Angaben (in Prozent) über Allergien von Eltern und Geschwistern.

Allergie bei/auf	Schule 1	Schule 2	Schule 3	Schule 4	Schule 5	Schule 6	Schule 7	Schule 8	Schule 9	Gesamt
Eltern/Geschwistern	56,5	40,5	53,3	39,3	43,1	54,2	62	39,1	54,8	49,3
Nahrungsmittel	19,4	2,7	11,1	1,7	3,9	2,1	10,2	10,2	13	8,4
Tierhaare	29	8,1	13,3	11,7	15,7	14,6	24,5	16,3	23,9	17,7
Blütenstaub/Pollen	30,6	24,3	28,9	16,7	19,6	22,9	32	26,5	37	26,1
Hausstaub/Milben	35,5	10,8	15,6	21,7	7,8	10,4	14	10,2	21,7	17,0
Federn	4,8	2,7	6,7	1,7	2	2,1	4,1	0	4,3	3,1
Metalle	16,1	10,8	28,9	5	7,8	12,5	8,2	6,1	15,2	11,9
Insektenstiche	9,7	5,4	4,4	0	3,9	4,2	8,2	10,2	8,7	6,0
Medikamente	14,5	2,7	6,7	8,3	5,9	12,5	8,2	6,1	6,5	8,2
Sonstige	4,8	2,7	4,4	1,7	2	2,1	12,2	0	8,7	4,2

Es konnten signifikante Unterschiede zwischen den Schulen hinsichtlich des Auftretens von Allergien auf Nahrungsmittel, Hausstaub/Milben und Metalle festgestellt werden.

5.1.4 Wohnsituation und Wohnumgebung (nach Schulen)

Einige Ergebnisse zu verschiedenen Aspekten des Rauchverhaltens wurden in Tabelle 36 zusammengestellt. Etwas mehr als die Hälfte der Kinder lebt mit Raucherinnen und Rauchern zusammen (50,9 %). Am geringsten ist der Anteil der Kinder aus Raucher-Haushalten in der Schule 9 (37,8 %), während er in der Schule 2 mit 78,8 % am höchsten ist.

Tabelle 36: Exposition der Kinder gegenüber Tabakrauch, getrennt nach Schulen (Anteil in Prozent).

Rauchverhalten	Schule 1	Schule 2	Schule 3	Schule 4	Schule 5	Schule 6	Schule 7	Schule 8	Schule 9	Gesamt
Die Familienmitglieder der untersuchten Kinder sind:										
Nichtraucher	58,1	21,2	54,5	37,3	39,2	46,8	57,1	58,3	62,2	49,1
Raucher	41,9	78,8	45,5	62,7	60,8	53,2	42,9	41,7	37,8	50,9
Anzahl Raucher im Haushalt										
1	32,3	45,5	29,5	40,7	49,0	29,8	36,7	29,2	22,2	34,9
2	9,7	33,3	15,9	20,3	11,8	23,4	6,1	10,4	15,6	15,5
3	0,0	0,0	0,0	1,7	0,0	0,0	0,0	2,1	0,0	0,5
Vater raucht	37,5	71,0	45,9	62,0	42,2	51,2	43,8	33,3	33,3	45,6
Mutter raucht	33,9	77,4	35,0	48,2	33,3	43,5	23,4	31,3	28,9	38,1
Mutter rauchte während										
Schwangerschaft	6,5	21,6	8,9	21,3	9,6	22,0	6,0	8,2	8,7	12,4
Stillzeit	4,8	8,1	8,9	18,3	9,6	22,0	6,0	6,1	4,3	10,0
1. Lebensjahr des Kindes	24,6	32,4	22,2	27,9	26,9	22,4	12,0	20,4	10,9	22,2

Es zeigen sich signifikante Unterschiede bei allen Indikatoren des Passivrauchens aktuell und während Schwangerschaft, Stillzeit und des ersten Lebensjahres des Kindes.

Schimmelbefall oder Feuchtigkeitsflecken wurden in etwa einem Viertel der Haushalte von Eltern berichtet. Es besteht darin kein signifikanter Unterschied zwischen den Untersuchungsgebieten.

Bei der Heizform dominieren Zentralheizungen (84,1 %). Bezüglich der eingesetzten Energieform wird Fernwärme am häufigsten in den Haushalten der Kinder aus der Schule 2 (73,3 %) eingesetzt, Holz wird am häufigsten bei Kindern der Schule 8 (19 %) verwendet. Die neun Schulen unterscheiden sich hinsichtlich der Energieform und Art der Herde zum Kochen hoch signifikant ($p < 0,001$) (siehe Tabelle 37).

Tabelle 37: Übersicht über mögliche Schadstoffbelastungen und ihre Quellen im Wohnbereich (in Prozent), aufgeteilt nach besuchten Schulen.

	Schule 1	Schule 2	Schule 3	Schule 4	Schule 5	Schule 6	Schule 7	Schule 8	Schule 9	Gesamt
Schimmelbefall in Wohnung	26,7	16,2	37,8	26,7	12,0	29,2	22,0	28,6	28,3	25,4
Art der Wohnungsheizung										
Zentralheizung	83,3	91,9	88,9	81,4	82,0	81,3	91,8	70,2	89,1	84,1
Einzelofen	1,7	2,7	0,0	1,7	4,0	2,1	2,0	8,5	6,5	3,2
Sonstiges	15,0	5,4	11,1	16,9	14,0	16,7	6,1	21,3	4,3	12,7
Art der Energie										
Elektrizität	4,8	0,0	4,4	5,0	2,1	6,3	2,1	14,3	8,9	5,3
Fernwärme	59,7	73,3	60,0	68,3	53,1	50,0	16,7	7,1	24,4	46,8
Gas	16,1	21,6	31,1	21,7	42,9	41,7	75,0	4,8	26,7	31,2
Heizöl	19,4	0,0	4,4	3,3	2,0	0,0	4,2	42,9	26,7	11,2
Holz	0,0	2,7	0,0	0,0	0,0	2,1	2,1	19,0	11,1	3,7
Kohle, Koks	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	2,4	0,0	0,2
Sonstiges	0,0	2,7	0,0	1,7	0,0	0,0	0,0	9,5	2,2	1,6



Die Luftqualität wurde im Wohngebiet der Kinder der Schule 8 am besten (in 95,8 % als sehr bzw. eher zufriedenstellend) und der Schule 1 am schlechtesten beurteilt (in 57,4 % als sehr bzw. eher zufriedenstellend:) beurteilt (siehe Tabelle 38). Die vier Gebiete (Wien/St. Pölten/Graz/Kärnten) unterschieden sich hinsichtlich der Einschätzung der Luftqualität signifikant.

Das Verkehrsaufkommen wurde bei Schule 2 in fast 48,5 % als stark beurteilt (Wohnung an stark befahrenen Straßen). Bei den anderen Schulen war der Prozentsatz geringer.

Tabelle 38: *Einschätzung der Verbauungsdichte, des Verkehrsaufkommens und der Luftqualität in der Wohnumgebung (Angaben in Prozent).*

	Schule 1	Schule 2	Schule 3	Schule 4	Schule 5	Schule 6	Schule 7	Schule 8	Schule 9	Gesamt
Wohnsituation										
dicht verbaut, stark befahrene Straße	18,0	36,4	19,0	21,1	28,3	27,7	21,3	2,1	0,0	18,8
dicht verbaut, mäßig befahrene Straße	45,9	27,3	50,0	47,4	52,2	46,8	55,3	6,4	15,6	39,3
locker verbaut, stark befahrene Straße	8,2	12,1	14,3	1,8	6,5	6,4	2,1	12,8	13,3	8,2
locker verbaut, mäßig befahrene Straße	19,7	21,2	11,9	26,3	6,5	8,5	21,3	21,3	37,8	19,5
ländlich, stark befahrene Straße	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	2,1	0,0	6,4	0,0	0,9
ländlich, mäßig befahrene Straße	8,2	3,0	4,8	3,5	6,5	8,5	0,0	51,1	33,3	13,2
Lkws fahren durch die Straße (an Wochentagen)										
nie	40,3	28,6	26,7	31,0	24,5	25,5	36,0	45,8	45,7	34,1
selten	27,4	34,3	24,4	25,9	24,5	27,7	30,0	29,2	28,3	27,7
öfter am Tag	22,6	28,6	35,6	34,5	40,8	34,0	24,0	18,8	17,4	28,4
den ganzen Tag	9,7	8,6	13,3	8,6	10,2	12,8	10,0	6,3	8,7	9,8
Luftqualität im Wohngebiet										
sehr zufrieden	11,5	18,9	20,5	13,6	22,4	16,7	27,1	66,0	53,3	26,9
eher zufrieden	45,9	43,2	61,4	64,4	53,1	45,8	54,2	29,8	40,0	49,1
eher nicht zufrieden	34,4	35,1	13,6	18,6	22,4	29,2	18,8	2,1	6,7	20,3
gar nicht zufrieden	8,2	2,1	4,5	3,4	2,0	8,3	0,0	2,1	0,0	3,7

Der Anteil jener Kinder, die an Straßen mit keinem oder geringem Lkw-Verkehr leben, ist bei Schülern der Schule 8 und 9 am größten, gefolgt von Schule 1 (siehe Tabelle 38).

Tabelle 39 zeigt, dass etwa die Hälfte aller Kinder zu Fuß in die Schule geht. Ein Drittel wird mit dem Auto zur Schule gebracht.

Fast 56 % der Kinder aus Schule 2 haben einen Schulweg, der zu Fuß in 1 bis 10 Minuten zurückgelegt werden kann. Hingegen dauert laut Schätzung der Eltern der Schulweg bei Kindern aus anderen Schulen länger (siehe Tabelle 39).

Tabelle 39: Wahl des Verkehrsmittels für den Schulweg und Entfernung der Schule von der Wohnung, getrennt nach Schulen (Angaben in Prozent).

	Schule 1	Schule 2	Schule 3	Schule 4	Schule 5	Schule 6	Schule 7	Schule 8	Schule 9	gesamt
Wahl des Verkehrsmittels für den Schulweg										
zu Fuß	32,3	51,4	55,0	65,5	52,0	45,8	45,5	22,4	53,3	46,7
mit Fahrrad	3,2	0,0	0,0	0,0	0,0	4,2	2,3	0,0	2,2	1,4
mit Auto	50,0	32,4	20,0	24,1	20,0	25,0	20,5	34,7	37,8	30,0
mit öffentlichen Verkehrsmitteln	14,5	16,2	25,0	10,3	28,0	25,0	31,8	42,9	6,7	21,9
Entfernung der Schule von Wohnung (in Gehminuten)										
1–10 Min.	30,5	55,9	47,6	50,0	55,1	42,2	52,0	23,9	27,3	42,4
11–20 Min.	23,7	23,5	23,8	33,3	28,6	35,6	34,0	23,9	36,4	29,4
21–30 Min.	18,6	11,8	16,7	6,7	10,2	6,7	4,0	15,2	15,9	11,7
31–60 Min.	27,1	8,8	7,1	8,3	6,1	8,9	10,0	34,8	15,9	14,5
61–180 Min.	0,0	0,0	4,8	1,7	0,0	6,7	0,0	2,2	4,5	2,1

Tabelle 40: Wohnungsgröße, getrennt nach Schulen (Angaben in Prozent).

Wohnungsgröße	Schule 1	Schule 2	Schule 3	Schule 4	Schule 5	Schule 6	Schule 7	Schule 8	Schule 9	gesamt
< 70 m ²	16,1	21,6	26,7	35,6	29,4	22,9	22,0	4,3	4,3	20,7
70–79 m ²	16,1	27,0	13,3	22,0	23,5	12,5	16,0	8,5	13,0	16,9
80–99 m ²	21,0	24,3	28,9	25,4	39,2	22,9	18,0	12,8	21,7	23,8
> 100 m ²	46,8	27,0	31,1	16,9	7,8	41,7	44,0	74,5	60,9	38,7

5.1.5 Lungenfunktion

5.1.5.1 Lungenfunktionsprüfung (nach Geschlecht des Kindes)

Lungenfunktionstests konnten bei 433 Kindern durchgeführt werden. In Tabelle 41 und Tabelle 42 sind die Mittelwerte und die Standardabweichung, Mediane sowie die 25. und 75. Perzentile der wichtigsten Lungenfunktionsmessgrößen, getrennt nach dem Geschlecht dargestellt.

Tabelle 41: Parameter der Spirometrie (Mittelwert und Standardabweichung SA), getrennt nach Geschlecht.

	weiblich		männlich		gesamt	
	Mittelwert	SA	Mittelwert	SA	Mittelwert	SA
FVC	1,54	0,30	1,69	0,36	1,62	0,34
FEV1	1,48	0,28	1,62	0,31	1,55	0,30
MEF75	2,90	0,64	3,01	0,72	2,96	0,68
MEF50	2,34	0,57	2,33	0,59	2,33	0,58
MEF25	1,36	0,45	1,32	0,42	1,34	0,43
PEF	2,96	0,63	3,13	0,73	3,04	0,68

Tabelle 42: Parameter der Spirometrie (Median Md, 25. und 75. Perzentile), getrennt nach Geschlecht.

	weiblich			männlich			gesamt		
	Md	25.Perz	75.Perz	Md	25.Perz	75.Perz	Md	25.Perz	75.Perz
FVC	1,51	1,36	1,72	1,70	1,44	1,96	1,56	1,39	1,86
FEV1	1,45	1,29	1,65	1,64	1,41	1,80	1,54	1,34	1,75
PEF	2,87	2,48	3,32	2,94	2,49	3,53	2,90	2,49	3,42
MEF25	2,34	1,94	2,68	2,30	1,89	2,71	2,33	1,92	2,69
MEF50	1,35	1,06	1,61	1,28	1,03	1,58	1,32	1,06	1,60
MEF75	2,91	2,53	3,40	3,11	2,57	3,63	3,01	2,56	3,51

5.1.5.2 Lungenfunktionsprüfung (nach Schulen)

In Tabelle 43 sind die Mittelwerte und die Standardabweichung der wichtigsten Lungenfunktionsmessgrößen, getrennt nach den Schulen, dargestellt. Bei einigen Lungenfunktionsparametern (FVC, FEV1 und MEF25) konnten bei den untersuchten Kindern signifikante Unterschiede zwischen den einzelnen Schulen festgestellt werden.

Tabelle 43: Parameter der Spirometrie (Mittelwert MW und Standardabweichung SA) getrennt nach Schulen.

Schule		FVC	FEV1	MEF75	MEF50	MEF25	PEF
Schule 1	MW	1,69	1,65	3,05	2,40	1,36	3,15
	SA	0,36	0,34	0,60	0,51	0,39	0,64
Schule 2	MW	1,64	1,51	2,80	2,26	1,28	2,94
	SA	0,28	0,24	0,69	0,66	0,49	0,68
Schule 3	MW	1,58	1,52	3,02	2,42	1,36	3,06
	SA	0,32	0,28	0,70	0,56	0,45	0,70
Schule 4	MW	1,61	1,52	2,80	2,15	1,16	2,90
	SA	0,36	0,27	0,59	0,55	0,37	0,60
Schule 5	MW	1,73	1,69	3,05	20,49	1,44	3,10
	SA	0,32	0,29	0,64	0,54	0,40	0,63
Schule 6	MW	1,61	1,58	2,97	2,32	1,38	3,12
	SA	0,29	0,24	0,67	,60	0,44	0,65
Schule 7	MW	1,57	1,50	2,80	2,26	1,31	2,87
	SA	0,31	0,27	0,60	0,52	0,42	0,60
Schule 8	MW	1,52	1,42	3,13	2,44	1,45	3,18
	SA	0,32	0,27	0,73	0,62	0,47	0,73
Schule 9	MW	1,55	1,51	2,97	2,26	1,31	3,05
	SA	0,44	0,42	0,96	0,70	0,45	0,95
gesamt	MW	1,62	1,55	2,96	2,33	1,34	3,04
	SA	0,34	0,30	0,68	0,58	0,43	0,68
Signifikanz (p)		< 0,001**	0,001	0,191	0,421	0,035*	0,197

* Der Unterschied ist auf dem Niveau von 0,05 signifikant

** auf dem Niveau von 0,01 signifikant

5.1.6 Kognitive Funktionen

Der SPM-Test (Standard Progressive Matrices, siehe Kapitel 4.1.5) wurde bei insgesamt 436 Kindern (218 Mädchen und 218 Jungen/225 Kinder aus der ersten Schulstufe und 211 Kinder aus der zweiten Schulstufe) ausgewertet.

5.1.6.1 Kognitive Funktionen nach Geschlecht des Kindes

Nachfolgend sind die Mittelwerte und Standardabweichungen der T-Werte der SPM getrennt nach dem Geschlecht der Kinder dargestellt (siehe Tabelle 44).

Tabelle 44: Mittelwert und Standardabweichung der T-Werte der SPM, getrennt nach dem Geschlecht.

	Geschlecht	n	Mittelwert	Standardabweichung	Standardfehler des Mittelwertes
T-Wert	weiblich	218	46,1	8,53	0,577
	männlich	218	47,7	8,60	0,582

Bei den SPM-Testergebnissen konnte kein signifikanter Unterschied zwischen den Geschlechtern festgestellt werden.

Vergleicht man die erbrachten Leistungen der SchülerInnen dieser Studie mit der relevanten SPM-Normstichprobe, so zeigt sich folgendes Ergebnis (siehe Tabelle 45):

Tabelle 45: Abschneiden der StudienteilnehmerInnen im Vergleich zur Normstichprobe, getrennt nach Geschlecht (n = Anzahl).

Geschlecht		SPM-Ergebnis			gesamt
		unter dem Durchschnitt	im Durchschnittsbereich	über dem Durchschnitt	
weiblich	n	54	152	12	218
	%	24,8	69,7	5,5	100
männlich	n	42	158	18	218
	%	19,3	72,5	8,3	100
gesamt	n	96	310	30	436
	%	22,0	71,1	6,9	100

5.1.6.2 Kognitive Funktionen nach Schulen

Die nachfolgende Tabelle 46 zeigt einen Vergleich der SPM-Ergebnisse zwischen den Schulen. Untersucht man die Leistungen der Studienstichprobe im Hinblick auf die Normstichprobe, so zeigt sich folgendes Bild:

Tabelle 46: Vergleich der SPM-Testergebnisse der Studienstichprobe mit der Normstichprobe, getrennt nach Schulen.

Schule		SPM-Ergebnis			gesamt
		unter dem Durchschnitt	im Durchschnittsbereich	über dem Durchschnitt	
Schule 1	n	13	45	4	62
	%	21,0	72,6	6,5	100
Schule 2	n	7	25	2	34
	%	20,6	73,5	5,9	100
Schule 3	n	9	33	2	44
	%	20,5	75,0	4,5	100
Schule 4	n	20	34	5	59
	%	33,9	57,6	8,5	100
Schule 5	n	23	29	0	52
	%	44,2	55,8	0,0	100
Schule 6	n	12	32	2	46
	%	26,1	69,6	4,3	100
Schule 7	n	5	34	8	47
	%	10,6	72,3	17,0	100
Schule 8	n	3	40	4	47
	%	6,4	85,1	8,5	100
Schule 9	n	4	38	3	45
	%	8,9	84,4	6,7	100
gesamt	n	96	310	30	436
	%	22,0	71,1	6,9	100

Die Schulen unterscheiden sich im Hinblick auf das Abschneiden der SchülerInnen beim SPM signifikant ($p = < 0,001$).

5.1.7 Analyse der Atemwegssymptome hinsichtlich Wohn- und Schulsituation

5.1.7.1 Wohnsituation und Wohnumgebung – Atemwegssymptome

Im Fragebogen schätzten die Eltern den Zustand der Atemwege (letzte drei Monate) ihrer Kinder ein. Im Rahmen der Analyse von Einflussfaktoren aus der Wohnsituation und Wohnumgebung wurde diese Einschätzung der Eltern sowie die Variablen pfeifende Atmung, trockener Husten, Asthma und länger andauernder Husten herangezogen.

Von allen Einflussgrößen der Wohn- und Lebenssituation des Kindes zeigte lediglich Schimmel in der Wohnung einen signifikanten Zusammenhang mit der Einschätzung der Lungengesundheit durch die Eltern (Tabelle 47).

Tabelle 47: Ergebnis der schrittweisen Regressionsanalyse der Einschätzung der Lungengesundheit durch die Eltern (Notenskala 1–5) auf verschiedene Aspekte der Wohn- und Lebenssituation.

	nicht standardisierte Koeffizienten		standardisierte Koeffizienten	T-Wert	p-Wert
	B	Standardfehler	Beta		
(Konstante)	1,857	0,137	-	13,558	0,000
Schimmel	-0,209	0,077	-0,140	-2,732	0,007

B = Regressionskoeffizient, *p*-Wert = Signifikanz

In Tabelle 48 sind die signifikanten Zusammenhänge zwischen den Variablen „Schimmel in der Wohnung“ und „Vorkommen von Allergie bei Eltern und Geschwistern“ und der Beobachtung von pfeifender Atmung durch die Eltern dargestellt.

Tabelle 48: Schrittweise logistische Regression der pfeifenden Atmung auf Variablen der Wohn- und Lebenssituation sowie auf Befunde von Eltern und Geschwistern.

	Regressionskoeffizient B	Standardfehler	p-Wert
Allergie der Eltern/Geschwister	0,856	0,433	0,048
Schimmel	-1,397	0,652	0,043
Konstante	4,191	1,545	0,007

5.1.7.2 Ergebnisse der Staub- und Luftmessungen in den Schulen – Atemwegssymptome

Das Umweltbundesamt untersuchte insgesamt 252 Parameter bzw. Schadstoffe in Luft, Fein- und Hausstaub (EPA Überblicksanalyse, PBDE, Organozinnverbindungen, Schwermetalle, TOC/EC/OC, VOC und Aldehyde, NO₂ und anorganische Hauptkomponenten) an jeweils zwei Messorten pro Schule in zwei Messkampagnen.

Für die weiteren Analysen wurden aus dieser großen Gruppe jene Schadstoffe ausgewählt, deren Konzentration sich zwischen den Schulen deutlich unterschied (siehe Kapitel 4.1.7). Eine Übersicht über diese Stoffe findet sich in Tabelle 49.

Tabelle 49: Schadstoffe, welche sich in der nachgewiesenen Konzentration zwischen den Schulen deutlich voneinander unterscheiden.

Luft	Feinstaub (PM10)	Feinstaub (PM2,5)	Hausstaub
Ethylbenzol	TCEP	TCEP, TDCPP	Octylphenol
o-Xylol	Phenanthren	Phenanthren	Benzylbutylphthalat
m,p-Xylol	Pyren	Pyren	TCEP
n Nonan	Benzo(a)pyren	Benzo(a)pyren	Nikotin
n Dekan	Indeno(1,2,3-cd)pyren	Indeno(1,2,3-cd)pyren	PBDE # 196
α- u. β-Pinen	Dibenzo(a,h)anthracen	Dibenzo(a,h)anthracen	Monobutylzinn Kation
Formaldehyd	Benzo(g,h,i)perylen	Benzo(k)fluoranthren	-
-	-	Kalzium	-

TCEP: Tris(2-chlorethyl)phosphat; TDCPP: Tris(1,3-dichlor-2-propyl)phosphat; PBDE: Polybromierte Diphenylether

Tabelle 50: Korrelationskoeffizienten ausgewählter Schadstoffmittelwerte mit der Beurteilung der Gesundheit der Atemwege (Notenskala 1–5) der Kinder durch die Eltern.

	Beurteilung Eltern		Beurteilung Eltern
Luft: Ethylbenzol	0,10	PM2,5: TCEP	–0,55
Luft: m-, p-Xylol	0,17	PM2,5: TDCPP	0,00
Luft: o-Xylol	0,17	PM2,5: Phenanthren	0,15
Luft: n-Nonan	–0,07	PM2,5: Pyren	0,30
Luft: n-Dekan	–0,19	PM2,5: Benzo(k)fluoranthen	0,33
Luft: α -Pinen	0,11	PM2,5: Benzo(a)pyren	0,33
Luft: β -Pinen	–0,11	PM2,5: Indeno(1,2,3-cd)pyren	0,32
PM10: TCEP	0,36	PM2,5: Benzo(g,h,i)perylen	0,31
Luft: Formaldehyd	–0,54	PM2,5: Dibenzo(a,h)anthracen	0,34
PM10: TDCPP	–0,06	PM2,5: Kalzium	0,13
PM10: Phenanthren	0,23	Hausstaub: Octylphenol	–0,72
PM10: Pyren	0,30	Hausstaub: Benzylbutylphthalat	–0,19
PM10: Benzo(k)fluoranthen	0,30	Hausstaub: TCEP	–0,55
PM10: Benzo(a)pyren	0,35	Hausstaub: Nikotin	–0,21
PM10: Indeno(1,2,3-cd)pyren	0,26	Hausstaub: PBDE # 196	–0,35
PM10: Dibenzo(a,h)anthracen	0,26	Hausstaub: Monobutylzinn Kation	–0,32
PM10: Benzo(g,h,i)perylen	0,29		
PM10: Kalzium	0,11		

TCEP: Tris(2-chlorethyl)phosphat; TDCPP: Tris(1,3-dichlor-2-propyl)phosphat; PBDE: Polybromierte Diphenylether

Tabelle 50 zeigt, daß sich keine bedeutsamen Zusammenhänge zwischen den ausgewählten Schadstoffen (Mittelwerte) und der Einschätzung der Atmungsorgane der Kinder in den letzten drei Monaten durch die Eltern ergaben.

5.1.8 Analyse der Lungenfunktion hinsichtlich Wohn- und Schulsituation

5.1.8.1 Wohnsituation und Wohnumgebung – Lungenfunktion

Die Lungenfunktionsparameter ändern sich mit dem Alter, wobei sie im Kindesalter nicht linear wachsen. Es wird daher empfohlen, für Regressionsgleichungen kindlicher Lungenfunktionswerte log-transformierte Werte zu verwenden, um mit Körpermaßen und Alter eine möglichst hohe Varianzaufklärung zu erreichen. Dies hat jedoch den Nachteil, dass die Ergebnisse der Regressionsgleichung nicht unmittelbar und einfach interpretierbar sind.

Die untersuchten Kinder waren alle in einer ähnlichen Altersstufe. Somit hatte das Alter keinen wesentlichen Einfluss auf die Unterschiede zwischen den Lungenfunktionswerten der Kinder. Voruntersuchungen zeigten daher auch, dass lineare und logarithmische Modelle eine gleich gute Anpassungsgüte aufwiesen. Daher werden hier nur die Ergebnisse des linearen Regressionsmodells dargestellt.

Die Lungenfunktionsuntersuchungen folgten den Regeln der Amerikanischen Pulmologischen Gesellschaft mit folgenden zwei Ausnahmen:

- (1) Es ist bekannt, dass Kinder oft nicht in der Lage sind, bei maximaler Ausatmung diese über drei Sekunden durchzuhalten. Auf dieses Kriterium wurde daher verzichtet.
- (2) Einige Kinder beendeten ihr optimales Ausatemungsmanöver sogar in weniger als einer Sekunde, so dass sich der Parameter FEV1 nicht bestimmen ließ. Statt FEV1 wurde daher generell FEV05 – also das bei forcierter Ausatmung innerhalb der ersten halben Sekunde ausgeatmete Volumen – herangezogen. Entsprechend wurde als bestes Manöver (nach Aussortierung offensichtlich fehlerhafter Manöver) jenes gewählt, das die maximale Summe aus FEV05 und FVC ergab.

Die Faktoren Alter, Geschlecht, Körpergröße und Gewicht wurden als Prädiktoren der Lungenfunktion prinzipiell ins Modell aufgenommen. Aus den Fragebogenangaben wurden jene Daten ausgewählt, für die ein Einfluss auf die Lungenfunktion aufgrund theoretischer Überlegungen anzunehmen ist. Diese wurden einzeln dem Basismodell zugefügt. In Tabelle 51 werden die Effekte binärer und kontinuierlicher Variablen beschrieben, wobei nur Assoziationen bis zu einem p von 0,1 dargestellt werden.

Tabelle 51: Einfluss von Wohn- und Familiensituation auf die Lungenfunktionsparameter.

	FVC	FEV05	PEF	MEF75	MEF50	MEF25	MMEF
Mutter rauchte im 1. Lebensjahr des Kindes	-	-0,037	-	-	-0,132	-0,102*	-0,116*
Kind wurde gestillt	-	-	-	0,146	0,169	-	0,148*
Dauer des Stillens	0,019	0,020	0,058*	0,052*	0,057*	0,043*	0,051*
Schimmel	-	-	--	-	-	-0,078	-
Anzahl der Zigaretten pro Tag (Vater)	-0,002	-0,002	-	-	-	-	-
Anzahl der Zigaretten pro Tag (Mutter)	-	-0,003	-	-0,006	-0,010**	-0,007**	-0,009**
Anzahl der Raucher im Haushalt	-0,031	-0,032**	-	-	-0,085*	-0,061*	-0,071*
Anzahl Personen im Haushalt	-	-	-	-	0,042	0,065**	0,051*
Belagsdichte der Wohnung	-1,593*	-	-	-	-	-	-

* auf dem Niveau von < 0,05 signifikant; ** auf dem Niveau von < 0,01 signifikant

Bei der Beurteilung der Ergebnisse der Regressionsanalysen muss die Tatsache multipler Testungen berücksichtigt und somit das Signifikanzniveau kritisch hinterfragt werden. Rauchen der Mutter (Anzahl der gerauchten Zigaretten pro Tag zu Hause) vermindert die Lungenfunktion (MEF25, MEF50, MMEF) signifikant. Schimmel in der Wohnung, welches lediglich bei MEF25 grenzwertige Signifikanz erreichte, zeigte auch bei den anderen Lungenfunktionsparametern generell negative Zusammenhänge, deren Signifikanzniveau sich wiederholt 0,1 annäherte. Darüber hinaus erscheint dieser Zusammenhang plausibel und wurde auch bereits in anderen Studien gefunden. Stillen zeigte einen günstigen Einfluss auf die Lungenfunktion.

5.1.8.2 Ergebnisse der Staub- und Luftmessungen in den Schulen – Lungenfunktion

Untersucht wurde der Zusammenhang der Lungenfunktionswerte – nach Alter, Geschlecht, Größe und Gewicht adjustiert – mit den Mittelwerten der ausgewählten Schadstoffe. Die Ergebnisse der Berechnung finden sich in Tabelle 52 (fett gedruckte Werte sind signifikant bei $p < 0,05$).

Tabelle 52: Korrelationskoeffizienten ausgewählter Schadstoffmittelwerte über Schulen mit Mittelwerten der Residuen¹⁾ der Lungenfunktionswerte der SchülerInnen.

	FVC	FEV1	PEF	MEF75	MEF50	MEF25	MMEF
Luft: Ethylbenzol	-0,74	-0,72	-0,03	0,06	-0,09	0,12	-0,05
Luft: m-, p-Xylol	-0,77	-0,73	-0,01	0,09	-0,08	0,13	-0,05
Luft: o-Xylol	-0,76	-0,72	-0,02	0,07	-0,07	0,15	-0,03
Luft: n-Nonan	-0,05	0,01	0,17	0,35	0,62	0,24	0,48
Luft: n-Dekan	0,08	0,12	0,20	0,38	0,51	0,11	0,38
Luft: α -Pinen	0,12	0,07	-0,18	-0,12	-0,03	0,02	-0,05
Luft: β -Pinen	0,08	0,02	-0,21	-0,15	-0,07	-0,01	-0,09
Luft: Formaldehyd	-0,11	-0,30	-0,57	-0,77	-0,67	-0,57	-0,66
PM10: TCEP	0,27	0,41	0,13	0,14	0,37	0,58	0,44
PM10: TDCPP	-0,64	-0,67	0,00	-0,02	-0,41	-0,14	-0,32
PM10: Phenanthren	0,49	0,59	0,23	0,31	0,63	0,49	0,60
PM10: Pyren	0,46	0,58	0,29	0,38	0,68	0,47	0,63
PM10: Benzo(k)fluoranthren	0,41	0,53	0,17	0,26	0,57	0,46	0,53
PM10: Benzo(a)pyren	0,45	0,56	0,29	0,34	0,59	0,45	0,57
PM10: Indeno(1,2,3-cd)pyren	0,44	0,56	0,22	0,29	0,59	0,46	0,56
PM10: Dibenzo(a,h)anthracen	0,41	0,53	0,23	0,29	0,58	0,45	0,55
PM10: Benzo(g,h,i)perylene	0,41	0,52	0,17	0,26	0,57	0,44	0,53
PM10: Kalzium	0,48	0,55	0,27	0,41	0,63	0,24	0,53
PM2,5: TCEP	0,29	0,42	0,16	0,16	0,38	0,58	0,44
PM2,5: TDCPP	-0,75	-0,78	-0,06	0,00	-0,25	-0,06	-0,21
PM2,5: Phenanthren	0,48	0,58	0,15	0,24	0,58	0,50	0,55
PM2,5: Pyren	0,48	0,59	0,26	0,33	0,63	0,45	0,59
PM2,5: Benzo(k)fluoranthren	0,44	0,55	0,19	0,25	0,53	0,43	0,51
PM2,5: Benzo(a)pyren	0,48	0,58	0,28	0,33	0,58	0,41	0,55
PM2,5: Indeno(1,2,3-cd)pyren	0,43	0,55	0,23	0,30	0,59	0,45	0,55
PM2,5: Dibenzo(a,h)anthracen	0,39	0,50	0,15	0,21	0,49	0,39	0,46
PM2,5: Benzo(g,h,i)perylene	0,40	0,52	0,18	0,26	0,55	0,43	0,51
PM2,5: Kalzium	0,48	0,40	0,39	0,39	-0,02	-0,43	-0,04
Hausstaub: Octylphenol	-0,01	-0,03	-0,29	-0,47	-0,11	0,17	-0,03
Hausstaub: Benzylbutylphthalat	-0,22	-0,40	-0,66	-0,83	-0,64	-0,50	-0,65
Hausstaub: TCEP	0,31	0,43	0,15	0,13	0,37	0,55	0,44
Hausstaub: Nikotin	0,29	0,28	0,32	0,45	0,38	-0,06	0,28
Hausstaub: PBDE # 196	0,08	-0,10	-0,55	-0,73	-0,51	-0,52	-0,52
Hausstaub: Monobutylzinn Kation	0,33	0,43	0,02	0,11	0,45	0,49	0,45

¹⁾ Berücksichtigung von Alter, Geschlecht, Körpergröße und -gewicht der SchülerInnen

TCEP: Tris(2-chlorethyl)phosphat; TDCPP: Tris(1,3-dichlor-2-propyl)phosphat; PBDE: Polybromierte Diphenylether

Die Schadstoffe Ethylbenzol, m,p-Xylol, o-Xylol und TDCPP (PM10, PM2,5) korrelieren mit den Volumswerten (FVC, FEV1) und zwischen den Schadstoffen Formaldehyd, Benzylbutylphthalat und PBDE 196 fanden sich Zusammenhänge mit den Flusswerten (MEF75, MEF50).

In Abbildung 4 bis Abbildung 7 sind signifikante Zusammenhänge zwischen bestimmten Lungenfunktionsparametern und den jeweiligen Durchschnittskonzentrationen von Formaldehyd etc. dargestellt.

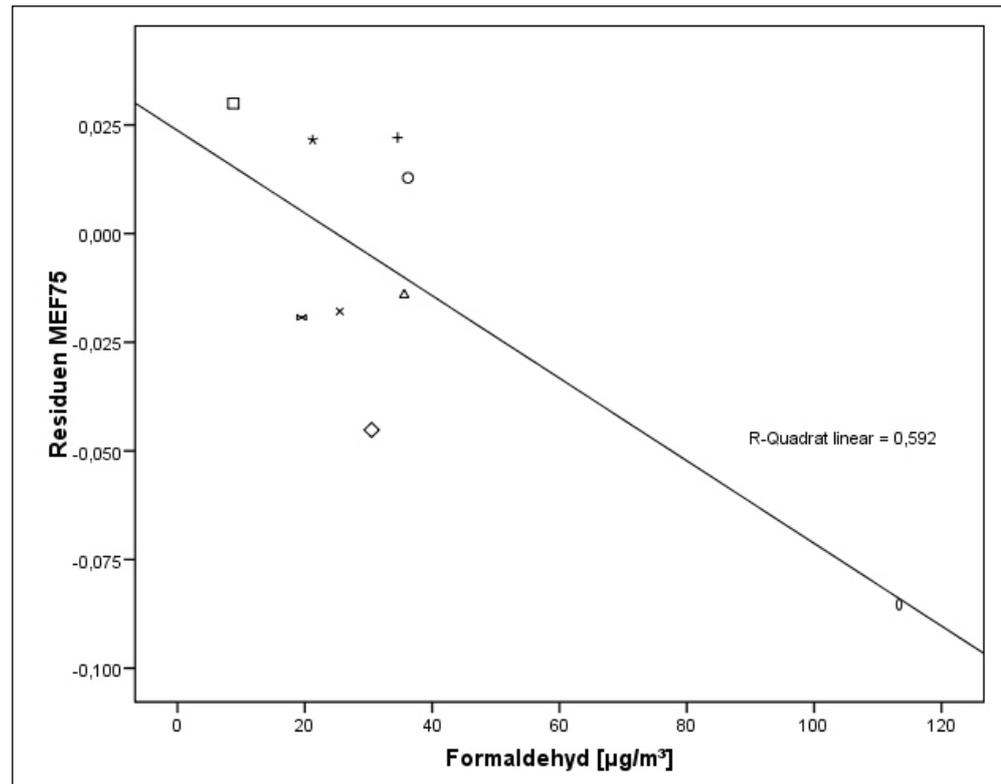


Abbildung 4: Regression der mittleren Residuen des MEF 75 auf die Durchschnittskonzentration von Formaldehyd in den Schulen.

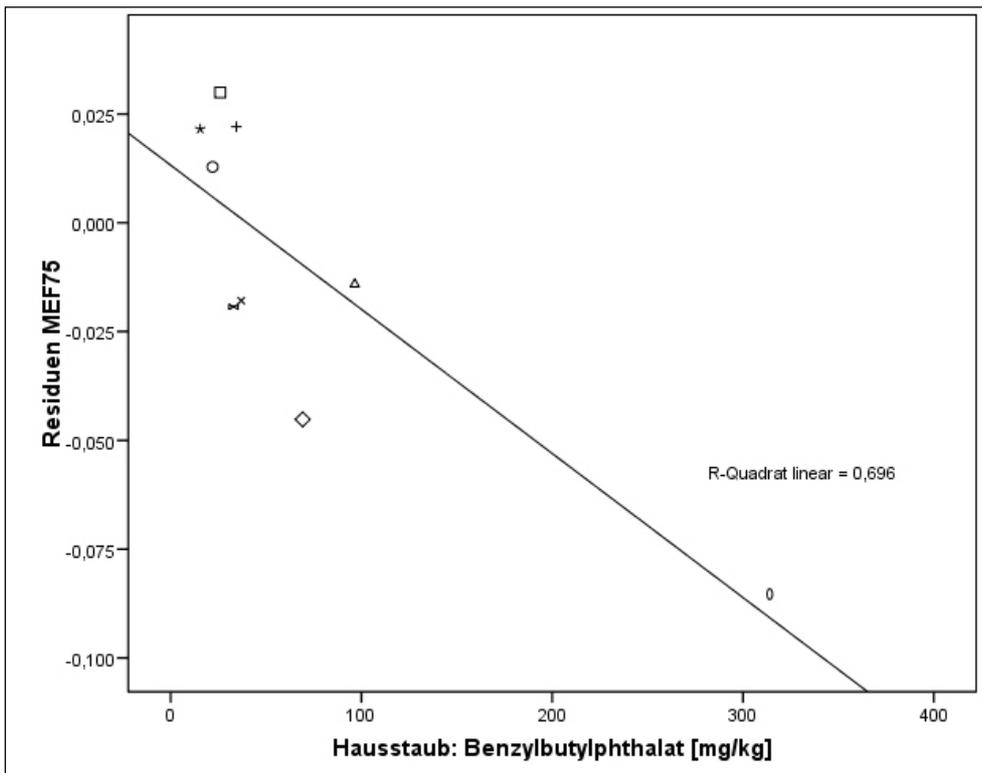


Abbildung 5: Regression der mittleren Residuen des MEF 75 auf die Durchschnittskonzentration von Benzylbutylphthalat in den Schulen

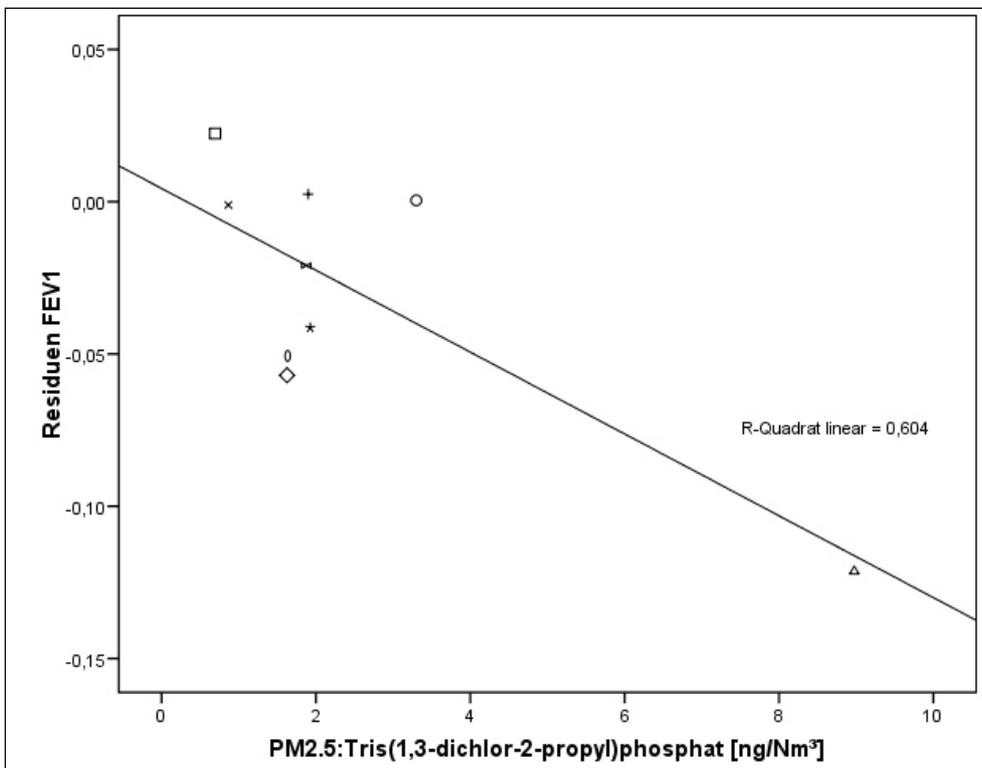


Abbildung 6: Regression der mittleren Residuen des FEV1 auf die Durchschnittskonzentration von Tris(1,3-dichlor-2-propyl)phosphat in den Schulen.

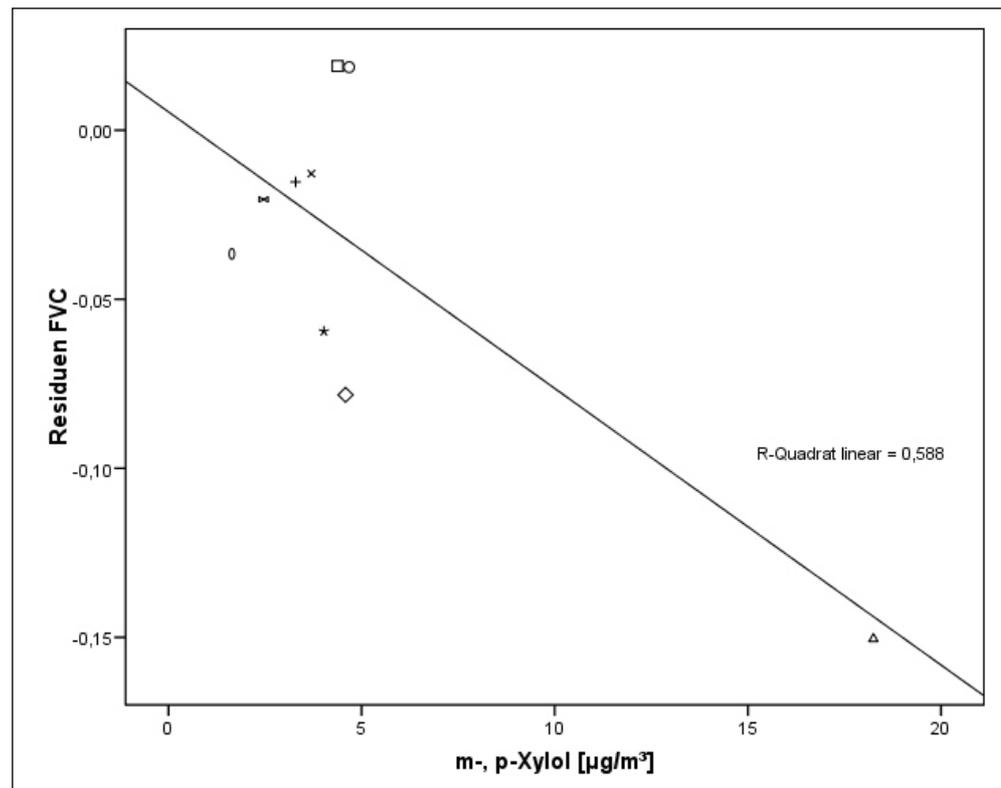


Abbildung 7: Regression der mittleren Residuen des FVC auf die Durchschnittskonzentration von m-,p-Xylool in den Schulen.

5.1.9 Analyse der kognitiven Leistungsfähigkeit hinsichtlich der Schadstoffbelastung

Untersucht wurde der Zusammenhang der T-Werte der SPM mit den Mittelwerten der ausgewählten Schadstoffe. Die Ergebnisse der Berechnung finden sich in Tabelle 53.

Die Analysen ergaben signifikante Korrelationen zwischen Tris(2-chlorethyl)phosphat in den Filterproben (PM10, PM2,5) sowie im Hausstaub und Monobutylzinn Kation (Hausstaub) mit den T-Werten des SPM-Tests (siehe Abbildung 8 bis Abbildung 10). Mit Zunahme der Konzentrationen nahm die durchschnittliche kognitive Leistung ab.



Tabelle 53: Korrelation ausgewählter Schadstoffmittelwerte über Schulen mit Mittelwerten der kognitiven Leistungsfähigkeit (T-Werte der SPM) der SchülerInnen.

	T-Wert		T-Wert
Luft: Ethylbenzol	0,35	PM2,5: TCEP	-0,68
Luft: m-, p-Xylol	0,41	PM2,5: TDCPP	0,40
Luft: o-Xylol	0,41	PM2,5: Phenanthren	-0,35
Luft: n-Nonan	0,00	PM2,5: Pyren	-0,31
Luft: n-Dekan	-0,26	PM2,5: Benzo(k)fluoranthren	-0,33
Luft: α -Pinen	0,29	PM2,5: Benzo(a)pyren	-0,34
Luft: β -Pinen	0,32	PM2,5: Indeno(1,2,3-cd)pyren	-0,35
PM10: TCEP	-0,69	PM2,5: Benzo(g,h,i)perylene	-0,34
Luft: Formaldehyd	-0,05	PM2,5: Dibenzo(a,h)anthracen	-0,41
PM10: TDCPP	0,32	PM2,5: Kalzium	-0,63
PM10: Phenanthren	-0,30	Hausstaub: Octylphenol	-0,26
PM10: Pyren	-0,30	Hausstaub: Benzylbutylphthalat	0,13
PM10: Benzo(k)fluoranthren	-0,37	Hausstaub: TCEP	-0,73
PM10: Benzo(a)pyren	-0,27	Hausstaub: Nikotin	-0,20
PM10: Indeno(1,2,3-cd)pyren	-0,41	Hausstaub: PBDE # 196	-0,11
PM10: Dibenzo(a,h)anthracen	-0,42	Hausstaub: Monobutylzinn Kation	-0,73
PM10: Benzo(g,h,i)perylene	-0,38		
PM10: Kalzium	-0,63		

TCEP: Tris(2-chlorethyl)phosphat; TDCPP: Tris(1,3-dichlor-2-propyl)phosphat; PBDE: Polybromierte Diphenylether

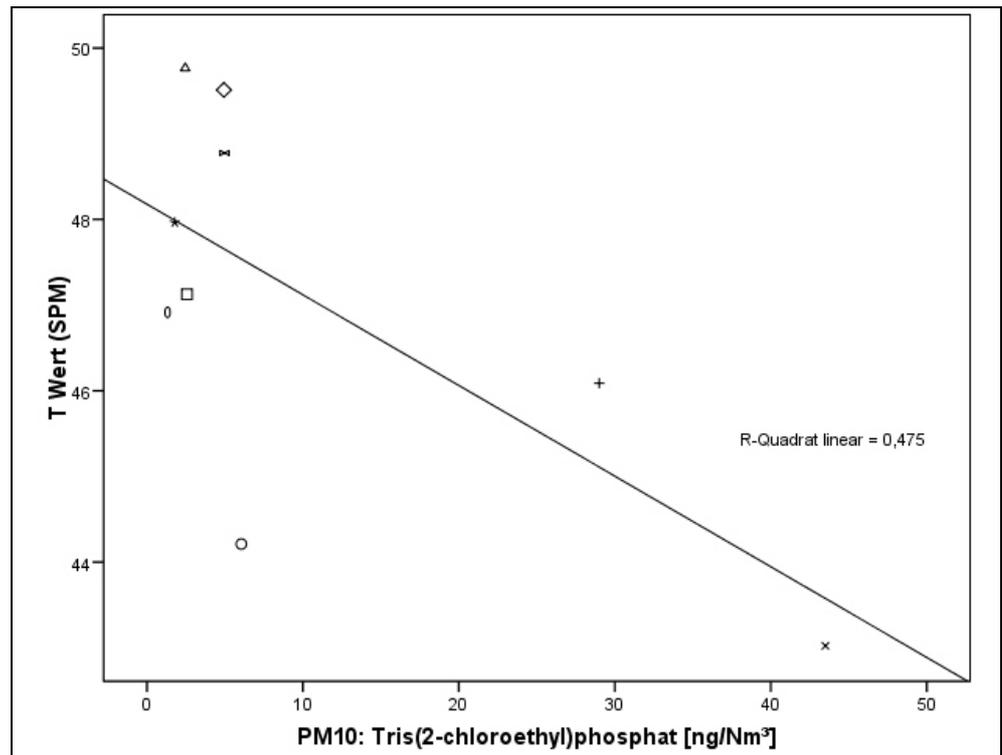


Abbildung 8: Regression der mittleren Residuen des T-Wertes des SPM-Tests auf die Durchschnittskonzentration von Tris(2-chlorethyl)phosphat (PM10) in den Schulen.

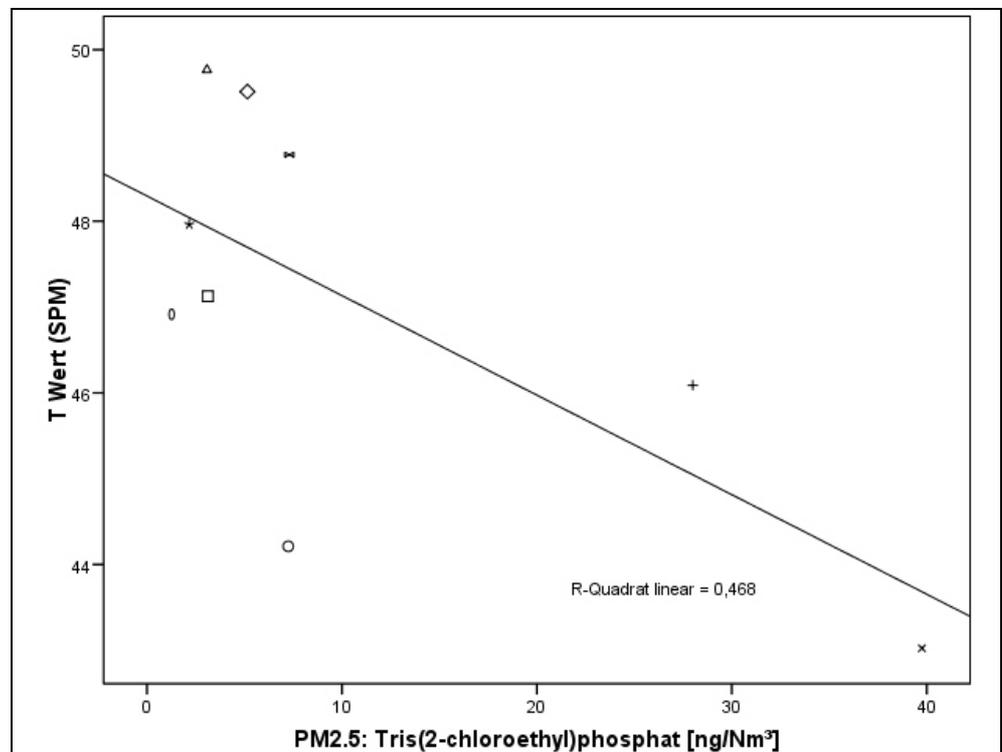


Abbildung 9: Regression der mittleren Residuen des T-Wertes des SPM-Tests auf die Durchschnittskonzentration von Tris(2-chlorethyl)phosphat (PM2,5) in den Schulen.

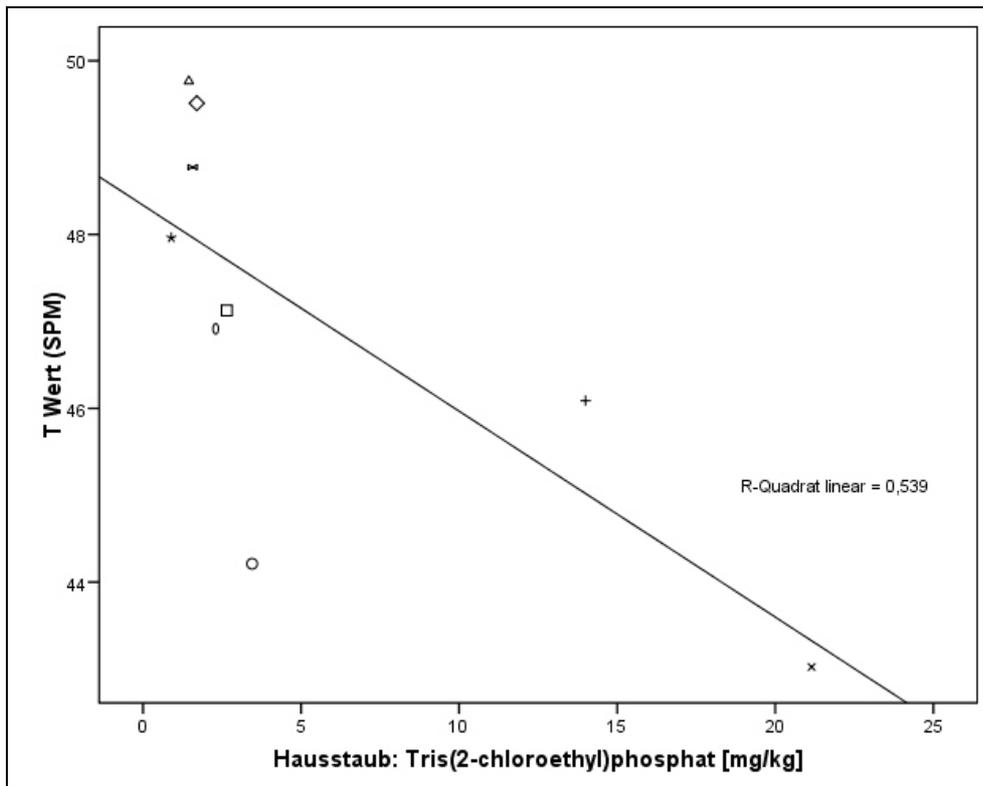


Abbildung 10: Regression der mittleren Residuen des T-Wertes des SPM-Tests auf die Durchschnittskonzentration von Tris(2-chlorethyl)phosphat (Hausstaub) in den Schulen.

5.1.10 Diskussion und Interpretation

In der vorliegenden epidemiologischen Studie wurden Gesundheitszustand und Lebensumstände von Volksschulkindern mit besonderer Berücksichtigung der Atemwege und der kognitiven Leistungsfähigkeit erhoben. Mögliche Belastungsfaktoren innerhalb der Schule und der Wohnung wurden mit umfangreichen Messungen in der Schule sowie von Bioindikatoren (Haare, Zähne) erfasst bzw. mittels Elternfragebogen erhoben.

Die Beteiligung war insgesamt hoch. Es wurde von 449 Kindern der Elternfragebogen retourniert (Rücklaufquote 75,3 %), bei 433 SchülerInnen wurden Lungenfunktionstests (Beteiligungsrate 72,7 %) und bei 436 SchülerInnen kognitive Tests (Beteiligungsrate 73,1 %) durchgeführt. Diese hohe Beteiligung ist auf die intensive Vorbereitung und Kommunikation mit den Verantwortlichen in den Schulen zurückzuführen. Weiters fühlten sich die Eltern offenbar durch die Thematik auch unmittelbar angesprochen.

Die Beteiligung war bei Jungen und Mädchen und auch nach den Schulstufen in etwa gleich hoch. Man kann daher davon ausgehen, dass die Ergebnisse nicht durch einen Selektionseffekt verzerrt wurden.

5.1.10.1 Beschreibung der Kinder und ihres Gesundheitszustandes

Es wurden 225 Jungen und 224 Mädchen in die Untersuchung eingeschlossen. Die Kinder waren zwischen 5 und 9 Jahre alt (7 Jahre durchschnittlich). Rund 86 % leben in städtischer, 14 % in ländlicher Umgebung.

Insgesamt 2,2 % der Kinder hatten in der Vergangenheit nach Angaben der Eltern Anfälle von Lungenasthma. In Übereinstimmung mit epidemiologischen Studien in Industrieländern war auch in der vorliegenden Studie die Asthmaprävalenz bei Jungen höher als bei Mädchen (4,0 % zu 0,5 %). Die Prävalenz war aber deutlich geringer als in anderen Untersuchungen (z. B. ISAAC-Studien; ASHER et al. 1995). Das geht darauf zurück, dass die oben angegebene Prävalenz von 2,2 % nur die spezifische Diagnose „Lungenasthma“ als solche berücksichtigt und nicht die Bewertung der Gesamtheit der Symptome. Denn zusätzlich wurde eine Reihe von respiratorischen Symptomen erhoben, die Rückschlüsse auf eine Entwicklung von Lungenasthma erlauben. Dazu gehören Fragen zu pfeifender Atmung, Schwierigkeiten beim Atmen (nachts), lang andauerndem Husten etc. Nimmt man diese Angaben als Hinweise für die Entwicklung einer chronisch-entzündlichen Atemwegserkrankung, dann steigt die Zahl der Kinder, die solche Symptome in der Vergangenheit aufwiesen, auf über 10 % an. Diese Zahl ist in besserer Übereinstimmung mit der Asthmaprävalenz, wie sie aus Industrieregionen bekannt ist.

Laut Elternangaben hatten die Kinder in etwa 18 % der Fälle eine oder mehrere Allergien. In etwa einem Viertel dieser Fälle wurde eine Allergiebehandlung durchgeführt. In fast allen Fällen wurde mittels Haut- oder Bluttest eine Allergieuntersuchung durchgeführt. Allergie auf Blütenstaub und Pollenallergien sind die am häufigsten genannten Allergieformen (6,0 %), gefolgt von Nahrungsmittelallergien (4,3 %) und Allergien auf Tierhaare (3,4 %) (Jungen häufiger als Mädchen).

Rund 58 % der Kinder waren in den letzten 3 Monaten laut Eltern verkühlt. Bei rund 4 % hielt die Verkühlung länger als 4 Wochen an.

Laut Eltern erkrankten rund 50 % der Kinder mindestens einmal an einer Mittelohrentzündung. Ca. 10 % hatten schon einmal eine Lungenentzündung und 3 % Heuschnupfen.

Im Fragebogen schätzten die Eltern den Zustand der Atemwege ihrer Kinder ein (letzte drei Monate). Von fast zwei Drittel (64,7 %) wurde der Zustand der Atemwege (bezogen auf die letzten 4 Wochen) des Kindes mit „sehr gut“ eingeschätzt.

5.1.10.2 Wohnsituation: Atemwegssymptome und Lungenfunktion

Im Rahmen der Analyse von Einflussfaktoren aus der Wohnsituation und Wohnumgebung wurde die Einschätzung des Zustandes der Atemwege durch die Eltern sowie die Variablen pfeifende Atmung, trockener Husten, Asthma und länger andauernder Husten herangezogen, weil insbesondere diese Parameter eine Beeinflussung durch Umweltfaktoren empfindlich anzeigen können.

Die Messung der Lungenfunktion mit Hilfe der Spirometrie einerseits wie die Befragung der Eltern über die Lungengesundheit andererseits erlaubt es, die mittel- und langfristigen Einflüsse auf den unterschiedlichen Stufen der Krankheitsentwicklung zu beurteilen. Dabei sind chronische Wirkungen an der Gestalt der Fluss-Volumenkurve abzulesen, können sich aber auch in den Volumenswerten (FVC, FEV1) niederschlagen. Die klinischen Begleiterscheinungen, die andauernd oder



nur intermittierend vorhanden sein können, lassen sich aber nur sinnvoll durch die Befragung der Eltern ermitteln. So ergänzen die erhobenen Daten einander gegenseitig.

Schimmel: Von allen Einflussgrößen der Wohn- und Lebenssituation der Kinder zeigte lediglich Schimmel in der Wohnung einen signifikanten Zusammenhang mit der Einschätzung der Lungengesundheit durch die Eltern. Schimmel in der Wohnung zeigte auch bei den Lungenfunktionsparametern (v. a. MEF25) eine Korrelation im Sinne eines verminderten Flusses. Der Befund steht im Einklang mit den Erwartungen, da der Effekt bei Exposition gegenüber Schimmelsporen sich oft zunächst in den kleinen Atemwegen („small airway disease“) niederschlägt.

Der negative gesundheitliche Effekt von Schimmel auf die kindliche Gesundheit ist wissenschaftlich hinreichend belegt (ETZEL & RYLANDER 1999). In der vorliegenden Studie wurde über Schimmelbefall oder Feuchtigkeitsflecken in einer größeren Anzahl von Wohnungen mit rund einem Viertel bis etwa einem Drittel der Haushalte in den verschiedenen Regionen berichtet. Die Anzahl der exponierten Kinder ist daher als hoch anzusehen.

Passivrauchen: Die Anzahl der gerauchten Zigaretten pro Tag korrelierte signifikant mit einer Verminderung der Lungenfunktion (MEF25, MMEF). Dieser Zusammenhang – Auswirkungen v. a. auf die kleinen Atemwege – ist plausibel und wurde auch bereits in anderen Studien gefunden (COOK et al. 1998, GILLILAND et al. 2000, MANNINO et al. 2001, MOSHAMMER et al. 2006b)

Stillen und Stildauer ließen einen günstigen Einfluss auf die beobachtete Lungenfunktion erkennen, obwohl die Kinder zumeist bereits sechs Jahre oder älter waren. Dies unterstreicht die Nachhaltigkeit der Wirkung des Stillens auf die Entwicklung der kindlichen Lunge (GILBERT et al. 2007).

Insgesamt sprechen diese Ergebnisse dafür, dass einzelne Faktoren aus der Wohn- und familiären Umwelt einen bedeutenden Einfluss auf die respiratorische Gesundheit der Kinder haben. Diese kann von den Eltern maßgeblich mitbestimmt werden.

5.1.10.3 Schulumwelt: Atemwegssymptome und Lungenfunktion

Die vorliegende Studie sollte v. a. die Auswirkungen von Schadstoffen (Innenraumluft und Hausstaub) auf die Lungenfunktion und die kognitive Leistung von Volksschulkindern thematisieren.

Da die Schadstoffmessungen in den einzelnen Schulen als repräsentativ für die Gesamtheit der untersuchten Kinder der jeweiligen Schulen gelten können, kann keine Analyse des Zusammenhanges mit den Ergebnissen von Einzelpersonen, sondern nur für das ganze Kollektiv vorgenommen werden. Deshalb sind – gleichgültig wie hoch und auffällig einzelne Messwerte sind – nur jene Schadstoffe von Interesse, die eine deutliche Varianz zwischen den Schulen zeigen, weil nur solche etwaigen Unterschiede in der Lungengesundheit der Kinder begründet sind. Während viele der gemessenen Parameter durchaus Wirkungen auf die Lungenfunktion haben können, sind im Rahmen der Studie nur jene Wirkungen feststellbar, die auf Unterschieden zwischen den Schulen beruhen.

Es waren keine signifikanten Zusammenhänge zwischen den Konzentrationen der ausgewählten Schadstoffe und der Einschätzung des Zustands der Atmungsorgane der Kinder in den letzten drei Monaten durch die Eltern erkennbar. Hingegen wurden Korrelationen von einigen Stoffen mit Lungenfunktionsparametern ermittelt:

Die Konzentration der Schadstoffe Ethylbenzol, m,p-Xylol, o-Xylol und TDCPP (PM₁₀, PM_{2,5}) korrelieren mit den Volumswerten (FVC, FEV₁). Die Konzentration der Schadstoffe Formaldehyd, Benzylbutylphthalat und PBDE 196 korrelierten mit den Flusswerten (MEF₇₅, MEF₅₀).

Diese Zusammenhänge sind zunächst wegen des Querschnittscharakters der Untersuchung nicht als kausal zu betrachten. Dennoch ist ein Zusammenhang zwischen einzelnen Schadstoffen und der Verminderung der Lungenfunktion in manchen Fällen plausibel. Beispielsweise lagen für Formaldehyd die höchsten Messwerte mit rund 140 µg/m³ oberhalb des WHO-Richtwertes von 100 µg/m³ (Kurzzeitmittelwert). Es ist auffällig, dass der Zusammenhang v. a. durch den Wert einer einzigen Schule, bei der die Konzentrationen deutlich über dem WHO-Richtwert lagen, begründet wird. Die maximalen Ausatemungsflüsse waren gerade in dieser Schule auch deutlich niedriger als in allen anderen. Auch die Auswirkungen v. a. auf die oberen Atemwege und – deutlich geringer – auf die kleineren Atemwege spricht in diesem Fall für einen kausalen Zusammenhang. Darüber hinaus zeigen auch die übrigen Schulen einen in diesem Sinn ausgeprägten Trend.

Bezüglich der Konzentration eines Weichmachers (Benzylbutylphthalat) wurden ebenfalls signifikante Zusammenhänge mit der Lungenfunktion gefunden. Hinsichtlich der Auswirkungen von Phthalaten auf die Gesundheit stehen zwar Beeinträchtigungen der Fortpflanzungsfähigkeit und hormonelle Wirkungen im Vordergrund: DEHP führt im Tierversuch u. a. zu Hodenschädigungen und wurde auf Grundlage der vorhandenen tierexperimentellen Studien von der EU als „fortpflanzungsgefährdend“ eingestuft. Einige Untersuchungen (BORNEHAG et al. 2004) befassten sich jedoch auch mit den Auswirkungen auf die Lungenfunktion bzw. mit möglichen entzündlichen Effekten bei Einatmung. So zeigte sich u. a. ein deutlicher Zusammenhang zwischen Phthalat-Konzentrationen (u. a. DEHP) im Hausstaub aus Kinderzimmern und dem Auftreten von Asthma, Hautekzemen und Katarrh der Nasenschleimhaut bei den betroffenen Kindern. Der Einsatz unterschiedlicher Weichmacher in einer Vielzahl von Produkten bringt es mit sich, dass in verschiedenen Umwelten die Spektren vorhandener Phthalate unterschiedlich sind. Was die biologischen und gesundheitlichen Wirkungen betrifft, kann man derzeit nicht für alle Phthalate eine evidenzbasierte Aussage vornehmen. Klar ist, dass die metabolische Zerlegung in Monomere bei der Interpretation berücksichtigt werden muss. Zusammenhänge mit Metaboliten von Benzylbutylphthalat im Harn mit der Lungenfunktion wurden bereits früher beschrieben (HOPPIN et al. 2004). Die Pathophysiologie dieser Wirkung ist nicht bekannt. Es wird aber vermutet, dass der Metabolit die Wirkung von Prostaglandin und Thromboxan imitiert.

Auch von Lösungsmitteln sind Effekte auf die Atemwege bekannt. Eine Wirkung auf die Volumenwerte, wie sie durch die hier gefundenen Zusammenhänge nahegelegt wird, ist bei beruflich Exponierten beobachtet worden. Der Mechanismus, durch den diese flüchtigen Kohlenwasserstoffe auf die Lungenfunktion wirken, wird als komplex angenommen und schließt irritative und indirekte Wirkungen durch lokale immunologische Reaktionen ein.

5.1.10.4 Kognitive Leistungsfähigkeit

Die Standard Progressive Matrices (SPM) wurden zur sprachfreien Erfassung des allgemeinen Intelligenzpotenzials entwickelt und dienen der Erfassung der unterschiedlichen Grade kognitiver Fähigkeiten (siehe Kapitel 4.1.5).

Die erreichte Gesamtpunktzahl einer Testperson stellt einen Indikator ihrer kognitiven Fähigkeiten, relativ unabhängig von ihrer Ausbildung und sozio-kulturellen Umwelt, dar. Für den Test stehen aktuelle, repräsentative Altersnormen sowie schultypspezifische Klassenstufennormen zur Verfügung.

Zur Auswertung wurden die Rohwerte entsprechend den Altersnormen in T-Werte umgerechnet. Diese betragen bei einer altersentsprechenden Durchschnittsleistung 50. Die Standardabweichung der T-Werte in der Bezugspopulation ist auf 10 festgelegt.

Der Test von insgesamt 436 Kindern (225 Kinder aus der ersten und 211 Kinder aus der zweiten Schulstufe) wurde ausgewertet. Bei den Testergebnissen konnte kein signifikanter Unterschied zwischen den Geschlechtern (jeweils 218 Mädchen und Jungen) festgestellt werden.

Im Vergleich mit der relevanten SPM-Normstichprobe lagen 22,0 % (n = 96) der SchülerInnen unter, 71,1 % (n = 310) im und 6,9 % (n = 30) über dem Durchschnitt.

Analog zu den Analysen hinsichtlich der Lungenfunktion wurde der Zusammenhang der T-Werte der SPM mit den Mittelwerten der ausgewählten Schadstoffe untersucht. Die Analysen ergaben signifikante Korrelationen zwischen Tris(2-chlorethyl)phosphat (TCEP) in den Filterproben (PM₁₀, PM_{2,5}) sowie im Hausstaub mit den T-Werten des SPM-Tests. Die Zunahme der TCEP-Konzentrationen korrelierte mit einer Abnahme der durchschnittlichen kognitiven Leistung.

TCEP ist in Innenräumen weit verbreitet anzutreffen. SAGUNSKI et al. (1997) wiesen (Bestimmungsgrenze von 0,1 µg/g Hausstaub) den Schadstoff in fast allen von 59 untersuchten Wohnungen nach (Median 1 µg/g, 95. Perzentil 8 µg/g). In Innenräumen mit spezieller Ausstattung wie z. B. TCEP-beschichteten Schallschutzplatten wurden höhere Werte nachgewiesen: Beispielsweise fanden sich in zwölf Schulen und zwei Kindertagesstätten mit TCEP-beschichteten Akustikdecken TCEP-Konzentrationen im Hausstaub (Altstaub) bis 2.200 µg/g (HANSEN et al. 2000).

Der höchste Mittelwert im Hausstaub, der in einer Schule nachgewiesen wurde, betrug 21,5 µg/g und liegt demnach weit über dem 95. Perzentil der oben genannten Untersuchung (SAGUNSKI et al. 1997).

Toxikologische Daten zu TCEP beschränken sich auf tierexperimentelle Studien. TCEP schädigt vor allem das Nervensystem und die Niere und weist ein reproduktionstoxisches Potenzial auf. Beobachtungen am Menschen oder epidemiologische Untersuchungen zur Wirkung dieses Schadstoffs liegen nicht vor.

Für die Interpretation der vorliegenden Studie sind v. a. die Hinweise auf die neurotoxische Wirkung von TCEP von Bedeutung. Bei hohen Dosen wurden im Tierversuch Effekte auf Aktivität der Serum-Acetylcholinesterase mit Effekten in der Hippokampusformation beobachtet (TILSON et al. 1990). In einem weiteren Versuch wurde der Einfluss von TCEP auf die Lernfähigkeit erwachsener weiblicher F344-Ratten geprüft. Drei Wochen nach einmaliger Gabe von 275 mg TCEP/kg KG per Schlundsonde zeigten sich bei zwei von neun Aufgaben signifikante Verschlechterungen der räumlichen Gedächtnisleistung und bei zwei von vier Tests eine ebensolche Signifikanz bei der Anwendung des erworbenen Wissens. Da der Hippo-

kampus am Lernen und an der Gedächtnisentwicklung beteiligt ist, vermuten die Autoren einen Zusammenhang der gefundenen Lern- und Gedächtnisstörungen mit den histologisch belegten Schädigungen im Hippokampus (TILSON et al. 1990).

Obwohl der Querschnittscharakter der Untersuchung keine unmittelbare kausale Interpretation zulässt, sind alle beobachteten Zusammenhänge von Schadstoffen in Luft, Schweb- und Hausstaub mit der Lungengesundheit und den kognitiven Leistungen aufgrund allgemeiner toxikologischer Überlegungen sowie der Ergebnisse von Tierversuchen und epidemiologischen Untersuchungen plausibel. Sie erlauben zusammen mit diesem Hintergrundwissen begründet zu vermuten, dass die genannten Schadstoffe an der Beeinträchtigung der Lungenfunktion und kognitiven Leistungsfähigkeit beteiligt sind.

5.2 Biomonitoring

5.2.1 Schwermetall-Exposition (Pb, Cd, Hg) der untersuchten Kinder

Die Ergebnisse der Blei-, Cadmium- und Quecksilberanalysen in Haaren und Zähnen sind in Tabelle 54 zusammengefasst. Blei- und Cadmium-Konzentrationen korrelierten in Haaren ($r = 0,590$; $p < 0,001$; $N = 394$) und Zähnen ($r = 0,389$; $p = 0,002$; $N = 144$). Haar- und Zahngehalte waren nicht signifikant korreliert ($p > 0,05$). N bezeichnet die Anzahl der Messungen, r den Korrelationskoeffizienten und p den p -Wert.

Der Vergleich der Blei-, Cadmium- und Quecksilberbelastung an neun Schulstandorten erbrachte zumeist signifikante Unterschiede ($p < 0,05$); lediglich die Zahn-Cadmiumwerte zeigten keine standortbezogenen Unterschiede ($p = 0,091$).

Tabelle 54: Blei-, Cadmium- und Quecksilbergehalte in Haaren und Milchzähnen.

		Pb-H ($\mu\text{g}/\text{kg}$)	Cd-H ($\mu\text{g}/\text{kg}$)	Hg-H ($\mu\text{g}/\text{kg}$)	Pb-Z ($\mu\text{g}/\text{kg}$)	Cd-Z ($\mu\text{g}/\text{kg}$)
N	> NG	396	409	409	146	144
	< NG	17	4	4	0	2
Mittelwert		853	24,9	206	2.151	9,98
Standardabweichung		829	35,8	244	3.095	14,5
Minimum		51	0,66	3,43	368	0,92
Maximum		5.263	414	2.545	34.006	134
Perzentile	25 %	308	7,1	82	1.155	4,5
	50 %	532	14,3	149	1.613	6,4
	75 %	1.091	28,3	240	2.222	9,7
	95 %	2.678	71,5	617	4.245	28,2

N = Anzahl der Messungen, NG =Nachweisgrenze

5.2.1.1 Blei-Exposition der untersuchten Schulkinder

Zur Erklärung nachfolgender Abbildungen: Die horizontalen schwarzen Balken stellen Medianwerte dar; diese trennen die beiden zentralen Quartile in den grauen Boxen; die vertikalen Balken bezeichnen die Spannweite; die einzelnen Punkte (Sternchen und Ringe) bezeichnen Ausreißer.

Kinder der Schule 4 wiesen signifikant höhere Haar-Bleiwerte auf als Kinder an anderen Schulstandorten ($p < 0,001$), Kinder der Schule 8 zeigten die geringste Belastung (siehe Abbildung 11). Am Schulstandort 7 wurden die höchsten Zahn-Bleiwerte, in Schule 8 die niedrigsten mittleren Konzentrationen gemessen (siehe Abbildung 12). Die Maximalwerte in Haaren ($5.300 \mu\text{g}/\text{kg}$) und Zähnen ($34.000 \mu\text{g}/\text{kg}$) wurden jeweils in Kindern der Schule 4 gefunden.

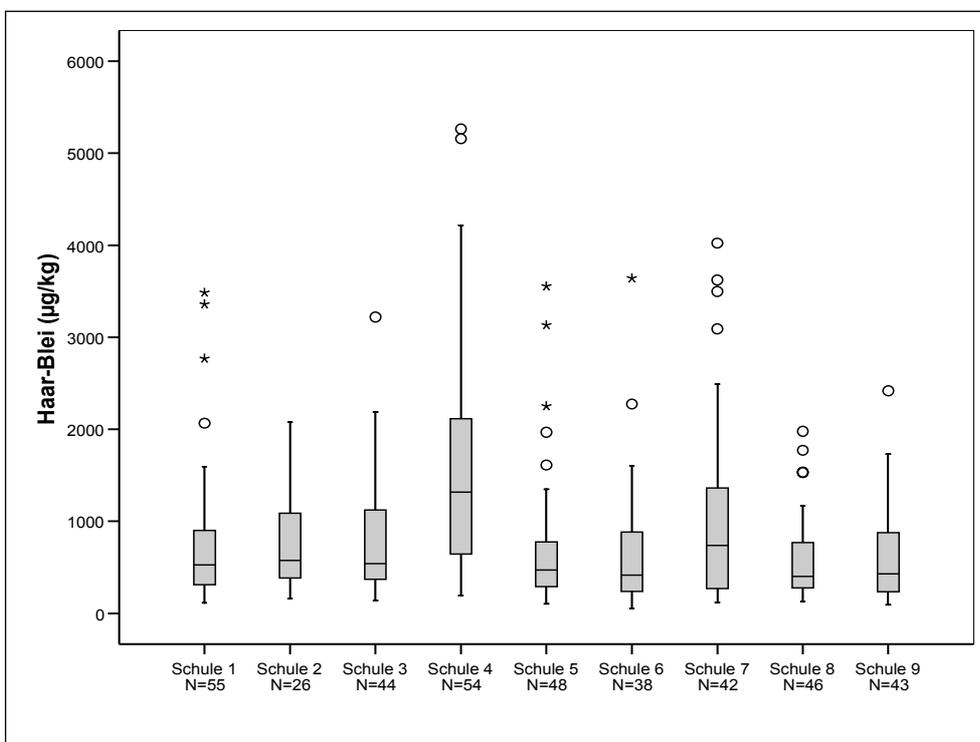


Abbildung 11: Blei-Konzentrationen in Haaren von Kindern an neun Schulstandorten.

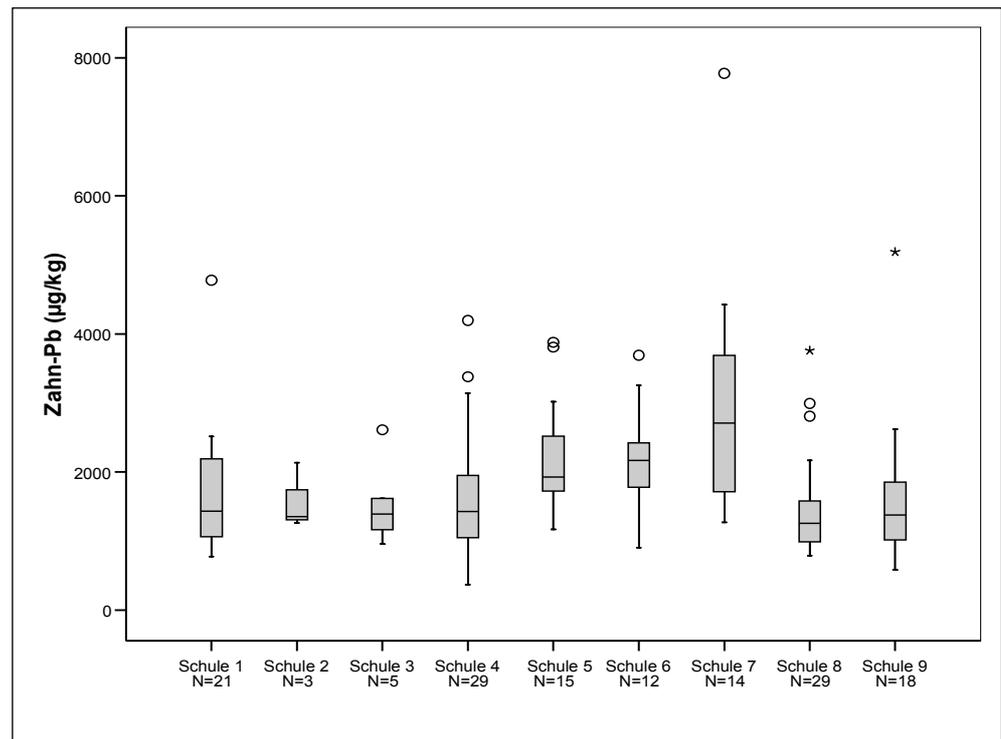


Abbildung 12: Bleikonzentrationen in Zähnen von Kindern an neun Schulstandorten. Der Maximalwert von 34.000 µg/kg ist nicht dargestellt.

5.2.1.2 Cadmium-Exposition der untersuchten Schulkinder

Die höchsten Cadmiumwerte in Haaren zeigten Kinder in Schule 4, die geringste Cadmiumbelastung wurde in Schule 5 beobachtet ($p < 0,001$) (siehe Abbildung 13). Maximalwerte wurden in Schule 2 (Haare) bzw. Schule 6 (Zähne) beobachtet. Hin- gegen zeigten die Cadmiumgehalte in Zähnen keine statistisch signifikanten Unter- schiede an neun Schulstandorten ($p > 0,05$) (siehe Abbildung 14).

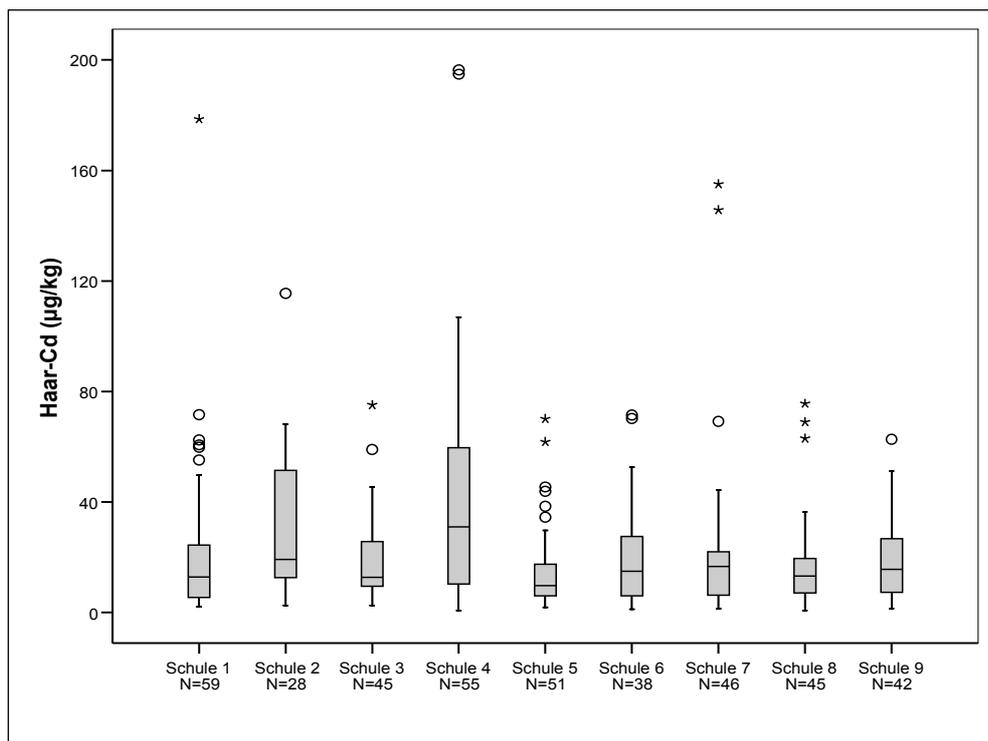


Abbildung 13: Cadmiumkonzentrationen in Haaren von Kindern an neun Schulstandorten. Werte über 200 µg/kg sind nicht dargestellt.

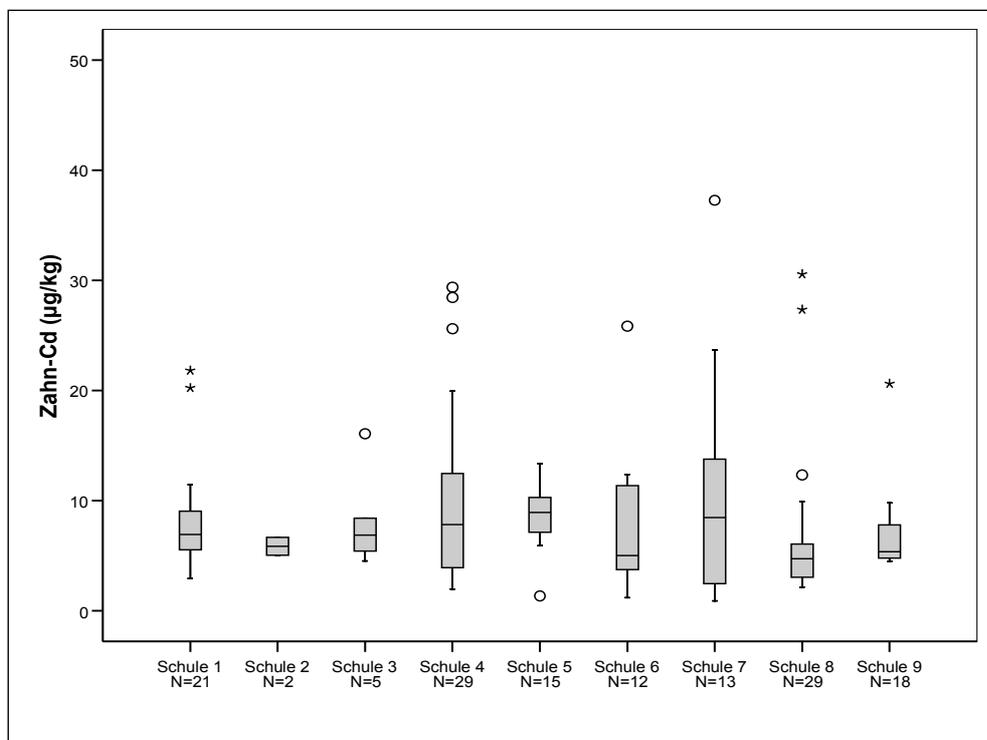


Abbildung 14: Cadmiumkonzentrationen in Zähnen von Kindern an neun Schulstandorten. Werte über 50 µg/kg sind nicht dargestellt.

5.2.1.3 Quecksilber-Exposition der untersuchten Schulkinder

Auch die Quecksilbergehalte im Haar variierten in Abhängigkeit vom Schulstandort ($p = 0,043$), wobei die höchste mittlere Belastung in Kindern der Schule 3, die niedrigste in Kindern der Schule 5 gemessen wurden (siehe Abbildung 15). Maximalwerte wurden an den Schulstandorten 6 und 7 beobachtet.

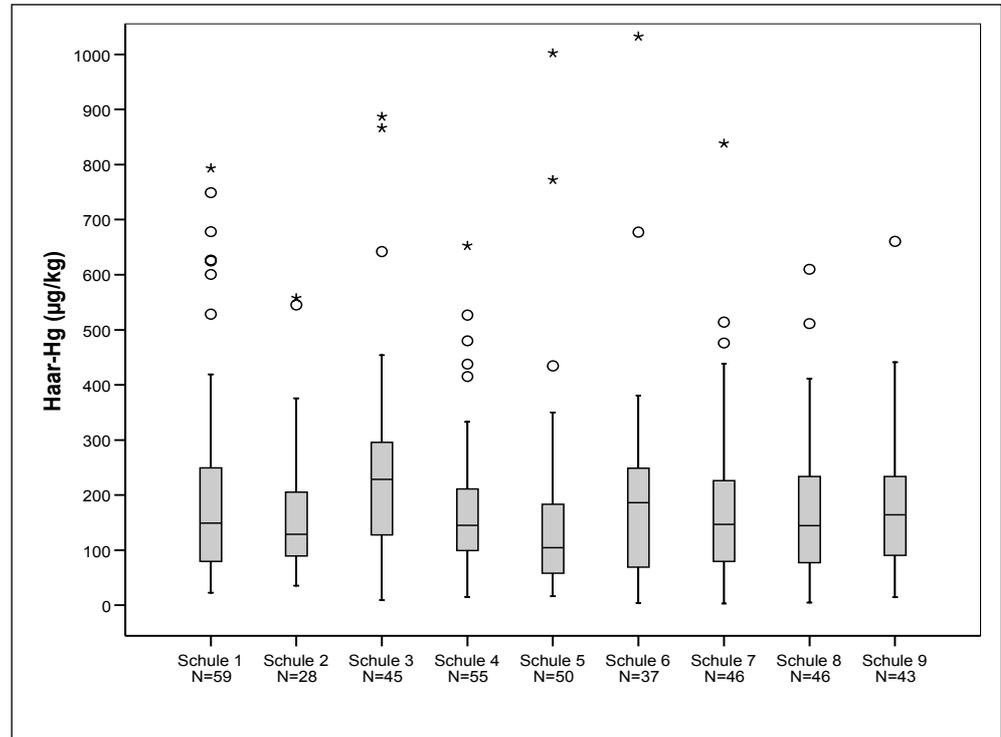


Abbildung 15: Quecksilberkonzentrationen in Haaren von Kindern an neun Schulstandorten. Werte über 1.000 µg/kg sind nicht dargestellt.

5.2.2 Einflussfaktoren der Schwermetall-Exposition

Mittels Fragebogen wurden die Faktoren, die zur Blei-, Cadmium-, und Quecksilber-Exposition beitragen können, erhoben. Dies ermöglichte Aussagen zur allgemeinen Belastungssituation der Kinder und in weiterer Folge die Bewertung der schulspezifischen Metall-Exposition. Die Metall-Analyse von Zahnmaterial wurde durchgeführt, um zusätzliche Informationen zur chronischen Schwermetallbelastung der Kinder während der ersten sechs bis acht Lebensjahre zu erhalten. Da – wie erwartet – kein Zusammenhang der Metallgehalte in Zähnen mit aktuellen Belastungen am jeweiligen Schulstandort nachweisbar war ($p > 0,05$), werden die Ergebnisse zu Metallgehalten in Zähnen im Folgenden nur ergänzend dargelegt und diskutiert.

5.2.2.1 Blei

Die Jungen (848 µg/kg Mittelwert) zeigten signifikant höhere Haar-Bleiwerte als die Mädchen (402 µg/kg Mittelwert) ($p < 0,001$). Körpergewicht und Haar-Blei waren signifikant positiv korreliert ($r = 0,115$; $p = 0,022$; $N = 395$). Der Konsum von Blatt-



gemüse führte zu höheren Haar-Bleiwerten (504 µg/kg versus 434 µg/kg) ($p = 0,012$). Die subjektive Einschätzung der Luftqualität am Wohnort durch die Eltern korrelierte ebenfalls mit Bleigehalten im Haar der Kinder ($r = 0,125$; $p = 0,014$; $N = 385$); je unzufriedener die Befragten, desto höher die Belastung der Kinder. Das Alter des Wohnhauses korrelierte signifikant negativ mit Haar-Bleiwerten ($r = -0,175$; $p = 0,001$; $N = 342$), d. h. je älter das Wohnhaus war, desto höher lagen die Bleigehalte im Haar. Derselbe Zusammenhang wurde auch für Zahn-Blei gefunden ($r = -0,249$; $p = 0,005$; $N = 124$). Sämtliche Faktoren erwiesen sich auch in der multivariaten Statistik (CATREG; korrigiertes $r^2 = 0,182$) als signifikante Prädiktoren der kindlichen Blei-Exposition, wobei der Faktor 'Gender' in diesem Modell einen Großteil der Gesamtvarianz (68 %) übernahm.

5.2.2.2 Cadmium

Jungen (22 µg/kg) wiesen doppelt so hohe Haar-Cadmiumgehalte auf wie Mädchen (10 µg/kg) ($p < 0,001$). Kinder, die ständigen Kontakt mit Haustieren haben, waren signifikant höher belastet (19 µg/kg) als Kinder, die fast nie Kontakt mit Haustieren haben (13 µg/kg) ($p = 0,039$). Zwei Faktoren waren nur schwach mit Haar-Cadmiumwerten assoziiert: Schulbildung der Mutter ($p = 0,082$) und Luftqualität im Wohngebiet ($p = 0,092$). Da diese Faktoren jedoch erhöhte Belastungen der Kinder erklären könnten, wurden auch diese Variablen in die multivariate Statistik (CATREG) eingeschlossen. In diesem Modell (korrigiertes $r^2 = 0,228$) hatten alle vier Faktoren einen signifikanten Einfluss auf die Cadmium-Exposition der Kinder ($p < 0,05$), wobei die Variable 'Gender' auch hier den überwiegenden Anteil (80 %) der Gesamtvarianz erklärte.

5.2.2.3 Quecksilber

Der Verzehr von Dosenfisch ($r = 0,347$; $p < 0,001$; $N = 403$), Fischfilet ($r = 0,295$; $p < 0,001$; $N = 407$) und Meeresfrüchten ($r = 0,278$; $p < 0,001$; $N = 399$) führte zu erhöhten Haar-Quecksilberwerten. Kinder, die Blattgemüse (149 µg/kg), Innereien (187 µg/kg) oder Pilze (179 µg/kg) konsumieren, zeigten eine erhöhte Belastung im Vergleich zu Kindern, die kein Blattgemüse (99 µg/kg), keine Innereien (147 µg/kg) oder Pilze (145 µg/kg) essen. Die Variablen Schulbildung der Mutter ($r = 0,153$; $p = 0,002$; $N = 406$) bzw. Schulbildung des Vaters ($r = 0,173$; $p < 0,001$; $N = 400$) waren mit Haar-Quecksilbergehalten assoziiert: je höher die Schulbildung, desto höher die Quecksilberbelastung der Kinder. Auch bezüglich Haar-Quecksilber zeigte sich, dass die subjektive Einschätzung der Luftqualität am Wohnort durch die Eltern mit Belastungsdaten korrelierte. Waren die Eltern zufrieden, lag der mittlere Haargehalt bei 159 µg/kg, gaben sie an, gar nicht zufrieden zu sein, wurde ein Medianwert von 199 µg/kg beobachtet ($p = 0,048$). Kinder, deren Mütter rauchten, wiesen eine niedrigere Quecksilberexposition auf (125 µg/kg) als Kinder, deren Mütter nicht rauchten (160 µg/kg) ($p = 0,010$). Ältere Kinder waren weniger belastet als jüngere Kinder ($r = -0,130$; $p = 0,008$; $N = 409$). Im multivariaten Modell (CATREG) wurden Faktoren ohne signifikanten Einfluss schrittweise entfernt. Im daraus resultierenden Modell (korrigiertes $r^2 = 0,258$) behielten die Faktoren Schulbildung des Vaters, Fischverzehr, Alter des Kindes und Luftqualität am Wohnort einen signifikanten Einfluss auf die Quecksilber-Exposition der Kinder. In diesem Modell erklärte der Fischverzehr 60 % der Gesamtvarianz.

5.2.3 Korrelationen von Schwermetallgehalten

Die Cadmium- und Quecksilbergehalte der PM_{2,5}- und PM₁₀-Fraktionen lagen an allen neun Standorten in einem sehr niedrigen Konzentrationsbereich; standortspezifische Unterschiede waren nicht erkennbar. Diese Daten konnten daher nicht in die Korrelationsanalysen einbezogen werden.

Tabelle 55: Korrelationskoeffizienten für Schwermetallgehalte in Staubproben und Kinderhaaren an neun Schulstandorten.

		Haar-Hg	Haar-Cd			Haar-Pb
Hausstaub-Hg	r	0,469		Hausstaub-Pb	r	0,151
	p	0,203			p	0,699
	N	9			N	9
Hausstaub-Cd	r		0,305	PM ₁₀ -Pb	r	0,017
	p		0,425		p	0,966
	N		9		N	9
				PM _{2,5} -Pb	r	0,226
					p	0,559
					N	9

Tabelle 55 zeigt, dass die Schwermetall-Exposition in Schulen und die Belastung der untersuchten Kinder primär nicht korrelierten. Zur Überprüfung der Frage, inwieweit die schulspezifische Metall-Exposition zur Gesamtbelastung der Kinder beiträgt, wurden die Schwermetall-Daten der Kinder hinsichtlich der maßgeblichen Einflussgrößen aus oben beschriebener Expositionsanalyse geschichtet. Die Blei- und Cadmiumwerte wurden für Mädchen und Jungen getrennt analysiert, die Quecksilber-Daten in Bezug auf Fischverzehrsgewohnheiten. Diese Korrelationsanalysen lieferten großteils ein unverändertes Bild – kein signifikanter Zusammenhang zwischen schulspezifischer Exposition und Metallbelastung der Kinder – allerdings einen Hinweis darauf, dass Jungen die Bleibelastung am Schulstandort eher widerspiegeln als Mädchen (siehe Tabelle 56). Bei genauerer Betrachtung des Zusammenhanges fiel auf, dass zwei Schulstandorte (Schule 4, Schule 5) vom mehrheitlich linearen Trend abweichen. Nach Entfernung der beiden Standorte erreichte diese Korrelation statistische Signifikanz (siehe Tabelle 57, Abbildung 16).

Tabelle 56: Korrelationskoeffizienten für Bleigehalte in Staubproben und Haaren an neun Schulstandorten.

		Mädchen	Jungen
Hausstaub-Pb	r	–0,444	–0,008
	p	0,232	0,983
	N	9	9
PM ₁₀ -Pb	r	–0,343	0,460
	p	0,366	0,213
	N	9	9
PM _{2,5} -Pb	r	–0,042	0,594
	p	0,915	0,092
	N	9	9

Tabelle 57 Korrelationskoeffizienten für Bleigehalte in Staubproben und Haaren an sieben* Schulstandorten.

		Mädchen	Jungen
Hausstaub-Pb	r	-0,679	-0,143
	p	0,094	0,760
	N	7	7
PM10-Pb	r	-0,252	0,739
	p	0,585	0,058
	N	7	7
PM2,5-Pb	r	0,072	0,919
	p	0,878	0,003
	N	7	7

* Schule 4 und 5 nicht inkludiert

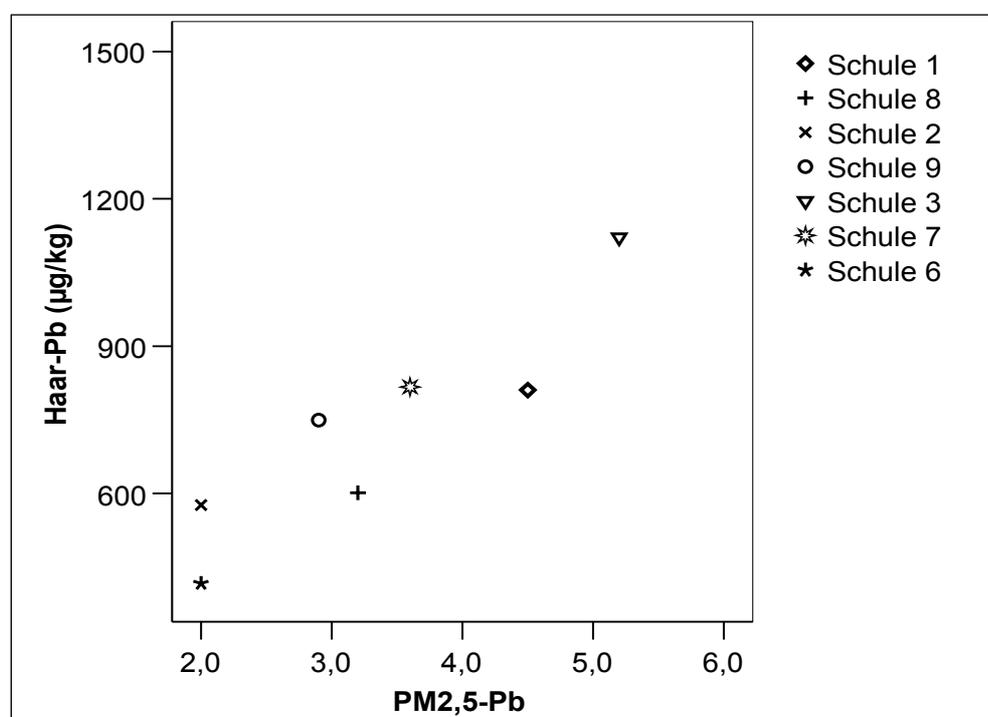


Abbildung 16: Zusammenhang von Bleikonzentrationen in der PM2,5-Fraktion und in Haaren von Jungen an sieben Schulstandorten. Schule 4 und 5 sind nicht inkludiert.

Schlussfolgerung

Eine toxikologische Bewertung der Metallbelastung der untersuchten Schulkinder ist insofern schwierig, als kaum Referenzwerte oder Richtlinien zu Metallgehalten in Haaren und Zähnen existieren. Üblicherweise werden Blut- oder Urinkonzentrationen als Expositionsmarker herangezogen. Im Rahmen dieser erstmalig in Österreich durchgeführten Screening-Studie mit Kindern im Volksschulalter wurde auf eine invasive Probenahme (Blutproben) oder eine wenig praktikable Probenahme (Urinproben) zugunsten einer möglichst großen Stichprobe verzichtet.

Tabelle 58 Internationaler Vergleich der Schwermetall-Exposition von Kindern.

Land	Probenmatrix	Alter	Pb (µg/kg)	Cd (µg/kg)	Hg (µg/kg)	Autor/innen
Spanien	Milchschneidezähne	4–14 Jahre	3.480	61		BAYO et al. 2001
Deutschland	Milchschneidezähne	Kindesalter	2.500	40		EWERS et al. 1996
Norwegen	Milchzähne	Kindesalter	1.160	39		TVINNEREIM et al. 2000
Polen	Milchzähne	6–10 Jahre	1.430			CIKRT et al. 1997
Deutschland	Milchzähne	6 Jahre	1.500–1.740			BEGEROW et al. 1994
Österreich	Milch-Schneidezähne	6–8 Jahre	1613	6		diese Studie
Deutschland	Haare	5–9 Jahre	3800	111		WILHELM et al. 1994
Deutschland	Haare	Kindesalter	700 (Mädchen)			KOMMISSION HBM 2005
			1.300 (Jungen)			
Türkei	Haare	6–10 Jahre	1.900	40		ÖZDEN et al. 2007
Polen	Haare	5–16 Jahre	2.490	230		KREJPDO et al. 1999
Litauen	Haare	11–17 Jahre	2.117 (Mädchen)			STRUMYLAITE et al. 2000
			2.509 (Jungen)			
Italien	Haare	Kindesalter	2.830 (Mädchen)			SANNA et al. 1990
			4.030 (Jungen)			
Deutschland	Haare	8–10 Jahre			180	PESCH et al. 2002
USA	Haare	1–5 Jahre			120	MCDOWELL et al. 2004
Österreich	Haare	6–8 Jahre	402 (Mädchen)	10 (Mädchen)	149	diese Studie
			848 (Jungen)	22 (Jungen)		

Die Gegenüberstellung mit internationalen Daten in Tabelle 58 weist auf eine vergleichsweise niedrige Schwermetallbelastung der untersuchten Kinder hin, was auf die insgesamt niedrige Hintergrundbelastung in Österreich zurückzuführen ist. Haar-Bleiwerte über 5.000 µg/kg werden als erhöhte Werte betrachtet (SANNA et al. 2003), dieser Wert wurde von zwei Kindern geringfügig überschritten (0,5 %); kritische Werte über 9.000 µg/kg wurden nicht erreicht. Einzelne Kinder wiesen sehr hohe Zahn-Blei-Gehalte auf, dies lässt auf eine chronische Belastung während der ersten sechs bis acht Lebensjahre schließen. Quecksilbergehalte im Haar, die über 1.000 µg/kg liegen, weisen ebenfalls auf eine erhöhte Exposition während der letzten drei Monate hin; dieser Wert wurde von sieben Kindern bzw. 2 % der Untersuchten überschritten.

Die Metall-Exposition der untersuchten Schulkinder variierte stark zwischen den Standorten (siehe Abbildung 11 bis Abbildung 15). Dies dürfte nur in Bezug auf die Bleibelastung von Jungen auch auf die schulspezifische Metall-Exposition zurückzuführen sein. Die Blei-Expositionsdaten der Mädchen zeigten keine Korrelationen mit den Umweltkonzentrationen an den Schulstandorten (siehe Tabelle 56 und Tabelle 57). Studien an Erwachsenen belegen, dass die Blei-Exposition von Männern zu 95 %, die der Frauen hingegen nur zu 60 % von Umweltfaktoren bestimmt wird (BJORKMAN et al. 2000). Inwieweit solche Ergebnisse auf die Belastungssituation von Kindern übertragbar sind, wurde noch nicht untersucht.



Die hauptsächlichen Belastungsquellen für Schwermetalle liegen aber außerhalb der Schulgebäude. Sie betreffen einerseits die Ernährungsgewohnheiten der Kinder – was plausibel ist, da viele Nahrungsmittel (Fisch, Gemüse, Pilze, Innereien) höhere Mengen an Schwermetallen aufweisen können. Ein Faktor war durchgängig mit erhöhten Blei-, Cadmium- oder Quecksilbergehalten der Kinder assoziiert: die subjektive Unzufriedenheit der Eltern mit der Luftqualität am Wohnort spiegelt möglicherweise reale Belastungsszenarien wider.

Die Blei- und Cadmium-Exposition der Kinder wurde maßgeblich durch den Faktor 'Gender' bestimmt. Die Jungen weisen im Mittel etwas mehr als doppelt so hohe Blei- und Cadmiumbelastungen auf als Mädchen. 'Gender' ist ein Surrogatfaktor, der biologische und sozio-kulturelle Einflussgrößen subsumiert. Die durchwegs höhere Belastung von Jungen wird damit erklärt, dass diese durch ihr spezifisches Spiel- und Freizeitverhalten mehr Kontakt mit kontaminierten Böden oder Staub haben (DE FREITAS et al. 2007). Ein weiterer wichtiger Faktor für erhöhte Blei-Exposition war das Baujahr des Wohnhauses. Je älter das Baujahr, desto höher die Bleibelastung der Kinder, was darauf zurückzuführen sein dürfte, dass bleihaltige Trinkwasserverrohrungen in neueren Häusern nicht mehr vorkommen.

In den letzten Jahren mehren sich die Befunde, die dafür sprechen, dass jegliche Bleibelastung der Kinder zu kognitiven Defiziten führt (MARGAI & HENRY 2003, WIGLE & LANPHEAR 2005). Dies könnte insbesondere Jungen betreffen, da diese Blei in höherem Ausmaß anreichern, bei kognitiven Leistungstests häufiger schlechter abschneiden als Mädchen (LANPHEAR et al. 2000, FROEHLICH et al. 2007) und insgesamt deutlich häufiger von Lernschwächen und ADHS (Aufmerksamkeitsdefizit/Hyperaktivitätsstörung) betroffen sind als Mädchen. Bleibelastungen der Kinder sollten daher weitestgehend vermieden bzw. reduziert werden.

Die Quecksilberakkumulation in Kindern variierte ebenfalls von Standort zu Standort. Der Verzehr von Fischen und Meeresfrüchten war die hauptsächliche Ursache für erhöhte Quecksilberbelastungen. Auch die Schulbildung der Eltern war ein signifikanter Prädiktor für die Quecksilber-Exposition der Kinder. Dies könnte mit den unterschiedlichen Ernährungsgewohnheiten von Eltern mit unterschiedlicher Schulbildung erklärt werden. So verzehren beispielsweise Kinder von Eltern mit höherer Schulbildung signifikant häufiger Fisch und Meeresfrüchte als Kinder von Eltern mit niedrigerer Schulbildung (KNOBELOCH et al. 2005, GUNDAKER et al. 2006).

Die Analyse der SPM-Testergebnisse in Zusammenhang mit der Schwermetall-Exposition der Kinder brachte keine signifikanten Korrelationen. Anzumerken ist aber, dass ein indirekter Effekt einer erhöhten Blei-Exposition durch den Faktor Bleirohre in der Hausinstallation auf die SPM-Testscores vorhanden sein könnte. Kinder, in deren Wohnhäusern Bleirohre installiert sind, schnitten signifikant schlechter ab (43 Punkte) als Kinder, für die keine solche Exposition vorliegt (47 Punkte) ($p = 0,006$). Die fehlende direkte Assoziation zwischen SPM-Testergebnissen und Bleiexposition könnte darin begründet sein, dass Haar-Blei im Vergleich zu Blut-Blei ein zu wenig sensitiver Marker für neurologische Schadwirkungen sein könnte.

5.3 Kinderprojekt Asseln

Die bei der Besammlung in den Grünflächen der Schulen erzielte Ausbeute an Asseln ist in Tabelle 59 wiedergegeben. Dabei wurden Reserveasseln nicht eingerechnet, die für die Vorweisung im Schulunterricht reserviert und anschließend wieder freigelassen wurden, oder teilweise ins Labor verbracht und hier weiter gezüchtet wurden um sicherzustellen, dass den Kindern an den nächst folgenden Schulen jedenfalls ausreichend Asseln für die Untersuchung mit der Lupe zur Verfügung stehen.

Tabelle 59 Besammlungstermine in Schulhöfen, Schulgärten und Vorgärten und Ausbeute an *Porcellio scaber* (Kellerassel) und *Armadillidium vulgare* (Rollassel).

Schule	Termin	<i>P. scaber</i>	<i>A. vulgare</i>	Mikrostandorte
		(N)	(N)	
Schule 1	06.11.2006	27	0	unter Steinen, Holz, Laub
Schule 2	12.10.2006	29	1	unter Steinen, Holz, Laub
Schule 3	05.10.2006	9	18	unter Steinen, Holz, Laub
	24.04.2007	19	1	unter Holz und Abdeckungen von Wasserschächten
Schule 4	17.10.2006	19	1	unter Steinen, Holz, Laub
	19.10.2006	6	1	unter Steinen, Holz, Laub
Schule 5	06.10.2006	21	0	unter Steinen, Holz, Laub
Schule 6	06.10.2006	15	0	unter Steinen, Holz, Laub
	29.11.2006	12	0	unter Steinen, Holz, Laub
Schule 7	19.09.2006	37	4	unter Steinen, Holz, Laub
Schule 8	25.04.2007	24	4	unter Steinen und Abdeckungen von Wasserschächten
Schule 9	26.04.2007	29	0	unter Pflanztöpfen

Die Rollassel *Armadillidium vulgare* war an nur einem Schulstandort häufig vertreten und wurde daher mangels an Vergleichsmöglichkeiten zwischen den Schulen von der weiteren Bearbeitung ausgenommen. Hingegen wurde die Kellerassel *Porcellio scaber* in der Regel ausreichend gefunden. Um an allen neun Schulstandorten mindestens 20 Individuen für die Schwermetallanalyse zu erhalten, war an drei Schulen jeweils ein zweiter Besammlungstermin erforderlich (siehe Tabelle 59).

Die Ergebnisse der Schwermetalluntersuchungen von Asseln in Tabelle 60 spiegeln die hohe Aufnahmekapazität für Metalle in diesen Tieren wider. Die Blei-, Cadmium- und Quecksilbergehalte in den Asseln waren untereinander nicht korreliert (Rang-Korrelationskoeffizienten = 0,041 bis 0,151; n = 134–160; p > 0,05).

Tabelle 60: Blei, Cadmium- und Quecksilbergehalte im Ganzkörper von *Porcellio scaber* an sechs österreichischen Schulstandorten (NG = Nachweisgrenze).

Schwermetallgehalte (µg/kg)			
	Pb	Cd	Hg
Anz. > = NG	160	180	148
Anz. < NG	20	0	32
Mittelwert	3.825	1.486	240
Standardabweichung	4.444	937	201
Minimum	377	393	13
Maximum	30.948	5.739	1.309
Perzentile	25 %	1.646	886
	50 %	2.504	1.228
	75 %	3.944	1.738
	95 %	13.018	3.519

Werte unterhalb der Nachweisgrenze wurden in den nachfolgenden Abbildungen weggelassen.

5.3.1 Bleigehalte von *Porcellio scaber* an neun Schulstandorten

Von den ermittelten 180 Bleiwerten lagen 160 über der Nachweisgrenze und zeigten signifikante Unterschiede zwischen den Schulstandorten (siehe Abbildung 17; $p < 0,001$). Die Asseln an der Schule 1 wiesen höhere Bleiwerte auf als jene an den übrigen Schulstandorten. Die acht übrigen Schulstandorte waren nicht homogen, sondern gehörten zu zwei in sich homogenen ($p > 0,05$) aber voneinander verschiedenen Gruppen. Mittlere Gehalte wurden an den Schulen 3, 4, 6, 7 und 9 gefunden, am wenigsten bleibelastet waren Asseln an den Schulen 2, 5 und 8.

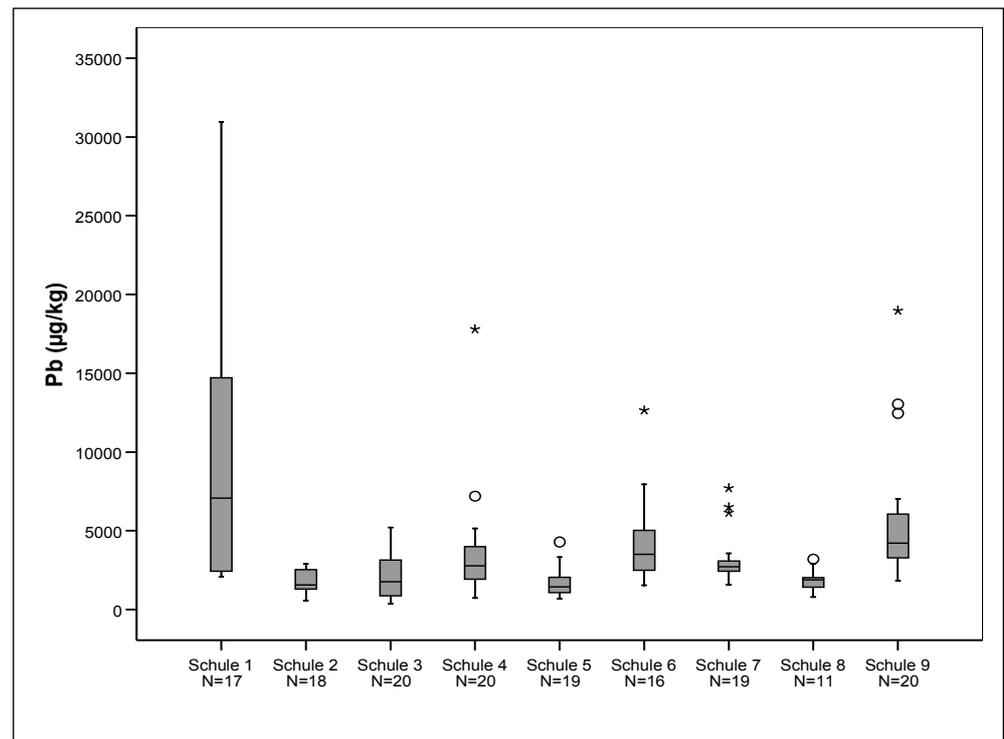


Abbildung 17: Bleikonzentration im Ganzkörper von *Porcellio scaber* an neun Schulstandorten in Österreich.

5.3.2 Cadmiumgehalte von *Porcellio scaber* an neun Schulstandorten

Alle 180 ermittelten Cadmiumwerte lagen über der Nachweisgrenze und zeigten signifikante Unterschiede zwischen den Schulstandorten (siehe Abbildung 18; $p < 0,001$). Die Asseln, die an Schule 6, 2, 5, 8 und 9 besammelt wurden, wiesen signifikant höhere Cadmiumwerte auf als jene an den Schulen 1, 3, 4 und 7.

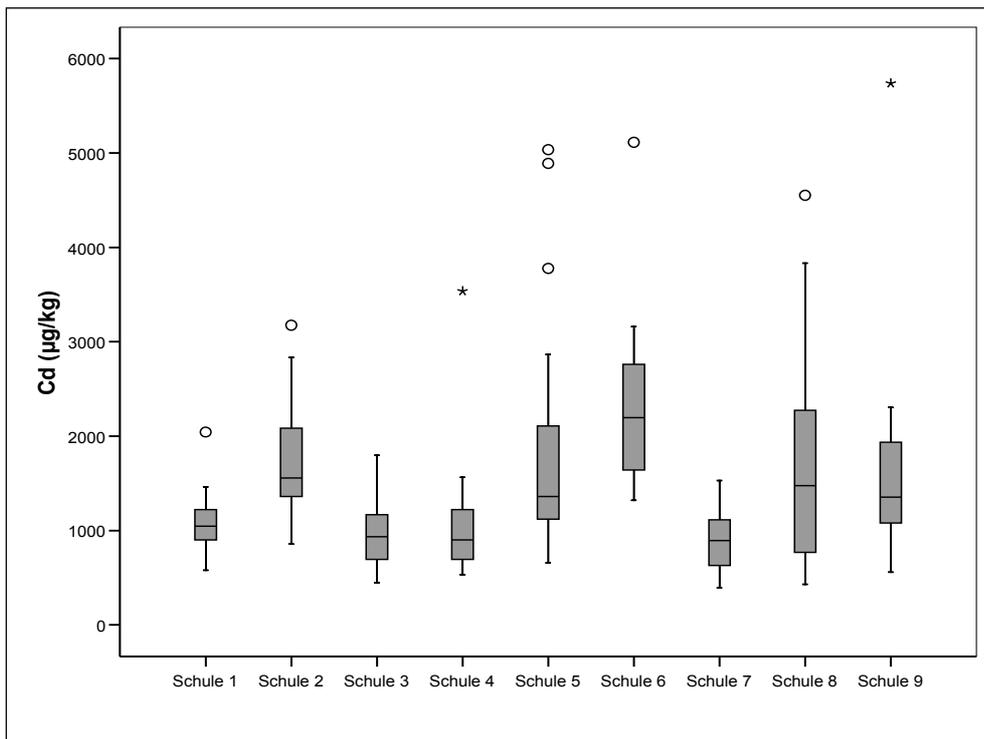


Abbildung 18: Cadmiumkonzentration im Ganzkörper von *Porcellio scaber* an neun Schulstandorten in Österreich. Stichprobe pro Standort: Anz. = 20.

5.3.3 Quecksilber-Gehalte von *Porcellio scaber* an neun Schulstandorten

Von den 180 ermittelten Quecksilber-Werten lagen 148 über der Nachweisgrenze und zeigten signifikante Unterschiede zwischen den Schulstandorten (siehe Abbildung 19; $p = 0,006$). Die Asseln, die an Schule 9 und Schule 7 besammelt wurden, waren am höchsten belastet. Die Werte an den übrigen Standorten waren in sich homogen ($p > 0,05$).

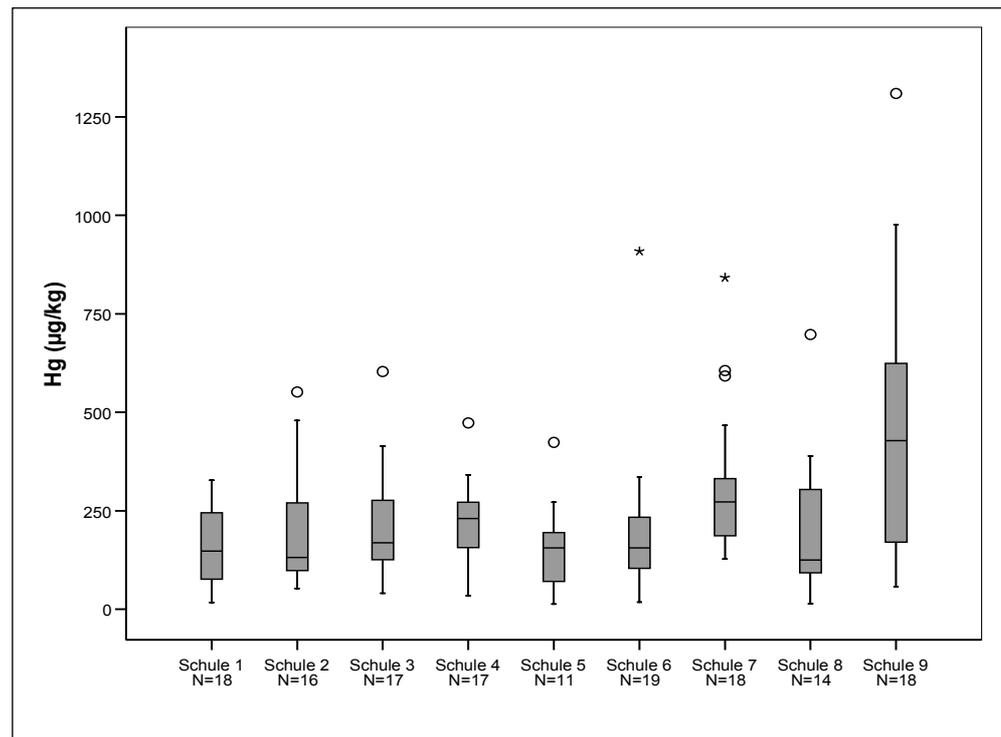


Abbildung 19: Quecksilber-Konzentration im Ganzkörper von *Porcellio scaber* an neun Schulstandorten in Österreich.

5.3.4 Schlussfolgerung

Die Ergebnisse der Schwermetalluntersuchungen von Asseln (siehe Tabelle 60) bestätigen, dass diese Tiere sehr gut geeignete Bioindikatoren für Umweltbelastungen sind, da sie Metalle in hohem Maße anreichern können. Dies ist im Wesentlichen auf die detritivore Ernährungsweise und die hohe Speicherkapazität im Mitteldarmdrüsengewebe zurückzuführen. Darüber hinaus variierten die Metallgehalte in Abhängigkeit vom Standort, was auf eine unterschiedlich starke Hintergrundbelastung des Bodens bzw. der Vegetation an den jeweiligen Standorten schließen lässt. Die höchsten Messwerte der Metall-Exposition wurden in Schule 1 (Blei), Schule 6 (Cadmium) und Schule 9 (Quecksilber) bestimmt.

Die in den Asseln gemessenen Schwermetallgehalte stimmen mit den Messungen im Schulstaub (vorliegender Bericht; siehe oben) insofern gut überein, als an den Schulen 1 und 9 Maximalgehalte für Blei sowohl in Hausstaub als auch in Asseln gemessen wurden. Ein ähnliches Bild ergab sich für Cadmium, hier fiel Schule 6 mit den zweithöchsten Cadmiumwerten im Hausstaub und Höchstwerten in Asseln auf. Für Quecksilber wurde kein solcher Zusammenhang beobachtet. Die Korrelationen erreichten keine statistische Signifikanz (Blei: $r = 0,519$; $p = 0,152$; $N = 9$; Cadmium: $r = 0,627$; $p = 0,071$; $N = 9$; Quecksilber: $r = -0,042$; $p = 0,915$; $N = 9$).

Beim Vergleich von Assel-Daten und der Luftgüte am jeweiligen Standort (Blei- und Cadmiumwerte wurden dem Luftgütebericht 2006 des Umweltbundesamt (UMWELTBUNDESAMT 2006) entnommen; Quecksilber-Konzentrationen im Staubniederschlag werden routinemäßig nicht erfasst), wird ersichtlich, dass ein Zusammenhang bezüglich der standortspezifischen Höchstbelastung besteht. Auch hier



war die Staubbelastung mit Blei am Standort der Schule 1 am höchsten, dort wurden auch Asseln mit den höchsten Bleiwerten besammelt. Hinsichtlich der Cadmiumbelastung ist ein solcher Trend allerdings nicht erkennbar.

*Tabelle 61 Vergleich der Blei- und Cadmiumbelastung im Staubbiederschlag und in Asseln (*Porcellio scaber*). Die Schulstandorte sind nach den Bleigehalten im Staubbiederschlag gereiht.*

	Hausstaub		Luftgütebericht 2006		Asseln (Medianwerte)	
	Blei mg/kg	Cadmium mg/kg	Blei ($\mu\text{g}/(\text{m}^2 \cdot \text{Tag})$)	Cadmium ($\mu\text{g}/(\text{m}^2 \cdot \text{Tag})$)	Blei ($\mu\text{g}/\text{kg}$)	Cadmium ($\mu\text{g}/\text{kg}$)
Schulen 3–7*	72	1,8	1	0,25	2.442	1.257
Schule 2	86	2	5	0,10	1.559	1.555
Schule 9	38	1,7	7	0,20	4.208	1.355
Schule 8	93	22	16	0,15	1.884	1.476
Schule 1	120	1,6	25	0,95	7.079	1.045

**Die Blei- und Cadmiumwerte im Staubbiederschlag an den Standorten der Schulen 3-7 unterscheiden sich nicht; im Hausstaub: Median Schule 3-7*

Staubbiederschlag- und Hausstaubwerte zeigen also, dass in der Umgebung von und in Schule 1 (teilweise auch in Schule 9) die Bleibelastung am höchsten ist, was so auch von den Tieren reflektiert wird. Allerdings ist dies nicht generell der Fall (Bleigehalte in Schulstaub und Asseln korrelieren nicht signifikant; siehe oben bzw. Tabelle 61) und auch für Cadmium und Quecksilber trifft dies nur bedingt oder gar nicht zu.

Insgesamt weisen die Ergebnisse zur Assel *Porcellio scaber* darauf hin, dass die unterschiedliche Schwermetallbelastung an den Schulstandorten schon seit längerem besteht, da es sich bei den Asseln um mehrjährige Lebewesen handelt, wobei allerdings nicht die Lebenszeit sondern die biologische Halbwertszeit der Schwermetalle in Asseln maßgeblich in Betracht zu ziehen ist.

Grundsätzlich ist davon auszugehen, dass die Werte in Asseln aussagekräftiger sind als die Umgebungsparameter, da die Tiere Metalle über einen längeren Zeitraum integrieren und dadurch Hintergrundbelastungen an den jeweiligen Schulstandorten zuverlässiger anzeigen können. Das Assel-Monitoring kann also wertvolle Zusatzinformation zum Belastungsszenario an ausgewählten Standorten liefern. Allerdings lässt sich aus diesen Daten genauso wenig wie aus den Luftgüte- oder Schulstaubdaten erkennen oder ableiten, wie exponiert die Schulkinder an diesen Standorten sind. Dies ist, wie oben dargelegt, vielfach von anderen Faktoren (Wohnungssituation, Ernährung) abhängig und offenbar nicht von der Hintergrundbelastung am jeweiligen Standort.

5.4 Tagesgang der Feinstaubkonzentration (mittels Aerosolspektrometer)

Die Ergebnisse werden als Mittelwert (MW), Minimum (Min), Maximum (Max) und Medianwerte der Fünfminuten-Messwerte sowie zur besseren Übersichtlichkeit auch grafisch angegeben.

Da die Klassenräume in den Nachtstunden nicht genutzt werden, würde der Tagesmittelwert, der ja einen Mittelwert über 24 Stunden darstellt, die Situation anders (günstiger) darstellen als sie für die BenutzerInnen tatsächlich wäre. Aus diesem Grund wurden Minima, Maxima, Mittel- und Medianwerte der Feinstaubkonzentration über den Zeitraum, in den der Großteil der Anwesenheitsstunden der Kinder fällt (08:00–15:00 Uhr), berechnet.

Es ist zu beachten, dass in Abbildung 20 bis Abbildung 35 unterschiedliche Skalierungen der Ordinaten (abhängig von den Messwerten) gewählt wurden!



5.4.1 Ergebnisse der Untersuchung der Feinstaubkonzentration mittels Aerosolspektrometer

Tabelle 62 Feinstaub Schule 1 – Messort 1.

Schule 1 – Klasse 1A: Feinstaub 2006			
	PM10	PM2,5	PM1,0
08.11.2006* Beurteilungszeitraum: 13:18–14:58			
MW	51	21	15
Min	25	15	12
Max	170	32	19
Medianwert	38	19	14
09.11.2006 Beurteilungszeitraum: 08:00–15:00			
MW	210	30	12
Min	10	8	7
Max	700	65	17
Medianwert	200	30	12
10.11.2006 Beurteilungszeitraum: 08:00–11:19			
MW	130	14	4
Min	3	2	1
Max	270	27	6
Medianwert	130	14	4

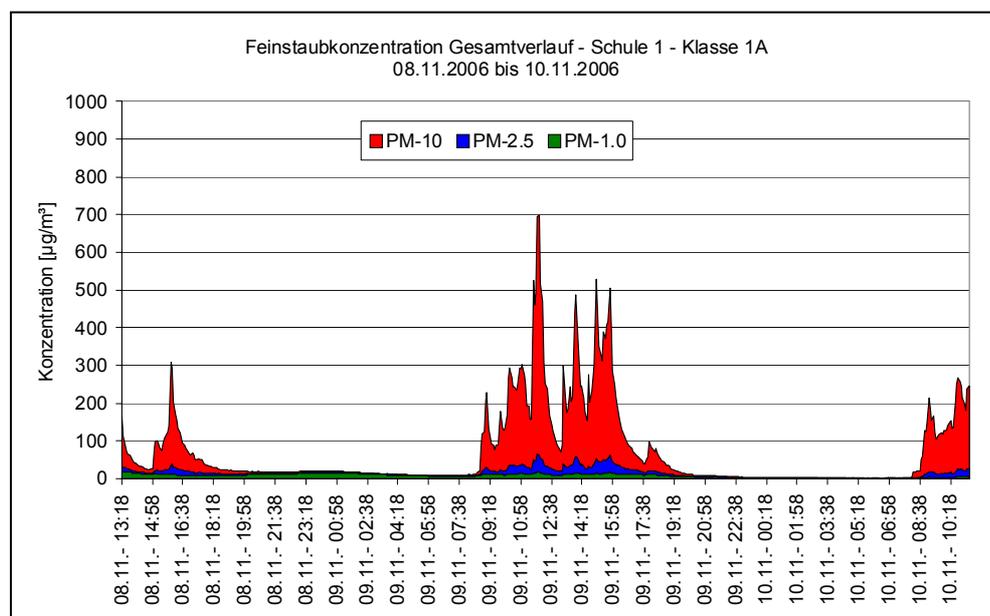


Abbildung 20: Feinstaub Gesamtverlauf Schule 1 – Messort 1.

Tabelle 63: Feinstaub Schule 1 – Messort 2.

Schule 1 – Klasse 1B: Feinstaubkonzentration 2006			
	PM10	PM2,5	PM1,0
06.11.2006 Beurteilungszeitraum: 14:09–15:00			
MW	130	17	6
Min	80	12	5
Max	200	23	7
Medianwert	140	18	6
07.11.2006 Beurteilungszeitraum: 08:00–15:00			
MW	150	26	10
Min	56	18	8
Max	490	50	15
Medianwert	140	25	10
08.11.2006 Beurteilungszeitraum: 08:00–11:19			
MW	160	36	22
Min	86	20	14
Max	230	44	30
Medianwert	160	39	22

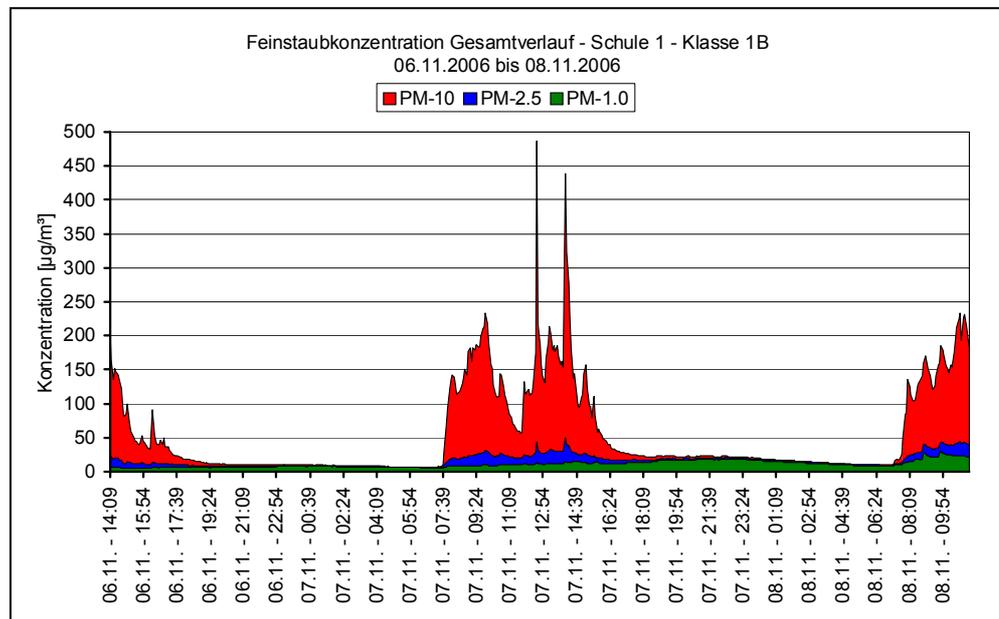


Abbildung 21: Feinstaub Gesamtverlauf Schule 1 – Messort 2.



Tabelle 64: Feinstaub Schule 2 – Messort 1.

Schule 2 – Klasse 1A: Feinstaubkonzentration 2006			
	PM10	PM2,5	PM1,0
09.10.2006	Beurteilungszeitraum: 13:12–15:00		
MW	16	7	6
Min	9	7	5
Max	28	8	6
Medianwert	15	8	6
10.10.2006	Beurteilungszeitraum: 08:00–15:00		
MW	110	27	15
Min	33	19	7
Max	220	36	23
Medianwert	120	27	17
11.10.2006	Beurteilungszeitraum: 08:00–10:32		
MW	84	23	16
Min	66	21	12
Max	140	26	19
Medianwert	78	23	16

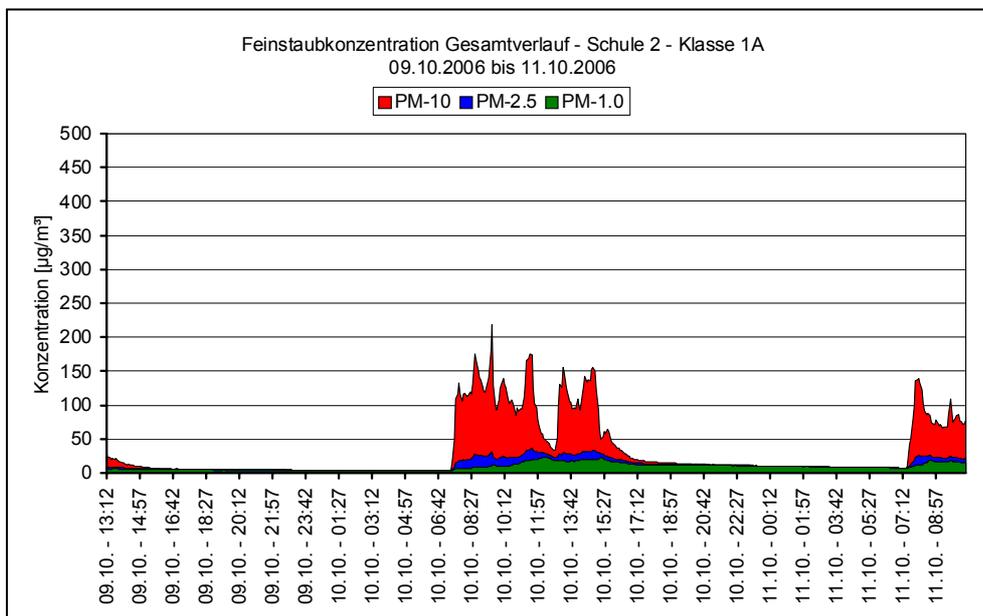


Abbildung 22: Feinstaub Gesamtverlauf Schule 2 – Messort 1.

Tabelle 65: Feinstaub Schule 2 – Messort 2.

Schule 2 – Klasse 1B: Feinstaubkonzentration 2006			
Beurteilungszeit: 11:10–15:00			
	PM10	PM2,5	PM1,0
11.10.2006	Beurteilungszeitraum: 11:30–15:00		
MW	28	15	11
Min	17	12	10
Max	40	17	14
Medianwert	29	15	11

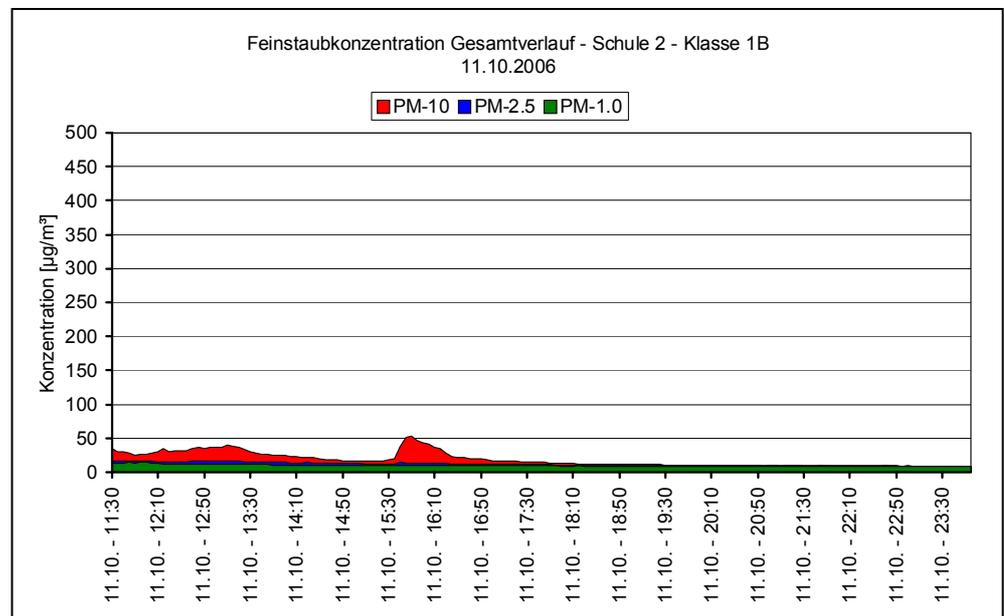


Abbildung 23: Feinstaub Gesamtverlauf Schule 2 – Messort 2.



Tabelle 66: Feinstaub Schule 3 – Messort 1.

Schule 3 – Klasse LGB1: Feinstaubkonzentration 2006			
	PM10	PM2,5	PM1,0
27.10.2006	Beurteilungszeitraum: 13:29–15:00		
MW	120	24	14
Min	44	17	13
Max	240	35	17
Medianwert	120	24	14
30.10.2006	Beurteilungszeitraum: 08:00–15:00		
MW	97	12	4
Min	6	3	2
Max	390	34	8
Medianwert	100	12	4
31.10.2006	Beurteilungszeitraum: 08:00–11:29		
MW	68	15	9
Min	26	10	7
Max	130	22	12
Medianwert	70	15	9

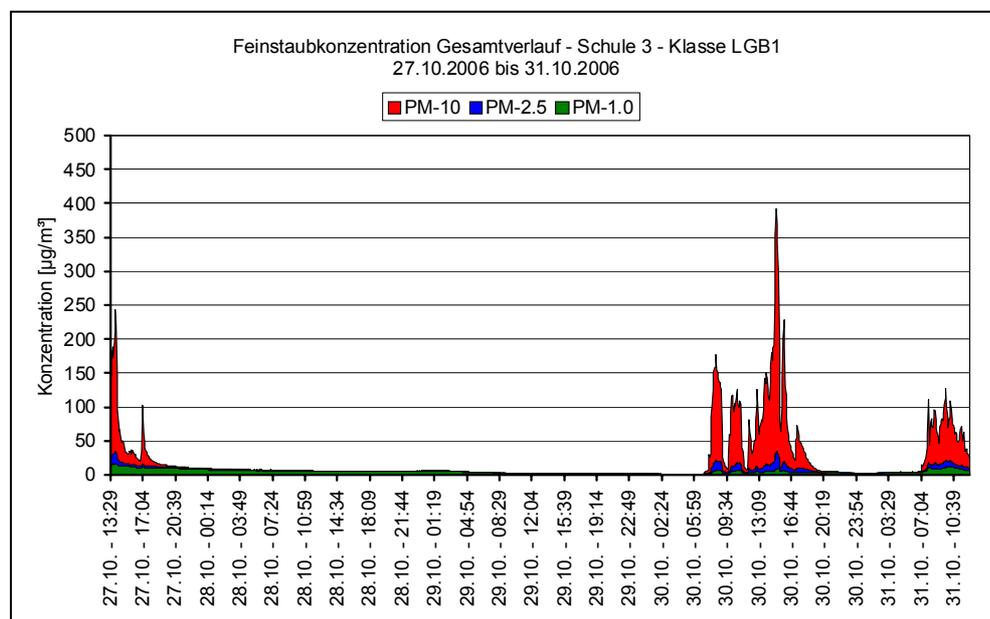


Abbildung 24: Feinstaub Gesamtverlauf Schule 3 – Messort 1.

Tabelle 67: Feinstaub Schule 3 – Messort 2.

Schule 3 – Klasse LGB2: Feinstaubkonzentration 2006			
	PM10	PM2,5	PM1,0
24.10.2006	Beurteilungszeitraum: 12:00–15:00		
MW	110	13	4
Min	18	4	3
Max	230	20	6
Medianwert	99	13	5
25.10.2006	Beurteilungszeitraum: 08:00–15:00		
MW	120	15	5
Min	11	4	2
Max	270	31	10
Medianwert	120	16	5
26.10.2006	Schulfrei		
MW	4	4	4
Min	3	3	3
Max	5	5	5
Medianwert	4	4	4
27.10.2006	Beurteilungszeitraum: 08:00–12:55		
MW	120	33	23
Min	44	21	16
Max	270	50	34
Medianwert	100	32	21

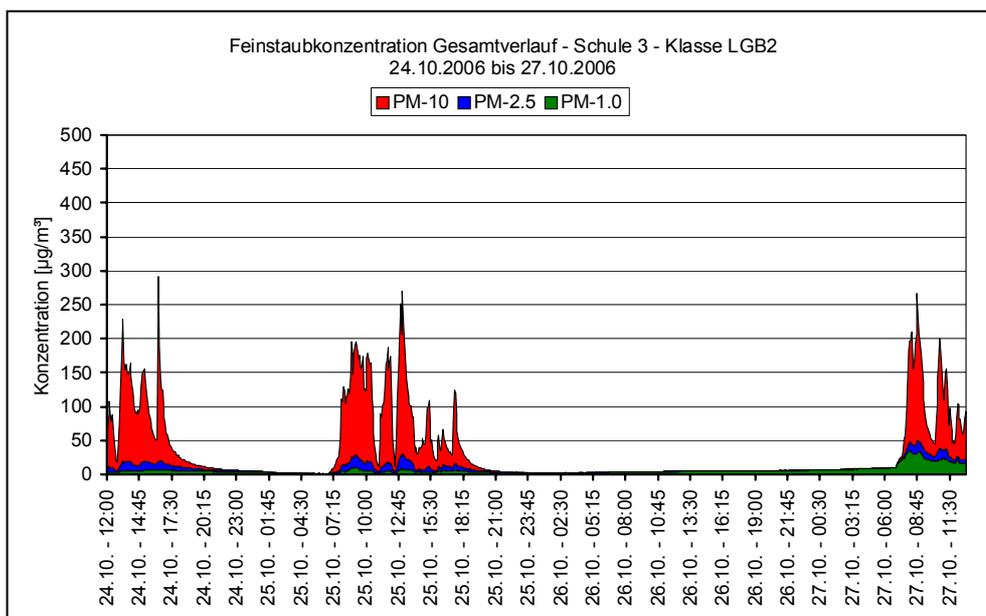


Abbildung 25: Feinstaub Gesamtverlauf Schule 3 – Messort 2.



Tabelle 68: Feinstaub Schule 4 – Messort 1.

Schule 4 – Klasse 1A: Feinstaubkonzentration 2006			
	PM10	PM2,5	PM1,0
18.10.2006	Beurteilungszeitraum: 13:18–15:00		
MW	180	30	10
Min	86	24	9
Max	350	40	12
Medianwert	180	29	10
19.10.2006	Beurteilungszeitraum: 08:00–15:00		
MW	210	34	17
Min	19	11	9
Max	690	75	25
Medianwert	190	34	17
20.10.2006	Beurteilungszeitraum: 08:00–11:48		
MW	320	42	14
Min	94	20	10
Max	1600	170	36
Medianwert	290	38	14

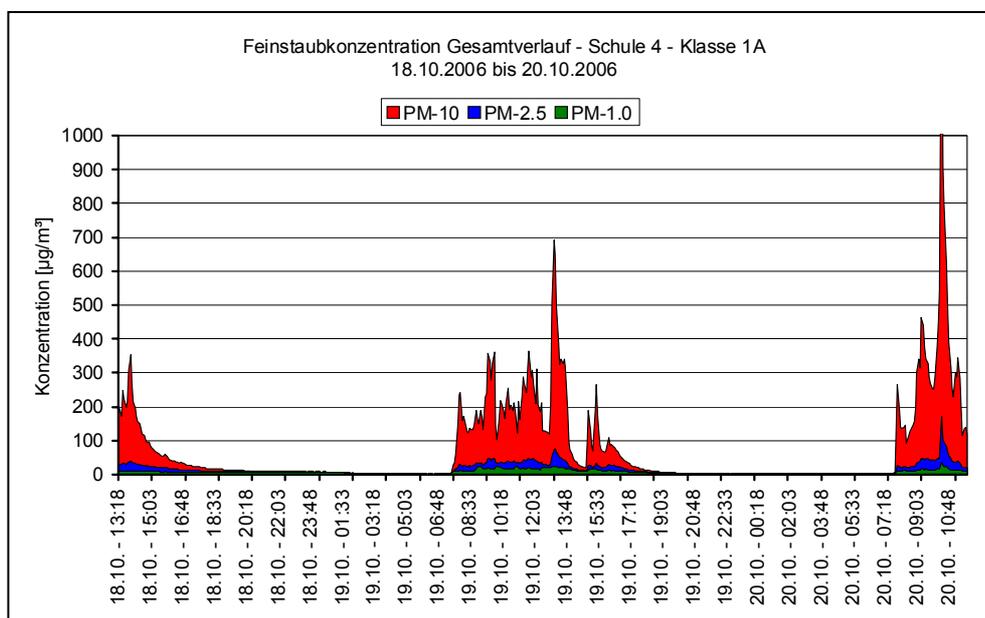


Abbildung 26: Feinstaub Gesamtverlauf Schule 4 – Messort 1.

Tabelle 69 Feinstaub Schule 4 – Messort 2.

Schule 4 – Klasse 1C: Feinstaubkonzentration 2006			
	PM10	PM2,5	PM1,0
16.10.2006	Beurteilungszeitraum: 13:00–14:57		
MW	230	32	9
Min	98	22	7
Max	530	56	13
Medianwert	180	28	8
17.10.2006	Beurteilungszeitraum: 08:00–15:00		
MW	200	28	8
Min	53	11	5
Max	500	58	16
Medianwert	190	25	8
18.10.2006	Beurteilungszeitraum: 08:00–11:32		
MW	380	46	14
Min	170	26	9
Max	630	71	18
Medianwert	370	45	14

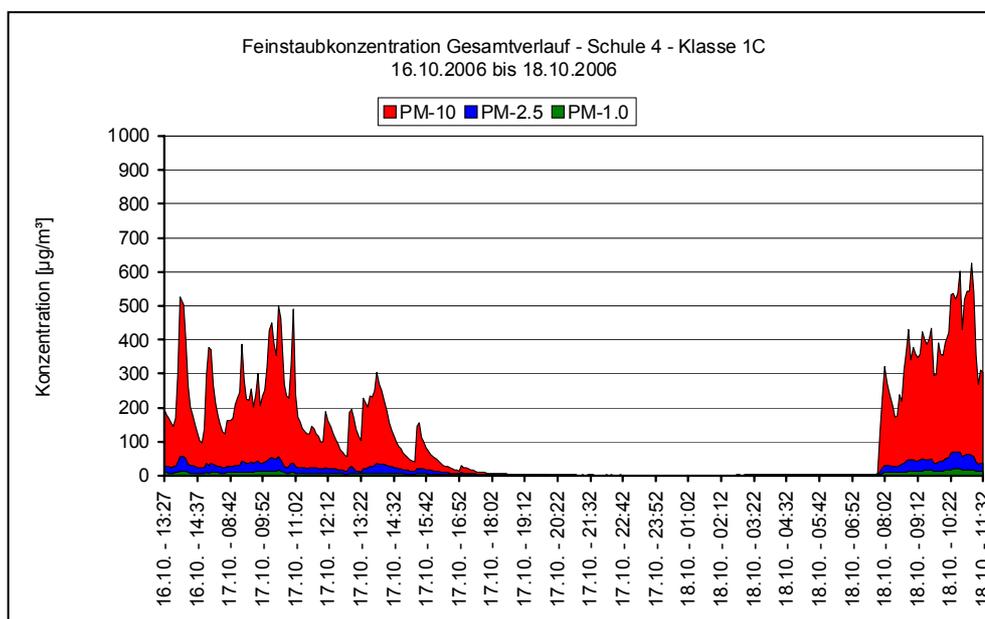


Abbildung 27: Ausschnitt Feinstaub Gesamtverlauf Schule 4 – Messort 2.



Tabelle 70 Feinstaub Schule 5 – Messort 1.

Schule 5 – Klasse 1C: Feinstaubkonzentration 2006			
	PM10	PM2,5	PM1,0
13.11.2006 Beurteilungszeitraum: 12:37–15:00			
MW	220	28	7
Min	150	20	6
Max	380	44	10
Medianwert	200	24	6
14.11.2006 Beurteilungszeitraum: 08:00–15:00			
MW	230	27	6
Min	84	10	3
Max	420	44	10
Medianwert	240	27	6

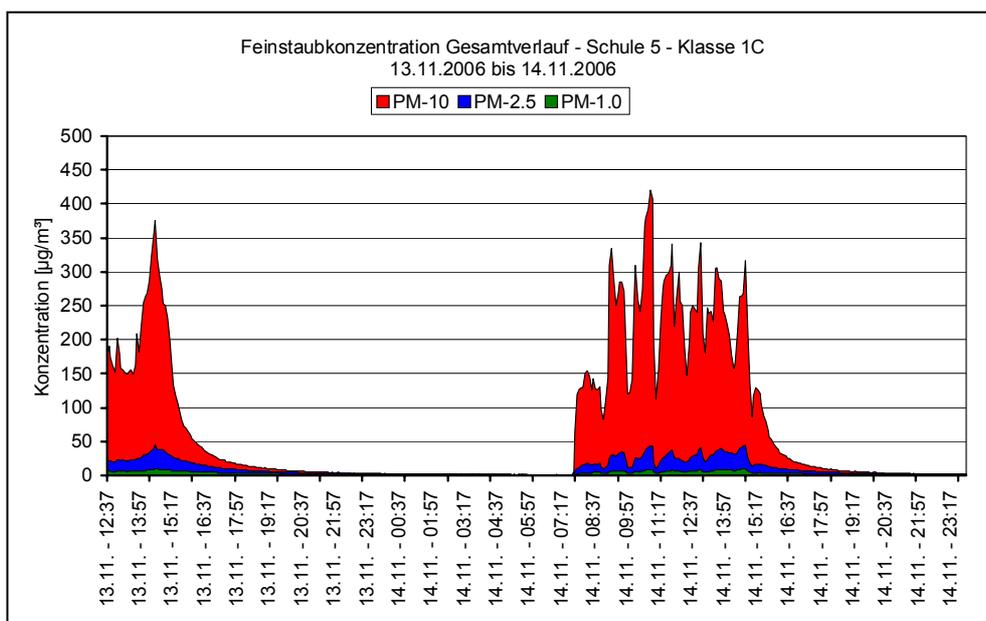


Abbildung 28: Feinstaub Gesamtverlauf Schule 5 – Messort 1.

Tabelle 71: Feinstaub Schule 6 – Messort 1.

Schule 6 – Klasse 1B: Feinstaubkonzentration 2006			
	PM10	PM2,5	PM1,0
27.11.2006 Beurteilungszeitraum: 13:54–15:00			
MW	89	25	17
Min	60	23	16
Max	130	27	18
Medianwert	83	25	17
28.11.2006 Beurteilungszeitraum: 08:00–15:00			
MW	250	60	36
Min	34	8	6
Max	850	200	150
Medianwert	200	30	13
29.11.2006 Beurteilungszeitraum: 08:00–14:39			
MW	170	29	13
Min	22	6	5
Max	620	63	17
Medianwert	150	29	13

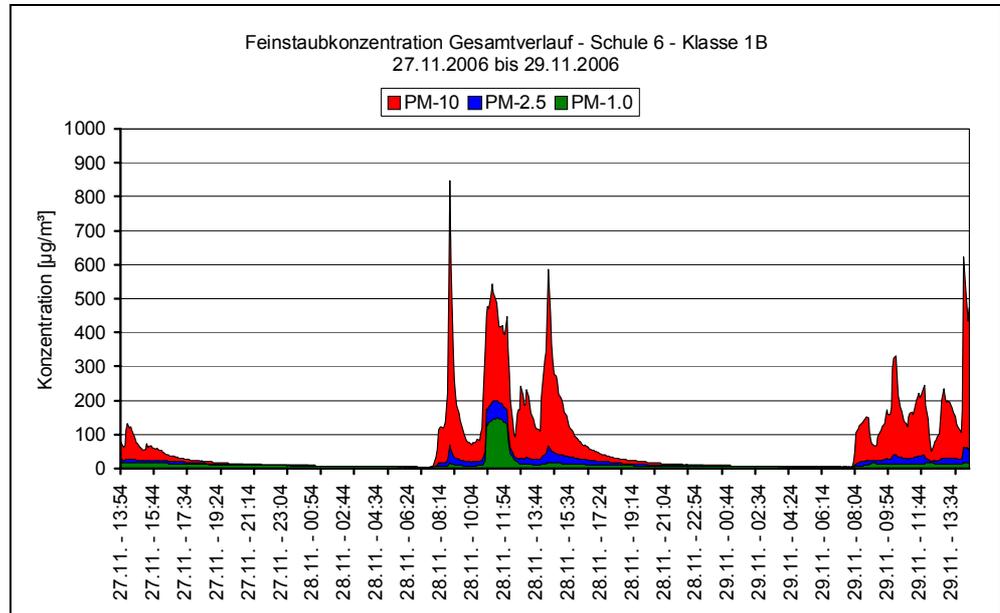


Abbildung 29: Feinstaub Gesamtverlauf Schule 6 – Messort 1.



Tabelle 72: Feinstaub Schule 6 – Messort 2.

Schule 6 – Klasse 2A: Feinstaubkonzentration 2006			
	PM10	PM2,5	PM1,0
30.11.2006	Beurteilungszeitraum: 08:00–15:00		
MW	220	40	18
Min	23	16	12
Max	500	80	24
Medianwert	200	36	18
01.12.2006	Beurteilungszeitraum: 08:00–15:00		
MW	250	47	21
Min	67	24	16
Max	840	100	28
Medianwert	240	46	21

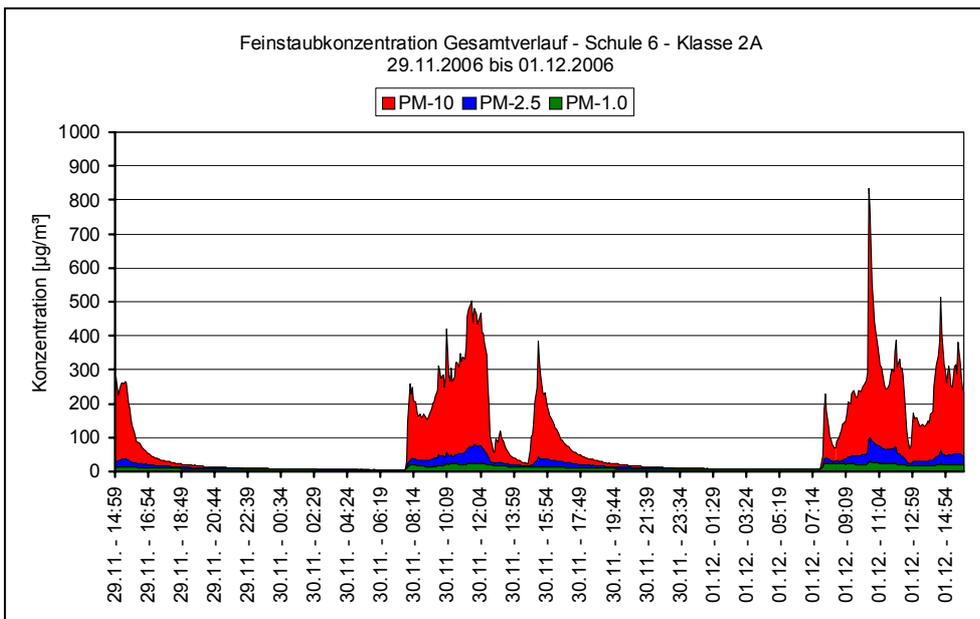


Abbildung 30: Feinstaub Gesamtverlauf Schule 6 – Messort 2.

Tabelle 73: Feinstaub Schule 7 – Messort 1.

Schule 7 – Klasse 1A: Feinstaubkonzentration 2006			
	PM10	PM2,5	PM1,0
23.11.2006	Beurteilungszeitraum: 14:09–15:00		
MW	320	42	9
Min	270	35	8
Max	370	44	10
Medianwert	310	42	9
24.11.2006	Beurteilungszeitraum: 08:00–15:00		
MW	210	33	11
Min	48	19	8
Max	580	62	15
Medianwert	210	31	11

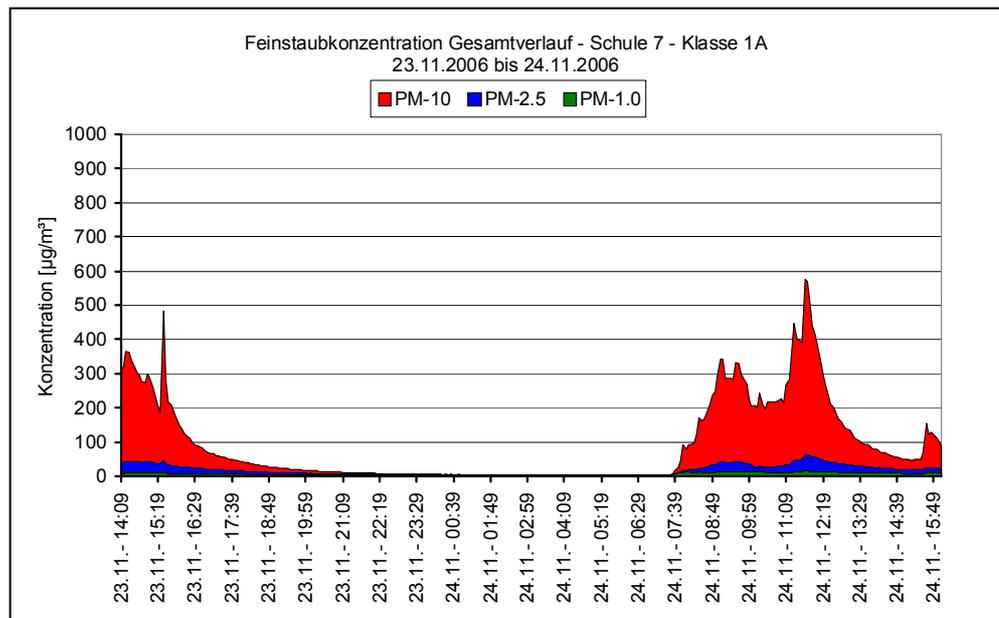


Abbildung 31: Feinstaub Gesamtverlauf Schule 7 – Messort 1.



Tabelle 74: Feinstaub Schule 7 – Messort 2.

Schule 7 – Klasse 1B: Feinstaubkonzentration 2006			
	PM10	PM2,5	PM1,0
22.11.2006	Beurteilungszeitraum: 10:38–15:00		
MW	260	39	10
Min	42	11	4
Max	670	95	23
Medianwert	190	28	8
23.11.2006	Beurteilungszeitraum: 08:00–13:43		
MW	170	25	8
Min	60	17	6
Max	300	37	15
Medianwert	170	26	8

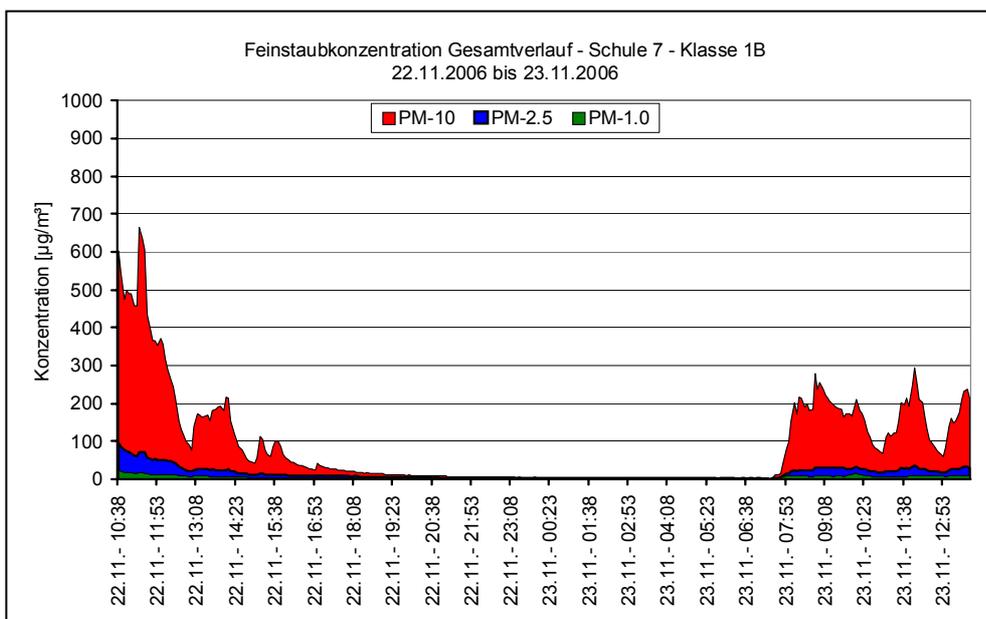


Abbildung 32: Feinstaub Gesamtverlauf Schule 7 – Messort 2.

Tabelle 75: Feinstaub Schule 8 – Messort 1.

Schule 8 – Klasse 2A: Feinstaubkonzentration 2007			
	PM10	PM2,5	PM1,0
17.04.2007 Beurteilungszeitraum: 11:51–15:00			
MW	46	11	4
Min	16	7	4
Max	170	17	6
18.04.2007 Beurteilungszeitraum: 08:00–15:00			
MW	150	111	15
Min	49	0	0
Max	170	170	21

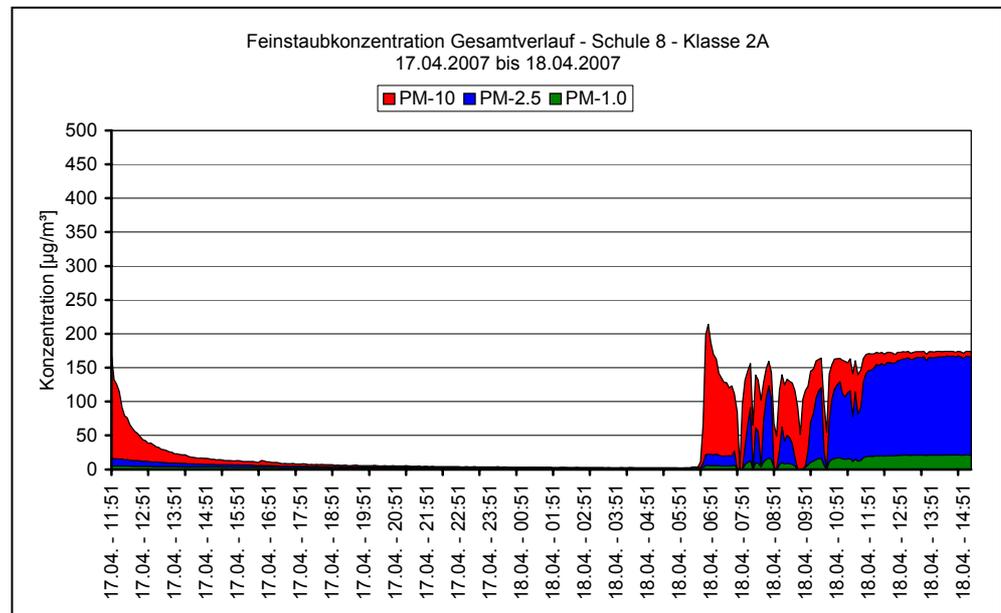


Abbildung 33: Feinstaub Gesamtverlauf Schule 8 – Messort 1.



Tabelle 76: Feinstaub Schule 9 – Messort 1.

Schule 9 – Klasse 1C: Feinstaubkonzentration 2007			
	PM10	PM2,5	PM1,0
26.04.2007	Beurteilungszeitraum: 08:38–15:00		
MW	220	42	16
Min	37	21	12
Max	640	83	23
Medianwert	140	37	16
27.04.2007 *	Beurteilungszeitraum: 08:02–12:02		
MW	390	69	27
Min	140	46	24
Max	830	110	33
Medianwert	370	69	27

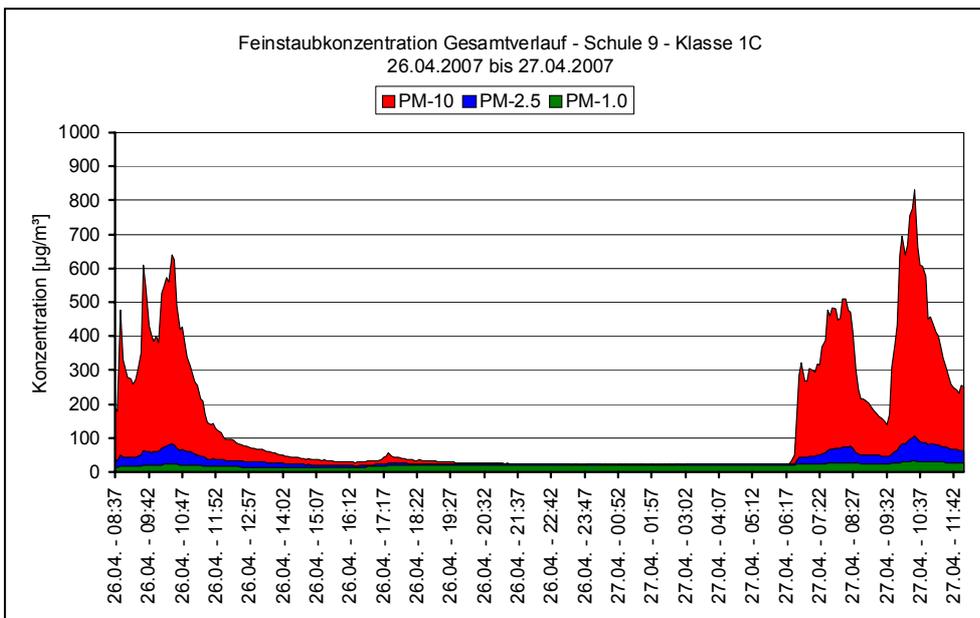


Abbildung 34: Feinstaub Gesamtverlauf Schule 9 – Messort 1.

Tabelle 77: Feinstaub Schule 9 – Messort 2.

Schule 9 – Klasse 2A: Feinstaubkonzentration 2007			
	PM10	PM2,5	PM1,0
23.04.2007 Beurteilungszeitraum: 12:50–15:00			
MW	17	9	7
Min	8	6	5
Max	42	15	10
Medianwert	12	8	6
24.04.2007 Beurteilungszeitraum: 08:00–15:00			
MW	150	25	12
Min	39	17	9
Max	610	54	16
Medianwert	110	24	11
25.04.2007 Beurteilungszeitraum: 08:00–15:00			
MW	90	16	8
Min	13	7	5
Max	650	64	18
Medianwert	44	11	6

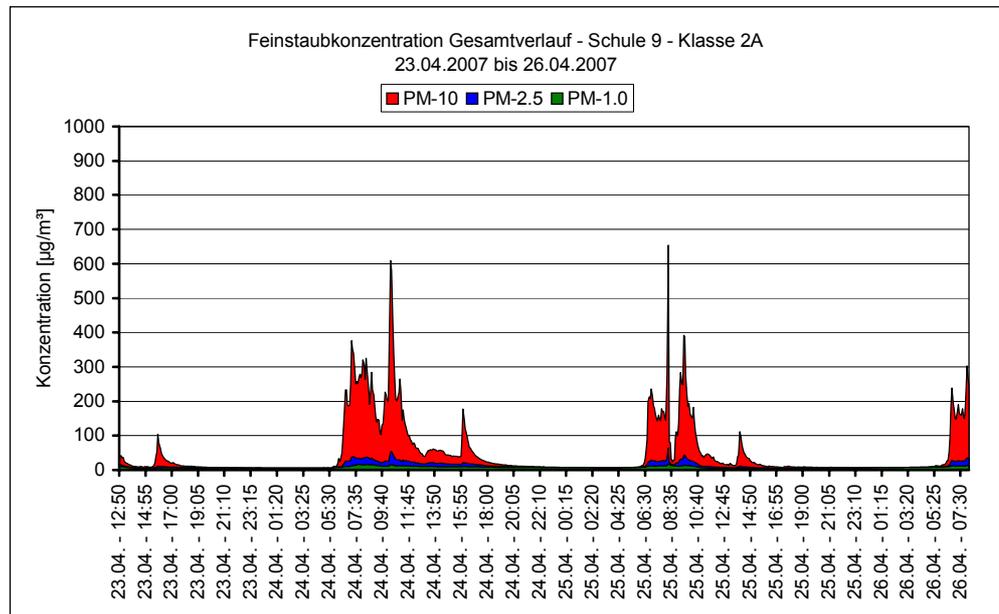


Abbildung 35: Feinstaub Gesamtverlauf Schule 9 – Messort 2.

5.4.2 Beurteilungsgrundlagen

Grenzwerte für Feinstaub in der Raumluft von Innenräumen sind in Österreich nicht vorhanden. Für die Außenluft sind Grenzwerte im österreichischen Immissionschutzgesetz Luft (IG-L) in Umsetzung der Feinstaubrichtlinie 1999/30/EG festgesetzt. Es ist allerdings anzumerken, dass sich bei Vorliegen von Quellen im Innenraum die chemische Zusammensetzung des Feinstaubes in Innenräumen in der Regel deutlich von der Außenluft unterscheiden kann.

Tabelle 78: Grenzwerte gemäß IG-L, gültig seit Juli 2001.

Schadstoff	Konzentration	Mittelungszeit
PM10	50 µg/m ³	Tagesmittelwert; zulässige Anzahl von Überschreitungen pro Kalenderjahr: von 2005 bis 2009: 30, ab 2010: 25
PM10	40 µg/m ³	Jahresmittelwert Überschreitungen nicht zulässig

Insbesondere die feineren Partikel des Schwebstaubs in der Luft (PM10, PM2,5 und PM1,0) können bis tief in die Lunge gelangen und zu negativen gesundheitlichen Auswirkungen, wie z. B. Herz-Kreislauf-Erkrankungen, führen. Aus lufthygienischer Sicht ist Feinstaub als jener Luftschadstoff anzusehen, der mit den gravierendsten gesundheitlichen Auswirkungen verbunden ist. Maßnahmen zur Reduktion der Feinstaubbelastung sollten daher zum Schutz der Gesundheit mit hoher Priorität umgesetzt werden (UMWELTBUNDESAMT 2005).

5.4.3 Bewertung der Ergebnisse

Die Ergebnisse der Feinstaubuntersuchungen mittels Aerosolspektrometer zeigen, dass die Fraktion PM1,0 (sehr kleine lungengängige Staubpartikel) in der Raumluft der untersuchten Schulen in nahezu allen Messstellen in einem ähnlichen Konzentrationsbereich wie er in der Außenluft zu erwarten ist, vorhanden war. In Bezug auf die größeren, jedoch ebenfalls zu einem Großteil lungengängigen Fraktionen PM2,5 und PM10 zeigten sich in den Schulräumen während der Schulstunden deutlich erhöhte Werte.

Generell konnte in den untersuchten Schulklassen beobachtet werden, dass mit der Aufnahme von Aktivität in den Räumen auch die Feinstaubkonzentration sprunghaft anstieg. Ein nennenswerter Feinstaubeintrag durch die Außenluft ist dabei nicht anzunehmen. Die Zunahme der PM10-Fraktion in der Raumluft lässt sich daher mit größter Wahrscheinlichkeit auf die dichte Raumbelegung, das Hantieren mit Unterrichtsmaterialien (z. B. Tafelstaub) und die Resuspension von sedimentierten Feinstpartikeln vom Boden durch die Aktivität der SchülerInnen erklären.

Da in den Nachtstunden die Schulklassen nicht oder nur vereinzelt genutzt werden, stellt der Tagesmittelwert, der ja einen Mittelwert über 24 Stunden darstellt, die Situation „besser“ dar als sie für die BenutzerInnen tatsächlich ist. Dem Rechnung tragend wurden auch Mittelwerte der Feinstaubkonzentration über den Zeitraum von Unterrichtsbeginn bis Unterrichtsende⁴ berechnet. Die höchsten so ermittelten

⁴ Dies ist jener Zeitraum, in den der Großteil der Anwesenheitsstunden fällt.

„Unterrichtszeit-Mittelwerte“ der PM10-Feinstaubkonzentration lagen in zahlreichen Räumen im Bereich von 200 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ und darüber. Dieses Ergebnis spiegelt auch die Tatsache wider, dass erst die von den Raumnutzern/-nutzerinnen durchgeführten Aktivitäten zur vermehrten Feinstaubbelastung führen.

In der überwiegenden Zahl der Klassenräume lag damit während der Unterrichtsstunden (als Unterrichtszeit-Mittelwert) die mittels Aerosolspektrometer gemessene Konzentration deutlich über dem Grenzwert für PM10 für den Tagesmittelwert.

Es ist jedoch zu beachten, dass die Konzentrationsbestimmung mittels Aerosolspektrometer auf Annahmen zur Dichte der Partikel beruht und keine Standardmethode zum Vergleich mit Grenzwerten darstellt. Der Vorteil dieser Methode ist das Aufzeigen kurzfristiger Änderungen in der Konzentration.

Im Folgenden werden einige charakteristische Schulen herausgegriffen und detailliert dargestellt. Sichtbar ist die niedrige Grundbelastung an Feinstaub außerhalb der Nutzungszeit der Klassenräume.

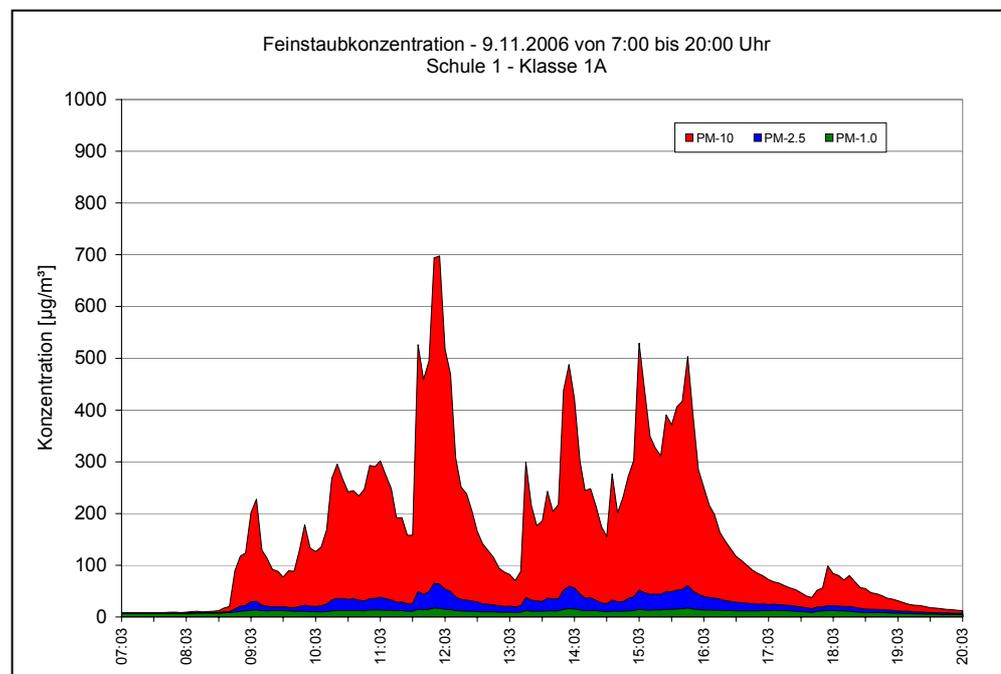


Abbildung 36: Verlauf der Feinstaubkonzentration in Schule 1 – Klasse 1A.

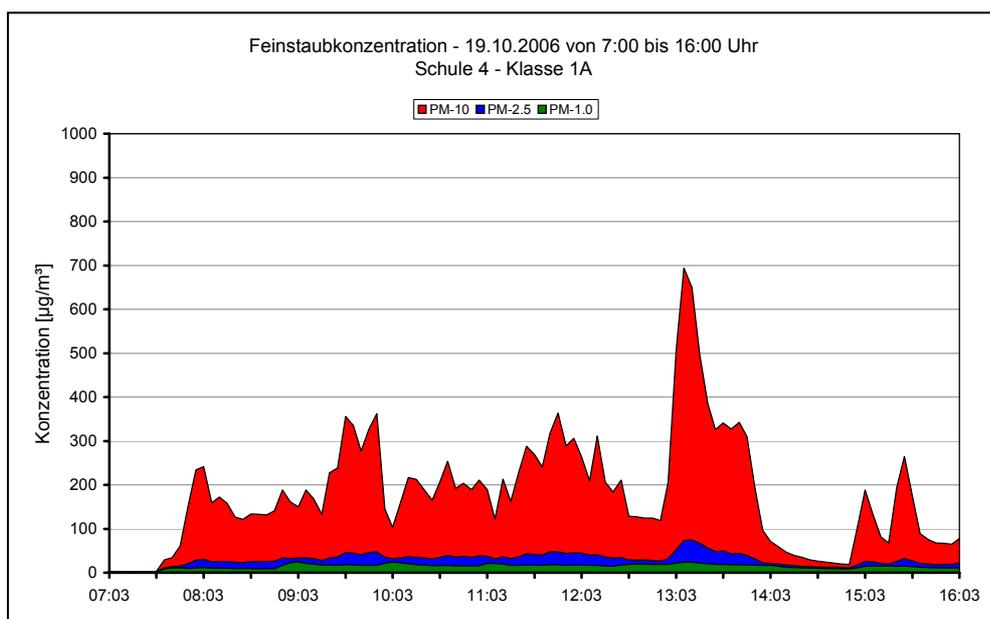


Abbildung 37: Verlauf der Feinstaubkonzentration in Schule 4 – Klasse 1A.

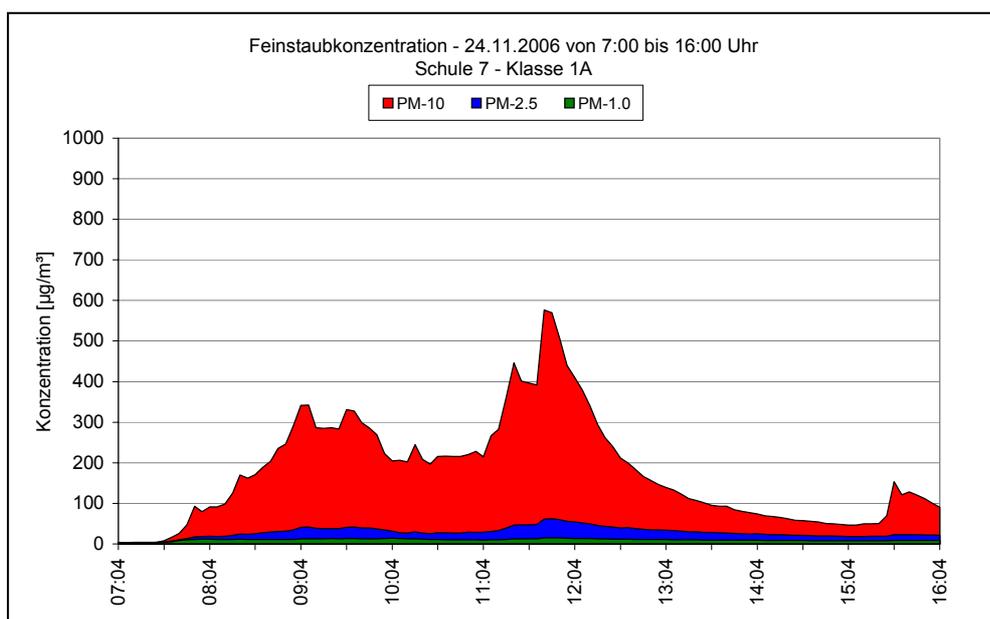


Abbildung 38: Verlauf der Feinstaubkonzentration in Schule 7 – Klasse 1A.

5.4.4 Vergleich mit Resultaten der Filter-Probenahme (Gravimetrie)

Einen direkten Vergleich mit dem Grenzwert und mit der Außenluftkonzentration ermöglichen jedoch die Resultate der Probenahme mit Filtern, da die Konzentrationen nach der Standardmethode und über Zeiträume von jeweils 24 Stunden ermittelt wurden.

Tabelle 79 gibt einen Überblick über die gemessenen Tagesmittelwerte von PM10 und PM2,5.

Tabelle 79: Konzentrationen von PM10 und PM2,5 (Tagesmittelwerte).

Schule	Datum	Raum	Gemessene Konzentrationen in den Räumen		Städtischer Hintergrund ³	
			PM10 (µg/m ³)	PM2,5 (µg/m ³)	PM10 (µg/m ³)	PM2,5 (µg/m ³)
Schule 1	07.11.06	Gang (Parterre)	47	20	55	–
	09.11.06	Gang (1. Stock)	39	18	59	–
	07.02.07	Gang (Parterre)	35	16	27	–
	09.02.07	Gang (1. Stock)	30	15	37	–
Schule 2	10.10.06	Nebenraum der 1A	7 ¹	5 ¹	38	–
	12.10.06	Nebenraum der 1B	12	9	52	–
	21.03.07	Nebenraum der 1A	23	8	18	–
	23.03.07	Nebenraum der 1B	14	8	24	–
	12.09.07	Nebenraum der 1A	2	1	24	–
	14.09.07	Nebenraum der 1B	2	1	22	–
Schule 3	25.10.06	Nebenraum zwischen 1. und 2. Klasse	37	14	15	9
	30.10.06	Nebenraum zwischen 1. und 2. Klasse	31	11	10	7
	14.03.07	Nebenraum zwischen 1. und 2. Klasse	49	18	43	31
	16.03.07	Nebenraum zwischen 1. und 2. Klasse	31	15	52	36
Schule 4	17.10.06	Nebenraum der 1C	38	14	28	18
	19.10.06	Nebenraum der 1A	46	16	43	33
	28.02.07	Nebenraum der 1C	39	13	11	8
	02.03.07	Nebenraum der 1A	27	12	10	6
Schule 5	14.11.06	Nische im Gang (2. Stock)	36	11	9	7
	16.11.06	Gang (1. Stock)	53	28	54	44
	21.02.07	Nische im Gang (2. Stock)	62	34	81	64
	23.02.07	Gang (1. Stock)	54	21	38	31
Schule 6	28.11.06	Freizeitraum 2A/2B	24 ²	6 ²	22	18
	30.11.06	Freizeitraum 1. Kl.	18	9	28	22
	07.03.07	Freizeitraum 2A/2B	29	14	32	24
	09.03.07	Freizeitraum 1. Kl.	24	9	29	21
Schule 7	21.11.06	Bibliothek	35 ²	10 ²	24	19
	23.11.06	Bibliothek	24 ²	9 ²	21	16
	14.02.07	Bibliothek	42	11	13	8
	16.02.07	Bibliothek	34	15	16	13



Schule	Datum	Raum	Gemessene Konzentrationen in den Räumen		Städtischer Hintergrund ³	
			PM10 (µg/m ³)	PM2,5 (µg/m ³)	PM10 (µg/m ³)	PM2,5 (µg/m ³)
Schule 8	18.04.07	Nebenraum der 2AKlasse, Erdgeschoss	24	9	23	
	20.04.07	Nebenraum der 2A-Klasse, Erdgeschoss	29	12	24	
	19.09.07	Nebenraum der 2A-Klasse, Erdgeschoss	2	1	12	
	21.09.07	Nebenraum der 2A-Klasse, Erdgeschoss	3	1	27	
Schule 9	25.04.07	Gang Parterre (vor 2A-Klasse)	30	16	33	
	27.04.07	Gang Parterre (vor 2A-Klasse)	41	23	30	
	25.09.07	Gang Parterre (vor 2A-Klasse)	4	2	28	
	27.09.07	Gang Parterre (vor 2A-Klasse)	3	1	10	

¹ Tür zwischen Nebenraum und Klasse war geschlossen.

² Tür zum Gang war geschlossen.

³ Es wurden die Messwerte der nächstgelegenen städtischen Hintergrundmessstellen (Messungen gemäß Immissionsschutzgesetz-Luft) verwendet. PM10- und zum Teil PM2,5-Daten wurden von den folgenden Messstellen verwendet: Wien Währinger Gürtel, St. Pölten Eybnerstr., Graz Süd/Graz Mitte

Die in Tabelle 79 angegebenen gravimetrisch bestimmten Konzentrationen von PM2,5 sind in den meisten Fällen mit den mittels Aerosolspektrometer bestimmten Konzentrationen vergleichbar. Bei den PM10-Konzentrationen bestehen hingegen größere Unterschiede. Diese lassen sich einerseits dadurch erklären, dass das Aerosolspektrometer direkt in den Klassen aufgestellt war und aufgewirbelte grobe Fraktionen direkt messen konnte; andererseits sind Unterschiede auch durch die unterschiedlichen Messprinzipien und damit verbundenen Annahmen zu erklären. Die Probennehmer für die Filtersammlung des Feinstaubes zur Analytik der Feinstaubinhaltsstoffe wurden in Nebenräumen der Klassen oder in den Gängen davor platziert (siehe Kapitel 4.4)

Aus der Tabelle 79 ist ersichtlich, dass die gemessenen Konzentrationen von PM10 in den meisten Fällen mindestens das Doppelte der PM2,5-Konzentrationen betragen. An Außenluftmessstationen liegt das Verhältnis PM2,5/PM10 meist zwischen 0,7 und 0,8. Bei dem in den Klassenräumen gemessenen Feinstaub spielt der Anteil von PM10 also eine größere Rolle als in der Außenluft. Dies deckt sich mit den Resultaten der Messungen mittels Aerosolspektrometer, die relevante zusätzliche Quellen für die größeren Fraktionen in den Innenräumen aufzeigten.

Die absoluten Konzentrationen von PM2,5 und PM10 sind mit den in der Außenluft gemessenen Werten vergleichbar, wie auch Abbildung 39 zeigt. Da zwischen der Außenluft und den Innenräumen ein regelmäßiger Luftaustausch besteht (Lüften),

spiegeln sich die je nach Wetterlage variierenden Feinstaubkonzentrationen auch in den Klassenräumen wider. Für eine weitere Diskussion von Zusammenhängen zwischen Feinstaubkonzentrationen in der Außen- und Innenraumluft am Beispiel von Wiener Schulen siehe UMWELTBUNDESAMT (2007b).

In Tabelle 79 fällt bei den Messwerten im September 2007 auf, dass diese sehr gering sind. Da aber die Außenluft zu dieser Zeit absolut nur gering belastet war, ist der absolute Unterschied nicht sehr groß. Aus den Messdaten lässt sich schließen, dass bei geringer Belastung der Außenluft auch die Belastung an den Innenraum-Messorten niedriger ist.

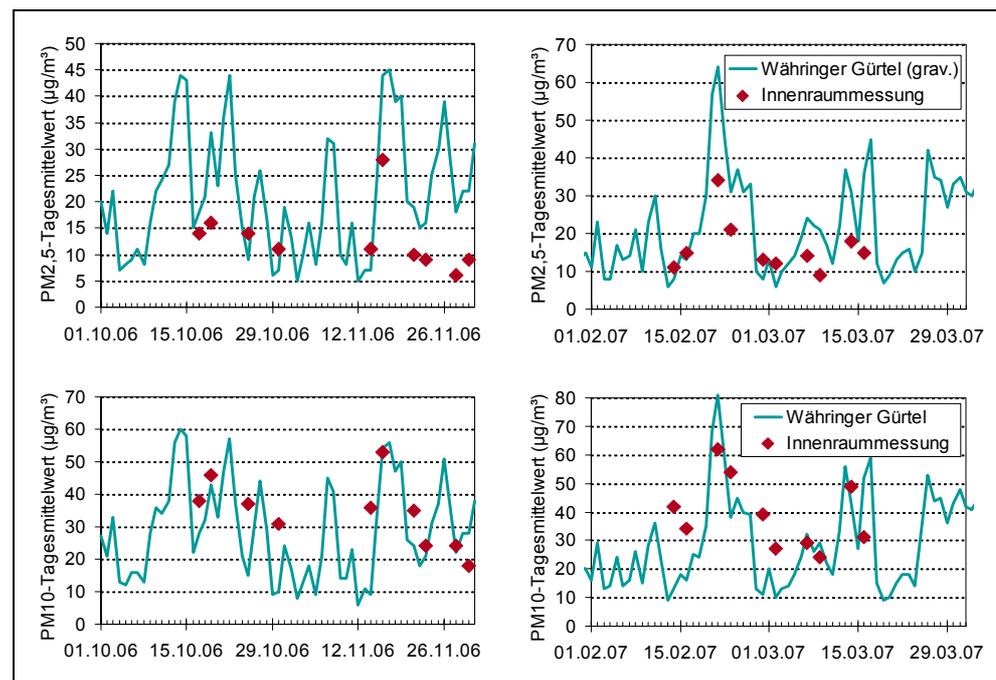


Abbildung 39: PM_{2,5}- und PM₁₀-Tagesmittelwerte an der Wiener Messstelle Währinger Gürtel (städtischer Hintergrund) sowie in den beprobten Wiener Schulen.

Aus den Feinstaubmessungen mittels Aerosolspektrometer und den gravimetrischen Messungen lässt sich schließen:

- Die Feinstaubkonzentrationen in den Klassen werden durch die Außenluftkonzentrationen in geringem Ausmaß mitbestimmt.
- Während der Nutzung der Klassen nimmt die gröbere Fraktion (PM₁₀) signifikant zu.

Ein Vergleich der Feinstaubbelastung in der Außen- und Innenraumluft, wie in Abbildung 39 dargestellt, wurde auch in einer Studie des Umweltbundesamt (UMWELTBUNDESAMT 2007b) durchgeführt. In dieser Studie wurden in zwei Schulen im Gangbereich Tagesproben von PM₁₀ und PM_{2,5} über zwei Zeiträume von je zwei Wochen genommen. Aufgrund der längeren Messperioden konnte nachgewiesen werden, dass der Verlauf der PM-Konzentrationen in den Innenräumen grundsätzlich jenem in der Außenluft folgte. Es zeigte sich jedoch, dass weitere Quellen im Innenraum zur PM₁₀-Belastung beitragen können, wie dies auch aus der vorliegenden Studie hervorgeht.



5.5 Untersuchung von Kohlenstoffdioxid

5.5.1 Daten der Probenahme und Ergebnisse der Untersuchung der Konzentration an CO₂

Tabelle 80: CO₂-Konzentration Schule 1 – Messort 1.

Schule 1 – Klasse 1A: CO ₂ -Messwerte 2006		
	Messwert CO ₂ in ppm	gleitender Stundenmittelwert in ppm
Min	300	360
Max	1.800	1.600
Mittelwert	600	600

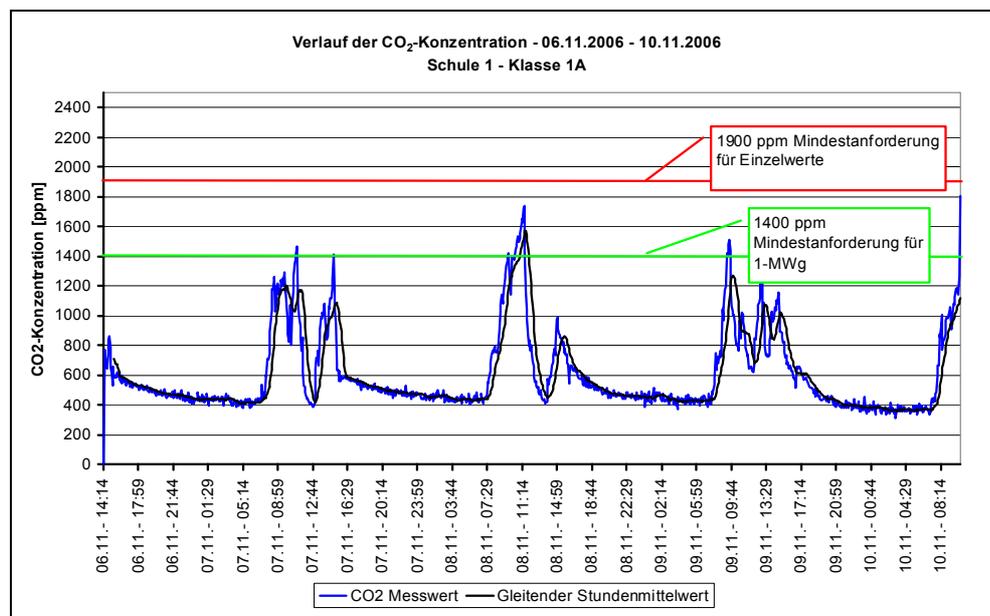


Abbildung 40: CO₂-Gesamtverlauf Schule 1 – Messort 1.

Tabelle 81: CO₂-Konzentration Schule 1 – Messort 2

Schule 1 – Klasse 1B: CO ₂ -Messwerte 2006		
	Messwert CO ₂ in ppm	gleitender Stundenmittelwert in ppm
Min	580	590
Max	2.000	1.800
Mittelwert	880	870

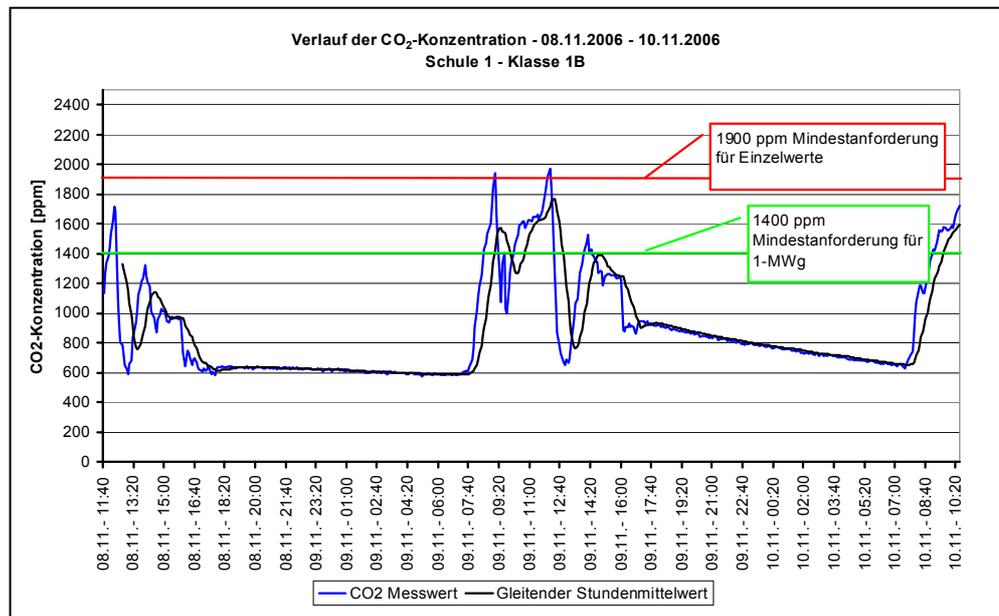


Abbildung 41: CO₂-Gesamtverlauf Schule 1 – Messort 2.



Tabelle 82: CO₂- Konzentration Schule 2 – Messort 1.

Schule 2 – Klasse 1A: CO ₂ -Messwerte 2006		
	Messwert CO ₂ in ppm	gleitender Stundenmittelwert in ppm
Min	440	450
Max	2.100	1.900
Mittelwert	750	740

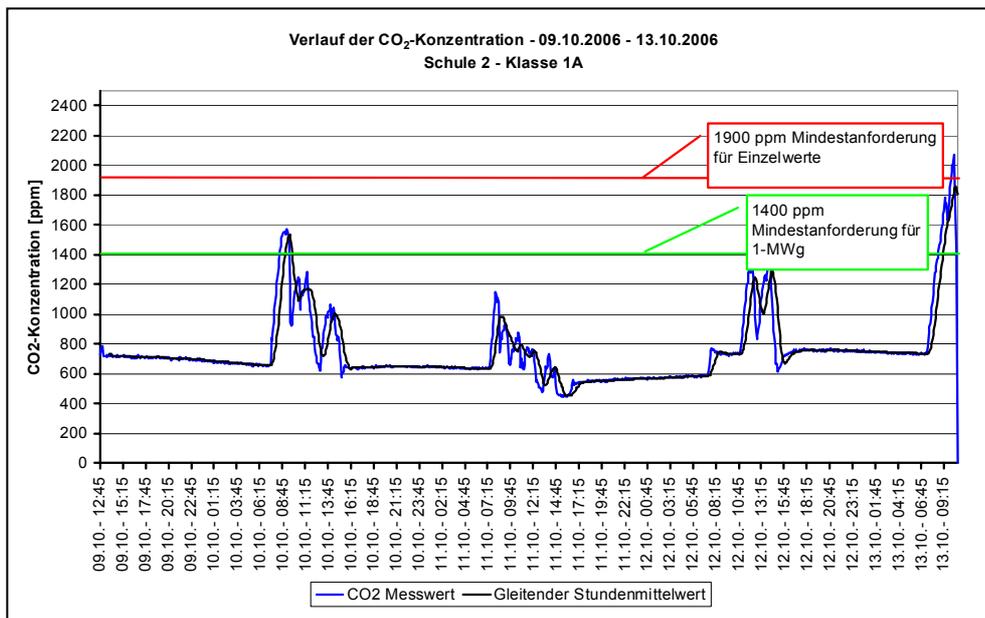


Abbildung 42: CO₂-Gesamtverlauf Schule 2 – Messort 1.

Tabelle 83: CO₂- Konzentration Schule 2 – Messort 2.

Schule 2 – Klasse 1B: CO ₂ -Messwerte 2006		
	Messwert CO ₂ in ppm	gleitender Stundenmittelwert in ppm
Min	350	360
Max	2.400	2.100
Mittelwert	600	590

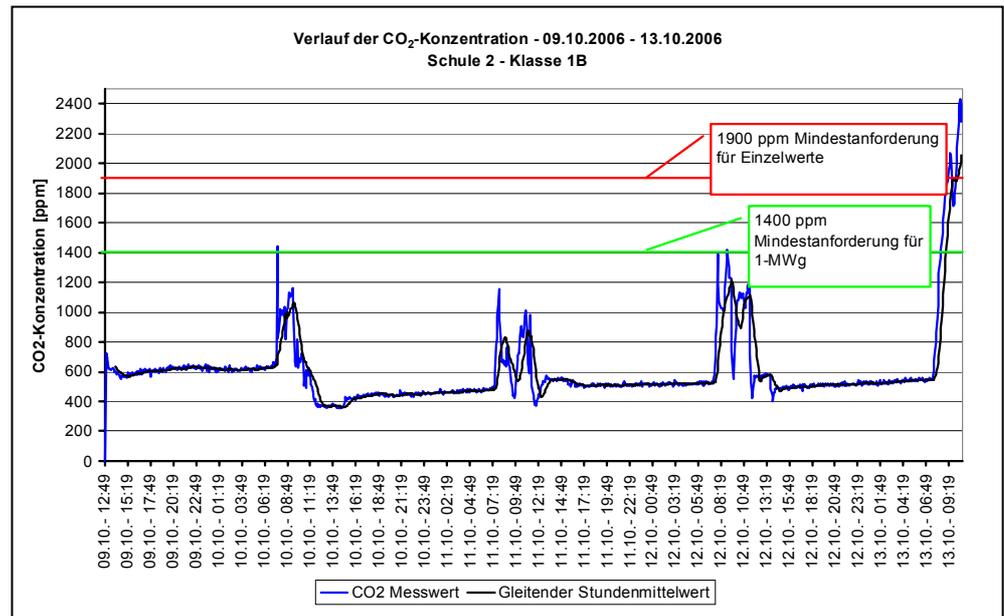


Abbildung 43: CO₂-Gesamtverlauf Schule 2 – Messort 2.



Tabelle 84: CO₂-Konzentration Schule 3 – Messort 1.

Schule 3 – Klasse LGB1: CO ₂ -Messwerte 2006		
	Messwert CO ₂ in ppm	gleitender Stundenmittelwert in ppm
Min	450	460
Max	1.900	1.700
Mittelwert	650	650

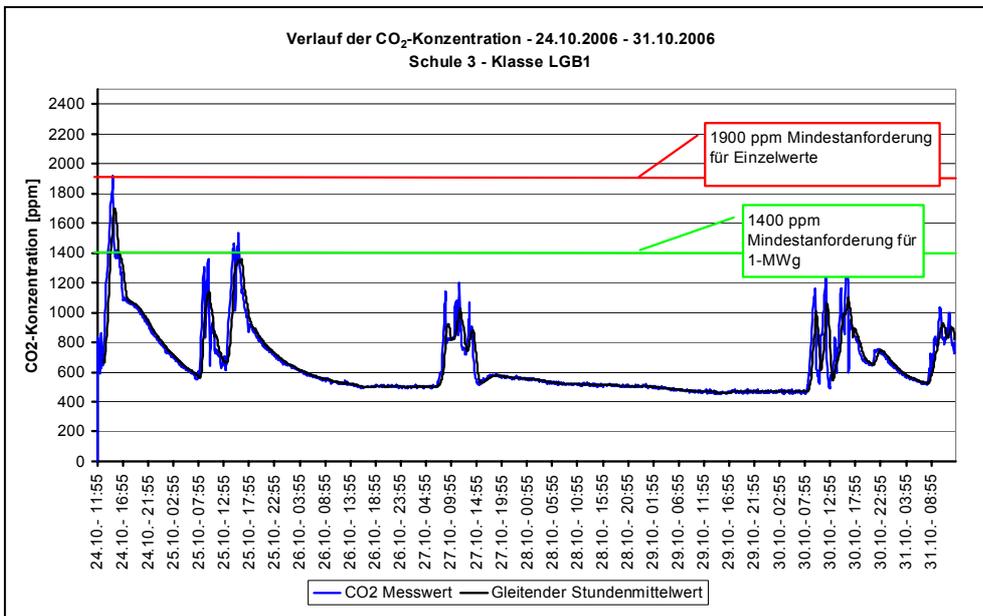


Abbildung 44: CO₂-Gesamtverlauf Schule 3 – Messort 1.

Tabelle 85: CO₂-Konzentration Schule 3 – Messort 2.

Schule 3 – Klasse LGB2: CO ₂ -Messwerte 2006		
	Messwert CO ₂ in ppm	gleitender Stundenmittelwert in ppm
Min	340	350
Max	1.400	1.000
Mittelwert	500	500

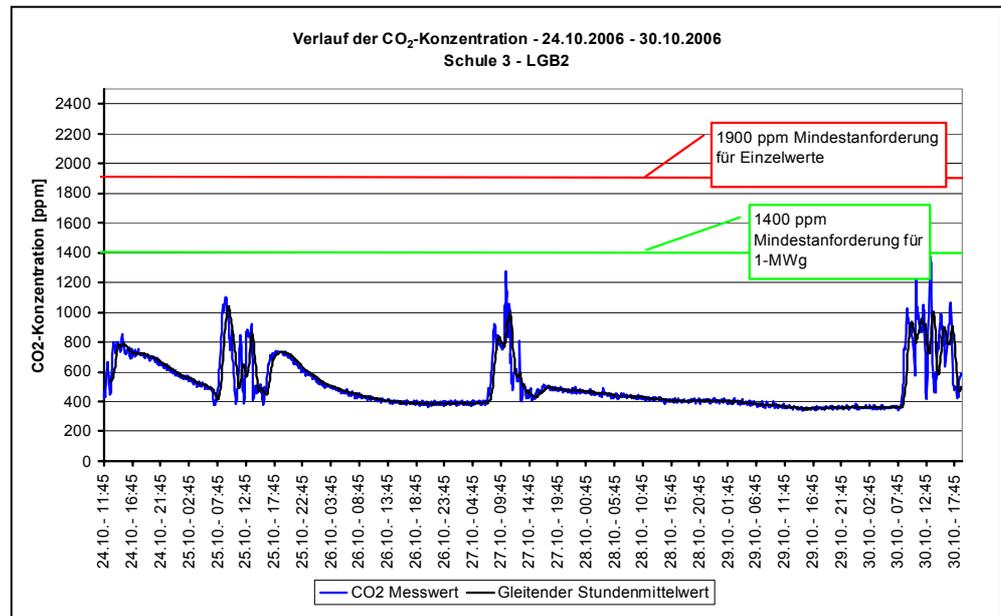


Abbildung 45: CO₂-Gesamtverlauf Schule 3 – Messort 2.



Tabelle 86: CO₂-Konzentration Schule 4 – Messort 1.

Schule 4 – Klasse 1A: CO ₂ -Messwerte 2006		
	Messwert CO ₂ in ppm	gleitender Stundenmittelwert in ppm
Min	490	500
Max	2.200	1.500
Mittelwert	870	860

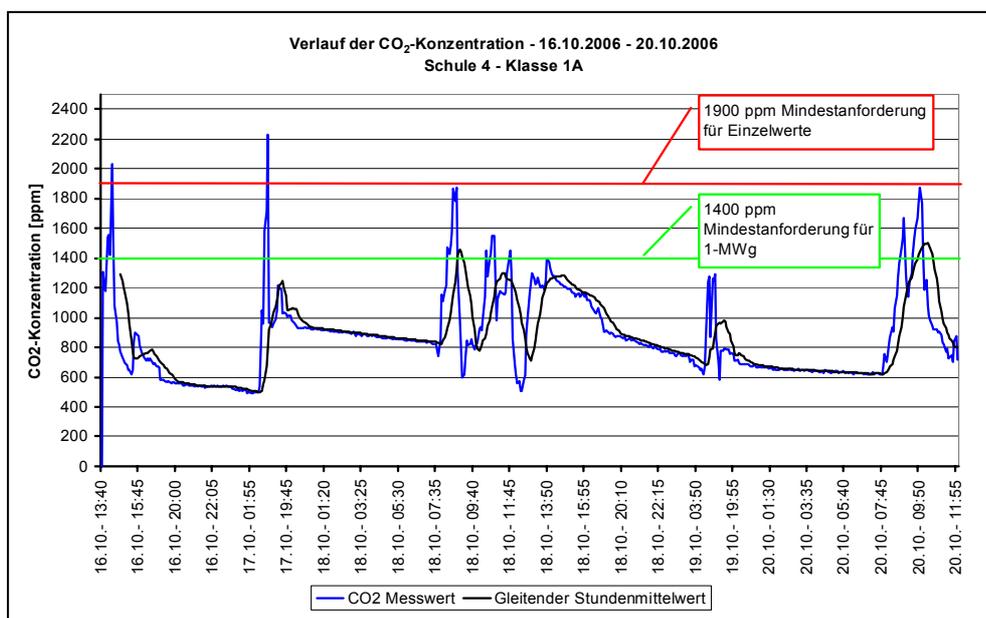


Abbildung 46: CO₂-Gesamtverlauf Schule 4 – Messort 1.

Tabelle 87: CO₂-Konzentration Schule 4 – Messort 2.

Schule 4 – Klasse 1C: CO ₂ -Messwerte 2006		
	Messwert CO ₂ in ppm	gleitender Stundenmittelwert in ppm
Min	410	470
Max	1.900	1.800
Mittelwert	760	760

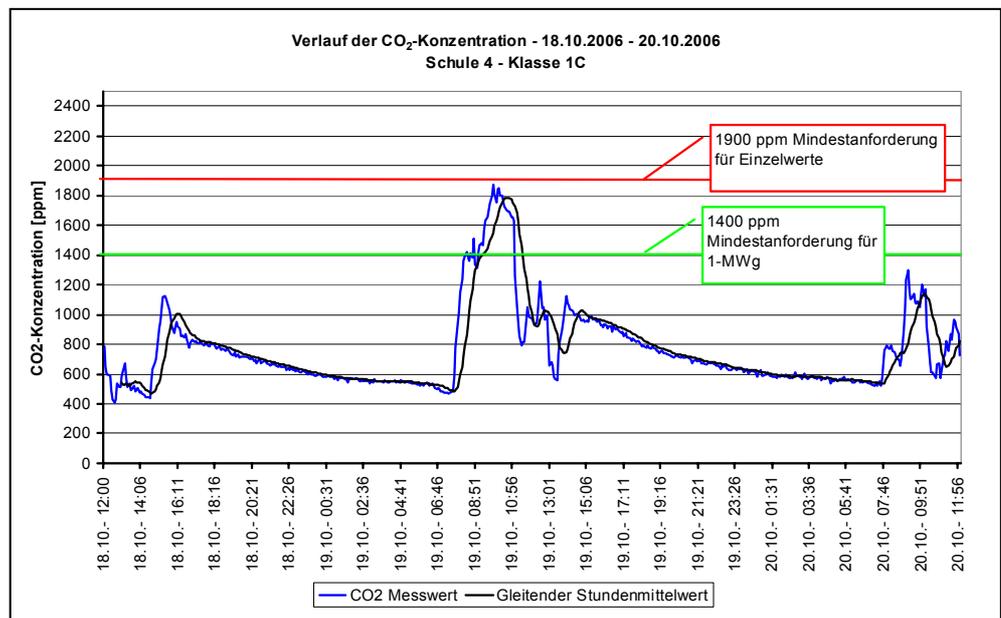


Abbildung 47: CO₂-Gesamtverlauf Schule 4 – Messort 2.



Tabelle 88: CO₂-Konzentration Schule 5 – Messort 1.

Schule 5 – Klasse 1C: CO ₂ -Messwerte 2006		
	Messwert CO ₂ in ppm	gleitender Stundenmittelwert in ppm
Min	480	510
Max	3.700	3.300
Mittelwert	1.200	1.200

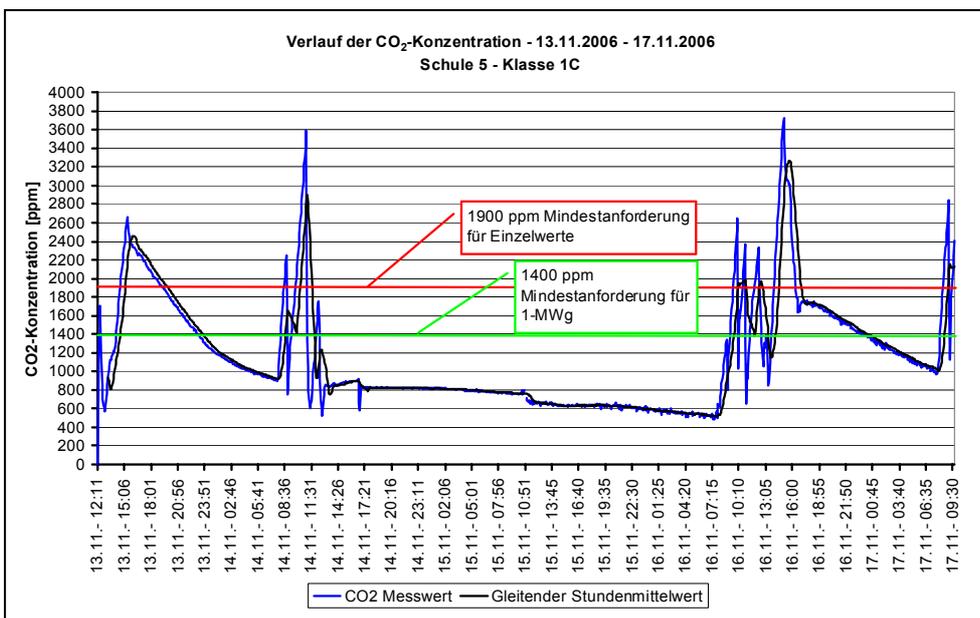


Abbildung 48: CO₂-Gesamtverlauf Schule 5 – Messort 1.

Tabelle 89: CO₂-Konzentration Schule 5 – Messort 2

Schule 5 – Klasse 2C: CO ₂ -Messwerte 2006		
	Messwert CO ₂ in ppm	gleitender Stundenmittelwert in ppm
Min	480	510
Max	3.700	3.300
Mittelwert	1.100	1.100

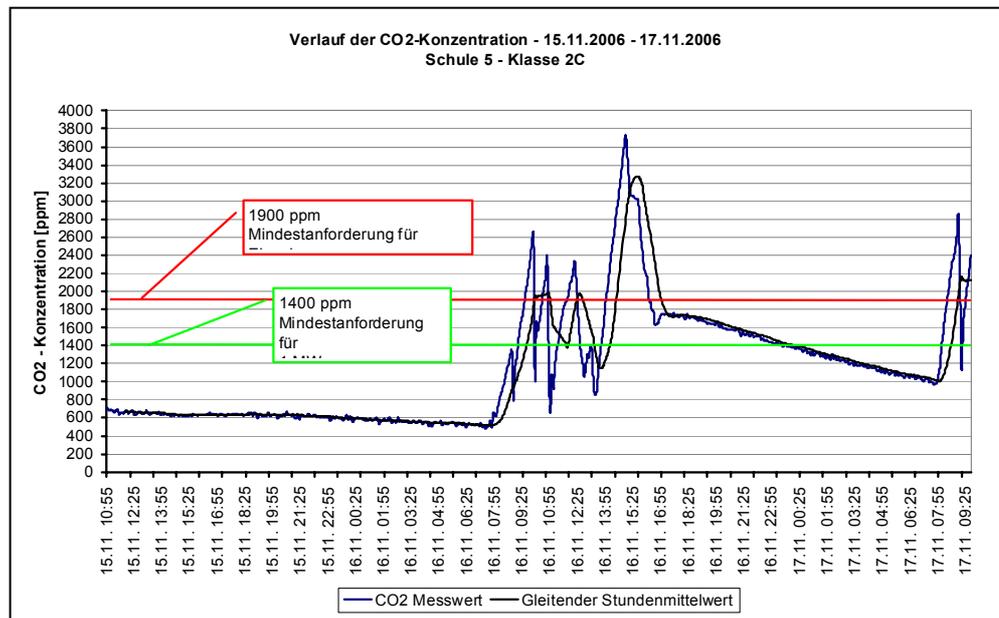


Abbildung 49: CO₂-Gesamtverlauf Schule 5 – Messort 2.



Tabelle 90: CO₂-Konzentration Schule 6 – Messort 1.

Schule 6 – Klasse 1B: CO ₂ -Messwerte 2006		
	Messwert CO ₂ in ppm	gleitender Stundenmittelwert in ppm
Min	560	670
Max	3.200	2.900
Mittelwert	1.300	1.300

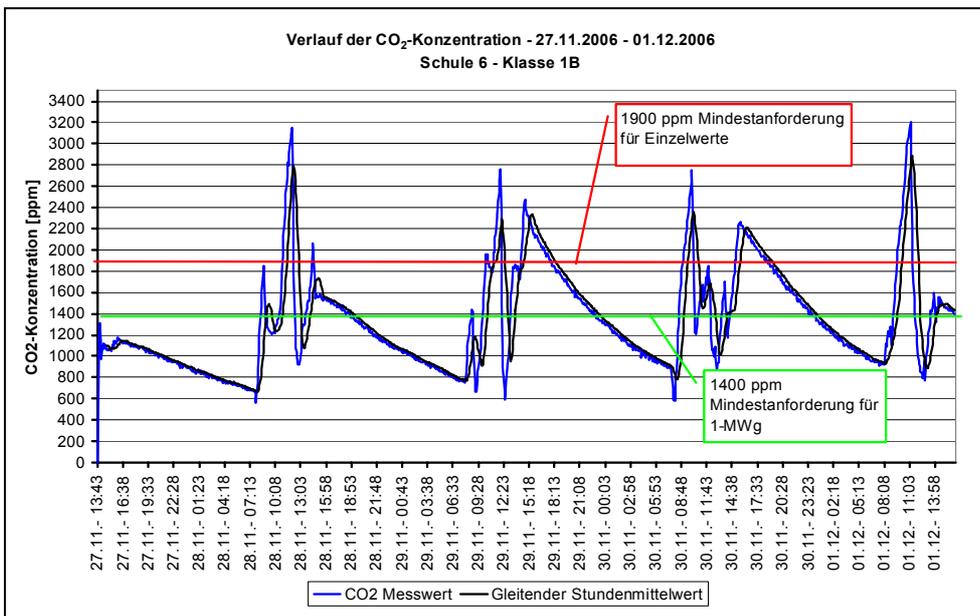


Abbildung 50: CO₂-Gesamtverlauf Schule 6 – Messort 1.

Tabelle 91: CO₂-Konzentration Schule 6 – Messort 2.

Schule 6 – Klasse 2A: CO ₂ -Messwerte 2006		
	Messwert CO ₂ in ppm	gleitender Stundenmittelwert in ppm
Min	510	540
Max	3.300	2.800
Mittelwert	1.400	1.400

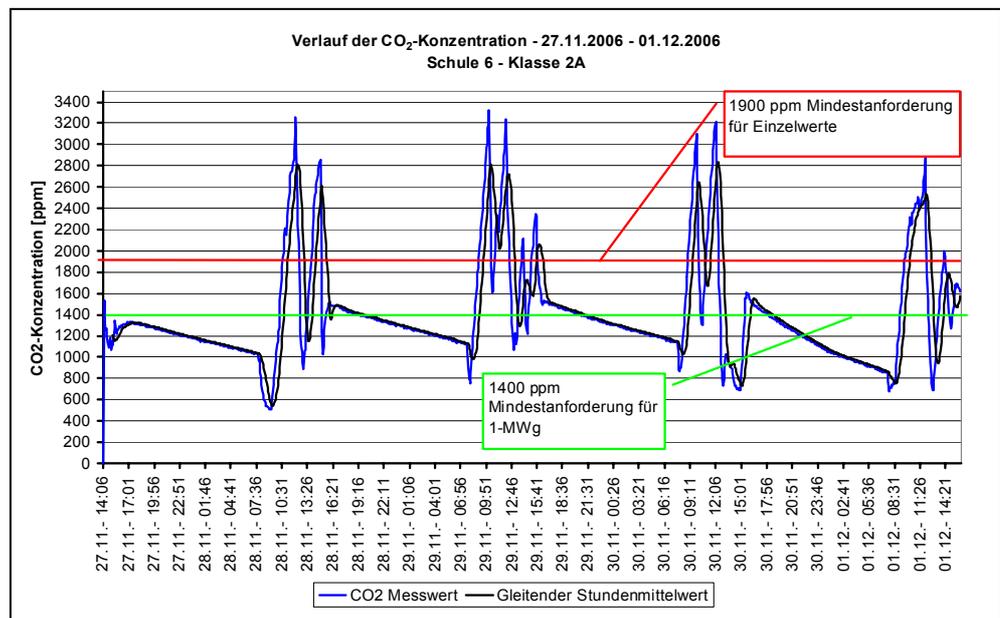


Abbildung 51: CO₂-Gesamtverlauf Schule 6 – Messort 2.



Tabelle 92CO₂-Konzentration Schule 7 – Messort 1.

Schule 7 – Klasse 1A: CO ₂ -Messwerte 2006		
	Messwert CO ₂ in ppm	gleitender Stundenmittelwert in ppm
Min	360	440
Max	3.000	2.800
Mittelwert	1.300	1.300

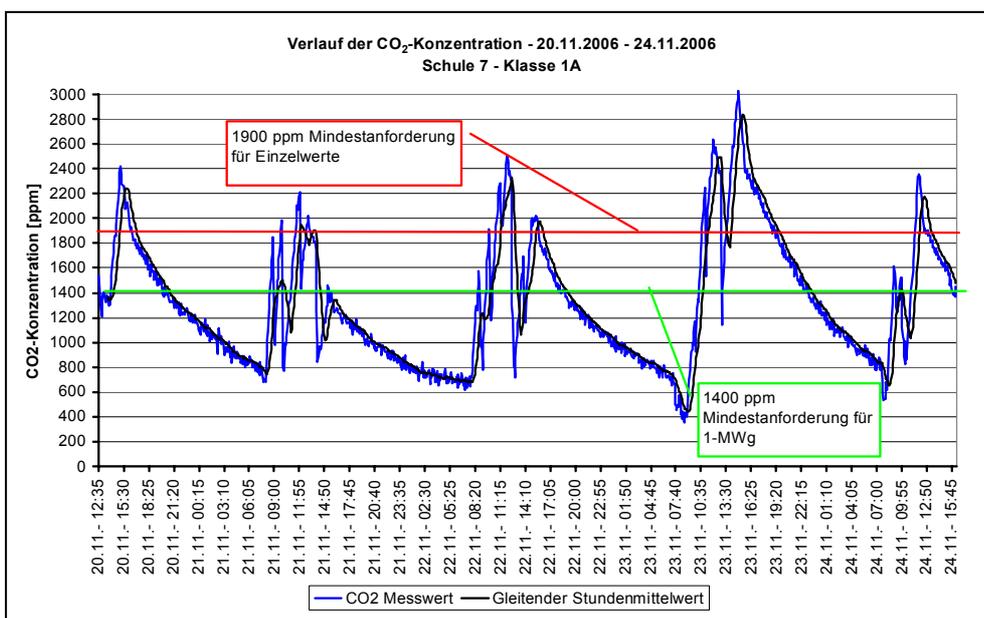


Abbildung 52: CO₂-Gesamtverlauf Schule 7 – Messort 1.

Tabelle 93: CO₂-Konzentration Schule 7 – Messort 2.

Schule 7 – Klasse 1B: CO ₂ -Messwerte 2006		
	Messwert CO ₂ in ppm	gleitender Stundenmittelwert in ppm
Min	600	610
Max	2.800	2.700
Mittelwert	1.000	1.000

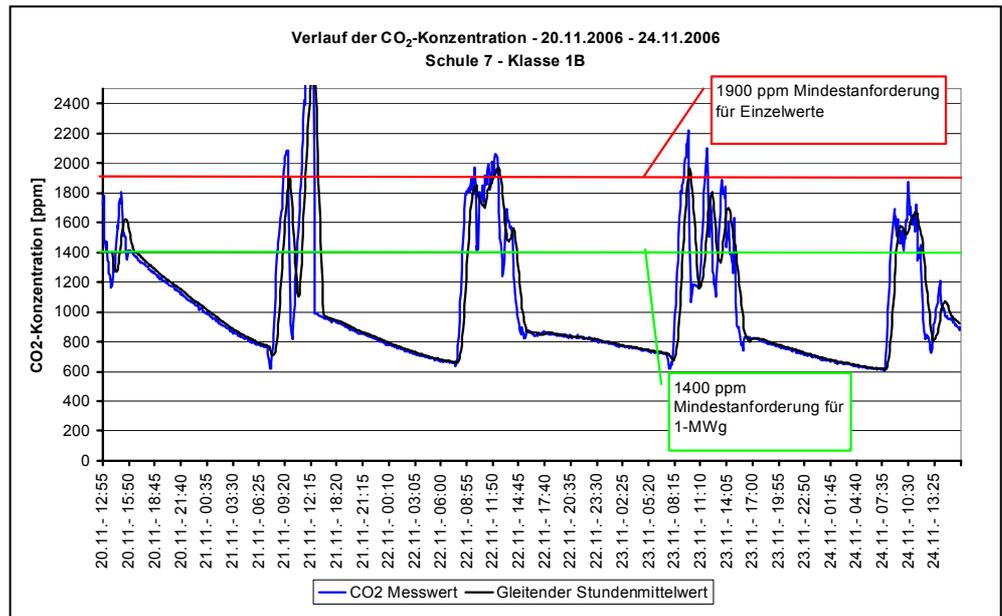


Abbildung 53: CO₂-Gesamtverlauf Schule 7 – Messort 2.



In der Folge sind die Messwerte des zweiten Beprobungsdurchganges angeführt.

Tabelle 94: CO₂-Konzentration Schule 2 – Messort 1.

Schule 2 – Klasse 1A: CO ₂ -Messwerte 2007		
	Messwert CO ₂ in ppm	gleitender Stundenmittelwert in ppm
Min	640	725
Max	2.800	2.600
Mittelwert	1.000	1.000

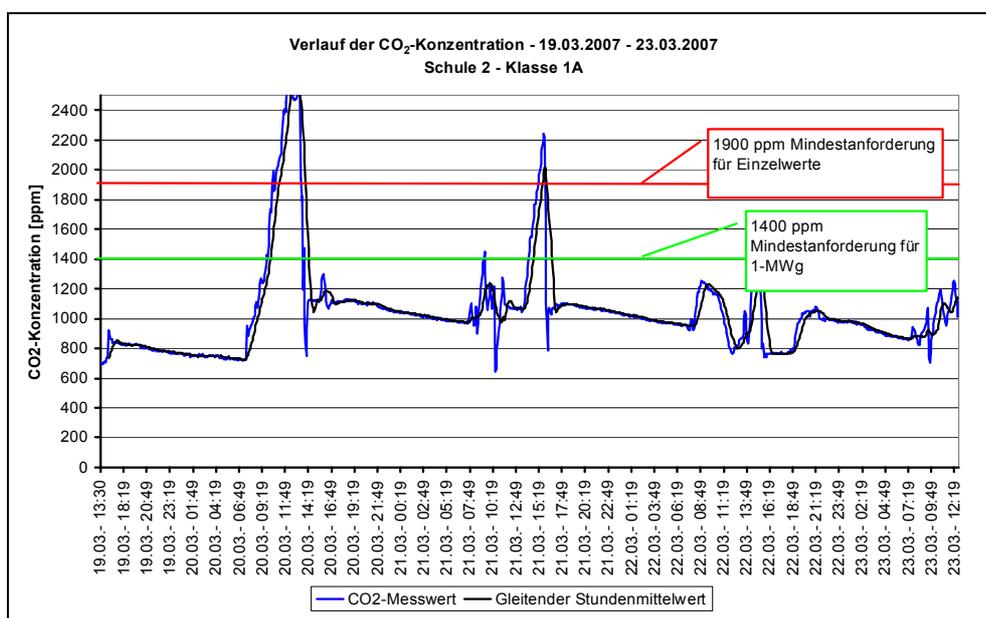


Abbildung 54: CO₂-Gesamtverlauf Schule 2 – Messort 1.

Tabelle 95: CO₂-Konzentration Schule 2 – Messort 2.

Schule 2 – Klasse 1B: CO ₂ -Messwerte 2007		
	Messwert CO ₂ in ppm	gleitender Stundenmittelwert in ppm
Min	560	600
Max	1.700	1.500
Mittelwert	820	820

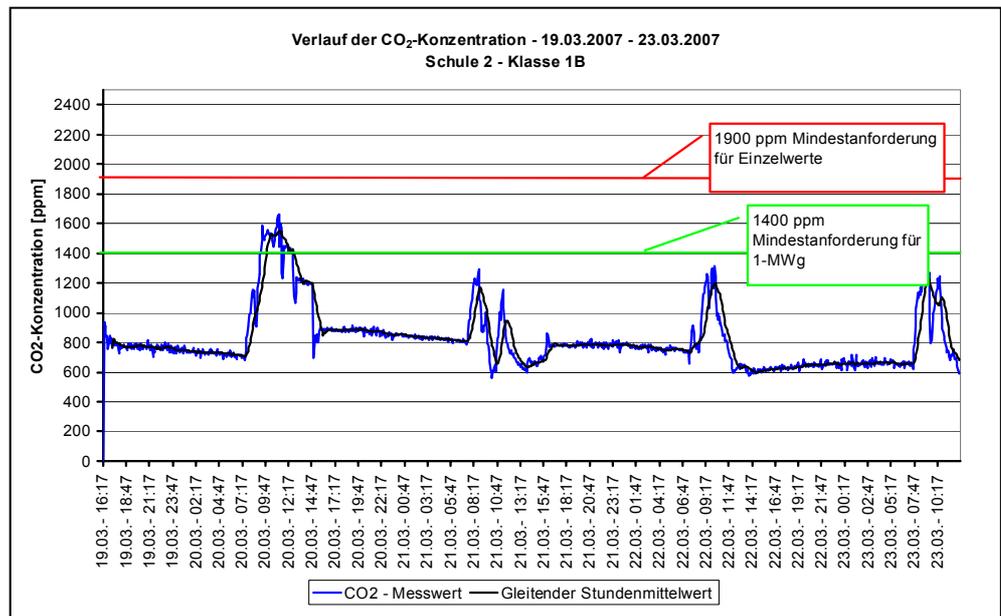


Abbildung 55: CO₂-Gesamtverlauf Schule 2 – Messort 2.



Tabelle 96: CO₂-Konzentration Schule 3 – Messort 1.

Schule 3 – Klasse LGB1: CO ₂ -Messwerte 2007		
	Messwert CO ₂ in ppm	gleitender Stundenmittelwert in ppm
Min	450	460
Max	2.400	2.200
Mittelwert	700	690

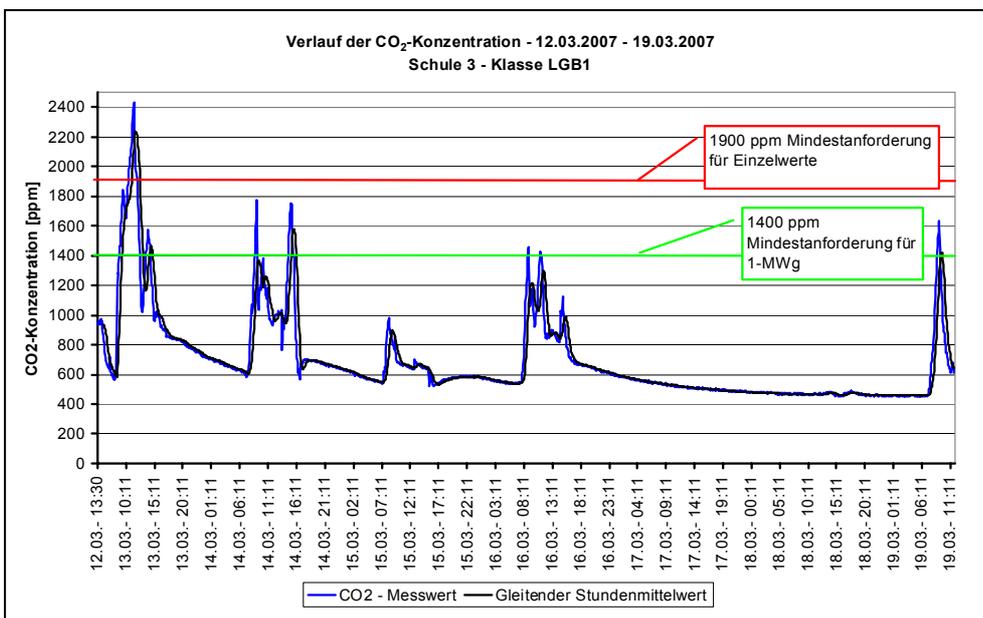


Abbildung 56: CO₂-Gesamtverlauf Schule 3 – Messort 1.

Tabelle 97: CO₂-Konzentration Schule 3 – Messort 2.

Schule 3 – Klasse LGB2: CO ₂ -Messwerte 2007		
	Messwert CO ₂ in ppm	gleitender Stundenmittelwert in ppm
Min	420	440
Max	2.100	1.800
Mittelwert	680	680

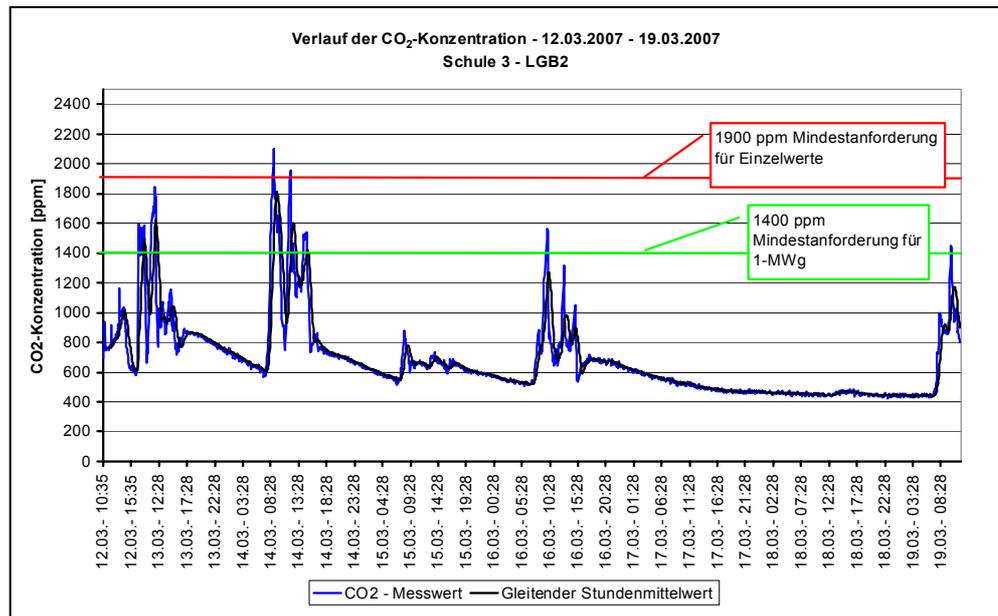


Abbildung 57: CO₂-Gesamtverlauf Schule 3 – Messort 2.



Tabelle 98: CO₂-Konzentration Schule 7 – Messort 1.

Schule 7 – Klasse 1A: CO ₂ -Messwerte 2007		
	Messwert CO ₂ in ppm	gleitender Stundenmittelwert in ppm
Min	540	560
Max	3.000	2.900
Mittelwert	1.200	1.200

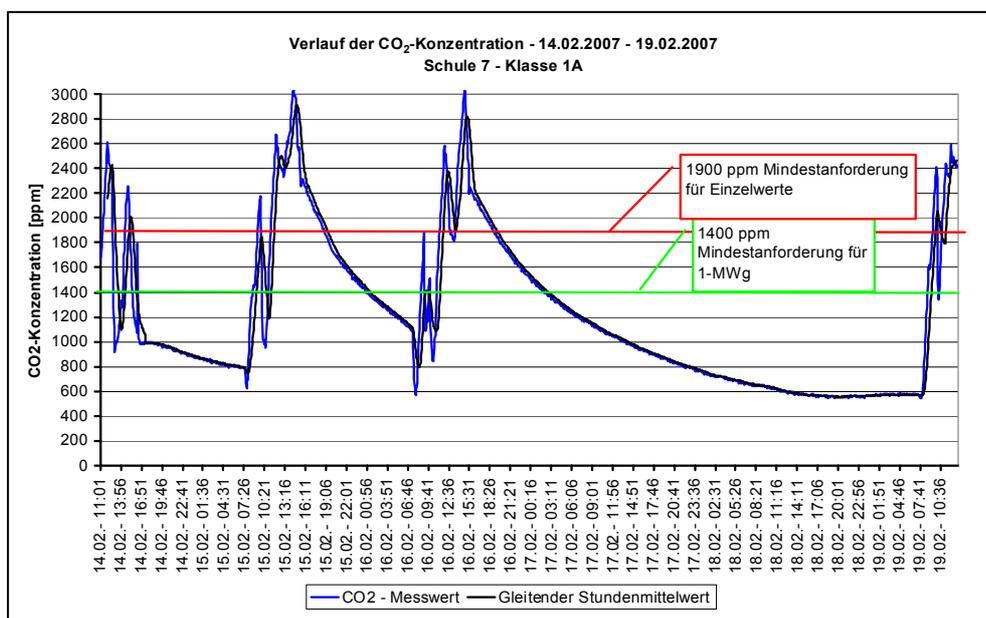


Abbildung 58: CO₂-Gesamtverlauf Schule 7 – Messort 1.

Tabelle 99: CO₂-Konzentration Schule 7 – Messort 2.

Schule 7 – Klasse 1B: CO ₂ -Messwerte 2007		
	Messwert CO ₂ in ppm	gleitender Stundenmittelwert in ppm
Min	320	370
Max	2.600	2.400
Mittelwert	780	770

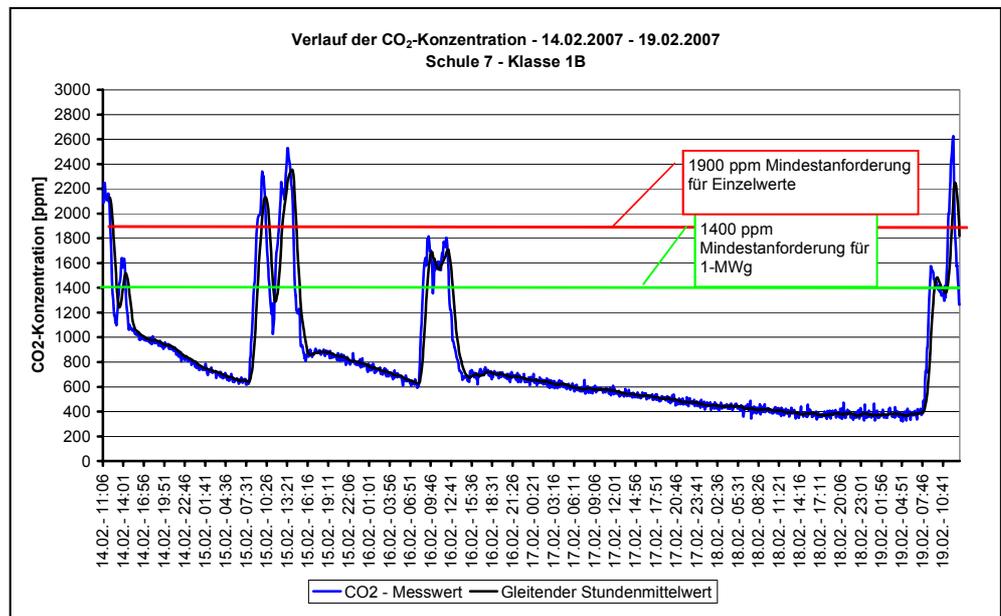


Abbildung 59: CO₂-Gesamtverlauf Schule 7 – Messort 2.



Tabelle 100: CO₂-Konzentration Schule 8 – Messort 1.

Schule 8 – Klasse 1A: CO ₂ -Messwerte 2007		
	Messwert CO ₂ in ppm	gleitender Stundenmittelwert in ppm
Min	390	400
Max	2.400	2.200
Mittelwert	580	580

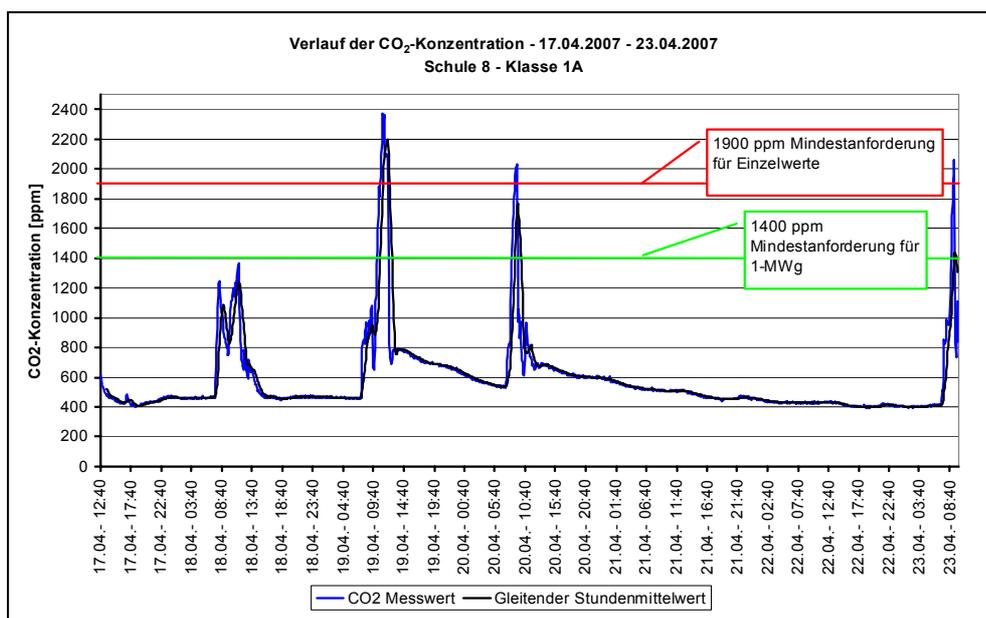


Abbildung 60: CO₂-Gesamtverlauf Schule 8 – Messort 1.

Tabelle 101: CO₂-Konzentration Schule 8 – Messort 2.

Schule 8 – Klasse 2A: CO ₂ -Messwerte 2007		
	Messwert CO ₂ in ppm	gleitender Stundenmittelwert in ppm
Min	480	500
Max	2.000	1.400
Mittelwert	700	740

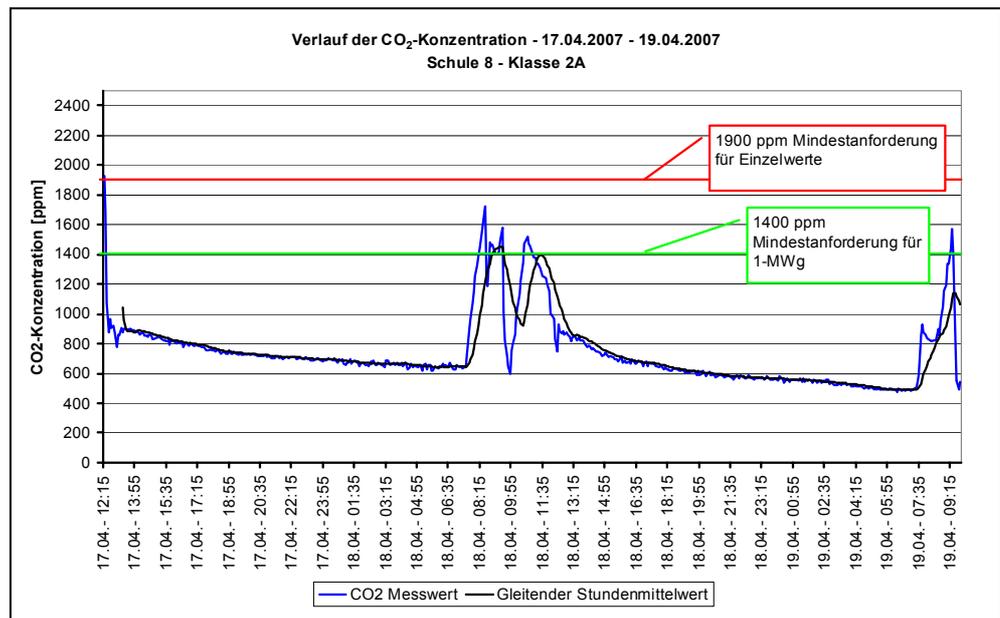


Abbildung 61: CO₂-Gesamtverlauf Schule 8 – Messort 2.



Tabelle 102: CO₂-Konzentration Schule 9 – Messort 1.

Schule 9 – Klasse 1C: CO ₂ -Messwerte 2007		
	Messwert CO ₂ in ppm	gleitender Stundenmittelwert in ppm
Min	490	530
Max	3.100	2.900
Mittelwert	980	980

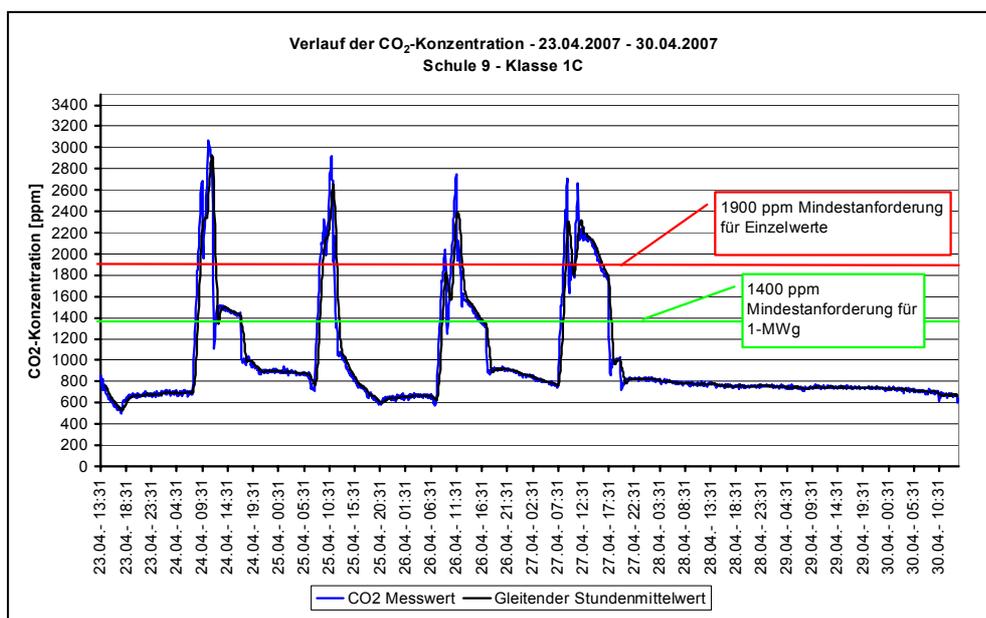


Abbildung 62: CO₂-Gesamtverlauf Schule 9 – Messort 1.

Tabelle 103: CO₂-Konzentration Schule 9 – Messort 2.

Schule 9 – Klasse 2A: CO ₂ -Messwerte 2007			
	Messwert CO ₂ in ppm	gleitender Stundenmittelwert in ppm	
Min	420	440	
Max	1.500	1.200	
Mittelwert	640	630	

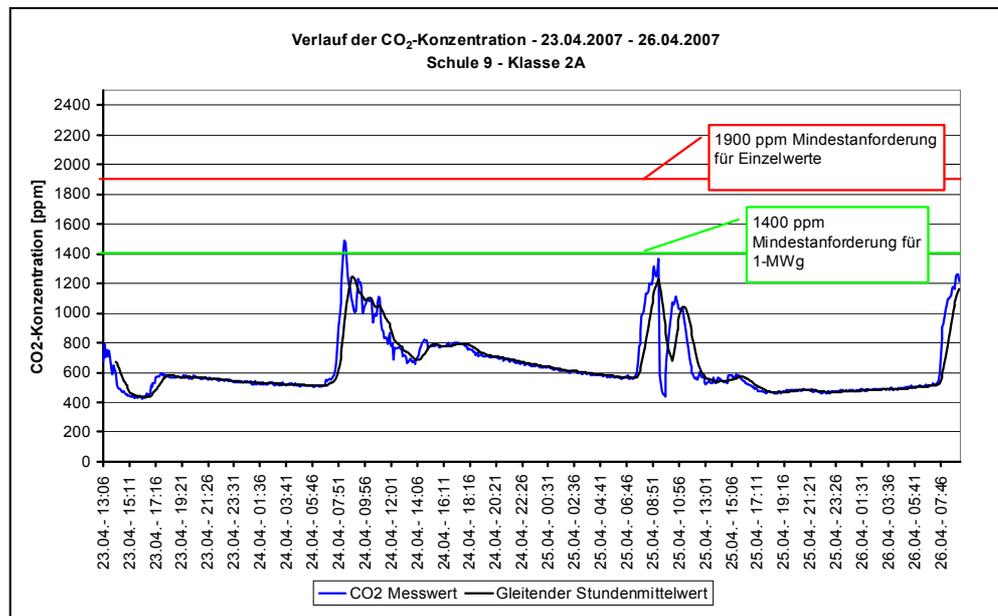


Abbildung 63: CO₂-Gesamtverlauf Schule 9 – Messort 2.

5.5.2 Beurteilungsgrundlagen für CO₂ als Lüftungsparameter

CO₂ ist ein guter Indikator für die durch den Menschen verursachte Raumluftbelastung. Bei 0,1 Vol.-% = 1.000 ppm empfinden rund 20 % der Personen die Raumluft als unbefriedigend (BUA 1997). Bei ansteigenden CO₂-Konzentrationen erhöht sich die Zahl der Personen, die die Luft als unbefriedigend empfinden, die Konzentrationsfähigkeit nimmt ab. Bei zunehmender Konzentration an CO₂ steigt auch das Risiko, an Beschwerden des Sick-Building-Syndroms zu erkranken. Bei höheren Werten erfüllt die Raumluft nach übereinstimmender ExpertInnenmeinung nicht mehr die notwendigen hygienischen Anforderungen an saubere Raumluft (unter anderem definiert in den Vorgaben des Arbeitskreises Innenraumluft des Lebensministeriums). Erhöhte Konzentrationen entstehen bei Überbelegung von Innenräumen und unzureichender Belüftung sowie bei den meisten Verbrennungsvorgängen.

Über die physiologischen Wirkungen erhöhter CO₂-Konzentrationen liegen umfangreiche Erkenntnisse aus der Arbeitsmedizin, aber auch aus luft- und raumfahrtmedizinischen Untersuchungen vor. In den bisher angesprochenen Konzentrationsbe-

reichen deutlich unterhalb von 1 Vol.- % (10.000 ppm) sind keine unmittelbaren physiologischen Wirkungen des CO₂ zu erwarten. Bei hohen Konzentrationen treten Erstickungserscheinungen auf und ab ca. 10 Vol.- % (100.000 ppm) sind Schwindel und Bewusstseinsverlust dokumentiert, bei noch höheren Konzentrationen tritt vollständige Bewusstlosigkeit ein (PLUSCHKE 1996). CO₂ hat schon im üblicherweise auftretenden Konzentrationsbereich deutliche Auswirkungen auf die Leistungsfähigkeit (WARGOCKI & WYON 2007).

Eine Zusammenschau von Studien zu gesundheitlichen Wirkungen und Kohlendioxid zeigte, dass sich in 50 % der Untersuchungen mit abnehmender CO₂-Konzentration so genannte Sick-Building-Syndrom-assoziierte Beschwerden (z. B. Reizungen und Trockenheit von Schleimhäuten, Müdigkeit, Kopfschmerzen) verringern (SEPPÄNEN et al. 1999). In etwa der Hälfte der betrachteten Studien wurden statistisch signifikante, positive Korrelationen mit dem Auftreten einer oder mehrerer Beschwerden des Sick-Building-Syndroms festgestellt. In keiner einzigen Arbeit nahmen die Symptome mit abnehmender CO₂-Konzentration zu.

Eine amerikanische Studie in Gebäuden mit raumluftechnischen Anlagen konnte statistisch signifikante, positive Korrelationen zwischen Beschwerden wie z. B. trockener Kehle oder Schleimhautreizungen und einem Anstieg der CO₂-Konzentrationen nachweisen, dies auch schon im Konzentrationsbereich von unter 1.000 ppm absolut (APTE et al. 2000). Eine Folgestudie mit einer stark erweiterten Datengrundlage ergab Ergebnisse, die in die gleiche Richtung wiesen. Die Odds-Ratios lagen bei Werten zwischen 1,17 und 1,20 pro 100 ppm CO₂-Anstieg (ERDMANN et al. 2002).

WARGOCKI et al. (2000) setzten Probanden in Prüfräumen unterschiedlichen personenbezogenen Zuluftvolumenströmen aus und befragten sie hinsichtlich der Befindlichkeitsstörungen. Es ergab sich ein signifikanter Zusammenhang zwischen den personenbezogenen Außenluftvolumenströmen und Berichten über diverse Befindlichkeitsstörungen. Höhere Ventilationsraten reduzierten signifikant den Anteil der Personen, die mit der Luftqualität und der Geruchsintensität unzufrieden waren. Weiters reduzierten sie den Anteil der Personen, die ein Gefühl von Trockenheit in Hals und Rachen und das Gefühl, nicht klar denken zu können, angaben. Höhere Ventilationsraten korrelierten mit einem höheren Prozentsatz von Personen, die angaben, sich generell besser zu fühlen.

In einer vom Lebensministerium und der österreichischen Akademie der Wissenschaften herausgegebenen Richtlinie zur Bewertung der Innenraumluft werden Richtwerte für die Innenraumluft festgelegt, die sich zum Teil an die Klassifizierung der Raumlufqualität nach ÖNORM EN 13779 (2008) anlehnt. Aufgrund der Tatsache, dass keine definierten Grenzen für das Wohlbefinden und die Leistungsfähigkeit beeinträchtigende Konzentrationen vorliegen, sondern steigende Konzentrationen ab etwa 700 ppm zu einer kontinuierlichen Verschlechterungen der Raumlufqualität führen, werden in der österreichischen Richtlinie zur Bewertung der Innenraumluft keine Richt-, sondern lediglich Orientierungswerte vorgeschlagen.

Tabelle 104: Klassifizierung der Innenraumluftqualität und Anforderungen an natürlich und mechanisch belüftete Gebäude in Hinblick auf CO₂ nach Arbeitskreis Innenraumluft am BMLFUW & Akademie der Wissenschaften bzw. ÖNORM EN 13779 (2008).

Beurteilungswert als CO ₂ -Konzentration (absolut)	Beschreibung der Innenraum-Luftqualität	Beschreibung der Innenraum-Luftqualität nach ÖNORM EN 13779 (2008)
< 800 ppm	spezielle Raumluftqualität	spezielle Raumluftqualität
800–1.000 ppm	hohe Raumluftqualität	hohe Raumluftqualität
1.000–1.400 ppm	mittlere Raumluftqualität	mittlere Raumluftqualität
1.400–1.900 ppm	niedrige Raumluftqualität	niedrige Raumluftqualität
> 1.900 ppm	sehr niedrige Raumluftqualität	
Mindest- und Zielvorgaben für dauernd von Menschen genutzte Innenräume		
natürlich belüftete Innenräume		mechanisch belüftete Innenräume
Zielbereich für die Innenraumluft < etwa 1.000 ppm		Zielbereich für die Innenraumluft < etwa 800 ppm
Mindestvorgabe 1-MWg < etwa 1.400 ppm		Mindestvorgabe 1-MWg < etwa 1.000 ppm
Mindestvorgabe Alle Einzelwerte im Beurteilungszeitraum: < etwa 1.900 ppm		Mindestvorgabe Alle Einzelwerte im Beurteilungszeitraum: < etwa 1.400 ppm

1-MWg = maximaler gleitender Stundenmittelwert

5.5.3 Bewertung der ermittelten Konzentrationen an CO₂

In den untersuchten Schulräumen konnten zum Großteil deutlich erhöhte Konzentrationen an Kohlendioxid (CO₂) über längere Zeiträume nachgewiesen werden. Die Anforderungen an natürlich belüftete Innenräume in Hinblick auf CO₂ nach Arbeitskreis Innenraumluft am BMLFUW & ÖSTERR. AKADEMIE DER WISSENSCHAFTEN (2006; gleitender Stundenmittelwert maximal 1.400 ppm, Maximalwerte absolut 1.900 ppm) wurden im überwiegenden Anteil der Klassenräume zum Teil über längere Zeiträume überschritten.

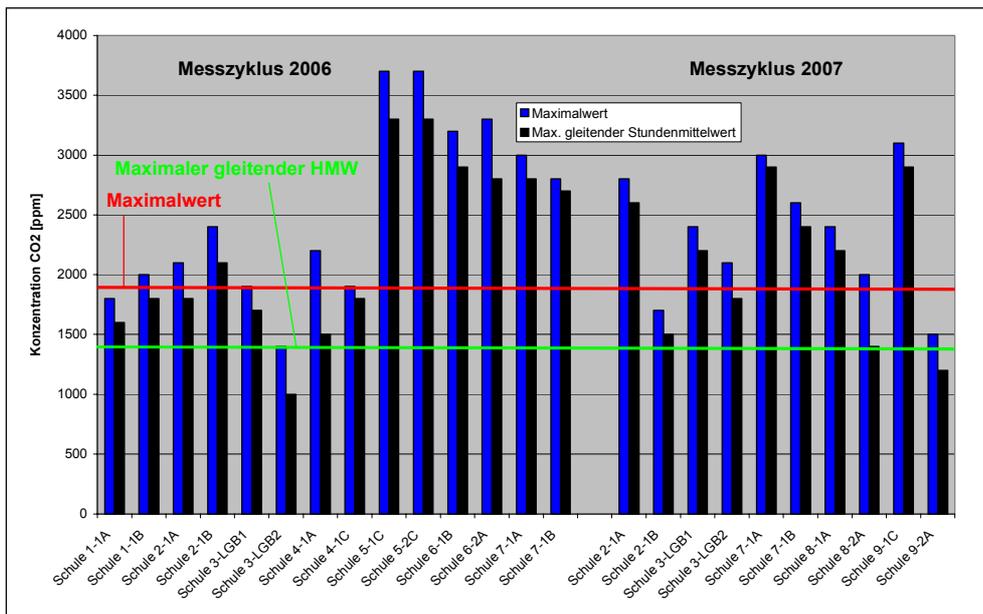


Abbildung 64: Maxima der gleitenden Stundenmittelwerte und Maximalwerte aus den Ergebnissen der Messung von CO₂ in den Klassenräumen unter Angabe der Richtwerte des BMLFUW (1.400 und 1.900 ppm).

Der gleitende Stundenmittelwert von maximal 1.400 ppm CO₂ wurde in 16 von 18 untersuchten Klassen überschritten (davon in fünf der sechs Klassen, die zweimal gemessen wurden, bei beiden Messterminen) und in zwei Klassen unterschritten. In einer der zweimal gemessenen Klassen wurde der maximale gleitende Stundenmittelwert an einem Messtermin unterschritten, am anderen überschritten.

Der absolute Maximalwert von 1.900 ppm CO₂ wurde in 15 von 18 untersuchten Klassen überschritten (davon in drei der sechs Klassen, die zweimal gemessen wurden, bei beiden Messterminen) und in drei Klassen unterschritten. In drei der Klassen, die zweimal gemessen wurden, wurde der Maximalwert an einem Messtermin unterschritten, am anderen überschritten.

In 17 von 18 Schulklassen wurden die Richtwerte des Arbeitskreises Innenraumluft (BMLFUW & ÖSTERR. AKADEMIE DER WISSENSCHAFTEN 2006 zumindest in einem Aspekt überschritten. In diesen Schulklassen ist der Luftwechsel als zu gering anzusehen. Die Ergebnisse zeigen, dass diesen Schulklassen die für eine Aufrechterhaltung hygienischer Bedingungen notwendige Frischluftmenge nicht zugeführt wird. Nur in einer der 18 untersuchten Schulklassen wurden die Anforderungen des Arbeitskreises Innenraumluft erfüllt.

Im Lichte der Ergebnisse von WARGOCKI & WYON (2007), die schon bei 1.300 ppm signifikante Leistungsverluste belegten und anderer ähnlicher Studien, die bei erhöhten Konzentrationen gesundheitliche Effekte nachwiesen (SEPPÄNEN et al. 1999, APTE et al. 2000, WARGOCKI et al. 2000, ERDMANN et al. 2002) ist davon auszugehen, dass bei den aktuell gemessenen CO₂-Konzentrationen nicht nur die Leistungsfähigkeit der SchülerInnen deutlich unter der bei ausreichender Belüftung möglichen Kapazität liegt, sondern dass auch signifikant mehr Krankheitsfälle zu erwarten sind.

Die Detailergebnisse zeigen, dass die Belegung mit Schülern und Schülerinnen innerhalb der Unterrichtszeit die Belüftungssituation widerspiegelt. Je mehr Personen die Klassenräume benutzten und je schlechter die Klasse belüftet wurde, desto steiler erfolgte der Anstieg der CO₂-Konzentration. In den Lüftungsphasen sank dagegen die Konzentration an CO₂ deutlich ab.

Im Folgenden werden einige charakteristische Schulen dieser Studie herausgegriffen und detailliert beschrieben bzw. dargestellt.

In der Klasse LGB-2 der Schule 3 war trotz einer sehr hohen Belegung und geschlossenen Fenstern eine akzeptable Lüftungssituation gegeben (Zeitraum bis 09:00 Uhr). Anschließend sank die Konzentration an CO₂ noch weiter ab, da einige der im Raum befindlichen Fenster bis etwa 12:30 Uhr gekippt waren. Trotzdem wurde der Richtwert des Arbeitskreises Innenraumluft für den maximalen gleitenden Stunden-Mittelwert überschritten, der Richtwert für den Maximalwert allerdings dauerhaft unterschritten.

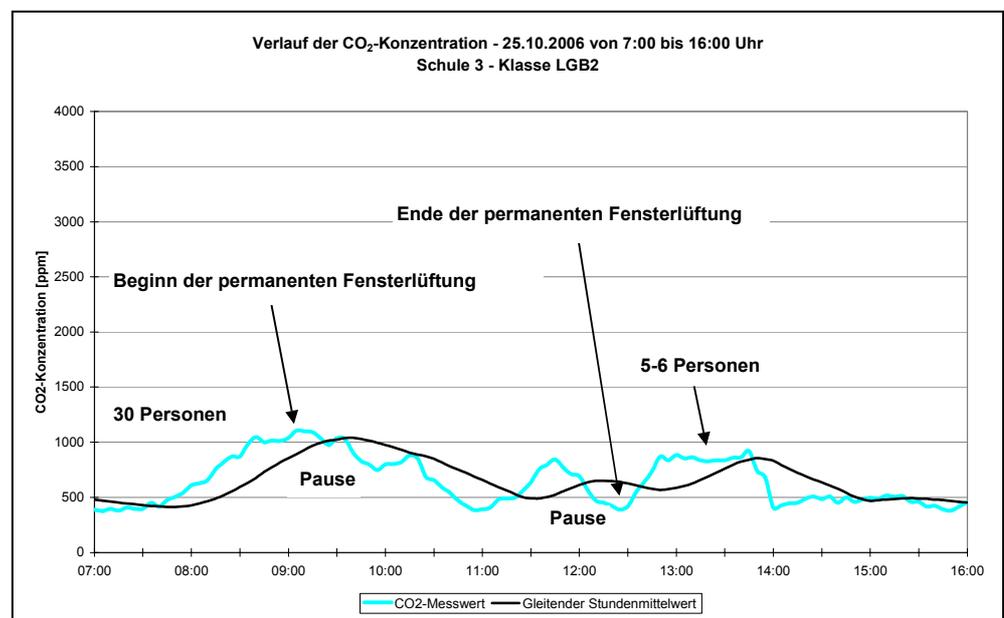


Abbildung 65: Verlauf der Konzentrationen an CO₂ in Schule 3, Klasse LGB 2.

In der Klasse 1C der Schule 5 war bei einer relativ hohen Belegung und geschlossenen Fenstern ein starker Anstieg der Konzentration an CO₂ festzustellen (Zeitraum 08:00–08:45 Uhr). In der Pause sank die Konzentration an CO₂ stark ab, um anschließend bei ähnlich hoher Belegung weiter bis zu dem absolut betrachtet sehr hohen Wert von etwa 3.500 ppm anzusteigen. Der Richtwert des Arbeitskreises Innenraumluft für den Maximalwert von 1.900 ppm wurde etwa um 08:30 Uhr überschritten. Anzumerken ist, dass trotz Pausenlüftung mittels lediglich gekippter Fenster eine akzeptable Senkung der Konzentration an CO₂ erreicht wurde. Es zeigte sich, dass dennoch diese an sich effiziente Pausenlüftung nicht ausreichte, raumlufthygienisch befriedigende Zustände aufrechtzuerhalten.

Die Richtwerte des Arbeitskreises Innenraumluft sowohl für den maximalen gleitenden Stunden-Mittelwert als auch für den Maximalwert wurden über längere Zeiträume deutlich überschritten.

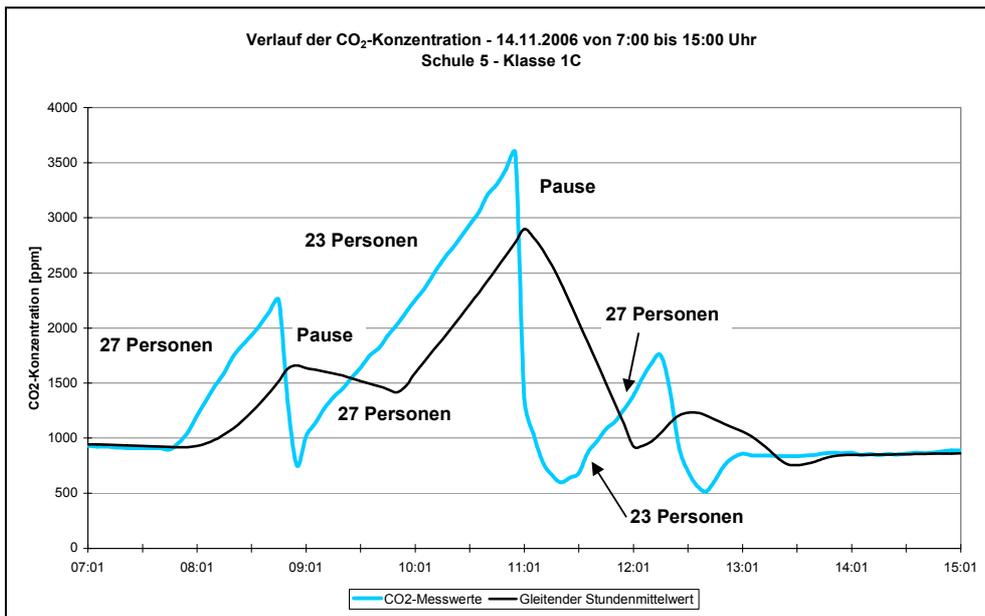


Abbildung 66: Verlauf der Konzentrationen an CO₂ in Schule 5, Klasse 1C.

In der Klasse 2A der Schule 6 war ähnlich wie bei Schule 5 bei einer relativ hohen Belegung und geschlossenen Fenstern ein starker Anstieg der Konzentration an CO₂ gegeben (Zeitraum 08:00–10:10 Uhr). In diesem Zeitraum wurde nicht gelüftet, die Konzentration stieg von etwa 750 ppm auf etwa 3.300 ppm. In der anschließenden Pause sank die Konzentration an CO₂ stark ab, um anschließend bei ähnlich hoher Belegung weiter auf ähnlich hohe Werte anzusteigen. Der Richtwert des Arbeitskreises Innenraumlufte für den Maximalwert von 1.900 ppm wurde etwa um 09:00 Uhr überschritten. Anzumerken ist auch hier, dass trotz Pausenlüftung lediglich mittels gekippter Fenster eine relevante, allerdings nur kurzzeitige Senkung der Konzentration erreicht wurde. Es zeigte sich, dass diese an sich effiziente Pausenlüftung nicht ausreichte, um raumlufthygienisch befriedigende Zustände aufrechtzuerhalten.

Die Richtwerte des Arbeitskreises Innenraumlufte sowohl für den maximalen gleitenden Stunden-Mittelwert als auch für den Maximalwert wurden über längere Zeiträume deutlich überschritten.

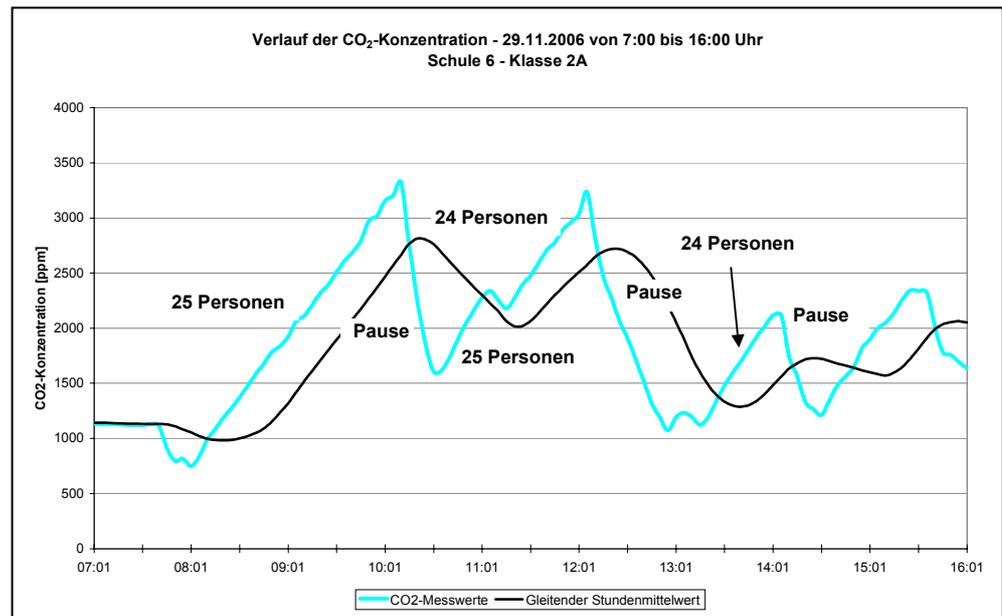


Abbildung 67: Verlauf der Konzentrationen an CO_2 in Schule 6, Klasse 2A

In der Klasse 1C der Schule 9 war ähnlich wie bei Schule 5 bei einer relativ hohen Belegung und geschlossenen Fenstern ein starker Anstieg der Konzentration an CO_2 gegeben (Zeitraum 08:00-08:30 Uhr), der jedoch anschließend aufgrund einer geringeren Schüleranzahl abflachte. In diesem Zeitraum wurde nicht gelüftet, die Konzentration stieg auf etwa 2.000 ppm. In der anschließenden Pause sank die Konzentration an CO_2 stark ab, um anschließend bei höherer Belegung wieder relativ konstant anzusteigen. Auch in diesem Beispiel reichte die Pausenlüftung nicht aus, um raumlufthygienisch befriedigende Zustände aufrechtzuerhalten.

Die Richtwerte des Arbeitskreises Innenraumluft sowohl für den maximalen gleitenden Stunden-Mittelwert als auch für den Maximalwert wurden über längere Zeiträume überschritten.

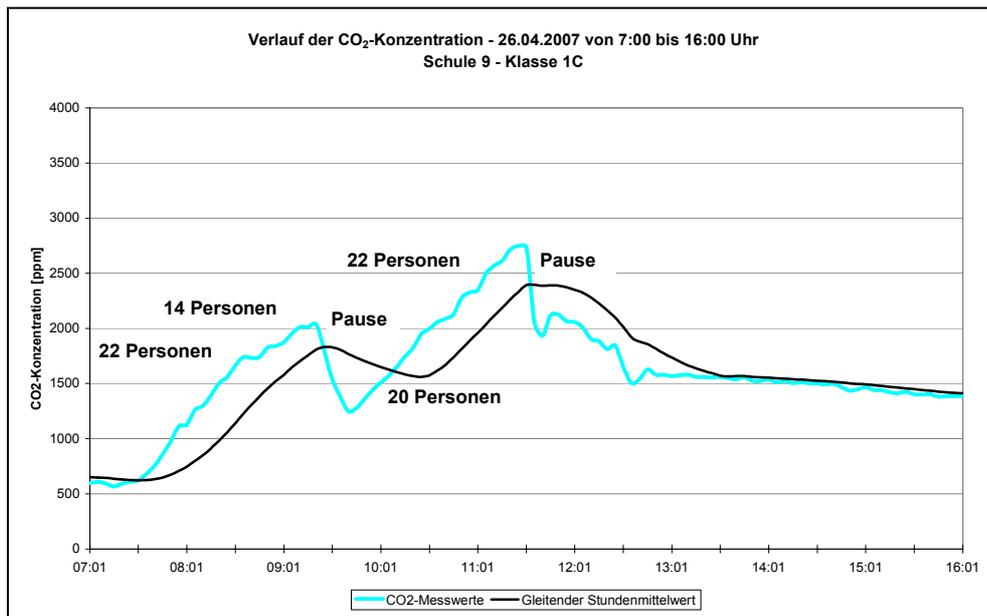


Abbildung 68: Verlauf der Konzentrationen an CO₂ in Schule 9, Klasse 1C.

5.6 Analytische Ergebnisse

Die Ergebnisse der umweltanalytischen Messungen sind in der Excel-Tabelle in der beiliegenden CD-ROM enthalten. Aufgrund der sehr großen Datenmenge erscheint es nicht zweckmäßig, die Einzelergebnisse und die gewählten Darstellungen in diesen Berichtsteil zu integrieren.

Die Datei ist wie folgt benannt: *Auswertung Ergebnismaske.xls*

Die Datei ist so aufgebaut, dass alle erarbeiteten Analysedaten in ihr enthalten sind. Messungen, die nur in der Luft durchgeführt wurden (VOC, NO₂, Aldehyde) sind blau hinterlegt, Messungen im Feinstaub gelb und Hausstaubwerte haben graue Hinterlegung. Ganz rechts in der Tabelle sind Feinstaubdaten, bezogen auf die Masse des Staubs dargestellt (mg/kg, dieselbe Dimension wie Hausstaub).

Die Aufteilung der Kompartimente erfolgte nach den beiden Probenahmen, den beiden Standorten in der Schule und ggf. den beiden Fraktionen PM₁₀ und PM_{2,5}.

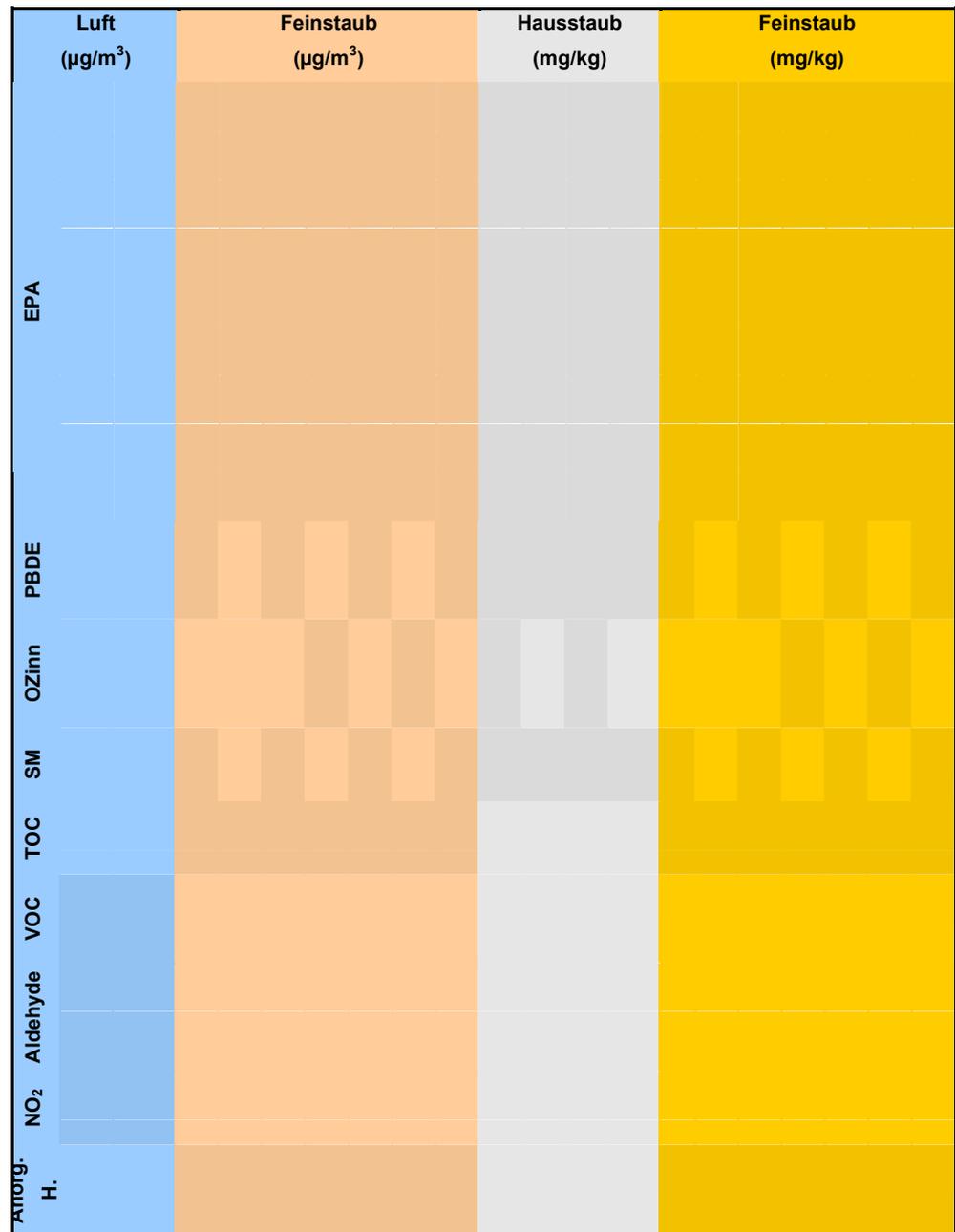


Abbildung 69: Farbliche Zuordnung der Kompartimente.

Die Parameter sind von oben nach unten wie folgt angegeben:

- EPA Überblicksanalyse (mit deren Untergruppierungen)
- PBDE
- Organozinnverbindungen (OZinn)
- Schwermetalle (SM)
- TOC/EC/OC
- VOC und Aldehyde
- NO₂ aus Passivsammlern
- anorgan. Hauptkomponenten.



Aus den Daten der einzelnen Schulen wurde ein Sammelblatt erstellt (Sammelblatt Schulen), in welchem für die Parameter in den einzelnen Kompartimenten entsprechende „kleine“ deskriptive statistische Kenndaten berechnet wurden. Die Erklärung der Abkürzungen ist aus folgender Tabelle ersichtlich:

Tabelle 105: statistische Kenngrößen und deren Berechnungsmodalitäten

Anz. Werte	Anzahl der Messwerte
Anz. pos Werte	Anzahl der Messwerte > der Bestimmungsgrenze
Min	Minimum
Max	Maximum
Med	Median (alle Werte einbezogen, n. n. wurde mit 0 bewertet, für < BG wurde die Nachweisgrenze gesetzt)
MW	Mittelwert (alle Werte einbezogen, n. n. wurde mit 0 bewertet, für < BG wurde die Nachweisgrenze gesetzt)

Median und Mittelwert wurden nur berechnet, wenn die Anzahl der Messwerte > BG mindestens der Hälfte der Messwerte entsprach!

Da es für Innenraumschadstoffe nur wenige gesetzliche Grenzwerte gibt, ist es wichtig, andere Kriterien zur Bewertung der gemessenen Konzentrationen im Hinblick auf eine Gefährdung der BewohnerInnen zur Verfügung zu haben. Die von der Arbeitsgemeinschaft ökologischer Forschungsinstitute (AGÖF) publizierten Orientierungswerte sind **keine** toxikologisch begründeten Orientierungswerte. Sie basieren auf einer statistischen Auswertung gemessener Werte und umfassen Hintergrundwert (10. Perzentil), Normalwert (50. Perzentil) und Auffälligkeitswert (90. Perzentil). Der AGÖF-Auffälligkeitswert beschreibt eine Überschreitung von in Innenräumen üblichen Werten und legt das Vorhandensein einer Quelle dar. Generell empfiehlt sich bei Identifikation von auffälligen Werten eine Kontrollmessung, um abzuklären, ob eine langfristige Belastung vorliegt.

Eine Diskussion der Ergebnisse mit weiteren Richt- und Orientierungswerten wird für ausgewählte Parameter in den folgenden Kapiteln durchgeführt.

Weiters sind den Werten der Luft und des Hausstaubes die Normal- und Auffälligkeitswerte der AGÖF gegenüber gestellt (AGÖF 2007). Bei Überschreitung des Normalwertes werden sie in **violetter Schrift** wiedergegeben, bei Überschreitung des Auffälligkeitswertes in **roter Schrift**.

Alle Zahlenangaben in der Tabelle sind weitgehend auf ein vernünftiges Maß, jedoch **nicht** auf signifikante Stellen gerundet.

5.6.1 Ergebnisse Flüchtige Organische Verbindungen (VOC) und Aldehyde

Aus den Ergebnissen der Luftmessungen lassen sich folgende Aussagen treffen:

Bei fast allen Parametern wurden von allen 36 Proben Messwerte über der BG bestimmt. Ausnahmen stellen die nachfolgenden Substanzen dar (die Anzahl der Messwerte größer der Bestimmungsgrenze in Klammern):

- Trichlorethan (8)
- Trichlormethan (1)

- Tetrachlorethan (4)
- Isopropylacetat (0)
- Benzophenon (3)
- Propionaldehyd (7)
- Pentanal (10)
- Heptanal (1)
- Octanal (1)
- Dekanal (2).

Weiters wurden bei folgenden Parametern Überschreitungen der Auffälligkeitswerte der AGÖF identifiziert (siehe Tabelle 106). In der weiteren Diskussion beziehen sich die Bezeichnungen „Auffälligkeitswert“ auf die AGÖF-Bewertung (AGÖF 2007):

Tabelle 106: Anzahl der Überschreitungen der VOC und Aldehyde im Vergleich zu den Orientierungswerten der AGÖF.

Parameter	Anz. > AGÖF Auffälligkeitswert.
iso-Propanol	1
n-Butanol	3
n-Hexan	1
Cyclohexan	3
Methyl-Cyclohexan	2
n-Heptan	1
n-Dekan	12
α -Pinen	2
β -Pinen	1
Limonen	1
Ethylacetat	4
Acetophenon	22
Nonanal	1
Formaldehyd	4 (alle dieselbe Schule)



Ein Vergleich der gemessenen Konzentrationen mit weiteren Ziel- und Richtwerten (siehe Kapitel 3) ist in Tabelle 107 dargestellt:

Tabelle 107: Vergleich mit weiteren Ziel- und Richtwerten ausgewählter Verbindungen.

Parameter	Maximum (Median) dieser Studie	Ziel- u. Richtwerte (Quelle)
Benzol	2,9 (1,15) $\mu\text{g}/\text{m}^3$	10 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (Aktionswert, IRK 1996)
Styrol	6,7 (0,8) $\mu\text{g}/\text{m}^3$	40 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (WIR-Langzeitwert, BMLFUW 2006)
		10 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (WIR-Kurzzeitwert, BMLFUW 2006)
		70 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (WHO 2000)
Toluol	13,2 (5,5) $\mu\text{g}/\text{m}^3$	75 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (WIR, BMLFUW 2006)
		260 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (WHO 2000)
Formaldehyd	136 (29,8) $\mu\text{g}/\text{m}^3$	60 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (24h Mittelwert, BMLFUW 2008)
		100 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (Kurzzeitmittelwert, BMLFUW 2006, WHO 2000)

Selbst die gemessenen Maximalwerte für Toluol, Benzol und Styrol liegen teilweise weit unter den angeführten Vergleichswerten. Einzig die bereits beschriebenen Werte für Formaldehyd liegen über den Ziel- und Richtwerten des Lebensministeriums (BMLFUW) und der WHO. Die Überschreitungen wurden in einer Schule festgestellt (Schule 2). Eine erneute Untersuchung der Innenräume wäre zur Abklärung zielführend.

5.6.2 Ergebnisse NO₂

Weiters wurde NO₂ als Tracer für Emissionen aus dem Verkehr gemessen. In allen Schulen wurden Werte über der Bestimmungsgrenze ermittelt. Dennoch liegen die Werte in einem relativ engen Bereich von 8,7 bis 28 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (als Mittelwert über 4–14 Tage Exposition). Sie zeigen, dass die Innenraumluft durch die Luft der Schulumgebung beeinflusst ist, so sich keine ernstzunehmenden Emissionsquellen in der Schule befinden (Rauchen bzw. offene Flammen). Die Werte liegen deutlich unter dem Richtwert der Innenraumkommission von 60 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (ENGLERT 1998).

Messungen von NO₂ in zwei Wiener Schulen, sowohl mit kontinuierlichen Messgeräten als auch mit Passivsammlern (UMWELTBUNDESAMT 2007b) zeigten ein vergleichbares Bild. Die Mittelwerte über eine zweiwöchige Messperiode im Mai/Juni 2006 lagen bei rund 15 bzw. 24 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ im Gangbereich der beiden Schulen. Passivsammlermessungen in einem Raum direkt neben einer stark befahrenen Straße ergaben rund 43 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Es konnte gezeigt werden, dass der Konzentrationsverlauf von NO₂ im Inneren der Schulen klar jenem in der Außenluft folgte.

5.6.3 Diskussion der Ergebnisse nach Schulen:

Schule 1

- Acetophenon: zwei Überschreitungen des Auffälligkeitswerts (1. Probenahme).

Schule 2

- n-Butanol: zwei Überschreitungen des Auffälligkeitswertes;
- Limonen: eine starke Überschreitung des Auffälligkeitswertes;
- Formaldehyd fällt durch die durchwegs hohen Messwerte über $100 \mu\text{g}/\text{m}^3$ auf (Maximalwert $137 \mu\text{g}/\text{m}^3$); viermal Überschreitung des Auffälligkeitswertes.

Schule 3

- Acetophenon: eine Überschreitung des Auffälligkeitswertes.

Schule 4

- n-Dekan: drei Überschreitungen des Auffälligkeitswertes;
- Ethylacetat: ein Wert überschreitet den Auffälligkeitswert;
- Acetophenon: drei Überschreitungen des Auffälligkeitswertes;
- Nonanal: ein Wert überschreitet den Auffälligkeitswert.

Schule 5

- iso-Propanol: eine Überschreitung des Auffälligkeitswertes;
- n-Dekan: drei Werte überschreiten den Auffälligkeitswert;
- Acetophenon: vier Überschreitungen den Auffälligkeitswert;
- Ethylacetat: ein Wert überschreitet den Auffälligkeitswert.

Schule 6

- Acetophenon: erste Probenahme überschreitet den Auffälligkeitswert.

Schule 7

- n-Butanol: eine Überschreitung des Auffälligkeitswertes;
- Überschreitungen des Auffälligkeitswertes bei erster Probenahme von n-Hexan, Cyclohexan, Methylcyclohexan, n-Heptan, n-Dekan;
- Überschreitung des Auffälligkeitswertes bei n-Dekan am Standort 1;
- α -Pinen: Überschreitung des Auffälligkeitswertes bei erster Probenahme;
- β -Pinen: ein Wert liegt über dem Auffälligkeitswert;
- Acetophenon: zwei Überschreitungen des Auffälligkeitswertes (1. Probenahme).

Schule 8

- Cyclohexan: drei Werte überschreiten den Auffälligkeitswert;
- Ethylacetat: ein Wert liegt über dem Auffälligkeitswert;
- Acetophenon: alle Werte überschreiten den Auffälligkeitswert.

Schule 9

- Iso-Propanol: es wurde der Studienmaximalwert gemessen ($826 \mu\text{g}/\text{m}^3$).

5.6.4 Hausstaubdaten

Jene Stoffgruppen, in welchen in der Mehrzahl der Proben Substanzen in Konzentrationen über der Bestimmungsgrenze ermittelt wurden, sind in Tabelle 108 angegeben.

Tabelle 108 Stoffgruppen im Hausstaub, die in der Mehrzahl der Proben über der BG ermittelt wurden.

Verbindungsklasse/Stoff	Anzahl positiv/Gesamtzahl Proben
Moschusverbindungen	
Galaxolid	17/18
Tonalid	18/18
phenolische Verbindungen	
Phenol	14/18
Industriechemikalien	
Octylphenol	17/18
Nonylphenol	18/18
Bisphenol A	18/18
Phthalate und Ether	
Diethylphthalat	17/18
Di-n-butylphthalat	18/18
Benzylbutylphthalat	18/18
DEHP	18/18
Trisphosphate	
TBP	16/18
TPP	17/18
TBoEP	18/18
TEHP	13/18
TCEP	18/18
TCPP	18/18
TDCPP	11/18
PAHs	
Phenanthren	18/18
Fluoranthren	17/18
Pyren	18/18
Benz(a)anthracen	9/18
Chrysen	10/18
Benz(b)fluoranthren	9/18
Benz(a)pyren	11/18
Indeno(1,2,3-cd)pyren	14/18
Benzo(g,h,i)perylene	17/18
Desinfektionsmittel	
Triclosan	13/18
Genussmittel	
Coffein	16/18
Nicotin	13/18
PBDE	
alle Kongenere außer #126, #181	16/16
Organozinnverbindungen	
Mono-, Di-, Tributylzinn	12/12
Schwermetalle	
19 Metalle	9/9

PCBs, welche in der EPA-Überblicksanalyse miterfasst wurden, traten in vier Schulen bei beiden Probenahmen auf (fünf + sechs Kongenere, vier + ein Kongener, drei + vier Kongenere sowie fünf + fünf Kongenere). In zwei Schulen wurden PCBs bei je einer Probenahme über der Bestimmungsgrenze gemessen (ein bzw. fünf Kongenere). Die positiven Messwerte von PCB 28 und PCB 52 sind fast durchgängig höher als die AGÖF-Auffälligkeitswerte.

Keine positiven Messwerte wurden in den EPA Gruppen leichtflüchtige aromatische Verbindungen, mittelflüchtige organische Verbindungen (Ausnahme: Carbazol: 2/18), phenolische Verbindungen (Ausnahme: Phenol 14/18, Pentachlorphenol 9/18, 4-Chlor-3-Methylphenol 6/18, 4-Nitrophenol 5/18 und m/p-Cresol 7/18), Organophosphorester (Ausnahme: Chlorpyrphos 2/18), Organochlorpestizide (Ausnahme: Heptachlor 1/18, Endrinldehyd 1/18, Endosulfan-sulfat 1/18) und Pyrethroide (Ausnahme: Permethrin 7/18) bestimmt.

Ein Vergleich der **PBDE-Werte** mit jenen einer Hausstaubstudie des Umweltbundesamt (UMWELTBUNDESAMT 2004) zeigt, dass zum großen Teil die Messwerte um den Faktor 10 höher liegen, als in der genannten Studie (siehe Tabelle 109). Außerdem überschreiten die Messwerte von Kongener #209 zum Großteil den Auffälligkeitwert der AGÖF (0,5 mg/kg).

Tabelle 109: Ausgewählte PBDE im Vergleich mit der Hausstaubstudie des Umweltbundesamt (Angaben in µg/kg).

PBDE	Median Hausstaubstudie	Median dieser Studie
#47	8,4	60
#99	9,6	72
#153	2,2	6,5
#183	3,2	3,9
#196	3,6	4,4
#203	3,6	42
#209	22	780

Die höchsten **Schwermetallkonzentrationen** wurden bei Al (Median: 13.000 mg/kg), Fe (Median: 8.200 mg/kg) und Zn (Median: 2.400 mg/kg) gemessen. Im Vergleich zu den Auffälligkeitswerten der AGÖF gibt es Überschreitungen bei Zn (7/9), Ni (5/9) und Co (6/9). Pb überschreitet in einer Probe den AGÖF-Auffälligkeitwert um mehr als das Doppelte. Für Al und Fe stehen keine AGÖF-Werte zur Verfügung. Verglichen mit der Hausstaubstudie des Umweltbundesamt (UMWELTBUNDESAMT 2004) liegen die Messwerte in derselben Größenordnung oder niedriger.

Ergebnisse der Hausstaubdaten nach Schulen:

Schule 1

- Phenol: es wurde der Maximalwert in dieser Studie (3,7 mg/kg) bestimmt;
- Bisphenol A: Maximalwert der Studie bei 2. Probenahme (31 mg/kg);
- Butylbenzylphthalat, DEHP und Dibutylphthalat überschreiten den Auffälligkeitwert zweimal, Dioctylphthalat einmal;



- PCB: in beiden Probenahmen, bei den meisten Kongeneren Messwerte über der BG; PCB28 überschreitet den Auffälligkeitswert;
- PBDE: einzelne Kongenere positiv, aber im Vergleich zur Gesamtstudie in geringen Konzentrationen;
- Schwermetalle: 16 SM hoch oder sogar Maximalwerte der Studie (Cr, Ni, Mo, Ag); Co, Ni und Cr überschreiten die AGÖF-Auffälligkeitswerte;
- Überschreitung der Auffälligkeitswerte bei einzelnen Trisphosphaten (TBoEP und TPP) und PAH (Phenanthren).

Schule 2

- Phthalate fallen vor allem in der zweiten Probenahme auf (DEHP, DBP überschreiten zweimal den Auffälligkeitswert; BBP, DOP überschreiten einmal den Auffälligkeitswert).

Schule 3

- DEHP und DBP: Überschreitung des Auffälligkeitswerts;
- TBoEP und TPP überschreiten den Auffälligkeitswert;
- 9 PAH wurden in Konzentrationen größer dem Median gemessen; vor allem in der 2. Probenahme sind; fünf Überschreitungen des Auffälligkeitswertes zu beobachten;
- Nikotin weist das Studienmaximum auf (1. Probenahme 14 mg/kg), 2. Probenahme 18 mg/kg;
- PBDE: #209 weist in der ersten Probenahme 210 µg/kg, in der zweiten 2.100 µg/kg auf (Überschreitung des Auffälligkeitswertes);
- 11 Schwermetalle liegen über dem Studienmedian (Zn größer des Auffälligkeitswertes).

Schule 4

- PBDE sind vor allem bei den höheren Kongeneren erhöht; die Werte der 1. Probenahme sind höher als die der zweiten. #209 liegt über dem Auffälligkeitswert;
- Maximalwert von Cu und Sb in dieser Studie. Ni ist über dem AGÖF-Auffälligkeitswert;
- einige PAHs liegen über dem Auffälligkeitswert.

Schule 5

- Tonalid und Galaxolid weisen das Studienmaximum auf (2. Probenahme)
- Nonylphenol weist das Studienmaximum auf, BPA und OP sind größer dem Median (2. Probenahme);
- DEHP und DEP weisen das Studienmaximum auf (2. Probenahme), die Werte der 1. Probenahme sind geringer; DEP, DEHP und DBP sind größer dem Auffälligkeitswert;
- Trisphosphate weisen in beiden Probenahmen sehr hohe Messwerte mit einigen Studienmaxima auf (TBoEP); vier Trisphosphate sind größer als der Auffälligkeitswert (in beiden Probenahme);

- Organozinnverbindungen: bei Mono-, Dibutylzinn sowie Diphenylzinn wurden in dieser Schule die Studienmaxima ermittelt. Aus diesem Grund wurde in dieser Schule auch der Feinstaub auf Organozinnverbindungen untersucht;
- Schwermetalle: neun Schwermetalle wurden in hohen Konzentrationen (nahe dem Studienmaximum) gemessen (Studienmaximum: Cu); Zn und Co sind größer dem Auffälligkeitswert;
- PBDE weisen vereinzelte Maxima auf (#181, #183 u. #203); #209 liegt über dem Auffälligkeitswert.

Schule 6

- DBP weist das Studienmaximum auf; DBP- und DEHP-Werte sind größer als der Auffälligkeitswert;
- bei den Trisphosphaten sind vier Substanzen größer als der Auffälligkeitswert;
- bei Triclosan wurde das Studienmaximum ermittelt;
- PBDE-Kongeneren liegen über dem Studienmedian; #209 liegt über dem Auffälligkeitswert;
- Schwermetalle sind bei Cd und Zn über dem Auffälligkeitswert.

Schule 7

- Vor allem die höher siedenden PAHs zeigen auffällig hohe Messwerte sowie Maximalwerte in dieser Studie (Naphthalin, Anthracen, Fluoranthen, Benz(a)anthracen, Chrysen, Benz(b)fluoranthen, Benzo(k)fluoranthen, Indenopyren, Benzo(b)perylene); dementsprechende Überschreitung der AGÖF-Normal- bzw. Auffälligkeitswerte (Tendenz höherer Messwerte in 2. Probenahme);
- Phthalate: v. a. in der 2. Probenahme erhöht und einige über dem Auffälligkeitswert; DEHP in beiden Probenahmen über dem Auffälligkeitswert;
- vier PCBs wurden in der 2. Probenahme über der Bestimmungsgrenze ermittelt (eins davon mit Studienmaximum); drei PCBs liegen über dem Auffälligkeitswert. In der 1. Probenahme keine positiven Messwerte;
- PBDE-Messwerte sind in der 2. Probenahme erhöht und zeigen bei 10 Kongeneren das Studien-Maximum; #209 weist allerdings in der 1. Probenahme das Studienmaximum auf. #47 und #99 überschreiten den Auffälligkeitswert in der 2. Probenahme, #209 in beiden Probenahmen;
- Schwermetalle liegen durchgehend über dem Median; Co, Ni, Zn sind größer dem Auffälligkeitswert.

Schule 8

- Messwerte der Industriechemikalien liegen durchwegs über dem Median;
- BBP- und DEHP-Werte sind über dem Auffälligkeitswert;
- TBoEP ist über dem Median und mit zwei weiteren Trisphosphaten über dem Auffälligkeitswert;
- PCB: wurden in beiden Probenahmen bestimmt; drei Kongeneren weisen das Studienmaximum auf (in der 1. Probenahme), zwei liegen in beiden Probenahmen über dem Auffälligkeitswert;

- Schwermetalle: es wurden 12 Studienmaxima bestimmt (B, Al, Ti, Fe, Co, Zn, As, Se, Cd, Sn, Sb, Hg); über dem Auffälligkeitswert liegen Ni, Co, Zn, Cd und Sn.

Schule 9

- Messwerte bei Phthalaten deutlich unter Maximum; dennoch DEHP und DBP größer dem Auffälligkeitswert;
- Trisphosphate: Werte der ersten Probenahme sind höher als bei der zweiten; TBoEP größer dem Auffälligkeitswert sowie drei weitere Parameter;
- PAH sind gering (dennoch eine Überschreitung des AGÖF-Auffälligkeitswertes);
- PCB enthalten in der ersten Probenahme drei Studienmaxima; Ergebnisse 1. Probenahme sind höher als die der zweiten; ein Kongener überschreitet den Auffälligkeitswert;
- Pentachlorphenol wurde in beiden Probenahmen identifiziert, ein Wert liegt über dem AGÖF-Auffälligkeitswert
- PBDE-Ergebnisse sind in der 2. Probenahme höher als in der ersten; keine Überschreitung des Auffälligkeitswertes;
- Schwermetallmaxima bei Pb, Mn in dieser Studie; Zn, Pb, Ni, Co sind größer dem Auffälligkeitswert.

5.6.4.1 Ergebnisse der Elektronenmikroskopie

Tabelle 110: REM-Ergebnisse für Schule 1.

Schule 1			
Phasen	Häufigkeit	Korngröße	Anm. u. mögl. Quellen
Calcit	++	20–50 µm	geogen
Dolomit	++	20–50 µm	geogen, Mg + Ca
Feldspat	+	20–70 µm	geogen, Al-Silikate
Quarz	+	30–80 µm	geogen, Si+O
Glimmer	+	20–120 µm	geogene Schichtsilikate, häufig Kali-Glimmer
Hornblende	+	bis 50 µm	Mg-Silikat, auch Mg-Al-Mischsilikate
Abriebpartikel	++	10–120 µm	Gummiabrieb von Schuhen, Radiergummi, Abrieb von Blei- und Buntstiften. Zusammensetzung: stets C+Ca, weitere Elemente: O, Na, Al, Mg, Si, Cl und K
synthetische Fasern	+	bis 200 µm L	Quelle: Innenraumausrüstung, Textilien
Kunststoffe	+	20–30 µm	Tw. globular
Pflanzenreste	+	bis 70 µm L	
Epithelzellen	+		
globulare Metall-oxide	+	27 µm	Eisenoxidpartikel, technogener Ursprung (Gewerbe, Industrie), pyrogene Quelle
Ca-Silikate	++	20–60 µm	Partikelaggregate in Zement-, Baumaterialien

Relative Häufigkeit der Partikel: +...vereinzelt, ++...häufig, +++...sehr häufig

Tabelle 111: REM-Ergebnisse für Schule 2.

Schule 2			
Phasen	Häufigkeit	Korngröße	Anm. u. mögl. Quellen
Calcit	+	20–50 µm	geogen
Dolomit	+	20–50 µm	geogen, Mg + Ca
Feldspat	+	20–70 µm	geogen, Al-Silikate
Quarz	+	30–80 µm	geogen, Si+O
Glimmer	+	20–70 µm	geogene Schichtsilikate, häufig Kali-Glimmer
Abriebpartikel	+	10–100 µm	Gummiabrieb von Schuhen, Radiergummi etc. Zusammensetzung: stets C+Ca, weitere Elemente: O, Na, Mg, Si und K
synthetische Fasern	+	bis 200 µm L	Quelle: Innenraumausrüstung, Textilien, tlw. gedreht, nur C
Haare	+	bis 2 cm L	Säugerhaare sind im REM nicht unterscheidbar
Pflanzenreste	+	bis 150 µm L	meist länglich mit erkennbaren Zellstrukturen
Insektenfragmente	+	40–80 µm	von Antennen, Flügeln etc.

Relative Häufigkeit der Partikel: +...vereinzelt, ++...häufig, +++...sehr häufig

Tabelle 112: REM-Ergebnisse für Schule 3.

Schule 3			
Phasen	Häufigkeit	Korngröße	Anm. u. mögl. Quellen
Calcit	+	20–50 µm	geogen
Dolomit	+	20–70 µm	geogen, Mg + Ca
Feldspat	++	20–70 µm	geogen, Al-Silikate
Quarz	++	30–80 µm	geogen, Si+O
Glimmer	+	20–120 µm	geogene Schichtsilikate, häufig Kali-Glimmer
Hornblende	+	20–70 µm	Mg-Silikat mit Ca und Fe
Abriebpartikel	+	10–120 µm	Gummiabrieb von Schuhen, Radiergummi, Abrieb von Blei- und Buntstiften. Zusammensetzung: stets C+Ca, weitere Elemente: O, Na, Al, Mg, Si, Cl und K
synthetische Fasern	+	bis 200 µm L	Quelle: Innenraumausrüstung, Textilien
Kunststoffe	+	20–30 µm	meist globular
Pflanzenreste	+	bis 80 µm L	mit erkennbaren Zellstrukturen
Ca-Silikate	+	40–70 µm	Partikelaggregate in Zement-, Baumaterialien

Relative Häufigkeit der Partikel: +...vereinzelt, ++...häufig, +++...sehr häufig



Tabelle 113: REM-Ergebnisse für Schule 4.

Schule 4			
Phasen	Häufigkeit	Korngröße	Anm. u. mögl. Quellen
Calcit	++	30–50 µm	geogen
Dolomit	+++	20–70 µm	geogen, Mg + Ca
Feldspat	+	20–70 µm	geogen, Al-Silikate
Quarz	+++	30–80 µm	geogen, Si+O
Glimmer	++	20–120 µm	geogene Schichtsilikate, häufig Kali-Glimmer
Abriebpartikel	+	10–120 µm	Gummiabrieb von Schuhen, Radiergummi, Abrieb von Blei- und Buntstiften. Zusammensetzung: stets C+Ca, weitere Elemente: O, Na, Al, Mg, Si, Cl und K
synthetische Fasern	++	bis 200 µm	Quelle: Innenraumausstattung, Textilien
Mineralfasern	+	bis 200 µm	Dämmmaterialien
Kunststoffe	+	20–50 µm	Tw. globular
Pflanzenreste	+	bis 70 µm L	mit erkennbaren Zellstrukturen
Haare	+	180 µm L	Säugerhaare sind im REM nicht unterscheidbar
Mikroorganismen	+	20–30 µm	Sporen, Algen
Verputz/Farbe	+	60 µm	Ba-haltige Partikelaggregate
Ca-Silikate	+	20–70 µm	Partikelaggregate in Zement-, Baumaterialien
Salz	+	30 µm	

Relative Häufigkeit der Partikel: +...vereinzelt, ++...häufig, +++...sehr häufig

Tabelle 114: REM-Ergebnisse für Schule 5.

Schule 5			
Phasen	Häufigkeit	Korngröße	Anm. u. mögl. Quellen
Calcit	+	20–50 µm	geogen
Dolomit	++	20–50 µm	geogen, Mg + Ca
Feldspat	+	20–70 µm	geogen, Al-Silikate
Quarz	+	30–80 µm	geogen, Si+O
Glimmer	++	20–100 µm	geogene Schichtsilikate, häufig Kali-Glimmer
Abriebpartikel	+++	10–120 µm	Gummiabrieb von Schuhen, Radiergummi, Abrieb von Blei- und Buntstiften. Zusammensetzung: stets C+Ca, weitere Elemente: O, Na, Al, Mg, Si, Cl und K
synthetische Fasern	++	bis 200 µm L	Quelle: Innenraumausstattung, Textilien
Kunststoffe	+	20–30 µm	globular
Haare	+	bis 2 cm L	Säugerhaare sind im REM nicht unterscheidbar
Mikroorganismen	+	20–40 µm	Sporen, Algen
Epithelzellen	+		
Ca-Silikate	+	20–60 µm	Partikelaggregate in Zement-, Baumaterialien, mit Al

Relative Häufigkeit der Partikel: +...vereinzelt, ++...häufig, +++...sehr häufig

Tabelle 115: REM-Ergebnisse für Schule 6.

Schule 6			
Phasen	Häufigkeit	Korngröße	Anmerkungen u. mögl. Quellen
Calcit	+	30–50 µm	geogen
Dolomit	++	20–70 µm	geogen, Mg + Ca
Feldspat	+	20–70 µm	geogen, Al-Silikate
Quarz	+	30–80 µm	geogen, Si+O
Glimmer	+	20–120 µm	geogene Schichtsilikate, häufig Kali-Glimmer
Abriebpartikel	+	10–120 µm	Gummiabrieb von Schuhen, Radiergummi, Abrieb von Blei- und Buntstiften. Zusammensetzung: stets C+Ca, weitere Elemente: O, Na, Al, Mg, Si, Cl und K
synthetische Fasern	+	bis 200 µm L	Quelle: Innenraumausrüstung, Textilien
Kunststoffe	++	20–50 µm	tlw. globular
Pflanzenreste	+	bis 80 µm L	mit erkennbaren Zellstrukturen
Haare	+	200 µm L	Säugerhaare sind im REM nicht unterscheidbar
Mikroorganismen	+	20–30 µm	Sporen
Epithelzellen	+		
Ca-Silikate	++	40–70 µm	Partikelaggregate in Zement-, Baumaterialien
Restkohle	+	30–60 µm	Unregelmäßig, C+ Si und Ca, tlv. globular mit Spuren von S

Relative Häufigkeit der Partikel: +...vereinzelt, ++...häufig, +++...sehr häufig

Tabelle 116: REM-Ergebnisse für Schule 7.

Schule 7			
Phasen	Häufigkeit	Korngröße	Anm. u. mögl. Quellen
Calcit	+	20–50 µm	geogen
Dolomit	++	20–50 µm	geogen, Mg + Ca
Feldspat	++	20–70 µm	geogen, Al-Silikate
Quarz	++	30–80 µm	geogen, Si+O
Glimmer	+	20–70 µm	geogene Schichtsilikate, häufig Kali-Glimmer
Abriebpartikel	+++	10–100 µm	Gummiabrieb von Schuhen, Radiergummi etc. Zusammensetzung: stets C+Ca, weitere Elemente: O, Na, Al, Mg, Si, Cl und K
synthetische Fasern	+	Bis 200 µm L	Quelle: Innenraumausrüstung, Textilien
Ca-Silikate	+	20–60 µm	Partikelaggregate in Zement-, Baumaterialien

Relative Häufigkeit der Partikel: +...vereinzelt, ++...häufig, +++...sehr häufig

Tabelle 117: REM-Ergebnisse für Schule 8.

Schule 8			
Phasen	Häufigkeit	Korngröße	Anm. u. mögl. Quellen
Calcit	+	20–50 µm	geogen
Dolomit	+	20–50 µm	geogen, Mg + Ca
Feldspat	++	20–70 µm	geogen, Al-Silikate
Quarz	+	30–80 µm	geogen, Si+O
Glimmer	++	20–70 µm	geogene Schichtsilikate, häufig Kali-Glimmer
Eisenoxid	+	30–50 µm	geogen
Abriebpartikel	+	10–100 µm	Gummiabrieb von Schuhen, Radiergummi etc. Zusammensetzung: stets C+Ca, weitere Elemente: O, Na, Cl und K
synthetische Fasern	+++	Bis 1 mm L	Quelle: Innenraumausstattung, Textilien, tlw. gedreht
künstl. Mineralfasern	+	Bis 170 µm L	Quelle: Innenraum, Baumaterialien (z. B.: Decke, Boden, Wandverkleidungen)
Ca-Silikate	+	20–60 µm	Partikelaggregate in Zement-, Baumaterialien
Kunststoffe	+	20–30 µm	globular, Quelle: Verbrennungsrückstände, mit C+Cl
Haare	+	bis 2 cm L	Säugerhaare sind im REM nicht unterscheidbar
Pflanzenreste	+	Bis 150 µm L	meist länglich mit erkennbaren Zellstrukturen
Pollenkörner	++	25–30 µm	
Glasige Schlacke	+	45 µm	mit Blasen, Zusammensetzung: O, Al, Si und K (Quelle: Gewerbe, Industrie, Produkt unvollst. Verbrennung)

Relative Häufigkeit der Partikel: +...vereinzelt, ++...häufig, +++...sehr häufig

Tabelle 118: REM-Ergebnisse für Schule 9.

Schule 9			
Phasen	Häufigkeit	Korngröße	Anm. u. mögl. Quellen
Calcit	+	20–50 µm	geogen
Dolomit	+	20–50 µm	geogen, Mg + Ca
Feldspat	++	20–70 µm	geogen, Al-Silikate
Quarz	+	30–80 µm	geogen, Si+O
Glimmer	++	20–70 µm	geogene Schichtsilikate, häufig Kali-Glimmer
Abriebpartikel	++	10–100 µm	Gummiabrieb von Schuhen, Radiergummi etc. Zusammensetzung: stets C+Ca, weitere Elemente: O, Na, Mg, Si und K
synthetische Fasern	++	bis 200 µm L	Quelle: Innenraumausstattung, Textilien, tlw. gedreht
Ca-Silikate	+	20–60 µm	Partikelaggregate in Zement-, Baumaterialien
Haare	+	bis 2 cm L	Säugerhaare sind im REM nicht unterscheidbar
Pflanzenreste	+	Bis 150 µm L	meist länglich mit erkennbaren Zellstrukturen
Pollenkörner	+	25–30 µm	

Relative Häufigkeit der Partikel: +...vereinzelt, ++...häufig, +++...sehr häufig

In keiner der untersuchten Hausstaubproben konnte Asbest als Bestandteil identifiziert werden.

5.6.5 Feinstaub

Die Filterproben mit PM10 und PM2,5 wurden auf organische und anorganische Substanzen untersucht. Die folgenden Substanzgruppen bzw. Substanzen wurden in mehr als der Hälfte der Proben positiv bestimmt (Anzahl der positiven Messergebnisse in Klammern):

Tabelle 119: Stoffgruppen im Feinstaub, die in der Mehrzahl der Proben über der BG ermittelt wurden.

Verbindungsgruppe/Stoff	Anzahl positiv/Gesamtzahl Proben
Industriechemikalien	
Nonylphenol	70/70
Bisphenol A	65/70
Phthalate	
Diethylphthalat	52/70
DEHP	70/70
Trisphosphate	
TBP	70/70
TPP	70/70
TKP	39/70
TBoEP	69/70
TCEP	70/70
TCPP	67/70
TDCPP	70/70
PAH	
Benz(b)fluoranthren	38/70
Benz(a)pyren	47/70
Indeno(1,2,3-cd)pyren	53/70
Benzo(g,h,i)perylen	53/70
Schwermetalle	
Al, Ti, Pb	18, 14, 15/30
PBDE	
fast alle Kongenere in der Mehrzahl der Proben	14/14
anorganische Hauptkomponenten	70/70

In der Überblicksanalyse wurden die folgenden Substanzgruppen überhaupt nicht über der Nachweisgrenze detektiert (bzw. Einzelstoffe als Ausnahme in Klammern mit deren Anzahl):

- leichtflüchtige aromatische Verbindungen,
- mittelflüchtige organische Verbindungen (Ausnahme: Carbazol 1/70),
- Moschusverbindungen (Ausnahme: Moschus Xylol 6/55, Tonalid 6/70),



- phenolische Verbindungen (Ausnahme: Phenol 14/55, 4-Nitrophenol 14/70, Pentachlorphenol 4/70, m/p-Cresol 1/70),
- PCB,
- Organophosphorsäureester,
- Organochlorpestizide (Ausnahme: Dieldrin 2/70, Endrinaldehyd 1/70),
- Pyrethroide (Ausnahme: Phenothrin 1/70),
- Desinfektionsmittel (Triclosan 1/70).

Vergleich Hausstaub- und Feinstaubbelastung

Die Konzentrationen des Feinstaubes wurden auf die gesammelte Staubmasse bezogen (mg/kg), um die Belastung mit dem Hausstaub vergleichbar zu machen. Damit soll auch gezeigt werden, ob bei einzelnen Parametern die Beladung der Partikel mit Schadstoffen aufgrund der Partikelgröße variiert. Dazu wurden die am häufigsten bestimmten Parameter herangezogen (Nonylphenol, DEHP, TBoEP, Nikotin, PBDE und Schwermetalle).

Der Vergleich zeigt, dass der Medianwert von **Nonylphenol** im Hausstaub (22 mg/kg) deutlich geringere Konzentrationen aufweist als im Feinstaub (620 mg/kg PM₁₀, 1.500 mg/kg PM_{2,5}).

DEHP wurde im Median im Hausstaub mit 3.080 mg/kg bestimmt. Im Feinstaub wurden 10.000 mg/kg (PM₁₀) und 21.000 mg/kg (PM_{2,5}) ermittelt.

Beim Trisphosphat **TBoEP** liegen die Medianwerte der Konzentrationen des Hausstaubs (2.000 mg/kg) und des Feinstaubes (1.600 mg/kg PM₁₀, 2.100 mg/kg PM_{2,5}) in ähnlichen Bereichen. Die Konzentrationen im PM_{2,5} sind jedoch bei allen Trisphosphaten im PM_{2,5} geringfügig höher als im PM₁₀.

Ein sehr deutlicher Konzentrationsunterschied zwischen den gröberen und feinen Fraktionen zeigt sich bei **Nikotin**. Im Hausstaub wurden im Median 3,5 mg/kg gemessen, in der PM₁₀-Fraktion wurde ein Medianwert von 900 mg/kg ermittelt und in der PM_{2,5}-Fraktion von 1.700 mg/kg. Nikotin wird hauptsächlich im Zigarettenrauch freigesetzt.

Im Hausstaub von Nichtraucherhaushalten werden Nikotin-Konzentrationen um 1 mg/kg beschrieben (der AGÖF Normalwert beträgt 5 mg/kg). In Raucherhaushalten kann die Konzentration allerdings bis zu 100 mg/kg betragen. Die in dieser Studie gemessenen Konzentrationen zeigen, dass in den Schulen nur geringe Nikotinkonzentrationen auftraten.

Bei **PBDE** zeigt sich, dass vor allem die schwerer flüchtigen Kongenere eher im Hausstaub als in den Feinstaubfraktionen gemessen werden (#209 Median des Hausstaubs: 600 mg/kg, Median PM₁₀: 300 mg/kg, Median PM_{2,5}: 275 mg/kg).

Schwermetalle zeigen unterschiedliches Verhalten. Die Konzentrationen einiger Schwermetalle (Al, Fe, Ti) sind in beiden Medien vergleichbar. Die Konzentration von Pb, Hg und Cd zeigten im Feinstaub höhere Werte.

Die Messwerte der **Anorganischen Hauptkomponenten** zeigen (Medianvergleich), dass bei den Kationen Kalzium und bei den Anionen Sulfat die höchsten Messwerte lieferten. Dies kann auf den Kreidestaub zurückzuführen sein, da Tafelkreide in Österreich fast ausschließlich aus Gips (Kalziumsulfat) produziert wird.

5.6.5.1 Darstellung der Inhaltsstoffe des Feinstaubs in den einzelnen Schulen

Dieser Darstellungsform wird vorausgeschickt, dass anhand von ausgewählten Leitparametern der untersuchten Schadstoffgruppen eine Beurteilung durchgeführt wurde. Diese umfassten aufgrund ihres häufigen Auftretens Nonylphenol und Bisphenol A (Industriechemikalien), DEHP (Phthalate), TBoEP (Trisphosphate), PAHs, Nikotin, PBDE, Schwermetalle sowie TOC und anorganische Hauptkomponenten. Anhand der Ergebnisse wurde versucht, Unterschiede zwischen erster und zweiter Probenahme sowie zwischen den Beprobungsstandorten einer Schule zu identifizieren. Weiters wurden Unterschiede in Bezug auf die unterschiedliche Partikelgröße und damit verbundene Belastung herausgearbeitet.

Schule 1

- Allgemein geringe Konzentrationen im Feinstaub.

Schule 2

- Bei fast allen Leitparametern sind die Konzentrationen der 2. Probenahme höher als die der ersten;
- Konzentrationen von TBoEP sind in der 1. Probenahme höher (PM10 und PM2,5);
- Schwermetalle und anorganische Hauptkomponenten sind im PM10 höher als im PM2,5 (TOC ungefähr gleich).

Schule 3

- Bei fast allen Leitparametern sind die Konzentrationen der 1. Probenahme gleich oder leicht höher als in der zweiten;
- Nikotin ist in der 2. Probenahme höher;
- Schwermetalle, TOC und anorganische Hauptkomponenten sind im PM10 in höheren Konzentrationen anzutreffen.

Schule 4

- Bei fast allen Leitparametern sind die Konzentrationen ausgewogen oder in der 1. Probenahme höher;
- bei Nikotin ist ein deutlicher Unterschied zwischen den Standorten in der Schule zu verzeichnen (Standort 2 ist höher belastet);
- Schwermetalle und TOC weisen im PM10 höhere Werte auf.

Schule 5

- Bei fast allen Leitparametern sind die Konzentrationen ausgewogen oder in leicht höheren Konzentrationen in der 2. Probenahme;
- Nikotin ist in der 2. Probenahme deutlich höher;
- Industriechemikalien sind in PM2,5 in höheren Konzentrationen als im PM10 zu finden;
- Schwermetalle sowie PBDE weisen im PM10 höhere Werte als im PM2,5 auf.



Schule 6

- Konzentrationen von Nonylphenol und Trisphosphate sind in beiden Probenahmen ungefähr gleich;
- Nonylphenol, DEHP und Nikotin finden sich im PM_{2,5} in höheren Konzentrationen;
- DEHP ist in der 1. Probenahme höher;
- PBDE, Schwermetalle und anorganische Hauptkomponenten weisen im PM₁₀ höhere Konzentrationen auf als im PM_{2,5}.

Schule 7

- Konzentrationen von Nonylphenol, Bisphenol A, TBoEP, Nikotin, sind sowohl bei PM₁₀ als auch bei PM_{2,5} in der 2. Probenahme größer;
- PBDE und Schwermetalle weisen bei PM₁₀ höhere Konzentrationen auf als bei PM_{2,5};
- die Konzentrationen sind sehr gering.

Schule 8

- Sowohl bei PM₁₀ als auch PM_{2,5} liegen die Konzentrationen beider Probenahmen in derselben Größenordnung;
- die Ergebnisse von PM₁₀ sind größer als jene von PM_{2,5} (PBDE, Schwermetalle, TOC, anorgan. Hauptkomponenten), jedoch eine sehr geringe Konzentration an PM in der 2. Probenahme;
- die Konzentrationen von PBDE, Schwermetallen und TOC sind bei PM_{2,5} leicht höher als bei PM₁₀.

Schule 9

- Die Werte der 1. Probenahme sind bei Nonylphenol, BPA, und Nikotin höher als in der zweiten bei PM₁₀ und PM_{2,5};
- bei DBP fällt auf, dass die Messwerte der 1. Probenahme deutlich höher sind als in der zweiten (DEHP liegt hingegen bei beiden in derselben Größenordnung).

6 HANDLUNGSFELDER

Die beschriebenen Ergebnisse werden im Folgenden kurz zusammengefasst und aus ihnen werden Handlungsfelder abgeleitet, die die Belastung der Kinder in Schulen verringern und deren Gesundheit fördern sollen. Als Zielgruppe für Handelnde ist in erster Linie an die Eltern und Kinder, den Lehrkörper sowie den Schulerhalter gedacht. Maßnahmen sollen einfach und in Kosten und Aufwand gering sein.

In einer zweiten Ebene werden Empfehlungen abgegeben, die aufgrund der Komplexität durch den Einzelnen nicht umgesetzt werden können. Sie sollen ein Beitrag zum CEHAPE sein, der vor allem auf der Ebene der Gesetzgebung eine Verbesserung der Kindergesundheit durch Verbesserung der Umweltsituation erreichen soll. Weiters soll die planerische Ebene bei Schulneu- und -umbauten angesprochen werden.

6.1 Potenzielle Exposition in der Schule

Analyse	Schadstoffmessungen (Luft, PM10/2,5, Hausstaub)
Ergebnis	erhöhte Messdaten von Trisphosphaten, Polybromierten Diphenylethern, Phthalaten in den Schulen
Empfehlung Schule	Bei Beschaffung entsprechende Produkte vermeiden (wenn möglich); Klassenräume häufiger reinigen (keine (Lösungsmittel-haltigen) Reinigungsprodukte, nur Wasser)
Empfehlung Gemeinde	Schulerhalter: Augenmerk auf ökologische Beschaffung (z. B. Ökokauf in Wien); ökologische Kriterien in Ausschreibungen
Empfehlung Bund/EU	Verbot oder Beschränkung problematischer Stoffgruppen in Produkten (z. B. Bau, Einrichtung)

Analyse	Feinstaubmonitoring (Tagesgang Feinstaub)
Ergebnis	Ausgeprägte Variation der PM10- und PM2,5-Messwerte im Tagesgang PM10-Quellen auch im Innenraum Innenraum wird auch durch die Außenluft beeinflusst
Empfehlung Schule	Klassen öfter feucht reinigen, Tafeltuch/-schwamm regelmäßig waschen Bewusstseinsbildung bei Lehrern/Lehrerinnen und Eltern, Schulwege ohne Pkw Lüften primär zu Innen-/Schulhöfen (wenn möglich)
Empfehlung Gemeinde	Schaffung verkehrsberuhigter Zonen rund um Schulen (Fußgeherzone, Wohnstraße, Sackgasse, Tempo 30-Zone etc.)
Empfehlung Bund/EU	Verpflichtung von mechanischen Lüftungsanlagen in Schulen/Klassenzimmern; Nachrüstung bestehender Schulen mit mechanischen Lüftungsanlagen



Analyse	CO₂-Messungen
Ergebnis	Werte deutlich über Orientierungswerten Ausgeprägter Tagesgang
Empfehlung Schule	Lüftungsregime überarbeiten: z. B. häufiger Lüften, Lüftungssampel installieren Bewusstseinsbildung bei Lehrern/Lehrerinnen
Empfehlung Gemeinde	Schulbehörde: Vorgabe Lüftungsregulativ
Empfehlung Bund/EU	Verpflichtung von mechanischen Lüftungsanlagen in Schulen/ Klassenzimmern; Nachrüstung bestehender Schulen mit me- chanischen Lüftungsanlagen

*Es gilt, dass eine verbesserte Lüftungssituation zu deutlich geringeren Konzentrationen fast **aller** Schadstoffe führt.*

6.2 Einfluss des Wohn- und Familienumfeldes auf die respiratorische Gesundheit

Analyse	Wohnsituation u. Wohnumgebung – Atemwegs-symptome
Ergebnis	bei Schimmel in der Wohnung wird der Zustand der Atem- organe durch die Eltern schlechter eingeschätzt
Empfehlung Schule	Information der Eltern über gesundheitlich relevante Innen- raumfaktoren zuhause Schimmel erkennen (hinter Kasten, Geruch), Hausstaubfänger
Empfehlung Gemeinde	Bewusstseinsbildende Kampagnen stärkere Aufklärung zu „Wohnen und Gesundheit“
Empfehlungen Bund/EU	Bewusstseinsbildung; stärkere Aufklärung zu „Wohnen und Gesundheit“

Analyse	Wohnsituation u. Wohnumgebung – Lungenfunktion
Ergebnis	Schimmel, Rauchen in der Wohnung assoziiert mit Abnahme der Lungenfunktion Stillen verbessert Lungenfunktion
Empfehlung Schule	Information der Eltern über gesundheits-beeinträchtigende Innenraumfaktoren in der Wohnung
Empfehlung Gemeinde	Bewusstseinsbildende Kampagnen, stärkere Aufklärung zu Wohnen und Gesundheit
Empfehlungen Bund/EU	Kampagnen zu Rauchen, Stillen, Schimmel

6.3 Einfluss des Schulumfeldes auf die respiratorische Gesundheit

Analyse	Ergebnisse der Staub- und Luftmessungen in den Schulen – Lungenfunktion
Ergebnis	Belastung mit folgenden Stoffen stehen im Zusammenhang mit verminderter Lungenfunktion: Ethylbenzol, m,p-Xylol, o-Xylol, TDCPP, Formaldehyd, Benzylbutylphthalat, PBDE 196
Empfehlung Schule	Auf bestimmungsgemäßen Gebrauch lösungsmittel-haltiger Produkte achten Einsatz von Produkten mit Lösungsmittel beschränken – lösungsmittelfreie Produkte einsetzen Werkraum verschlossen halten, Lüften nach Lösungsmittelnutzung bzw. mechanische Lüftung im Werkraum
Empfehlung Gemeinde	
Empfehlung Bund/EU	strengere Lösungsmittelverordnung strengere Regelungen von Flammschutzmitteln

6.4 Einfluss von Schadstoffen auf die kognitive Leistungsfähigkeit

Analyse	Schadstoffbelastung – kognitive Leistungsfähigkeit
Ergebnis	Korrelationen zwischen der Konzentration von Tris(2-chlorethyl)phosphat (Filterproben, Hausstaub) und Ergebnissen des SPM-Tests Zunahme der Konzentration korreliert mit Abnahme der kognitiven Leistung
Empfehlung Schule	Eventuell bei Beschaffung entsprechende Produkte vermeiden (kaum möglich); Häufiger Klassenräume reinigen (ohne Putzmittel = feucht Wischen)
Empfehlung Gemeinde	
Empfehlung Bund/EU	Verbot, Beschränkung problematischer Stoffgruppen in Produkten



6.5 Schulumfeld und Schadstoffbelastung

Analyse	Schwermetallgehalt in Haaren, Zähnen, Asseln
Ergebnis	Einfluss der Ernährung auf Schwermetalle Konzentrationen der Schwermetalle im Hausstaub in Schule und im Haar haben keinen Zusammenhang langfristige Hintergrundbelastung durch Deposition
Empfehlung Schule	Information der Eltern über gesundheits-beeinträchtigende Innenraumfaktoren in der Wohnung Ernährungsberatung
Empfehlung Gemeinde	
Empfehlung Bund/EU	Nutzungsverbote bzw. Nutzungsbeschränkungen von Schwermetallen und schwermetallhaltigen Produkten

7 LITERATURVERZEICHNIS

- ABRAMSON, S.L. (2006): Allergens in school settings: results of environmental assessments in 3 city school systems. *J Sch Health* 76: 246–9.
- AMAP – Arctic Monitoring and Assessment Programme (2004): Persistent Toxic Substances, Food Security and Indigenous Peoples of the Russian North. Final Report, Oslo. 192 p. AMAP-Report 2004: 2.
- APTE, M.G.; FISK, W.J. & DAISEY, J.M. (2000): Associations between indoor CO₂ concentrations and sick building syndrome symptoms in U.S. office buildings: An analysis of the 1994–1996 BASE study data. *Indoor Air* 10: 246–257.
- ASHER, M.I.; KEIL, U.; ANDERSON, H.R.M.; BEASLEY, R.; CRANE, J.; MARTINEZ, F.; MITCHELL, E.A.; PEARCE, N.; SIBBALD, B.; STEWART, A.W.; STRACHAN, D.; WEILAND, S.K. & WILLIAMS, H.C. (1995): International Study of Asthma and Allergies in Childhood (ISAAC): rationale and methods. *Eur Respir J* 8: 483–491.
- AW – Akademie der Wissenschaften (1997): Flüchtige Kohlenwasserstoffe in der Atmosphäre – Luftqualitätskriterien VOC, Band 2. Hrsg. Bundesministerium für Umwelt, Jugend und Familie.
- BAARS, A.J.; THEELEN, R.M.C.; JANSSEN, P.; HESSE, J.M.; VAN APeldoorn, M.E.; MEIJERINK, M.C.M.; VERDAM, L. & ZEILMAKER, M.J. (2001) Re-evaluation of human toxicological Maximum Permissible Risk levels. Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu (RIVM), Bilthoven. RIVM report 711701025.
- BATTY, G.D.; DER, G. & DEARY, R.J. (2006): Effect of Maternal Smoking During Pregnancy on Offspring's Cognitive Ability: Empirical Evidence for Complete Confounding in the US National Longitudinal Survey of Youth. *Pediatrics* 118: 943–950.
- BAYLFU – Bayrisches Landesamt für Umwelt (2006): Chemikalien in der Umwelt. Vorkommen, Belastungspfade, Regelungen. Fachtagung am 18. Oktober 2006, Augsburg, 2006 – ISBN 3-936385-97-1.
http://www.lfu.bayern.de/umweltwissen/gesellschaft/doc/beitraege_tagungsbaende/chemikalien1_2006.pdf
- BAYO, J.; MORENO-GRAU, S.; MARTINEZ, M.J.; MORENO, J.; ANGOSTO, J.M.; MORENO-CLAVEL, J.; GUILLEN PEREZ, J.J. & GARCIA MARCOS, L. (2001): Electroanalytical determination of cadmium and lead in deciduous teeth after microwave oven digestion. *Journal Of AOAC International* 84: 111–116.
- BBGES BERLIN (2003): Berliner Betrieb für Zentrale Gesundheitliche Aufgaben: „Dicke Luft im Klassenzimmer?“
- BECKER, K.; SEIWERT, M.; ANGERER, J.; KOLOSSA-GEHRING, M.; HOPPE, H.W.; SCHULZ, C. & SEIFERT, B. (2007): Kinder-Umwelt-Survey, Pilotstudie (2001/2002). Hinweise auf Expositionspfade für die innere Belastung mit Organophosphaten und Pyrethroiden *J. Verbr. Lebensmittel* 2: 45–53.
- BEGEROW, J.; FREIER, I.; TURFELD, M.; KRAMER, U. & DUNEMANN, L. (1994): Internal lead and cadmium exposure in 6-year-old children from western and eastern Germany. *International Archives Of Occupational And Environmental Health* 66: 243–248.
- BFR – Bundesinstitut für Risikobewertung (2003a): Erbgutveränderungen durch Bisphenol A – Studie von Hunt et al. Stellungnahme des BfR vom 17. April 2003.
www.bfr.bund.de/cm/252/erbgutveraenderungen_durch_bisphenol_a.pdf

- BfR – Bundesinstitut für Risikobewertung (2003b): Weichmacher DEHP: Tägliche Aufnahme höher als angenommen? Stellungnahme des BfR vom 23. Juli 2003.
http://www.bfr.bund.de/cm/208/taegliche_aufnahme_von_diethylhexylphthalat.pdf
- BfR – Bundesinstitut für Risikobewertung (2006a): Krebserregende Wirkung von eingeatmetem Formaldehyd hinreichend belegt: Pressemitteilung 14/2006 vom 29.5.2006.
<http://www.bfr.bund.de/cd/7858>.
- BfR – Bundesinstitut für Risikobewertung (2006b): PAK in verbrauchernahen Produkten sollten so weit wie möglich minimiert werden Aktualisierte Stellungnahme Nr. 035/2007 des BfR vom 29. Juni 2006.
http://www.bfr.bund.de/cm/216/pak_in_verbrauchernahen_produkten_sollten_so_weit_wie_moeglich_minimiert_werden.pdf.
- BJORKMAN, L.; VAHTER, M. & PEDERSEN, N.L. (2000): Both the environment and genes are important for concentrations of cadmium and lead in blood. *Environmental Health Perspectives* 108: 719–722.
- BLONDEAU, P. (2005): Relationship between outdoor and indoor air quality in eight French schools. *Indoor Air* 15: 2–12.
- BLUESTONE, C.D. & KLEIN, J.O. (2001): *Otitis Media in Infants and Children*. 3rd ed. Philadelphia: W.B. Saunders.
- BMBF – Bundesministerium für Bildung und Forschung (2001): Pyrethroidexposition in Innenräumen. Forschungsbericht.
- BMBW – Bundesministerium für Bauen und Wohnen (1996): Richtlinie für die Bewertung und Sanierung PCB-belasteter Baustoffe und Bauteile in Gebäuden.
http://www.umwelt-online.de/recht/gefstoff/g_stoffe/pcb/pcbnw_gs.htm
- BMGF – Bundesministerium für Gesundheit, Familie und Jugend (2004): Österreichweite Repräsentativerhebung zu Substanzgebrauch. S. 106.
- BMLFUW – Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft (2005): *Gesunde Umwelt für unsere Kinder. Der WHO Kinder-Umwelt-Gesundheit Aktionsplan für Europa und Initiativen in Österreich (CEHAPE)*. Mit Fachbeiträgen verschiedener Experten (BMLFUW, BMGF, BMVIT, BMBWK, MUW), April 2005. ISBN 3-902 338-32-6.
- BMLFUW – Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft (2007): Arbeitskreis Innenraumluft: Richtwerte für Formaldehyd. Beschluss des Arbeitskreises Innenraumluft am Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft (BMLFUW) vom 18.07.2007.
- BMUNR – Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (2002): *Umweltforschungsplan des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit, Aktionsprogramm „Umwelt und Gesundheit“ Berücksichtigung der Risikogruppe Kind bei der Ableitung gesundheitsbezogener Umweltstandards*.
http://www.apug.de/archiv/pdf/kinderempfindlichkeit_kurz.pdf
- BOBAK, M. & LEON, D.A. (1992): Air pollution and infant mortality in the Czech Republic, 1986–1988. *Lancet* 340: 1010–1014.
- BOBAK, M. & LEON, D.A. (1999): The effect of air pollution on infant mortality appears specific for respiratory causes in the postneonatal period. *Epidemiology* 10: 666–670.

- BORNEHAG, C.G.; SUNDELL, J.; WESCHLER, C.J.; SIGSGAARD, T.; LUNDGREN, B.; HASSELGREN, M. & HÄGERHED-ENGMAN, L. (2004): The Association Between Asthma and Allergic Symptoms in Children and Phthalates in House Dust: a Nested Case-Control Study *Environmental Health Perspectives* 112(14): 1393–1397.
<http://ehp.niehs.nih.gov/members/2004/7187/7187.pdf>
- BÖSE O'REILLY, S.; HEUDORF, U.; LOB-CORZILIUS, T.V.; MÜHLENDAHL, K.E.; OTTO, M. & SCHMIDT, S. (2007): Children's environment in Central Europe: threats and chances.
- BRANDL, A.; TAPPLER, P.; TWRDIK, F. & DAMBERGER, B. (2001): Untersuchungen raumlufthygienischer Parameter in oberösterreichischen Schulen. 6. AGÖF Fachkongress Nürnberg 20.–21.09.2001: Umwelt, Gebäude & Gesundheit. S. 355–366
- BRAUER, M. & GEHRING, U. (2006): Traffic-Related Air Pollution and Otitis Media. *Environ Health Perspect* 114: 1414–1418.
- BROWN, N.A.; LAMP, J.C.; BROWN, S.M. & NEAL, B.H. (2000): A review of the developmental and reproductive toxicity of styrene. *Regul Toxicol Pharmacol* 32: 228–247.
- BUA – Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft (1997): Luftqualität in Innenräumen. Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft, Schriftenreihe Umwelt Nr. 287.
- CARRER, P.; BRUINEN DE BRUIN, Y.; FRANCHI, M. & VALOVIRTA, E. (2002): The EFA project: Indoor air quality in European schools. In: *Indoor Air '02 – Proc. 9th Internat. Conf. on Indoor Air Quality and Climate, Monterey, USA*. Vol. 2. pp. 794–799.
- CIKRT, M.; SMERHOVSKY, Z.; BLAHA, K.; NERUDOVA, J. & SEDIVA, V. (1997): Biological monitoring of child lead exposure in the Czech Republic. *Environ Health Perspect* 105: 406–411.
- CLARKSON, T.W. (2002): The three modern faces of mercury *Environmental Health perspectives*, 110, 1. pp. 11–22.
- COMMUNICATION FROM THE COMMISSION TO THE COUNCIL, THE EUROPEAN PARLIAMENT, THE EUROPEAN ECONOMIC AND SOCIAL COMMITTEE (2004): The European Environment & Health Action Plan 2004-2010, COM (2004) 416 final, 2004.
- COOK, D.G.; STRACHAN, D.P. & CAREY, I.M. (1998): Health effects of passive smoking: 9. Parental smoking and spirometric indices in children. *Thorax* 53: 884–893.
- CORSI, R.L.; TORRES, V.M.; SANDERS, M. & KINNEY, K.A. (2002): Carbon dioxide levels and dynamics in elementary schools: Results of the Tesias Study. In: *Indoor Air '02 – Proc. 9th Internat. Conf. on Indoor Air Quality and Climate, Monterey, USA*. Vol. 2. pp. 74–79.
- CSTEE – Scientific committee on toxicity, ecotoxicity and the environment (2004): Opinion on the results of a second Risk Assessment of Bis(2-ethylhexyl)phthalate [DEHP] Human Health Part CAS No.: 117-81-7, EINECS No.: 204–211.
http://ec.europa.eu/health/ph_risk/committees/sct/documents/out214_en.pdf
- CUIJEPERS, C.E. (1995): Adverse effects of the indoor environment on respiratory health in primary school children: *Environ Research* 68: 11–23.
- DAISEY, J.M. (2003): Indoor air quality, ventilation and health symptoms in schools: an analysis of existing information. *Indoor Air* 13: 53–64.

- DÄNISCHES AMT FÜR UMWELTSCHUTZ (1999): Toxicological Evaluation and Limit Values for Nonylphenol, Nonylphenol Ethoxylates, Tricresyl, Phosphates and Benzoic Acid. Miljøprojekt nr. 512. Miljøstyrelsen, København. Polybrominated diphenyl ethers. Occurrence, dietary exposure, and toxicology. Environ Health Perspect. 109 Suppl 1: 49–68.
<http://www.mst.dk/udgiv/Publications/1999/87-7909-566-6/html/nonylphenol/kap07.htm>
- DE FREITAS, C.U.; DE CAPITANI, E.M.; GOUVEIA, N.; SIMONETTI, M.H.; DE PAULA, E.; SILVA, M.R.; KIRA, C.S.; SAKUMA, A.M.; DE FATIMA HENRIQUES CARVALHO, M.; DURAN, M.C.; TIGLEA, P. & DE ABREU, M.H. (2007): Lead exposure in an urban community: Investigation of risk factors and assessment of the impact of lead abatement measures. Environmental Research 103: 338–344.
- DOCKERY, D.W.; CUNNINGHAM, J.; DAMOKOSH, A.I.; NEAS, L.M.; SPENGLER, J.D. & KOUTRAKIS, P. (1996): Health effects of acid aerosols on North American children: Respiratory Symptoms. Environ Health Perspect 104: 500–505.
- EC – European Commission (1998): Council Directive 98/83/EC of 3 November 1998 on the quality of water intended for human consumption. Internetabfrage von 01/08.
<http://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=OJ:L:1998:330:0032:0054:EN:PDF>
- EC – European Commission/SCHER (2007): European Commission, Health and Consumer Protection Directorate –General, Scientific Committee on Health and Environmental Risks Opinion on risk assessment on indoor air quality, approved by the SCHER at the 17th plenary of 29 May 2007 after public consultation.
http://ec.europa.eu/health/ph_risk/committees/04_scher/docs/scher_o_055.pdf
- ECB – European Chemicals Bureau (2001a): EU Risk Assessment Report. Diphenylether, pentabromo derivative (pentabromodiphenylether). European Commission, Joint Research Centre, Institute for Health and Consumer Protection European Chemicals Bureau, Ispra. <http://ecb.jrc.it/esis/>
- ECB – European Chemicals Bureau (2001b): EU Risk Assessment Report. Bis(2-ethylhexyl)phthalate (DEHP) European Commission, Joint Research Centre, Institute for Health and Consumer Protection European Chemicals Bureau, Ispra.
<http://ecb.jrc.it/esis/>
- ECB – European Chemicals Bureau (2002a): EU Risk Assessment Report. 4-Nonylophenol and Nonylphenol. European Commission, Joint Research Centre, Institute for Health and Consumer Protection European Chemicals Bureau, Ispra. <http://ecb.jrc.it/esis/>
- ECB – European Chemicals Bureau (2002b): EU Risk Assessment Report. Bis (Pentabromo phenylether) European Commission, Joint Research Centre, Institute for Health and Consumer Protection European Chemicals Bureau, Ispra. <http://ecb.jrc.it/esis/>
- ECB – European Chemicals Bureau (2003a): Technical guidance document on risk assessment, Ispra, Italy.
- ECB – European Chemicals Bureau (2003b): EU Risk Assessment Report. Diphenylether, octabromo derivative (octabromodiphenylether). European Commission, Joint Research Centre, Institute for Health and Consumer Protection European Chemicals Bureau, Ispra. <http://ecb.jrc.it/esis/>

- EC/SCHER: SCHLEIBINGER, H.; HOTT, U.; MARCHL, D.; PLIENINGER, P.; BRAUN, P. & RÜDEN, H. (2002): Ziel und Richtwerte zur Bewertung der VOC-Konzentrationen in der Innenraumlufte – ein Diskussionsbeitrag, *Umweltmedizin Forschung und Praxis* 7 (3): 139–147.
- EFSA – European Food Safety Authority (2005): Opinion of the Scientific Panel on Food Additives, Flavourings, Processing Aids and Material in Contact with Food (AFC) on a request from the Commission related to Di-Butylphthalate (DBP) for use in food contact materials Question N° EFSA-Q-2003-192 Adopted on 23 June 2005 by written procedure.
http://www.efsa.eu.int/EFSA/Scientific_Opinion/afc_op_ej242_dbp_en2.1.pdf
- EFSA – European Food Safety Authority (2007): Opinion of the Scientific Panel on Food Additives, Flavourings, Processing Aids and Materials in Contact with Food on a request from the Commission related to 2,2-bis(4-hydroxyphenyl)propane (Bisphenol A) Question number EFSA-Q-2005-100 Adopted on 29 November 2006:
http://www.efsa.europa.eu/EFSA/Scientific_Opinion/afc_op_ej428_bpa_op_en_0.pdf
- EIKMANN, T. (2000): Gefährdungsabschätzung von Umweltschadstoffen. Toxikologische Basisdaten und ihre Bewertung. Eikmann, T.; Heinrich, U.; Heinzow, B.; Konietzka, R. (Hg.) Erich Schmid Verlag, Berlin.
- EK – EUROPÄISCHE KOMMISSION (2005): Impact Assessment of the Thematic Strategy and the CAFÉ Directive (SEC(2005)11339).
http://ec.europa.eu/environment/air/cafe/pdf/ia_report_en050921_final.pdf
- ENGLERT, N. (1998): Richtwerte für die Innenraumlufte: Stickstoffdioxid. *Bundesgesundheitsblatt* 41. S. 9–12.
- ERDMANN, C.A.; STEINER, K.C. & APTE, M.G. (2002): Indoor carbon dioxide concentrations and sick building syndrome symptoms in the BASE study revisited: Analyses of the 100 building dataset. *Proc. INDOOR AIR '02, 9th Internat. Conf. on Indoor Air Quality and Climate*. 30 June – 05 July 2002, Monterey, USA, Vol. 3: 443–44.
- ETZEL, R. & RYLANDER, R. (1999): Indoor mold and Children's health. *Environ Health Perspect* 107 Suppl 3: 463.
- ETZEL, R.A.; PATTISHALL, E; HALEY, N.J.; FLETCHER, R.H. & HENDERSON, F.W. (1992): Passive smoking and middle ear effusion among children in day care. *Pediatrics* 90: 228–232.
- EWERS, U.; TURFELD, M.; FREIER, I.; HOFSTETTER, I.; STEMMANN, G. & BROCKHAUS, A. (1996): Lead and cadmium content in deciduous teeth of children of Stolberg and other cities of North-Rhine-Westphalia: a chronological trend 1968-1993. *Zentralblatt Fur Hygiene Und Umweltmedizin = International Journal of Hygiene and Environmental Medicine* 198: 318–330.
- FRANZE, T.; WELLER, M.G.; NIESSNER, R. & POSCHL, U. (2005): Protein nitration by polluted air. *Environ. Sci. Technol.* 39: 1673–1678.
- FROELICH, T.E.; LANPHEAR, B.P.; DIETRICH, K.N.; CORY-SLECHTA, D.A.; WANG, N., & KAHN R.S. (2007): Interactive Effects of a DRD4 Polymorphism, Lead, and Sex on Executive Functions in Children. *Biological Psychiatry* 62: 243–249.

- FROMME, H.; ALBRECHT, M.; ANGERER, J.; DREXLER, H.; GRUBER, L.; SCHLUMMER, M.; PARLAR, H.; KORNER, W.; WANNER, A.; HEITMANN, D.; ROSCHER, E. & BOLTE, G. (2007a): Integrated Exposure Assessment Survey (INES) exposure to persistent and bioaccumulative chemicals in Bavaria, Germany. *Int J Hyg. Environ Health* 210: 345–349.
- FROMME, H.; TWARDDELLA, D.; DIETRICH, S.; HEITMANN, D.; SCHIERL, R.; LIEBL, B. & RÜDEN, H. (2007b): Particulate Matter in the indoor air of classrooms – exploratory results from Munich and surrounding. *Atmos. Environ.* 2007, 41: 854–866.
- GILBERT, T.; STERN, D.A.; MORGAN, W.J.; MARTINEZ, F.D. & WRIGHT, A.L. (2007): Effect of breastfeeding on lung function in childhood and modulation by maternal asthma and atopy. *American Journal of Respiratory and Critical Care Medicine* 176: 843–848.
- GILLILAND, F.D.; BERHANE, K.; MCCONNEL, R.; GAUDERMAN, W.J.; VORA, H.; RAPPAPORT, E.B.; AVOL, E. & PETERS, J.M. (2000): Maternal smoking during pregnancy, environmental tobacco smoke and childhood lung function. *Thorax* 55: 271–276.
- GREENPEACE (2003): Consuming Chemicals: Hazardous chemicals in house dust as an indicator of chemical exposure in the home. Greenpeace Research Laboratories, UK. http://www.greenpeace.se/files/2000-2099/file_2052.pdf
- GUNDAKER, C.; KOMARNICKI, G.; ZODL, B.; FORSTER, C.; SCHUSTER, E.; WITTMANN, K. (2006): Whole blood mercury and selenium concentrations in a selected Austrian population: does gender matter?. *Sci Tot Env* 371: 76–78.
- HAIDINGER, G.; WALDHÖR, T.; MEUSBURGER, S.; SÜSS, G. & VUTUC, C. (2005): Zur Häufigkeit und zum Schweregrad von Asthma bronchiale, Heuschnupfen und Neurodermitis bei Schulkindern in sieben Bezirken Oberösterreichs im Rahmen der International Study on Asthma and Allergies in Childhood (ISAAC), Phase III. Schlussbericht der ISAAC-Studie Oberösterreich 2001–2003. Abteilung für Epidemiologie, Zentrum für Public Health der Medizinischen Universität Wien/Abteilung Sanitätsdirektion beim Amt der Oberösterreichischen Landesregierung, Wien und Linz.
- HAMBURG (2002): Freie Hansestadt Hamburg, Behörde für Umwelt und Gesundheit Schwerflüchtige Organische Umweltchemikalien in Hamburger Hausstäuben. Umweltbericht 61/2002. ISSN 0179-8510. <http://fhh.hamburg.de/stadt/Aktuell/behoerden/bsg/hygiene-umwelt/umwelt/luft/hausstaub/hausstaubbericht-2002-pdf.property=source.pdf>
- HANSEN, D.; VOLLAND, G. & ZÖLTZER, D. (2000): Ausgewählte phosphororganische Verbindungen (Organophosphate, POV) in den Innenraummedien Hausstaub und Raumluft am Beispiel der Verbindungen Tris(2-chlorethyl)phosphat (TCEP), Tris(2-butoxyethyl)phosphat (TBEP) und Triphenylphosphat (TPP). Forschungsbericht V/99 6274. Universität Stuttgart.
- HAUCK, H.; BERNER, A.; FRISCHER, T.; GOMISCEK, B.; KUNDI, M.; NEUBERGER, M.; PUXBAUM, H. & PREINING, O. (2004): AUPHEP – Austrian Project on Health Effects of Particulates – General Overview. *Atmospheric Environment* 38:3905-3915. <http://www.loe.org/images/070921/Health%20Effects%20of%20POPs%20in%20Arctic.pdf>
- HOPPIN, J.A.; ROSS ULMER, R. & LONDON, S.J. (2004): Phthalate exposure and pulmonary function. *Environmental Health Perspectives* 112: 571–574.
- HUDEC, T.; THEAN, J.; KUEHL, D. & DOUGHERTY, R. C. (1981): Tris(dichloropropyl)phosphate, a mutagenic flame retardant: frequent cocurrence in human seminal plasma. *Science* 211: 951–952.

- HUTTER, H.P.; MOSHAMMER, H.; WALLNER, P.; PIEGLER, B. & KUNDI, M. (2005): Kindergesundheit und Luftschadstoffe. Endbericht an die Stadtgemeinde Schwechat. Endbericht, Medizinische Universität Wien.
- IFAU (2004): Binder, M. & Obenland, H.: Literaturstudie zum Vorkommen und zur Expositions- und Risikoabschätzung von Di(2-ethylhexyl)phthalat (DEHP) im Innenraum. <http://www.ifau.org/download/IfAU-%20DEHP-2004.pdf>
- ILICALI, O.C.; KELES, N.; DEGER, K.; SAGUN, O.F. & GULDIKEN, Y. (2001): Evaluation of the effect of passive smoking on otitis media in children by an objective method: urinary cotinine analysis, *Laryngoscope* 111: 163–167.
- IRIS – Integrated Risk Information System (2004): Summary of Di(2-ethylhexyl)phthalate (DEHP); oral RfD assessment dated May 1991. US Environmental Protection Agency, Washington, DC, USA.
- JANSSEN, N.; HOEK, G.; HARSEEMA, H. & BRUNNKREEF, B. (1997): Childhood exposure to PM10: relation between personal, classroom and outdoor concentrations. *Occup. Environ. Med.* 1997, 54: 888–894.
- JANSSEN, N.; VAN VLIET, P.; AARTS, F.; HARSEEMA, H. & BRUNNKREEF, B. (2001): Assessment of exposure to traffic related air pollution of children attending schools near motorways. *Atmos Environ* 2001, 35: 3875–3884.
- JONES-OTAZO, H.A.; CLARKE, J.P.; DIAMOND, M.L.; ARCHBOLD, J.A.; FERGUSON, G.; HARNER, T.; RICHARDSON, G.M.; RYAN, J.J. & WILFORD, B. (2005): Is house dust the missing exposure pathway for PBDEs? An analysis of the urban fate and human exposure to PBDEs. *Environ Sci Technol.* 39: 5121–5130.
- KAJEKAR, R. (2007): Environmental factors and developmental outcomes in the lung. *Pharmacol Ther* 114: 129–45.
- KALBERLAH, F.; SCHULZE, J.; HASSAUER, M. & OLTMANN, J. (2002): Toxikologische Bewertung polychlorierter Biphenyle (PCB) bei inhalativer Aufnahme. Materialien 62. Landesumweltamt NRW, Essen.
- KASAMATSU, J. (2006): Effects of winter air pollution on pulmonary function of school children in Shenyang, China. *International Journal of Hygiene and Environmental Health.* No. 209: 435–444.
- KITCHENS, G.G. (1995): Relationship of environmental tobacco smoke to otitis media in young children. *Laryngoscope* 105: 1–13.
- KNOBELOCH, L.; ANDERSON, H.A.; IMM, P.; PETERS, D.; SMITH, A. (2005): Fish consumption, advisory awareness and hair mercury levels among women of childbearing age. *Environmental Research* 97: 219–226.
- KOCH, H.M.; DREXLER, H. & ANGERER, J. (2003): Die innere Belastung der Allgemeinbevölkerung mit Di(2-ethylhexyl)phthalate (DEHP). *Umweltmedizin in Forschung und Praxis* 8(1): 15–23.
- KOCH, H.M.; DREXLER, H. & ANGERER, J. (2004): Internal Exposure of Nursery-School Children and their Parents and Teachers to Di(2-ethylhexyl)phthalate (DEHP). *Int. J. Hyg. Environ. Health*, 207 (1): 15–22.
- KOCH, H.M.; PREUSS, R.H.; DREXLER, H. & ANGERER, J. (2005): Exposure of Nursery School Children and their Parents and Teachers to Di-n-Butylphthalate and Butylbenzylphthalate. *Int. Arch. Occup. Environ. Health*, 78(3): 223–229.

- KOCH, H.M.; BECKER, K.; WITTASEK, M.; SEIWERT, M.; AANGERER, J. & KOLOSSA-GEHRING, M. (2007): Di-n-butylphthalate and butylbenzylphthalate – urinary metabolite levels and estimated daily intakes: pilot study for the German Environmental Survey on children. *J Expo.Sci Environ Epidemiol.* 17: 378–387.
- KOLOSSA-GEHRING, M.; BECKER, K.; CONRAD, A.; LUDECKE, A.; RIEDEL, S.; SEIWERT, M.; SCHULZ, C. & SZEWZYK, R. (2007): German Environmental Survey for Children (GerES IV)–first results. *Int J Hyg. Environ Health* 210: 535–540.
- KOMMISSION HBM (2005): Haaranalyse in der Umweltmedizin. Stellungnahme der Kommission „Human-Biomonitoring“ des Umweltbundesamtes. *Bundesgesundheitsblatt – Gesundheitsforschung – Gesundheitsschutz* 48: 246–250.
- KREJPDO, Z.; OLEJNIK, D.; WÓJCIAK, R.W. & GAWĘCKI, J. (1999): Comparison of Trace Elements in the Hair of Children Inhabiting Areas of Different Environmental Pollution Types. *Polish JOURNAL of Environmental Studies* 8(4): 227–229.
- KÜNZLI, N.; KAISER, R.; MEDINA, S.; STUDNICKA, M.; CHANEL, O. & FILLIGER, P. (2000): Public-health impact of outdoor and traffic-related air pollution: a European assessment. *Lancet* 356: 795–801.
- LAGETSI – Landesamt für Arbeitsschutz, Gesundheitsschutz und Technische Sicherheit Berlin (2005): Untersuchungen der Luftgüte an Berliner Schulen im Zeitraum 2002–2004. Ergebnisse und Schlussfolgerungen. Berliner Betrieb für zentrale gesundheitliche Aufgaben (BBGes).
http://www.berlin.de/SenGesSozV/lageso/pdf/schulstudie_zusammenfassung.pdf
- LAGUS – Landesamt für Gesundheit und Soziales Mecklenburg-Vorpommern (2005): Informationsblatt Hylotox 59 DDT und Lindan in Innenräumen Stand 8/05. http://www.lagus.mvregierung.de/landmv/LAGuS_prod/LAGuS/Gesundheit/Umwelthygiene__Umweltmedizin/Services__Formulare/Lufthygiene/508HSMMB.pdf
- LAHRZ, T.; FROMME, H. & GABRIO, T. (2007): Vorkommen und gesundheitliche Bedeutung von Feinstäuben in Innenräumen. Bayerisches Landesamt für Gesundheit und Lebensmittelsicherheit. Bayerisches Landesamt, München.
- LAND SALZBURG (1997): Kinderspital Salzburg (Hg.) (1997): ISAAC-Studie Salzburg 1995 & 1996. Salzburg.
- LANGER, P.; KOCAN, A.; TAJTAKOVA, M.; PETRIK, J.; CHOVAANKOVA, J.; DROBNA, B.; JURSA, S.; PAVUK, M.; TRNOVEC, T.; SEBOKOVA, E. & KLIMES, I. (2005): Human thyroid in the population exposed to high environmental pollution by organochlorinated pollutants for several decades. *Endocr.Regul.* 39: 13–20.
- LANPHEAR, B.P.; BYRD, R.S.; AUINGER, P. & HALL, C.B. (1997): Increasing prevalence of recurrent otitis media among children in the United States. *Pediatrics* 99: 1–7.
- LANPHEAR, B.P.; DIETRICH, K.; AUINGER, P. & COX, C. (2000): Cognitive deficits associated with blood lead concentration <10 µg/dL in US children and adolescents. *Public Health Reports* (115): 521-529.
- LICARI, L.; NEMER, L. & TAMBURLINI, G. (2005): CHILDREN'S HEALTH AND ENVIRONMENT DEVELOPING ACTION PLANS. WORLD HEALTH ORGANIZATION. ISBN: 92-890-1374-5. GENÈVE.
- LINK, B. (1999): Richtwerte für die Innenraumluft: Quecksilber. *Bundesgesundheitsblatt* 42 (1999). S. 168–174.

- LIPPMANN, M.; ITO, K.; HWANG, J. S.; MACIEJCZYK, P. & CHEN, L. C. (2006): Cardiovascular effects of nickel in ambient air. *Environ Health Perspect.* 114: 1662–1669.
- LOTTRUP, G.; ANDERSSON, A.M.; LEFFERS, H.; MORTENSEN, G.K.; TOPPARI, J.; SKAKKEBAEK, N.E. & MAIN, K.M. (2006): Possible impact of phthalates on infant reproductive health. *Int J Androl.* 29(1):172–80; discussion 181-185.
- MANNINO, D.M.; MOORMAN, J.E.; KINGSLEY, B.; ROSE, D. & REPACE, J. (2001): Health effects related to environmental tobacco smoke exposure in children in the United States. *Arch Pediatr Adolesc Med* 155: 36–41.
- MARGAI, F. & HENRY, N. (2003): A community-based assessment of learning disabilities using environmental and contextual risk factors. *Social Science & Medicine* 56: 1073–1085.
- MARQUART, H. & SCHÄFER, S.G. (Hg.): *Lehrbuch der Toxikologie*, 1994 1. Auflage und 2004 2. Auflage.
- MC DONALD, A.D.; LAVOIE COTE, R. & MC DONALD, J.C. (1988): Spontaneous abortion women employed in plastics manufacture. *Am. J Ind. Med* 14: 9–14.
- MCCONNELL, R.; BERHANE, K.; GILLIAND, F.; LONDON, S.J.; VORA, H.; AVOL, E.; GAUDERMANN, W. J.; MARGOLIS, H.G.; LURMANN, F.; THOMAS, D.C. & PETERS, J.M. (1999): Air pollution and bronchitic symptoms in Southern California children with asthma. *Environ Health Perspect.* 107: 757–760.
- MCDOWELL, M.A.; DILLON, C.F.; OSTERLOH, J.; BOLGER, P.M.; PELLIZZARI, E.; FERNANDO, R.; DE OCA, R.M.; SCHOBER, S.E.; SINKS, T.; JONES, R.L. & MAHAFFEY, K.R. (2004): Hair mercury levels in U.S. children and women of childbearing age: reference range data from NHANES 1999-2000. *Environmental Health Perspectives* 112 (11): 1165–1171.
- MEININGHAUS, R. (2003): Risk assessment of sensory irritants in indoor air – a case study in a French school. *Environ Int* 28: 553-557.
- MOLHAVE, L. (1991): Volatile organic compounds, indoor air quality and health, *Indoor Air* 4: 357–376.
- MOSHAMMER, H. & NEUBERGER, M. (2003): The active surface of suspended particles as a predictor of lung function and pulmonary symptoms in Austrian school children. *Atmospheric Environment* 37: 1737–1744.
- MOSHAMMER, H.; HOEK, G.; LUTTMANN-GIBSON, H.; NEUBERGER, M.; ANTOVA, T.; GEHRING, U.; HRUBA, F.; PATTENDEN, S.; RUDNAI, P.; SLACHTOVA, H.; ZLOTKOWSKA, R. & FLETCHER, T. (2006a): Parental Smoking and Lung Function in Children. An International Study. *Am J Respir Crit Care Med* 173: 1255–1263.
- MOSHAMMER, H.; HUTTER, H-P.; HAUCK, H. & NEUBERGER, M. (2006b): Low levels of air pollution induce changes of lung function in a panel of schoolchildren. *Eur Respir J* 27: 1138–1143.
- MUTTI, A.; MAZZUCCHI, A.; RUSTECHELLI, P.; FRIEGER, G.; ARFINI, G. & FRANCCINI, I. (1984a): Exposure-effect and exposure-response relationships between occupational exposure to styrene and neuropsychological functions. *Am J. Ind Med* 5: 275–286.
- NEUBERGER, M.; KUNDI, M.; WIESENBERGER, W. & ZIDEK, T. (1993): Fluß-Volumen-Referenzwerte für Pflichtschüler. *Atemwegs- und Lungenkrankheiten* 19: 87–90.
- NEUBERGER, M.; KUNDI, M.; WIESENBERGER, W. & FRANK, W. (1994): Lungenfunktionsreferenzwerte für Schüler von 6 bis 16 Jahren. *Pneumologie* 48: 175–181.

- NEUBERGER, M.; MOSHAMMER, H. & KUNDI, M. (2002): Declining ambient air pollution and lung function improvement in Austrian children. *Atmospheric Environment* 36: 1733–1736.
- NEUBERGER, M.; SCHIMEK, M.G.; HORAK, F.JR.; MOSHAMMER, H.; KUNDI, M.; FRISCHER, T.; GOMISCEK, B.; PUXBAUM, H. & HAUCK, H. (2004): Acute effects of particulate matter on respiratory diseases, symptoms and functions. Epidemiological results of the Austrian Project on Health Effects of Particulate Matter (AUPHEP). *Atmospheric Environment* 38: 3971–3981.
- NTP – National Toxicology Program (2000): Toxicology and carcinogenesis studies of naphthalene (CAS no 91-20-3) in F344/N rats (inhalation studies). Technical report series no. 91-20-3. NIH Publication no.01-4434. US Department of Health and Human Services, Public Health Service, National Institutes of Health, Research triangle Park NC, USA.
- NTP – National Toxicology Program (2008): Dragt NTP Brief on Bisphenol A [CAS NO. 80-05-7] April 14, 2008, Peer Review Date: June 11, 2008.
http://cerhr.niehs.nih.gov/chemicals/bisphenol/BPADraftBriefVF_04_14_08.pdf
- OBERLAND, H. & PFEIL, S. (2004): Studie zu Vorkommen und gesundheitlicher Bedeutung von polychlorierten Biphenylen (PCB) in Innenräumen.
<http://www.arguk.de/download/Oberland-Pfeil2004PCB-Innenraum-ARGUK.pdf>
- OÖ. LANDESREGIERUNG (2003): Innenraumsituation in Oberösterreichischen Pflichtschulen, Berufsschulen und Landwirtschaftlichen Fachschulen, Erhebungs- und Messprogramm: Kohlenstoffdioxid und Raumklima. Amt der OÖ Landesregierung, Eigenverlag.
- OZDEN, T.A.; GOKCAY, G.; ERTEM, H.V.; SUOGLU, O.D.; KILIC, A.; SOKUCU, S. & SANER, G. (2007): Elevated hair levels of cadmium and lead in school children exposed to smoking and in highways near schools. *Clinical Biochemistry* 40: 52–56.
- PESCH, A.; WILHELM, M.; ROSTEK, U.; SCHMITZ, N.; WEISHOFF-HOUBEN, M.; RANFT, U. & IDEL, H. (2002): Mercury concentrations in urine, scalp hair, and saliva in children from Germany. 12: 252–258.
- PIASEK, M.; LASKEY, J. W.; KOSTIAL, K. & BLANUSA, M. (2002): Assessment of steroid disruption using cultures of whole ovary and/or placenta in rat and in human placental tissue. *Int Arch Occup. Environ Health* 75 Suppl. pp. 36–44.
- PLUSCHKE, P. (1996): *Luftschadstoffe in Innenräumen*. Springer Verlag Berlin Heidelberg New York.
- PREUSS, R.; ANGERER, J. & DREXLER, H. (2003): Naphthalene – an environmental and occupational toxicant. *Int Arch. Occup. Environ. Health* 76: 556–576.
- QUANJER, P.H.; BORSBOOM, G.J.; BRUNEKREFF, B.; ZACH, M.; FORCHE, G.; COTES, J.E.; SANCHIS, J. & PAOLETTI, P. (1995): Spirometric reference values for white European children and adolescents: Polgar revisited. *Pediatr Pulmonol* 19: 135-142.
- RAIZENNE, M.; NEAS, L.M.; DAMOKOSH, A.I.; DOCKERY, D.W.; SPENGLER, J.D. & KOUTRAKIS, P. (1996): Health effects of acid aerosols on North American children: Pulmonary function. *Environ Health Perspect* 104: 6–14.
- RAVEN, J.C. (1938): *Progressive Matrices*. London, Lewis & Co.
- REICHL, F.X. (1997): *Taschenatlas der Toxikologie: Substanzen, Wirkungen, Umwelt*, Georg Thieme Verlag. Stuttgart.

- RICO, J.A.; KORDAS, K.; LÓPEZ, P.; ROSADO, J.L.; VARGAS, G.G.; RONQUILLO, D. & STOLTZFUS, R.J. (2006): Efficacy of Iron and/or Zinc Supplementation on Cognitive Performance of Lead-Exposed Mexican Schoolchildren: A Randomized, Placebo-Controlled Trial. *Pediatrics* 117: 518–527.
- ROORDA-KNAPE, M.; JANNSSEN, N.; DE HARTOK, J.; VAN VLIET, P.; HARSEMA, H. & BRUNEKREFF, B. (1998): Air pollution from traffic in city districts near major motorways. *Atmos Environ* 1998. 32: 1921–1930.
- RPA – Risk and Policy analysts (2005): Risk assessment studies on targeted consumer applications of certain organotin compounds Final report prepared for the European Commission.
http://ec.europa.eu/enterprise/chemicals/docs/studies/organotins_3rd_report_16_sept_2005.pdf
- RUDEL, R.A.; CAMANN, D.E.; SPENGLER, J.D.; KORN, L.R. & BRODY, J.G. (2003): Phthalates, alkylphenols, pesticides, polybrominated diphenyl ethers, and other endocrine-disrupting compounds in indoor air and dust. *Environ Sci Technol.* 37: 4543–4553.
- SAGUNSKI, H. (1996): Richtwerte für die Innenraumluf: Toluol. *Bundesgesundheitsblatt* 39 (1996). S. 416–421.
- SAGUNSKI, H. (1998): Richtwerte für die Innenraumluf: Styrol. *Bundesgesundheitsblatt* 41 (1998). S. 392–421.
- SAGUNSKI, H. (2004): Umgang mit innenraumbezogenen Beschwerden. In: Österr. Institut für Baubiologie und-ökologie (Hg): Kongresstagungsband des Kongresses Gesunde Raumluf. Schadstoffe in Innenräumen – Prävention und Sanierung. IBO-Verlag, Wien. S. 129–134.
- SAGUNSKI, H. & HEGER, W. (2004): Richtwerte für die Innenraumluf: Naphthalin. *Bundesgesundheitsblatt-Gesundheitsforschung-Gesundheitsschutz* 47. S. 705–712.
- SAGUNSKI, H. & HEINZOW, B. (2003): Richtwerte für die Innenraumluf: Bicyclische Terpene (Leitsubstanz α -Pinen). *Bundesgesundheitsblatt-Gesundheitsforschung-Gesundheitsschutz* 46 (2003). S. 346–352.
- SAGUNSKI, H. & MANGELSDORF, I. (2005): Richtwerte für die Innenraumluf: Aromatenarme Kohlenwasserstoffgemische (C9-C14). *Bundesgesundheitsblatt-Gesundheitsforschung-Gesundheitsschutz* 48 (2005). S. 803–813.
- SAGUNSKI, H. & ROSSKAMP, E. (2002): Richtwerte für die Innenraumluf: Tris(2-chlorethyl)phosphat. *Bundesgesundheitsblatt-Gesundheitsforschung-Gesundheitsschutz* 45. S. 300–306.
- SAGUNSKI, H.; INGEROWSKI, G.; MATTULAT, A. & SCHEUTWINKEL, M. (1997): Tris(2-chlorethyl)phosphat. Exposition und umweltmedizinische Bewertung. *Umweltmed Forsch Prax* 2: 185–192.
- SANNA, E.; IOVINE, M.C. & VALLASCAS, E. (1990): Hair lead levels in boys and girls from two Sardinian communities with different environmental backgrounds.
[European Archives of Oto-Rhino-Laryngology 247\(1\):283-290\(1990\).](http://www.euro.who.int/ViewDoc.aspx?seqnum=11777)
- SANNA, E.; LIGUORI, A.; PALMAS, L.; SORO, M.R. & FLORIS, G. (2003): Blood and hair lead levels in boys and girls living in two Sardinian towns at different risks of lead pollution. *Eco-toxicology and Environmental Safety* 55: 293–299.

- SCF – Scientific Committee on Food (2002): Opinion of the Scientific Committee on Food on Bisphenol A, expressed on 17 April 2002.
http://europa.eu.int/comm/food/fs/sc/scf/out128_en.pdf
- SCHECTER, A.; PAPKE, O.; HARRIS, T.R.; TUNG, K.C.; MUSUMBA, A.; OLSON, J. & BIRNBAUM, L. (2006): Polybrominated diphenyl ether (PBDE) levels in an expanded market basket survey of U.S. food and estimated PBDE dietary intake by age and sex. *Environ Health Perspect.* 114: 1515–1520.
- SCHNEIDER, D. (2004): Asthma and respiratory dysfunction among urban, primarily Hispanic school children. *Arch Environ Health* 59: 4–13.
- SCHULZ, C.; BECKER, K.; CONRAD, A.; HÜNKEN, A.; LÜDECKE, A.; MÜSSIG-ZUFIKA, M.; RIEDEL, S.; SEIWERT, M. & KOLOSSA-GERHRING, M. (2007): Kinder-Umwelt-Survey (KUS) im Rahmen des Kinder – und Jugendgesundheits surveys (KiGGS) Bundesgesundheitsblatt-Gesundheitsforschung-Gesundheitsschutz 5/6.
- SEIFERT, B. (1990): Regulating Indoor Air. Proceedings of the 5th Int. Conf. on Indoor Air Quality and Climat, Toronto, Canada, Vol. 5: 35–50.
- SEIFERT, B. (1999): Richtwerte für die Innenraumluft: Die Beurteilung der Innenraumluftqualität mit Hilfe der Summe der flüchtigen organischen Verbindungen (TVOC-Wert). *Bundesgesundheitsblatt-Gesundheitsforschung-Gesundheitsschutz* 42 (1999). S. 270–278.
- SEPPÄNEN, O.A.; FISK, W.J. & MENDELL, M.J. (1999): Association of ventilation rates and CO₂ concentrations with health and other responses in commercial and institutional buildings. *Indoor Air* 9: 226–252.
- SHEA, K.M. (2003): Pediatric exposure and potential toxicity of phthalate plasticizers. *American Academy of Pediatrics Committee on Environmental Health. Pediatrics.* 111: 1467–74.
- SLAVIN, R.G.; SPECTOR, S.L. & BERNSTEIN, I.L. (2005): The diagnosis and management of sinusitis: a practice parameter update. *J Allergy Clin Immunol* 116(6 suppl). pp. 13–47.
- SNYDER, R. (2007): Benzene's toxicity: a consolidated short review of human and animal studies by HA Khan. *Hum.Exp Toxicol* 26: 687–696.
- SPEARMAN, C. (1938): Measurement of intelligence. *Scientia* 64: 75–62.
- STARK, P.; BURGE, H.A.; RYAN, L.M.; MILTON, D.K. & GOLD, D.K. (2003): Fungal Levels in the Home and Lower Respiratory Tract Illnesses in the First Year of Life. *American Journal of Respiratory and Critical Care Medicine* Vol 168. pp. 232–237.
- STATISTIK AUSTRIA (2003): Konjunkturerhebung im Produzierenden Bereich 2002: Band 2: Produktionsergebnisse nach CPA 1996 und ÖPRODCOM.
- STICK, S. (2006): The effects of in-utero tobacco-toxin exposure on the respiratory system in children. *Curr Opin Allergy Clin Immunol* 6: 312–6.
- STRUMYLAITĖ, L.; RYSELIS, S. & KREGŽDYTĖ, R. (2000): The Use of Hair Lead as a Biomarker in OCCUPATIONAL and Environmental Settings. *ECOHSE 2000 Symposium, Kaunas, Lithuania.*
- SWAN, S.H.; MAIN, K.M.; LIU, F.; STEWART, S.L.; KRUSE, R.L.; CALAFAT, A.M.; MAO, C.S.; REDMON, J.B.; TERNAND, C.L.; SULLIVAN, S. & TEAGUE, J.L. (2005): Decrease in anogenital distance among male infants with prenatal phthalate exposure. *Environ Health Perspect.*; 13(8): 1056–1061.

- TEELE, D.W.; KLEIN, J.O. & ROSNER, B. (1989): Epidemiology of otitis media during the first seven years of life in children in greater Boston: a prospective, cohort study. *J Infect Dis.* 160: 83–94.
- TILSON, H.A.; VERONESI, B.; MCLAMB, R.L. & MATTHEWS, H.B. (1990): Acute exposure to Tris(2-chloroethyl)phosphate (TRCP) produces hippocampal neuronal damage loss and impairs learning in rats. *Toxicol Appl Pharmacol* 106: 254–269.
- TRANter, D.C. (2005): Indoor allergens in settled school dust: a review of findings and significant factors. *Clin Exp Allergy* 35: 126–136.
- TRNOVEC, T.; LANGER, P.A.; SEBKOVÁ, E.; KOCAN, A.; PETRIK, J.; KOSKA, J.; BUZEKOVÁ, K.; TAJTAKOVÁ, M.; HUCKOVÁ, M.; SOVKIKOVÁ, E.; CHOVANCOVÁ, J.; CERVENAKOVÁ, Z.; KINANTOVÁ, L.; DROBNA, B.; JURSA, S.; WIMMEROVÁ, S.; BENCKO, V.; WSOLOVÁ, L.; KLIMES, I. & HERTZ-PICCIOTTI, I. (2003): PCB Risk Project Slovakia. Workshop: Book of Abstracts: Persistent Toxic Substances Contamination of the European Region: EU-Centre of Excellence for Environmental Chemistry and Ecotoxicology, Brünn. 10. bis 12.11.2003
- TVINNEREIM, H.M.; EIDE, R. & RIISE, T. (2000): Heavy metals in human primary teeth: some factors influencing the metal concentrations. *The Science Of The Total Environment* 255: 21–27.
- UMWELTBUNDESAMT (2004): Uhl, M.; Hohenblum, P. & Scharf, S.: Hausstaub – ein Indikator für Innenraumbelastung. Berichte, Bd. BE-258. Umweltbundesamt, Wien.
- UMWELTBUNDESAMT (2005): Schneider, J.; Spangl, W.; Placer, K.; Moosmann, K.: Abschätzung der Gesundheitsauswirkungen von Schwebstaub in Österreich. Reports, Bd. REP-0020. Umweltbundesamt, Wien. 52 S.
<http://www.umweltbundesamt.at/fileadmin/site/publikationen/REP0020.pdf>
- UMWELTBUNDESAMT (2006): Spangl, W.; Moosmann, L.; Nagl, C.: Jahresbericht der Luftgütemessungen in Österreich 2006. Umweltbundesamt, Wien.
- UMWELTBUNDESAMT (2007a): Umweltsituation in Österreich: 8. Umweltkontrollbericht. Umweltbundesamt, Wien.
<http://www.umweltbundesamt.at/umweltkontrolle/ukb2007/>
- UMWELTBUNDESAMT (2007b): Pilotstudie zur verkehrsbedingten Schadstoffbelastung von Kindern in Wien. Umweltbundesamt, Wien. (in Druck)
- UMWELTBUNDESAMT BERLIN (2000): Innenraumlufthygiene-Kommission des Umweltbundesamtes: Leitfaden für die Innenraumlufthygiene in Schulgebäuden, Berlin.
<http://www.umweltdaten.de/publikationen/fpdf-l/1824.pdf>
- UMWELTBUNDESAMT BERLIN (2004): Umweltbedingte Gesundheitsrisiken- Was ist bei Kindern anders als bei Erwachsenen?
http://www.apug.de/archiv/pdf/Broschuere_Kinder_Suszept.pdf
- UMWELTBUNDESAMT DESSAU (2007): Kinder-Umwelt-Survey 2003/2006 – KUS- Humanbio-monitoring Stoffgehalte im Blut und Urin der Kinder in Deutschland. WaBoLu 01/2007 ISSN: 1862-4340.
<http://www.umweltdaten.de/publikationen/fpdf-l/3257.pdf>
- US EPA (1984): Health assessment document for chromium, Research Triangle Park, NC: Environmental Assessment and Criteria Office, EPA 600/8-83-014F.

- VALENT, F.; LITTLE, D.; BERTOLLINI, R.; NEMER, L.E.; BARBONE, F. & TAMBURLINI, G. (2004): Burden of disease attributable to selected environmental factors and injury among children and adolescents in Europe. *Lancet* 363: 2032–2039.
- VALENTIN, H. & SCHALLER, K.H. (1980): Titanium: human biological monitoring of industrial chemicals Luxembourg; Commission of the European Communities. 20 p.
- VEGA-DIENSTMAIER, J.M.; SALINAS-PIÉLAGO, J.E.; DES ROSARIO GUTIÉRRES-CAMPOS, M.; MANDAMIENTO-AYQUIPA, R.D.; DEL CARMEN YARA-HOKAMA, M.; PONCE-CANCHIHUAMÁN, J. & CASTRO-MORALES, J. (2006): Lead levels and cognitive abilities in Peruvian children. *Rev Bras Psiquiatr* 28: 33–39.
- VREUGDENHIL, H.J.; LANTING, C.I.; MULDER, P.G.; BOERSMA, E.R. & WEISGLAS-KUPERUS, N. (2002): Effects of prenatal PCB and dioxin background exposure on cognitive and motor abilities in Dutch children at school age. *J. Pediatr.* 140: 48–56.
- WARGOCKI, P. & WYON, D.P. (2007): The effect of Outdoor Air Supply Rate and Supply Air Filter Condition in Classrooms on Performance of Schoolwork by Children. *HVAC&R Research*, 13, 2: 165–190.
- WARGOCKI, P.; WYON, D.P.; SUNDELL, J.; CLAUSEN, G. & FANGER, P.O. (2000): The effects of outdoor air supply rate in an office on perceived air quality, Sick Building Syndrome (SBS) symptoms and productivity. *Indoor Air* 10: 222–236.
- WHO – World Health Organisation (1983): Indoor air pollutants: exposure and health effects. EURO Reports and Studies No. 78. WHO Regional Office for Europe, Copenhagen.
- WHO – World Health Organisation (1999) Summary of Evaluations Performed by the Joint FAO/WHO Expert Committee on Food Additives: Lead.
http://www.inchem.org/documents/jecfa/jecval/jec_1260.htm
- WHO – World Health Organisation (2000): WHO Air quality guidelines for Europe. Second Edition. World Health Organisation. Regional Office for Europe, Copenhagen, Regional publications. European Series Nr. 91.
- WHO – World Health Organisation (2002): Europe/European Environmental Agency: Children's health and environment. A review of evidence. Environmental issue report No 29. Copenhagen.
- WHO – World Health Organisation (2003): IPCS: International Programme of Chemical safety: Concise International Chemical Assessment Document 55 Polychlorinated biphenyls: Human Health Aspects. Internetabfrage von 01/2008
<http://www.inchem.org/documents/cicads/cicads/cicad55.htm>
- WHO – World Health Organisation (2005a): WHO Air quality guidelines for particulate matter, ozone, nitrogen dioxide and sulphur dioxide. Global update 2005 Summary of risk assessment.
- WHO – World Health Organisation (2005b): Health effects of transport related air pollution. WHO regional Office for Europe.
- WHO – World Health Organisation (2005c): Effects of air pollution on childrens health and development: a review of evidence. WHO regional Office for Europe, Copenhagen.
<http://www.euro.who.int/document/E86575.pdf>
- WHO – World Health Organisation (2005d): Wie der Feinstaub in der Luft die Lunge schädigt. WHO Faktenblatt EURO/04/05. WHO, Berlin/Kopenhagen/Rom.
<http://www.euro.who.int/document/mediacentre/fs0405g.pdf>

- WHO – World Health Organisation (2005e): Summary of Evaluations Performed by the Joint FAO/WHO Expert Committee on Food Additives: Cadmium.
http://www.inchem.org/documents/jecfa/jecval/jec_297.htm
- WHO – World Health Organisation (2005f): Effects of air pollution on children's health and development. WHO, special programme on health and development, European Centre for Environment and Health, Bonn.
- WHO – World Health Organisation (2006a): Health risks of particulate matter from long range transboundary air pollution. Joint WHO-Convention Task Force on the Health effects of air pollution/European Center of Environment and Health, Bonn Office.
<http://www.euro.who.int/document/e88189.pdf>
- WHO – World Health Organisation (2006b): Guidelines for Drinking-water Quality. First addendum to third edition.
http://www.who.int/water_sanitation_health/dwq/gdwq0506.pdf
- WHO – World Health Organisation (2006c): JMPR Inventory of IPCS and other WHO pesticide evaluations and summary of toxicological evaluations performed by the Joint Meeting on Pesticide Residues (JMPR). Internetabfrage vom 05.05.2008.
<http://www.inchem.org/documents/jmpr/jmpeval/jmpr2006.pdf>
- WIGLE, D.T. & LANPHEAR, B.P. (2005): Human health risks from low-level environmental exposures: No apparent safety thresholds. *PLoS Med* 2(12): 1232–1234.
- WILHELM, M.; LOMBECK, I. & OHNESORGE, F.K. (1994): Cadmium, copper, lead and zinc concentrations in hair and toenails of young children and family members: a follow-up study. *The Science of The Total Environment* 141: 275–280.
- WINNEKE, J. & WALKOWIAK, G. (2003): Polychlorierte Biphenyle und geschlechtsgebundene kognitive Funktionen bei Kindern im Einschulalter: Zusammenhänge mit peri- und postnataler PCB-Belastung, Forschungsbericht, FZKA, BWPLUS.
<http://bwplus.fzk.de/berichte/SBer/BWB99010SBer.pdf>
- WINTER-SORKINA, R.; BAKKER, R.I.; WOLTERINK, G. & ZEILMAKER, M.J. (2006): Brominated flame retardants. Occurrence, dietary intakes and risk assessment. RIVM Report 320100002.
- WITTASSEK, M. & ANGERER, J. (2008): Phthalates: metabolism and exposure. *Int J Androl*. 31(2): 131–138.
- WITTASSEK, M.; WIESMÜLLER, G.A.; KOCH, H.M.; ECKARD, R.; DOBLER, L.; MÜLLER, J.; ANGERER, J. & SCHLÜTER, C. (2007): Internal phthalate exposure over the last two decades – a retrospective human biomonitoring study.
- WU, N.; HERRMANN, T.; PAEPKE, O.; TICKNER, J.; HALE, R.; HARVEY, L.E.; LA GUARDIA, M.; MCCLEAN, M. D. & WEBSTER, T. F. (2007): Human exposure to PBDEs: associations of PBDE body burdens with food consumption and house dust concentrations. *Environ Sci Technol*. 41: 1584–1589.
- WU, Y.; HUANG, Q.; ZHOU, X.; HU, G.; WANG, Z.; LI, H.; BAO, H.; LI, C.; WU, L.; HE, F. (2002): Study on the effects of lead from small industry of battery recycling on environment and children's health. *Zhonghua Liu Xing Bing Xue Za Zhi* 23: 167–71.
- YOLTON, K.; DIETRICH, K.; AUINGER, P.; LANPHEAR, B.P. & HORNUNG, R. (2005): Exposure to environmental tobacco smoke and cognitive abilities among U.S. children and adolescents. *Environmental Health Perspectives* 113: 98–103.

- ZHANG, G. (2006): Indoor environmental quality in a 'low allergen' school and three standard primary schools in Western Australia. *Indoor Air* 16: 74–80.
- ZIELHUIS, G.A.; RACH, G.H. & VAN DEN BROEK, P. (1990): The occurrence of otitis media with effusion in Dutch pre-school children. *Clinical Otolaryngology* 5: 147–153.
- ZUURBIER, M.; LEIJS, M.; SCHOETERS, G.; TEN SUSSCHER, G. & KOPPE, J.G. (2006): Children's exposure to polybrominated diphenyl ethers. *Acta Paediatr. Suppl* 95: 65–70.

Rechtsnormen und Leitlinien

2. Verordnung zum Bundesimmissionsschutzgesetz (BGBl. I S. 2694 1990): Verordnung des Bundesministers Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit zur Emissionsbegrenzung von leichtflüchtigen Halogenkohlenwasserstoffen.
4. Tochterrichtlinie der EU (RL 2004/107/EG): Richtlinie des europäischen Parlaments und des Rates von 15. Dezember 2004 über Arsen, Cadmium, Quecksilber, Nickel und polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe in der Luft.
- AGÖF – Arbeitsgemeinschaft ökologischer Forschungsinstitute (2007): Orientierungswerte für flüchtige organische Verbindungen in der Raumluft. Fassung 9.10.2007. http://agoef.de/agoef/oewerte/photoarchiv/pdfs/AGOEF_Orientwerte
- BMLFUW – Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft & ÖSTERREICHISCHEN AKADEMIE DER WISSENSCHAFTEN (2006): Richtlinie zur Bewertung der Innenraumluft, erarbeitet vom Arbeitskreis Innenraumluft am Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft und der Österreichischen Akademie der Wissenschaften, Blau- Weiße Reihe (Loseblattsammlung).
- Chemikalienverbotsverordnung (ChemverbotsVO; BGBl. II 477/2003): Verordnung des Bundesministers für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft über weitere Verbote und Beschränkungen bestimmter gefährlicher Stoffe, Zubereitungen und Fertigwaren.
- Feinstaubrichtlinie (RL 1999/30/EG): Richtlinie des Rates vom 22. April 1999 über Grenzwerte für Schwefeldioxid, Stickstoffdioxid und Stickstoffoxide, Partikel und Blei in der Luft.
<http://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=OJ:L:1999:163:0041:0060:DE:PDF>
- EN 12341 Luftbeschaffenheit - Ermittlung der PM10-Fraktion von Schwebstaub - Referenzmethode und Feldprüfverfahren zum Nachweis der Gleichwertigkeit von Meßverfahren und Referenzmeßmethode; Deutsche Fassung EN 12341:1998
- Erlaß des Hessischen Ministeriums für Umwelt, Energie, Jugend, Familie und Gesundheit: 2.6.1998. AZ: VIII 8-22d20/98.
- Immissionsschutzgesetz-Luft (IG-L; BGBl. I Nr. 115/1997): Bundesgesetz zum Schutz vor Immissionen durch Luftschadstoffe, mit dem die Gewerbeordnung 1994, das Luftreinhaltgesetz für Kesselanlagen, das Berggesetz 1975, das Abfallwirtschaftsgesetz und das Ozongesetz geändert werden.
- IRK – Innenraumluftthygiene-Kommission (1996): Ad-hoc Arbeitsgruppe aus Mitgliedern der Innenraumluftthygiene-Kommission des Umweltbundesamtes und des Ausschusses für Umwelthygiene der AGLMB. Richtwerte für die Innenraumluft: Basisschema. Bundesgesundheitsblatt 39 (1996): 11.

- IRK – Innenraumlufthygiene-Kommission (1997): Richtwerte für die Innenraumluft: Pentachlorphenol. Bundesgesundheitsblatt 40: 234–236.
- IRK – Innenraumlufthygiene-Kommission (2006): Empfehlungen des Umweltbundesamt: Krebserzeugende Wirkung von Formaldehyd – Änderung des Richtwertes für die Innenraumluft von 0,1 ppm nicht erforderlich Ad-hoc-AG aus Mitgliedern der Innenraumlufthygiene-Kommission des Umweltbundesamtes und Vertretern der Arbeitsgemeinschaft der Obersten Landesgesundheitsbehörden, Springer Medizin Verlag 20, Bundesgesundheitsbl – Gesundheitsforsch-Gesundheitsschutz 2006 • 49: 1.169. <http://www.umweltbundesamt.de/gesundheit/innenraumhygiene/Formaldehyd.pdf>
- IRK – Innenraumlufthygiene-Kommission (2007): Handreichung der Ad-Hoc-Arbeitsgruppe der Innenraumluft-hygiene-Kommission des Umweltbundesamtes und der Obersten Landesgesundheitsbehörden. Beurteilung der Innenraumluftkontaminationen mittels Referenz- und Richtwerten. Bundesgesundheitsblatt – Gesundheitsforschung – Gesundheitsschutz 50/7, ISSN 1436-9990, Springer Berlin/Heidelberg. S. 1.437–1.588. <http://www.umweltbundesamt.de/gesundheit/innenraumhygiene/irk.htm#4>
- PCP-Richtlinie (GABl. 1997): Richtlinie für die Bewertung und Sanierung Pentachlorphenol (PCP) –belasteter Baustoffe und Bauteile in Gebäuden- DIBt. 1/1997.
- REACH-Verordnung (EG 1907/2006): Verordnung des Europäischen Parlaments und des Rates vom 18. Dezember 2006 zur Registrierung, Bewertung, Zulassung und Beschränkung chemischer Stoffe (REACH), zur Schaffung einer Europäischen Agentur für chemische Stoffe, zur Änderung der Richtlinie 1999/45/EG und zur Aufhebung der Verordnung (EWG) Nr. 793/93 des Rates, der Verordnung (EG)1488/94 der Kommission, der Richtlinie 76/769/EWG des Rates sowie der Richtlinien 91/155/EWG, 93/67/EWG, 93/105/EG und 2000/21/EG der Kommission.



8 ANHANG

Glossar

ADI	Acceptable daily intake: duldbare tägliche Aufnahmemenge
ALOX.....	Aluminiumoxid
ASE	Accelerated Solvent Extraction
AUPHEP	Austrian Project on Health Effect of Particulates
BG	Bestimmungsgrenze
BMLFUW	Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft
BPA.....	Bisphenol A
CEHAPE	Children Environment and Health Action Plan for Europe
CI	Konfidenzintervall
DEHP	Di(ethylhexyl)phthalat
DHVS	Digital High Volume Sampler
DNPH.....	2,4-Dinitrophenylhydrazin
EC	Elementarer Kohlenstoff
EFSA.....	
EPA.....	Environmental Protection Agency
FVC.....	Forcierte Vitalkapazität
FVEV1/05.....	Forciertes Expirationsvolumen in der ersten Sekunde/ersten halben Sekunde
GC-MSD.....	Gas Chromatographie mit Massendetektion
GPC	Gel Permeationschromatographie
HPLC	High Performance Liquid Chromatography
IARC	
ICP-MS.....	Inductively Coupled Plasma – Mass selective detection
IPCS.....	
ISAAC	International Study on Asthma and Allergies in Childhood
kg	Kilogramm
KG.....	Körpergewicht
MEF 75/50/25.....	Expiratorischer Fluss bei 25/50/75 % der forcierten Vitalkapazität
MMEF.....	Maximaler mittlexpiratorischer Atemfluss
NG.....	Nachweisgrenze
NP	Nonylphenol
NTP.....	

OC.....	Organisch gebundener Kohlenstoff
OR.....	Odds Ratio
OZinn	Organozinnverbindungen
PAH.....	Polycyclic Aromatic Hydrocarbons
PBDE	Polybromierte Diphenylether
PCB.....	Polychlorierte Biphenyle
PCB.....	polychlorierte Biphenyle
PEF	Höchste (Peak) expiratorische Flussrate
PM.....	Particulate Matter
PM10.....	Particulate Matter < 10µm aerodynamischer Durchmesser
PM2,5.....	Particulate Matter < 2,5 µm aerodynamischer Durchmesser
PMTDI	
PN	Probenahme
PTWI.....	
REM	
SIM Mode.....	Selected Ion Monitoring
SPM	Standard Progressive Matrices
SPM.....	Standard Progressive Matrices
TDI	tolerable daily intake: tolerierbare tägliche Aufnahmemenge
TOC.....	Total Organic Carbon
TRD-Wert.....	
VDI	Verein Deutscher Ingenieure
VOC	Volatile Organic Carbon
VS	Volksschule
WHO	World Health Organisation, Weltgesundheitsorganisation



Formular Lüftungsanweisung

LÜFTUNGSANWEISUNG FÜR PROBENAHMEN IN SCHULEN

Wie zahlreiche Untersuchungen gezeigt haben, kann die Schadstoffkonzentration der Raumluft in Wohn- und Büroräumen gesundheitsschädigende Konzentrationen überschreiten. Raumluftuntersuchungen können die aktuelle Luftbelastung bewerten, mögliche Quellen von Luftschadstoffen können durch Materialuntersuchungen eingegrenzt werden.

Voraussetzung für ein korrektes Analyseergebnis ist die sorgfältige Probenahme, die von uns durchgeführt wird. Wir brauchen dazu jedoch Ihre Mithilfe. Beachten Sie

1. Vor dem Verschließen der Räume, die untersucht werden sollen, **gut und ausgiebig lüften**.
2. Anschließend diese Räume gegenüber anderen Räumen mindestens **5 Stunden vor der Messung gut verschließen**. Fenster und eventuell vorhandene Lüftungsmöglichkeiten ebenfalls verschließen, Türschlitze oder Fensterfugen sollten jedoch nicht abgesperrt werden!
3. Wenn es erforderlich ist, können die zu untersuchenden Räume vor der Messung normal benutzt werden. Dabei ist zu beachten, dass **Fenster nicht geöffnet oder gekippt** und Türen nach dem Betreten stets wieder geschlossen werden.
4. Die **Raumtemperatur** sollte **zwischen 20 und 23 °C** betragen. Bei wesentlich niedrigeren Temperaturen Raum aufheizen.
5. Sollte die Temperatur zu hoch steigen, **nicht lüften!** Die Messung wird in diesem Fall bei erhöhten Temperaturwerten durchgeführt.
6. Vor der Messung nicht rauchen, keine lösungsmittelhaltigen Produkte verwenden und keine Kleidung aus Chemisch-Reinigungsbetrieben im zu untersuchenden Raum lagern.

Sollten Sie noch Fragen haben, ersuchen wir Sie unter ☎ 01–983 80 80 Kontakt mit dem Mess- und Beratungsservice oder unter 01–31304 5204 mit dem Umweltbundesamt aufzunehmen.

Sie können uns auch eine e-Mail unter office@innenraumanalytik.at senden.

Beachten Sie bitte auch die Informationen unter <http://www.innenraumanalytik.at>.



Formular Lüftungsprotokoll

Lüftungsprotokoll						
Klassenraum:		Datum:		Blatt-Nr:		
Unterrichtseinheiten Pausen	Unterrichtszeit bzw. Pause (von – bis)	Anzahl Schü- ler	Anzahl Lehrer	Fenster		
				Anzahl geschlossen	Anzahl gekippt	Anzahl ganz geöff- net
1 UE						
Pause						
2 UE						
Pause						
3 UE						
Pause						
4 UE						
Pause						
5 UE						
Pause						
6 UE						
Pause						
7 UE						
8 UE						
9 UE						
10 UE						
11 UE						
12 UE						

Sollten Sie Fragen haben, können Sie uns jederzeit unter **0699 195 33 144** oder im Labor unter **983 80 80** (DI Jansson) oder **31304 – 5204** (DI Hohenblum, Umweltbundesamt) kontaktieren.



Umweltbundesamt GmbH

Spittelauer Lände 5
1090 Wien/Österreich

Tel.: +43-(0)1-313 04

Fax: +43-(0)1-313 04/5400

office@umweltbundesamt.at

www.umweltbundesamt.at

Der Report „LUKI – LUft und KInder“ fasst Studienergebnisse zu Einflüssen von Innenraumfaktoren in Ganztageschulen auf die Gesundheit von Kindern zusammen. Dazu wurden Lungenfunktion und kognitive Leistung der Kinder bestimmt, Schadstoffe in Luft, Feinstaub und Hausstaub von Schulen gemessen und die Schwermetallbelastung von Milchzähnen und Haarproben erfasst.

Die Daten wurden statistisch ausgewertet und mit weiteren Einflussfaktoren (familiäres Umfeld, Nahrung) korreliert. Anhand der Ergebnisse werden Maßnahmen vorgeschlagen, die mit geringem Aufwand das Innenraumklima verbessern sollen.

Das Projekt ist Beitrag zur Umsetzung des Children Environment and Health Plan for Europe (CEHAPE) der Weltgesundheitsorganisation WHO, beteiligt waren die Medizinische Universität, das Innenraum Mess- und Beratungsservice und das Umweltbundesamt.