



**Materialien zur Umweltmedizin
Aktuelle umweltmedizinische Probleme
in Innenräumen, Teil 1
Band 13 der Schriftenreihe**

Aktuelle umweltmedizinische Probleme in Innenräumen, Teil 1 **Band 13 der Schriftenreihe**

Beim vorliegenden Band handelt es sich um die Zusammenfassung von Beiträgen einer Fortbildungsveranstaltung für den öffentlichen Gesundheitsdienst in Bayern, die von der Bayerischen Akademie für Gesundheit, Ernährung und Verbraucherschutz in Oberschleißheim und Erlangen organisiert wurde.

Herausgeber:

Bayerisches Landesamt für Gesundheit und Lebensmittelsicherheit
Eggenreuther Weg 43
91058 Erlangen

Telefon: 09131/764-0
Telefax: 09131/764-102

E-Mail: poststelle@lgl.bayern.de
Internet: www.lgl.bayern.de

Koordinierung und fachliche Betreuung im LGL:

Dr. Hermann Fromme, Dr. Gabriele Bolte
Sachgebiet Umweltmedizin

Stand:

Februar 2006

Diese Druckschrift wird kostenlos im Rahmen der Öffentlichkeitsarbeit der Bayerischen Staatsregierung herausgegeben. Sie darf weder von den Parteien noch von Wahlwerbern oder Wahlhelfern im Zeitraum von fünf Monaten vor einer Wahl zum Zweck der Wahlwerbung verwendet werden. Dies gilt für Landtags-, Bundestags-, Kommunal- und Europawahlen. Missbräuchlich ist während dieser Zeit insbesondere die Verteilung auf Wahlveranstaltungen, an Informationsständen der Parteien sowie das Einlegen, Aufdrucken und Aufkleben parteipolitischer Informationen oder Werbemittel. Untersagt ist gleichfalls die Weitergabe an Dritte zum Zweck der Wahlwerbung. Auch ohne zeitlichen Bezug zu einer bevorstehenden Wahl darf die Druckschrift nicht in einer Weise verwendet werden, die als Parteinahme der Staatsregierung zugunsten einzelner politischer Gruppen verstanden werden könnte. Den Parteien ist es gestattet, die Druckschrift zur Unterrichtung ihrer eigenen Mitglieder zu verwenden. Bei publizistischer Verwertung – auch von Teilen – Angabe der Quelle und Übersendung eines Belegexemplars erbeten. Das Werk ist urheberrechtlich geschützt. Alle Rechte sind vorbehalten. Die Publikation wird kostenlos abgegeben, jede entgeltliche Weitergabe ist untersagt. Diese Druckschrift wurde mit großer Sorgfalt zusammengestellt. Eine Gewähr für die Richtigkeit und Vollständigkeit kann dennoch nicht übernommen werden.

Inhaltsverzeichnis

1	Vorkommen und Bedeutung von Passivrauchbelastung in Innenräumen.....	5
1.1	Zusammensetzung des Passivrauchs	5
1.2	Indikatoren zur Erfassung der Passivrauchbelastung	7
1.2.1	Surrogatmessung: Rauchprävalenz in der Bevölkerung	7
1.2.2	Indirekte Messungen: Befragungsdaten zur Passivrauchbelastung	10
1.2.3	Direkte Messungen der Tabakrauchbelastung	11
1.3	Gesundheitliche Folgen einer Passivrauchbelastung	16
1.3.1	Gesundheitliche Folgen des Rauchens in der Schwangerschaft	16
1.3.2	Gesundheitliche Risiken durch Passivrauchen bei Kindern	17
1.3.3	Gesundheitliche Folgen des Passivrauchens bei Erwachsenen	17
1.4	Ausblick: Präventionsmaßnahmen	18
1.5	Literaturverzeichnis.....	20
2	Luftqualität in öffentlichen Einrichtungen am Beispiel des Kohlendioxids	24
2.1	Einführung und Problemstellung.....	24
2.2	Kohlendioxid, eigentlich ein Außenluft- und Klimaproblem.....	25
2.3	Allgemeine Messgrößen für das Raumklima	27
2.4	Der Innenraum-Luftqualitätsindikator Kohlendioxid	30
2.5	Messung von Kohlendioxid.....	32
2.6	Gesundheitliche Wirkungen / hygienische Bewertung.....	33
2.7	Belastungssituation in Schulen.....	37
2.8	Das Projekt des LGL zur Luftqualität in Schulen	41
2.9	Literaturverzeichnis.....	42
3	Multiple Chemikalien-Unverträglichkeit (MCS) – aktueller Stand	45
3.1	Hintergrund	45
3.2	Definition	46
3.3	Angeschuldigte Noxen und toxikologische Befunde	46
3.4	Immunologische und allergologische Befunde	47
3.5	Genetische Dispositionen	47
3.6	Studien des Robert-Koch-Instituts: Multizentrischer MCS-Forschungsverbund	48
3.7	Klinische Expositionsstudien	50
3.8	Umweltmedizin zwischen Schulmedizin und Alternativmedizin	51
3.9	Selbsthilfegruppen	51
3.10	Sozialmedizinische und arbeitsmedizinische Beurteilung.....	52
3.11	Multiple Chemical Sensitivity und psychopathologische Differentialdiagnostik	52
3.12	Praktisches Vorgehen und Hilfsangebote.....	54
3.13	Literatur.....	56
4	Formaldehyd, eine Innenraum-Geschichte	60
4.1	Einleitung	60
4.2	Entwicklungen zur Festsetzung von Richtwerten für die Innenraumluft	62
4.3	Gesundheitliche Wirkungen von Formaldehyd	63
4.4	Zum Krebs erzeugenden Potential von Formaldehyd.....	65
4.5	Überlegungen zur Festsetzung von Richtwerten für Formaldehyd in der Innenraumluft	66
4.6	Hinweise zur Anwendung von Richtwerten: Beispiel Hamburg	67
4.7	Literatur.....	70
5	Probenahmestrategien für Fremdstoffe in Innenräumen.....	71
5.1	Einleitung	71
5.2	Stoffgruppen	71
5.3	Grenz- und Richtwerte in Innenräumen	72
5.4	Zielsetzung der Analytik organischer Schadstoffe in Innenräumen	74

5.5	Probenahmeverfahren für leichtflüchtige Verbindungen (VOC).....	76
5.6	Wahl der Adsorbentien	80
5.7	Probenahme für schwer flüchtige Verbindungen (SVOC)	82
5.8	Zusammenfassung	84
5.9	Literaturzusammenstellung.....	84
6	Innenraumluftqualität in Berliner Schulen – Feinstaub und adsorbierte Substanzen	88
6.1	Einleitung	88
6.2	Kurze Beschreibung der partikulären bzw. partikelgebundenen Schadstoffe.....	89
6.2.1	Elementarer Kohlenstoff (EC, Dieselruß)	89
6.2.2	Polyzyklische Aromatische Kohlenwasserstoffe (PAH)	90
6.2.3	Feinstaub	92
6.2.4	Beschreibung der Schwebstaubfraktionen	95
6.3	Untersuchungszeitraum und Untersuchungsort	98
6.4	Probenahme und Analytik.....	98
6.4.1	Probenahme / Feinstaub	98
6.4.2	Analytik der PAH.....	99
6.4.3	Analytik des Elementaren Kohlenstoffs (EC).....	100
6.5	Untersuchungsergebnisse	100
6.5.1	Polyzyklische Aromatische Kohlenwasserstoffe	100
6.5.2	Elementarer Kohlenstoff	102
6.5.3	Feinstaub	105
6.6	Ausblick	109
6.6.1	Alveolengängiger Feinstaub nach Johannesburger Konvention	110
6.7	Zitierte Literatur.....	111
6.8	Weiterführende Literatur	112
7	Raumklima und Gesundheit	114
7.1	Zusammenfassung	114
7.2	Einleitung	114
7.3	Material und Methoden	115
7.4	Ergebnisse und Diskussion	120
7.5	Literatur.....	129
8	Bewertung von Schadstoffgemischen in der Innenraumluft	130
8.1	Einleitung	130
8.2	Grundlagen der Bewertung von Stoffgemischen, Kombinationswirkungen und - effekten.....	131
8.3	Ansätze zur Beurteilung von Kombinationswirkungen.....	133
8.4	Bewertung von Schadstoffgemischen im Innenraum.....	138
8.5	Zusammenfassung	153
8.6	Literaturverzeichnis.....	154
9	Verzeichnis der Referenten und Referentinnen	160

1 Vorkommen und Bedeutung von Passivrauchbelastung in Innenräumen

Gabriele Bolte

1.1 Zusammensetzung des Passivrauchs

Tabakrauch ist einer der bedeutendsten und gefährlichsten vermeidbaren Innenraumschadstoffe. Unter Passivrauchen wird die Aufnahme von tabaktypischen Schadstoffen des Haupt- und Nebenstromrauches verstanden, die sich in der Raumluft befinden. Passivrauch (engl. ETS/environmental tobacco smoke oder secondhand smoke) setzt sich zusammen aus dem Nebenstromrauch, der durch das Glimmen der Zigarette zwischen den Zügen am Glutkegel der Zigarette freigesetzt wird, und dem Anteil des Hauptstromrauches, der vom Rauchenden ausgeatmet wird (Abbildung 1). Der Hauptstromrauch wird durch das Ziehen an der Zigarette unmittelbar vom Rauchenden aufgenommen und trägt wesentlich zur Belastung des aktiv Rauchenden mit gesundheitlich relevanten Substanzen bei.

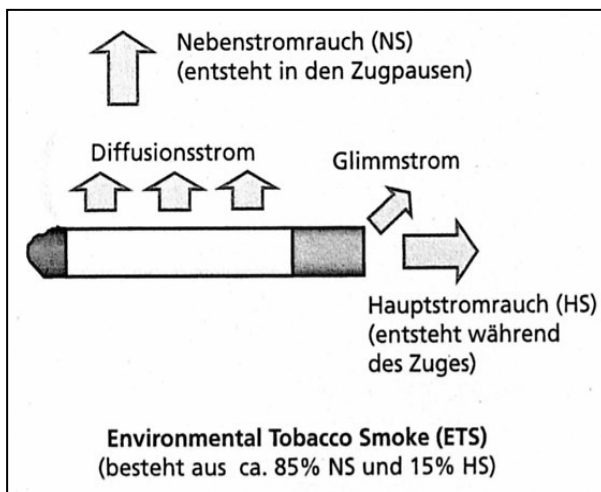


Abbildung 1:
Schematische Zusammensetzung des Tabakrauches
[Richter & Scherer 2004]

Beim Tabakrauch in der Raumluft handelt es sich um ein Aerosol aus Gasphase und Partikelphase. Es ist ein sehr komplexes Gemisch von rund 4800, häufig toxischen oder Krebs erregenden Substanzen, von denen derzeit ca. 400 quantifiziert werden können [Richter & Scherer 2004, WHO 1999]. Bei der Verbrennung bzw. Pyrolyse des Tabaks sind die Substanzen im Haupt- und Nebenstromrauch qualitativ identisch, die quantitative Zusammensetzung unterscheidet sich jedoch wesentlich aufgrund der unterschiedlichen Verbrennungs-

temperatur. Hauptstromrauch entsteht bei einer Verbrennungstemperatur von 850 bis 950 Grad Celsius, Nebenstromrauch hingegen bei 500 bis 650 Grad Celsius und enthält daher mehr toxische und Krebs erregende Substanzen. Exemplarisch sind in Tabelle 1 ausgewählte toxische und kanzerogene Substanzen im Tabakrauch und das Konzentrationsverhältnis zwischen Nebenstromrauch und Hauptstromrauch dargestellt. Neben von der IARC (International Agency for Research on Cancer) als kanzerogen, wahrscheinlich oder möglicherweise kanzerogen eingestuften Substanzen enthält Tabakrauch reizende Substanzen wie z. B. Stickoxide und kardiotoxische Substanzen wie z. B. Kohlenmonoxid und Nikotin. Darüber hinaus ist Tabakrauch eine wesentliche Quelle für Partikel in Innenräumen [Invernizzi et al. 2004]. Nebenstromrauch enthält Partikel mit einer mittleren Größe von 0,15 bis 0,25 µm, währenddessen Hauptstromrauch eine mittlere Partikelgröße von 0,35 bis 0,4 µm aufweist [Richter & Scherer 2004].

Tabelle 1: Ausgewählte toxische und kanzerogene Substanzen in tabakrauchverunreinigter Innenraumluft [DKFZ 2003, Marquardt & Schäfer 2004]

Substanz	IARC-Klassifikation	Konzentrationsverhältnis Nebenstromrauch / Hauptstromrauch
Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe, z. B. Benzo[a]pyren	2A	3 – 20
Aromatische Amine, z. B. 4-Aminobiphenyl	1	31
N-Nitrosamine, z. B. N-Nitrosodimethylamin z. B. N-Nitrosopyrrolidin	2A 2B	20 – 130 6 – 120
Tabakspezifische Nitrosamine, z. B. N'-Nitrosonornicotin	2B	1 – 5
Benzol	1	8 – 10
Formaldehyd	1	1 – 50
Kohlenmonoxid	–	2 – 15
Stickoxide	–	4 – 13
Cadmium	1	7

IARC-Klassifikation: 1=kanzerogen, 2A=wahrscheinlich kanzerogen, 2B= möglicherweise kanzerogen

Abschätzungen des Konzentrationsverhältnisses zwischen Neben- und Hauptstromrauch basieren auf Werten, die auf die Ausbeute pro Zigarette bezogen sind. Bei der Betrachtung der realen Belastung in der Innenraumluft sind Verdünnungseffekte in der Raumluft sowie Alterungsprozesse zu berücksichtigen. Der Nebenstromrauch bzw. Tabakrauch in der Raumluft altert innerhalb weniger Minuten bis Stunden. Dabei verändert sich die Zusammensetzung der Gas- und Partikelphase, wobei mittel- bis schwerflüchtige Substanzen wie z. B. Nikotin von der Gas- in die Partikelphase übergehen und an Oberflächen adsorbieren.

1.2 Indikatoren zur Erfassung der Passivrauchbelastung

Je nach Ebene der Betrachtung – ob auf Ebene einer Bevölkerung oder von Individuen – kann die Passivrauchbelastung mit verschiedenen Indikatoren erfasst werden [IARC 2004]:

- Surrogatmessungen:
 - z. B. Rauchprävalenz in der Bevölkerung, bei bestimmten Altersgruppen oder bei schwangeren Frauen.
- Indirekte Messungen:
 - z. B. Eigenangaben zur Passivrauchbelastung in der Wohnung, am Arbeitsplatz oder in Gaststätten.
- Direkte Messungen:
 - z. B. der Tabakrauchbestandteile in der Raumluft oder von Biomarkern der Exposition.

1.2.1 Surrogatmessung: Rauchprävalenz in der Bevölkerung

Daten zur Rauchprävalenz in einer Bevölkerung können als Anhaltspunkt dafür dienen, wie wahrscheinlich eine Tabakrauchexposition ist und inwieweit Passivrauchen auf Bevölkerungsebene als relevant anzusehen ist.

In Deutschland wurden im Rahmen des telefonischen Bundes-Gesundheitssurveys 2003 8316 Erwachsene ab 16 Jahren zu ihrem Rauchverhalten befragt [Lampert & Burger 2004]. Zum Zeitpunkt der Befragung rauchten rund 28 % der Frauen und 37 % der Männer. Aus Tabelle 2 ist ersichtlich, dass der höchste Anteil täglich Rauchender sowohl bei Männern als auch bei Frauen in der Gruppe der jungen Erwachsenen zwischen 18 und 29 Jahren zu finden ist. Stark, d. h. mindestens 20 Zigaretten pro Tag, rauchten 47 % der täglich rauchenden Männer und 31 % der täglich rauchenden Frauen. Auf Unterschiede des Rauchverhaltens nach Familienstand, Berufstätigkeit und sozialer Lage sei an dieser Stelle nicht eingegangen.

Tabelle 2: Rauchverhalten von Erwachsenen (N=8316) in Deutschland im Jahr 2003 nach Alter und Geschlecht (in %) [Lampert & Burger 2004]

	Gesamt	18 – 29	30 – 44	45 – 64	65 +
Frauen					
tägliche Raucherinnen	21,9	33,6	29,3	22,0	5,1
Gelegenheitsraucherinnen	6,1	11,0	7,4	5,3	2,4
Exraucherinnen	22,3	14,6	24,1	25,5	21,2
Nieraucherinnen	49,7	40,8	39,2	47,2	71,3
Männer					
tägliche Raucher	29,2	39,3	36,0	26,1	11,8
Gelegenheitsraucher	8,1	14,4	8,3	6,9	3,8
Exraucher	31,8	14,7	23,9	38,2	52,1
Nieraucher	30,9	31,5	31,8	28,8	32,4

Der Vergleich der zeitlichen Veränderungen der Rauchprävalenz anhand von Daten verschiedener Gesundheitssurveys zeigt, dass seit Mitte der 1980er Jahre der Anteil der Raucher abgenommen, der Anteil der Raucherinnen hingegen zugenommen hat (Abbildung 2).

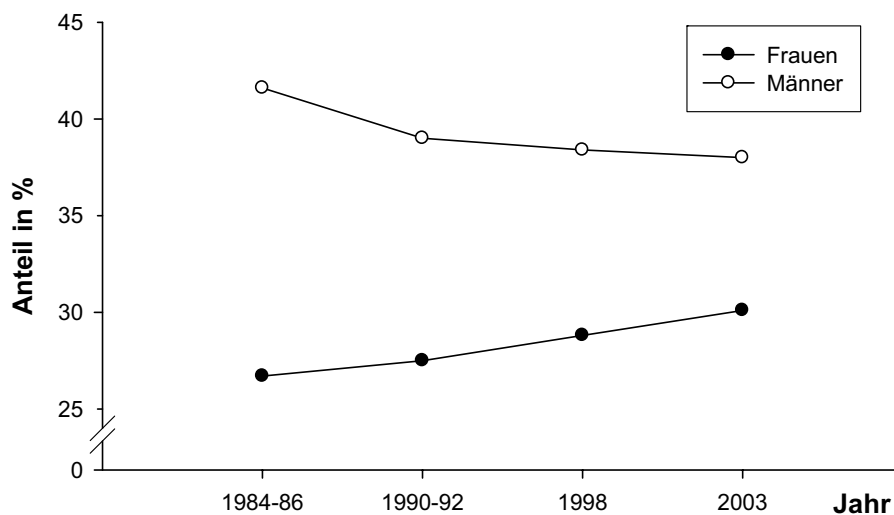


Abbildung 2: Zeitlicher Trend des Rauchverhaltens 25- bis 69-jähriger Frauen und Männer in Deutschland (1984 – 1986: nur alte Bundesländer) [RKI 2005]

Neuere Daten zum Rauchverhalten von Jugendlichen in Deutschland belegen, dass insbesondere Mädchen häufiger rauchen. *Maziak et al.* (2003) verglichen das Rauchverhalten von 12- bis 15-jährigen Jugendlichen in zwei Querschnittstudien, die 1994/1995 und 1999/2000 in Münster durchgeführt wurden. Während in dem ersten Survey 53 % der Jungen und 42 % der Mädchen angegeben hatten, jemals geraucht zu haben, waren dies im zweiten Survey bereits 59 % der Jungen und 54 % der Mädchen. Mehr als 10 Zigaretten pro Tag rauchten im ersten Survey 4 % der Jungen und 3 % der Mädchen gegenüber jeweils 5 % der Jungen und Mädchen im zweiten Survey. Die Ergebnisse des zweiten Survey sind in Tabelle 3 dargestellt.

Tabelle 3: Rauchverhalten von Jugendlichen (12 – 15 Jahre) in Münster 1999/2000 (in %) [*Maziak et al. 2003*]

	Mädchen (N=2026)	Jungen (N=2002)
Jemals geraucht	53,8	58,5
Derzeit rauchend	28,2	28,3
Gelegentlich rauchend	13,5	14,8
Täglich rauchend	14,7	13,6
Täglich bis zu 10 Zigaretten	10,1	8,8
Täglich mehr als 10 Zigaretten	4,6	4,7

Im Rahmen der internationalen HBSC-Studie (Health Behaviour in School-aged Children) wurde 2001/2002 das Rauchverhalten von 5650 Jugendlichen im Alter von 11, 13 und 15 Jahren in Deutschland erhoben [*Godeau et al. 2004*]. Auch hier wird deutlich, dass Jugendliche frühzeitig mit dem Rauchen beginnen und dass es im Gegensatz zu den Erwachsenen keine ausgeprägten Geschlechterunterschiede gibt (Tabelle 4).

Tabelle 4: Rauchverhalten von Jugendlichen in Deutschland 2001/2002 (in %)
[Godeau et al. 2004]

	Mädchen (N=2864)	Jungen (N=2786)
Jemals geraucht		
11 Jahre	14,1	22,9
13 Jahre	53,5	52,7
15 Jahre	74,2	70,1
Täglich rauchend		
11 Jahre	0,3	1,5
13 Jahre	10,1	10,2
15 Jahre	28,7	26,3

Die Daten zur Rauchprävalenz in Deutschland zeigen, dass ein großer Anteil der Jugendlichen und Erwachsenen regelmäßig raucht und damit die potentielle Tabakrauchbelastung Nichtrauchender nicht zu vernachlässigen ist.

1.2.2 Indirekte Messungen: Befragungsdaten zur Passivrauchbelastung

In Befragungen können Angaben zur Exposition gegenüber Passivrauch als indirekte Messung der Belastungssituation erhoben werden. Mögliche Parameter sind hierbei:

- In der Wohnung:
 - Anzahl der rauchenden Personen im Haushalt
 - Anzahl der gerauchten Zigaretten
 - Rauchverhalten der Eltern gegenüber den Kindern
 - Jahre des Zusammenlebens mit einem Raucher/einer Raucherin
- Am Arbeitsplatz:
 - Anzahl der Rauchenden
 - Wahrgenommener Tabakrauch
- In Gaststätten:
 - Aufenthalt im Raucher- oder Nichtraucherbereich
 - Anzahl der rauchenden Gäste
 - Wahrgenommener Tabakrauch

Da in Befragungen von Nichtrauchenden oftmals nicht die Dosis über die Anzahl in ihrer Gegenwart gerauchter Zigaretten valide abgefragt werden kann, kann die Verrauchtheit

(dichte Rauchschwaden, Rauch im Raum verteilt sichtbar, Rauch nur an der Geruchsschwelle) als gutes Surrogat erhoben werden [Latzka et al. 2005].

Nach einer Zusammenfassung des DKFZ sind 55 % aller Nichtraucher in Deutschland unfreiwillig Tabakrauch ausgesetzt [DKFZ 2003]. Rund 20 % sind am Arbeitsplatz exponiert, 13 % zu Hause und 43 % an anderen Orten. Kinder sind bereits vor der Geburt Tabakrauch ausgesetzt: Rund 20 % aller Schwangeren rauchen in Deutschland. Über 60 % aller Kinder unter 6 Jahren mit Eltern im Alter zwischen 25 und 29 Jahren und rund 2/3 aller 6- bis 13-jährigen Kinder leben in einem Haushalt, in dem geraucht wird.

1.2.3 Direkte Messungen der Tabakrauchbelastung

Als direkte Messungen einer Tabakrauchbelastung werden einerseits die Konzentration von Tabakrauchbestandteilen in der Raumluft gemessen und andererseits Biomarker (z. B. Cotinin im Urin, 4-Aminobiphenyl-Hämoglobinaddukt) bestimmt, die die Exposition selbst oder aber frühe biologische Effekte anzeigen. Nikotin wird in der Leber metabolisiert und nur zu ca. 5 – 10 % unverändert über die Nieren ausgeschieden. Der Großteil des Nikotins (70 – 80 %) wird zu Cotinin metabolisiert. Cotinin gilt als ein valider Biomarker für eine Tabakrauchexposition in den zurückliegenden 20 bis 40 Stunden aufgrund seiner Halbwertszeit von ca. 18 Stunden im Gegensatz zu Nikotin selbst mit einer Halbwertszeit von ca. 3 Stunden.

Tabakrauchbestandteile in der Raumluft

In einer amerikanischen Studie wurden sowohl personenbezogene Messungen bei nichtrauchendem Personal als auch raumbezogene Messungen in Restaurants und Bars durchgeführt [Maskarinec et al. 2000]. Die Ergebnisse zeigen zum einen die große Schwankungsbreite der Tabakrauchbelastung (vgl. Tabelle 5), zum anderen systematische Unterschiede, da Barkeeper höher exponiert waren als Bedienungen im Restaurant und da Nichtraucherbereiche mit im Median 48 µg/m³ RSP (respirable suspended particulate matter; ≈ PM₄) und 0,8 µg/m³ Nikotin eine geringere Belastung aufwiesen als Raucherzonen (Median 66 µg/m³ RSP; 7,7 µg/m³ Nikotin).

Tabelle 5: Tabakrauchbelastung in Restaurants und Bars [Maskarinec et al. 2000]

		Raumbezogene Messungen		Personenbezogene Messungen	
		Restaurant (N=32)	Bar (N=53)	Bedienungen (N=83)	Barkeeper (N=80)
RSP ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	Min. – Max.	0 – 233	0 – 768	0 – 474	0 – 511
	Median	66	82	82	112
	95. Perzentil	200	369	386	428
Nikotin ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	Min. – Max.	0 – 49,3	0 – 61,3	0 – 67,9	0 – 116,0
	Median	0,82	5,8	1,2	4,5
	95. Perzentil	34,2	45,0	28,9	43,5

In Finnland wurden in der Raumluft von Diskotheken und Nachtclubs Nikotinkonzentrationen zwischen 2 und 183 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ nachgewiesen, in Pubs 1 – 25 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ und in Restaurants 0,4 – 46 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ [Hyvärinen et al. 2000]. Moshhammer und Kollegen untersuchten die Nikotinkonzentration in der Raumluft von 106 Objekten in Österreich mittels aktiver oder passiver Probenahme [Moshhammer et al. 2004]. Die höchsten Mittelwerte waren in Diskotheken nachweisbar (154,4 $\mu\text{g}/\text{m}^3$), gefolgt von Restaurants ohne separate Bereiche für Rauchende (38,0 $\mu\text{g}/\text{m}^3$). In Restaurants mit Raucher- und Nichtraucherbereich gab es zwischen den Bereichen keine wesentlichen Unterschiede (Mittelwert 21,3 versus 23,3 $\mu\text{g}/\text{m}^3$). Geringere Konzentrationen waren in Transportmitteln (8,3 $\mu\text{g}/\text{m}^3$), Schulen (3,0 $\mu\text{g}/\text{m}^3$) und Krankenhäusern (12,9 $\mu\text{g}/\text{m}^3$) nachweisbar. Geringfügige Mengen an Nikotin (zwischen 0,08 und 0,22 $\mu\text{g}/\text{m}^3$) in der Raumluft von Wartezimmern in Arztpraxen und in einem Konferenzraum, in denen nicht geraucht wurde, führten die Autoren auf die Emission von Nikotin von der Kleidung von Rauchenden, die sich in den Räumen aufhielten, zurück. Entsprechende Ergebnisse einer nahezu ubiquitären Verbreitung von Tabakrauch in öffentlichen Räumen zeigte eine multizentrische europäische Studie [Nebot et al. 2005].

Biomarker der Tabakrauchbelastung

Im Rahmen des Umweltsurvey 1998 wurde die Konzentration von Nikotin und von Cotinin im Urin von 1580 rauchenden und 3126 nichtrauchenden Erwachsenen bestimmt [UBA 2002]. Tabakrauch konnte als einzige Quelle für die Ausscheidung von Nikotin und Cotinin im Urin identifiziert werden, weitere mögliche Quellen wie die Aufnahme von Nikotin über die Nah-

ung spielten bei diesen Biomarkern keine Rolle. Die Studie zeigt, dass mehr als 20 % der Nichtraucher/innen gegenüber Tabakrauch zu Hause, am Arbeitsplatz oder an anderen Orten exponiert waren. In Tabelle 6 sind die geometrischen Mittelwerte mit 95 % Konfidenzintervallen für die Nikotin- und Cotininkonzentrationen im Urin von Nichtrauchern und Nichtraucherinnen in Abhängigkeit von der Belastungssituation dargestellt.

Tabelle 6: Nikotin und Cotinin im Urin von 3126 nichtrauchenden Erwachsenen in Deutschland in µg/l (Werte in Klammern in µg/g Kreatinin) [UBA 2002]

	Nikotin		Cotinin	
	GM	95 % KI	GM	95 % KI
ETS in der Wohnung				
Keine Rauchenden	< 2 (1,2)	(1,1-1,3)	< 4 (2,2)	(2,2-2,4)
1 Raucher/in	2,6 (2,2)	2,4-3,0 (2,0-2,5)	4,5 (3,8)	4,1-5,0 (3,4-4,2)
> 1 Rauchende/r	4,6 (3,3)	3,4-6,2 (2,4-4,3)	6,9 (4,9)	5,3-9,0 (3,8-6,4)
ETS am Arbeitsplatz				
Nein	< 2 (1,1)	(1,1-1,2)	< 4 (2,2)	(2,0-2,3)
Ja	2,4 (1,7)	2,1-2,7 (1,5-1,9)	4,6 (3,2)	4,1-5,1 (2,9-3,6)

GM = Geometrischer Mittelwert, 95 % KI = 95 % Konfidenzintervall

Die Tabakrauchbelastung von Kindern, gemessen anhand von Cotinin im Urin, wurde von Scherer et al. für 1220 Kinder im Alter von 6 bis 7 Jahren in Augsburg [Scherer et al. 2004] und von Jurado et al. für 115 Kinder im Alter zwischen 3 und 6 Jahren in Spanien [Jurado et al. 2004] beschrieben. In beiden Studien wurden zusätzlich die Eltern zur Tabakrauchbelastung ihrer Kinder befragt. Nach den Messdaten zu urteilen, waren in Augsburg 35 % der Kinder zu Hause dem Tabakrauch ausgesetzt, in der wesentlich kleineren spanischen Studie waren es 65 %. Die Cotininkonzentration im Urin der Kinder nahm mit der Anzahl der täglich in der Wohnung gerauchten Zigaretten zu (Abbildung 3).

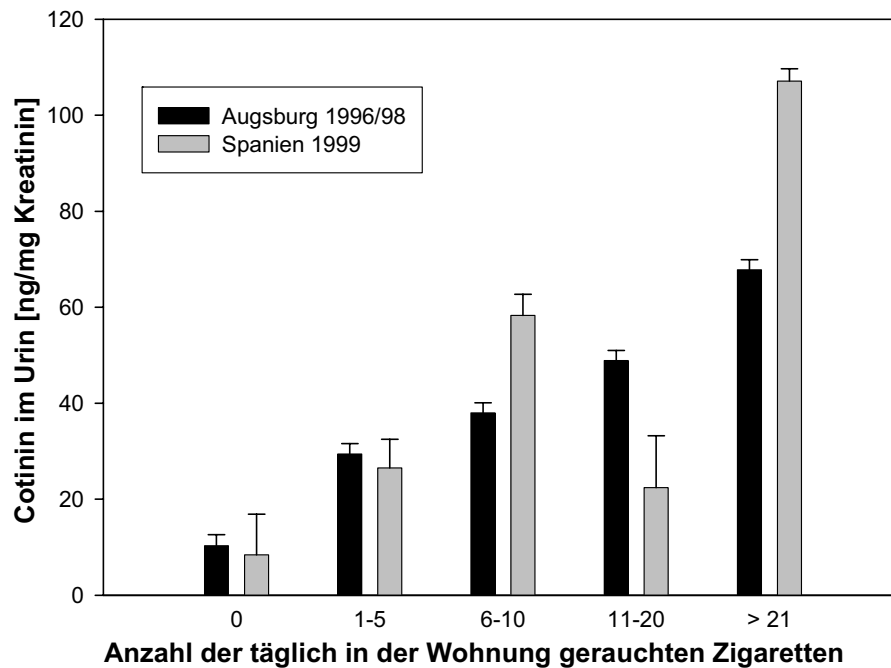


Abbildung 3: Tabakrauchbelastung von Kindern: Biomarker Cotinin im Urin (geometrische Mittelwerte mit Standardabweichung) in ng/mg Kreatinin [Scherer et al. 2004, Jurado et al. 2004]

Für Kinder ist die Tabakrauchexposition in der familiären Wohnung der Hauptpfad der Belastung. Unter Präventionsgesichtspunkten besonders relevant sind daher Studien, die die Exposition von Kindern in Abhängigkeit vom Ort, wo die Eltern tatsächlich in der Wohnung rauchen, untersuchen.

In Schweden wurden die rauchenden Eltern von 366 dreijährigen Kindern nach ihrem Rauchverhalten in der Wohnung befragt [Johansson et al. 2004]. Bei den Kindern sowie als Kontrolle bei 433 altersgleichen Kindern von nichtrauchenden Eltern wurde Cotinin im Urin bestimmt. Die rauchenden Eltern wurden entsprechend ihren Vorsichtsmaßnahmen in fünf Gruppen eingeteilt:

- (1) Die Eltern (N=216) rauchten ausschließlich außerhalb der Wohnung und hielten dabei Türen geschlossen. In dieser Gruppe waren auch Eltern, die nach dem Rauchen immer die Kleidung wechselten.
- (2) Die Eltern rauchten an der geöffneten Tür oder außerhalb der Wohnung (N=45).
- (3) Die Eltern rauchten in der Nähe eines Küchenventilators oder außerhalb der Wohnung (N=50).
- (4) Die Eltern verhielten sich wie Gruppe 1, 2 oder 3 (N=27).

(5) Die Eltern rauchten zumindest ab und zu in der Wohnung, z. B. am Esstisch oder beim Fernsehen (N=28).

Erwartungsgemäß hatten die Kinder der Eltern aus den Expositionsgruppen 4 und 5 die höchsten Cotininkonzentrationen im Urin. Jedoch wiesen auch die Kinder aus den Expositionsgruppen 1, 2 und 3 gegenüber der Kontrollgruppe erhöhte Werte auf. Somit waren die Vorsichtsmaßnahmen der Eltern, wie z. B. nur außerhalb der Wohnung oder an der geöffneten Tür zu rauchen, nicht ausreichend, um ihre Kinder vor einer Tabakrauchbelastung zu schützen.

Zu einem vergleichbaren Schluss kam eine Studie in den USA, die die Tabakrauchbelastung in der Wohnung durch Messung von Nikotin in der Raumluft, an Wandflächen und im Staub sowie von Cotinin im Urin der Kinder in Abhängigkeit vom Rauchverhalten der Eltern untersuchte [Matt et al. 2004]. Es wurden drei Gruppen unterschieden:

- (1) Keine Exposition in der Wohnung: Kein Haushaltsmitglied rauchte im vergangenen Jahr, kein regelmäßiger Besuch bzw. kein Besuch in den letzten 30 Tagen von Rauchenden, kein Aufenthalt des Kindes in einem Raucherhaushalt in den letzten 30 Tagen (N=17).
- (2) Indirekte Exposition: Zwar tägliches Rauchen in der Wohnung, aber nicht in Gegenwart des Kindes (N=17).
- (3) Direkte Exposition: In der Wohnung wird auch in Gegenwart des Kindes geraucht (N=15).

Die Studie zeigte, dass trotz Vorsichtsmaßnahmen der Eltern in der Gruppe 2 die Tabakrauchbelastung, gemessen als Nikotingehalt in der Wohnung bzw. Cotininkonzentration im Urin der Kinder, 5 – 7fach höher war als in Haushalten von Nichtrauchenden (Tabelle 7).

Tabelle 7: Nikotinbelastung in Abhängigkeit vom Rauchverhalten in der Wohnung
[Matt et al. 2004]

	keine Exposition	indirekte Exposition	direkte Exposition
Raumluft im Wohnzimmer (µg Nikotin/m ³)	0,10 (0,06 – 0,15)	0,32 (0,08 – 0,62)	2,57 (1,61 – 3,89)
Wandfläche im Wohnzimmer (µg Nikotin/m ²)	0	10,08 (0,01 – 21,10)	51,33 (19,17 – 32,16)
Staub im Wohnzimmer (µg Nikotin/m ²)	–	1,82 (0,00 – 8,62)	6,85 (3,76 – 15,37)
Cotinin im Urin des Kindes (µg/l)	0,33 (0,20 – 0,46)	2,32 (1,22 – 3,97)	15,47 (10,10 – 23,44)

Angegeben sind geometrische Mittelwerte mit 95 % Konfidenzintervallen

1.3 Gesundheitliche Folgen einer Passivrauchbelastung

Mittlerweile gibt es eine Vielzahl von Studien, Metaanalysen und umfassenden Reviews, die die mit Passivrauchen verbundenen Gesundheitsrisiken belegen [exemplarisch: *Hackshaw et al. 1997, He et al. 1999, Wichmann et al. 1999, Jöckel 2000, Courage 2002, DKFZ 2003, IARC 2004, Radon und Nowak 2004, Eisner et al. 2005*]. An dieser Stelle können nur einige wesentliche Gesundheitsschäden durch Tabakrauch genannt werden.

1.3.1 Gesundheitliche Folgen des Rauchens in der Schwangerschaft

Rund 15 % aller Frühgeburten, 20 – 30 % aller Fälle mit geringem Geburtsgewicht und 30 % der gesamten perinatalen Mortalität sind dem Passivrauchen zuschreibbar [DKFZ 2003]. Das Geburtsgewicht verringert sich um durchschnittlich 350 g, wenn die Mutter in der Schwangerschaft täglich mehr als 20 Zigaretten raucht. Abbildung 4 gibt einen Überblick über die Gesundheitsrisiken für das ungeborene Kind durch Rauchen in der Schwangerschaft.

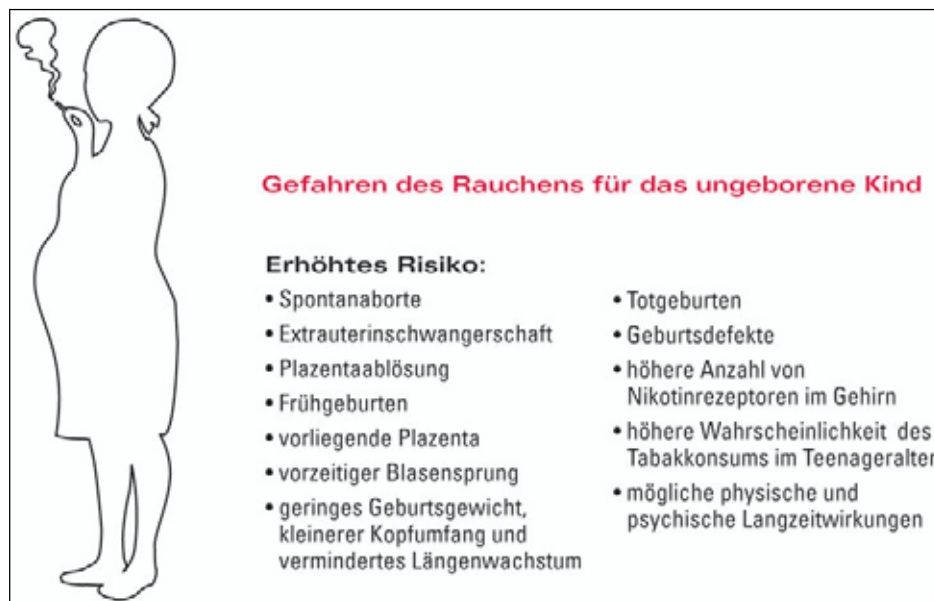


Abbildung 4: Krankheiten und Beschwerdebilder, die durch Passivrauchen verursacht werden [DKFZ 2003]

1.3.2 Gesundheitliche Risiken durch Passivrauchen bei Kindern

Im Kindesalter stehen Atemwegserkrankungen und der plötzliche Säuglingstod (SIDS) im Vordergrund. Dem Passivrauchen werden bis zur Hälfte aller SIDS-Fälle zugeschrieben. Kinder, die Tabakrauch ausgesetzt sind, erkranken häufiger an Asthma, Lungenentzündung und Mittelohrentzündung. Die wichtigsten Zusammenhänge sind in Abbildung 5 dargestellt. Darüber hinaus gibt es Hinweise, dass Passivrauchen das Risiko für Karies erhöht [Aligne et al. 2003].

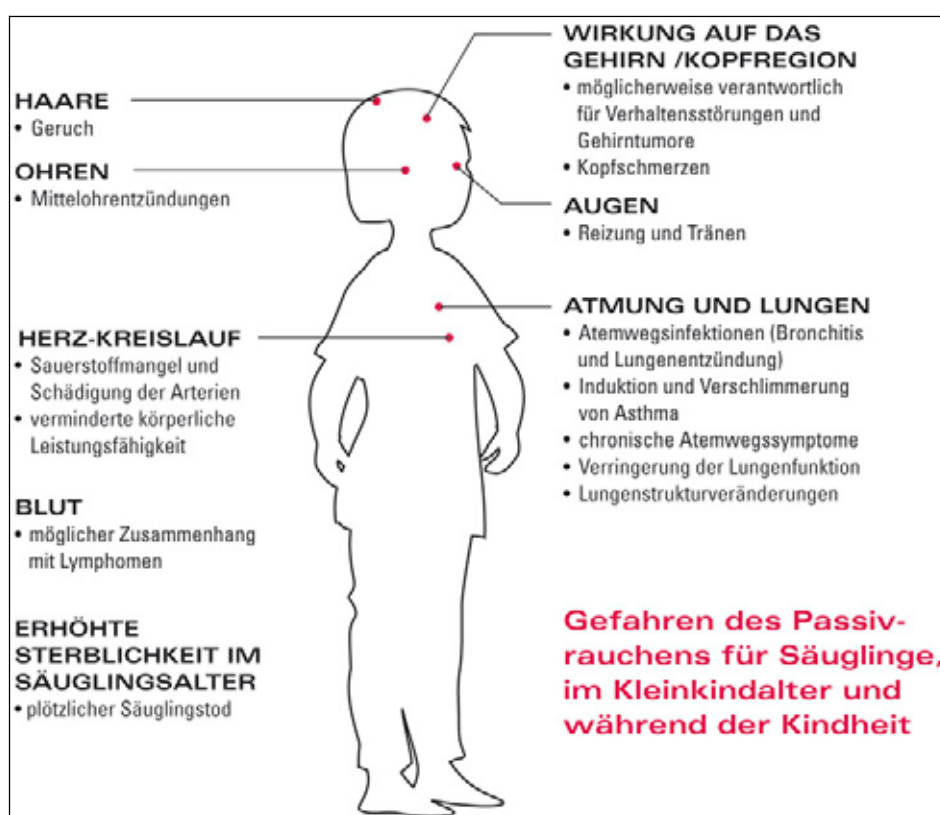


Abbildung 5: Gefahren des Passivrauchens für Säuglinge, im Kleinkindalter und während der Kindheit [DKFZ 2003]

1.3.3 Gesundheitliche Folgen des Passivrauchens bei Erwachsenen

Bei Erwachsenen erhöht Passivrauchen das Risiko für Herz-Kreislauf-Erkrankungen, chronisch-obstruktive Lungenerkrankungen, Asthma und Lungenkrebs. Darüber hinaus kommt es zu Irritationen von Augen und Nase bereits bei äußerst geringen ETS-Konzentrationen [Juncker et al. 2001].

In einer Metaanalyse von 10 Kohortenstudien und 8 Fall-Kontroll-Studien wurde ein um 25 % erhöhtes Risiko (RR 1,25, 95 % KI 1,17 – 1,32) für koronare Herzerkrankungen (KHK) bei Nichtrauchenden, die gegenüber Tabakrauch exponiert waren, nachgewiesen. Es bestand eine deutliche positive Dosis-Wirkungs-Beziehung zwischen dem KHK-Risiko und dem Ausmaß der Exposition, gemessen als Anzahl der Zigaretten pro Tag oder der Dauer der Exposition in Jahren gegenüber einem/einer rauchenden Partner/-in [He et al. 1999].

Das mit Passivrauchen verbundene Lungenkrebsrisiko wurde in einer Metaanalyse von 5 Kohortenstudien und 34 Fall-Kontroll-Studien abgeschätzt [Hackshaw et al. 1997]. In 37 Studien wurde das Lungenkrebsrisiko von nichtrauchenden Frauen untersucht, die mit einem Raucher zusammenlebten. Insgesamt war das Lungenkrebsrisiko um 24 % erhöht (RR 1,24, 95 % KI 1,13 – 1,36). Wurden auch die wenigen Studien mitbetrachtet, die nichtrauchende Männer untersuchten, ergab sich ein um 23 % erhöhtes Lungenkrebsrisiko für nichtrauchende Personen mit einem/einer rauchenden Partner/-in. Sowohl mit der Anzahl der von dem/der Partner/-in täglich gerauchten Zigaretten als auch mit der Dauer des Zusammenlebens mit einem Rauchenden in Jahren gab es positive Dosis-Wirkungs-Beziehungen.

1.4 Ausblick: Präventionsmaßnahmen

Auf Grundlage der nachgewiesenen gesundheitlichen Auswirkungen von Passivrauchen und der wissenschaftlichen Erkenntnis, dass bereits das typische Expositionsniveau in der Umwelt für die Gesundheitsschäden ausreicht und es keinen sicheren Schwellenwert gibt, sind nach Wichmann et al. [1999] „einschneidende Maßnahmen zur Eliminierung von Passivrauchexposition in öffentlich zugänglichen Innenräumen zu ergreifen und die Exposition von Kindern und anderen Nichtrauchern in Wohnungen zu reduzieren“.

In der von der WHO koordinierten Rahmenkonvention zur Tabakkontrolle (Framework Convention on Tobacco Control (FCTC) als erster weltweit gültigen Gesundheitskonvention) wurden wirksame Strategien zur Reduktion des Tabakkonsums festgelegt. Diese Maßnahmen erreichen erst als Paket ihre volle Wirksamkeit. Das DKFZ fordert eine konzertierte Aktion zum Schutz von Kindern vor dem Passivrauchen. Ein Großteil der Bevölkerung in Deutschland befürwortet Maßnahmen zur Schaffung einer rauchfreien Umwelt (Tabelle 8).

Tabelle 8: Befürwortung präventiver Maßnahmen zur Einschränkung des Tabakkonsums in Deutschland in Abhängigkeit vom Raucherstatus (in %) [DKFZ 2002]

	Gesamt	Rauchstatus der befragten Personen		
		nicht	früher	derzeit
Rauchfreie Zonen in Gaststätten	86,1	91,3	89,2	78,7
Rauchverbot in allen öffentlichen Verkehrsmitteln	84,3	91,0	91,8	72,7
Rauchverbot in allen öffentlichen Gebäuden	74,4	84,8	82,7	58,0
Rauchverbot am Arbeitsplatz	69,4	85,4	81,7	44,5
Generelles Rauchverbot in der Öffentlichkeit	26,7	41,4	30,2	8,1
Tabakwerbung ganz verbieten	60,1	66,1	68,4	48,9

Um die mit einer Tabakrauchexposition verbundenen Gesundheitsschäden zu verhindern, können auf verschiedenen Ebenen Präventionsmaßnahmen ergriffen werden. Als Ansatzpunkte und mögliche Maßnahmen sind zu nennen:

(1) Verhältnisorientierte Maßnahmen

- Schaffung einer rauchfreien Umwelt
- Erhöhung der Tabaksteuer
- Bekämpfung des illegalen Handels mit Tabakprodukten
- Verbot von Tabakwerbung und Sponsoring
- Abschaffung von Zigarettensautomaten
- Produktregulierung und Verbraucherinformation

(2) Massenmediale Aufklärungskampagnen und Informationen

- Medienkampagnen zu den Gefahren des Passivrauchens
- Information über Vorteile rauchfreier Einrichtungen

(3) Verhaltensorientierte Maßnahmen

- Beratungs- und Behandlungsangebote zur Tabakentwöhnung

Einige europäische Staaten haben bereits ein Rauchverbot in Gaststätten eingeführt. Der häufig erhobene Einwand, dies würde zu Umsatzrückgängen führen, hält einer wissenschaftlichen Überprüfung nicht stand [Scollo et al. 2003, Künzli et al. 2003].

1.5 Literaturverzeichnis

- Aligne, C.A., Moss, M.E., Auinger, P., Weitzman M. (2003) Association of pediatric dental caries with passive smoking. *JAMA* 289, 1258-1264.
- Brunnemann, K.D., Kagan, M.R., Cox, J.E., Hoffmann, D. (1990) Analysis of 1,3-butadiene and other selected gas-phase components in cigarette mainstream and sidestream smoke by gas chromatography – mass selective detection. *Carcinogenesis* 11, 1863-1868.
- Courage, C.M. (2002) Environmental tobacco smoke. In: European Environment Agency, WHO Regional Office for Europe (eds). *Children's health and environment: A review of evidence*. Environmental issue report N. 29, Copenhagen, pp 142-151.
- DKFZ (Deutsches Krebsforschungszentrum) (Hrsg.) (2002) *Gesundheit fördern – Tabakkonsum verringern: Handlungsempfehlungen für eine wirksame Tabakkontrollpolitik in Deutschland*. Heidelberg.
- DKFZ (Deutsches Krebsforschungszentrum) (Hrsg.) (2003) *Passivrauchende Kinder in Deutschland – Frühe Schädigung für ein ganzes Leben*. Heidelberg.
- Eisner, M.D., Balmes, J., Katz, P.P., Trupin, L., Yelin, E.H., Blanc, P.D. (2005) Lifetime environmental tobacco smoke exposure and the risk of chronic obstructive pulmonary disease. *Environ Health* 4:7 (doi:10.1186/1476-069X-4-7).
- Godeau, E., Rahav, G., Hublet, A. (2004) Tobacco smoking. In: Currie, C., Roberts, C., Morgan, A., Smith, R., Settertobulte, W., Samdal, O., Rasmussen, V.B. (eds) *Young people's health in context. Health Behaviour in School-aged Children (HBSC) study: international report from the 2001/2002 survey*. Health Policy for Children and Adolescents No. 4, WHO Regional Office for Europe, Copenhagen, pp 63-72.
- Hackshaw, A.K., Law, M.R., Wald, N.J. (1997) The accumulated evidence on lung cancer and environmental tobacco smoke. *BMJ* 315, 980-988.
- He, J., Vupputuri, S., Allen, K., Prerost, M.R., Hughes, J., Whelton, P.K. (1999) Passive smoking and the risk of coronary heart disease – a meta-analysis of epidemiologic studies. *N Engl J Med* 340, 920-926.
- Hyvarinen, M.J., Rothberg, M., Kahkonen, E., Mielo, T., Reijula, K. (2000) Nicotine and 3-ethenylpyridine concentrations as markers for environmental tobacco smoke in restaurants. *Indoor Air* 10: 121-125.

- IARC (International Agency for Research on Cancer) (2004) Tobacco Smoke and Involuntary Smoking. IARC Monographs on the Evaluation of Carcinogenic Risks to Humans Vol. 83, Lyon.
- Invernizzi, G., Ruprecht, A., Mazza, R., Rossetti, E., Sasco, A., Nardini, S., Boffi, R. (2004) Particulate matter from tobacco versus diesel car exhaust: an educational perspective. *Tob Control* 13, 219-221.
- Jöckel, K.H. (2000) Gesundheitsrisiken durch Passivrauchen. *Dt Arztebl* 97, A 2852-2857 (Heft 43).
- Johansson, A.K., Hermansson, G., Ludvigsson, J. (2004) How should parents protect their children from environmental tobacco-smoke exposure in the home? *Pediatrics* 113, e291-e295.
- Junge, B., Nagel, M. (1999) Das Rauchverhalten in Deutschland. *Gesundheitswesen* 61, S121-S125.
- Junker, M.H., Danuser, B., Monn, C., Koller, T. (2001) Acute sensory responses of non-smokers at very low environmental tobacco smoke concentrations in controlled laboratory settings. *Environ Health Perspect* 109: 1045-1052.
- Jurado, D., Munoz, C., De Dios Luna, J., Fernandez-Crehuet, M. (2004) Environmental tobacco smoke exposure in children: parental perception of smokiness at home and other factors associated with urinary cotinine in preschool children. *J Expo Anal Environ Epidemiol* 14, 330-336.
- Künzli, N., Mazzeletti, P., Adam, M., Götschi, T., Mathys, P., Monn, C., Brändli, O. (2003) Smoke-free cafe in an unregulated European city: highly welcomed and economically successful. *Tob Control* 12, 282-288.
- Lampert, T., Burger, M. (2004) Rauchgewohnheiten in Deutschland – Ergebnisse des telefonischen Bundes-Gesundheitssurveys 2003. *Gesundheitswesen* 66, 511-517.
- Latza, U., Hoffmann, W., Terschüren, C., Chang-Claude, J., Kreuzer, M., Schaffrath Rosario, A., Kropp, S., Stang, A., Ahrens, W., Lampert T. (2005) Erhebung, Quantifizierung und Analyse der Rauchexposition in epidemiologischen Studien. Robert-Koch-Institut, Berlin.
- Mascarinec, M.P., Jenkins, R.A., Counts, R.W., Dindal, A.B. (2000) Determination of exposure to environmental tobacco smoke in restaurant and tavern workers in one US city. *J Expo Anal Environ Epidemiol* 10, 36-49.

- Matt, G.E., Quintana, P.J.E., Hovell, M.F., Bernert, J.T., Song, S., Novianti, N., Juarez, T., Floro, J., Gehrman, C., Garcia, M., Larson, S. (2004) Households contaminated by environmental tobacco smoke: sources of infant exposures. *Tob Control* 13, 29-37.
- Maziak, W., Rzehak, P., Keil, U., Weiland, S.K. (2003) Smoking among adolescents in Muenster, Germany: increase in prevalence (1995-2000) and relation to tobacco advertising. *Prev Med* 36, 172-176.
- Moshhammer, H., Neuberger, M., Nebot, M. (2004) Nicotine and surface of particulates as indicators of exposure to environmental tobacco smoke in public places in Austria. *Int J Hyg Environ Health* 207, 337-343.
- Nebot, M., Lopez, M.J., Gorini, G., Neuberger, M., Axelsson, S., Pilali, M., Fonseca, C., Abdennbi, K., Hackshaw, A., Moshhammer, H., Laurent, A.M., Salles, J., Georgouli, M., Fondelli, M.C., Serrahima, E., Centrich, F., Hammond, S.K. (2005) Environmental tobacco smoke exposure in public places of European cities. *Tob Control* 14, 60-63.
- Radon, K., Nowak, D. (2004) Passivrauchen – aktueller Stand des Wissens. *Dtsch Med Wochenschr* 129, 157-162.
- Richter, E., Scherer, G. (2004) Aktives und passives Rauchen. In: Marquardt, H., Schäfer, S. (Hrsg.) *Lehrbuch der Toxikologie*. Wissenschaftliche Verlagsgesellschaft, Stuttgart, 897-918.
- RKI (Robert Koch-Institut) (2005) Rauchgewohnheiten in Deutschland.
http://www.rki.de/cln_006/nn_226928/DE/Content/GBE/Aktuelles/aktuelles__node.html__nnn=true (letzter Zugriff 04.10.05)
- Scherer, G., Krämer, U., Meger-Kossien, I., Riedel, K., Heller, W.D., Link, E., Gostomzyk, J.G., Ring, J., Behrendt, H. (2004) Determinants of children's exposure to environmental tobacco smoke (ETS): A study in Southern Germany. *J Expo Anal Environ Epidemiol* 14, 284-292.
- Scollo, M., Lal, A., Hyland, A., Glantz, S. (2003) Review of the quality of studies on the economic effects of smoke-free policies on the hospitality industry. *Tob Control* 12: 13-20.
- UBA (Umweltbundesamt) (2002) *Umwelt-Survey 1998. Band III: Human-Biomonitoring. Stoffgehalte in Blut und Urin der Bevölkerung in Deutschland*. WaBoLu Hefte 1/02.
- WHO (World Health Organization) (Hrsg.) (1999) Health effects of interactions between tobacco use and exposure to other agents. *Environmental Health Criteria* 211, Geneva.

Wichmann, H.E., Jöckel, K.H., Becher, H. (1999) Gesundheitliche Risiken durch Passivrauchen – Bewertung der epidemiologischen Daten. Umweltmed Forsch Prax 4, 28-42.

2 Luftqualität in öffentlichen Einrichtungen am Beispiel des Kohlendioxids

Hermann Fromme; Silvio Dietrich

2.1 Einführung und Problemstellung

Der Mensch verbringt den größten Teil seines Lebens, täglich ca. über 80 %, in Innenräumen und ist dort einer Vielzahl von Fremdstoffen ausgesetzt. Sie können aus den Baumaterialien des Gebäudes und den Einrichtungsgegenständen im Inneren abgegeben werden oder durch die jeweiligen Aktivitäten der Nutzer verursacht sein. Zur Beschreibung des gesundheitlichen Risikos, denen Raumnutzer ausgesetzt sein können, ist es erforderlich, die Belastungssituation in den Innenräumen zu kennen, in denen sich Menschen regelmäßig und über lange Zeit aufhalten. Von besonderer Bedeutung sind dabei Gemeinschaftseinrichtungen, in denen sich empfindliche Bevölkerungsgruppen wie Kinder ggf. über einen längeren Zeitraum aufhalten. Um deren besonderem Schutzbedürfnis gerecht zu werden, müssen diese sensiblen Einrichtungen besonders aufmerksam von den Gesundheitsbehörden beobachtet werden.

Für das Wohlbefinden des Menschen ist ein gesundheitsverträgliches Innenraumklima von großer Bedeutung. Dabei spielt neben den Klimaparametern Temperatur und Luftfeuchte die Zusammensetzung der Innenraumluft eine bedeutende Rolle. Die „ideale“ Innenraumluft sollte aus umweltmedizinischer Sicht möglichst frei von Luftverunreinigungen sein und subjektiv als angenehm empfunden werden. Die Nase des Menschen ist ein sehr empfindliches Wahrnehmungsorgan, das Luftverunreinigungen häufig schon in sehr geringen Konzentrationen bemerken kann. Oft wird jedoch, subjektiv sehr unterschiedlich, nur eine unangenehme Luftqualität, z. B. als „verbrauchte Luft“, wahrgenommen.

Die Luftqualität in Innenräumen lässt sich neben den verschiedenen Klimaparametern im Raum sehr gut durch den Indikator Kohlendioxid (CO₂) beschreiben. Immer wieder wird in Schulen und anderen Gemeinschaftseinrichtungen über die Luftqualität geklagt und vielfach werden in diesem Zusammenhang insbesondere Befindlichkeitsstörungen wie Kopfschmerzen, Ermüdungserscheinungen, Reizerscheinungen an Augen, Nase und Rachen oder Trockenheitsgefühl an Schleimhäuten geschildert.

2.2 Kohlendioxid, eigentlich ein Außenluft- und Klimaproblem

Die globale Erwärmung ist ein weltweites Klimaphänomen; die durchschnittliche globale Oberflächentemperatur ist in den letzten 150 Jahren signifikant gestiegen. Um dieses Phänomen zu erklären, werden sowohl natürliche als auch durch den Menschen verursachte Gründe in Betracht gezogen. Wissenschaftler glauben im Allgemeinen, dass die gestiegene Konzentration von Treibhausgasen in der Atmosphäre eine wichtige Rolle spielt. Dies führt zum sogenannten Treibhauseffekt, bei dem mehr Strahlung der Sonne von der Erde absorbiert wird.

Als Hauptbeweis für die globale Erwärmung werden die weltweiten Temperaturmessungen seit 1860 herangezogen. Die Daten zeigen, korrigiert um den städtischen Aufwärmefekt, dass die durchschnittliche Temperatur an der Oberfläche im 20. Jahrhundert um $0,6\text{ °C} \pm 0,2\text{ °C}$ zugenommen hat. Die größte Erwärmung fand in zwei Perioden statt: 1910 bis 1945 und 1976 bis 2000.

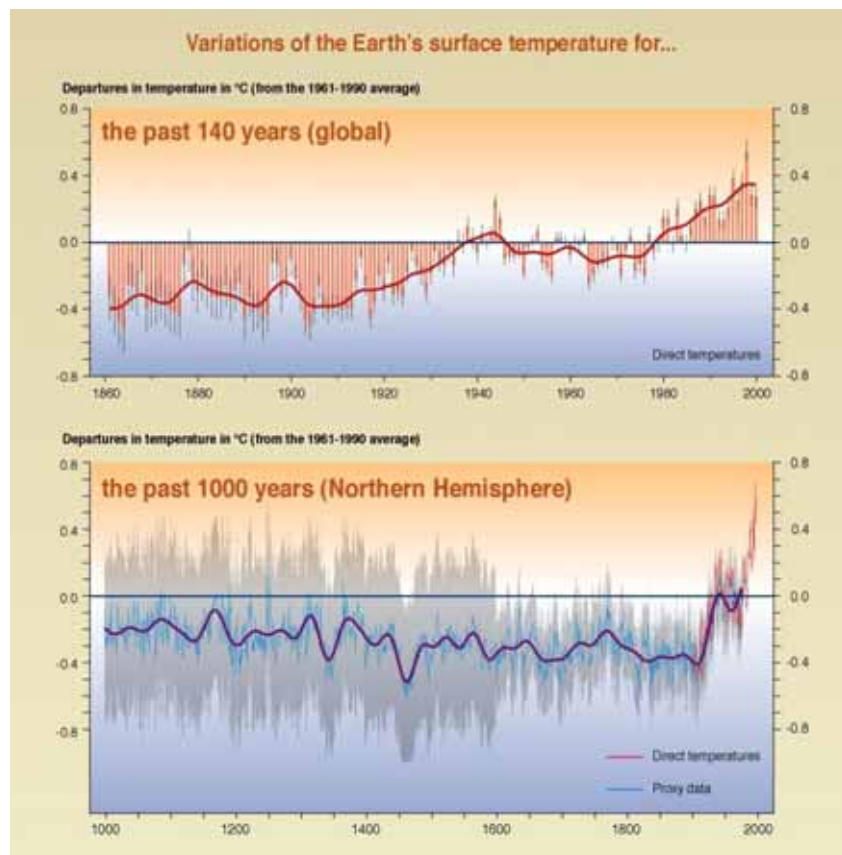


Abbildung 1: Globale Temperaturänderung [ICCP 2005]

Weitere Indizien sind die beobachteten Veränderungen des Umfangs von Schneedecke und Eis an den Polen, des globalen Meeresspiegels, des Niederschlags, der Wolkendecke, El Niño und extreme Wetter-Ereignisse im 20. Jahrhundert. Satellitendaten zeigen eine 10-prozentige Verringerung der Schneedecke seit den späten 1960ern, die Ausdehnung des Packeises im Frühling und Sommer der nördlichen Hemisphäre hat seit den 1950ern um 10 bis 15 % abgenommen, und es gab einen ausgedehnten Rückzug der Berggletscher in nichtpolaren Regionen im ganzen 20. Jahrhundert.

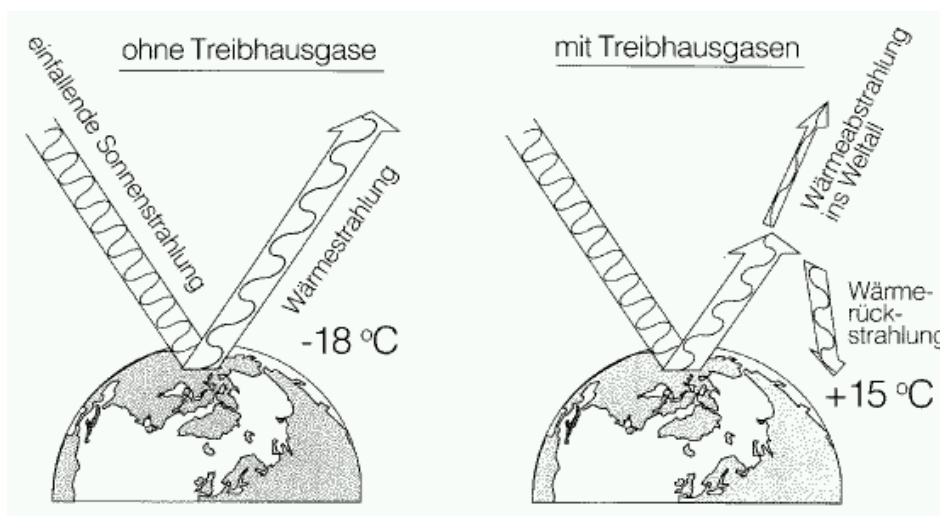


Abbildung 2: Wärmeentwicklung mit und ohne Treibhausgase

Klimaveränderungen treten durch innere und äußere Faktoren auf. Innere Faktoren sind Parameter, die verbunden sind mit der Komplexität der Klimasysteme, chaotische, nichtlineare Systeme. Äußere Faktoren können natürliche oder anthropogene Einflüsse sein. Der natürliche Hauptfaktor ist die Veränderlichkeit der Sonneneinstrahlung. Die Sonneneinstrahlung verändert sich wegen der Sonnenzyklen und weil die Sonne heißer wird. Anthropogene Faktoren sind verknüpft mit der Veränderung der Umwelt durch den Menschen, durch die Emission von Treibhausgasen, durch die Verminderung der Ozonschicht in der Stratosphäre, durch Abholzung der Regenwälder und die Emission von Aerosolen wie Sulfate [IPCC 2001].

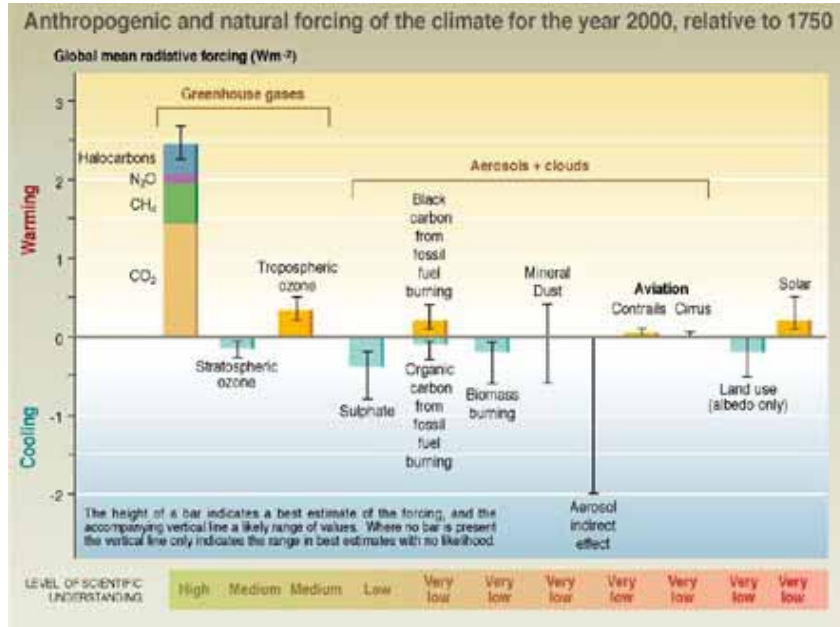


Abbildung 3: Klimabeeinflussung durch den Menschen [IPCC 2005]

Wissenschaftler gehen davon aus, dass innere Faktoren und natürliche äußere Faktoren zu signifikanten Änderungen des Klimas führen können. Seit Beginn der industriellen Revolution wurden große Mengen an Treibhausgasen durch den Menschen emittiert. So ist seit 1750 die Kohlendioxidkonzentration um ca. 31 % gestiegen, die Methangehalte sind sogar um 151 %, Stickstoffoxide um 17 % und bodennahes Ozon ist um 36 % gestiegen [IPCC 2001].

Der Hauptteil dieser Gase wurde durch Verbrennung von fossilen Brennstoffen verursacht. Auch die Abholzung von tropischen Wäldern hat wahrscheinlich dazu beigetragen, denn alte Wälder speichern viel Kohlenstoff. Jedoch tragen Wälder in Nordamerika und Russland dazu bei, Kohlendioxid zu absorbieren. Seit 1990 ist die Menge des aufgenommenen Kohlenstoffs größer als die durch Abholzung freigesetzte Menge. Nicht der ganze Kohlendioxidausstoß sammelt sich in der Atmosphäre an, die Hälfte wird durch Wälder und Meere aufgenommen.

2.3 Allgemeine Messgrößen für das Raumklima

Der Mensch ist in seiner Leistungsfähigkeit durch Umgebungseinflüsse, vor allen Dingen durch die klimatischen Bedingungen, stark beeinflusst. Als Raumklima wird in diesem Zusammenhang das Mikroklima in einem Raum eines Gebäudes bezeichnet. Es setzt sich aus einer Vielzahl von Faktoren zusammen. Einige wesentliche sind:

- die Lufttemperatur, insbesondere der Anteil der Wärmestrahlung (Oberflächentemperaturen),
- die Luftfeuchtigkeit
- die Luftgeschwindigkeit, Luftbewegung
- die Strahlungstemperatur
- die Lufttemperatur/Umgebungstemperatur

Lufttemperatur

Eine optimale Arbeits- und Wohntemperatur ist bei normaler Bekleidung und leichter, sitzender Tätigkeit im Winter bei ca. 20 bis 21 °C und im Sommer bei ca. 21 bis 23 °C gegeben.

Luftfeuchtigkeit

Die relative Luftfeuchtigkeit (rF) ist das Verhältnis von vorhandenem Wasserdampf zum maximal möglichen Wasserdampf in der Luft und wird in „% rF“ angegeben. Die Luftfeuchtigkeit sollte zwischen 40 und 65 % liegen (siehe Abbildung 4). Oberhalb kann es zu Feuchtigkeitsbildung (z. B. nasse Wände, Kondenswasser an Scheiben), unterhalb zum Austrocknen der Schleimhäute und damit zum Versagen ihrer Schutzfunktion kommen. Je höher die relative Luftfeuchte ist, desto niedriger muss die Umgebungstemperatur sein. Die absolute Luftfeuchtigkeit ist hingegen die Gesamtmenge von Wasserdampf in einem definierten Luftvolumen und wird in Milligramm pro Liter oder Volumenprozent angegeben.

Luftgeschwindigkeit, Luftbewegung

Das menschliche Wohlbefinden wird in hohem Maß von der Luftgeschwindigkeit beeinflusst, der Mensch reagiert sehr stark auf Zugluft. In Innenräumen gilt für durchschnittliche Temperaturen eine Luftgeschwindigkeit von 0,1 bis 0,2 m/s als Maximalwert.

Luftwechselzahl

Die Luftwechselzahl n ist der Quotient aus dem Zufuhrvolumenstrom \dot{V}_L und dem Raumvolumen, das am Luftaustausch mit der Umgebung teilnimmt. Sie lässt sich ausdrücken als

$$n = \frac{\dot{V}_L}{V_R} \quad \frac{(m^3 / h)}{(m^3)}$$

und hat die Dimension „h⁻¹“. Qualitativ wird die Luftwechselzahl durch den zeitlichen Abfall von Indikatorgasen in einem Innenraum bestimmt.

Strahlungstemperatur/Globe-Temperatur

Auch bei behaglicher Lufttemperatur wirken kalte Wände ungemütlich, da dem Körper durch Abstrahlung sehr viel Wärme entzogen werden kann. Die Strahlungstemperatur kann mittels Globe-Thermometer ermittelt werden. Als Globe-Temperatur wird die Temperatur im Innern einer geschwärzten Hohlkugel aus einem dünnen, gut wärmeleitenden Material (oft Kupfer) bezeichnet. Die Globe-Temperatur ergibt sich in Abhängigkeit von Lufttemperatur, Luftgeschwindigkeit, Wärmestrahlung, Durchmesser der Kugel und Absorptionsvermögen der Oberfläche (siehe DIN 33403 Teil 1). Die Oberflächentemperatur von Materialien wird mit dem Kontaktthermometer oder berührungsfrei mittels Infrarotsensor gemessen.

Behaglichkeit

Im Behaglichkeitsbereich werden die vorgenannten Raumklimagrößen in ihrer Gesamtheit von den Raumnutzern als angenehm empfunden (siehe Abbildung 4). Im Wesentlichen wird Behaglichkeit durch ein Strahlungsklima bei mittlerer Luftfeuchtigkeit und zugfreier natürlicher Belüftung beeinflusst. Gemäß DIN 1946 Teil 2 ist thermische Behaglichkeit gegeben, „wenn der Mensch Lufttemperatur, Luftfeuchtigkeit und Wärmestrahlung in seiner Umgebung als optimal empfindet und weder wärmere noch kältere, weder trockenere noch feuchtere Räume wünscht“. Ob der Raumnutzer sich wohl fühlt, ob er thermische Behaglichkeit empfindet, hängt in großem Maße unter anderem von der Innenraumluftqualität ab. Dabei ist die thermische Behaglichkeit der Wohlfühl-Faktor Nummer eins und wird von folgenden Faktoren beeinflusst:

- Umgebungsbedingungen (Luftfeuchte, Lufttemperatur, Luftgeschwindigkeit),
- durch den Raumnutzer selbst (Art seiner Bekleidung, Aktivitätsgrad, Aufenthaltsdauer im Raum),
- durch das Gebäude/den Raum (Temperatur der Fußböden und Wände, Wärme- oder Kälteabstrahlung von den Umschließungsflächen [Außenwände, Fensterflächen]).

Die Rahmenbedingungen für thermische Behaglichkeit in Arbeitsbereichen sind teilweise in staatlichen Regelwerken, wie der Arbeitsstättenverordnung und der Arbeitsstättenrichtlinie, festgelegt. In diesen Texten wird unter anderem gefordert, dass in Arbeitsräumen den dort

Beschäftigten ausreichend gesundheitlich zuträgliche Atemluft zur Verfügung stehen muss. Diese Luft muss in hygienischer Hinsicht ohne Beanstandungen sein.

Für den privaten Bereich gibt es bezüglich Luftqualität keine gesetzlichen Vorgaben, jedoch sollten die Vorgaben für die Arbeitsstätten natürlich aus gesundheitlicher Sicht auch hier in jedem Fall erfüllt sein.

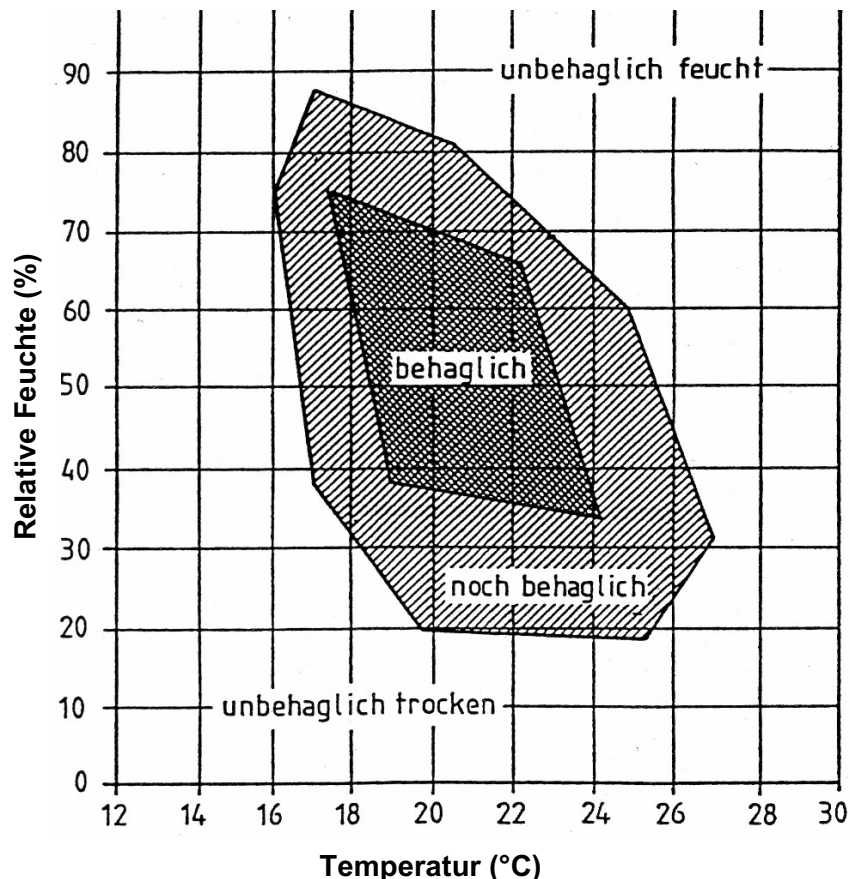


Abbildung 4: Beziehung zwischen Temperatur, relativer Luftfeuchte und Behaglichkeitsbereich

2.4 Der Innenraum-Luftqualitätsindikator Kohlendioxid

Das geruch- und farblose Gas Kohlendioxid ist natürlicher Bestandteil in der atmosphärischen Luft. Es ist nicht brennbar und im gasförmigen Zustand schwerer als Luft. Folgende Umrechnungsfaktoren können (bei 293,15 K und 1013 hPa) angegeben werden: 1 ppm = 1,83 mg/m³ bzw. 1 mg/m³ = 0,546 ppm.

In der Außenluft werden üblicherweise Gehalte zwischen 300 und 450 ppm beobachtet. Lebende Organismen geben CO₂ als Stoffwechselprodukt mit der Ausatmung an die Umgebungsluft ab, wobei die abgegebene Menge CO₂ beim Mensch abhängig vom Ausmaß der körperlichen Aktivität ist (Tabelle 1). Die wichtigste CO₂-Quelle in Innenräumen ist der Mensch. Ein erwachsener Mensch atmet je nach Art der Tätigkeit und der körperlichen Anstrengung (Aktivität) zwischen ca. 10 und 200 l/h CO₂ aus. Aus den bekannten Daten der CO₂-Produktion des Menschen lässt sich errechnen, dass ein erwachsener Mensch in einer Stunde die Kohlendioxidgehalte in einem Raum mit einem Volumen von 35 m³ von der Hintergrundbelastung (300 ppm) auf ca. 1.000 ppm erhöhen kann. Diese Menge an Frischluft muss also stündlich einem Raum zugeführt werden, um die von einer Person erzeugte CO₂-Menge im Konzentrationsbereich unter 1.000 ppm zu halten. Daraus ergibt sich eine Frischluftfrate von 9 Liter pro Sekunde und Person. Die amerikanische Vereinigung der Lüftungs- und Heizungssachverständigen hat eine minimale Frischluftzufuhr von 7,5 Liter pro Sekunde und Person (27 m³/h) in ihren Regelwerken verbindlich festgelegt [ASHRAE 2001]. Die in der DIN 1994 festgelegten nutzungsbezogenen Außenluftströme sind in der Tabelle 2 zusammengestellt.

Angaben, die die besondere Situation in Schulen berücksichtigt, finden sich darüber hinaus in den österreichischen Richtlinien für den Schulbau, in denen in Unterrichtsräumen für bis 10-Jährige eine Frischluftfrate von 15 m³ pro Person und Stunde und für über 10-Jährige von 20 m³ pro Person und Stunde empfohlen wird [Ö/ISS 1999].

Tabelle 1: Literaturangaben für die CO₂-Produktionsraten des Menschen in Liter/Stunde

Quelle	Wert	Anmerkung
VDI 2001	15 – 20	sitzende Tätigkeit
	20 – 40	leichte Arbeit
	40 – 70	mittelschwere Arbeit
	70 – 110	schwere Arbeit

Tabelle 2: Personenbezogener Mindest-Außenluftstrom (modifiziert nach [DIN 1994])

	Außenluftstrom in m³/h
Einzelbüro	40
Großraumbüro	60
Konzertsaal, Theater, Konferenzraum	20
Klassen- und Seminarräume, Hörsaal	30
Gaststätten	30

Weitere CO₂-Innenraumquellen sind verschiedene Verbrennungsprozesse, wie das Abbrennen von Kerzen, das Betreiben von Öl- und Gasleuchten, Heizgeräten und Gasherden sowie das Tabakrauchen. Auch undichte Schornsteine und Bodengase können gegebenenfalls zu einer Belastung von Innenräumen beitragen.

2.5 Messung von Kohlendioxid

Infrarotstrahlung wird von verschiedenen Gasen, z. B. auch CO₂, bei einer für jede Komponente typischen Wellenlänge (Wellenlängenbereich einige µm) absorbiert. Die Schwächung eines bestimmten Infrarot-Strahlungsbereiches bei Durchlaufen eines definierten Gasvolumens ist daher ein Maß für die Konzentration der Gaskomponente im durchlaufenen Messgas. Zur Selektivierung auf nur eine Komponente gibt es zwei Verfahren:

Bei den nicht-dispersiven Verfahren (NDIR-Verfahren) wird die Messkammer von einer breitbandigen, ggf. durch ein umlaufendes Blendenrad modulierten Strahlung durchlaufen. Zum Nachweis der Absorption gibt es dann zwei Verfahren: Entweder wird der Detektor mit der Messkomponente gefüllt und die nach Durchlaufen der Messkammer noch vorhandene Reststrahlung, ggf. im Vergleich mit ungeschwächter Strahlung gemessen. Die dabei auftretenden Druckschwankungen (durch schwankende Erwärmung des Gasvolumens durch die Absorption) werden über einen Membrankondensator oder einen Mikroströmungsfühler erfasst und in ein elektrisches Signal umgewandelt. Oder aber die Strahlung durchläuft die Absorptionsstrecke und wird nachfolgend durch einen Interferenzfilter auf den für CO₂ benötigten Wellenlängenbereich eingeeengt und mit einem IR-Strahlungsdetektor nachgewiesen. Mit zunehmender Gaskonzentration wird mehr Strahlung absorbiert und das Detektorsignal entsprechend verringert.

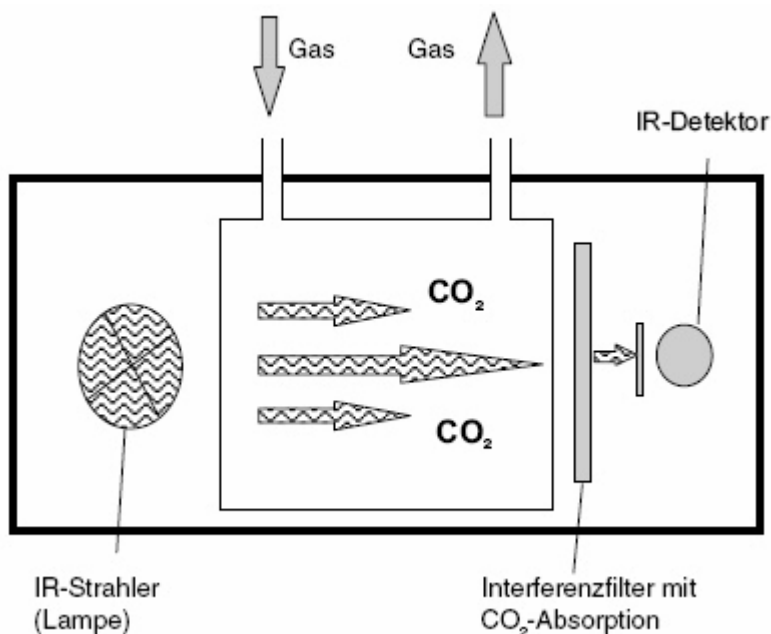


Abbildung 5: Messprinzip eines NDIR-Sensors (Nicht-dispersive Infrarot-Absorption) (nach [Testo 2004])

2.6 Gesundheitliche Wirkungen / hygienische Bewertung

Erste objektivierbare Wirkungen des CO₂ auf die menschliche Gesundheit werden ab etwa 5.000 – 10.000 ppm beobachtet (siehe auch Tabelle 3). Im Bereich von 1.000 bis 2.000 ppm CO₂ in der Atemluft verringert sich durch die leichte Verschiebung des pH-Wertes im Blut der Sauerstofftransport. Dies kann zu Kopfschmerzen, Benommenheit und Verringerung des Leistungsvermögens führen. In der wissenschaftlichen Literatur sind als Wirkungen auf den menschlichen Organismus unter anderem eine Erhöhung der Atemfrequenz, eine Änderung des pH-Wertes des Blutes und eine Verringerung der körperlichen Leistungsfähigkeit beschrieben. Bei Konzentrationen oberhalb von 30.000 – 40.000 ppm kann es zu Kopfschmerzen, Schwindel, Ohrensausen, Herzklopfen kommen. Erst bei Konzentrationen über 100.000 ppm können auch schwerwiegende Gesundheitsstörungen auftreten. Diese hohen Gehalte sind in den zu untersuchenden Innenräumen natürlich nicht zu erwarten.

Experimentell ließ sich in einer künstlich belüfteten Prüfkammer nachweisen, dass eine niedrigere personenbezogene Frischluftzufuhr mit signifikanten Leistungseinbußen und diversen Befindlichkeitsstörungen verknüpft ist [Wargocki et al. 2000, Kajtár et al. 2003]. In der wissenschaftlichen Literatur sind darüber hinaus relativ konsistente Hinweise beschrieben, dass eine verminderte Lüftung in Gebäuden zu unspezifischen Symptomen führt, die auch mit dem Begriff des Sick-Building-Syndroms (SBS) umschrieben werden können. Eine

Definition des SBS ist in Tabelle 4 aufgeführt, wobei insbesondere bei dem Punkt 5 berücksichtigt werden muss, dass in jedem Gebäude immer mit einem größeren Anteil an Personen gerechnet werden muss (ca. 10 – 20 %), die über Beschwerden klagen [Seifert 1991].

Tabelle 3: Symptome bei Kohlendioxid-Vergiftungen

40.000 – 60.000 ppm	Kopfschmerzen, Schwindel, Ohrensausen, Herzklopfen, erhöhter Blutdruck, Erregung, Benommenheit
80.000 – 100.000 ppm	Atemnot, Tachykardie, Hypertonie, cerebrale Krampfanfälle, Bewusstlosigkeit, Atemstillstand; nach ca. 30 – 60 Minuten Eintritt des Todes
> 200.000 ppm	sofort einsetzende Bewusstlosigkeit, nach 5 – 10 Minuten tödlich

Tabelle 4: Definition des Sick-Building-Syndroms (nach [Mølhave 1989])

1.	Die fünf am häufigsten genannten Beschwerden gehören zu den Kategorien: Schleimhautreizungen, Hautreizungen, neurotoxische Symptome, unspezifische Überempfindlichkeit, Geruchs- und Geschmackswahrnehmungen
2.	Reizungen von Auge, Nase oder Rachen ist Hauptbeschwerde
3.	kaum systemische Beschwerden (z. B. der unteren Atemwege)
4.	kein einfacher Zusammenhang zwischen Beschwerden und Exposition herstellbar
5.	Anteil der Betroffenen deutlich über dem Anteil „empfindlicher“ Personen in der Bevölkerung

Verschiedene Übersichtsarbeiten kommen zu dem Schluss, dass unter einer Frischluftzufuhr von kleiner als 10 l/s pro Person vermehrt über gesundheitliche Beschwerden berichtet wurde, während bei über 10 – 20 l/s Frischluft pro Person derartige Effekte nicht beobachtet wurden [Seppänen & Fisk 2004]. Zusammenstellungen von Studien zu gesundheitlichen Wirkungen und Kohlendioxid zeigen, dass sich mit abnehmender CO₂-Konzentration die Sick-Building-Syndrom-assoziierten Beschwerden ebenfalls verringern (Reviews in [Apte et

al. 2000, Seppänen & Fisk 2002, Daisey et al. 2003, Seppänen & Fisk 2004]). In einer umfangreichen Studie in 100 Bürogebäuden in den U.S.A. wurde insbesondere für die Schleimhautsymptome ein dosisabhängiger Anstieg der Prävalenzen gezeigt (Abbildung 6).

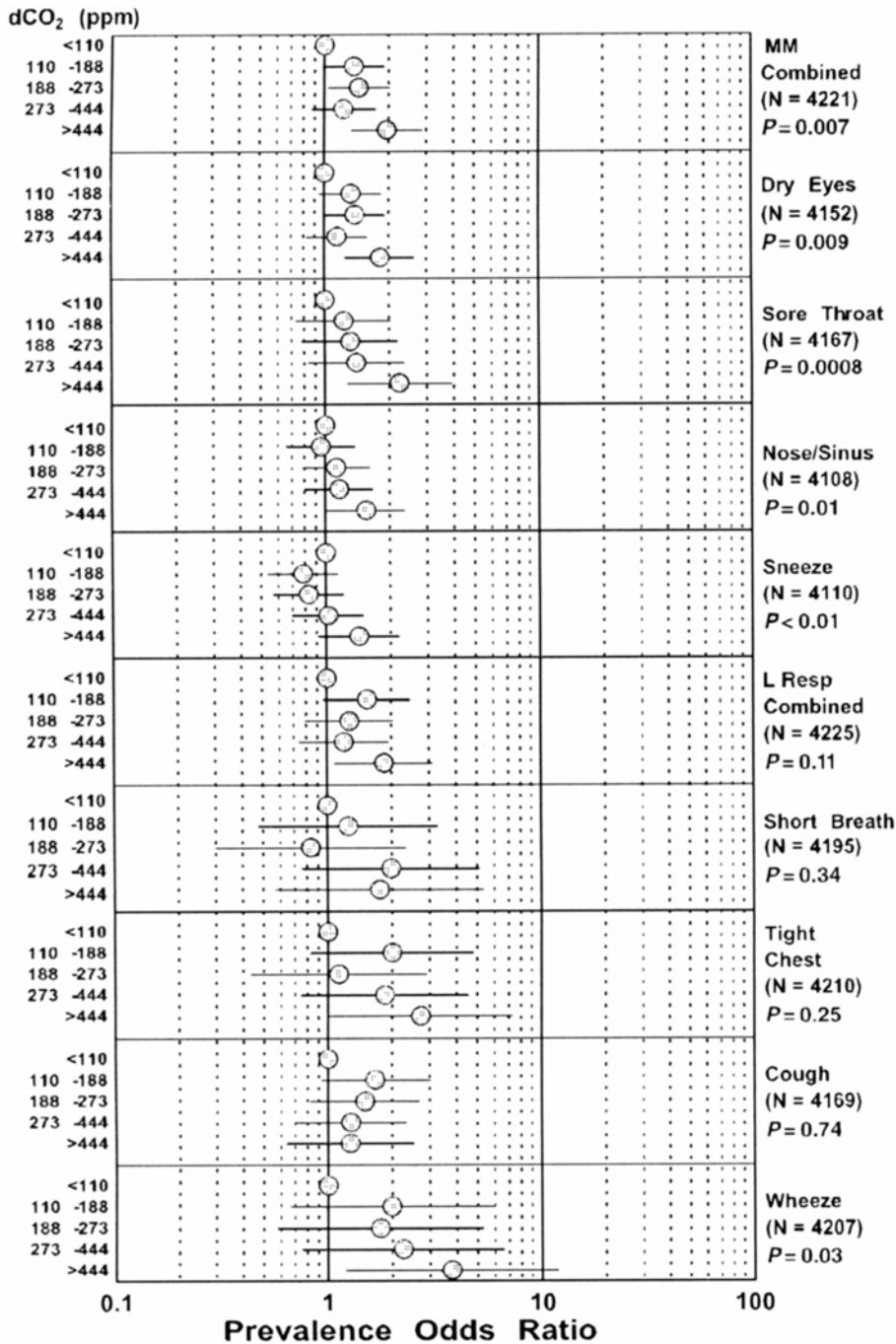


Abbildung 6: Beziehung zwischen Anstieg der CO₂-Gehalte und SBS-Symptomen [Erdmann & Apte 2004]

Die Autoren kommen zudem zu dem Ergebnis, dass bei einer Verbesserung der Raumluftqualität mit einer Reduktion der Symptomhäufigkeit um 64 – 85 % gerechnet werden kann

[Erdmann & Apte 2004]. Es muss dabei jedoch beachtet werden, dass Ventilationsraten und CO₂ nur Surrogate für die die Symptome verursachenden Wirkfaktoren (insbesondere biotische, chemische etc.) sind.

Zur hygienischen Beurteilung von Innenräumen hat bereits Max Josef von Pettenkofer (1818 bis 1901) im ausgehenden 19. Jahrhundert entsprechende Standards vorgeschlagen. Pettenkofer erklärte schon 1858: „... der Kohlensäuregehalt allein macht die Luftverderbnis nicht aus, wir benutzen ihn bloß als Maßstab, wonach wir auch noch auf den größeren und geringeren Gehalt an anderen Stoffen schließen, welche zur Menge der ausgeschiedenen Kohlensäure sich proportional verhält“. Die nach ihm benannte sogenannte „Pettenkoferzahl“ von 1.000 ppm erlaubt die Bestimmung eines lufthygienisch akzeptablen Bereiches. Bei Überschreiten der Pettenkoferzahl ist eine Beeinträchtigung des Wohlbefindens zu erwarten, die Leistungsfähigkeit der Raumnutzer lässt nach und unter Umständen kann eine zunehmende Müdigkeit festgestellt werden. Darüber hinaus soll nach der Lüftungsnorm DIN 1946 Teil 2 ein Wert von 1.500 ppm nicht überschritten werden, der zur Beurteilung einer Verschlechterung der Raumluft durch Geruchsstoffe und Ausdünstungen von Personen herangezogen werden kann. Er wird allgemein als hygienischer Innenraumluftwert für Aufenthaltsräume ohne besondere Freisetzung von Arbeitsstoffen empfohlen. Er wurde für Räume mit raumlufttechnischen Anlagen, in denen eine sitzende oder leichte Tätigkeit ausgeübt wird, entwickelt. Für die Beurteilung der Luftqualität an Arbeitsplätzen, an denen mit Gefahrstoffen umgegangen wird, ist in der TRGS 900 derzeit ein Grenzwert (die sogenannte Maximale Arbeitsplatzkonzentration – MAK) von 5.000 ppm festgelegt.

Um die CO₂-Konzentration in Innenräumen bewerten zu können, sind neben den eigentlichen Messungen auch Kenngrößen der Raumarchitektur (Baujahr, Raumgröße und Belüftungsmöglichkeiten), zur konkreten Raumnutzung (Anzahl der Raumnutzer, Aufenthaltszeit und Aktivitäten im Raum) und anderen lufthygienischen Parametern (Staub und organische Verbindungen) zu berücksichtigen. Ist der CO₂-Gehalt der Innenraumluft sowie die Raumnutzung und die Raumarchitektur bekannt, kann der CO₂-Gehalt als Leitparameter für die Innenraumluftqualität herangezogen werden.

2.7 Belastungssituation in Schulen

Schulkinder, Jugendliche, Auszubildende und Lehrer verbringen ungefähr 30 – 50 % ihrer Tageszeit in Schulen bzw. vergleichbaren Einrichtungen. Daher sind ein gesundes und angenehmes Raumklima und eine gute Luftqualität für die Gesundheit von großer Bedeutung.

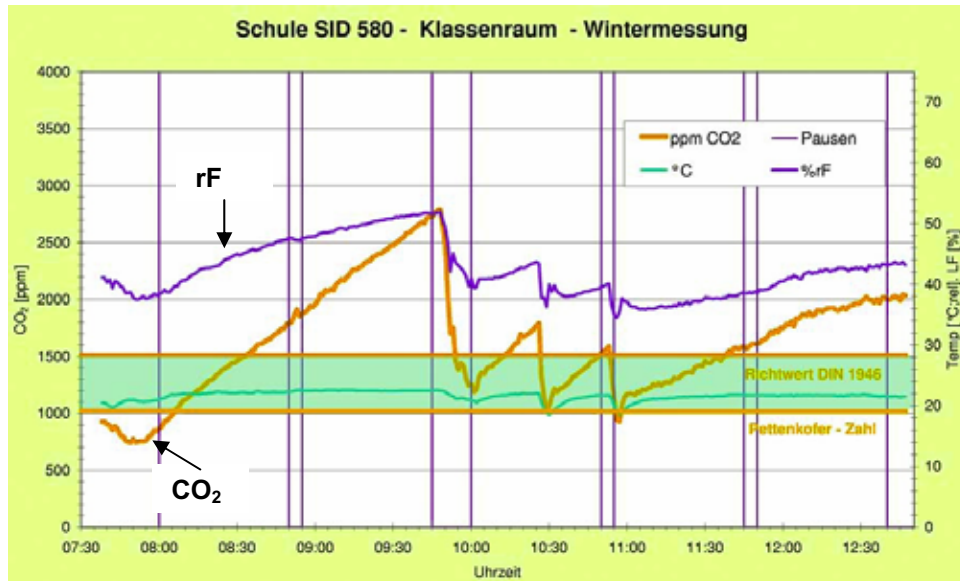


Abbildung 7: Zeitlicher Verlauf von Raumklimaparameter in einem Schulraum (Wintermessung; 14 Kinder und 1 bis 2 Erwachsene) (nach [Maringer et al. 2003])

Es gibt Hinweise darauf, dass der hygienisch wünschenswerte CO_2 -Gehalt von 1.000 ppm z. B. in (bewusst oder unbewusst) schlecht gelüfteten Klassenzimmern häufig überschritten wird. In der Abbildung 7 ist der typische Verlauf der CO_2 -Konzentration, der Feuchtigkeit und der Temperatur in einem üblichen Klassenraum, bei allerdings eher geringer Belegung, dargestellt. Auch wenn der CO_2 -Gehalt durch das Lüften in den Pausen deutlich gesenkt werden kann, können während langer Unterrichtszeiten Konzentrationen über 1.500 ppm gemessen werden. In einer Untersuchung in Oberösterreich, in der 10 Schulen untersucht wurden, konnten Gehalte zwischen 500 ppm und 6.700 ppm (im Mittel 900 bis 3.300 ppm pro Klassenraum) bestimmt werden [Brandl et al. 2001, Maringer et al. 2003]. Auch Untersuchungen in Deutschland zeigen, dass die Luftqualität in vielen Klassenräumen unzureichend ist. So wurden in einer Pilotuntersuchung in 40 Berliner Schulen Maximalgehalte von bis zu 10.700 ppm gefunden, wobei in 87 % der Klassenräume die Pettenkoferzahl überschritten

wurde [Lahrz et al. 2003] (siehe Abbildung 8). In einer niedersächsischen Untersuchung von 7 Schulen (22 Sommermesstage und 36 Wintermesstage) wurden mittlere CO₂-Gehalte von 766 ppm (Sommer) bzw. 1652 ppm (Winter) und ein 95. Perzentil von 1216 ppm (Sommer) bzw. 2.521 ppm (Winter) gemessen [Grams et al. 2003]. In dieser Studie lagen im Sommer die Gehalte in 32 % der Messtage und im Winter in 89 % der Messtage über dem Wert der DIN 1946 (nämlich 1.500 ppm).

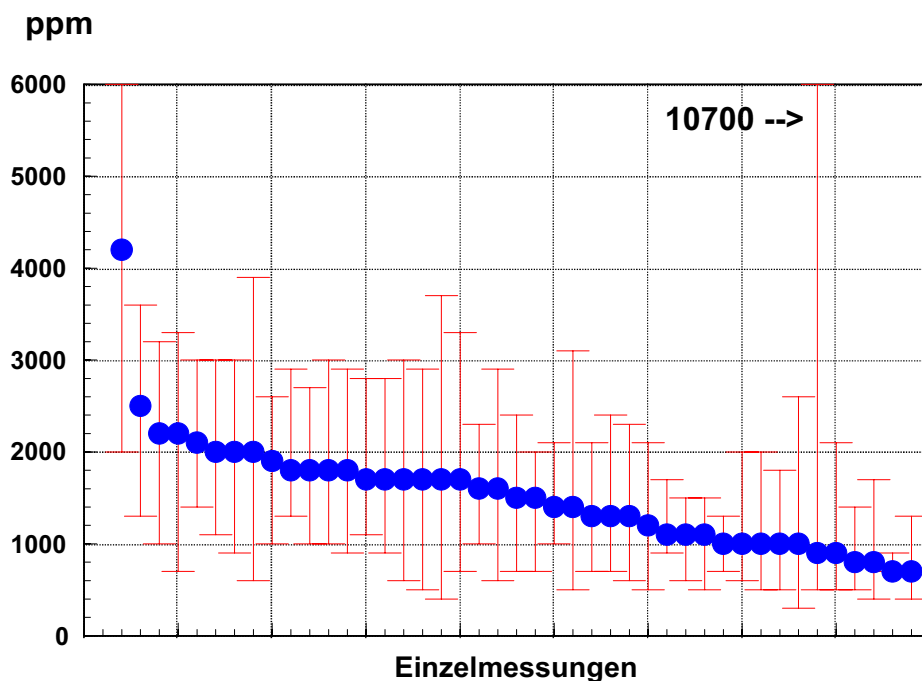


Abbildung 8: Kohlendioxidgehalte in 40 Berliner Schulen (Spannweite und Mediane der Tagesmessungen) [Lahrz et al. 2003]

In der folgenden Abbildung 9 sind übersichtsmäßig die Spannweiten und der jeweilige Medianwert von Untersuchungen zur Raumluftqualität in Schulen zusammengestellt. Auffällig ist, dass in den meisten Untersuchungen, sowohl in Europa (meist Skandinavien) als auch in Amerika selbst, ein mittleres Belastungsniveau gefunden wurde, das aus hygienischer Sicht langfristig nicht tolerierbar ist. Spitzenbelastungen liegen z. T. erheblich über den diskutierten Qualitätsstandards.

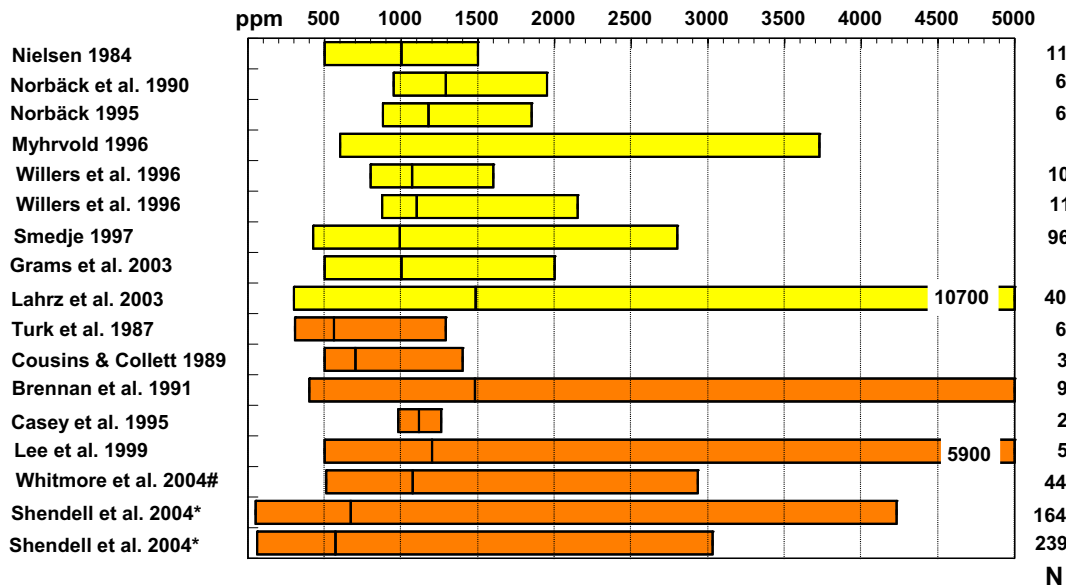


Abbildung 9: Ergebnisse der Kohlendioxidgehalte in Schulinnenräumen als Median und Spannweite der Einzelwerte (obere helle Balken: Studien aus Europa; dunklere Balken: Studien aus Amerika) (#: Min. ist 5. Perzentil des Mittelwertes und Max. 95. Perzentil der Minutenmittelwerte; *: Schulen in Washington und Idaho)

Wie schon in Teil 2.4 dieses Kapitels angesprochen, ist CO₂ streng genommen lediglich ein Indikatorparameter, der nicht unmittelbar mit den Gehalten von Fremdstoffen in der Innenraumluft gleichgesetzt werden kann. Trotzdem zeigen Untersuchungen immer wieder, dass sich in Innenräumen eine gewisse Assoziation von Raumklimaparametern und den Gehalten an flüchtigen Fremdstoffen beobachten lässt [Batterman & Peng 1995, Reynolds et al. 2001, Lahrz et al. 2003]. In der nachfolgenden Abbildung ist dieser Zusammenhang beispielhaft grafisch dargestellt, wobei in diesem Fall sowohl für CO₂ als auch für die TVOC jeweils die Differenzkonzentration zwischen den Innenraum- und Außenluftgehalten zu Grunde gelegt wurden.

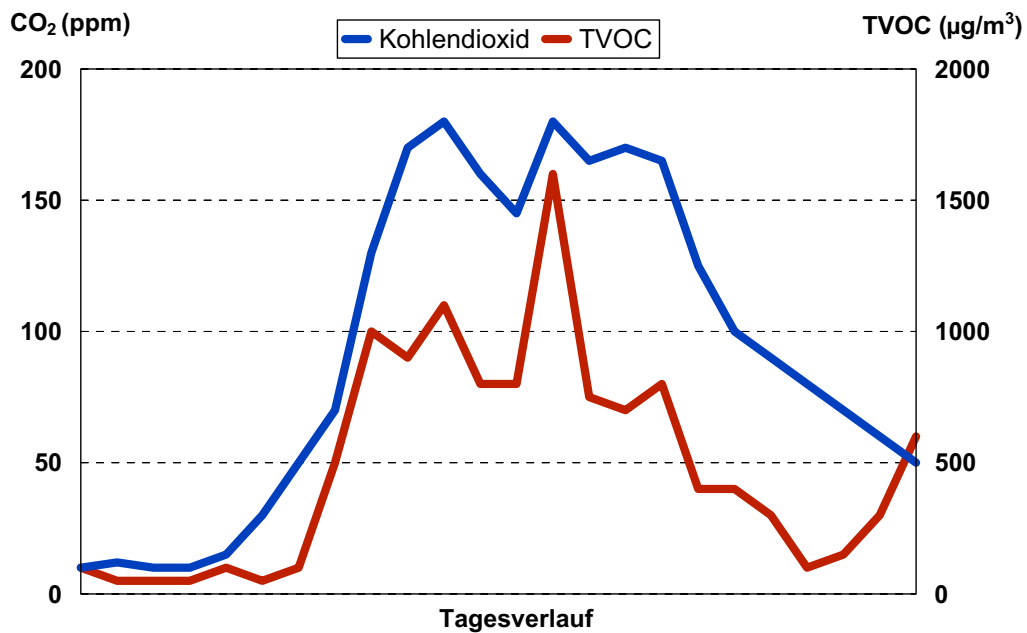


Abbildung 10: Mittelwerte von ΔCO_2 und ΔTVOC in einem Bürogebäude (nach [Batterman & Peng 1995]) (Bürogebäude Baujahr 1988; 2.717 m² Nutzfläche; 120 Angestellte; mit Lüftungssystem)

In der schon angesprochenen österreichischen Studie werden folgende Vorschläge zur Verbesserung der Raumluftsituation an Schulen gemacht [Maringer et al. 2003]:

- Die Belüftung der Klassenzimmer und der anderen Aufenthaltsräume sollte zumindest in den Pausen, bei dicht belegten Klassen womöglich auch einmal während der Stunde, vorgenommen werden.
- Die am weitesten verbreitete Lüftungsart, gekippte Fenster, führt zu größeren Energieverlusten als bei der Quer- und Stoßlüftung. Die Auskühlung der Räume und Inneneinrichtungen erhöht außerdem die Wahrscheinlichkeit der Feuchtigkeitsbildung durch Kondensation. Zur Dauerlüftung ist diese Kippstellung nur von Mai bis September geeignet.
- Soll die Raumlufte energiesparend in kurzer Zeit komplett ausgetauscht werden, ist die geeignetste Lüftungsmethode die Querlüftung. Im Raum muss ein Durchzug möglich sein. Bei weit geöffneten Fenstern und Türen gegenüberliegender Räume zieht eine kräftige Luftbewegung auch Luftpolster aus Nischen und Ecken ab.
- Die Dauer der Belüftung richtet sich nach der Außentemperatur. Der Belüftungsvorgang sollte 5 bis 15 Minuten andauern.

2.8 Das Projekt des LGL zur Luftqualität in Schulen

Vor diesem Hintergrund soll das gemeinsam mit dem Institut für Arbeitsmedizin und Umweltmedizin der LMU München und dem Bayerischen Landesamt für Umwelt durchgeführte Projekt „Frische Luft an bayerischen Schulen“ die Belastungssituation in bayerischen Schulen untersuchen, Möglichkeiten der Verbesserung der Luftqualität ermitteln und diese gemeinsam mit den Nutzern umsetzen.

Folgende wesentlichen Ziele sollen dabei verfolgt werden:

- Erstmalige Erfassung der Ist-Situation der Luftqualität von bayerischen Klassenräumen unter Berücksichtigung sowohl städtischer als auch ländlicher Bereiche und unter Miterhebung der relevanten Gebäude- und Umgebungsfaktoren. Hierzu liegen derzeit nur punktuelle Erkenntnisse vor, die für die Entwicklung weitergehender Strategien nicht aussagekräftig genug sind.
- Testung verschiedener kommerziell angebotener Luftqualitätssensoren. Fragen wären, was sie wirklich messen und ob sie robust genug sind (beim Einsatz von sehr begrenzten finanziellen Mitteln), um im Feld einsetzbar zu sein.
- Die Ergebnisse sollen am Ende der Untersuchung, nach Abstimmung mit den lokalen Schul- und Gesundheitsbehörden und dem StMUGV bzw. StMUK, mit den Nutzern kommuniziert werden. Wir erwarten uns neben dem Transport von Informationen eine zusätzliche Sensibilisierung der Lehrkräfte und Schüler für Innenraumluftprobleme und ihre Vermeidung.
- Im Rahmen des Projektes sollen erste Ansatzpunkte für einfache und wirkungsvolle, dabei aber kostengünstige Interventionsmaßnahmen zur Verbesserung der Luftqualität in Schulen entwickelt werden.

Erste Vorstellungen hierzu könnten sein:

- Erarbeitung von zielgruppenbezogenen Informationsmaterialien zum Problemfeld Luftqualität in Gemeinschaftseinrichtungen.
- Erarbeitung von entsprechenden Lehrmaterialien für den Physik- bzw. Biologieunterricht, die im Rahmen einer Projektarbeit eingesetzt werden könnten. Zusätzlich soll ein einfacher CO₂-Sensor entwickelt werden, der mit der entsprechenden Software Auswertungen für die Schüler möglich macht.

- Begrenzter Einsatz eines kostengünstigen Luftqualitätssensors in Schulklassen, der z. B. durch eine einfache Ampelschaltung den Lehrkräften und den Schülern einen visuellen Eindruck von der Luftqualität gibt. Hierzu führt das LGL gerade ein Pilotprojekt durch.

Eine nähere Beschreibung des Gesamtprojektes ist auch im Internet zu finden unter:

<http://www.lgl.bayern.de/de/left/fachinformationen/gesundheit/umweltmedizin/umweltmedizin-ix.htm>

2.9 Literaturverzeichnis

Ah-IRK (Ad-hoc-Arbeitsgruppe der Innenraumlufthygiene-Kommission des Umweltbundesamtes und des Ausschusses für Umwelthygiene der AOLG (1996) Richtwerte für die Innenraumluft: Basisschema. Bundesgesundheitsblatt 39, 422-425.

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.

ASHRAE (American Society of Heating, Refrigerating, and Air Conditioning Engineers, Inc.) (2001) Standards 62, Ventilation for acceptable indoor air quality. Atlanta, GA.

Batterman, S., Peng, C. (1995) TVOC and CO₂ concentrations as indicators in indoor air quality studies. *Am.Ind.Hyg.Assoc.J.* 56, 55-65.

Botzenhart, K., Müller, H.E., Strubelt, O. (2001) Innenraum-Luftverunreinigungen: Chemie, Physiologie, Hygiene, Medizin und Toxikologie. Renningen-Malmsheim, expert-Verlag, (Kontakt & Studium, Bd. 608).

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.

BUWAL (Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft) (1997) Luftqualität in Innenräumen. Schriftenreihe Umwelt Nr. 287. Bern, Schweiz.

Daisey, J.M., Angell, W.J., Apte, M.G. (2003) Indoor air quality, ventilation and health symptoms in schools: an analysis of existing information. *Indoor Air* 13, 53-64.

DIN (Deutsches Institut für Normung) (1994) DIN 1946 Teil 2. Raumluftechnik, Gesundheitstechnische Anforderungen (VDI-Lüftungsregeln). Beuth-Verlag, Berlin.

- Erdmann, C.A., Apte, M.G. (2004) Mucous membrane and lower respiratory building related symptoms in relation to indoor carbon dioxide concentrations in the 100-building BASE dataset. *Indoor Air* 14, Suppl. 8, 127-134.
- Fromme, H., Lahrz, T., Piloty, M., Pfeiler, P., Honigmann, I., Gebhardt, H., Oddoy, A. (2002) Schwerpunktprogramm „Gesundheitlich bedenkliche Substanzen in öffentlichen Einrichtungen in Berlin“. Bericht des ILAT/BBGes. Berlin.
- IWU (Institut für Wohnen und Umwelt) (2001) Lüftung im Wohngebäude. Ausgabe 02/99, Überarbeitung 12/01, Hessisches Ministerium für Umwelt, Landwirtschaft und Forsten. Wiesbaden.
- Kajtár, L., Herczeg, L., Láng, E. (2003) Examination of influence of CO₂ concentration by scientific methods on the laboratory. *Proceedings of Healthy Building Conference*. Singapore.
- Lahrz, T., Piloty, M., Pfeiler, P., Honigmann, I., Gebhardt, H., Oddoy, A., Fromme, H. (2003) Schwerpunktprogramm „Gesundheitlich bedenkliche Substanzen in öffentlichen Einrichtungen in Berlin. Untersuchung der Innenraumlufthqualität in Berliner Schulen“. Bericht des ILAT/BBGes. Berlin.
- Loeschcke, G. (1994) Wärmeschutzverordnung, *Ärztliche Praxis* 46, 6-7.
- Maringer, F.J. und die Projektmitarbeiter (2003) Innenraumsituation in oberösterreich. Pflichtschulen, Berufsschulen und Landwirtschaftlichen Fachschulen. Erhebungs- und Messprogramm: Kohlendioxid und Raumklima. Endbericht, April 2003.
- Mendell, M.J., Heath, G.A. (2005) Do indoor pollutants and thermal conditions in schools influence student performance? A critical review of the literature. *Indoor Air* 15, 27-52.
- Mølhave, L. (1989) The sick buildings and other buildings with indoor climate problems. *Environ.Internat.* 15, 65-74.
- ÖISS (1999) Richtlinien für den Schulbau, erstellt durch den Arbeitskreis „Schulraum“ im Österreichischen Institut für Schul- und Sportstättenbau.
- Pluschke, P. (1996) *Luftschadstoffe in Innenräumen: ein Leitfad*, Berlin, Heidelberg: Springer-Verlag.
- Reynolds, S.J., Black, D.W., Borin, S.S., Breuer, G., Burmeister, L.F., Fuortes, L.J., Smith, T.F., Stein, M.A., Subramanian, P., Thorne, P.S., Whitten, P. (2001) Indoor environmental quality in six commercial office buildings in the Midwest United States. *Appl.Occup.Environ.Hyg.* 16, 1065-1077.

- Schumann, M. (1994) Kohlendioxid in Innenräumen. VDI Bericht 1122, 253-268.
- Seifert, B. (1991) Das "sick building"-Syndrom. Öff.Gesundh.-Wes. 53, 376-382.
- Seppänen, O.A., Fisk, W.J. (2002) Association of ventilation system type with SBS symptoms in office workers. Indoor Air 12, 98-112.
- Seppänen, O.A., Fisk, W.J. (2004) Summary of human responses to ventilation. Indoor Air 14, Suppl. 7, 102-118.
- Shendell, D.G., Prill, R., Fisk, W.J., Apte, M.G., Blake, D., Faulkner, D. (2004) Associations between classroom CO₂ concentration and student attendance in Washington and Idaho. Indoor Air 14, 333-341.
- TESTO (2004) Begriffe zur Analysentechnik. TESTO GmbH.
- TRGS (Technische Regeln für Gefahrstoffe) 900 (2003) Grenzwerte in der Luft am Arbeitsplatz „Luftgrenzwerte“. Ausgabe: Oktober 2000, zuletzt geändert B ArbB1, Heft 6.
- UBA Umweltbundesamt (2000) Leitfaden für die Innenraumlufthygiene in Schulgebäuden. Umweltbundesamt, Berlin.
- VDI (Verein Deutscher Ingenieure) (2001) VDI 4300 Blatt 7, Messen von Innenraumluftverunreinigungen – Bestimmung der Luftwechselzahl in Innenräumen. Beuth Verlag, Berlin.
- Wargocki, P., Wyon, D., Sundell, J., Clausen, G., Fanger, P. (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.

3 Multiple Chemikalien-Unverträglichkeit (MCS) – aktueller Stand

Dennis Nowak¹, Francisco Pedrosa Gil², Peter Angerer¹, Felix Tretter³, Dieter Eis⁴

(Nachdruck mit freundlicher Genehmigung des Georg Thieme Verlages aus Dtsch Med Wochenschr 2005; 130: 329-332)

3.1 Hintergrund

Bereits in der Antike war bekannt, dass Umwelteinflüsse wie Klima und Ernährung verschiedenen Krankheiten zugrunde liegen [*Pedrosa Gil et al. 2003*]. Eine zunächst eher philosophische, seit Beginn der Aufklärung verstärkt naturwissenschaftliche Auseinandersetzung mit dem komplexen Beziehungsgefüge „Umwelt und Gesundheit“ folgte [*Mersch-Sundermann 1999*].

Im wissenschaftlich gut fundierten Sondergutachten des Rates von Sachverständigen für Umweltfragen „Umwelt und Gesundheit – Risiken richtig einschätzen“ [*RSU 1999*] werden dezidiert folgende fünf Gefährdungspotentiale und umweltbezogenen Gesundheitsbeeinträchtigungen aufgeführt und begründet:

- Einfluss hormonähnlicher Stoffe auf die Gesundheit
- ultraviolette Strahlung
- Allergien und Umwelteinflüsse
- Multiple Chemikalien-Überempfindlichkeit (MCS)
- umweltbedingte Lärmwirkungen

Auch im aktuellen Umweltgutachten wird „MCS“ ausführlich dargestellt [*RSU 2004*].

In der Deutschen Medizinischen Wochenschrift wurde das Thema vor einigen Jahren in einem Übersichtsbeitrag behandelt [*Csef 1999*]. In der vorliegenden Übersicht werden neuere Daten präsentiert wie auch Empfehlungen zum praktischen Vorgehen zur Diskussion gestellt.

¹ Institut und Poliklinik für Arbeits- und Umweltmedizin, Klinikum der Universität München, Innenstadt

² Psychosomatische Beratungsstelle und Ambulanz, Medizinische Klinik Innenstadt, Klinikum der Universität München

³ Klinik für Psychiatrie und Psychotherapie, Haar

⁴ Robert-Koch-Institut, Bereich Umweltmedizin, Berlin

3.2 Definition

Die Bezeichnung Multiple Chemical Sensitivity geht auf einen vor fast 20 Jahren von Cullen [AAAAI 1999] herausgegebenen „State of the Art“-Report zurück, dessen definitorische Beschreibung wie folgt zusammengefasst werden kann:

- Initiale Symptome im Zusammenhang mit einer belegbaren Expositionssituation (erworbene Störung).
- Symptome treten in mehr als einem Organsystem auf.
- Rezidivierendes Auftreten der Symptome in Koinkidenz mit bestimmten Stimuli.
- Symptome werden bei sehr geringen Expositionskonzentrationen hervorgerufen.
- Symptome werden durch unterschiedliche chemische Stoffe ausgelöst.
- Symptome durch herkömmliche Untersuchungen nicht erklärbar.

Ein WHO-Expertengremium schlug stattdessen den Begriff der (chemischen Form der) „Idiopathischen Umweltintoleranzen“ (Idiopathic Environmental Intolerances – IEI) vor und verzichtete gegenüber den Cullen’schen Diagnosekriterien auf die initial belegbare (rekonstruierbar höhere) Exposition [JPCS 1996]. Obwohl die zuletzt genannte Bezeichnung sicherlich korrekter ist, hat sie sich nicht durchgesetzt.

Die mangelnde Objektivierbarkeit ist nach wie vor ein Kernproblem bei der klinischen Eingrenzung des MCS-Phänomens, gleichwohl in der Medizin nicht solitär [AAAAI 1999].

3.3 Angeschuldigte Noxen und toxikologische Befunde

Mit einer gewissen geographischen und zeitlichen Variabilität werden von den Patienten hierzulande am häufigsten folgende Schadstoffe angeschuldigt: Amalgam aus Zahnfüllungen, Lösungsmittel, Metalle außer Amalgam, Holzschutzmittel, vorrangig Pentachlorphenol und Lindan, Pestizide und Insektizide [Bornschein et al. 2000].

Immer wieder gelingt es, bei einzelnen Patienten durch Raumluftmonitoring oder – meist sinnvoller – durch Biomonitoring Noxen zu eruieren, deren bekannte toxikologische Wirkung mit dem Krankheitsbild kompatibel ist. Bei wissenschaftlich fundierter medizinischer Abklärung liegt der Prozentsatz solcher positiven Befunde jedoch stets im einstelligen Prozentbereich [Bornschein et al. 2000]. Bei MCS-Patienten verminderte Schadstoffkonzentrationen im Blut weisen am ehesten auf ein Vermeidungsverhalten hin [Baines et al. 2004].

Eine klassisch-toxikologische Genese der MCS-Symptomatik ist naturwissenschaftlich bislang nicht plausibel nachweisbar [Staudenmayer et al. 1993, Staudenmayer et al. 2003].

3.4 Immunologische und allergologische Befunde

Im Rahmen der multizentrischen MCS-Studie des Robert-Koch-Instituts konnte an einer Teilstichprobe gezeigt werden, dass bei Patienten mit einer MCS-Symptomatik das Prostaglandin E2 in der Nasenlavage im Mittel höher war als in der Kontrollgruppe [Eis *et al.* 2005]. Ob methodische Gründe oder tatsächliche, pathophysiologisch fundierte Unterschiede zugrunde liegen, muss geklärt werden, da es sich bei dem vorgenannten Teilprojekt um eine Pilotstudie mit nur jeweils 19 Probanden und Kontrollen handelte.

Bei 33 % bis 71 % der Patienten mit einer MCS-Symptomatik finden sich Hinweise auf eine atopische Diathese oder eine fassbare allergische oder pseudo-allergische Reaktion (in [Eberlein-König *et al.* 2002]). Dies ist mehr als in der Allgemeinbevölkerung und zwingt, stets daran zu denken, dass gewisse Formen der Überempfindlichkeit mit Hilfe aktueller Methoden nur schwer diagnostizierbar sind.

3.5 Genetische Dispositionen

Genetische Polymorphismen können prinzipiell eine gesteigerte Suszeptibilität gegenüber Arbeits- und Umwelttoxinen bewirken. So erkranken Personen, die einen bestimmten Polymorphismus aufweisen, bei vergleichbarer Exposition häufiger als Personen ohne einen solchen Polymorphismus. Dieses naturwissenschaftliche Grundprinzip ist durchaus verlockend genug, um gerade bei Patienten mit einer MCS-Symptomatik eine Hyper-Suszeptibilität durch im Vergleich zur Normalpopulation alterierte Metabolisierung von Xenobiotika zu vermuten [Wiesmüller *et al.* 2004]. Beispiele für denkbare Kandidaten-Suszeptibilitätsgene von MCS sind vorrangig solche für

- bestimmte Cytochrome, die bei Biotransformationen der Phase I die Bildung reaktiver Metabolite beeinflussen, welche ihrerseits zytotoxische oder immunologische Reaktionen auslösen können,
- Glutathion-S-Transferasen und N-Acetyltransferasen, die bei der Biotransformation der Phase II für eine etwaige geringere Entgiftung verantwortlich sein können,
- Superoxid-Dismutasen und NO-Synthetasen, die freie Sauerstoffradikale detoxifizieren.

In der Pharmakologie und in der Arbeitsmedizin ist die Bedeutung von Enzym polymorphismen seit vielen Jahren etabliert [Nebert 1997]. Erstmals wurde von McKeown-Eyssen *et al.* (2004) nunmehr eine Assoziation zwischen der MCS-Symptomatik und CYP2D6 bzw. NAT2 berichtet. Eine Bestätigung steht aus. Die bislang übliche vergleichsweise grobe Zusammen-

fassung (MCS als „Sammeltopf“) verschiedener selbstberichteter Hypersuszeptibilitäten steht einer differenzierten molekulargenetischen Analyse eher im Wege.

3.6 Studien des Robert-Koch-Instituts: Multizentrischer MCS-Forschungsverbund

Im Jahre 1999 wurde vom Robert-Koch-Institut mit Förderung durch den Bund ein multizentrischer MCS-Forschungsverbund etabliert, an dem sich fünf universitäre umweltmedizinische Zentren (Aachen, Berlin, Freiburg, Gießen sowie in München unsere Poliklinik) und eine Umwelt- und psychiatrische Klinik (Bredstedt) beteiligen. 234 Patienten von insgesamt 300 umweltmedizinischen Ambulanzpatienten des Jahres 2000 wurden in die Studie einbezogen. Eine standardisierte Datenerhebung mittels zentrenübergreifend eingesetzter Frage- und Dokumentationsbögen gewährleistete ein Mindestmaß an Vergleichbarkeit zwischen den Zentren. Gleichzeitig wurde auf Beurteilungsunterschiede in der abzubildenden klinischen Realität Rücksicht genommen, sie sollten nicht künstlich nivelliert werden.

Drei Fragebögen wurden eingesetzt:

- der 46-seitige Umweltmedizinische Fragebogen (Beschwerden, vermutete Umweltbelastungen, Lebensverhältnisse)
- der 34-seitige Gesundheitsfragebogen (15 eigenständige Instrumente zur Erfassung von Dimensionen der psychosozialen und körperlichen Gesundheit)
- der 27-seitige ärztliche Basisdokumentationsbogen, ausgefüllt vom jeweiligen Ambulanzarzt auf der Grundlage aller verfügbaren Informationen und Befunde.

Es bestätigte sich der hohe Leidensdruck der Patienten in Bezug auf multiple, von den Patienten berichtete Fremdstoffunverträglichkeiten, wobei ein Schwergewicht bei den Innenraumchemikalien lag. Überwiegend waren Frauen in mittleren Altersgruppen betroffen, häufig alleinstehend und nicht (mehr) berufstätig. Die Patienten mit MCS-Symptomatik stufen sich im Hinblick auf die psychometrischen Profile oberhalb der Normstichproben ein, aber noch deutlich unterhalb der bei psychiatrisch/psychosomatisch erkrankten Patienten ermittelten Scores mit Ausnahme der Somatisierungsdimension, in der Umweltpatienten ebenfalls hoch scoren. Eine größere ätiologische Bedeutung von Umweltchemikalien wurde in den universitären Ambulanzen nur im Einzelfall gefunden [Eis et al. 2003].

Tabelle 1: Beeinträchtigung der sMCS-Patienten

Art und Schwere der Beeinträchtigung		n	%
Körperlich	keine/leicht	16	18
	mäßig	38	42
	stark/sehr stark	37	41
Seelisch	keine/leicht	18	20
	mäßig	26	29
	stark/sehr stark	47	52
Sozial	keine/leicht	18	20
	mäßig	34	37
	stark/sehr stark	39	43
Im Alltag und Beruf	keine/leicht	16	18
	mäßig	28	31
	stark/sehr stark	47	52

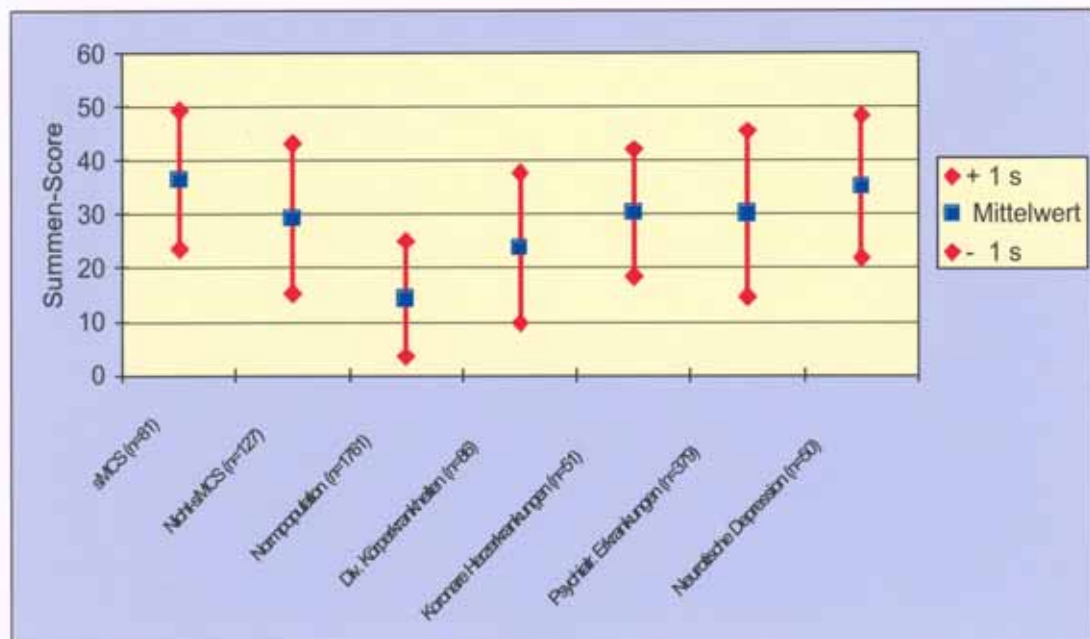


Abbildung 1: Ergebnisse von sMCS-Patienten und anderen Kollektiven in der Beschwerdeliste nach von Zerssen

In einer Studie zum Verlauf und zur Prognose des MCS-Syndroms wurde die vorgenannte Basisstichprobe um zusätzliche Patienten erweitert, und es wurde eine ausführliche standardisierte Nachbefragung zum Erkrankungsverlauf durchgeführt [Eis et al. 2005]. Der Versuch, mittels Clusteranalyse ein oder mehrere deutlich abgrenzbare Symptommuster innerhalb des Kategoriengefüges aufzufinden, lieferte keine stabilen Ergebnisse. In der Verteilung der untersuchten Genvarianten unterschieden sich die Patienten nicht von der Allgemeinbevölkerung. Im Vergleich zur alters- und geschlechtsadjustierten Stichprobe des Bundesgesundheits surveys aus dem Jahre 1998 erhielten die Studienteilnehmer doppelt so häufig psychiatrisch-psychosomatische Diagnosen, wobei bei 81 % der Beginn der psychischen Störungen den umweltbezogenen Gesundheitsbeschwerden zeitlich vorausging. Es zeigten sich wiederum deutliche Zentrumseffekte (in unserer Poliklinik höchste Zahl von Diagnosen und höchster Schweregrad der Symptomatik, zugleich beste Patientenbeurteilung der gesamten Studie). 44 % der Patienten ging es nach drei Jahren besser, 56 % unverändert oder schlechter. Im Mittel hatten die Patienten im Zeitraum von drei Jahren 48 (Streuung 1 – 436) Arztkontakte gehabt, wovon im Mittel 25 (Streuung 1 – 200) auf die Umweltmedizin entfielen, 40 auf andere Fachrichtungen (Streuung 1 – 376).

3.7 Klinische Expositionsstudien

Staudenmayer et al. (1993) zeigten, dass MCS-Patienten nicht zuverlässig zwischen verschiedenen Chemikalien und Placebo in ihrer subjektiven Wahrnehmung unterscheiden konnten. *Georgellis et al.* (2003) konnten bei Patienten mit einer MCS-Symptomatik im Gefolge einer beruflichen Malertätigkeit im Vergleich zu Kontrollen in akuten Expositionsstudien keine Unterschiede in der neurologischen Symptom- und Befundkonstellation ermitteln. Eine Untersuchung von Haumann und Koautoren lieferte uneinheitliche Ergebnisse, die die Hypothese einer stärkeren autonomen Reaktion bei jüngeren Probanden mit berichteter MCS-Symptomatik weder unterstützen noch – aus Fallzahlgründen – widerlegen konnten [Haumann et al. 2003].

In einer eigenen doppelblinden Expositionsstudie konnten Patienten mit einer MCS-Symptomatik nicht zuverlässig zwischen Chemikalienbelastung und Placebo unterscheiden. Auch zeigten sich keine signifikanten Unterschiede in objektiven physiologischen und neuropsychologischen Parametern zwischen Verum- und Placeboexposition [Bornschein et al. 2004]. Die Power der Studie war jedoch letztlich unzureichend.

3.8 Umweltmedizin zwischen Schulmedizin und Alternativmedizin

Auf umweltmedizinischem Gebiet wird gern die Gegenüberstellung der „arroganten, nihilistischen“ Universitäts- bzw. Schulmedizin einerseits und der „helfenden“, ja von der Universitätsmedizin allein gelassenen, angewandten Umweltmedizin in Praxen und Umweltkliniken vorgenommen. Beide Gruppen sind schuld daran, dass diese sonst in der Medizin so nirgends existierende Kluft immer wieder wahrgenommen wird:

- Die Universitäts- und Schulmedizin hat es bislang nicht geschafft, Therapiekonzepte zu evaluieren. Dies ist sicher ein Versäumnis, welches nur selten zugegeben wird [Nix 2001].
- Niedergelassene Umweltmediziner nehmen oftmals somatisch unschädliche, mitunter aber auch medizinisch und juristisch abenteuerliche Therapiemaßnahmen bei MCS-Patienten vor (Beispiel: Ausleitungstherapien bei nicht vorhandenen Intoxikationen). Hierdurch wird der Patient, teilweise auch die Krankenkasse, finanziell geschädigt, der Patient mitunter auch somatisch (Depletion von Spurenelementen). Hinzu kommt die Verschleppung einer psychiatrisch-psychosomatischen Therapiemöglichkeit, die nach iatrogenen, mit dem Patienten im Konsens vorgenommenen Fixierung immer schwieriger wird. Schließlich kennen wir eine ganze Reihe von Patienten, die fünf- und sechsstellige Eurobeträge für wirkungslose Umweltmedizin-Therapien bei MCS-Symptomatik ausgegeben haben und damit wirtschaftlich und sozial ins Abseits geraten sind.

3.9 Selbsthilfegruppen

Auf dem Gebiet der Umweltmedizin (wie leider auch dem der Arbeitsmedizin) gibt es die in der Medizin wiederum ziemlich solitäre Situation, dass Selbsthilfegruppen und Schulmedizin öffentlich gegeneinander auftreten und nicht die Kraft finden, einander zu unterstützen. Diese Situation basiert vermutlich auf Unterschieden in den Krankheitstheorien mit kontroversen Auffassungen hinsichtlich der Kausalattribution der Symptomatik und Befundkonstellation. (In der Sozial- und Arbeitsmedizin kommen noch sozialmedizinische Streitereien über die Bewertung der Auswirkung des Schweregrades der Erkrankung hinzu.)

Auch für diese Situation tragen unseres Erachtens beide Seiten Verantwortung:

- Vertreter der Schulmedizin scheitern am definitionsgemäß aussichtslosen Versuch, die Nullhypothese (Nicht-Ursächlichkeit einer angeschuldigten Noxe) ihren Patienten gewissermaßen „beweisen“ zu wollen und geraten mitunter in Gegenübertragung.

- Selbsthilfegruppen bestehen vielfach darauf, dass die Umwelt-Kausalität ihrer Beschwerdesymptomatik anerkannt wird, auch wenn dieses nach naturwissenschaftlicher Kausalitätsbeurteilung unter Verwendung allgemein akzeptierter Kriterien bisher nicht möglich ist.

3.10 Sozialmedizinische und arbeitsmedizinische Beurteilung

Die Beurteilung im Schwerbehindertenrecht kennt keine speziellen Beurteilungskriterien für umweltassoziierte Gesundheitsstörungen. Der GdB-Grad wird in Analogie zu vergleichbaren – in den „Anhaltspunkten für die Ärztliche Gutachtertätigkeit im Schwerbehindertenrecht und im Sozialen Entschädigungsrecht“ – niedergelegten Gesundheitsstörungen bewertet. Bei Krankheitsbildern mit vegetativen Symptomen, gestörter Schmerzverarbeitung, Leistungseinbußen und Körperfunktionsstörungen, denen (primär) kein organischer Befund zugrunde liegt, kämen als Vergleichsmaßstab die unter „Nervensystem und Psyche (26.3)“ genannten psychovegetativen und psychischen Störungen (speziell der Abschnitt „Neurosen, Persönlichkeitsstörungen, Folgen psychischer Traumen“) in Betracht.

Die Multiple Chemikalienüberempfindlichkeit ist in der aktuellen Berufskrankheiten-Liste nicht aufgeführt. Zur Frage der Anerkennung „wie eine Berufskrankheit“ nach § 9 (2) SGB VII ist die Kriterienliste dieser sogenannten „Öffnungsklausel“ zu prüfen. Da es letztlich daran mangelt, dass bestimmte (berufliche) Einwirkungen nach den Erkenntnissen der medizinischen Wissenschaft geeignet sein müssen, das Krankheitsbild MCS auszulösen, sind die gesetzlichen Voraussetzungen, MCS unfallversicherungsrechtlich als Berufskrankheit anzuerkennen, derzeit definitiv nicht gegeben [*Nasterlack et al. 2002*].

3.11 Multiple Chemical Sensitivity und psychopathologische Differentialdiagnostik

Es kommt zuweilen vor, dass Patienten mit somatisch nicht fassbaren Gesundheitsstörungen ohne Anwendung eines strukturierten diagnostischen Systems (ICD-10, DSM-III bzw. des darauf basierenden M-CIDI oder anderer standardisierter Interview- und Diagnosesysteme) und ohne fachärztliche psychosomatisch-psychiatrische Diagnostik gewissermaßen vorschnell eine psychiatrische Diagnose zugeordnet wird. Dies hat sicher auch zum Vorwurf der „Psychiatisierung von Umweltkranken“ beigetragen. Dabei sollte es selbstverständlich sein, dass an somatische wie psychiatrische Diagnosen analoge Validitätsmaßstäbe angelegt werden.

In vielerlei Untersuchungen mit strukturierten und weitgehend (jedoch sehr heterogen) standardisierten Interviews wurden bei Patienten, die sich mit einer MCS-Symptomatik vorstell-

ten, in hoher Zahl psychiatrische und psychosomatische Diagnosen gestellt. Die Prävalenzen dieser Diagnosen streuen dabei zwischen 36 und 100 % [Caccappolo-vanVliet et al. 2002, Göthe et al. 1995, Gots 1993, Grandjean et al. 1996, Joraschky et al. 1998, Köppel & Faron 1995, Neuhann et al. 1996, Pennebaker 1994]. Dies gilt auch für die Studie des MCS-Forschungsverbundes [Eberlein-König et al. 2002, Eis et al. 2003] sowie die MCS-Studie aus der Gruppe um Zilker und Förstl [Bornschein et al. 2000]. Bei diesen Studien, wie auch bei der MCS-Verbundstudie, wurden neben den Interviews und den operationalisierten Diagnosekriterien nach der ICD-10 auch psychopathometrische Skalen wie die Symptomcheckliste SCL-90-R angewendet, um die psychopathologische Diagnostik zu fundieren. Auf Grundlage dieser Daten wurden entsprechende psychiatrisch-psychosomatische Diagnosen gestellt. Dabei standen insbesondere somatoforme Störungen (bei 44 – 58 %), aber auch affektive und Angststörungen (bei jeweils 17 – 19 %) hinsichtlich aktuell bestehender Störungen im Vordergrund.

Diese Diagnosen haben zunächst nur deskriptive Bedeutung. In Hinblick auf die Verursachungsfragen ist die Situation komplizierter. Psychoanalytische wie auch lerntheoretische Konzepte finden dabei Anwendung [Tretter et al. 1999]. Besonders fruchtbar sind Konzepte, die die Stress-Pathologie mitberücksichtigen. So führten Binder & Campbell (2004) bei Patienten mit Fibromyalgie-Syndrom, Chronic Fatigue Syndrom und „Silicone breast implant disease“ unter dem Krankheitskonzept der posttraumatischen Belastungsstörung eindrucksvoll aus, dass die Patienten vielfach relevante Stressoren und psychische Probleme gewissermaßen ausblenden, was eine diesbezügliche Therapie erschwert.

So beschreiben Goldberg & Bridges (1988) „Somatisierung“ allgemein als einen Basismechanismus, der den Menschen zur Verfügung steht, um auf Stress zu reagieren. Rief & Hiller (1992) kommen bei einem Studienvergleich auch zu dem Ergebnis, dass „Somatisierung als ubiquitäre Symptomatik anzusehen ist und unterhalb der Diagnoseschwelle für eine spezifische somatoforme Störung grundsätzlich bei einer Vielzahl psychischer Störungen anzutreffen ist.“

Laut Definition der somatoformen Störung in der ICD-10 [Dilling et al. 1994] werden folgende Ausschlusskriterien gelistet: „... eine evtl. vorliegende bekannte körperliche Erkrankung erklärt nicht die Schwere, das Ausmaß, die Vielfalt und die Dauer der körperlichen Beschwerden oder die damit verbundene soziale Behinderung. Die Störung tritt nicht ausschließlich während einer Schizophrenie oder einer verwandten Störung (F2), einer affektiven Störung (F3) oder einer Panikstörung (F41.0) auf.“

Allerdings sollte man, solange sich die Diagnose einer somatoformen Störung auf eine Ausschlussdiagnostik (kein organischer Befund) beschränkt, natürlich die „Hoffnung“ für Ärzte und Patienten bewahren, dass mit verbesserten Analysemethoden doch noch irgendwann ein medizinisch nachweisbarer Befund für diese Diagnosegruppe erhoben werden kann [Kriebel et al. 1996].

Aktuelle neurobiologische [Pedrosa Gil & Rupprecht 2003] und endokrinologische Befunde [Pedrosa Gil 2005] geben nämlich Hinweise auf Auffälligkeiten bei Patienten mit psychosomatischen Erkrankungen wieder: So kann inadäquater Stress u. a. eine Dysregulation der Hypothalamus-Hypophysen-Nebennierenrinden-Achse bedingen, welche wiederum mit einer Störung der synaptischen Plastizität einhergehen kann (beispielsweise bei depressiven Störungen und bei der posttraumatischen Belastungsstörung, PTSD).

In Hinblick auf ätiopathogenetische Überlegungen muss sicher unterschieden werden, ob es sich

- um eine primäre psychische Störung handelt, bei der die Umwelt das zentrale Thema ist, oder ob
- eine sekundäre Reaktion auf einen langjährigen (diffusen) Leidensprozess mit erheblichen Alltagsproblemen und Störungen der sozialen Interaktion (auch mit Ärzten) vorliegt.

3.12 Praktisches Vorgehen und Hilfsangebote

Klinische Diagnostik:

Immer wieder lassen sich bis dato nicht erkannte somatische Diagnosen stellen: Asthma bronchiale, Hypothyreose, Hyperthyreose und chromosomale Störungen sind nach unserer Erfahrung die eindrucklichsten übersehenen Diagnosen.

Schadstoffdiagnostik:

Wir sind dazu übergegangen, ein Biomonitoring auf vermutete Schadstoffe nur dann durchzuführen, wenn die Expositionssituation tatsächlich – und wenn auch nur geringe – Anhaltspunkte einer erhöhten inneren Belastung vermuten lässt. Ein ungezieltes Screening nach Schadstoffen dient nur dem Untersuchungslabor. Andererseits ist es bei denjenigen Patienten, die uns frühzeitig im Krankheitsverlauf konsultieren und bei denen eine Umweltattribution noch nicht fixiert ist, oft hilfreich, mit Hilfe eines qualitätsgesicherten Biomonitoring dokumentieren zu können, dass eine vermutete Noxe tatsächlich nicht in erhöhter Konzentration vorliegt.

Noxenkarenz:

Es stellt sich oftmals die Frage, ob das Abschaffen bzw. Meiden einer angeschuldigten, jedoch naturwissenschaftlich nicht im kausalen Sinne nachweisbaren Noxe anzuraten ist. Wir machen dies davon abhängig, ob

- der Aufwand begrenzt ist oder eine naturwissenschaftlich nicht indizierte Elimination mit einer empfindlichen Beeinträchtigung des eigenen Lebens und des sozialen Umfelds verbunden ist,
- die Ausweitung auf andere Noxen anamnestisch eruierbar ist, somit bei Wegfall einer Noxe oftmals eine andere, neue angeschuldigt wird, und
- juristische Implikationen, vorrangig mit Vermietern, Nachbarn und Arbeitgebern/Arbeitskollegen, im Raum stehen.

Psychosomatisch-psychiatrische Diagnostik:

Regelhaft wird in unserer Poliklinik die standardisierte Fragebogen-Diagnostik seit mehreren Jahren durch eine psychiatrisch-psychosomatische Konsiliaruntersuchung ergänzt [Wiesner *et al.* 2005]. Hieraus resultieren meistens Hilfsangebote im Bereich der ambulanten Psychotherapie, die von mehr als der Hälfte der Patienten aufgegriffen werden.

Stationäre Behandlung in einer Klinik für Naturheilverfahren:

Basierend auf der Kooperation mit dem örtlichen Krankenhaus für Naturheilverfahren, welches auf fundierten naturwissenschaftlich-internistischen Prinzipien aufbaut, ein sehr hohes Maß an persönlicher Zuwendung anbietet und die Brücke zur psychiatrisch-psychosomatischen Aufarbeitung der Beschwerdesymptomatik baut, haben viele unserer Patienten eine deutliche Beschwerdelinderung erfahren und ihre Arbeitsfähigkeit wiedererlangt.

Eine wissenschaftliche Validierung unserer Vorgehensweise steht aus, sie ist letztlich momentan nur auf klinische Beobachtungen gestützt.

3.13 Literatur

- AAAAI Board of Directors: Position statement: idiopathic environmental intolerances. *J Allergy Clin Immunol* 1999; 103:36-40
- Baines CJ, McKeown-Eyssen GE, Riley N, Cole DE, Marshall L, Loescher B, Jazmaji V. Case-control study of multiple chemical sensitivity, comparing haematology, biochemistry, vitamins and serum volatile organic compound measures. *Occup med* 2004; 54:408-418
- Binder LM, Campbell KA. Medically unexplained symptoms and neuropsychological assessment. *J Clin Exp Neuropsychol* 2004; 26:369-392
- Bornschein S, Hausteiner C, Römmelt H, Förstl H, Nowak D, Zilker T. Doppelblinder Expositionsversuch bei Patienten mit MCS. *Umweltmed Forsch Prax* 2004; 9:195-196
- Bornschein S, Hausteiner C, Zilker Th, Bickel H, Förstl H. Psychiatrische und somatische Morbidität bei Patienten mit vermuteter Multiple Chemical Sensitivity (MCS). *Nervenarzt* 2000; 71:737-744
- Caccappolo-van Vliet E, Kelly-McNeil K, Natelson B, Kipen H, Fiedler N. Anxiety sensitivity and depression in multiple chemical sensitivities and asthma. *J Occup Environ Med* 2002; 44:890-901
- Csef H. Gemeinsamkeiten von Chronic Fatigue Syndrome, Fibromyalgie und multipler chemischer Sensitivität. *Dtsch Med Wschr.* 1999; 124:163-169
- Cullen MR. The worker with chemical sensitivities: an overview. In: Cullen MR (Hrsg.) *Workers with Multiple Chemical Sensitivities. Occupational Medicine: State of the Art Reviews.* Vol. 2, No 4. Philadelphia: Hanley & Belfus, S. 655-661 (1987)
- Dilling H, Mombour W, Schmidt MH, Schulte-Markwort E (Hrsg). *Internationale Klassifikation psychischer Störungen, ICD-10 Kapitel V (F), Forschungskriterien, Weltgesundheitsorganisation.* Bern, Göttingen, Toronto, Seattle: Huber (1994)
- Eberlein-König B, Behrendt H, Ring J. Idiopathische Umweltintoleranz (MCS, Öko-Syndrom) – neue Entwicklungen. *Allergo J* 2002; 11:434-441
- Eis D, Mühlhngaus T, Birkner N, Bullinger M, Ebel H, Eikmann T, Gieler U, Herr C, Hornberg C, Hüppe M, Lecke C, Lacour M, Mach J, Nowak D, Podoll K, Quinzio B, Renner B, Rupp T, Scharrer E, Schwarz E, Tönnies R, Traenckner-Probst I, Rose M, Wiesmüller GA, Worm M, Zunder T: Multizentrische Studie zur multiplen Chemikalien-Sensibilität

- (MCS) – Beschreibung und erste Ergebnisse der „RKI-Studie“ Umweltmed. Forsch. Prax. 2003; 8:133-145
- Eis D, Dietel A, Mühlinghaus T, Birkner N, Jordan L, Meineke C, Renner B, in Zusammenarbeit mit dem Deutschen MCS-Forschungsverbund: Studie zum Verlauf und zur Prognose des MCS-Syndroms. Umweltbundesamt Berlin WaBoLu-Heft 1/2005
- Georgellis A, Lindelof B, Lundin A, Arnetz B, Hillert L. Multiple chemical sensitivity in male painters; a controlled provocation study. Int J Hyg environ Health 2003; 206:531-538
- Goldberg DP, Bridges K. Somatic presentations of psychiatric illness in primary care setting. J Psychosom Res. 1988; 32:137-144
- Göthe CJ, Molin C, Nilsson CG. The environmental somatization syndrome. Psychosomatics 1995; 36:1-11
- Gots RE. medical hypothesis and medical practice: Autointoxication and multiple chemical sensitivities. Regul Toxicol Pharmacol 1993; 18:2-12
- Grandjean P, White RF, Weihe P. Neurobehavioral epidemiology: application in risk assessment. Environ Health Perspect [suppl 2] 1996; 104:397-400
- Haumann K, Kiesswetter E, van Thriel C, Blaszkewicz M, Golka K, Seeber A. Breathing and heart rate during experimental solvent exposure of young adults with self-reported multiple chemical sensitivity (sMCS). Neurotoxicology 2003; 24:179-186
- IPCS, International Programme on Chemical Safety. Report of Multiple Chemical Sensitivities (MCS) Workshop. Berlin, Germany, 21–23 Februar 1996. PCS/96.29 (1996)
- Joraschky P, Anders M, Kraus T, Stix M. Umweltbezogene Ängste und Körperbeschwerden. Nervenheilkd 1998; 17:48-53
- Kapferer R, Sticker G (Hrsg.) Hippokrates, sämtliche Werke. Stuttgart: Hippokrates Verlag Marquardt (1995)
- Köppel C, Fahron G. Toxicological and neuropsychological findings in patients presenting to an environmental toxicology service. Clinical Toxicology 1995; 33:625-629
- Kriebel R, Paar GH, Stäcker KH. Somatisierung. Psychotherapeut. 1996; 4:201-214
- McKeown-Eyssen G, Baines C, Cole DE, Riley N, Tyndale RF, Marshall L, Jazmaji V. Case-control study of genotypes in multiple chemical sensitivity: CYP2D6, NAT1, NAT2, PON1, PON2 and MTHFR. Int J Epidemiol. 2004; 33:971-978

- Mersch-Sundermann V. Umweltmedizin und ökologische Medizin – Begriffsbestimmung und Spannungsfelder. In: Mersch-Sundermann V. (Hrsg.) Umweltmedizin. Grundlagen der Umweltmedizin, klinische Umweltmedizin, ökologische Medizin. Stuttgart: Thieme Verlag (1999)
- Nasterlack M, Kraus T, Wrbitzky R. Multiple Chemical Sensitivity. Deutsches Ärzteblatt 2002; 99: A2474-A2483
- Nebert DW. Polymorphisms in drug-metabolizing enzymes: What is their clinical relevance and why do they exist? CRC Crit Rev Toxicol 1997; 20:153-157
- Neuhann HF, Hodapp V, Reinschmidt U. Umweltbesorgnis bei Klienten einer Umweltmedizinischen Beratungsstelle. Gesundheitswesen 1996; 58:477-481
- Nix WA. Anforderungen an die medizinische Begutachtung umweltassoziierter Befindlichkeitsstörungen. Med Sach 2001; 97:171-176
- Pedrosa Gil F. Aktuelles zur psychosomatischen und endokrinologischen Stressforschung. Dtsch Med Wochenschr 2005; 130:102-106
- Pedrosa Gil F, Rupprecht R. Aktuelles zur Bindungstheorie und Entwicklungspsychologie sowie neurobiologische Aspekte bei psychiatrischen und psychosomatischen Erkrankungen. Nervenarzt 2003; 74:965-971
- Pennebaker JW. Psychological bases of symptom reporting: perceptual and emotional aspects of chemical sensitivity. Toxicol Ind Health 1994; 10:497-511
- Rat von Sachverständigen für Umweltfragen: Sondergutachten „Umwelt und Gesundheit – Risiken richtig einschätzen“. Deutscher Bundestag, 14. Wahlperiode, Drucksache 14/2300 (1999)
- Rat von Sachverständigen für Umweltfragen: Umweltgutachten 2004 – Umweltpolitische Handlungsfähigkeit sichern. Mai 2004.
- Rief W, Hiller W. Somatoforme Störungen. Körperliche Symptome ohne organische Ursache. Bern, Göttingen, Toronto, Seattle: Huber (1992)
- Staudenmayer H, Binkley KE, Leznoff A, Phillips S. Idiopathic environmental intolerance: Part 1: A causation analysis applying Bradford Hill's criteria to the toxicogenic theory. Toxicol Rev. 2003; 22:235-246

- Staudenmayer H, Binkley KE, Leznoff A, Phillips S. Idiopathic environmental intolerance: Part 2: A causation analysis applying Bradford Hill's criteria to the psychogenic theory. *Toxicol Rev.* 2003; 22:247-261
- Staudenmayer H, Selner JC, Buhr MP. Double-blind provocation chamber challenges in 20 patients presenting with "multiple chemical sensitivity". *Regul Toxicol Pharmacol* 1993; 18:44-53
- Tretter F. Umwelt und Psyche – psychologische und psychosomatisch-psychiatrische Aspekte von Umweltkrankheiten. In: Mersch-Sundermann V (Hrsg): *Umweltmedizin – Grundlagen der Umweltmedizin, klinische Umweltmedizin, ökologische Medizin.* S. 526-533, Thieme, Stuttgart (1999)
- Wiesmüller GA, Zerres K, Blömeke B, Weißbach W, Dott W, Eggermann T. Genetische Disposition und Multiple Chemische Sensitivität (MCS): Stand des Wissens und Konsequenz für die molekulargenetische Diagnostik. *Umweltmed Forsch Prax* 2004; 9:275-280
- Wiesner G, Pedrosa Gil F, Nowak D. Multiple Chemikalienüberempfindlichkeit (MCS) – eine Fallserie. *Dtsch Med Wochenschr* 2005; 130:329-332

4 Formaldehyd, eine Innenraum-Geschichte

Helmut Sagunski

4.1 Einleitung

Formaldehyd (Methanal, CAS-Nummer: 50-00-0) ist eine entzündliche, farblose, reaktive und leicht polymerisierbare, bei Raumtemperatur gasförmige Verbindung mit einem stechenden Geruch. Formaldehyd bildet sich bei Verbrennungsvorgängen (z. B. Heizen, Tabakrauchen) und entweicht aus Produkten bei nicht vollständig abgeschlossener Polymerisation (Spanplatten). Formaldehyd wird als Topfkonservierer in Beschichtungsmitteln und als Biozid in Kosmetika verwendet [WHO 2002].

Der Mensch nimmt Formaldehyd überwiegend über die Atemwege auf. Eine inhalative Exposition der Allgemeinbevölkerung gegenüber Formaldehyd ist vor allem in Innenräumen beim Rauchen von Tabakprodukten und durch Emission aus Spanplatten gegeben. Das Ausmaß der Aufnahme von Formaldehyd aus einer Vielzahl von Verbraucherprodukten ist nicht genau bekannt.

Die Belastung der Luft von Wohnräumen mit Formaldehyd scheint in Deutschland allmählich zurückzugehen. Während Mitte der achtziger Jahre noch ein Median von 0,06 und ein 95. Perzentil von 0,11 mg Formaldehyd/m³ gefunden wurde, sank die Belastung nach einer Untersuchung Ende der neunziger Jahre deutlich (siehe folgende Abbildung).

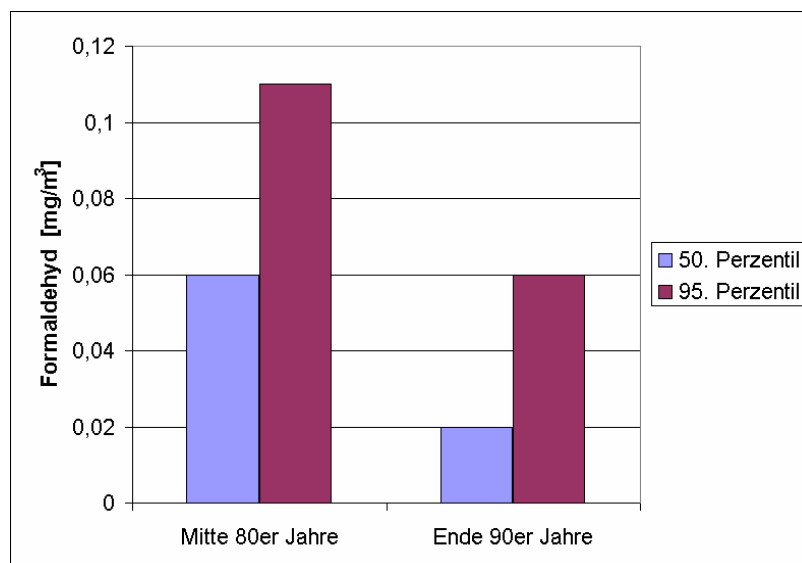


Abbildung 1: Formaldehyd in der Luft von Wohnräumen

Es sind bald dreißig Jahre vergangen, seit die erste Empfehlung zur Begrenzung der Exposition gegenüber einer einzelnen Verunreinigung in der Luft von nicht-gewerblichen Innenräumen (vor allen Dingen Wohnungen, Schulen, Kindertagesstätten) veröffentlicht wurde. 1977 hatte das ehemalige Bundesgesundheitsamt (BGA) erklärt, die Formaldehyd-Konzentration in der Innenraumlufte solle den Wert von 0,1 ppm (entspricht etwa 0,12 mg/m³) nicht überschreiten.

Für die Festsetzung dieses vom BGA als Orientierungswert bezeichneten Wertes waren zwei Gesichtspunkte entscheidend [BGA 1985]:

- Ein Abstand von 10 zur damaligen Maximalen Arbeitsplatzkonzentration (MAK-Wert) von 1 ppm Formaldehyd sollte einen ausreichenden Schutz für Risikogruppen in der Allgemeinbevölkerung bieten,
- ferner sollte mit diesem Abstandsfaktor auch die längere Expositionsdauer in nicht-gewerblichen Innenräumen berücksichtigt sein.

Diese Empfehlung war wegweisend, konnte allgemein gut nachvollzogen werden und erfuhr dadurch eine hohe Akzeptanz. Auf eine rechtliche Einführung dieses Orientierungswertes wurde allerdings verzichtet. Zur Verringerung der Formaldehyd-Konzentration in der Innenraumlufte sollte vielmehr eine quellenorientierte Emissionsbegrenzung dienen. Eine entsprechende Beschränkung für die Formaldehyd-Emissionsrate aus Spanplatten enthielt zunächst 1980 die sog. Spanplattenrichtlinie und verbindlich 1986 die Gefahrstoff-Verordnung.

In der Praxis führte das Fehlen eines Grenzwertes für Formaldehyd in der Innenraumlufte zu erheblichen Problemen. Diese offenbarten sich vor allem bei gerichtlichen Auseinandersetzungen darüber, wie Formaldehyd-Konzentrationen in der Innenraumlufte oberhalb von 0,1 ppm zu bewerten seien. Trotz einer Reihe von Prozessen konnte letztlich keine Klarheit darüber erzielt werden, ob eine Überschreitung der Formaldehyd-Konzentration in der Innenraumlufte von 0,1 ppm bereits eine Gefahrensituation mit entsprechenden baurechtlichen Konsequenzen darstellt oder ob oberhalb dieses Wertes lediglich vorsorglich Minderungsmaßnahmen ergriffen werden sollten. In den Urteilen wurden unterschiedliche Interpretationen der Gerichte als Folge der stark divergierenden Auffassungen der jeweils hinzugezogenen Gutachter deutlich [BGA 1992]. Angesichts dieser rechtlichen Unsicherheiten sank die Akzeptanz des Formaldehyd-Orientierungswertes erheblich.

Die von abnehmender Akzeptanz geprägte Situation verschärfte sich 1987 zusätzlich durch die Absenkung des MAK-Wertes für Formaldehyd auf 0,5 ppm (0,6 mg/m³). Entgegen der allgemeinen Erwartung (auch auf Seiten der Gesundheitsämter) führte dies nicht zu einer

Absenkung des bisherigen Orientierungswertes durch das BGA oder zumindest zu einer Erläuterung, warum der nun auf einen Abstand von 5 verringerte Abstandsfaktor dennoch einen ausreichenden Schutz auch für empfindliche Personen biete. Vielmehr präziserte das damalige BGA 1988 die Empfehlung lediglich dahingehend, die Formaldehyd-Konzentration in der Raumluft solle zur Vermeidung von Gesundheitsschäden und Geruchsbelästigungen auch kurzzeitig 0,1 ppm nicht überschreiten [BGA 1988]. Diese Haltung verringerte die Glaubwürdigkeit und das Vertrauen in den Empfehlungswert weiter.

4.2 Entwicklungen zur Festsetzung von Richtwerten für die Innenraumluft

Fortschritte in der Analytik ließen in den achtziger Jahren immer deutlicher werden, dass eine Vielzahl von Verunreinigungen in der Innenraumluft vorhanden ist und diese oftmals in wesentlich höheren Konzentrationen als in der Außenluft anzutreffen sind. Verbunden mit dieser Erkenntnis wurde der Ruf nach Bewertungsmöglichkeiten, insbesondere nach Grenz- und Richtwerten, immer lauter.

Vor diesem Hintergrund richteten die Obersten Landesgesundheitsbehörden der Länder 1989 eine Arbeitsgruppe Innenraumluft ein, die Vorschläge zur Lösung dieser Problematik entwickeln sollte. Nach mehrjähriger Diskussion legte die Länderarbeitsgruppe einen Bericht vor, der neben einer Prioritätensetzung auch ein Konzept zur gesundheitlichen Bewertung von Verunreinigungen der Innenraumluft auf der Grundlage des vorhandenen rechtlichen Rahmens enthielt [AGLMB 1995]. Dieses Konzept sah die Festlegung gestufter Richtwerte zur Abwehr gesundheitlicher Gefahren (als Richtwert II bezeichnet) und zur vorsorglichen Expositionsbegrenzung (als Richtwert I bezeichnet) vor. Nach Ansicht der Länderarbeitsgruppe bilden das Baurecht und im Einzelfall bei Einwirkungen von außen auch das Immissionsschutzrecht die wesentlichen Rechtsgrundlagen.

Die bundeseinheitliche Umsetzung dieses Konzeptes erfolgte im sog. Basisschema der nationalen Ad-hoc-Arbeitsgruppe Innenraumrichtwerte (IRW) der IRK/AGLMB, veröffentlicht im Bundesgesundheitsblatt 1996 [Ad-hoc-AG 1996]. Die Ad-hoc-Arbeitsgruppe IRW entstand Ende 1993 durch Verschmelzen eines Teiles der Innenraumlufthygiene-Kommission des BGA mit der Länderarbeitsgruppe Innenraumluft. Die Ad-hoc-Arbeitsgruppe setzte in den folgenden Jahren zunächst für eine Reihe als prioritär angesehener Substanzen Richtwerte für die Innenraumluft fest. Formaldehyd wurde vorerst nicht als prioritär eingestuft, da mit der BGA-Empfehlung eine im Prinzip geeignete, wenn auch nicht völlig zufriedenstellende und mit dem Basisschema nicht kompatible Bewertungsgrundlage vorlag.

Anlässlich einer Neubewertung des aktuellen Kenntnisstandes schlug die Deutsche Forschungsgemeinschaft im Jahre 2000 vor, den MAK-Wert für Formaldehyd auf 0,3 ppm (0,4 mg/m³) abzusenken [DFG 2000]. Nach Ansicht der DFG zeigte sich unterhalb von 0,3 ppm Formaldehyd keine über die Hintergrundhäufigkeit hinausgehende Zunahme von Reizungen an der Bindehaut. Mit diesem Vorschlag betrug der Abstand zwischen MAK-Wert und dem Innenraumluft-Empfehlungswert des ehemaligen BGA nur noch den Faktor 3. Die Ad-hoc-Arbeitsgruppe Innenraumrichtwerte nahm diese Bewertung zum Anlass, die Datenlage hinsichtlich der Ableitung von Richtwerten für Formaldehyd in der Innenraumluft zu prüfen.

4.3 Gesundheitliche Wirkungen von Formaldehyd

Kennzeichen einer kurzzeitigen Exposition gegenüber Formaldehyd beim Menschen sind Reizungen von Auge, Nase und Hals. Bei chronischer Exposition führt die lokale Reizung zu einer Entzündungsreaktion, die sich histologisch nachweisen lässt. Neben den toxischen spielen auch gentoxische Effekte eine Rolle. Die folgende Darstellung beschränkt sich im Wesentlichen auf den unteren Bereich der Dosis-Wirkungsbeziehung.

Zur Reizwirkung von Formaldehyd auf Schleimhäute beim Menschen liegen Ergebnisse aus Studien unter kontrollierten Bedingungen, vom Arbeitsplatz und aus epidemiologischen Untersuchungen vor. Bei kontrollierten Humanstudien mit mehr als halbstündiger Expositionsdauer wurde die subjektive Angabe von Reizwirkungen auf Auge und oberen Atemtrakt erfasst. Eine Auswertung aller Studien ergab Augenreizungen bei etwa 5 – 25 % der gegenüber Formaldehyd bis zu 6 Stunden exponierten Probanden bei Luftkonzentrationen von 0,6 bis 1,3 mg/m³. Progrediente Augenreizungen wurden ab 1,3 mg Formaldehyd/m³ berichtet. In einer Studie gaben Probanden nach 4- bis 5-stündiger Exposition gegenüber 0,3 mg Formaldehyd/m³ Augenreizungen an; allerdings trat die Reizwirkung erst nach 2 Stunden auf. Reizungen von Nase und Rachen wurden ab 1,3 mg Formaldehyd/m³ berichtet. In diesen Studien zeigten sich keine wesentlichen Unterschiede in der Empfindlichkeit zwischen gesunden und asthmatischen Probanden und auch nicht im Vergleich von chronisch mit vorher nicht gegenüber Formaldehyd exponierten Personen.

In einer bevölkerungsbezogenen Untersuchung wurden Kinder und erwachsene Bewohner von Wohnwagen bzw. konventionellen Wohnungen hinsichtlich des Auftretens von Augenreizungen, Nasen- und Rachenreizung, Kopfschmerzen und Hautrötungen befragt und hinsichtlich der Störgrößen Rauchen, Alter und Geschlecht evaluiert. Die Befragung erfolgte blind gegenüber der Formaldehyd-Exposition, da die Luftproben erst während der Befragung gezogen wurden. Aus den Luftproben wurde der Mittelwert der gefundenen Formaldehyd-

Konzentrationen gebildet. Von den Nichtrauchern in Wohnmobilen berichteten bei unter $0,1 \text{ mg Formaldehyd/m}^3$ 2 % der Befragten von Augenreizungen und 5 % von Nasen- und Rachenreizungen, bei $0,1 - 0,4 \text{ mg/m}^3$ 18 % bzw. 17 % und bei über $0,4 \text{ mg/m}^3$ 86 % bzw. 78 %.

Die irritative Wirkung des Formaldehyds auf die menschliche Nasenschleimhaut ließ sich bei chronischer Exposition in mehreren histologischen Untersuchungen objektivieren. In den Schleimhautbiopsien an der mittleren Nasenmuschel fanden sich Hyperplasien der Nasenschleimhaut, Verlust von Zilien, Umwandlung der Schleimhaut in Plattenepithel, einfache Plattenepithelmetaplasien und dysplastische Läsionen. Die niedrigste wirksame Konzentration für signifikante histologische Veränderungen betrug in einer Studie an Arbeitnehmern im Mittel $0,3 \text{ mg Formaldehyd/m}^3$. In einer Kammerexpositionsstudie wurden Veränderungen der nasalen Schleimflussrate nach Formaldehyd-Exposition untersucht. Im vorderen Teil der Nasenhöhle nahm die mukoziliäre Clearance nach einer 4- bis 5-stündigen Exposition gegenüber $0,3 \text{ mg Formaldehyd/m}^3$ ab.

Es wurde auch der Frage nachgegangen, ob Kinder eine höhere Empfindlichkeit gegenüber einer inhalativen Formaldehyd-Exposition besitzen. In einer europäischen Studie war bei Kindern die Prävalenz von Asthma und chronischer Bronchitis bei Belastung der Raumluft mit $0,07 - 0,14 \text{ mg Formaldehyd/m}^3$ größer als bei $0,04 \text{ mg Formaldehyd/m}^3$; ein Atemwegsparameter nahm mit der Formaldehyd-Konzentration ab, wobei die Abnahme bei asthmatischen Kindern stärker war. In einer weiteren Studie ließen sich die eben genannten Befunde nicht bestätigen. In einer Zufallsstichprobe an 740 ostdeutschen Kindern mit einem Anteil von etwa 50 % Atopikern konnten keine eindeutigen formaldehydbedingten Wirkungszusammenhänge entdeckt werden. In dieser Studie lag die Belastung der Raumluft mit einem Median von $0,02 \text{ mg/m}^3$ und einem 95. Perzentil von $0,06 \text{ mg/m}^3$ allerdings in einem etwas niedrigeren Bereich.

Erwähnt werden sollen auch Untersuchungen zur Geruchswahrnehmung von Formaldehyd. Zur Bewertung der Wahrnehmung von Gerüchen orientiert man sich üblicherweise an der Geruchswahrnehmungsschwelle. Diese stellt konventionsgemäß die Konzentration dar, bei der von einem Untersuchungskollektiv die Hälfte der angebotenen Geruchsproben wahrgenommen wird. In einer Auswertung der vorliegenden Studien ergaben sich $0,03$, $0,18$ und $0,6 \text{ mg/m}^3$ als das 10., 50. und 90. Perzentil der Geruchswahrnehmung von Formaldehyd.

4.4 Zum Krebs erzeugenden Potential von Formaldehyd

Das kanzerogene Potential des Formaldehyds wurde Anfang der achtziger Jahre tierexperimentell entdeckt. Seitdem wurde der Wirkungsmechanismus von Formaldehyd umfangreich untersucht. Ende der neunziger Jahre setzte sich die Ansicht durch, dass als unabdingbare Voraussetzung für die Bildung der beobachteten Tumoren nach einer Formaldehyd-Exposition ein Entzündungsgeschehen vorliegen muss. Dieser Ansicht folgte auch die DFG im Jahr 2000 bei der Bewertung des Krebsrisikos durch Formaldehyd. Sie sieht die Reizwirkung von Formaldehyd als Ursache der vermehrten Zellproliferation und als entscheidende Determinante für das Auftreten von Tumoren der Nasenschleimhaut bei der Ratte und der Maus an. Da die Dosis-Wirkungs-Beziehung in diesem Expositionsbereich jedoch sehr flach verlaufe, ist nach Ansicht der DFG bei Expositionskonzentrationen unterhalb von 0,4 mg Formaldehyd/m³ trotz einer belegten Gentoxizität kein nennenswerter Beitrag zum Krebsrisiko zu erwarten. Die DFG stufte Formaldehyd deshalb in die Kanzerogenitätsklasse 4 ein (Stoffe mit krebserzeugender Wirkung, bei denen gentoxische Effekte keine oder eine nur untergeordnete Rolle spielen). Diese Ansicht wird international unterstützt [WHO 2002].

Rechtsverbindlich ist Formaldehyd von der EU hinsichtlich der Krebs erzeugenden Wirkung in die Kategorie „vermutetes kanzerogenes Potential“ (EU-Kategorie K 3) eingestuft worden. Eine Auswertung neuer epidemiologischer Studien ergab allerdings Hinweise, dass Formaldehyd bei hoher Exposition auch beim Menschen Tumoren auslösen kann. In einer US-Studie an über 25.000 Beschäftigten fand sich ein signifikanter Expositionswirkungszusammenhang zwischen Formaldehyd und der Sterblichkeit an Nasen-Rachenkrebs. Nasen-Rachenkrebs zählt beim Menschen zu den relativ selten auftretenden Tumorarten. Nicht-signifikante Zusammenhänge zeigten sich auch für sinonasale Tumoren und myeloische Leukämie. In der Studie diente die Expositionsgruppe von 0,1 – 0,4 mg Formaldehyd/m³ als „quasi unbelastete“ Kontrollgruppe.

Im Rahmen der Bewertung aller vorliegenden epidemiologischen Studien kam die Internationale Krebsforschungsbehörde (IARC) im Juni 2004 zu dem Schluss, dass es hinreichende Hinweise dafür gibt, dass Formaldehyd beim Menschen bei hoher Exposition Nasen-Rachenkrebs auslösen kann, und begrenzte Hinweise hinsichtlich sinonasaler Tumoren. Darüber hinaus ließ sich ein starker, durch mechanistische Überlegungen jedoch nicht gestützter Zusammenhang mit dem Auftreten von myeloischer Leukämie herstellen. Angesichts dieser Befunde stufte die IARC Formaldehyd als eindeutig krebserzeugend für den Menschen (Gruppe 1) ein [IARC 2004]. Es bleibt abzuwarten, ob und in welcher Form die zuständige europäische Behörde diese Entscheidung rechtsverbindlich übernimmt.

4.5 Überlegungen zur Festsetzung von Richtwerten für Formaldehyd in der Innenraumluft

Für die gesundheitliche Bewertung einer inhalativen Exposition gegenüber Formaldehyd im unteren Expositionsbereich stehen umfangreiche Ergebnisse von Beobachtungen am Menschen zur Verfügung. Formaldehyd wirkt im Wesentlichen irritativ-entzündlich auf Auge und Atemtrakt. Bei chronischer Exposition führt die lokale Reizung zu einer Entzündungsreaktion, die sich histologisch nachweisen lässt. Nach heutigem Verständnis lässt sich ein ausreichender Schutz vor einer Krebs erzeugenden Wirkung des Formaldehyds annehmen, wenn das Auftreten von Entzündungsreaktionen vermieden wird. Vor diesem Hintergrund erscheint die Ableitung von Richtwerten für Formaldehyd in der Innenraumluft vertretbar.

Für die Festsetzung des Gefahrenrichtwertes ist von der niedrigsten beobachteten adversen Wirkungskonzentration auszugehen. Für die Reizwirkung von Formaldehyd beim Menschen liegen folgende Expositions-Wirkungsbeziehungen vor:

- in epidemiologischen Untersuchungen an chronisch exponierten Erwachsenen und Kindern geringe Raten an Augen-, Nasen- und Rachenreizungen bei $0,1 - 0,4 \text{ mg/m}^3$ und erhebliche Prävalenzen ab $0,4 \text{ mg/m}^3$,
- in klinischen Kurzzeitstudien an erwachsenen Probanden milde Bindehautreizungen ab $0,3 \text{ mg/m}^3$ und Nasen- und Rachenreizungen ab $1,3 \text{ mg/m}^3$,
- reduzierte mukoziliäre Clearance in der vorderen Nasenhöhle bei Probanden ab einer Kurzzeitexposition gegenüber $0,3 \text{ mg/m}^3$,
- geringgradige histologische Veränderungen in der Nasenschleimhaut von Beschäftigten bei einer durchschnittlichen chronischen Exposition von $0,3 \text{ mg/m}^3$.

Als niedrigste beobachtete adverse Wirkungskonzentration ist demnach $0,3 \text{ mg Formaldehyd/m}^3$ für den histologischen Nachweis erster Schäden am Nasenepithel bei chronischer Exposition anzusehen. Bei Betrachtung der epidemiologischen Untersuchungen, bei denen auch Kinder einbezogen waren, könnte man zu der Auffassung gelangen, die interindividuelle Variabilität sei hinreichend berücksichtigt. Damit wäre kein weiterer der nach dem Basischema zu prüfenden Extrapolationsfaktoren einzuführen und es ergäbe sich ein Gefahrenrichtwert von $0,3 \text{ mg Formaldehyd/m}^3$ und ein Vorsorgerichtwert von $0,03 \text{ mg Formaldehyd/m}^3$.

Angesichts nicht völlig auszuräumender Unsicherheiten bei einer Untersuchung von Kindern, ferner der Frage, ob nicht auch bei Effekten in der vorderen Nasenhöhle eine im Vergleich zu Erwachsenen um den Faktor 2 erhöhte Atemrate von Kindern anzunehmen sei, sowie hin-

sichtlich möglicher Kombinationswirkungen mit beispielsweise kurzkettigen Aldehyden wie Acetaldehyd oder Acrolein könnte alternativ ein zusätzlicher Faktor 3 als angemessen betrachtet werden. Damit ergäbe sich ein Richtwert II von $0,1 \text{ mg/m}^3$. Für die Festsetzung des Vorsorgerichtwertes könnte angesichts des bekannten Wirkungsmechanismus von Formaldehyd ein Abstand von 3 als hinreichend erscheinen, so dass sich der oben genannte Wert ergeben würde.

Bei der Festsetzung des Vorsorgerichtwertes ist laut Basisschema auch die Geruchswahrnehmung zu berücksichtigen. Beim Vergleich des Vorsorgerichtwertes mit den Perzentilwerten der Geruchswahrnehmung von Formaldehyd zeigt sich, dass der vorgeschlagene Vorsorgerichtwert dem 10. Perzentil der Geruchswahrnehmung von Formaldehyd entspricht. Damit bietet der diskutierte Vorsorgerichtwert auch einen weitgehenden Schutz vor geruchlichen Belästigungen.

4.6 Hinweise zur Anwendung von Richtwerten: Beispiel Hamburg

Soweit keine Richtwerte der nationalen Ad-hoc-Arbeitsgruppe Innenraumrichtwerte vorliegen, leitet die zuständige Landesgesundheitsbehörde im Bedarfsfall unter Bezug auf das Basisschema für weitere Substanzen entsprechende Richtwerte ab. Diese Richtwerte werden als vorläufig gekennzeichnet (siehe Tabelle 1).

Bei den beiden Richtwerten handelt es sich einerseits um einen Richtwert II (Gefahrenwert), bei dessen Überschreitung im Sinne von § 3 Absatz 1 Satz 1 der Hamburgischen Bauordnung mit Gesundheitsgefahren für empfindliche Personen wie Schwangere, Säuglinge und Kleinkinder zu rechnen ist, und andererseits um einen Richtwert I (Gefahrenvorsorgewert), der auf ein erhöhtes, aus hygienischer Sicht unerwünschtes gesundheitliches Risiko hinweist. Die Richtwerte dienen der nachsorgenden Gefahrenabwehr und der Gefahrenvorsorge.

Die Richtwerte für die Innenraumlufte werden unter der Bedingung einer kontinuierlichen Nutzung eines Innenraums durch empfindliche Personengruppen abgeleitet. Diese Bedingung trifft im Wesentlichen für Wohnräume zu. Vielfach werden die Richtwerte aber auch zur Beurteilung von Belastungen der Innenraumlufte in Kindertagesstätten oder Schulen herangezogen. Hierbei ist allerdings eine im Vergleich zur Wohnnutzung deutlich geringere Expositions-dauer in Kindertagesstätten oder Schulen zu bedenken und gegebenenfalls in Abhängigkeit von der bei der Festsetzung von Richtwerten für die Innenraumlufte zu Grunde liegenden

Tabelle 1: Richtwerte für sonstige Stoffe in der Luft nicht-gewerblicher Innenräume der Ad-hoc-Arbeitsgruppe Innenraumrichtwerte der IRK/AOLG, der Länderarbeitsgruppe Umweltbezogener Gesundheitsschutz (LAUG) sowie der obersten Landesgesundheitsbehörde Hamburg (HH) (v: vorläufige Werte; alle Werte in $\mu\text{g}/\text{m}^3$)

	RW I	RW II	Herkunft
Aromatische Kohlenwasserstoffe			
Toluol	300	3.000	Ad-hoc-AG IRW
Σ C1 – C4-Alkylbenzole	300 (v)	3.000 (v)	HH
Styrol	30	300	Ad-hoc-AG IRW
Naphthalin	2	20	Ad-hoc-AG IRW
Aliphatische Kohlenwasserstoffe			
Σ C9 – C14-Alkane/Isoalkane	200	2.000	HH
Cycloalkane			
Cyclohexan	400 (v)	4.000 (v)	HH
Terpene			
Bicyclische Terpene	200	2.000	Ad-hoc-AG IRW
Monocyclische Terpene	200 (v)	2.000 (v)	HH
Ketone			
N-Methylpyrrolidon	40 (v)	400 (v)	HH
Ester			
Σ TCEP, TCPP, TBEP, TBP, TiBP, TPP	5	50	Ad-hoc-AG IRW
MMA	100 (v)	1.000 (v)	HH
TXIB	– *	1.000 (v)	HH
Alkanale Σ C3 – C6			
Propanal	20 (v)		HH
Butanal	10 (v)		HH
Hexanal	20 (v)		HH
Furfural	20 (v)		HH
CKW			
Dichlormethan	200	2000	Ad-hoc-AG IRW
Monochlornaphthalin	4 (v)	200 (v)	HH
Andere			
Siloxan D5	300	3.000	HH
Kohlenmonoxid (mg/m^3)	6 (0,5 h)	60 (0,5 h)	Ad-hoc-AG IRW
Stickstoffdioxid	–	350 (0,5 h) 60 (1 W)	Ad-hoc-AG IRW
Quecksilber	0,035	0,35	Ad-hoc-AG IRW
Radon (Bq/m^3)	100	1000	LAUG
SVOC			
PCDD/PCDF ($\text{pg TEQ}/\text{m}^3$)	0,5 (v)	5 (v)	HH
PAK ^a ($\text{ng BaP}/\text{m}^3$)	5 (v)	50 (v)	HH
PCP	0,1	1	Ad-hoc-AG IRW

a: laut Definition des BMA enthalten PAK mindestens 3 Ringsysteme [BMA (1998) Bundesarbeitsbl 4/1998: 54-61]

*: unzureichende Daten zur Geruchswahrnehmungsschwelle

Datenbasis zu berücksichtigen. Ausnahmen stellen beispielsweise irritative oder olfaktorische Wirkungen dar, bei denen nicht die kumulative Exposition, sondern die Konzentration der Verunreinigung in der Raumluft maßgeblich ist.

Unter der Voraussetzung belastbarer Messergebnisse sind bei Überschreitung des Richtwertes II zur Abwendung möglicher Gesundheitsgefahren für empfindliche Personen unverzüglich expositionsminimierende Maßnahmen einzuleiten. Dazu ist entweder die Quelle der Belastung zu entfernen (bei bauseitigen Quellen gegebenenfalls durch bauliche Maßnahmen) oder die Nutzung des betreffenden Raumes einzuschränken bzw. aufzugeben. Ziel dieser Maßnahmen ist die Unterschreitung des Richtwertes I.

Bei Überschreitung des Richtwertes I ist eine Gesundheitsgefährdung nicht zu besorgen. Vor allem bei der Wahrnehmung von Gerüchen kann es jedoch zu Befindlichkeitsstörungen und gesundheitlichen Beeinträchtigungen kommen. Diese führen nach allgemeiner Auffassung nicht zu schädlichen Auswirkungen auf die Gesundheit, können aber unter Umständen bei wiederholter oder längerer Einwirkung eine unzumutbare Belästigung im Sinne des § 3 Absatz 1 Satz 1 der Hamburgischen Bauordnung darstellen. Unter dem Gesichtspunkt der Verhältnismäßigkeit sind in dieser Belastungssituation als erster Schritt keine baulichen oder sonstigen quellenbezogenen Veränderungen vorzunehmen, sondern es ist vor allem verstärkt zu lüften. Bei staubgebundenen schwerflüchtigen Substanzen ist die Exposition gegenüber Bodenstaub durch regelmäßiges feuchtes Wischen zu verringern.

Wenn jedoch trotz belegten intensiveren Lüftens eine Kontrollmessung nach einer gewissen Zeit (in der Regel nach einem Monat) keine erkennbare Verbesserung der Luftqualität aufzeigt und insbesondere der Richtwert I nach wie vor überschritten wird, sind in einem zweiten Schritt auch bei dieser Belastung weiter gehende, gegebenenfalls auch einfache bauliche Maßnahmen erforderlich, da ein über einen längeren Zeitraum erhöhtes gesundheitliches Risiko aus Gründen der Gefahrenvorsorge nicht akzeptabel ist.

4.7 Literatur

- Ad-hoc-AG IRK/AGLMB (1996) Richtwerte für die Innenraumluft: Basisschema. Bundesgesundheitsblatt 39 (11): 422-426
- AGLMB (1995) Innenraumluft. Bericht 1993 der Arbeitsgruppe Innenraumluft (AG-IRL) des Ausschusses für Umwelthygiene. BAGS (Hrsg.) Hamburg
- BGA (Bundesgesundheitsamt) (1985) Vom Umgang mit Formaldehyd. Eine Informationsschrift des Bundesgesundheitsamtes. Berlin
- BGA (Bundesgesundheitsamt) (1988) Anforderungen an Holzwerkstoffe nach der Gefahrstoffverordnung. Bekanntmachungen des Bundesgesundheitsamtes. Bundesgesundheitsblatt 31 (2): 63-64
- BGA (Bundesgesundheitsamt) (1992) Zur Gültigkeit des 0,1-ppm-Wertes für Formaldehyd. Bundesgesundheitsblatt 35 (9): 482-483
- DFG (Deutsche Forschungsgemeinschaft) (2000). Formaldehyd. Toxikologisch-arbeitsmedizinische Begründungen von MAK-Werten. VCH-Verlag, Weinheim
- IARC (International Agency for Research on Cancer) (2004) IARC classifies formaldehyde as carcinogenic to human. Pressemitteilung 15.6.04
- WHO (World Health Organization) (2001) Air quality guidelines for Europe. Formaldehyde. World Health Organization, Genf
- WHO (World Health Organization) (2002) Formaldehyde. Concise International Chemical Assessment Document 40. World Health Organization, Genf

5 Probenahmestrategien für Fremdstoffe in Innenräumen

Dieter Heitmann

5.1 Einleitung

Etwa ab 1950 erobert die aufstrebende chemische Industrie den Bausektor als Markt. Kunststoffe und Verbundwerkstoffe verdrängen traditionelle Baumaterialien. Hinzu kommen zahlreiche bauchemische Produkte wie Dichtungsmassen, Klebstoffe, Anstriche, Dämmstoffe, Bodenbeläge und Holzschutzmittel.

Damit werden aber in die Gebäude Emissionsquellen für zahlreiche Stoffe eingebaut, die für die Wohnhygiene bis dahin keine Rolle spielten. Die gesundheitlichen und ökologischen Auswirkungen werden jedoch bis in die 80er Jahre nicht bedacht. Gebäude, die zwischen 1950 und 1980 errichtet wurden, oder in dieser Zeit renovierte Altbauten haben das größte baubedingte Schadstoffpotential in den Innenräumen.

Die gleichzeitige Entwicklung von neuen chemischen Produkten in vielen anderen Lebensbereichen wurde meist ebensowenig von Überlegungen des vorsorgenden Umwelt- und Gesundheitsschutzes begleitet. Als potentielle Schadstoffquellen für Innenräume sind Konsumartikel, Reinigungs- und Pflegemittel, Büromaterialien sowie der gesamte Heimwerker- und Hobbybereich zu nennen.

Die mit der ersten Ölkrise 1973 ausgelöste Verteuerung von Heizenergie verstärkte in der Folgezeit die Bemühungen um eine bessere Wärmedämmung von Gebäuden. Die damit verbundene Verringerung der Luftwechselraten verlief zeitlich parallel zu der Häufung von Befindlichkeitsstörungen und Gesundheitsproblemen, die einen Bezug zum Aufenthalt in einem bestimmten Gebäude haben.

Luftschadstoffe in Innenräumen haben sich in den letzten 20 Jahren zu einem interdisziplinären und dynamischen Gebiet entwickelt, bei dem die ökologische Chemie und die Umweltanalytik eine zentrale Rolle spielen.

5.2 Stoffgruppen

Neben gasförmigen anorganischen Stoffen, die bei Verbrennungsprozessen und dem menschlichen Stoffwechsel freigesetzt werden, anorganischen Partikeln (z. B. Asbest) und radioaktiven Stoffen (Radon) sind in erster Linie organische Stoffe für die chemische Innen-

raumbelastung verantwortlich. Sie können nach ihrem Siedepunktverhalten folgendermaßen unterteilt werden:

Tabelle 1: Terminologie organischer Verbindungen

Abkürzung	Verbindung	Siedepunktsbereich (°Celsius)
VVOC	Leichtflüchtige organische Verbindung (<u>V</u> ery <u>v</u> olatile <u>o</u> rganic <u>c</u> ompounds)	0 bis 50–100
VOC	Flüchtige organische Verbindungen (<u>V</u> olatile <u>o</u> rganic <u>c</u> ompounds)	50–100 bis 240–260
SVOC	Schwerflüchtige organische Verbindungen (<u>S</u> emivolatile <u>o</u> rganic <u>c</u> ompounds)	260 bis 380–400
POM	Partikuläre organische Verbindungen – oder partikelgebundene organische Verbindungen (<u>P</u> articulate <u>o</u> rganic <u>m</u> atter)	> 380

Insbesondere die Eigenschaften der VOC und SVOC bedingen sehr unterschiedliche Probe- nahme- und Analysenverfahren.

5.3 Grenz- und Richtwerte in Innenräumen

Gesetzlich festgelegte Grenzwerte:

Einen rechtlich verbindlichen Grenzwert gibt es derzeit nur für Tetrachlorethylen. Dieser Grenzwert ist in der 2. Verordnung nach dem Bundes-Immissionsschutz-Gesetz (BImSchG) festgelegt. Zusätzlich gibt es Richtlinien für die Bewertung von Pentachlorphenol (PCP) und polychlorierte Biphenyle (PCB), die in einigen Bundesländern in das Baurecht eingeführt wurden. Das Baurecht bietet somit bei bestehenden Gebäuden beim Vorliegen einer akuten Gesundheitsgefahr eine behördliche Eingriffsmöglichkeit.

Tabelle 2: Beispiele für Wertsetzungen in der Innenraumluft in µg/m³

Stoff	Wert	Bemerkungen
Tetrachlorethylen	100	Mittelwert über 7 Tage
Pentachlorphenol (PCP)	1	Eingreifwert
Polychlorierte Biphenyle (PCB)	3,0 0,3	Eingreifwert Zielwert

Toxikologisch abgeleitete Richtwerte:

Richtwerte haben keinen rechtsverbindlichen Charakter, sind aber als Entscheidungsgrundlage, z. B. für Sanierungen, allgemein anerkannt. Sie sind toxikologisch abgeleitet und wurden in einem länderübergreifenden Gremium erarbeitet. Bislang wurden erst für einige Substanzen Richtwerte festgelegt.

Die Innenraumlufthygiene-Kommission des Umweltbundesamtes definiert zwei Arten von Richtwerten:

- Der Richtwert I ist die Konzentration eines Stoffes in der Innenraumluft, bei der auch bei lebenslanger Exposition keine gesundheitlichen Beeinträchtigungen zu erwarten sind. Aus Vorsorgegründen besteht auch im Konzentrationsbereich zwischen Richtwert I und Richtwert II Handlungsbedarf. Der Richtwert I kann als Sanierungszielwert dienen. Er soll nicht „ausgeschöpft“, sondern nach Möglichkeit unterschritten werden.
- Der Richtwert II stellt die Konzentration dar, bei deren Erreichen bzw. Überschreiten unverzüglich Handlungsbedarf besteht, da diese Konzentration geeignet ist, insbesondere für empfindliche Personen bei Daueraufenthalt in den Räumen eine gesundheitliche Gefährdung darzustellen.

Tabelle 3: Beispiele für Richtwerte typischer VOC der Ad-hoc-Arbeitsgruppe der Innenraumlufthygiene-Kommission in $\mu\text{g}/\text{m}^3$

Substanzgruppe	Richtwert I	Richtwert II
Toluol	300	3000
Styrol	30	300
Dichlormethan	200	2000

5.4 Zielsetzung der Analytik organischer Schadstoffe in Innenräumen

Es gibt grundsätzlich zwei verschiedene Aufgabenstellungen:

- Überprüfung der Einhaltung eines Grenz- oder Richtwertes

Beispiel ist hierfür die Untersuchung auf Tetrachlorethylen im Umfeld von Chemischen Reinigungen oder die Überprüfung eines Sanierungserfolges.

- Ursachenermittlung von gesundheitlichen Beschwerden der Raumnutzer

Beispielhaft soll ein Fall von Beschwerden in einer Schule dargestellt werden.

Die zweite Aufgabenstellung wird in der Praxis wesentlich häufiger nachgefragt.

Exemplarisch soll der folgende Fall einer Schule angeführt werden. In einigen Unterrichtsräumen waren vor kurzem Pinnwände aufgehängt worden. Schüler und Lehrer klagten nach einiger Zeit über Schleimhautreizungen und Kopfschmerzen.

Daraufhin wurden in jeweils einem Raum mit und ohne Pinnwand eine Luftprobe sowie eine Materialprobe der Pinnwand genommen. Das Material wurde im Labor auf 50 °C erhitzt und die dabei entweichenden flüchtigen Substanzen untersucht.

Die höchsten Werte wurden für Hexanal (5,9 µg/m³) und Toluol (63 µg/m³) ermittelt. Beide Stoffe stehen offenbar in Zusammenhang mit der Anbringung der Pinnwand. Hexanal wird aus dem Material der Pinnwand freigesetzt, Toluol stammt aus dem für die Befestigung der Pinnwand verwendeten Kleber.

Obwohl der Richtwert I von Toluol von 300 µg/m³ hier deutlich unterschritten wird, ist das Ergebnis mit Vorsicht zu bewerten. Bei natürlich belüfteten Räumen soll zur Überprüfung eines Richtwertes mindestens acht Stunden vor Beginn der Probenahme eine 15-minütige intensive Lüftung stattfinden und dann sollen die Fenster geschlossen gehalten werden. Trotz dieses Hinweises von Seiten des LfU wurde eine Stunde vor der im Frühjahr durchgeführten Probenahme für längere Zeit (1 Stunde) gelüftet. Die tatsächliche Toluolkonzentration dürfte daher bei den üblichen Nutzungsbedingungen, vor allem im Winter, höher liegen.

Tabelle 4: Ergebnisse bei Raumluftmessungen in zwei Gemeinschaftsräumen in der Schule in $\mu\text{g}/\text{m}^3$

Substanz	Raum 23, 2.Stock, mit Pinnwand	Raum 19, EG, ohne Pinnwand	Ausgasungsrate Pinnwand ($\mu\text{g}/\text{g}\cdot\text{h}$)
Cyclohexan	1,3	0,2	<0,02
n-Octan	<0,1	<0,1	<0,02
Benzol	0,5	0,4	<0,02
α -Pinen	1,1	0,3	<0,02
Tetrachlorethylen	<0,1	<0,1	<0,02
Toluol	63	3,1	<0,02
Butylacetat	1,1	<0,2	<0,02
Hexanal	5,9	1,4	9,1
Ethylbenzol	0,3	<0,2	<0,02
p-Xylol	0,7	<0,2	<0,02
m-Xylol	1,2	0,3	<0,02
3-Caren	<0,1	<0,1	<0,02
1-Butanol	<0,1	<0,1	<0,02
n-Dodecan	1,5	<0,1	<0,02
o-Xylol	0,8	<0,2	<0,02
Limonen	1,9	0,4	<0,02
Styrol	<0,2	<0,2	<0,02
1,2,4-Trimethylbenzol	<0,2	<0,2	<0,02
2-Butoxyethanol	1,7	1,8	<0,02
2-Ethyl-1-hexanol	1,4	0,8	<0,02
Naphthalin	<0,2	<0,2	<0,02
2-(2-Butoxyethylacetat)	<0,1	<0,1	<0,02
Phenol	0,8	<0,4	<0,02
2-Phenoxyethanol	4,3	2,9	<0,02
Dimethylphthalat	<0,2	0,6	<0,02

5.5 Probenahmeverfahren für leichtflüchtige Verbindungen (VOC)

Die Art der Probenahme ist abhängig von den jeweiligen äußeren Bedingungen. Einige typische Emissionscharakteristika sind in der Abbildung 1 zusammengestellt. Ist die Wahrscheinlichkeit sehr groß, dass die VOC-Emission von ständig anwesenden Materialien (Baustoffen, Möbeln) ausgeht und, vom Lüften abgesehen, keinen großen Schwankungen unterliegt, ist die aktive Kurzzeitprobenahme für ca. 60 Minuten die Methode der Wahl. Bei der aktiven Probenahme wird Luft mittels einer Pumpe durch mit Adsorbentien gefüllte Röhrchen, Kartuschen oder Waschflaschen gesaugt (Saugraten von 0,2 – 0,5 l/min). In der Abbildung 2 sind einige Probenahmepumpen zu sehen.

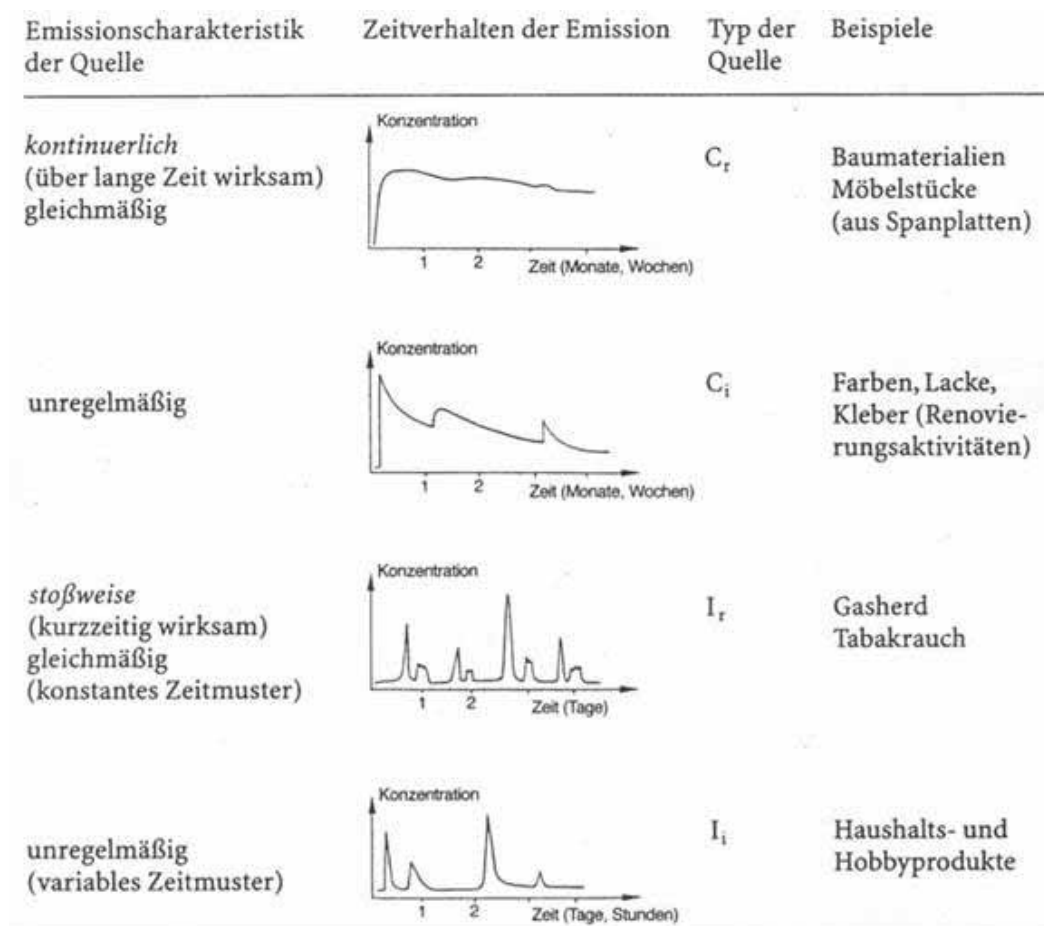


Abbildung 1: Emissionscharakteristik und zeitliche Konzentrationsverläufe für flüchtige organische Substanzen in Innenräumen (nach Seifert & Ulrich 1987)



Abbildung 2: Aktive Probenahmesysteme für flüchtige organische Substanzen

Ist dagegen die Möglichkeit von stoßweise emittierenden VOC-Quellen (benachbarte Industriebetriebe, Straßenverkehr) gegeben oder sind es Tages- bzw. Wochenmittelwerte, kann die passive Langzeitprobenahme (mehrere Tage bis zu einer Woche) angewendet werden. Hierbei diffundiert die zu beprobende Luft auf das Adsorbens.

Die Messstrategien für die einzelnen Aufgabenstellungen sind in der VDI-Richtlinie 4300 Blatt 1 und 6 detailliert beschrieben.

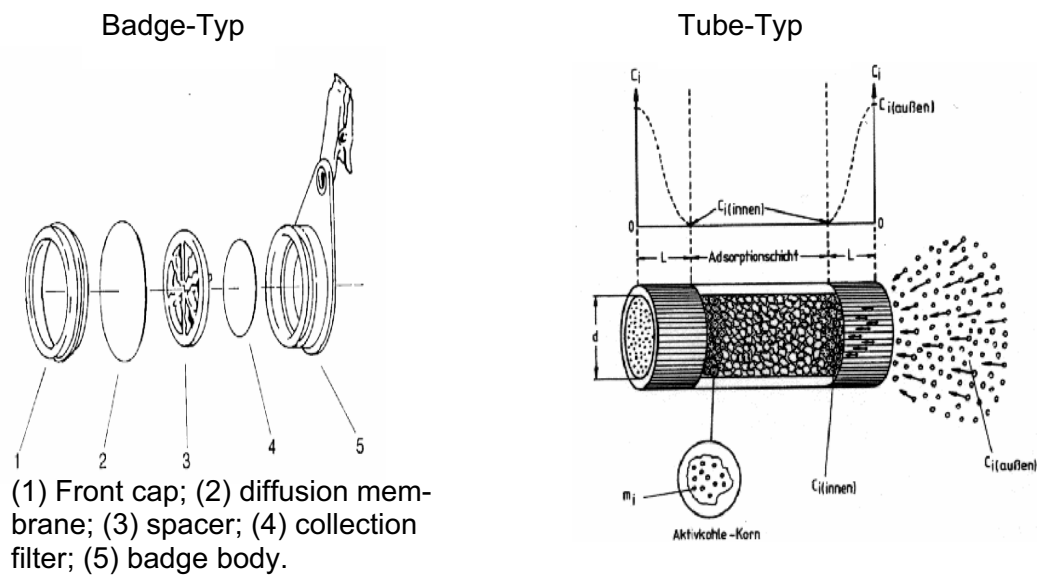


Abbildung 3: Typen unterschiedlicher Probenahmesysteme

Tabelle 5: Gegenüberstellung aktiver und passiver Probenahmemethoden

Aktive Methoden	Passive Methoden
aufwendigere Handhabung	leichte Handhabung
kostenintensiver	kostengünstig
Tagesgang	saisonale Schwankungen
Punktmessungen	flächendeckendes Monitoring
Belastungsspitzen	Mittelwert
Genauigkeit	Repräsentanz
Immissionsereignis	Ortsüblichkeit
zeitliche Zuordnung	räumliche Verteilung
registrierend	integrierend

Die oben genannten Unterschiede sollen an einem praktischen Beispiel verdeutlicht werden: Bei einem Untersuchungsauftrag ging es um den Tetrachlorethylen-Eintrag in Wohnräume durch einen benachbarten Betrieb für chemische Reinigung. Es wurden sowohl an der Grundstücksgrenze des Privatanwesens zum Reinigungsbetrieb als auch in den Innenräumen Passivsammler (Tube-Typ Orsa) für eine Woche unter begleitender Aufzeichnung der meteorologischen Gegebenheiten exponiert. Zu Beginn der Exposition, als die Firma von der Anwesenheit der Probenahmegeräte noch nichts wusste und die Fenster ihrer Betriebsgebäude offen stehen ließ, fand zusätzlich noch eine aktive Beprobung mit Tenax als Adsorbens statt.

Die Ergebnisse der Untersuchung sind in der folgenden Tabelle zusammengestellt.

Tabelle 6: Passivprobenahme in der Zeit vom 23. Juli bis 30. Juli in $\mu\text{g}/\text{m}^3$ Tetrachlorethylen

Proben-Nr.	Probe 1 Wohnzimmer	Probe 2 Überdachte Veranda	Probe 3 am Zaun zum Anwesen
Probe A	5,8	10	17
Probe B	6,5	11	19
Mittelwert	6,2	11	18

Darüber hinaus erfolgte eine Aktivprobenahme mittels Tenax-Adsorberröhrchen (Kurzzeitprobenahme).

Tabelle 7: Aktivprobenahme am 23. Juli (je 15 Liter Luft über 75 Minuten)

	Wohnzimmer	Überdachte Veranda
Tetrachlorethylen ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	40*	ca. 80 – 100**

*: Der Aufenthaltsraum wurde am 22. Juli gegen Abend gelüftet und dann bis zur Probenahme geschlossen gehalten.

** : Tenax-Adsorberröhrchen war überladen. Signalfläche lag außerhalb des Kalibrierbereiches (halbquantitative Extrapolation mit erhöhtem Fehler).

Um sicherzugehen, dass es sich bei diesen Einträgen nicht um Immissionen aus dem Gartenboden des Privatanwesens handelte, wurde eine Erdprobe derselben Untersuchung wie das Pinnwandmaterial unter Punkt 5.4 unterzogen. Die Ausgasungsrate betrug $<0,3 \mu\text{g}/\text{m}^2\cdot\text{h}$; der Boden war damit nicht Ursache der Immissionen.

5.6 Wahl der Adsorbentien

Die Wahl des Adsorbens ist abhängig vom Siedepunkt der zu untersuchenden Substanzen und von der Art der anschließenden Desorption. Je niedriger der Siedepunkt ist, umso größer sollte die spezifische Oberfläche des Adsorbens sein.

Für Innenraumluftuntersuchungen hat sich Tenax mit anschließender Thermodesorption bewährt. Sollen die adsorbierten Substanzen mit Lösungsmitteln desorbiert werden, ist Aktivkohle das gebräuchlichste Material.

Tabelle 8: Auswahl wichtiger Adsorbentien für Probenahmen in Innenräumen

Anorganische Materialien	Kohlenstoffadsorbentien	Organische Polymere
	für sehr flüchtige VOC	Tenax (VOC + SVOC)
Silica	Aktivkohle	Polystyroldivinylbenzol Copolymere (VOC)
Aluminiumoxid	Kohlenstoffmolekularsiebe	
Zeolithe	graphierte Ruße	

Bei der Lösungsmitteldesorption (siehe Abbildung 4) ist zu beachten, dass es beim Kontakt zwischen Aktivkohle und Schwefelkohlenstoff unter Aufschäumen zu einer exothermen Reaktion kommt, die zu einem Verlust von leicht flüchtigen Substanzen führen kann.

Um diesen Verlust rechnerisch zu kompensieren, wird dem Elutionsmittel vor der Reaktion eine definierte Menge einer natürlicherweise nicht vorkommenden Verbindung wie 1-Chlorhexan oder mit Deuterium markiertes Toluol als sogenannter interner Standard zugesetzt.

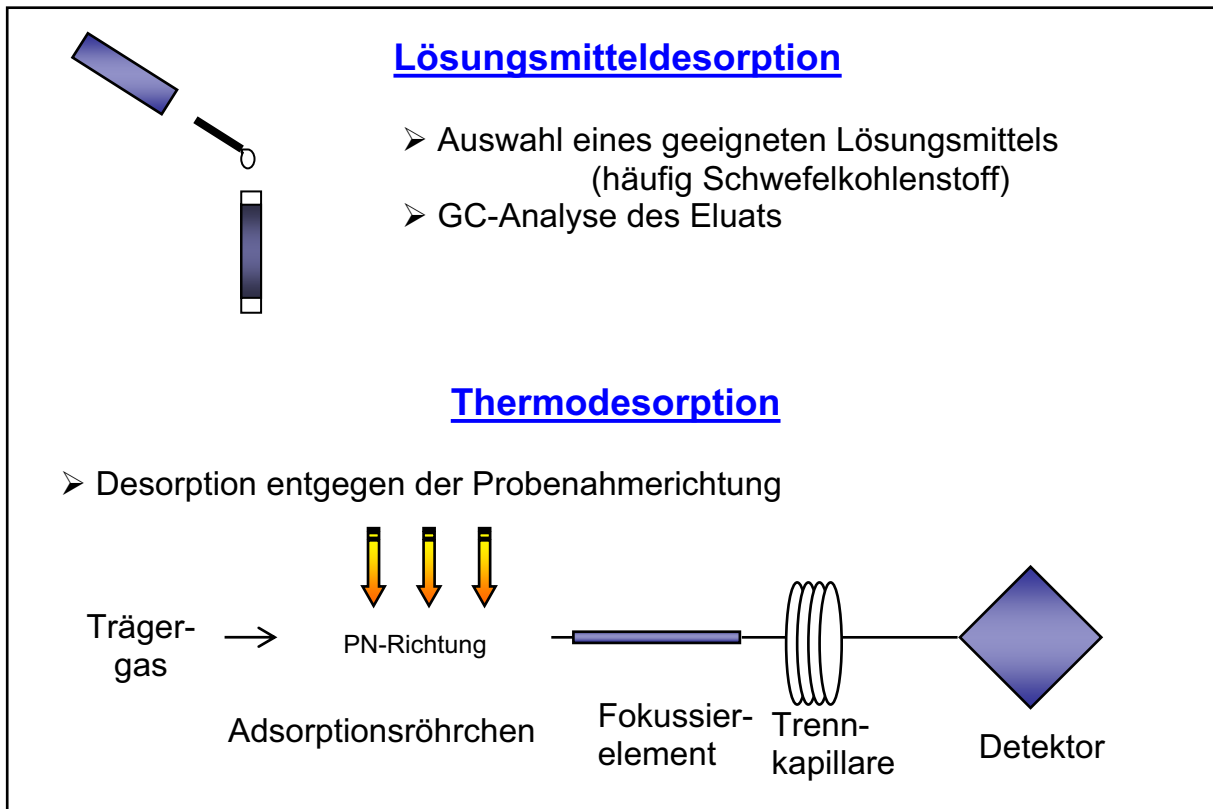


Abbildung 4: Schema der Lösungsmitteldesorption

Hinweis: Bei dem Fokussierelement handelt es sich um eine mit einer Peltier-Kühlung (bis ca. -30 °C) oder mit flüssigem Stickstoff (bis -180 °C) gekühlte Vorrichtung.

Hinweis: Bei Adsorbentien kann es bei längerer Lagerung zur Artefaktbildung kommen (bei Tenax z. B. Aldehyde). Zur Entfernung dieser Blindwerte sind Tenax-Röhrchen daher kurz vor dem Einsatz 16 Stunden im Heliumstrom auf mindestens 280 °C und höchstens 330 °C zu erhitzen.

Gemäß VDI-Richtlinie 4300 Blatt 6 sind insgesamt 68 Substanzen zu bestimmen. Darüber hinaus sind weitere Substanzen zu identifizieren, wenn die Signale zu den zehn intensivsten des Chromatogramms gehören.

Tabelle 9: Anforderungen an Adsorbentien für die Thermodesorption

	vollständige Anreicherung der interessierenden Spurenkomponenten
⇒	Spezifische Oberfläche, Porenstruktur, Spez. Durchbruchsvolumina
	vollständige Desorption der angereicherten Komponenten ohne Zersetzung
	geringe Affinität zu Matrixbestandteilen und Störkomponenten (Wasser)
	Lagerung der belegten Adsorptionsröhrchen ohne Probeverluste und Artefactbildung
⇒	Blankanalysen, Wiederfindungsexperimente
	inerte, hochreine Oberfläche
⇒	Elementanalyse
	mechanische und thermische Stabilität
	reproduzierbare Eigenschaften bei wiederholter Benutzung

5.7 Probenahme für schwer flüchtige Verbindungen (SVOC)

Für die Messung von polyzyklischen aromatischen Kohlenwasserstoffen (PAK), Holzschutzmitteln (Pentachlorphenol PCP, Lindan γ -HCH), polychlorierten Biphenylen (PCB) und Dioxinen/Furanen sind Adsorptionsröhrchen mit ihren Saugraten von 0,2 – 0,5 l/min in der Regel nicht geeignet.

Da diese Substanzen einen sehr niedrigen Dampfdruck besitzen und auch an der Oberfläche von Staub adsorbiert sind, hat die Probenahme Schwebstaub und Luft zu erfassen. Dazu wird die Luft durch einen Filter gesaugt, hinter dem sich als zusätzliches Adsorptionsmittel Polyurethan-Schaum befindet. Gearbeitet wird mit Saugraten von 2 – 3 m³/h (PAK, PCB, PCP/Lindan) und bis zu 60 m³/h für Dioxine/Furane.

Qualitätssicherung: Auch hier wird mit internen Standards in Form von isopenmarkierten Verbindungen gearbeitet, die vor der Probenahme auf den Polyurethan-Schaum aufgebracht werden. Die Dauer der Probenahme liegt meist bei zwei bis vier Stunden.

Ein typisches Gerät zur Staubsammlung bzw. ein Sammelkopf ist in den Abbildungen 4 und 5 dargestellt.

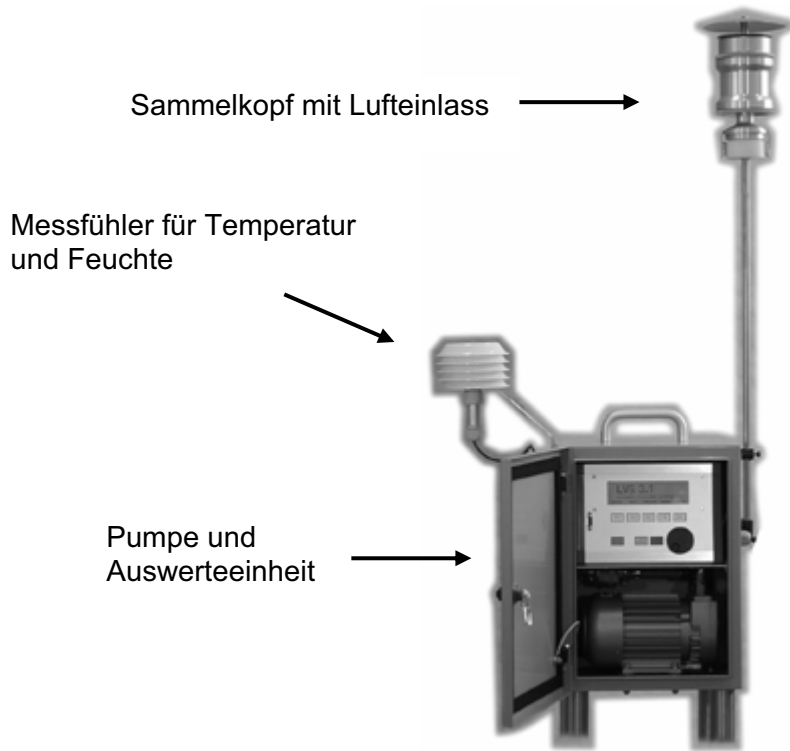


Abbildung 5: Gerät zum Sammeln von Staub aus der Luft

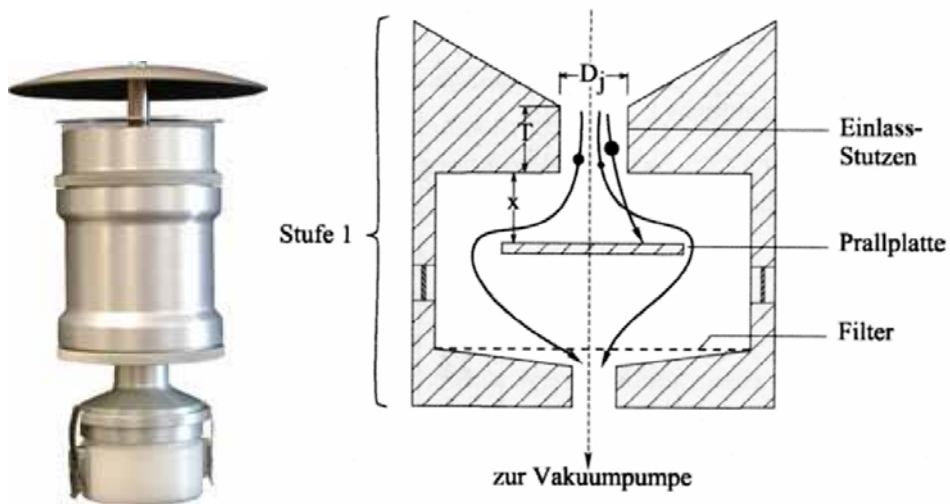


Abbildung 6: Typischer Staubsammler (z. B. für PM_{10}) und Schema der Staubabscheidung in einem Sammler

5.8 Zusammenfassung

Organische Luftschadstoffe in Innenräumen sind aufgrund der Vielzahl von möglichen Quellen und Stoffen eine Herausforderung für die Analytik. Die rasche Entwicklung neuer Produkte führt zu einer laufenden Veränderung der Emissionsmuster von leicht flüchtigen Verbindungen und zwingt die Analytik zu einer hohen Flexibilität.

Bei Raumlufthuntersuchungen kommt der Probenahmestrategie entscheidende Bedeutung zu. Sie ist abhängig vom Untersuchungsziel, den vermuteten Quellen und Substanzen sowie von der Art der Raumnutzung. Für leicht flüchtige Substanzen und z. T. auch für schwer flüchtige sind systematische Messstrategien etabliert.

Messungen von organischen Luftschadstoffen in Innenräumen ermöglichen den Nachweis erhöhter Gehalte in der Raumlufth und die Identifizierung der Quellen für diese erhöhten Konzentrationen. Dadurch kann die Analytik den Raumnutzern Wege zur Minderung der Exposition aufzeigen. Vor allem sind Messungen geeignet, Sanierungserfolge zu überprüfen.

Bei sehr schwer flüchtigen Stoffen (z. B. Permethrin) ist eine Ermittlung der Raumlufthkonzentration und damit der Expositions-dosis kaum möglich. Eine Möglichkeit der Quellensuche besteht hier in der Analyse des Hausstaubes. Die Analytik kann je nach gesuchtem Schadstoff sehr umfangreich sein; bei der Analytik sind mögliche Querkontaminationen zu berücksichtigen.

Ein grundlegendes Problem ist die Bewertung der Messergebnisse hinsichtlich ihrer gesundheitlichen Relevanz. Das liegt zum einen an den offensichtlich großen Unterschieden in der individuellen Empfindlichkeit gegenüber bestimmten Schadstoffen. Zum anderen gibt es bisher keine befriedigenden Ansätze, die in der Raumlufth auftretenden komplexen Stoffgemische zu bewerten.

5.9 Literaturzusammenstellung

VDI 3484, Blatt 1: Messen von gasförmigen Immissionen. Messen von Innenraumlufthverunreinigungen, Messen von Prüfgasen. Bestimmung der Formaldehydkonzentration nach dem Sulfit-Pararosanilin-Verfahren. Berlin, Beuth Verlag, November 2001.

VDI 3484, Blatt 2: Messen von gasförmigen Immissionen. Messen von Innenraumlufthverunreinigungen, Messen von Prüfgasen. Bestimmung der Formaldehydkonzentration nach der Acetylaceton-Methode. Berlin, Beuth Verlag, November 2001.

- VDI 3498, Blatt 1 (draft): Messen von Immissionen – Messen von Innenraumluft – Messen von Polychlorierten Dibenzo-p-dioxinen und Dibenzofuranen; Verfahren mit großem Filter. Berlin, Beuth Verlag, Oktober 1999.
- VDI 3498, Blatt 2 (draft): Messen von Immissionen. Messen von Innenraumluft. Messen von polychlorierten Dibenzo-p-dioxinen und Dibenzofuranen. Verfahren mit kleinem Filter. Berlin, Beuth Verlag, Juli 2000.
- VDI 3864, Blatt 1: Messen gasförmiger Immissionen. Messen von Innenraumluftverunreinigungen. Gaschromatografische Bestimmung von leichtflüchtigen halogenierten Kohlenwasserstoffen – Probenahme durch Adsorption an Aktivkohle – Desorption mit Lösemitteln. Berlin, Beuth Verlag, März 2000.
- VDI 3864, Blatt 2: Messen gasförmiger Immissionen. Messen von Innenraumluftverunreinigungen. Gaschromatografische Bestimmung von leichtflüchtigen halogenierten Kohlenwasserstoffen – Probenahme durch Adsorption, Thermische Desorption. Berlin, Beuth Verlag, Juni 2001.
- VDI 4220: Qualitätssicherung. Anforderungen an Emissions- und Immissionsprüfstellen für die Ermittlung luftverunreinigender Stoffe. Berlin, Beuth Verlag, September 1999.
- VDI 4300, Blatt 1: Messen von Innenraumluftverunreinigungen – Allgemeine Aspekte der Meßstrategie. Berlin, Beuth Verlag, Dezember 1995.
- VDI 4300, Blatt 2: Messen von Innenraumluftverunreinigungen. Meßstrategie für polycyclische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAH), polychlorierte Dibenzo-p-dioxine (PCDD), polychlorierte Dibenzofurane (PCDF) und polychlorierte Biphenyle (PCB). Berlin, Beuth Verlag, Dezember 1997.
- VDI 4300, Blatt 3: Messen von Innenraumluftverunreinigungen. Meßstrategie für Formaldehyd. Berlin, Beuth Verlag, Dezember 1997.
- VDI 4300, Blatt 4: Messen von Innenraumluftverunreinigungen – Meßstrategie für Pentachlorphenol (PCP) und -Hexachlorcyclohexan (Lindan) in der Innenraumluft. Berlin, Beuth Verlag, August 1997.
- VDI 4300, Blatt 5: Messen von Innenraumluftverunreinigungen – Messstrategie für Stickstoffdioxid (NO₂). Berlin, Beuth Verlag, Juni 2000.
- VDI 4300, Blatt 6: Messen von Innenraumluftverunreinigungen, Messtrategie für flüchtige organische Verbindungen (VOC). Berlin, Beuth Verlag, Dezember 2000.

VDI 4300, Blatt 7: Messen von Innenraumluchtverunreinigungen – Bestimmung der Luftwechselzahl in Innenräumen. Berlin, Beuth Verlag, Juli 2001.

VDI 4300 Blatt 8: Messen von Innenraumluchtverunreinigungen – Probenahme von Hausstaub. Berlin, Beuth Verlag, Juni 2001.

VDI 4301 Blatt 1: Messen von Innenraumluchtverunreinigungen – Messen der Stickstoffdioxidkonzentration – Manuelles Photometrisches Verfahren (Saltzman). Berlin, Beuth Verlag, Dezember 1997.

VDI 4301, Blatt 2: Messen von Innenraumluchtverunreinigungen – Messen von Pentachlorphenol (PCP) und Hexachlorcyclohexan (Lindan) – GC/MS-Verfahren. Berlin, Beuth Verlag, Juni 2000.

VDI 4301, Blatt 3 (Entwurf): Messen von Innenraumluchtverunreinigungen – Messen von Pentachlorphenol (PCP) und -Hexachlorcyclohexan (Lindan) – GC/ECD-Verfahren. Berlin, Beuth Verlag, Juli 2001.

DIN ISO 12884: Luftbeschaffenheit. Bestimmung von gasförmigen und partikelgebundenen polycyclischen aromatischen Kohlenwasserstoffen in der Außenluft. Probenahme auf Filtern mit nachgeschalteten Sorbenzien und anschließender gaschromatographischer / massenspektrometrischer Analyse. Berlin, Beuth Verlag, Dezember 2000.

DIN ISO 16000-1: Messen von Innenraumluchtverunreinigungen – Teil 1: Allgemeine Aspekte der Messstrategie. Berlin, Beuth Verlag, November 2000.

DIN ISO 16000-2 (Entwurf): Innenraumluchtverunreinigungen – Teil 2: Messstrategie für Formaldehyd. Berlin, Beuth Verlag, November 2000.

DIN ISO 16000-3 (Entwurf): Innenraumluchtverunreinigungen – Teil 3: Messen von Formaldehyd und anderen Carbonylverbindungen; Probenahme mit einer Pumpe (ISO/DIS 16000-3). Berlin, Beuth Verlag, November 1999.

DIN ISO 16000-4 (Entwurf): Innenraumluchtverunreinigungen – Teil 4: Bestimmung von Formaldehyd; Probenahme mit Passivsammlern (ISO/DIS 16000-4:1999). Berlin, Beuth Verlag, Dezember 1999.

DIN ISO 16000-6 (Entwurf): Innenraumluchtverunreinigungen – Teil 6: Bestimmung von VOC in der Innenraumluft und in Prüfkammern, Probenahme auf TENAX TA, thermische Desorption und Gaschromatographie/MSD bzw. FID. Berlin, Beuth Verlag, November 2000.

DIN EN 16017-2 (Entwurf): Außenluft, Innenraumluft und Luft am Arbeitsplatz – Probenahme und Analyse flüchtiger organischer Verbindungen durch Sorptionsröhrchen/thermische Desorption/Kapillar-Gaschromatographie – Teil 2: Probenahme mit Passivsammlern (ISO/DIS 16017-2:1999). Berlin, Beuth Verlag, Oktober 1999.

DIN 33881-1: Messen mit Prüfröhrchen; Einteilung. Berlin, Beuth Verlag, Mai 1985.

DIN 33881-2: Messen mit Prüfröhrchen; Begriffe. Berlin, Beuth Verlag, Juli 1987.

6 Innenraumluftqualität in Berliner Schulen – Feinstaub und adsorbierte Substanzen

Thomas Lahrz

(Ergebnisse von Untersuchungen im Auftrag des Landesamtes für Arbeitsschutz, Gesundheitsschutz und technische Sicherheit Berlin, Fachgruppe Umweltbezogener Gesundheitsschutz/Infektionsschutz)

6.1 Einleitung

Die gesundheitliche Relevanz und Bedeutung von Luftschadstoffen in Innenräumen hat in den letzten Jahren deutlich zugenommen. Angeregt durch die „Konzeption der Bundesregierung zur Verbesserung der Luftqualität in Innenräumen“ aus dem Jahre 1992 [*Bundesregierung 1992*] sowie dem Aktionsprogramm „Umwelt und Gesundheit“ des Bundesministeriums für Gesundheit und des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit aus dem Jahre 1999 [*BMG/BMU 1999*] wurden in Berlin in den vergangenen Jahren Studien zur Luftbelastung in öffentlichen und privaten Innenräumen durchgeführt, die insbesondere neben den bekannten Quellen (Innenausstattung, Anstrichmittel, Kleber etc.) schwerpunktmäßig unter dem Augenmerk der Auswirkungen des KFZ-Verkehrs (besonders Dieselfahrzeuge) auf die Innenraumluftqualität standen [*Fromme et al. 2001*].

Vor dem Hintergrund der besonderen Schutzbedürftigkeit von Kindern vor umweltbedingten Gesundheitsbeeinträchtigungen wurde erstmalig vom Herbst 2000 bis zum Frühjahr 2001 ein Untersuchungsprogramm zur Erfassung der Belastungssituation durch gesundheitlich problematische Luftschadstoffe in typischen Kindertagesstätten im Berliner Stadtgebiet durchgeführt [*Fromme et al. 2002*]. In konsequenter Fortsetzung und Ergänzung zum vorhandenen Kenntnisstand wurden daraufhin 2002/2003 Schulen als weitere und kinderbezogen besonders interessierende öffentliche Einrichtungen untersucht [*Lahrz et al. 2003*]. Dies geschah nicht zuletzt auch unter dem Eindruck einer sich verschlechternden Reinigungssituation an den Schulen einerseits und der wachsenden kritischen Diskussion hinsichtlich der gesundheitlichen Bedeutung des Feinstaubes in der Atemluft.

Die Auswahl der untersuchten Stoffe geschah im Wesentlichen vor dem Hintergrund, dass für manche Substanzen nur wenige Expositionsdaten in Innenräumen vorlagen und sie aufgrund ihrer toxikologischen Eigenschaften gesundheitlich/umweltmedizinisch von Bedeutung sind.

Es wurde bei der Messstrategie darauf Wert gelegt, dass die Messungen und Probenahmen unter realistischen Unterrichts- und Umgebungsbedingungen erfolgen. Voraussetzung für die Auswahl der Räume war ein Mindestunterrichtsbetrieb von vier bis fünf Schulstunden. Die Lage der Räume war prinzipiell dem Straßenverkehr zugewandt. Unterricht und Lüftung sollten wie im üblichen Schulalltag durchgeführt werden.

Abweichend vom Untersuchungsprogramm in Kitas wurden in Ergänzung des Spektrums der flüchtigen Verbindungen (VOC) zusätzlich Carbonylverbindungen (Aldehyde, Aceton) ins Programm mit aufgenommen, während auf eine Fortsetzung der Bestimmung von Moschusduftstoffen und Phthalaten verzichtet wurde.

Das Spektrum der untersuchten Parameter umfasste:

- Temperatur
- Relative Luftfeuchte
- Kohlendioxid
- Kohlenmonoxid
- Elementarer Kohlenstoff (Dieselruß)
- Organischer Kohlenstoff
- Gesamtkohlenstoff
- Feinstaub (alveolengängige Fraktion nach Johannesburger Konvention)
- Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAH), 12 Stoffe incl. Benzo(a)pyren
- Flüchtige organische Verbindungen (VOC, Volatile organic compounds, ca. 85 Einzelsubstanzen)
- TVOC (Total volatile organic compounds (Summe der identifizierten und nicht identifizierten flüchtigen organischen Verbindungen))
- Carbonylverbindungen (Aldehyde, Aceton etc., 14 Verbindungen)

6.2 Kurze Beschreibung der partikulären bzw. partikelgebundenen Schadstoffe

6.2.1 Elementarer Kohlenstoff (EC, Dieselruß)

Erstmals 1955 wurde die kanzerogene Potenz von Abgasextrakten aus Dieselmotoren auf der Mäusehaut beschrieben. Wegen der sehr geringen Mengen an PAH bzw. deren Leitsubstanz Benzo(a)pyren, die um den Faktor 1000 kleiner waren als in Hausbrand- bzw. Koke-reiissionen, wurde ein durch Dieselmotorabgase bedingtes Krebsrisiko für den Menschen lange Zeit als sehr gering eingeschätzt. In zahlreichen Tierversuchen konnte jedoch seit Mitte der achtziger Jahre von unterschiedlichen Arbeitsgruppen eine statistisch signifikante

Erhöhung der Lungentumorrate bei Ratten nachgewiesen werden. Diese Ergebnisse sind sowohl in Langzeitstudien, bei denen eine unmittelbare Vergleichbarkeit der Exposition mit derjenigen des Menschen nicht gegeben ist, als auch in solchen, bei denen die Exposition des Menschen zum Tierexperiment vergleichbar war, erhoben worden (Zusammenfassung in [WHO 1996]).

Da die partikelfreie Gasphase von Dieselabgasen in Inhalationsversuchen an Ratten [Heinrich et al. 1986] nicht zu einer erhöhten Inzidenz von Lungentumoren führte, konnte gefolgert werden, dass den Partikeln in jedem Fall ein eigenständiger proliferativer Effekt zukommt.

Epidemiologische Studien an dieselexponierten Arbeitern (Lastwagenfahrern, Bahnarbeitern, Gabelstaplerfahrern) zeigten bei der Mehrzahl der Studien erhöhte Risikodaten als Hinweis auf eine Assoziation von Dieselmotorabgasen und Lungentumorrate. Auch in drei Metaanalysen [Bhatia et al. 1997; Lipsett & Campelman 1999; Nold & Bochmann 1999], in denen die epidemiologischen Ergebnisse zum Gesundheitsrisiko von Dieselruß evaluiert und nochmals ausgewertet wurden, wird für die Mehrzahl der Untersuchungen ein positiver Zusammenhang zwischen Dieselrußexposition und Krebsinzidenz bestätigt.

Nach Bewertung der vorliegenden Untersuchungsergebnisse durch die Senatskommission zur Prüfung gesundheitsschädlicher Arbeitsstoffe bei der Deutschen Forschungsgemeinschaft wurde Dieselruß 1987 in Abschnitt III Gruppe A2 (Stoffe, die im Tierversuch bei einer dem Menschen am Arbeitsplatz vergleichbaren Exposition Krebs erzeugen) der MAK-Werteliste aufgenommen.

Der aus unvollständigen Verbrennungsprozessen stammende Ruß hat einen Anteil von ca. 10 bis 30 % der gesamten Aerosolmasse, überwiegend bestehend aus feinen und ultrafeinen Partikeln (ca. 0,005 bis 1 µm). Der Kraftfahrzeugverkehr gilt dabei als eine Hauptquelle der Luftverunreinigung in den Städten.

Als eigentliche Wirkkomponente der Dieselrußpartikel wird der Kohlenstoffkern angesehen, der als elementarer Kohlenstoff (EC) vorliegt und ca. 80 % der Partikelmasse ausmacht. Der EC-Anteil im „Feinstaub“ bewegt sich üblicherweise in einem Bereich von 5 bis 20 %.

Aufgrund inhalationstoxischer Untersuchungen wird Dieselruß von den verkehrsbezogenen Schadstoffen als eine der wichtigsten kanzerogenen Substanzen angesehen.

6.2.2 Polyzyklische Aromatische Kohlenwasserstoffe (PAH)

Bei allen unvollständigen Verbrennungsprozessen unter Sauerstoffmangelbedingungen, also auch bei der Pyrolyse organischer Materialien, entstehen PAH. Als wesentliche Emittenten

gelten Groß- und Kleinfeuerungsanlagen, Kokereien, Stahl- und Aluminiumproduzenten, die erdölverarbeitende sowie die teer- und holzschutzmittelverarbeitende Industrie, der Kraftfahrzeugverkehr (ohne geregelten Katalysator) sowie auch Feldabbrand und andere offene Feuer. Folglich sind PAH in Kraftfahrzeugabgas, Flugasche, gebrauchtem Schmieröl, Bitumen, Teer, Ruß, Räucherrauch und in Zigarettenrauch enthalten. In der Natur entstehen PAH im Wesentlichen bei der Inkohlung von Biomasse, die zu fossilen Brennstoffen führt, sowie bei Waldbränden.

Die einzelnen PAH sind in der Regel wasserunlösliche, wenig flüchtige und lipophile Stoffe. Viele der bei der Verbrennung entstehenden PAH werden in der Luft an Partikel kleiner 10 µm gebunden. Ein bestimmter Teil niedrig siedender PAH liegt auch gasförmig vor. Höher siedende PAH, die einen geringen Dampfdruck besitzen, werden dabei stärker partikulär adsorbiert als die niedriger siedenden mit nur 3 – 4 kondensierten Ringen. Da sich zwischen Partikelphase und Gasphase ein Gleichgewicht ausbildet, nimmt der gasförmige Anteil bei steigender Umgebungstemperatur zu. Die luftbürtigen PAH werden seit ca. 30 Jahren untersucht. Die Kenntnis ihrer chemischen Stabilität beruht auf Studien in Modellsystemen. Die neueren Arbeiten weisen darauf hin, dass die meisten in der Atmosphäre nur Lebenszeiten von Tagen haben. Aus den Ergebnissen verschiedener Untersuchungen wurde geschlossen, dass letztlich 20 PAH immer wieder gefunden werden, die stabil genug sind, in der Umwelt zu persistieren.

Betrachtet man die 16 PAH, die zur Prioritätenliste der amerikanischen Umweltschutzbehörde (U.S. EPA) gehören, besteht zwischen den Eigenschaften der Einzelsubstanzen und ihrer chemischen Struktur eine enge Beziehung. Mit steigender Ringzahl verringert sich ihre Wasserlöslichkeit und ihre Flüchtigkeit, ihre Lipophilie nimmt dagegen zu. So kann auch die Anordnung der Benzolringe im Molekül Hinweise auf die relative Stabilität der Verbindung und damit auf ihre Persistenz in der Umwelt geben. Die geringste Stabilität weisen PAH auf, deren Ringe linear konfiguriert sind (z. B. Anthracen). Die stabilsten PAH dieser Reihe sind Phenanthren und Chrysen, deren Ringe angulär (getrept) angeordnet sind.

Sämtliche als Krebs erzeugend bekannten PAH sind eigentlich „Pro-Kanzerogene“, d. h. sie erhalten ihre kanzerogenen Eigenschaften erst durch bestimmte Stoffwechselprozesse im Organismus. Die verschiedenen Stoffwechselprozesse führen beim Benzo(a)pyren (BaP) über sogenannte Diol-Epoxide unter anderem zur Bildung des BaP-7,8-diol-9,10-epoxids, das als ultimaler kanzerogener BaP-Metabolit angesehen wird.

Nach Inhalation werden PAH innerhalb weniger Stunden eliminiert bzw. größtenteils in der Lunge metabolisiert. Durch Adsorptionsvorgänge an Rußpartikel kann sich die Verweilzeit in

der Lunge (und damit die Verfügbarkeit zur Metabolisierung) jedoch erheblich verlängern. Nur in geringen Mengen können inhalativ aufgenommene PAH andere Gewebe erreichen. Dagegen werden oral aufgenommene PAH schnell im Körper verteilt. Sie werden deshalb, neben der hepatischen Metabolisierung, zum Teil erst in den Geweben, in denen sie nach der Verteilung zurückgehalten werden, verstoffwechselt und können dort relativ hohe Konzentrationen, auch von (kanzerogenen) Metaboliten, bilden.

Im Rahmen der chronischen Toxizität stehen die kanzerogenen Wirkungen dieser Substanzgruppe eindeutig im Vordergrund. Schon im 18. Jahrhundert beschrieb der englische Arzt Percivall Pott den Skrotalkrebs bei Schornsteinfegern und führte ihn auf deren Rußexposition zurück. Seither sind eine Vielzahl experimenteller und epidemiologischer Untersuchungen sowohl mit Einzelsubstanzen als auch mit komplexen PAH-haltigen Gemischen (z. B. Pyrolyseprodukten) durchgeführt worden, die ein z. T. starkes Krebs erzeugendes Potential belegen konnten.

Benzo(a)pyren wurde durch die IARC in Gruppe 2A als wahrscheinlich Krebs erzeugend beim Menschen eingestuft.

6.2.3 Feinstaub

Die größten Beiträge zur Emission von Partikeln in der Außenluft leisten der Straßenverkehr, Kraft- und Heizwerke sowie Industrieprozesse.

In Berlin werden etwa 50 % der urbanen Hintergrundkonzentration durch Ferntransport hervorgerufen. An verkehrsnahen Messstellen wird gegenüber dem städtischen Hintergrund eine um bis zu 40 % höhere Konzentration beobachtet. Der verkehrsbedingte Beitrag besteht dabei etwa zur Hälfte aus Motoremissionen und Reifenabrieb, die andere Hälfte ist überwiegend durch Aufwirbelungen bedingt.

Ausgangspunkt für die Ableitung neuer EU-Grenzwerte war die Bewertung der WHO, dass auch bei den heute vorliegenden „Feinstaub“-Konzentrationen noch Wirkungen auftreten und die Expositions-Wirkungs-Beziehung weitgehend linear ist, ohne dass eine Wirkungsschwelle zu erkennen wäre.

Dementsprechend wurde in Umsetzung der Europäischen Rahmenrichtlinie 96/62/EG über die Beurteilung und die Kontrolle der Luftqualität im April 1999 die erste Tochterrichtlinie (1999/30/EG) verabschiedet. In den darin behandelten Komponenten kommt dem Parameter „Feinstaub“, sowohl wegen seiner gesundheitlichen Auswirkungen als auch wegen der zu erwartenden Schwierigkeiten hinsichtlich der Einhaltung der neuen Grenzwerte, die größte

Bedeutung zu. Danach darf ab dem 1. Januar 2005 der Jahresmittelwert von $40 \mu\text{g PM}_{10}/\text{m}^3$ bzw. von $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ im 24-Stunden-Mittel (nicht öfter als 35mal im Jahr) nicht überschritten werden. Zum 1. Januar 2010 werden diese Anforderungen noch weiter verschärft [UBA 2000].

Die in der Luft enthaltenen Schwebstoffe gelangen in Abhängigkeit von der Luftbewegung, der Einatemgeschwindigkeit, von Nasen- oder Mundatmung und insbesondere in Abhängigkeit von den Partikeleigenschaften über die Atemwege in den menschlichen Körper. Am Ort ihrer Ablagerung können sie aufgrund chemisch-physikalischer Eigenschaften schädliche Auswirkungen haben.

Von besonderer gesundheitlicher Relevanz sind dabei die Partikel, die aufgrund ihrer Eigenschaften bis in den alveolären Bereich der Atemwege vordringen und dort wirken können. Der Massenanteil dieser eingeatmeten Partikel wird daher als alveolengängige Fraktion bezeichnet.

In Zusammenhang mit einem Anstieg der Schwebstaubbelastung einatembare Partikel, die über den Kehlkopf hinaus vordringen (thorakale Partikelfraktion PM_{10}) wurden in einer quantitativen Risikoabschätzung [Künzli et al. 2001] Auswirkungen insbesondere hinsichtlich Bronchitis und Asthmaanfällen ermittelt.

Aufgrund welcher Wirkungsmechanismen ein schädigender Effekt durch feine Partikel hervorgerufen wird, ist Gegenstand aktueller toxikologischer Diskussion. Unabhängig von der exakten Kenntnis der genauen Wirkungsweise fand in den letzten Jahren das gesundheitsschädigende Potential in verstärktem Maße Anerkennung. So lässt sich in epidemiologischen Untersuchungen klar feststellen, dass die Schwebstaubkonzentration in der Umgebungsluft (PM_{10} oder $\text{PM}_{2,5}$) mit Gesundheitseffekten assoziiert ist [Wichmann et al. 2002]:

„Langzeit-Exposition gegenüber PM über Jahre oder Jahrzehnte ist mit ernstesten gesundheitlichen Auswirkungen assoziiert. In Hinblick auf die Sterblichkeit gilt dies für die Gesamtmortalität, die kardiopulmonale und die Lungenkrebsmortalität ebenso wie für die Kindersterblichkeit, woraus sich eine relevante Verkürzung der Lebenserwartung ergibt. Auswirkungen von PM auf die Morbidität wurden für Atemwegssymptome, das Lungenwachstum und die Funktion des Immunsystems gefunden.“

Hinsichtlich von Kurzeffekten haben zahlreiche Studien „signifikante Assoziationen zwischen PM-Exposition und Mortalität und Morbidität gezeigt. Kardiovaskuläre und respiratorische Erkrankungen sind dabei am wichtigsten. Schon eine kleine Reduktion der PM-

assoziierten respiratorischen und kardiovaskulären Erkrankungen würde eine große Zahl von Fällen vermeiden“ [Kappos et al. 2003].

In einem weiteren aktuellen Review über Gesundheitseffekte durch Schwebstaub [Schneider 2004] werden die wichtigsten Ergebnisse [WHO 2003] wie folgt zusammengefasst:

„Die Evidenz über einen Zusammenhang der Exposition gegenüber Schwebestaub und z. T. schwer wiegenden Gesundheitsauswirkungen ist weit stärker als vor wenigen Jahren.

PM_{2,5} ist ein geeigneter Indikator zur Beschreibung der durch PM-Exposition verursachten Effekte, insbesondere in Bezug auf die Mortalität sowie Herz-Kreislaufkrankungen.

Obwohl Feinstaub einen stärkeren Zusammenhang mit einigen schweren Gesundheitsauswirkungen zeigt als Grobstaub, gibt es Hinweise, dass auch die grobe Fraktion (PM₁₀ minus PM_{2,5}) in Beziehung mit bestimmten Gesundheitsauswirkungen steht.

Bislang konnte keine Schwellenkonzentration abgeleitet werden, unter der keine Gefahr für die Gesundheit besteht.

Bei den Auswirkungen auf die Mortalität handelt es sich nicht (nur) um vorgezogene Sterblichkeit („Harvesting“).

Es ist davon auszugehen, dass Schwebestaub *per se* für die Effekte verantwortlich ist.

Einige Studien zeigen einen Zusammenhang zwischen einer Reduktion der PM-Belastung und einer Abnahme von Gesundheitseffekten.“

Diese über weite Bereiche qualitativen Aussagen über die Auswirkungen von Schwebstaub werden von einer Reihe weiterer Studien ergänzt, die an dieser Stelle nicht weiter aufgeführt werden können.

Die WHO kommt zusammenfassend zu dem Schluss, dass Schwebstaub (PM_{2,5} und PM₁₀) ein wesentlicher Risikofaktor ist und eine weiter gehende Reduktion der Exposition geboten ist.

In Anbetracht der Aufenthaltsdauer in Innenräumen und der sensiblen Personengruppe Kinder wird die Bedeutung des Parameters „Feinstaub“ auch für die Beurteilung der Luftqualität in Innenräumen allgemein und speziell in Kindertagesstätten und Schulen besonders deutlich.

6.2.4 Beschreibung der Schwebstaubfraktionen

Die unterschiedlichen Begriffe, Konventionen und Probenahmetechniken für die verschiedenen Schwebstaubfraktionen (Feinstaub, alveolengängiger Staub, thorakale Staubfraktion, PM₁₀ etc.) sorgen mitunter für Verwirrung und werden häufig in missverständlicher Weise gebraucht.

Daher sollen die wichtigsten hier verwendeten Bezeichnungen an dieser Stelle in kurzer Form erläutert werden:

Der Begriff „Feinstaub“ ist keiner eindeutig definierten Staubfraktion oder Partikelgröße zugeordnet und sollte daher nur mit entsprechendem Zusatz verwendet werden. Da im Rahmen der Ableitung der neuen EU-Grenzwerte für die Außenluft die PM₁₀-Fraktion als geeignete Messgröße angesehen wurde, wird in Europa der Begriff Feinstaub häufig im Sinne von PM₁₀ (thorakale Partikel, die über den Kehlkopf hinaus vordringen) verwendet. Demgegenüber werden in der Literatur Partikel im Größenbereich von etwa 0,1 bis ca. 2,5 µm als „feine Partikel“ bezeichnet. Die Einbeziehung der PM_{2,5}-Fraktion wird dementsprechend als mögliches Maß zur Beurteilung einer „Feinstaub“-Belastung diskutiert.

Im Bereich des Arbeitsschutzes wurde in der Vergangenheit der Begriff „Feinstaub“ für die alveolengängige Fraktion des einatembaren Staubes verwendet (heute: A-Staub oder alveolengängige Fraktion).

Die Probenahme dieses Staubkollektivs folgt in Deutschland bis heute überwiegend der Johannesburger Konvention von 1959. Es wurde in ihr eine Kurve definiert, die durch folgende Punkte läuft:

D (µm)	0	1	2	3	4	5	6	7,07
%	100	98	92	82	68	50	28	0

Dabei werden 50 % der Partikel mit einem aerodynamischen Durchmesser von 5,0 µm erfasst. Die Erfassungskurve dieser Konvention geht für eine Partikelgröße von 7,1 µm zurück auf 0 % („cut-off point“).

In der DIN EN 481 wurde für die Luft an Arbeitsplätzen die Teilchengrößenverteilung zur Messung luftgetragener Partikel im Rahmen der europäischen Harmonisierung neu festgelegt. Die hier enthaltene Konvention für alveolengängige Partikel unterscheidet sich in ihrem

Kurvenverlauf (siehe Abbildung 2) zwar etwas, jedoch liegen die Abweichungen unter Praxisbedingungen im Rahmen von ca. 20 %, so dass bislang Übereinstimmung besteht, dass auch weiterhin mit Probenahmeverrichtungen gemäß Johannesburger Konvention die Bestimmung der alveolengängigen Fraktion durchgeführt werden kann.

Bei der PM₁₀-Fraktion von Schwebstaub handelt es sich um eine Sollvorgabe für die Probenahme thorakaler Partikel (DIN EN 12341). Diese Probenahmekonvention ist den Vorgaben der Norm DIN ISO 7708 angenähert und beschreibt den Massenanteil eingeatmeter Partikel, die über den Kehlkopf hinaus vordringen. Die PM₁₀-Fraktion stellt somit nicht, wie häufig missverständlich beschrieben, die Partikelfraktion < 10 µm dar, sondern eine Probenahmekonvention, deren Erfassungskurve bei ca. 10 µm ihren Wendepunkt (ca. 50 % relative Massenanteile am gesamten Schwebstaub) hat.

Kumulierte relative Massenanteile der PM₁₀-Fraktion am Schwebstaub für Partikel mit folgenden aerodynamischen Durchmessern:

(µm)	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15
%	100	94,2	92,2	89,3	85,7	81,2	75,9	69,7	62,8	55,1	46,5	37,1	26,9	15,9	4,1

(Auszug DIN EN 12341)

Die DIN EN 7708 enthält Festlegungen für die Probenahme von Partikelgrößenfraktionen, die zur Beurteilung möglicher Gesundheitsgefahren durch die Einatmung von Schwebstoffen am Arbeitsplatz und in der Außenluft herangezogen werden sollen. Dort werden Konventionen für die einatembare (inhalable), die thorakale (thoracic) und die alveolengängige (alveolar, respirable) Fraktion festgelegt, die auch in der DIN EN 481 zur Anwendung gelangen.

Der Kurvenverlauf der Konvention in Prozent der gesamten Schwebstoffe wird in der Abbildung 1 dargestellt, dazu in Abbildung 2 ein Vergleich zur Johannesburger Konvention [Mattenklott 2002].

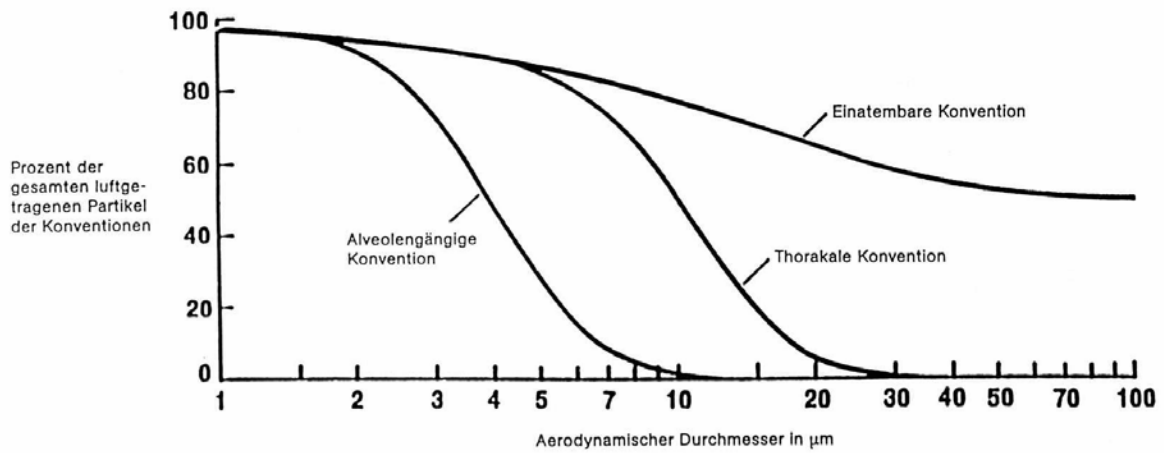


Abbildung 1: Die einatembare, thorakale und alveolengängige Konvention in Prozent der gesamten luftgetragenen Partikel nach der DIN EN 481

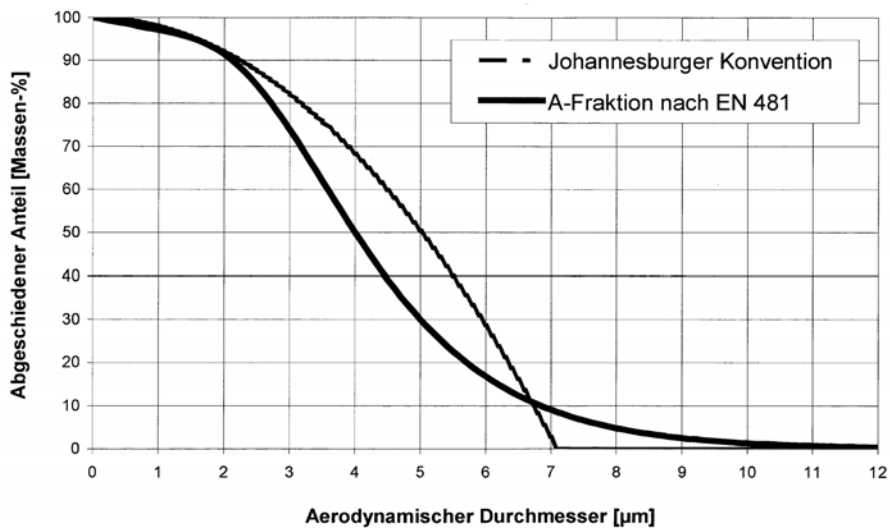


Abbildung 2: Vergleich zwischen Johannesburger Konvention und alveolärer Fraktion [Mattenklott 2002]

6.3 Untersuchungszeitraum und Untersuchungsort

Vom September 2002 bis zum Februar 2003 wurden 40 Schulen (je ein Klassenraum) und fünf Turnhallen im Berliner Stadtgebiet untersucht. Die Einrichtungen lagen (Abbildung 3) in den Bezirken Charlottenburg-Wilmersdorf, Spandau, Tempelhof-Schöneberg, Lichtenberg, Mitte, Pankow, Treptow-Köpenick.



Abbildung 3: Untersuchungsgebiet

6.4 Probenahme und Analytik

6.4.1 Probenahme / Feinstaub

Für die Probenahme des alveolengängigen Feinstaubes, der PAH und des Dieselrußes (EC, TC, OC) aus der Luft wurde das mobile Staubprobenahmesystem GRAVIKON PM 4 (Firma Ströhlein) eingesetzt. Das Sammeln des Feinstaubes und der adsorbierten Substanzen erfolgte über einen speziellen Probenahmekopf, der den Anforderungen der Johannesburger Konvention entspricht und einen Cut-off-Punkt von $7,1 \mu\text{m}$ hat. Es handelt sich definitionsgemäß um eine Partikelverteilung, die weitgehend mit der alveolengängigen Fraktion der

DIN EN 481 bzw. der respirable particulate matter (RPM) der ACGHI übereinstimmt. Der Staub wurde auf einem Quarzfaserfilter (Munktell MK 360) über eine Probenahmezeit von ca. 7 Stunden und einem Volumenstrom von 4 m³/h (ca. 28 m³) während des Unterrichtes gesammelt. Die Filter wurden vor der Probenahme mindestens 5 Stunden bei 800 °C geglüht und bis zur Gewichtskonstanz gelagert. Die Bestimmung der Feinstaubmasse nach der Probenahme erfolgte gravimetrisch unter gleichen Bedingungen.



Abbildung 4: Probenhaufbau

6.4.2 Analytik der PAH

Die Extraktion der beaufschlagten Filter erfolgte in Anlehnung an die DFG-Methode PAH Nr. 1 (Analytische Methoden zur Prüfung gesundheitsschädlicher Arbeitsstoffe) durch zweifache Extraktion mit Cyclohexan (Firma Promochem, für die Rückstandsanalyse) im Ultraschallbad. Die vereinigten Extrakte wurden anschließend fast bis zur Trockne eingengt und in 1 ml Acetonitril (Firma Promochem, für HPLC) aufgenommen. Die Trennung und Bestimmung der PAH erfolgte mittels Hochleistungsflüssigkeitschromatographie (HPLC) und fluorimetrischer Detektion.

Aufgrund der gewählten Probenahmemethode ist die quantitative Bestimmung der relativ niedrig siedenden Substanzen Naphthalin, Acenaphthylen, Acenaphthen und Fluoren sowie auch von Phenanthren und Anthracen nicht möglich, so dass erst ab Fluoranthen quantifiziert wurde.

6.4.3 Analytik des Elementaren Kohlenstoffs (EC)

Grundlage des Verfahrens gemäß VDI-Richtlinie 2465, Blatt 2 [VDI 1999] ist die Bestimmung des Kohlenstoffs durch thermische Desorption der organischen Verbindungen in einem sauerstofffreien Inertgasstrom und anschließende Verbrennung des im Feinstaub vorhandenen elementaren Kohlenstoffs (EC) im Sauerstoffstrom. Bei dem Verfahren wird die höhere thermische Stabilität von EC im Vergleich zu der von organischen Kohlenstoffverbindungen ausgenutzt.

Zur Vermeidung einer Überbestimmung des elementaren Kohlenstoffs durch pyrolytische Umwandlung organischer Bestandteile des Feinstaubes wird vor der Thermodesorption ein zusätzlicher Extraktionsschritt in Anlehnung an die VDI-Richtlinie 2465, Blatt 1 (siehe Methode A) [VDI 1996], durchgeführt. Dabei wird eine Teilprobe des Filters mit einem Lösemittelgemisch aus Toluol und iso-Propanol (1 + 1) vorbehandelt. Danach erfolgt die Messung wie oben beschrieben.

Hierdurch wurde ein Vergleich der Methoden mit und ohne vorherige Extraktion ermöglicht.

6.5 Untersuchungsergebnisse

Im Folgenden werden die Untersuchungsergebnisse zu den partikelgebundenen Schadstoffen und dem Gehalt des alveolengängigen Feinstaubes wiedergegeben.

6.5.1 Polyzyklische Aromatische Kohlenwasserstoffe

In der folgenden Tabelle 1 sind die statistischen Kennwerte der Messungen von Polyzyklischen Aromatischen Kohlenwasserstoffen (PAH) aufgeführt. Darüber hinaus ist in der Abbildung 5 der in dem jeweiligen Schulraum erhobene Einzelmesswert für BaP, geordnet nach der Höhe der Belastung, grafisch dargestellt. Die Gehalte bewegten sich für die Summe der PAH zwischen 0,28 ng/m³ und 116 ng/m³ (Mittelwert: 22,5 ng/m³, Median: 10,4 ng/m³) und für Benzo(a)pyren (BaP) zwischen 0,08 ng/m³ und 10,3 ng/m³ (Mittelwert: 1,95 ng/m³, Median: 0,94 ng/m³). In 6 Schulräumen konnten mit Konzentrationen von 5 bis über 10 ng/m³ ungewöhnliche Gehalte bestimmt werden, die zu einer Ursachensuche und ggf. Nachmessungen führen sollten.

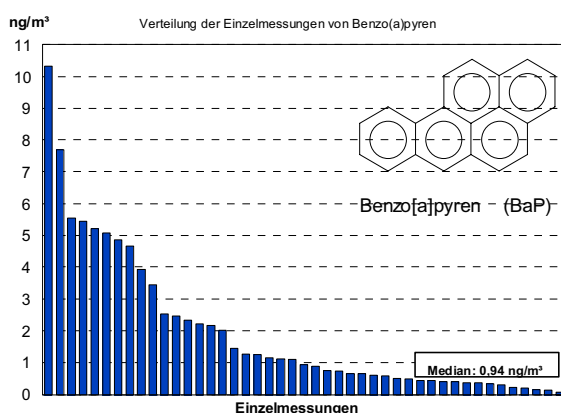
Tabelle 1: Statistische Kennwerte von Polyzyklischen Aromatischen Kohlenwasserstoffen (in ng/m³)

	Fluor-anthen	Pyren	Benzo(a)-anthracen	Chrysen	Benzo(e)-pyren	Benzo(b)-fluor-anthen	Benzo(k)-fluor-anthen
Anzahl (n)	45	45	45	45	45	45	45
Minimum	0,27	0,10	0,05	0,05	0,17	0,10	0,06
Maximum	12,10	18,08	5,99	9,47	18,66	10,67	5,15
Mittelwert	1,70	2,67	1,11	1,88	3,28	2,26	1,04
Median	0,27	0,72	0,46	0,79	1,14	1,18	0,52
90. Perzentil	6,26	7,21	3,26	5,33	9,92	6,25	2,63

	Benzo(a)pyren	Dibenzo(a,h)anthracen	Benzo(g,h,i)perylen	Indeno(1,2,3cd)pyren	Coronen	Summe PAH
Anzahl (n)	45	45	45	45	45	45
Minimum	0,08	0,03	0,10	0,30	0,22	0,28
Maximum	10,33	2,05	6,41	21,33	3,65	116,26
Mittelwert	1,95	0,35	1,64	4,07	0,89	22,47
Median	0,94	0,14	0,93	1,60	0,57	10,40
90. Perzentil	5,15	1,05	4,16	12,19	2,14	66,75

(Werte kleiner Bestimmungsgrenze sind mit 0,5 BG berücksichtigt)

Benzo(a)pyren


 Bereich: 0,08 bis 10,33 ng/m³

 Median: 0,94 ng/m³

Vergleichswerte:

Wohnungen (Berlin / Nichtraucher):

 Median 0,25 ng/m³

Kindertagesstätten (Berlin)

 Median 0,97 ng/m³

 Außenluft (Berlin, Wohngebiet)
2000 / 2001

 Jahresmittel: 1,4 ng/m³

 Sommerhalbjahr: 0,2 ng/m³

 Winterhalbjahr: 2,5 ng/m³
Abbildung 5: Einzelmessergebnisse von Benzo(a)pyren

Aus der Abbildung 6 wird ersichtlich, dass sich im Vergleich mit Untersuchungsergebnissen aus Berliner Wohnungen und Kitas die BaP-Konzentrationen in Schulen auf einem vergleichbaren Belastungsniveau bewegen und sich dem jahreszeitlichen Verlauf anzupassen scheinen.

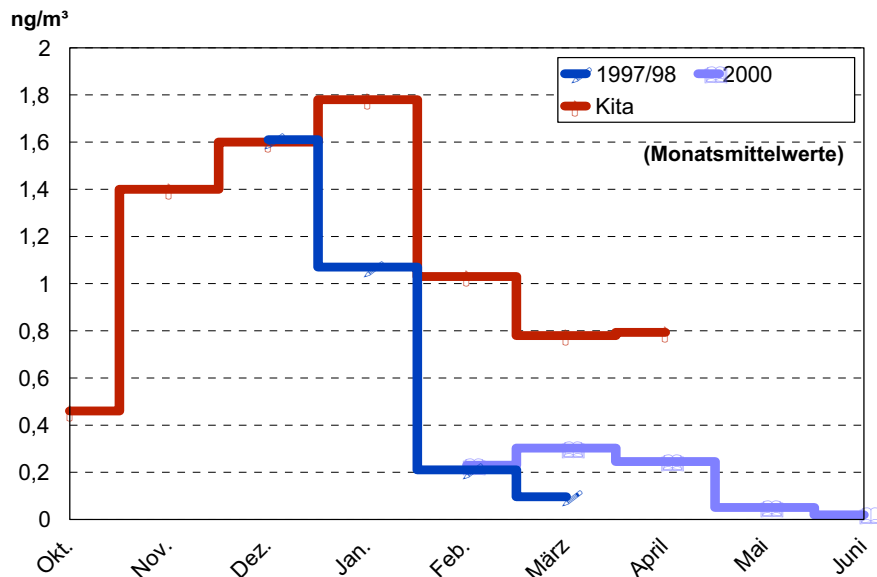


Abbildung 6: Zeitlicher Verlauf der Innenraumluftgehalte von Benzo(a)pyren im Vergleich zwischen verschiedenen Untersuchungen

6.5.2 Elementarer Kohlenstoff

Als wesentliche Komponente von Dieselrußpartikeln wurde der elementare Kohlenstoff bestimmt.

In der folgenden Tabelle 2 sind die statistischen Kennwerte der Messungen von elementarem (EC), organischem (OC) und Gesamt-Kohlenstoff (TC) aufgeführt. Darüber hinaus sind in der Abbildung 7 die erhobenen Einzelmesswerte, geordnet nach der Höhe der Belastung, grafisch dargestellt. Die Gehalte bewegten sich für den EC [ohne Extraktion] zwischen $0,9 \mu\text{g}/\text{m}^3$ und $14,8 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (Mittelwert: $4,4 \mu\text{g}/\text{m}^3$, Median: $3,6 \mu\text{g}/\text{m}^3$) und den OC zwischen $9,1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ und $33,3 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (Mittelwert: $18,0 \mu\text{g}/\text{m}^3$, Median: $16,7 \mu\text{g}/\text{m}^3$). Wie schon in den vorangegangenen Untersuchungen ermittelt, lagen auch in der jetzigen Studie die EC-Gehalte, bei denen zusätzlich eine Extraktion durchgeführt wurde, deutlich niedriger (hier: 40 %) als ohne Extraktion.

Tabelle 2: Statistische Kennwerte von Elementarem Kohlenstoff (EC), Organischem Kohlenstoff (OC) und Gesamtkohlenstoff (TC) (in $\mu\text{g}/\text{m}^3$) in der Innenraumluft von Schulen

	OC ohne Extraktion	TC ohne Extraktion	EC ohne Extraktion	EC mit Extraktion
Anzahl (n)	45	45	45	45
Minimum	9,1	10,5	0,9	0,6
Maximum	33,3	42,3	14,8	7,5
Mittelwert	18,0	22,4	4,4	2,7
Median	16,7	20,8	3,6	2,1
90. Perzentil	24,1	32,1	7,9	5,2

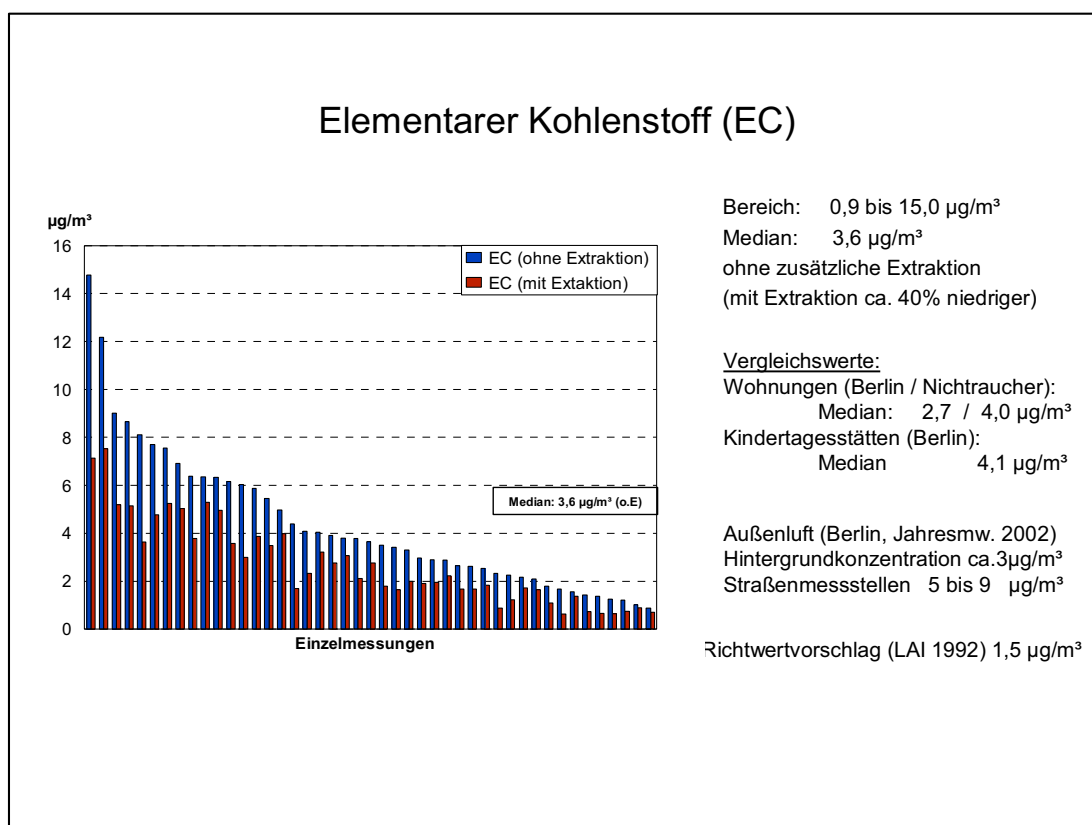


Abbildung 7: Ergebnis der Einzelmessungen von elementarem Kohlenstoff (EC)

Aus der Abbildung 8 wird ersichtlich, dass sich im Vergleich mit Untersuchungsergebnissen aus Steglitzer Wohnungen und Kindertagesstätten die EC-Konzentrationen in Schulen in einem vergleichbaren Belastungsniveau bewegen und sich auch im jahreszeitlichen Verlauf ähnlich verhalten.

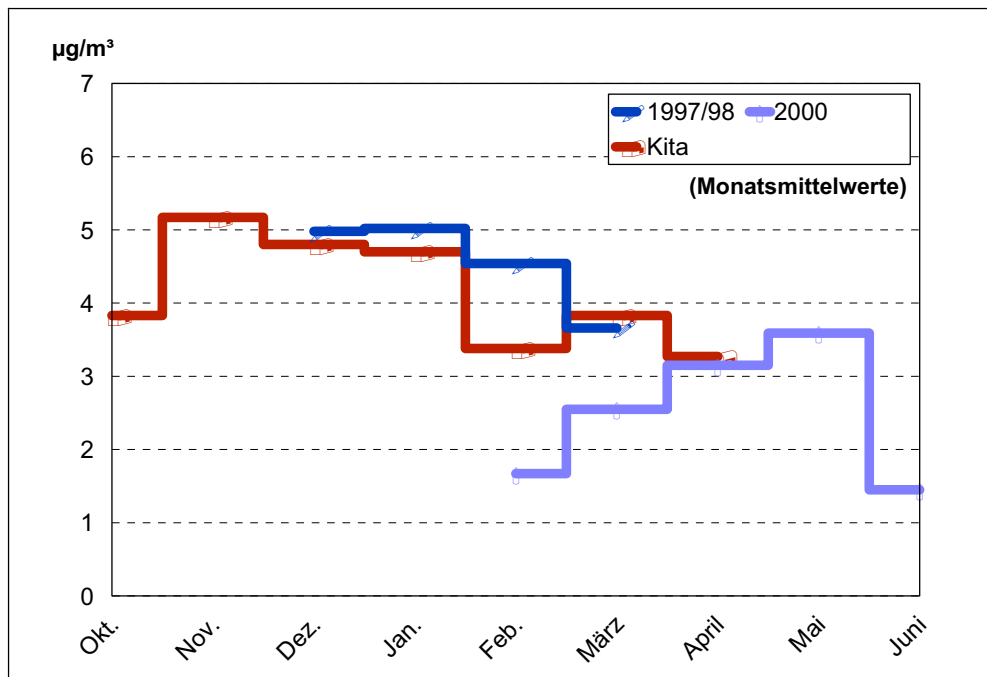


Abbildung 8: Zeitlicher Verlauf der Innenraumlufthalte von Elementarem Kohlenstoff (ohne Extraktion) im Vergleich zwischen verschiedenen Untersuchungen

Wie aus der folgenden Abbildung 9 ersichtlich ist, bewegen sich die EC-Gehalte in der Berliner Außenluft (in Abhängigkeit von der Verkehrsbelastung des Standortes) mit einer gewissen jahreszeitlichen Rhythmik zwischen ca. 2 und 10 µg/m³. Dies entspricht auch den in den Schulen bestimmten Konzentrationsgehalten. In 5 von 40 Klassenräumen konnten Gehalte über dem Prüfwert der mittlerweile abgelösten 23. BImSchV (8 µg/m³ Jahresmittelwert) gefunden werden.

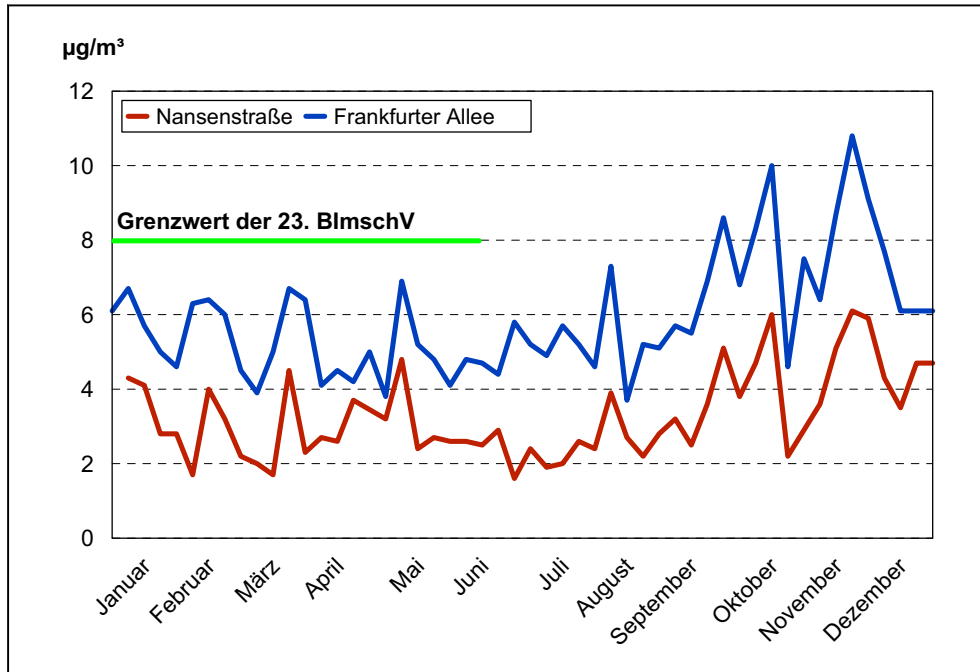


Abbildung 9: Jahresgang der Gehalte an Elementarem Kohlenstoff (ohne Extraktion) in der Berliner Außenluft im Jahr 2000 (nach [SenStadt 2000])

6.5.3 Feinstaub

Die Gehalte des alveolengängigen Feinstaubes (nach Johannesburger Konvention, Tabelle 3, Abbildung 10) in der Luft der Schulräume und Turnhallen lagen in einer Bandbreite von 17 bis 106 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ und einem Mittelwert von 60 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ auf deutlich erhöhtem Niveau. So wurden in der Luft von normalen Wohnungsinnenräumen (Nichtraucher) in den Jahren 1998 und 2000 mit der gleichen Messmethode mittlere Gehalte von 27 bzw. 30 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ und im Jahr 2001 in Büroräumen unter üblichen Arbeitsbedingungen 29 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ gemessen, bei den Kindertagesstätten lagen die entsprechenden Werte bereits auf erhöhtem Niveau bei 54 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (Mittelwert).

Tabelle 3: Statistische Kennwerte von Feinstaub in Schulen (in $\mu\text{g}/\text{m}^3$)

Feinstaubgehalt	
Anzahl	36
Minimum	17,1
Arithmetisches Mittel	59,9
Median	59,3
90. Perzentil	87,8
Maximum	106,3

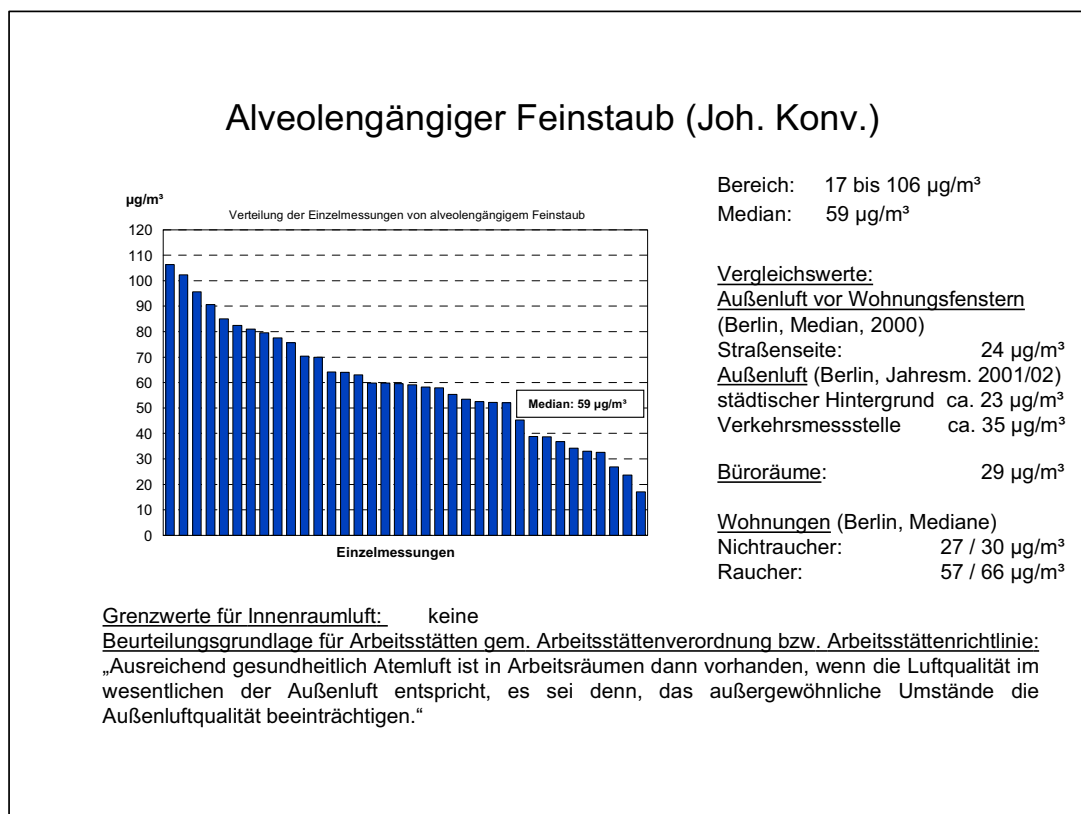


Abbildung 10: Einzelmesswerte und Vergleichswerte für alveolengängigen Feinstaub

Berücksichtigt man die staubgebundenen Schadstoffe, so ist zu erkennen, dass sich die 10 höchsten Gehalte an Feinstaub über den gesamten Untersuchungszeitraum verteilen, während andererseits tendenziell erhöhte Gehalte für EC, BaP und auch überwiegend Benzol

(> 5 µg/m³) ab Dezember zu beobachten waren. Hier scheint sich die Außenluft und Verkehrsemission stärker bemerkbar zu machen als bei der Feinstaubbelastung.

Nach den vorliegenden Daten ist die erhöhte Feinstaubbelastung in den Schulen vorwiegend als ein Problem der Innenräume zu betrachten und nur teilweise auf die Außenluftsituation zurückzuführen.

Geht man davon aus, dass für die Lehrer ein Klassenraum den Anforderungen der Arbeitsstättenverordnung genügen muss, sollten diese Anforderungen insbesondere auch für Kinder als Mindestschutz zugrunde gelegt werden. Somit kann man zu folgendem Ergebnis kommen:

Die Anforderung: „In umschlossenen Arbeitsräumen muss ... ausreichend gesundheitlich zuträgliche Atemluft vorhanden sein.“ (Verordnung über Arbeitsstätten BGI I 2004, 2179 vom 12.08.2004) wird in Verbindung mit der nach wie vor geltenden Arbeitsstättenrichtlinie (ASR 5): „Ausreichend gesundheitlich zuträgliche Atemluft ist in Arbeitsräumen dann vorhanden, wenn die Luftqualität im Wesentlichen der Außenluft entspricht ...“ nicht annähernd eingehalten.

Die Gehalte des alveolengängigen Feinstaubes in den Schulräumen lagen mit einem Mittelwert von 60 µg/m³ mehr als doppelt so hoch wie in der Berliner Außenluft (städtischer Hintergrund) mit ca. 25 µg/m³. Selbst an einer Verkehrsmessstelle wie der stark befahrenen Frankfurter Allee liegt die Belastung im Jahresmittel mit ca. 35 µg/m³ deutlich niedriger.

Auch wenn man „übliche Innenraumluft“ als Referenz zu Grunde legt, kommt man zum gleichen sehr unbefriedigenden Ergebnis. Im Rahmen von in Berliner Schwerpunktprogrammen mit gleichem Verfahren durchgeführten Messungen wurden mittlere Belastungen mit alveolengängigem Feinstaub von ca. 30 µg/m³ in Wohnungen (Nichtraucher) und auch in Büroräumen ermittelt.

Lediglich in Raucherwohnungen (ohne aktives Rauchen bei der Probenahme) lag mit ca. 60 µg/m³ ein den Klassenräumen vergleichbares Belastungsniveau vor.

Aufgrund der mittlerweile erkannten gesundheitlichen Bedeutung der Feinstaubkonzentration in der Atemluft ist EU-weit seit dem 01.01.2005 ein Immissionsgrenzwert für PM₁₀ von 40 µg/m³ (Jahresmittel) bzw. 50 µg/m³ (24 Stunden) in der Außenluft einzuhalten.

Die mittleren Gehalte in den Schulräumen liegen bei einem PM₁₀-Wert von ca. 100 µg/m³. (siehe Abbildung 11; Anmerkung: Umrechnung aus alveolengängiger Fraktion nach vergleichenden Parallelmessungen in Klassenräumen). Der Grenzwert der 22. BImSchV von 50 µg PM₁₀-Staub/m³ (24 h) wird somit während eines üblichen Unterrichtstages (ca. 8 – 14 Uhr)

deutlich überschritten. Die Überschreitung dieses Grenzwertes fand dabei in fast allen untersuchten Räumen statt.

Im Durchschnitt wies die Luft in den Klassenräumen gegenüber Außenluft eine ca. dreifach höhere Belastung mit der PM₁₀-Fraktion des Schwebstaubes auf.



Abbildung 11: Vergleichswerte für PM₁₀

Die zum Vergleich heranzuziehenden Außenluftbelastungen lagen bei Parallelmessungen im Schulbereich, Messungen vor Wohnungen als auch von städtischen Hintergrundwerten (Messstelle Neukölln, Wohngebiet) in sehr guter Übereinstimmung bei ca. 30 µg PM₁₀/m³. Die Verkehrsmessstelle an der Frankfurter Allee weist nur ungefähr die halbe PM₁₀-Belastung auf. Regelmäßige Überschreitungen würden gemäß Bundesimmissionsschutzverordnung zu Maßnahmenplänen und ggf. sogar Beschränkungen des Kraftfahrzeugverkehrs führen.

Auch unter diesem Aspekt liegen in den Klassenräumen die PM₁₀-Belastungen auf einem Niveau, das als mangelhaft bezeichnet werden kann und ein gewisses Risikopotential beinhaltet. Dies gilt besonders für Räume, die bestimmungsgemäß der Nutzung und dem regelmäßigen Aufenthalt von Kindern dienen.

In Anbetracht der genannten Vergleichsmaßstäbe sind weder die Anforderungen der Arbeitsstättenverordnung noch der Gesundheitsdienst-Gesetzgebung hinsichtlich des Schutzes der Gesundheit von Kindern und Jugendlichen und auch nicht der gesundheitsbezogenen Prävention sichergestellt.

6.6 Ausblick

In problemorientierter Fortsetzung des Schwerpunktprogramms „Gesundheitlich bedenkliche Substanzen in öffentlichen Einrichtungen in Berlin“ – „Untersuchung der Innenraumluftqualität in Berliner Schulen“ wurden von Oktober 2003 bis Ende Februar 2004 in einem Pilotprojekt Probenahmen und Messungen zur Erfassung und Beeinflussung der Belastungssituation durch Feinstaub, Partikel und Kohlendioxidkonzentration (Lüftung) durchgeführt.

Als Variable wurden die Art der Lüftung und der Reinigung beeinflusst.

Für die Ermittlung des Innenraumbeitrages zur Feinstaubbelastung wurden parallele Feinstaubmessungen im Klassenraum und in der Außenluft durchgeführt. Um jahreszeitlich bedingte Einflüsse im Vergleich zur vorangegangenen Studie zu minimieren, wurde auch dieses Untersuchungsprogramm im Winterhalbjahr durchgeführt. Die Messungen erfolgten nach dem im Folgenden tabellarisch dargestellten Schema über jeweils 5 Wochen (Messperioden) an jeweils mindestens 4 Unterrichtstagen pro Woche unter realen Unterrichtsbedingungen:

Woche	Lüftungsbedingungen	Reinigungsbedingungen
1	normal	normal
2	Stoßlüftung	normal
3	Dauerlüftung	normal
4	normal	nach DIN 77400 (2 x wöchentlich)
5	normal	feuchte Reinigung (täglich)

Die Untersuchungsergebnisse werden noch gesondert veröffentlicht; daher hier nur ein Auszug zum Problemfeld „Feinstaubbelastung“:

6.6.1 Alveolengängiger Feinstaub nach Johannesburger Konvention

Schule A

Die Konzentrationen der alveolengängigen Fraktion bewegten sich während der Unterrichtszeit („Tagesmittelwerte“) in einem Bereich zwischen 41 und 89 $\mu\text{g}/\text{m}^3$.

Der durchschnittliche Gehalt des alveolengängigen Staubes nach Johannesburger Konvention über alle Messungen in Schule A ohne Unterscheidung zwischen den verschiedenen Lüftungs- und Reinigungsbedingungen betrug 61 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ Innenraumluft.

Der mittlere innenraumbedingte Beitrag zur Belastung mit alveolengängigem Staub war unter den Normalbedingungen und unter den Bedingungen der reduzierten Reinigungsaktivität nach DIN 77400 mit 41 bzw. 40 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ am höchsten.

Bessere Bedingungen wurden durch die Maßnahmen der Lüftung in der 2. und 3. Woche mit einem Innenraumbeitrag von 26 und 29 mg/m^3 erreicht. Diese Aussage ist für den Parameter Dauerlüftung insofern eingeschränkt, da in dieser Woche aufgrund außergewöhnlich hoher Außenluftbelastungen (ca. 90 $\mu\text{g}/\text{m}^3$) nur die Werte von zwei Messtagen berücksichtigt werden konnten. Während dieser Ausnahmesituation trat sogar der seltene Zustand einer tendenziell geringeren Innenraumbelastung ein.

Die mit Abstand geringste Mehrbelastung (10 $\mu\text{g}/\text{m}^3$) gegenüber der Außenluft wurde in der Woche mit der staubbindenden feuchten Reinigung festgestellt.

Abgesehen von der tendenziellen Verbesserung der Staubsituation durch Frischluftzufuhr wird deutlich, dass nur durch die regelmäßige staubbindende Reinigung die zusätzliche Staubbelastung im Klassenraum in der Nähe der Außenluftkonzentrationen gehalten werden konnte.

„Hier sei noch erwähnt, dass auch die beste Ventilationseinrichtung für die Erhaltung einer guten Luft allein nicht ausreicht; es ist vielmehr notwendig, dass die Schulzimmer möglichst oft – am besten täglich – durch nasses Aufwischen von dem Staub und Schmutz gereinigt werden, welchen die Schulkinder jeden Tag in das Schulzimmer hereinbringen. Dieser Schmutz und Staub bildet in trockenem Zustande bei der häufig lebhaften Bewegung der Schulkinder die hauptsächlichste Veranlassung zur Verunreinigung der Luft des Schulzimmers.“ (aus W. Prausnitz, Grundzüge der Hygiene, 1891. Zitiert nach [Eikmann & Herr 2005])

6.7 Zitierte Literatur

- Bhatia, R.; P. Lopipero, A.H. Smith: Diesel exhaust exposure and lung cancer. *Epidemiol.* 9 (1997) 84-91.
- BMG/BMU (Bundesministerium für Gesundheit und Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit): Dokumentation zum Aktionsprogramm Umwelt und Gesundheit, Sachstand – Problemaufriss – Optionen, Berlin, Juni 1999.
- Bundesregierung: Konzeption der Bundesregierung zur Verbesserung der Luftqualität in Innenräumen, Bonn, September 1992.
- Eikmann T., C. Herr: Schmutzige Schulen sind ein Zeichen für fehlendes hygienisches Problembewusstsein im öffentlichen Bereich, *Umweltmed.Forsch.Prax.* 10(1) 5-6 (2005)
- Fromme, H., T. Lahrz, M. Piloty, P. Pfeiler, I. Honigmann: Expositionsmonitoring verkehrstypischer kanzerogener Substanzen in der Berliner Wohninnenraumluft und in der Außenluft. Bericht des Instituts für Lebensmittel, Arzneimittel und Tierseuchen, Fachbereich Umwelt- und Gesundheitsschutz. Berlin (2001).
- Fromme, H., T. Lahrz, M. Piloty, P. Pfeiler, I. Honigmann, H. Gebhardt, A. Oddoy: Gesundheitlich bedenkliche Substanzen in öffentlichen Einrichtungen in Berlin. Bericht des Instituts für Lebensmittel, Arzneimittel und Tierseuchen, Fachbereich Umwelt- und Gesundheitsschutz. Berlin (2002).
- Heinrich, U., H. Muhle, S. Takenaka, H. Ernst, R. Fuhst, U. Mohr, F. Pott, W. Stöber: Chronic effects on the respiratory tract of hamsters, mice and rats after long-term inhalation of high concentrations of filtered and unfiltered Diesel engine emissions. *J.Appl.Toxicol.* 6 (1986) 383-395.
- KRdL im VDI/DIN, AG „Wirkungen von Feinstaub auf die menschliche Gesundheit“
- Kappos, A., P. Bruckmann, T. Eikmann, N. Englert, U. Heinrich, P. Höpfe, E. Koch, N. Metz, K. Rauchfuss, P. Rombout, J. Schabronath, V. Schulz-Klemp, M.F. Spallek, H.-E. Wichmann, W.G. Kreyling, G.H. Krause: Bewertung des aktuellen wissenschaftlichen Kenntnisstandes zur gesundheitlichen Wirkung von Partikeln in der Luft-Arbeitsgruppe „Wirkungen von Feinstaub auf die menschliche Gesundheit“ der Kommission Reinhaltung der Luft im VDI und DIN. *Umweltmed.Forsch.Prax.* 8 (2003) 257-278.
- Künzli, Kaiser, Seethaler: Quantitative Risikoabschätzung – Luft. In: Wichmann, Fülgraff und Schlipköter (Hg.): *Handbuch der Umweltmedizin*, 22.Erg.Lfg. 7/01, Ecomed Verlag (2001).

- Lahrz, M. Piloty, P. Pfeiler, I. Honigmann, A. Oddoy, H. Fromme: Gesundheitlich bedenkliche Substanzen in öffentlichen Einrichtungen in Berlin. Untersuchungen zur Innenraumluftqualität in Berliner Schulen. Bericht des Instituts für Lebensmittel, Arzneimittel und Tierseuchen, Fachbereich Umwelt- und Gesundheitsschutz. Berlin (2003).
- Lipsett, M., S. Campleman: Occupational exposure to diesel exhaust and lung cancer: a meta-analysis. *Am.J.Publ.Health* 89 (1999) 1009-1017.
- Mattenkloft, M.: Nachweisgrenzen der Bestimmung des alveolengängigen Quarzanteils von Materialproben, BIA/BG-Symposium Quarz, Hennef/Sieg (2002).
- Nold, A., F. Bochmann: Epidemiologische Ergebnisse zu Dieselmotoremissionen und Lungenkrebs. *Gefahrstoffe – Reinhaltung der Luft* 59 (1999) 289-297.
- Peters et al.: Feine und ultrafeine Partikel. In: Wichmann, Füllgraff und Schlipkötter (Hg.): *Handbuch der Umweltmedizin*, 14.Erg.Lfg. 10/98, Ecomed Verlag (1998).
- Schneider, J. (WHO): Gesundheitseffekte durch Schwebstaub. Bericht zum Workshop – PMx-Quellenidentifizierung, Januar 2004, Hrsg.: UBA.
- SenStadt (Senatsverwaltung für Stadtentwicklung): Luftverunreinigungen in Berlin im Jahr 2000, persönliche Mitteilungen aus dem Referat IXD / VIIIA (2001).
- UBA (Umweltbundesamt) (Hg.): Feinstaub – Die Situation in Deutschland nach der EU-Tochter-Richtlinie, WaBoLu-Heft 2/00, Symposium 26./27.06.2000 (2000).
- WHO (World Health Organization)/IPCS (Ed.): Diesel fuel and exhaust emissions. *Environmental Health Criteria* 171, Geneva (1996).
- WHO (World Health Organization) (2003) EUR/03/5042688, Copenhagen, www.euro.who.int/document/e79097.pdf.
- Wichmann, H.E., J. Heinrich, A. Peters: Gesundheitliche Wirkungen von Feinstaub. (Fort-schritte in der Umweltmedizin. Hrsg.: Wichmann, Schlipkötter, Füllgraff). Ecomed Landsberg (2002).

6.8 Weiterführende Literatur

- Fromme, H., T. Lahrz, M. Piloty, H. Gebhardt, A. Oddoy, H. Rüdén: Polycyclic aromatic hydrocarbons inside and outside of apartments in an urban area. *Sci.Total Environ.* 326 (2004) 143-149.

Fromme, H., T. Lahrz, M. Piloty, A. Oddoy: Polyzyklische Aromatische Kohlenwasserstoffe in der Innenraumlufte von Wohnungen, Kindergärten und Schulen. Z.Umforsch.Prax. 10 (2005) 35-41.

Fromme, H., T. Lahrz, A. Hainsch, A. Oddoy, M. Piloty, H. Räden: Elemental carbon and respirable particulate matter in the indoor air of apartments and nursery schools and outdoor air in Berlin (Germany). Indoor Air (2005) 15, 335-341.

7 Raumklima und Gesundheit

Sensorische Beschwerden im Innenraum: Hintergrund, Risikoanalyse und Bewertung

Wolfgang Bischof für die ProKlimA-Studiengruppe¹

7.1 Zusammenfassung

Befindlichkeitsstörungen im Büro sind seit drei Jahrzehnten verstärkt Gegenstand der Forschung. Das oft als Sick-Building-Syndrom (SBS) bezeichnete Krankheitsbild wird im Zusammenhang mit physikalischen, chemischen und biologischen Eigenschaften des Innenraums und vor allem seiner Luft diskutiert. Große, im amerikanischen, englischen und skandinavischen Raum durchgeführte Studien finden zwar einen Zusammenhang zwischen SBS-Symptomatik und Gebäudecharakteristika, jedoch keine Ursachen auf der Ebene raumklimatischer Parameter. Die deutsche ProKlimA-Studie¹ hat parallel zu SBS-Symptomen u. a. auch physikalische, chemische und biologische Größen des Innenraums an ca. 1.500 Arbeitsplätzen messtechnisch erfasst. Die anhand multipler logistischer und hierarchischer linearer Modelle durchgeführten Analysen potentieller Einflussgrößen zeigen, dass vor allem die Disposition der im Büro Tätigen sowie ihre Arbeitsbedingungen und ihre Arbeitszufriedenheit im Zusammenhang mit einer SBS-Symptomatik stehen. Umweltfaktoren des Innenraums sind in dem definitionsgemäß für das SBS typischen Bereich geringer bis moderater Exposition nicht mit komplexen Befindlichkeitsstörungen assoziiert.

7.2 Einleitung

Mendell legte 1993 eine umfangreiche Metaanalyse von 32 Feldstudien des Problemkreises 'sick building syndrome (SBS)' vor [Mendell 1993]. Anhand einer 37 Einflussgrößen bzw. mögliche Ursachen für die SBS-Symptomatik umfassenden komplexen Liste findet er nur drei, die seinen wohldefinierten Kriterien standhalten. In Anbetracht einer großen Zahl widersprüchlicher Ergebnisse fragt er nach der Relevanz des jeweiligen Studiendesigns. Hier zeigte sich, dass nur sieben der 32 Studien einen experimentellen Ansatz enthielten und nur

¹ Die ProKlimA-Studie wurde gefördert innerhalb des Programms „Arbeit, Umwelt und Gesundheit“ des Bundesministeriums für Bildung, Wissenschaft, Forschung und Technologie, BMBF; 01HK362/6.

fünf auch klinische Methoden einsetzen. Als besonders kritisch dürfte jedoch gelten, dass nur drei der Studien lokale Umgebungsmessungen beinhalteten.

Die exakte Expositionserfassung wird neben einem adäquaten Confounding und der validen Beschreibung der resultierenden Wirkungen am Menschen als wesentliches Kriterium für die Einbeziehung von Studien in eine übergreifende Analyse der wissenschaftlichen Literatur gefordert. Dass gerade Untersuchungen, deren Endpunkt die SBS-Symptomatik – heute auch allgemeiner als gebäudebezogene Befindlichkeitsstörungen bezeichnet – war, nicht in eine derartige Metaanalyse einbezogen werden, liegt oft an fehlender oder unzureichender Expositionsmessung bzw. mangelhaftem Confounding [Wargocki *et al.* 2002, Schneider *et al.* 2003]. Wichtige Störgrößen wie Gebäude- und Raumcharakteristika, tätigkeitsbezogene Faktoren, Disposition und psychosoziale Faktoren der untersuchten Personen, deren Kenntnis für eine multivariate Analyse essentiell ist, hat Mendell bereits 1996 beschrieben [Mendell *et al.* 1996].

Vor diesem Hintergrund sind die Ergebnisse der ProKlima-Studie – deren Querschnittspart in 14 Bürogebäuden und an rund 1.500 Arbeitsplätzen SBS-Befragung, chemische, physikalische und biologische Messung, arbeitswissenschaftliche und soziodemographische Erhebung sowie medizinische Screeningverfahren an einer Substichprobe vereint – zu werten.

7.3 Material und Methoden

14 Bürogebäude, davon 8 mit raumluftechnischen (RLT) Anlagen verschiedener Bauart, wurden anhand folgender Kriterien für die BMBF-geförderte ProKlima-Studie ausgewählt: Typische Bürotätigkeit der Gebäudenutzer; Anzahl der Beschäftigten pro Gebäude > 200; Gebäudefertigstellung > 2 Jahre vor Beginn der Messungen.

Tabelle 1 zeigt Studiendesign und -logistik im Überblick. Als Basismuster findet sich die Sequenz Feldmessungen – Datenanalyse – Projektberatung und Entscheidungsvorbereitung für den folgenden Untersuchungsabschnitt. Phase A beginnt mit der Übergabe eines umfangreichen Fragebogens an alle im jeweiligen Gebäude tätigen Mitarbeiter. Gleichzeitig erfolgt eine detaillierte Inspektion des Gebäudes und der – soweit vorhanden – raumluftechnischen Anlagen durch ein Expertenteam. Parallel zu dieser Bewertung wurden mikrobiologische und allergologische Messungen in ausgewählten Komponenten der Anlage durchgeführt. In Phase C wurden basierend auf den Befragungsergebnissen 120 Personen aus der Gesamtstichprobe selektiert. Die Auswahl erfolgte anhand eines speziellen Kriteriums zur Diagnose befindlichkeitsgestörter Arbeitnehmer: In mindestens 2 der 6 Dimensionen der Sensorikliste und in mehr als 2 Bereichen dieser Dimensionen musste mindestens „ziem-

lich störend“ geantwortet werden, um der SBS-Fallgruppe zugeordnet zu werden [Bullinger et al. 1997]. Die Dimensionen der Sensorikliste, die sich an den Leitsymptomen des Sick-Building-Syndroms orientieren, betreffen Missempfindungen in den Bereichen Auge, Hals, Nase, Rachen, Mund, Haut und ZNS/Vegetativum.

Tabelle 1: Design und Logistik der ProKlimA-Studie

Phase	Projektschritt	Arbeitsinhalte
Z	Akquisition	Projektvorstellung, Erläuterung des Untersuchungsumfanges, Einverständniserklärung des Betreibers und der Personalvertretung
A	Inspektion des Gebäudes und der RLT-Anlage, Befragung I	hygienische Untersuchung von Anlagenkomponenten, technische Begutachtung von Gebäude und Gebäudetechnik, Befragung (SBS-Fragebogen, Langfassung) aller im Gebäude Tätigen
B	Datenanalyse I	Ermittlung der SBS-Symptomscores, Ausschluss bekannter Gesundheitsgefährdungen (Asbest, Legionellen, PCB etc.)
C	Projektberatung I	Auswahl von 120 Personen (60 mit und 60 ohne SBS-Symptomatik) und Festlegung von ca. 40 Messpunkten (Räume, Raumsegmente)
D	Befragung II Innenraummessungen I und medizinische Diagnostik I	Befragung (SBS-Fragebogen, Kurzfassung); physikalische, chemische, biologische Innenraummessungen; arbeitswissenschaftlich-ergonomische Erhebung
E	Datenanalyse II	einschließlich Zusammenfassung der wichtigsten Ergebnisse univariater/deskriptiver Statistik, umfassender schriftlicher Bericht für den Gebäudebetreiber
F	Projektberatung II	Vorschlag und Diskussion von Hypothesen, Interventionsmöglichkeiten und -strategien, Vorbereitung des Interventionsdesigns für den konkreten Fall
G	Intervention	mit individuellem Design, einschließlich: Befragung III, Probandentagebücher, ausgewählte Messungen und medizinische Untersuchungen
H	Datenanalyse III	Auswertung der Interventionsdaten
I	gebäudeübergreifende Auswertung	statistische Auswertung der Daten über alle untersuchten Gebäude, Entwicklung und Testung komplexer Modelle

Die eigentliche Querschnittsuntersuchung erfolgte in Phase D. Im Laufe einer Woche, von Montag bis Freitag, wurden in jedem Untersuchungsobjekt Befragungen, medizinische Untersuchungen, Innenraum- und ausgewählte Außenmessungen, arbeitswissenschaftliche sowie physikalisch-technische Erhebungen durchgeführt. Tabelle 2 fasst Einzelvariablen und Variablengruppen, die in den Phasen A und D bestimmt wurden, zusammen. Die Auswertung der gebäudebezogenen Daten erfolgte in Phase E. Hierfür generierte jeder Projektpartner einen eigenen Datensatz anhand einer Schlüsseldatei, die eindeutige Beziehungen zwischen den in Tabelle 1 und Tabelle 2 aufgeführten Ebenen für jedes Gebäude enthält.

Diese Teildaten wurden dann in einen Gesamtdatensatz für das jeweilige Gebäude überführt und nach Abschluss eines festgelegten File-closing-Verfahrens allen beteiligten Institutionen zur Verfügung gestellt. Ausgehend von einer ersten univariaten und deskriptiven Auswertung erstellten die Projektpartner für jedes Gebäude einen Bericht, der die variablenbezogenen Ergebnisse enthält und diese diskutiert. Die zusammengeführten Teilberichte und ein die wichtigsten Ergebnisse, Konsequenzen und Empfehlungen zusammenfassender Kurzreport wurden dem Gebäudebetreiber übergeben. Phase I dient der Zusammenführung aller gebäudebezogenen Daten in einer Datenbank und der übergreifenden univariaten wie multivariaten Auswertung. In erster Linie kamen zwei Verfahren zur Anwendung: Hierarchisch Lineare Modelle (HLM), die es erlauben, komplexe Strukturen von auf unterschiedlichen Aggregationsebenen gepaarten sozial- und naturwissenschaftlichen Daten zu analysieren sowie Multiple Logistische Regressionsanalysen, durch die eine Risikoabschätzung anhand von Odds Ratios ermöglicht wird.

Abbildung 1 zeigt die Struktur des hypothetischen Zusammenhangs zwischen Einfluss-, Ziel- und Moderatorvariablen sowie die komplexe Hierarchie der Messebenen. Eine ausführliche, alle Variablen, Mess- und Auswertemethoden beschreibende Darstellung des Projektes findet sich im Abschlussbericht der Studie [*Bischof et al. 2003*].

Tabelle 2: Messebenen und gemessene Variablen von ProKlimA

Ebene	Messung	Variable
Gebäude	Inspektion	Gebäudecharakteristika
	meteorologisch	Temperatur, relative Feuchte, Windgeschwindigkeit und -richtung, Niederschlagsmenge, Sonneneinstrahlung
	Außenluftqualität	SO ₂ , NO ₂ , CO, O ₃ , Summe der flüchtigen organischen Luftbeimengungen (TVOC), Formaldehyd, Luftkeime, Allergene, Endotoxin
	Umgebungscharakteristika	Lage, Emissionsquellen (Verkehr, Industrie etc.)
Raumluft-technische Anlage	Inspektion	Zustand und Wartung der Gesamtanlage und der Systemkomponenten, spezielle Bewertung von Filtern, Befeuchtern, Außenluftansaugung, Regelung und Dämmung
	biologisch	mikrobiologische Kontamination von Befeuchtern und Filtern, Vorkommen und Konzentrationen von Endotoxinen, Legionellen und Allergenen
	chemisch	chemische Analyse des Befeuchterwassers
gesamter Raum	physikalisch	Luftwechsel, Feuchteschäden, Kühlleistung
	Raumcharakteristika	Baumaterialien, Interieur, lokale RLT-Komponenten (einschließlich Wartung), Quellensuche: Asbest und PCB
Raumsegment	physikalisch	Partikel, Ionen, Schallpegel
	chemisch	TVOC, Formaldehyd, NO ₂ , CO ₂ , CO, SO ₂ , O ₃ , Radon
	biologisch	Luftkeime, Allergene und Endotoxin, Allergen- und Pilzsporenkonzentration im sedimentierten Staub
	sensorisch	empfundene Luftqualität
Arbeitsplatz	physikalisch	Luftgeschwindigkeit, Turbulenzgrad, Temperaturen (Luft-, Strahlungs-, Äquivalent-, resultierende Hauttemperaturen), relative Feuchte
	ergonomisch	Raumgestaltung und Umfeld, Beleuchtung
Proband	medizinisch	ophthalmologisch (Tränenfilmaufrisszeit, Bindehautschaum, Lipidfilmstärke, Mikroläsionen der Hornhaut, Schirmertest), dermatologisch (Hautfeuchte und -fettfilm), allergologisch (Lungenfunktion, Oximetrie, Rhinomanometrie, IgE), Konzentrationsfähigkeit
	arbeitswissenschaftlich, ergonomisch	Tätigkeitsbewertung: organisatorisch-technisch, Kooperations- und Kommunikationsmöglichkeiten, Verantwortungsübertragung, kognitive Leistungen, Qualifikations- und Lernerfordernisse, Bildschirmarbeit, Arbeitsplatzgestaltung, Metabolismus, Wärmedämmung der Bekleidung
	psychologisch	Fragebögen: körperliches Empfinden (Sensorik: Auge, Nase, Haut, Mund, Hals, allgemein), Raumklima (Beurteilung, Wichtigkeit und Zufriedenheit), psychisches Befinden, Arbeit, Gesundheit, Person und Tätigkeit

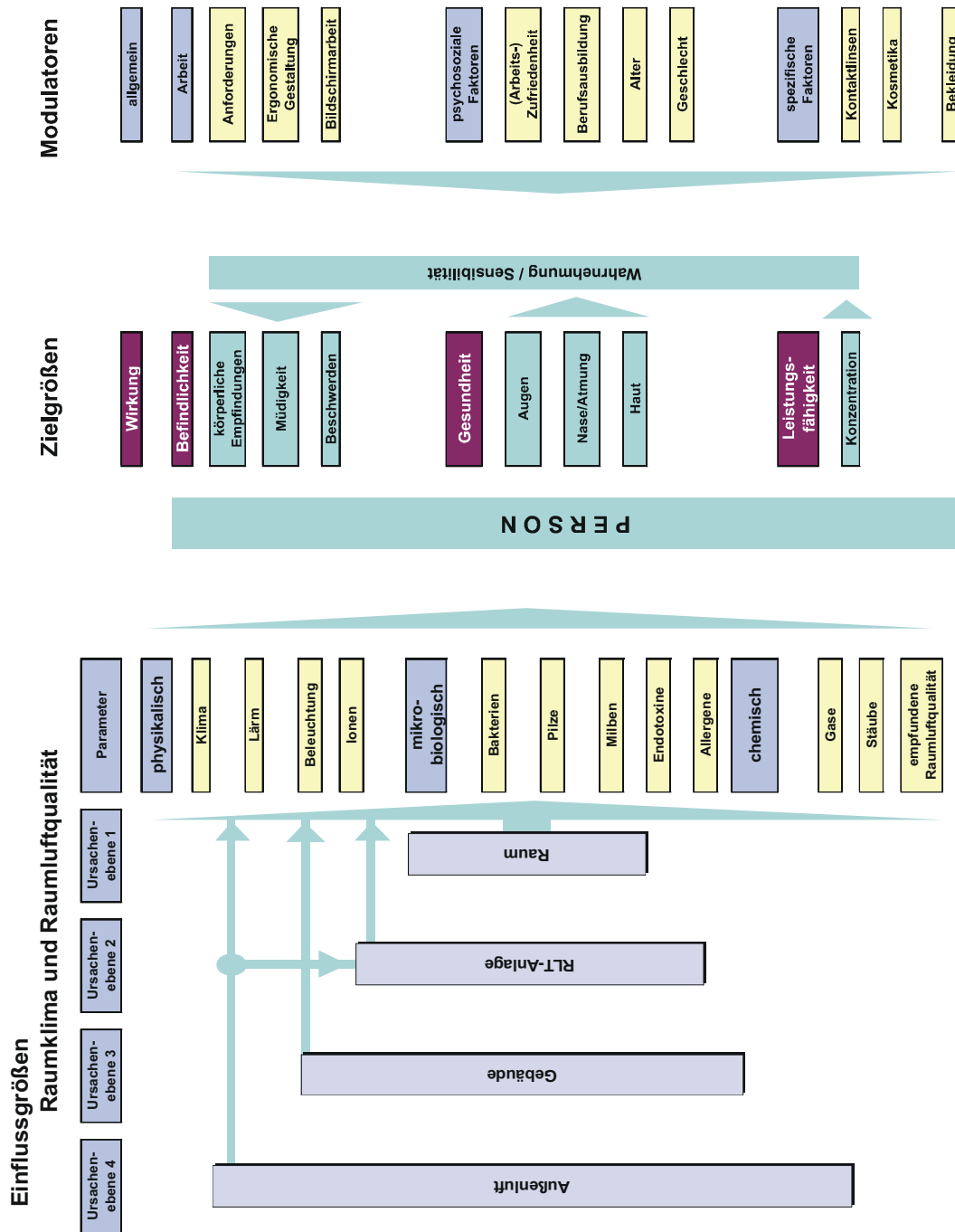


Abbildung 1: Schematische Darstellung des Zusammenhangs wichtiger in ProKlimA erfass-ter Variablen

7.4 Ergebnisse und Diskussion

Tabelle 3 weist den Untersuchungsumfang der ProKlimA-Studie aus.

Tabelle 3: Untersuchungsumfang der ProKlimA-Studie

Ebene	Anzahl
Gebäude	14
Klimaanlagen	40
Räume	607
Arbeitsplätze	1.497
davon klimatisiert	859
nicht klimatisiert	638
Personen (Befragung I, Phase A)	4.596
Personen (Befragung II, Phase D)	1.497
Personen (medizinische Untersuchung)	928

Die nachfolgende Ergebnisdarstellung bezieht sich auf den Komplex der in der Messwoche (Phase D) parallel erhobenen Daten. Zwei Fragen sollen anhand dieser Daten beantwortet werden:

- Gibt es Unterschiede in der Exposition gegenüber chemischen, biologischen und/oder physikalischen Innenraummessgrößen zwischen klimatisierten und nicht klimatisierten Bürogebäuden?
- Erhöhen bestimmte chemische, biologische oder physikalische Eigenschaften des Raumklimas das Risiko für ein Auftreten von SBS?

Zu Frage 1:

Vor dem Hintergrund einer im Allgemeinen geringen bis moderaten Belastung der untersuchten Büroräume wurden in der Regel höhere Konzentrationen in natürlich belüfteten Gebäuden vorgefunden. Tabelle 4 zeigt, dass mit Ausnahme von Formaldehyd- und Stickstoffdioxid-Konzentrationen höhere Belastungen in natürlich belüfteten Räumen auftraten.

Tabelle 4: Vergleich gemessener Raumklimaparameter (Median) von natürlich belüfteten und klimatisierten Arbeitsplätzen

Messgröße	Natürliche Lüftung	Klimatisierung	relevante Kategorie
Bakterien in der Raumluft, KbE/m ³	130	118	klimatisiert, Fenster nicht offenbar: 90
Pilze in der Raumluft, KbE/m ³	40	20	klimatisiert, Fenster nicht offenbar: 10
Pilze im sedimentierten Staub, KBE/m ³	16	9	klimatisiert und Befeuchtung an: 7,4
Milbenallergen Der p1 im sedimentierten Staub*, ng/g	18,2	5,3	klimatisiert und Befeuchtung an: 16,1
Milbenallergen Der f1 im sedimentierten Staub*, ng/g	38,7	35,2	klimatisiert und Befeuchtung an: 53,1
Formaldehyd, µg/m ³	3,5	8,2	klimatisiert und Befeuchtung an: 9,4
TVOC; µg/m ³	294	262	klimatisiert, Fenster nicht offenbar: 206
NO ₂ , µg/m ³	20	29	Zentrale Gebäudelage: 36
CO ₂ , ppm	750	465	klimatisiert, Fenster nicht offenbar: 425
Empfundene Luftqualität, dezipol	5,6	3,9	klimatisiert, Fenster nicht offenbar: 3,4
CO, ppm	1,0	0,3	Zentrale Gebäudelage: 0,9
Partikel (> 1,0 µm), l ⁻¹	825	337	klimatisiert, Fenster nicht offenbar: 291

* Angabe des 75er Perzentilwertes, da > 50 % der Messwerte unter Nachweisgrenze

Betrachtet man die jeweils als „relevante Kategorie“ bezeichnete, spezifische Einflussgrößen auf den betreffenden Raumklimaparameter berücksichtigende Unterteilung, wird eine noch stärkere Polarisierung erkennbar. So verringern sich z. B. die vor allem mit der Außenluft eindringenden Lasten (Pilze, Bakterien, Partikel) in Räumen, die ausschließlich über eine raumluftechnische Anlage (Filter!) belüftet werden. Höhere Belastungen der Außenluft führen zu gleichfalls höheren Konzentrationen im Innenraum (Stickstoffdioxid). Die Befeuchtung der Raumluft ist mit höheren Konzentrationen an Milbenallergenen und Formaldehyd assoziiert. Ursache dieser signifikant geringeren Raumluftbelastung in den klimatisierten Räumen sind vor allem zwei Faktoren: Zum einen wurden in den klimatisierten Gebäuden deutlich höhere

Luftwechselraten vorgefunden, wodurch die im Innenraum emittierten Luftschadstoffe verstärkt abgeführt werden. Zum anderen wurde deutlich, dass die Luftfilter der RLT-Anlagen, selbst bei langen Standzeiten, viele in der Außenluft enthaltene Schadstoffe zurückhielten.

Diese, die objektive raumklimatische Situation beschreibenden Ergebnisse stehen in Widerspruch zur Beurteilung eben jener Situation durch die Nutzer. Auf die Frage: „Wie beurteilen Sie gerade jetzt die Luftqualität an Ihrem Arbeitsplatz (frische Luft/verbrauchte Luft)?“, antworteten die Probanden an natürlich belüfteten Arbeitsplätzen mehrheitlich mit „frische Luftqualität“, die an klimatisierten Arbeitsplätzen hingegen mehrheitlich mit „verbrauchte Luft“. Auch auf die allgemeine Frage nach der Zufriedenheit mit der Be- und Entlüftung reagieren die Probanden in natürlich belüfteten Räumen mit der besseren Bewertung.

Vergleicht man objektive und allgemein anerkannte Indikatoren der Raumluftqualität, wie z. B. den Kohlendioxid-Gehalt der Raumluft oder die Bewertung der empfundenen Luftqualität durch ein externes Riechkollektiv, bestätigt sich diese Diskrepanz. Tabelle 5 zeigt für natürlich und mechanisch belüftete Räume, inwieweit die Qualität des objektiv gemessenen Raumklimas durch die subjektive Empfindung des Raumnutzers widerspiegelt wird. Es zeigt sich, dass für gut ein Drittel der Befragten gemessenes und empfundenes Raumklima übereinstimmten, also z. B. hohe CO₂-Konzentrationen und Unzufriedenheit mit der Lüftungsqualität vorlagen. In den natürlich belüfteten Räumen wird in der Mehrzahl der Fälle eine bessere Bewertung angegeben, als es die objektiven Messwerte erwarten lassen, während in den mechanisch belüfteten objektiv gutes Raumklima mehrheitlich schlechter bewertet wird. Diese Divergenz zwischen den objektiven Messwerten und der subjektiven Einschätzung der Probanden legt nahe, dass hier andere, nicht mit dem gemessenen Raumklima und der Funktion der RLT-Anlage direkt zusammenhängende Faktoren eine Rolle spielen.

Tabelle 5: Übereinstimmung von objektiven (gemessene Indikatoren) und subjektiven (Befragung) Bewertungen der Raumluftqualität für natürlich und mechanisch belüftete Räume

gemessen / befragt	Lüftungsart	besser	schlechter	gleich
CO ₂ -Konzentration ./.. mit Lüftungsqualität unzufrieden → sehr zufrieden	natürlich	61,4 %	2,9 %	35,7 %
	mechanisch	16,7 %	44,6 %	38,7 %
empfundene Luftqualität ./.. Luft ist frisch → verbraucht	natürlich	57,6 %	5,2 %	37,2 %
	mechanisch	16,4 %	43,0 %	40,6 %

Folgerichtig stellt sich die Frage, ob extra-raumklimatische Einflüsse auf die Befindlichkeit durch die konkrete Lüftungstechnische Situation beeinflusst sind. Betrachtet man die Beantwortung der auf das Raumklima bezogenen Fragen zu Phase D, die Auskunft über Erwartungen/Einstellung des Nutzers geben, finden sich deutliche Unterschiede in Abhängigkeit von der Belüftungsart. Auf die Frage, wie wichtig diverse Raumklimaparameter für das eigene Wohlbefinden sind, werden Prävalenzen zwischen 7,8 % (Luftbewegung) und 23,1 % (Be- und Entlüftung) für die Bewertung „extrem wichtig“ (5-Punkte-Skala, beginnend mit 1 = nicht wichtig bis 5 = extrem wichtig) gefunden (vergleiche Tabelle 6). Probanden in klimatisierten Räumen bewerten die Luftfeuchte, die Raumtemperatur, die Luftbewegung und die Be- und Entlüftung signifikant häufiger als extrem wichtig im Vergleich zu denen in natürlich belüfteten Räumen [Bischof et al. 2002].

Tabelle 6: Einfluss der Belüftungsart auf die Bewertung ausgewählter Raumklimaparameter als „extrem wichtig für Ihr Wohlbefinden“ durch die Probanden; adjustierte Odds Ratios (OR) und 95 %-Konfidenzintervalle für Klimatisierung im Vergleich zu natürlicher Belüftung

Parameter	n	Gesamtprävalenz %	OR [#]	95 %-Konfidenzintervall
Luftfeuchte	4.067	12,5	1,72	1,33 – 2,22
Raumtemperatur	4.074	16,7	1,65	1,32 – 2,05
Luftbewegung	4.048	7,8	1,93	1,39 – 2,66
Be- und Entlüftung	4.074	23,1	1,45	1,20 – 1,76

#: adjustiert auf Geschlecht, Alter, Bildung, Jahreszeit, selbstberichtete akute Erkrankungen und Allergien, Arbeitszufriedenheit und SBS-Fall/Kontroll-Einstufung

Zu Frage 2:

Hierarchisch Lineare Modelle:

Im Gesamtmodell „SBS-relevante Befindlichkeitsstörungen“ (n = 1000) waren neben dem Gebäude noch weitere 9 Variablen der 1. Ebene signifikant. Diese Variablen waren „Öffentlichkeit der Fenster“, „akute Krankheit“, „weibliches Geschlecht“, „Raucherstatus“, „Zufriedenheit mit der Arbeit“, „Benommenheit“, „Müdigkeit“, „Alter“ und „Verantwortlichkeit bei der Arbeit“. Drei dieser 9 signifikanten Variablen waren aus der Krankheits- und Symptomebene abgeleitet, „Müdigkeit“ hatte einen starken Effekt, der über die Gebäude variierte. „Akute

Krankheit“ hatte ebenfalls einen starken Effekt und zeigt damit an, dass der Gesamtwert der Sensorikliste abhängig ist auch von akuten und chronischen Gesundheitsproblemen. Die „Benommenheit“ aus dem Befindlichkeitsfragebogen (POMS) hatte ebenfalls einen deutlichen Effekt. Alle Variablen wirkten in der erwarteten Richtung: Mehr Probleme auf der Symptomebene bzw. auf der Ebene von Erkrankungen waren assoziiert mit höheren Summenscorewerten in der Sensorikliste. Drei Variablen bezogen sich auf die Arbeitscharakteristika. Das Ausmaß an „Kooperation“ und „Kommunikation“ am Arbeitsplatz, die „Zufriedenheit mit der Arbeit“ und die „Öffenbarkeit der Fenster“ waren reziprok verbunden mit dem Symptom-score. Das endgültige Modell zeigte, dass trotz der großen Anzahl an getesteten Variablen keine der chemischen, mikrobiologischen oder physikalischen Innenraumbelastungsvariablen einen nachweisbaren Effekt auf die Sensorikliste hatte.

Die Analyse von Befindlichkeitsstörungen an den betrachteten Einzelorganen Auge, Nase Mund, Hals, Haut und Vegetativum zeigt ähnliche Resultate wie die für das Gesamtmodell „SBS“. Nur in einem Fall, beim Symptomscore Hals, erreicht mit der Endotoxinkonzentration der Luft eine im Innenraum gemessene Variable das Signifikanzniveau.

Multiple Logistische Modelle:

Tabelle 7 zeigt den Einfluss von Adjustierungsvariablen – auch als Confounder bzw. als Mediator- oder Moderatorvariablen bezeichnet – auf die SBS-Symptomatik. Das Vorhandensein einer akuten Erkrankung zum Untersuchungszeitpunkt, Arbeitsunzufriedenheit und der tägliche Umgang mit schlechter Computersoftware erhöhen sowohl das Risiko von SBS-Beschwerden wie auch für Beschwerden in den einzelnen Organbereichen der Sensorikliste (hier nicht gezeigt). Frauen sind bekanntermaßen durch ein generell höheres Beschwerderisiko gekennzeichnet. Während Alter und Bildungsniveau im multivariaten Modell nur noch punktuell eine Rolle spielen, bewirkt eine selbstberichtete Allergie für Haut- und Nasenbeschwerden und SBS einen risikoerhöhenden Einfluss.

Tabelle 7: Multiple logistische Modelle für den Einfluss der Adjustierungsvariablen auf SBS-Beschwerden – Odds ratios und 95 %-CI; p < 0,05 fett gedruckt

Mediatorvariable	Odds Ratio	Konfidenzintervall
weiblich	1.79	1.51 – 2.57
<= 30 Jahre	1.14	0.88 – 1.48
niedriges Bildungsniveau	1.16	0.90 – 1.49
akute Erkrankung	3.21	2.34 – 4.40
selbstberichtete Allergie	1.68	1.32 – 2.14
klimatisiert	1.15	0.88 – 1.50
nicht Winter	1.37	1.02 – 1.84
gute Tätigkeitsbewertung	1.00	
moderate Tätigkeitsbewertung	1.59	1.20 – 2.11
schlechte Tätigkeitsbewertung	1.91	1.07 – 3.40
Arbeitsunzufriedenheit	1.97	1.53 – 2.54
Computer und gute Software	1.00	
keine Computernutzung	1.34	1.03 – 1.75
Computer und schlechte Software	2.05	1.37 – 3.05

Die Bedeutung der Klimatisierung tritt im komplexen SBS-Modell zurück und kommt nur noch auf der Organebene (Nase, Hals und Vegetativum) zum Ausdruck. Es scheint auch einen saisonalen Einfluss zu geben, da die bei einer Außentemperatur > 0 °C untersuchten Probanden ein signifikant höheres Risiko haben. Die objektive Bewertung der Arbeitsanforderungen mit Hilfe des „Tätigkeitsbewertungssystems – Geistige Arbeit“ erwies sich als bedeutsames Merkmal hinsichtlich der Beschwerdeäußerungen. Es zeigt sich ein klarer Trend: je ungünstiger die Tätigkeitsbewertung, umso höher das Risiko. Ähnlich verhält es sich mit der Softwarequalität. Während die Probanden, die am Computer mit guter Software arbeiten, generell das geringste Beschwerderisiko aufweisen – geringer als das der ohne Computer tätigen Probanden – haben die Computerarbeiter mit schlechter Software ein generell erhöhtes Risiko.

Tabelle 8 enthält eine komprimierte Darstellung von 20 multiplen logistischen Regressionsmodellen, wobei neben den gemessenen Innenraumvariablen immer die gleichen, z. T. sehr einflussstarken Adjustierungsvariablen ins Modell einbezogen wurden. Für die übergreifende, mehrere Dimensionen sensorischer Beschwerden berücksichtigende Variable „SBS“

wurden keine signifikanten Einflüsse aus dem Bereich der untersuchten physikalischen, chemischen und biologischen Raumklimavariablen gefunden.

Tabelle 8: Der Einfluss von Raumklimavariablen auf SBS-Beschwerden, adjustiert auf Geschlecht, Alter, Bildungsniveau, akute Erkrankung, Allergie, Lüftungssystem, Tätigkeitsbewertung, Arbeitszufriedenheit und Softwarequalität

EINFLUSSVARIABLE	ODDS RATIO	KONFIDENZ-INTERVALL
Pilze (Luft) >170 CFU/m ³	0.72	0.49 – 1.05
Pilze (Staub) >43.2 CFU*10 ³ /g	0.80	0.54 – 1.19
Bakterien (Luft) >380 CFU/m ³	1.06	0.72 – 1.57
Endotoxin (Luft) >0.23 ng/m ³	0.84	0.56 – 1.25
NO ₂ >48 µg/m ³	1.20	0.78 – 1.84
Formaldehyd >23.6 µg/m ³	1.24	0.83 – 1.84
TVOC >666 µg/m ³	1.46	0.96 – 2.22
Kohlendioxid >935 ppm	0.82	0.53 – 1.28
Ozon >0.023 ppm	1.29	0.86 – 1.94
Kohlenmonoxid >1.75 ppm	1.07	0.67 – 1.70
Luftgeschwindigkeit >0.089 m/s	0.69	0.47 – 1.01
Turbulenzgrad >54.6 %	0.87	0.53 – 1.42
Rel. Luftfeuchte >56 %	0.90	0.61 – 1.33
Rel. Luftfeuchte <22 %	0.68	0.42 – 1.12
Operativtemperatur >25.05 °C	0.82	0.54 – 1.22
Operativtemperatur <21.2 °C	1.23	0.80 – 1.91
empfundene Luftqualität >7.6 dezipol	0.95	0.62 – 1.46
Partikel (>0,5 µg) >3447 1/l	1.19	0.79 – 1.77
Positive Ionen >287 1/cm ³	1.32	0.88 – 1.99
Negative Ionen >230 1/cm ³	1.02	0.67 – 1.55

Im Bereich der hier nicht dargestellten Einzelorgane zeigt sich ein das Beschwerderisiko hinsichtlich Symptomen an Auge, Haut, Nase und Vegetativum erhöhender Einfluss der Summenlast organischer Luftbeimengungen (TVOC). Des Weiteren findet sich ein ungünsti-

ger Einfluss einer erhöhten Endotoxinkonzentration und einer relativ niedrigen Operativtemperatur auf Beschwerden des Mundes.

Zusammenfassend zeigt die Untersuchung von 14 großen Bürogebäuden in Deutschland und die damit verbundene Befragung von 4.596 Beschäftigten, dass der Anteil der durch eine SBS-Symptomatik befindlichkeitsgestörten Arbeitnehmer in klimatisierten Räumen im Mittel höher liegt als der in natürlich belüfteten Räumen. Sie bestätigt damit die Ergebnisse und Erfahrungen großer, weltweit durchgeführter Untersuchungen zum Sick-Building-Syndrom. Die weitergehende Analyse von 1.497 Arbeitsplätzen ergibt, dass klimatisierte Gebäude durch geringere physikalische, chemische und biologische Lasten gekennzeichnet sind. Dieser Widerspruch stellt die mit der Klimatisierung verbundene Expositionshypothese in Frage. Folgerichtig bestätigt die detaillierte, auch andere auf die Befindlichkeit direkt und indirekt wirkende Einflussgrößen berücksichtigende multivariate Auswertung, dass in den untersuchten Bürogebäuden Befindlichkeitsstörungen primär mit Faktoren aus den Bereichen der Tätigkeit und Ergonomie, der persönlichen Disposition und psychosozialer Gegebenheiten verbunden sind. Umweltfaktoren des Innenraums zeigen in dem definitionsgemäß für das SBS typischen moderaten Expositionsbereich keine Assoziationen zu komplexen Befindlichkeitsstörungen.

Weiterhin zeigt die mehrjährige, interdisziplinäre und im Erhebungsprogramm aufwendige Untersuchung Erkenntnisfortschritte hinsichtlich der genauen Typisierung und Differenzierung raumklimatischer und personenbezogener Variablen. Es konnte ein Referenzwerk geschaffen werden für die Einordnung von Messwerten aus weiteren Studien. Die sorgfältige Entwicklung und a-priori-Prüfung sowie der Einsatz von standardisierten Messinstrumenten in dieser Untersuchung und das breit angelegte Untersuchungsprogramm, das weder Befindlichkeitsbeeinträchtigungen im Sinne des SBS präjudiziert noch raumklimatische Faktoren von in der Literatur zitierter Relevanz auslöst, ergibt trotz des hohen Aufwands aber, dass Befindlichkeitsstörungen nur unter Wahl eines sehr progressiven niedrigschwelligen Kriteriums überhaupt feststellbar sind. Diese Störungen bewegen sich ganz deutlich im unteren bis mittleren Bereich, ein weiterer Grund für die Problematik, eine Beziehung zwischen Befindlichkeit und Raumklima zu finden.

Trotz des Einsatzes adäquater statistischer Modelle – von einfacherer Art bis hin zu komplexeren Modellen wie hierarchischen linearen Modellen – zeigte sich, dass vermutete Beziehungen zwischen hypothetischen Einfluss- und Zielvariablen, die die vielfache Verknüpfung dieser Variablen untereinander zu berücksichtigen haben, schwer nachvollziehbar sind.

Lediglich ein Beschwerdekomples, der mit flüchtigen organischen Substanzen in der Raumluft und sensorischen Missempfindungen auf der Organ-, nicht jedoch der komplexen SBS-Ebene assoziiert ist, konnte durch Hochrisikomodelle identifiziert werden.

Mit der Aussage, dass eher auf die Tätigkeit und die Person bezogene als raumklimatische Faktoren für die Befindlichkeit in den untersuchten Bürogebäuden von Bedeutung waren, legt das Projekt ein Ergebnis von weitreichender Bedeutung vor. Dieses ist vor dem Hintergrund zu sehen, dass in der untersuchten Stichprobe nur in Ausnahmefällen Richtwerte physikalischer, chemischer oder biologischer Innenraumparameter überschritten wurden, also allgemein von einer geringen bis moderaten Belastung auszugehen ist. Besonders wichtig ist in diesem Zusammenhang, dass im ProKlimA-Projekt Befindlichkeitsstörungen, aber auch Leistungsbeeinträchtigungen und medizinische Variablen, sehr genau und in Bezug auf die aktuelle Situation gemessen wurden – eine Herangehensweise, die bisher nur in wenigen, oft auf kleine Stichproben beschränkten Studien realisiert wurde. Grundlage hierfür war die Anwendung psychometrisch validierter Verfahren, die personenbezogene Erfassung der raumklimatischen Variablen und die zeitliche Kongruenz in der Ermittlung dieser Einfluss- und Zielgrößen.

Aus diesen Schlussfolgerungen ergeben sich Konsequenzen im Hinblick auf die Einschätzung von gebäudebezogenen Symptomen in dem für deutsche Verhältnisse wohl typischen Bereich geringer bis moderater Innenraumexpositionen. Die mit dem ProKlimA-Projekt geschaffene Datenbasis erlaubt eine kritische, potenzielle Einflüsse auf die Befindlichkeit einbeziehende Wertung der jeweiligen Situation und ermöglicht die Ableitung von konkreten, den aktuellen Gegebenheiten angepassten Interventionen.

Welche Empfehlung ist aus den Projektergebnissen abzuleiten, um gebäudebezogene Befindlichkeitsstörungen zu vermeiden, zu erkennen, ihnen zu begegnen? Erst die integrale Betrachtung wichtiger Einflüsse auf die Befindlichkeit des Menschen – bei der nicht nur die Qualität und Quantität von Raumklimafaktoren eine Rolle spielen dürfen, sondern die Interaktion von und mit Tätigkeit, Interieur und gebäudetechnischer Ausstattung Beachtung finden – wird intramurales Leben und Arbeiten auch unseren Sinnen angenehm gestalten lassen.

7.5 Literatur

- Bischof, W., Brasche, S., Kruppa, B., Bullinger, M. (2002) Do building-related complaints reflect expectations? *Proc. Indoor Air 3*, 461-465.
- Bischof, W., Bullinger-Naber, M., Kruppa, B., Müller, B.H., Schwab, R. (2003) Expositionen und gesundheitliche Beeinträchtigungen in Bürogebäuden. Fraunhofer IRB Verlag, Stuttgart.
- Bullinger, M., v. Mackensen, S., Morfeld, M. (1997) Psychosoziale Determinanten des Sick-Building-Syndroms. *Arbeitsmed. Sozialmed. Umweltmed.* 32, 225-228.
- Mendell, M.J. (1993) Non-specific symptoms in office workers: a review and summary of the epidemiologic literature. *Indoor Air 3*, 227-236.
- Mendell, M.J., Fisk, W.J., Deddens, J.A., Seavey, W.G., Smith, A.H., Smith, D.F., Hodgson A.T., Daisey, J.M., Goldman, L.R. (1996) Elevated symptom prevalence associated with ventilation type in office buildings. *Epidemiology 7*, 583-589.
- Schneider, T., Sundell, J., Bischof, W., Bohgard, M., Cherrie, J.W., Clausen, P.A., Dreborg, S., Kildeso, J., Kjaergaard, S.K., Lovik, M., Pasanen, P., Skyberg, K. (2003) 'EUROPART'. Airborne particles in the indoor environment. A European interdisciplinary review of scientific evidence on associations between exposure to particles in buildings and health effects. *Indoor Air 13*, 38-48.
- Wargocki, P., Sundell, J., Bischof, W., Brundrett, G., Fanger, P.O., Gyntelberg, F., Hanssen, S.O., Harrison, P., Pickering, P., Seppänen, O., Wouters, P. (2002) Ventilation and health in non-industrial indoor environments: report from a European Multidisciplinary Consensus Meeting (EUROVEN). *Indoor Air 12*, 113-28.

8 Bewertung von Schadstoffgemischen in der Innenraumluft

Ursula Schwegler

8.1 Einleitung

Mischungen chemischer Stoffe ist der Mensch simultan oder sequentiell über die verschiedensten Expositionspfade – wie die orale Aufnahme kontaminierter Lebensmittel oder kontaminierten Trinkwassers, die Inhalation von Luftschadstoffen aus der Außenluft und dem Innenraum – ausgesetzt [Groten *et al.* 2004, Könemann & Pieters 1996]. Insofern interessieren sich die Pharmakologie, die Toxikologie und die Epidemiologie für die Interaktionen von Einzelstoffen in Stoffgemischen und ihren resultierenden Wirkungen. So sind bekannte Beispiele für Kombinationswirkungen: die verstärkte Wirkung von Tranquilizern nach Genuss von Alkohol, Synergismus von Rauchen und Exposition gegen Asbest bei der Entwicklung von Lungenkrebs und synergistische lebertoxische Effekte im Tierversuch nach Exposition gegen 2,3,7,8-TCDD und PCB 153 [van Zorge 1996].

Die Beurteilung von Stoffgemischen wird durch viele bei der Bewertung zu berücksichtigende Gesichtspunkte wie Stoffwirkungen, Dosisbereich der Einzelstoffe, Expositionshöhe der Einzelstoffe, Bioverfügbarkeit, Pharmakokinetik, Wechselwirkungen zwischen zwei oder mehr Stoffen im Umweltmedium etc. erschwert. Deshalb bereitet es Probleme, durch einfache Ansätze die Kombinationswirkungen komplexer Gemische zu beurteilen. Zahlreiche tierexperimentelle Untersuchungen haben zudem gezeigt, dass der betrachtete Konzentrationsbereich entscheidend die resultierende Wirkung beeinflusst. Additive oder überadditive Kombinationswirkungen wurden dann festgestellt, wenn Einzelstoffe Wirkungsschwellen erreicht hatten. Van Zage (1996) geht deshalb davon aus, dass wegen der geringen Expositionshöhen die Einzelstoffe in Umweltmedien kein Problem darstellen.

In Umweltmedien werden für Stoffgemische aus PCB, PCDD/PCDF, PAH und Trinitrotoluenen Summenwirkungen anhand von Potenzierungsfaktoren (nach EPA) bzw. Toxizitätsäquivalentfaktoren (nach WHO) abgeschätzt [Neumann 1996; EPA 1999, WHO 2000, WHO 2003]. Für die Innenraumluft gibt es zwei Beispiele, in denen Richt- oder Grenzwerte für Stoffgemische festgesetzt bzw. vorgeschlagen wurden. Nach der PCB-Richtlinie ist ein Gefahrenabwehrwert von oberhalb 3.000 ng/m³ PCB und ein Sanierungsleitwert/Vorsorgewert von unter 300 ng/m³ festgelegt (PCB-Richtlinie in BayBO Fassung 2002). Für das Stoffgemisch aus verschiedenen „Bicyclischen Terpenen“ wurde von der Innenraumluftthygiene-Kommission des Umweltbundesamtes und des Ausschusses für Umwelthygiene der AGLMB

die Summenrichtwerte RW I und RW II toxikologisch abgeleitet. Für die Beurteilung von Kombinationswirkungen gibt es außerdem nur allgemeine Hinweise, wie und wann in der konkreten Einzelfallbetrachtung Kombinationswirkungen berücksichtigt werden sollen, auf die im Laufe dieser Information eingegangen wird [*Bundesgesundhbl.* 11/96].

8.2 Grundlagen der Bewertung von Stoffgemischen, Kombinationswirkungen und -effekten

Stoffgemische werden von Behörden der EPA (1999) und von *Groten et al.* (2004) wie folgt definiert:

■ Einfache Gemische:

Gemische aus zwei oder einer begrenzten Anzahl von Verbindungen, deren qualitative und quantitative Zusammensetzung bekannt ist und deren Toxizität (mixture toxicity) sich adäquat beurteilen lässt. Beispiele hierfür sind ein Gemisch aus Dichlor- und Trichlorethylen oder ein Gemisch aus 2-Butanon und n-Hexan.

■ Komplexe Gemische:

Viel-Komponenten-Stoffgemische, deren qualitative und quantitative Zusammensetzung nicht vollständig bekannt ist und deren Beurteilung anhand von einfachen toxikologischen Ansätzen auf Grund von Unsicherheiten und Irrtumswahrscheinlichkeiten nicht zielführend ist. Beispiele hierfür sind der Zigarettenrauch, Abgase beim Schweißen, Dieselabgase, Verbrennungsprodukte, Luftverunreinigungen wie Aerosole [*Mauderly 1993, Groten et al. 2004*]. Luftverunreinigungen sind als kontinuierlich variierende komplexe Mischungen mit zahlreichen möglichen Kombinationswirkungen aufzufassen. Ihre Wirkungen sind das Resultat von Wirkungen der Einzelstoffe und der Wechselwirkungen zwischen zwei oder mehreren Verbindungen.

Wirken mehrere Stoffe auf den Organismus ein, ergeben sich im Hinblick auf die zu erwartende schädigende Wirkung drei prinzipielle Möglichkeiten [*Bolt & Riemer 1996*]:

- Die Einzelstoffe beeinflussen sich weder direkt noch indirekt in der jeweiligen Wirkung. Sie verhalten sich also, als wäre jeder nur allein im Körper. Man spricht von unabhängiger Wirkung, keine Interferenz.
- Die Wirkung einer Substanz wird durch einen zweiten anwesenden Stoff abgeschwächt. Man spricht von Antagonismus. Antagonistische Wirkung von Toluol wurde im Tierversuch bei der Untersuchung der neurotoxischen Wirkung von n-Hexan im auditiven System gefunden [*Nylen 1996*].

- Der Effekt des einen Stoffes wird durch einen zweiten verstärkt. Man bezeichnet dies als Synergismus. Beim additiven Synergismus addiert sich die Gesamtwirkung der beiden Stoffe; beim überadditiven Synergismus ist die Gesamtwirkung größer als die Summe der Einzelwirkungen.

Aus der Toxikologie sind viele Beispiele für additive Wirkung bekannt: Verstärkung der neurotoxischen Wirkung bei Exposition gegen n-Hexan und 2-Butanon, Steigerung der Reizwirkung im Atemtrakt durch Koexposition gegen Aerosole mit Ozon und Stickstoffdioxid, Schwefelsäure.

Beispiele für synergistische überadditive Wirkungen werden in experimentellen Tierversuchen und in In-vitro-Systemen beschrieben. Beispielsweise wurden bei Ratten bei Koexposition gegen Ozon und bakterielles Endotoxin überadditive entzündliche Reaktionen an den Schleimhäuten der Nase und des Bronchialsystems festgestellt [Wagner *et al.* 2001]. In vitro wurde bei Koexposition der menschlichen nasalen Epithelzellen oder einer bestimmten permanenten Zelllinie mit Rhinoviren und NO₂ oder O₃ überadditive Freisetzungen von Entzündungsmediatoren wie Interleukin 8 im Vergleich zu den Freisetzungsexperimenten an virusinfizierten Zellen oder gegen NO₂ (2 ppm) oder O₃ (0,1 ppm) beobachtet [Spannhake *et al.* 2002].

Der Einfluss der Dosis der Einzelsubstanz auf die festgestellte Summenwirkung wird in folgenden Beispielen erläutert:

Ratten, die nephrotoxische Substanzen wie Hexachlor-1,3-butadien, Quecksilberchlorid, Limonen und Lysinalanin in Konzentrationen von jeweils 25 % der Konzentration, bei der keine Wirkungen der Einzelsubstanz zu erwarten waren (NOEL), erhalten hatten, zeigten in der Summe keine nephrotoxischen Effekte. Wurden die Ratten gegen die Einzelsubstanzen im Bereich des NOEL exponiert, zeigten sich erste, statistisch nicht signifikante nephrotoxische Effekte bei männlichen Tieren im Vergleich zur Kontrollgruppe. Wurden Ratten gegen LOEL-Konzentrationen exponiert, wurde erhöhte Nephrotoxizität festgestellt. Die Summenwirkung ist die Addition der Wirkungen der Einzelverbindungen [Jonker *et al.* 1996].

In den Arbeiten von Ito *et al.* (1995, 1996) wurde gezeigt, dass bis zu 20 verschiedene Pestizide im ADI-Dosisbereich, d. h. ein Hundertstel des NOEL, keine additiven Kombinationswirkungen in einem experimentellen Testsystem zur Erfassung von Lebertumoren („Leber Foci-Assay“) zeigten.

Bei Luftschadstoffen wie Ozon oder Stickstoffdioxid wurden die tierexperimentellen Untersuchungen an hohen Expositionsdosen durchgeführt. Ob sich die Befunde auf den „no-

observed adverse effect level (NOAEL)“-Konzentrationsbereich übertragen lassen, ist nicht ausreichend geklärt.

8.3 Ansätze zur Beurteilung von Kombinationswirkungen

Bewertung von Stoffgemischen am Arbeitsplatz

Die im Folgenden unter a und b dargestellten Sachverhalte gehen vom Konzept der „einfachen ähnlichen Wirkung“, „einfachen gemeinsamen Wirkung“ oder „Dosis-Additivität“ aus. Hier wird angenommen, dass keine Wechselwirkung zwischen Stoffen des Stoffgemisches stattfindet, alle Stoffe den gleichen Wirkmechanismus haben und sich nur in der Potenz unterscheiden. Die Bedeutung dieses Konzeptes ist schematisch in folgender Abbildung dargestellt.

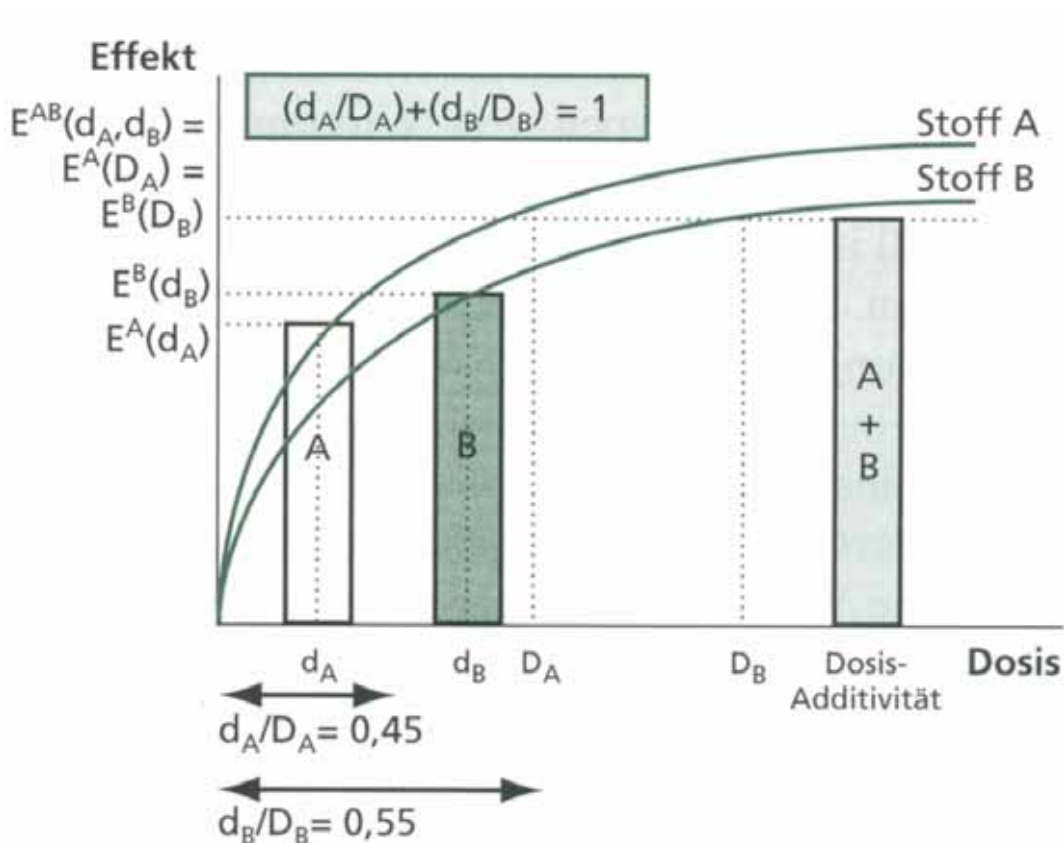


Abbildung 1: Konzept der Dosis-Additivität (nach [Groten et al. 2004])

a) Maximale Arbeitsplatzkonzentration für Gemische

Die Ableitung eines Summen-MAK-Wertes für ein Stoffgemisch kommt dann in Betracht, wenn die kombinierten Einzelstoffe gleiche Wirkungsmechanismen, ähnliche Pharmakokinetik, vergleichbare Stoffwechselwege und in der Regel vergleichbare toxikologische Wirkungsstärke besitzen. In Deutschland gibt es Summen-MAK-Werte z. B. für Hexan-Isomere (Ausnahme n-Hexan), Trichlorbenzole, Vinyltoluole, Xylole, PCB (42 und 54 % Chlor). Für α -Hexachlorcyclohexan und β -Hexachlorcyclohexan wurde trotz unterschiedlicher Wirkungsintensität ein Summenwert festgesetzt [Bartsch *et al.* 1998, DFG 2004].

b) Bewertung von Stoffgemischen in der Luft am Arbeitsplatz nach TRGS 403 (1989)

Grenzwerte für Stoffgemische in der Luft am Arbeitsplatz wurden nur in Einzelfällen wissenschaftlich begründet, häufig lassen sich keine derartigen Werte ableiten. Da aber auch solche am Arbeitsplatz häufig vorkommenden Stoffgemische (z. B. Lösemittel, Schleifstaub, Gichtgase, Schweißrauche) bewertet werden müssen, kommt eine Orientierungshilfe zum Einsatz. In die Bewertungsindices werden in die Regel nur Stoffe einbezogen, deren Konzentrationen größer 10 % des für den Stoff festgelegten Grenzwertes (MAK-Wert) sind. Additive Wirkung und gleicher Wirkungsmechanismus werden ohne explizite Prüfung vorausgesetzt.

Der Bewertungsindex (I_{MAK}) wird wie folgt bestimmt:

$$I_{MAK} = \frac{C_1}{MAK_1} + \frac{C_2}{MAK_2} + \dots + \frac{C_n}{MAK_n} = \sum_{i=1}^N \frac{C_i}{MAK_i} = \sum_{i=1}^N I_i$$

wobei C_1, C_2 bis C_n die gemittelte Durchschnittskonzentration über die gleiche Arbeitsschicht der Stoffe $I = 1, 2, \dots$ bis n ist und $MAK_1, MAK_2 \dots$ bis MAK_n die MAK-Werte der Stoffe $I = 1, 2 \dots$ bis N sind; Grenzwert ist $MAK = 1$.

Der Grenzwert gilt als eingehalten, wenn der Bewertungsindex I kleiner 1 ist. Vergleichbare Einschätzungen gibt es für Arbeitsplatzstoffgemische mit TRK-Werten.

Ein differenziertes Vorgehen wendet die "Occupational Safety and Health Administration" und die "American Conference of Governmental Industrial Hygienists (ACGIH)" an. Es wird unterschieden für Mischungen, die additive Wirkungen zeigen, und Gemische, die unabhän-

gig wirken [Bartsch et al. 1998]. Ein Rechenverfahren, vergleichbar mit der TRGS 403, kommt somit nur in Betracht, wenn die betrachteten Einzelstoffe einen ähnlichen Effekt auf das Organsystem oder vergleichbare Wirkungsmechanismen besitzen. Keine Anwendung findet dieses Vorgehen bei Stoffgemischen, bei denen überadditive Wirkungen zugrunde gelegt werden oder kanzerogene Wirkungen im Vordergrund stehen.

Im „Handbook“ der ACGIH (2004) wird folgendes Rechenbeispiel für reizende Stoffe aufgeführt:

$$\frac{160 \text{ ppm}}{500 \text{ ppm}} \text{ Aceton} + \frac{20 \text{ ppm}}{200 \text{ ppm}} \text{ sec. - Butylacetat} + \frac{90 \text{ ppm}}{200 \text{ ppm}} \text{ Methyl - ethyl - Keton} \dots =$$

$$0,32 + 0,10 + 0,45 = 0,87$$

Arbeiter norwegischer Autolackierereien wurden auf ihre berufliche Exposition gegen Lösungsmittel untersucht. Toluol wurde in der Luft am Arbeitsplatz in den höchsten Konzentrationen von 0,8 ppm (3 mg/m³) festgestellt, wenn Lacke auf Lösungsmittelbasis verwendet wurden. Beim Einsatz von Lacken auf Wasserbasis wurden vor allem Xylole in Konzentrationen von 0,25 ppm (0,95 mg/m³) beobachtet. Außerdem wurden folgende Stoffe in der Luft am Arbeitsplatz bestimmt: Ethylbenzol, Aceton, Butylacetat, 2-Propylacetat, Trimethylbenzol. Der Bewertungsindex, der aus Summe der Quotientenbildung der Einzelstoffe und dem jeweiligen norwegischen Arbeitsplatzgrenzwert resultierte, war an Arbeitsplätzen, an denen Lacke auf Lösungsmittelbasis verwendet wurden, dreifach höher (0,15) als an Arbeitsplätzen, an denen Lacke auf Wasserbasis zum Einsatz kamen (0,05). An allen Arbeitsplätzen wurde der Wert von 1 unterschritten [Bratveit et al. 2004].

Ansätze zu Beurteilung von Stoffgemischen in der Umwelt

a) Hazard-Index (HI)

Die EPA beschreibt ein Verfahren, mit dem das durch Mischexposition verursachte Risiko näherungsweise abgeschätzt werden kann (in: Guidance for Conducting Health Risk Assessment of Chemical Mixtures, 1999). In diesem Ansatz wird Dosis-Additivität zugrunde gelegt. Es werden für einzelne Verbindungen „Hazardquotienten“ nach folgender Formel gebildet:

$$HI = \frac{D_1}{RfD_1} + \frac{D_2}{RfD_2} + \frac{D_3}{RfD_3} + \dots + \frac{D_n}{RfD_n} \dots = \sum_{i=1}^n \frac{D_i}{RfD_i}$$

wobei D = Expositions-dosis der Stoffe 1 bis n, RfD = Referenz-dosis bzw. Referenzkonzentration der Stoffe 1 bis n.

HI größer als 1 bedeutet, dass die Gefährdung durch das Stoffgemisch mit der Situation vergleichbar ist, in der der Einzelstoff die akzeptable Referenz-dosis erreicht hat.

Statt der Referenz-dosis wird beispielsweise bei Luftschadstoffen die Referenzkonzentration (RfC) eingesetzt. Die Referenzkonzentration ist dabei die Konzentration, gegen welche die menschliche Bevölkerung einschließlich der Risikogruppen lebenslang exponiert sein kann, ohne dass ein nennenswertes Risiko für schädliche Wirkungen besteht. RfC basiert auf dem NOAEL oder LOAEL der kritischsten Wirkung des Schadstoffs unter Berücksichtigung eines Sicherheitsfaktors und eines Modifikationsfaktors (spezieller Faktor zur Berücksichtigung von Datenunsicherheiten) [EPA 1999, Maroni et al. 1995].

Die Formel für RfC lautet:

$$RfC \dots = \dots \frac{NOAEL}{UF \times MF}$$

wobei UF= Unsicherheitsfaktor und MF= Modifikationsfaktor.

Die EPA hat für Xylol im Jahr 2003 einen RfC von 100 µg/m³ aus dem NOAEL unter Berücksichtigung des Sicherheitsfaktors 300 und des Modifikationsfaktors 1 abgeleitet. Der kritische Effekt waren bestimmte Koordinationsstörungen bei Ratten, die als Zeichen der Neurotoxizität von Xylole gewertet werden. (unter: www.epa.gov/iris/subst/020.htm)

Der HI ist nur anwendbar, wenn Verbindungen in der Mischung gleiche toxische Wirkung besitzen und das untersuchte Bevölkerungskollektiv identisch exponiert ist. Wechselwirkungen zwischen zwei oder mehr Einzelverbindungen bleiben unberücksichtigt. Deswegen wird das Risiko überschätzt. Man arbeitet mit dem sogenannten „nicht interaktiven Hazardindex“. Neben diesem Modell gibt es ein noch komplexeres Verfahren, um Wechselwirkungen zu berücksichtigen. Man spricht hier von dem „auf Wechselwirkungen basierenden Hazard-Index“ [Hertzberg & Teuschler 2002].

b) Toxizitätsäquivalenzfaktoren-Konzept

Ein weiteres Verfahren, um vergleichbare Wirkungen z. B. von PCDD/PCDF und dioxinähnlichen PCB-Kongeneren (4 non-ortho-substituierten und 8 mono-ortho-substituierten PCB-Kongeneren) einzuschätzen, sind die Toxizitätsäquivalenzfaktoren (TEF). Hier wird die relative Wirksamkeit eines Kongeners im Vergleich zu 2,3,7,8 TCDD berücksichtigt. Der TEF von TCDD beträgt 1. Die Wirksamkeit des Gemisches (TEQ) errechnet sich aus der Summe des Massenanteils jedes einzelnen Kongeners multipliziert mit dem TEF-Faktor des jeweiligen Kongeners [Groten et al. 2004, WHO 2003]. Vergleichbar wird bei der Beurteilung der Wirkung von Gemischen aus PAH von der WHO (2003) vorgegangen.

c) Epidemiologie

Epidemiologische Studien an Kollektiven unter Berücksichtigung von Risikogruppen erfassen möglichst quantitativ die gesundheitlichen Auswirkungen der komplexen Stoffgemische bzw. physiologische Veränderungen nach Exposition gegen Stoffgemische, die mit gesundheitlichen Beeinträchtigungen in Zusammenhang stehen. Die genaue Zusammensetzung des Gemisches und die Wechselwirkungen der Einzelstoffe sind häufig nicht ausreichend bekannt. Es werden Indikatoreinzelstoffe in Umweltmedien bzw. am Arbeitsplatz während der Studie bestimmt [Samet & Lambert 1991]. Confounder müssen berücksichtigt werden.

In epidemiologischen Studien wurden beispielsweise kardiopulmonale und kanzerogene Wirkungen, Reizwirkungen an Schleimhäuten oder Zunahme von Allergien bei Luftschadstoffexpositionen von Gesunden und Asthmatikern erfasst. Als Indikatorparameter wurden dabei z. B. PM_{10} , $PM_{2,5}$, NO_2 , SO_2 gemessen. Ein weiteres Beispiel kommt aus der Arbeitsmedizin: Bei 250 Arbeitern aus der Geflügelproduktion wurden die Arbeitsplatzexpositionen an Staub, Schwebstaub, Endotoxin und Ammonium bestimmt und Lungenfunktionsparameter gemessen. In der Gruppe mit hohen Staub- und Ammoniumkonzentrationen waren die Odds-Ratio der beobachteten Wirkungen größer. Die genauen statistischen Berechnungen sind in der Publikation von Donham et al. (2002) dargestellt. Aus den Berechnungen wird auf überadditive Wirkung geschlossen.

8.4 Bewertung von Schadstoffgemischen im Innenraum

Probleme bei der Beurteilung von Schadstoffgemischen im Innenraum

Die Beurteilung von Schadstoffgemischen in der Innenraumluft ist schwierig, da in der Regel nur einzelne Stoffe eines komplexen Gemisches aus Gründen der Praktikabilität gemessen werden. Kenntnis von allen der im Einzelfall zur Verunreinigung der Innenraumluft beitragenden Quellen ist selten. In der Regel werden zu untersuchende Stoffe anhand auffälliger bautechnischer Gegebenheiten wie Dehnungsfugen, besonderer Gegebenheiten wie Renovierungsmaßnahmen, Schadstoffemittenten in der Umgebung des zu untersuchenden Gebäudes oder anhand von geäußerten gesundheitlichen Beschwerden der Raumnutzer festgelegt. Dabei sind die Beschwerden, über die geklagt wird, ziemlich allgemeiner Natur – wie Kopfschmerzen, Reizungen, Unwohlsein, Müdigkeit und unangenehme Geruchswahrnehmungen – und geben somit keine klaren Hinweise auf zu untersuchende Substanzklassen, die im Wesentlichen zum Schadstoffgemisch beitragen könnten.

Ansätze und ausgewählte Beispiele der Beurteilung von Schadstoffgemischen im Innenraum

Auf die PCB-Richtlinie und ihre Beurteilungsgrößen wird nicht weiter eingegangen. Sie kann als bekannt vorausgesetzt werden.

Synergistische Wirkungen sind nach der Innenraumlufthygiene-Kommission z. B. bei Stoffgemischen aus Toluolen/Xylolen, Styrol, Ethylbenzol, bei Gemischen aus Alkanen (C8–C12) und Terpenen anzunehmen [*Bundesgesundhbl.* 11/96]. In der Einleitung wurde bereits erwähnt, dass es für das Stoffgemisch „Bicyclische Terpene“ einen toxikologisch abgeleiteten Summenrichtwert RW I und RW II der Innenraumlufthygiene-Kommission des Umweltbundesamtes und des Ausschusses für Umwelthygiene der AGLMB gibt. Bei anderen Stoffgemischen, deren Einzelstoffe den Wirkungsendpunkt oder vergleichbare Wirkungsmechanismen haben, kann in Anlehnung an die TRGS 403 vorgegangen werden.

Belastung der Innenraumluft mit Terpenen

Unter dem Begriff Terpene werden sehr verschiedene Verbindungen Kohlenwasserstoffe, Aldehyde und Ketone zusammengefasst, die aus Isopren-Einheiten ($\text{CH}_2=\text{C}(\text{CH}_3)-\text{CH}=\text{CH}_2$) aufgebaut sind. In der folgenden Tabelle sind wichtige Vertreter, die in der Raumluft bestimmt werden, zusammengefasst:

Tabelle 1: Wichtige Terpene in der Raumluft

Untergruppe	Beispiele
Monocyclische Monoterpene	Limonen, Terpinen, Terpinol, Phellandren
Bicyclische Monoterpene	α - und β -Pinen, 3-Caren und Camphen

Die allgemeine Strukturformel der bicyclischen Terpene ist in folgender Abbildung dargestellt.

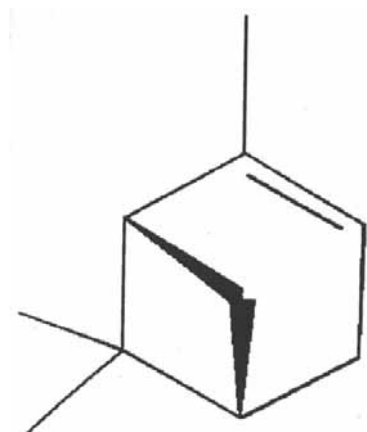


Abbildung 2: Strukturformel eines bicyclischen Terpens (2,2,6-Trimethylbicyclo[3.1.1]hept-2-en)

Im Rahmen der Innenraumproblematik sind die bicyclischen Monoterpene von Interesse, vor allem das α -Pinen, da es am häufigsten in der Raumluft vorkommt und die meisten toxikologischen Erkenntnisse für diese Substanz vorliegen [Sagunski & Heinzow 2003].

In der Natur kommen α - und β -Pinen in ätherischen Ölen von Nadelhölzern vor. Das im Handel erhältliche Terpentinöl enthält 60 – 65 % α -Pinen und 30 – 35 % β -Pinen. Als Quellen für Verunreinigungen der Innenraumluft mit Pinen kommen deshalb Weichholzemissionen (vor allem aus Kiefer- und Fichtenholz), terpenhaltige Lösemittel in (Natur-/Bio-)Lacken, in Klebern, in Wachsen, Polituren und Bodenpflegemitteln infrage. 3-Caren kommt ebenfalls in ätherischen Ölen von Nadelhölzern vor und ist auch in Terpentinölen enthalten [Sagunski & Heinzow 2003]. Auch neue Holzmöbel können Emittenten für Pinene darstellen. Die zitronenartig riechenden Verbindungen Limonen und Terpinene werden unter anderem als Lösemittelbestandteil von Biofarben und Biolacken verwendet und sind Bestandteil zahlrei-

cher ätherischer Öle von Gewürzpflanzen. Limonen wird als Duftstoff verwendet und ist in einer großen Anzahl von Haushaltsreinigern und Seifen enthalten. Terpene können wesentlich zur VOC-Belastung im Innenraum beitragen. Die Konzentrationen, die im Rahmen des Umweltsurvey (1985/1986) bestimmt wurden, und die personenbezogenen Messergebnisse aus dem Umweltsurvey 1990/1991 sind in der folgenden Tabelle dargestellt:

Tabelle 2: Terpene (in $\mu\text{g}/\text{m}^3$) in der Wohninnenraumluft (Raumluftergebnisse aus Umweltsurvey 1985/1986; personenbezogene Daten aus Umweltsurvey 1990/91)

Stoff	N	Geometrischer Mittelwert		95 % Perzentil		Maximum		
		Raumluft	Personal Monitoring	Raumluft	Personal Monitoring	Raumluft	Personal Monitoring	
α -Pinen	479	113	6,84	6,7	26,6	74	250	479
β -Pinen	479	113	1,02	4,6	4,3	20	14,3	213
α -Terpinen	479	–	3,16	–	11,8	5	37,2	15
Limonen	479	–	12,22	–	103,3	155	315,4	480
3-Caren	–	113	–	3,4	–	30	–	321

Für die Summe der gemessenen Terpene ergab sich für die deutschen Haushalte 1985/1986 ein geometrischer Mittelwert von $27,66 \mu\text{g}/\text{m}^3$ in der Raumluft. Im Umweltsurvey 1990/1991 wurde als personenbezogener Summenwert für α - und β -Pinen und 3-Caren $16 \mu\text{g}/\text{m}^3$ und als Summenwert für alle Terpene (Pinene, Carene, Terpinene und Terpinene-Artefakte) $64,1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ bestimmt [Krause et al. 1991].

Bei einer amerikanischen Untersuchung in Schulen wurden Belastungen an α -Pinen von $0,7$ bis $34,6 \mu\text{g}/\text{m}^3$, β -Pinen von unter der Nachweisgrenze bis $7,4 \mu\text{g}/\text{m}^3$, Limonen von $0,2$ bis $3,3 \mu\text{g}/\text{m}^3$ festgestellt [Shendell et al. 2004].

Die Camphen-Konzentrationen liegen in der Regel unter der Nachweisgrenze [Sagunski & Heinzow 2003].

Nach Renovierungsarbeiten mit Biofarben wurden in der Einatemluft Konzentrationen von bis zu $170 \text{mg}/\text{m}^3$ α -Pinen, $35 \text{mg}/\text{m}^3$ β -Pinen und $120 \text{mg}/\text{m}^3$ Limonen festgestellt [Krause et al. 1991].

Pinene, 3-Caren und Limonen können die Schleimhäute von Augen, Nase und Rachen reizen. Vor allem den Oxidationsprodukten dieser Verbindungen werden diese Wirkungen zugeschrieben [Filipsson 1996, Rohr et al. 2002]. Gemische von bicyclischen Terpenen mit α -Pinen als Hauptkomponente führen zu Wirkungen im menschlichen Atemtrakt wie Entzündungsreaktionen und Zunahme des Atemwegswiderstandes [Filipsson 1995, Eriksson et al. 1997, Sagunski & Heinzow 2003]. So wurde nach inhalativer Kurzzeitexposition (2 Stunden) freiwilliger schwedischer Probanden gegen Terpentinöl – ein Gemisch aus mono- und bicyclischen Terpenen (Pinene, Camphen, Limonen und 3-Caren), Terpenalkoholen (Menthol, Terpinol), Terpenestern und -ketonen – bei Konzentrationen von 450 mg/m^3 eine Zunahme des Atemwiderstandes festgestellt [Filipsson 1995, Sagunski & Heinzow 2003].

In neueren Wirkungsstudien zeigte Mølhave (2000), dass die Reizschwelle für Augenreizung bei gesunden Probanden bei 1200 mg/m^3 3-Caren und zwischen 1700 und 3400 mg/m^3 Limonen liegt. Für α -Pinen und α -Terpineol konnten keine Schwellenwerte festgelegt werden, da die Reizwirkungen zu gering waren. In der Literatur werden Schwellenwerte von 6800 bis 7800 mg/m^3 für Pinene angegeben. Als Geruchsschwellen wurden für α -Pinen 1 mg/m^3 , für α -Terpineol $0,86 \text{ mg/m}^3$, für Limonen 12 mg/m^3 und für 3-Caren 4 mg/m^3 ermittelt.

Kombinationswirkungen mit anderen Stoffen, z. B. zwischen Ozon und α -Pinen, sind aus tierexperimentellen Untersuchungen bekannt [Sagunski & Heinzow 2003, Wolkoff et al. 2001].

Limonen bzw. die Oxidationsprodukte von Limonen [Larsen et al. 2000], 3-Caren [Filipsson 1995] und α -Pinen [UBA 2004] haben sensibilisierende Eigenschaften [Filipsson 1995b]. Terpentinöl erwies sich bei humanen und tierexperimentellen Untersuchungen als Haut-Sensibilisator. Auswertungen des Informationsverbundes Dermatologischer Kliniken zur Erfassung und wissenschaftlichen Auswertung der Kontaktallergene ergaben, dass die Sensibilisierungsraten gegen Terpentinöl bis Mitte der 70er Jahre auf unter 1 % Prävalenz zurückgegangen waren. Dieses Allergen wurde folglich als unbedeutsam für Allergiker eingestuft. In den letzten Jahren ist nun die Sensibilisierungshäufigkeit wieder ansteigend [UBA 2004]. In einem Forschungsvorhaben des UBA wurde die umweltbedingte Kontaktallergie im privaten Bereich untersucht. Die Sensibilisierungsquoten für Terpentinöle lagen bei 2,4 % [Roßkamp 2004a]. Unklar ist derzeit, ob und wie luftgetragene Kontaktallergene das Krankheitsgeschehen des Kontaktallergikers beeinflussen. Dazu gibt es ein neues Forschungsprojekt des UBA [Roßkamp 2004a]. Aus Vorsorgegründen wird aber vom UBA von der „Beduftung“ in Innenräumen abgeraten [Straff 2004, UBA Presse-Information 64/2004].

Für die bicyclischen Terpene (α - und β -Pinen und 3-Caren) hat die Innenraumlufthygiene-Kommission einen Richtwert II von 2 mg/m^3 vorgeschlagen, bei dessen Überschreiten unverzüglich Handlungsbedarf besteht. Der Wert wurde aus dem NOAEL (Reizwirkung nach Kurzzeitexposition beim Menschen) unter Berücksichtigung der Sicherheitsfaktoren 12 für Langzeitexposition, 10 für inter-individuelle Variabilität und 2 für Risikogruppe „Kinder“ abgeleitet. Nach Kurzzeitexpositionen war der LOAEL für Entzündungsreaktionen am Atemtrakt 450 mg/m^3 . Der Richtwert I für bicyclische Terpene beträgt $0,2 \text{ mg/m}^3$, bei dem nach gegenwärtigem Erkenntnisstand auch bei Langzeitexposition keine gesundheitlichen Beeinträchtigungen zu erwarten sind.

In folgender Abbildung ist das Vorgehen der Innenraumlufthygiene-Kommission der UBA zur Ableitung des Richtwertes II schematisch zusammengefasst:

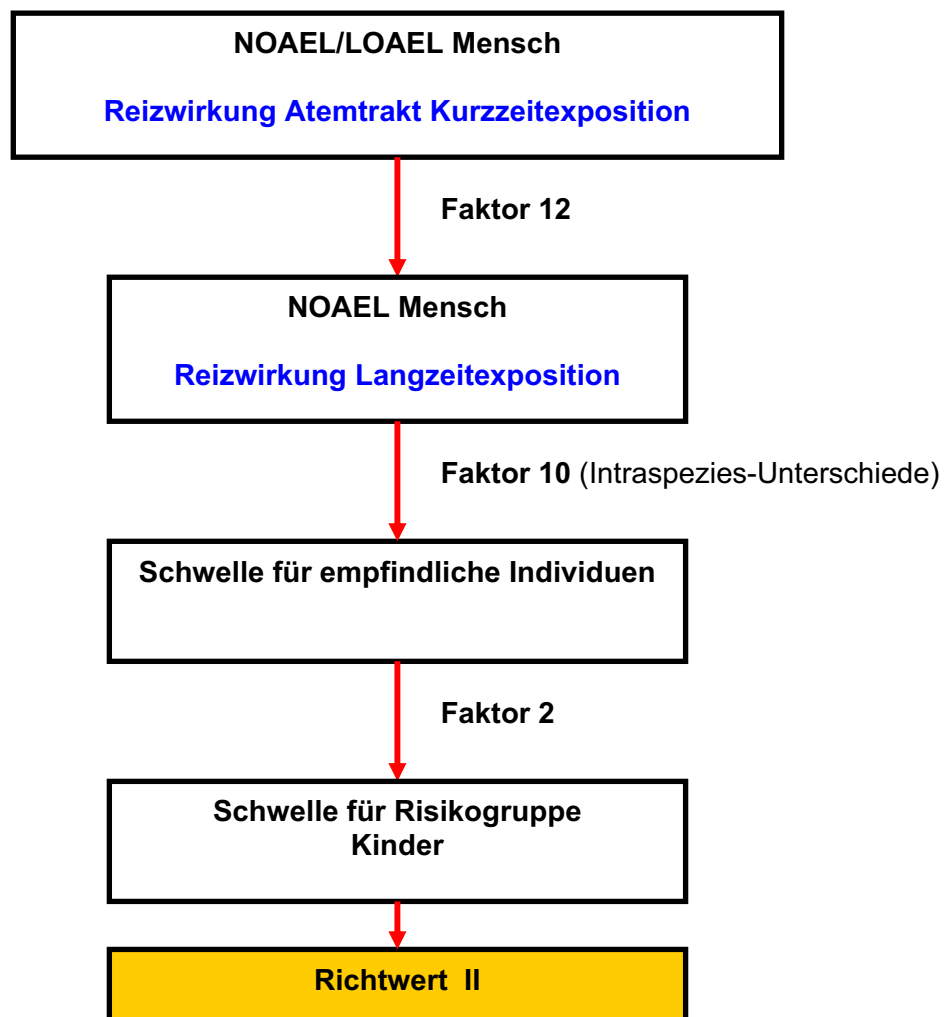


Abbildung 3: Schema der Richtwertableitung der Ad-hoc-Arbeitsgruppe der Innenraumlufthauskommission

Von einem bayerischen Gesundheitsamt wurde dem LGL folgender Fall zur Beurteilung vorgelegt:

In Klassenräumen mit Containerbauweise (Holzrahmenbauweise mit Fermacell-Gipsfaser-Platten) wurde von Lehrern und Schülern häufig über Geruchsbelästigungen, Atem-, Stimm- und Augenbeschwerden, Kopfschmerzen und Müdigkeit geklagt. In den untersuchten Räumen wurden Konzentrationen von α -Pinen im Bereich von bis zu $400 \mu\text{g}/\text{m}^3$, von 3-Caren $60\text{--}120 \mu\text{g}/\text{m}^3$, Limonen $110\text{--}145 \mu\text{g}/\text{m}^3$, β -Pinen unter der Nachweisgrenze und für die Summe der Terpene Werte um ca. $550\text{--}665 \mu\text{g}/\text{m}^3$ gemessen. In der folgenden Tabelle werden die gemessenen Konzentrationen aus den Klassenzimmern in Containerbauweise mit Bewertungshilfen zusammenfassend dargestellt.

Tabelle 3: Vergleich der Innenraumluftgehalte mit den Ergebnissen des Umwelt-Survey, Geruchsschwellen- und Richtwerten in $\mu\text{g}/\text{m}^3$

	Konzentration	95 %-Perzentil ^f	Geruchsschwellenwert ^{a,b,c,d}	MAK-Wert ^e	Richtwert II I	
α -Pinen	400	26,6	57 – 3.900; 11.000 – 23.000	150.000	–	–
β -Pinen	< NG	4,3	12.000; 36.000 – 107.000	150.000	–	–
3-Caren	120	–	4.000 – 10.000	150.000	–	–
Summe der bicyclischen Terpene	520	31,7	–	150.000	2000	200
Limonen	145	103,3	120.000	150.000	–	–
Summe der Terpene	665	135	–	150.000	–	–

a: nach [Filipsson 1995a]; b: nach [Sagunski & Heinzow 2003]; c: nach [Mølhave 2000]

d: nach [Brauer 1994]; e: Schwedische MAK-Werte nach [Svedberg & Galle 2000]

f: Ergebnisse aus dem Umwelt-Survey 1985/86; NG: Nachweisgrenze

Die gemessenen Konzentrationen der bicyclischen Terpene liegen deutlich über Richtwert I, aber unter dem Richtwert II. Beschwerden wie Reizwirkungen an den Augen und dem Atemtrakt von Lehrern und Schülern lassen sich nicht allein auf die Terpene zurückführen. Weitere VOCs und andere Ursachen sind zu berücksichtigen.

Aus kontrollierten Wirkungsstudien an gesunden Probanden (nach [Mølhave, 1991]), die einem Gemisch aus 22 Einzelverbindungen (p-Xylol, n-Butylacetat, n-Hexan, n-Nonan, n-Decan, 1-Decan, Ethylbenzol, α -Pinen, 1,1-Dichlorethan, Ethoxyethylacetat, n-Hexanal, n-Butanol, n-Undecan, n-Propylbenzol, 1,3,5-Trimethylbenzol, Cyclohexan, 2-Butanon, 3-Methyl-2-Butanon, 5-Methyl-2-Pentanon, n-Pentanal, Isopropanol, 1-Octen) über einen Zeitraum von 2,75 Stunden in Gesamtkonzentrationen von 5 und 25 mg/m³ ausgesetzt wurden, kann geschlossen werden, dass die Wahrscheinlichkeit für das Auftreten von Reizwirkungen und Geruchswahrnehmungen mit steigender Gesamtkonzentration des Gemisches, ausgedrückt als TVOC-Konzentration, zunimmt [Roskamp 2003].

Folgendes Beurteilungsraster, das nicht mit toxikologischen Erkenntnissen begründet wurde, wurde von Seifert (1990) vorgeschlagen:

Tabelle 4: TVOC-Gehalte in der Innenraumluft und Wirkungen (modifiziert nach [Seifert 1999])

TVOC-Konzentration (mg/m³)	Beobachtete Wirkung
< 0,2	Keine Reizung oder Beeinträchtigung des Wohlbefindens
0,2 bis 3,0	Reizung oder Beeinträchtigung des Wohlbefindens möglich, wenn Wechselwirkung mit anderen Expositionsparametern gegeben ist
3,0 bis 25	Exposition führt zu einer Wirkung, Kopfschmerzen möglich, wenn Wechselwirkung mit anderen Expositionsparametern gegeben ist
> 25	Kopfschmerzen. Weitere neurotoxische Wirkungen außer Kopfschmerzen möglich

Von *Mølhave* (2003) wurden unter Berücksichtigung der 12 durchgeführten kontrollierten Wirkungsstudien folgende Wirkungsschwellenbereiche vorgeschlagen, die in der folgenden Tabelle dargestellt sind:

Tabelle 5: Wirkungsschwellen in experimentellen Untersuchungen (nach [*Mølhave 2003*])

Symptome	Wirkungsschwellenbereich (mg/m³)	Anzahl der be- richteten Fälle
wahrgenommene Raumluftqualität	1,7 – 5	12
Geruchsintensität	1,0 – 1,7	12
Reizungen der Nase oder Augen	1,7 – 8	12
Hustenreiz	1,7 – 25	3
Reizungen im Hals	5 – 25	12
Allgemeines Wohlbefinden	8 – 10	4
Kopfschmerzen	20	5
Konzentrationsschwierigkeiten	12 – 20	5
Schläfrigkeit	25	3

Ab der Wirkungsschwelle von 1,0 mg/m³ wurde Geruch und ab 1,7 mg/m³ die Raumluftqualität wahrgenommen. Zudem liegt hier wohl die Schwelle für erste Reizwirkungen an Nase, Augen und dem respiratorischen Trakt des Gesunden.

Wegen der Variabilität der Zusammensetzung des VOC-Spektrums, das in der Innenraumluft gemessen wird, und der daraus resultierenden möglichen Wirkvielfalt lassen sich für VOC keine Richtwerte auf toxikologischer Basis ableiten [*Roskamp 2003*]. Die Innenraumluftkommission empfiehlt, dass für einen längerfristigen Aufenthalt der TVOC-Wert von 1 – 3 mg/m³ nicht überschritten werden soll. Sie hält einen Aufenthalt in Räumen mit Konzentrationen von 10 – 25 mg/m³ allenfalls vorübergehend für zumutbar [*Seifert 1999*].

In dem beschriebenen Fall der Containerklassenzimmer wurden TVOC-Werte von ca. 2 mg/m³ ermittelt. Die Messwerte blieben zwar deutlich unter 10 – 25 mg/m³, lagen aber im Bereich 1 – 3 mg/m³. Querlüftung und Quellensuche wurden vom LGL empfohlen. Die Be-

schwerden von Lehrern und Schülern erscheinen im Hinblick auf die Beobachtungen von Mølhavé glaubhaft.

Bodenbeläge – eine wichtige Quelle für VOC in der Innenraumluft

In Deutschland werden schätzungsweise etwa 120 Mio. m² textile Bodenbeläge, d. h. Teppiche und Nadelvlies-Bodenbeläge, geklebt verarbeitet. Vor allem in Privathaushalten und Bürogebäuden haben textile Bodenbeläge in Deutschland als VOC-Quelle Bedeutung. Zum Kleben von Teppichböden und Nadelvlies-Bodenbelägen werden heute wasserbasierte Dispersionsklebstoffe verwendet. Zum größten Teil kommen praktisch lösemittelfreie Klebstoffe zur Anwendung. Die Dispersionsklebstoffe bestehen zu ca. 40 % aus Klebe- und Bindemitteln (vorwiegend Naturharze wie Kolophonium, synthetische Harze, Kohlenwasserstoffe), zu 40 % aus Füllstoffen (fast ausschließlich Kreide), zu 0–5 % aus organischen Lösungsmitteln und zu 15–20 % aus Wasser [DECEMA/GDCH 2004].

Aus Klebstoffen werden folgende Stoffklassen freigesetzt:

Tabelle 6: Emissionsprodukte aus Klebstoffen

Stoffklasse	Substanz	Herkunft aus Kleberbestandteil
Terpene	Pinene Limonen 3-Caren Longifolen Isolongifolen	Kolophoniumharz
Phenoxverbindungen	Phenoxyethanol Phenoxpropanol	Weichmacher
Glycolether	Butyldiglycol Butyldiglycolacetat	Weichharze und Lösungsvermittler
Alkohole	2-Ethylhexanol	Emulgatoren und Einschäumer
Ester	Acrylsäureester	Acrylharze

In einem Forschungsprojekt des Deutschen Teppich-Forschungsinstitutes wurde 1997 die VOC-Belastung der Innenraumlufte (d. h. Belastung mit flüchtigen organischen Substanzen mit einem Siedebereich von 250 bis 260 °C) nach Verlegen eines Teppichs in einem Neubau mittels emissionsarmem Dispersionsklebstoff untersucht. Dabei wurde folgender typischer Emissionsverlauf festgestellt:

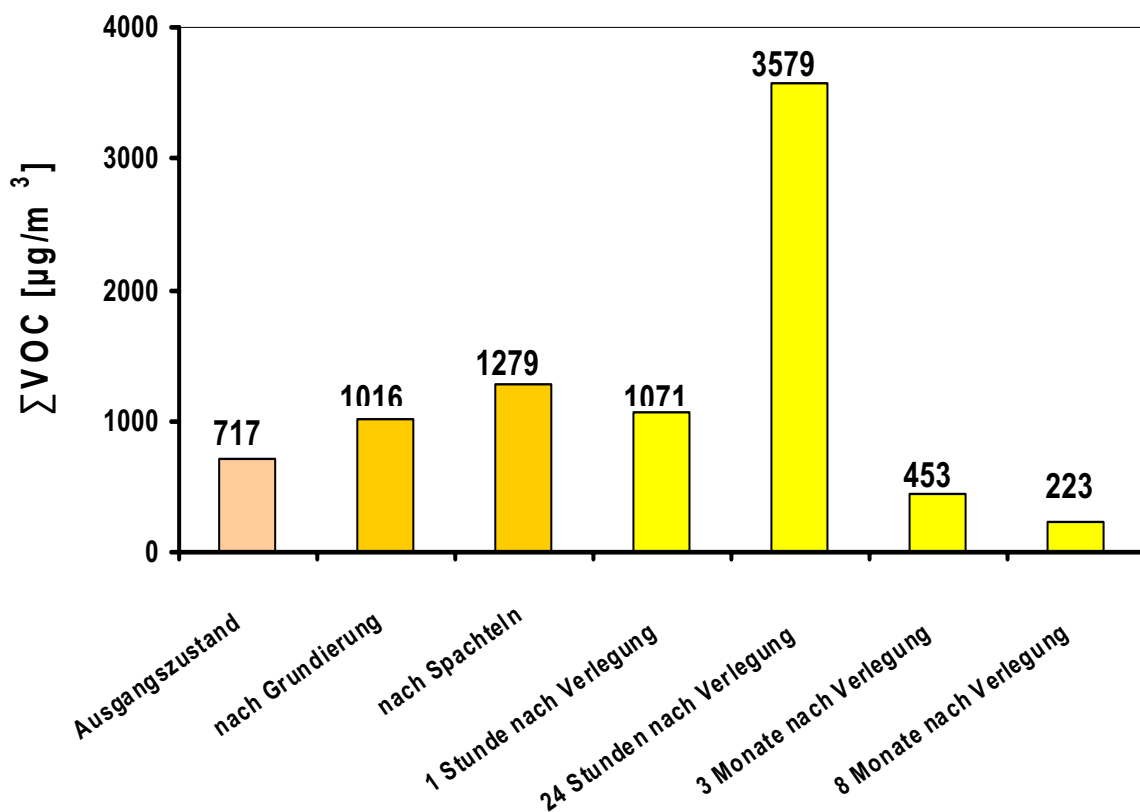


Abbildung 4: Konzentrationsverlauf vor und nach Verlegung eines Teppichs (nach [TFI 1999])

Es wird deutlich:

- Vor dem Verlegen des Teppichs gibt es bereits eine VOC-Belastung, die aus dem diffusen Eintrag aus der Bauphase und anderen Baumaterialien resultiert. Sie liegt bei ca. 700 µg/m³ TVOC.
- Bei den den Untergrund vorbereitenden Maßnahmen wie Grundierung und Spachtelung gibt es einen geringen Anstieg der VOC-Konzentration auf ca. 1000 – 1300 µg/m³ TVOC.

- Innerhalb von 24 Stunden nach Verlegen des Teppichs steigt die Konzentration drastisch an (ca. 3500 µg/m³ TVOC).
- Während der Nutzungsphase der Räume innerhalb der folgenden drei Monate fallen die VOC-Werte auf das Ausgangsniveau zum Zeitpunkt der Bauphase (ca. 450 µg/m³ TVOC).
- Nach einem Zeitraum von acht Monaten sind die Werte unter 300 µg/m³ gesunken.

Der Anteil der Terpene trägt zu der Gesamtemission bei allen Messungen mit ca. 10 % bei. Glykolverbindungen werden verzögert freigesetzt und lassen sich über Monate hinweg nachweisen, ohne dass eine Abnahme der Konzentrationen zu erkennen ist [TIP 1999]. Derartige Verbindungen stellen also eine mögliche Quelle für Langzeitbelastungen dar.

Zudem emittieren Bodenbeläge selbst flüchtige organische Verbindungen. Styrol wurde beispielsweise aus Bodenbelägen mit Textiltrüben oder Schaumrüben freigesetzt. Phenylcyclohexan, 4-Vinylcyclohexanon, Undecan, Xylol, Propylbenzol und Ethylbenzol wurden aus Teppichböden ebenfalls emittiert [Dietert & Hedge 1996]. Untersuchungen in Prüfkammern über einen Zeitraum von einem bis 28 Tagen zeigten, dass Teppiche und elastische Bodenbeläge wie PVC-Beläge, Kautschuk, Polyolefin, Linoleum TVOC in Konzentrationen von unter 500 bis ca. 2000 µg/m³ (Konzentrationen zum Messpunkt Tag 1) freisetzen. PVC-Beläge zeigen unter den elastischen Belägen die höchsten Emissionen [Wilke et al. 2003, Kuebert 2003].

In der folgenden Tabelle 7 sind exemplarisch Emissionsdaten dargestellt, um einen Eindruck von der Komplexität des Stoffgemisches und der damit verbundenen Wirkungsaktivitäten zu vermitteln. Denkbar ist, dass ein Gesundheitsamt einen Messbericht mit bis zu ca. 40 Einzelsubstanzen bzw. Stoffklassen nach einer Renovierungsmaßnahme in einem Bürogebäude, in dem ein schadhafter Bodenbelag ausgetauscht wurde, erhält. Auffällig ist, dass mehrere verschiedene Wirkendpunkte als Summenwirkung von Einzelstoffen – wie z. B. Reizwirkung, neurotoxische Wirkung – beurteilt werden müssen.

In der Tabelle 7 sind ausgewählte Orientierungshilfen, die dem Gesundheitsamt mit Messberichten vorgelegt werden könnten, mit aufgenommen. Dabei stellen MAK-, RfC- und RW-II-Werte toxikologisch abgeleitete Größen dar.

MAK-Werte müssen bei der Beurteilung von Konzentrationen der Schadstoffe in der Innenraumluft mitberücksichtigt werden. Sie sind jedoch nicht als Richtwerte für den Innenraum anwendbar. Sie geben aber Auskunft darüber, ob Wirkungsschwellen erreicht werden. Aktueller MAK-Wert und MAK-Begründung müssen vorliegen, um Wirkungsschwelle, Wirkungsmechanismus bzw. Wirkungsendpunkt beurteilen zu können.

RfC-Werte sind geeignete Richtgrößen zur Beurteilung von Konzentrationen von Schadstoffen im Innenraum. Alle wichtigen Informationen über die RfC sind über das Internet zugänglich (unter <http://www.epa.gov/iris>).

„Niedrigste interessierende Konzentrationen“ (NIK-Werte) wurden zur Bewertung von VOC-Emissionen aus Bauprodukten in Prüfkammern vom Ausschuss zur gesundheitlichen Bewertung von Bauprodukten für zahlreiche Einzelstoffe unter Berücksichtigung der MAK-Werte abgeleitet. Diese NIK-Werte sind jedoch keine raumlufthygienischen Richtwerte, sondern Rechenwerte für die Beurteilung von Bauprodukten bzw. der Bauproduktzulassung (unter www.uba.de, Suchwort AgBB).

Geruchsschwellenwerte schwanken in den verschiedenen experimentellen Ansätzen sehr stark und können deshalb nur als grobe Orientierungshilfe dienen.

Tabelle 7: Emissionen aus Teppichböden und Bewertungshilfen in $\mu\text{g}/\text{m}^3$

Stoff	Gehalte *	Geruchsschwelle	NIK	RfC	Toxischer Effekt ^{a,b,c}	MAK	RW I	RW II
2-Ethylhexanol/2-Ethyl-1-Hexanol	4,7	400; 1318	-	-	lokale Reizung	270.000	-	-
4-Phenylcyclohexen	15,9	830 – 2950	-	-	-	-	-	-
Acetophenon	10,9	57; 1500; 1819	2000	-	reizende Wirkung	-	-	-
α -Pinen	1,4	27 – 90; 10; 3890	-	-	Reizung Haut, Auge, Atemtrakt	-	200	2000
Benzaldehyd	2,4	186; 300; 826	-	-	Reizung Haut, Auge, Atemtrakt	-	-	-
Benzyalkohol	15,3	praktisch geruchlos	440	-	neurotoxische Wirkung	-	-	-
2-(2-Butoxyethoxy)ethanol	3,4	34; 9500	-	-	Reizwirkung Auge, Nase und Kopfschmerzen	98000	-	-
Butylacetat	1,7	100, 933; 720 – 1300	-	-	Reizwirkung, narkotische Wirkung	480000	-	-
Butylglycolacetat/2-Butoxyethylacetat	3,7	40 – 640	1300	-	Reizwirkung	135000	-	-
Cumol/Iso-Propylbenzol	2,0	2,5; 40	1000	400	Nierenschädigung, Neurotoxizität	250000	-	-

Fortsetzung Tabelle 7: Emissionen aus Teppichböden und Bewertungshilfen in $\mu\text{g}/\text{m}^3$

Stoff	Gehalte *	Geruchsschwelle	NIK	RfC	Toxischer Effekt ^{a,b,c}	MAK	RW I	RW II
Cyclohexanol	3,5	200; 257	-	-	neurotoxische Wirkung Gleichgewichtsfunktionen	210000	-	-
Dekane	8,2	4365; 11000	-	-	neurotoxische Wirkung (Verhalten)	-	-	-
Dodekane	10,0	14500; 37000; 60; 97000	-	-	neurotoxische Wirkung (Verhalten)	-	-	-
Ethylbenzol	2,7	13; 400	1000	4800	Reizwirkung Haut, Nase, Auge, neurotoxische Effekte	-	-	-
Heptane	2,9	165; 2240000; 40700; 930000	-	-	Reizwirkungen und neurotoxische Effekte	210000	-	-
Hexan (außer n-Hexan)	8,4	230; 875000; 123000; 79400	72	200	neurotoxische Effekte	720000	-	-
Hexanal	2,0	40; 58	-	-	schwache Reizwirkung	-	-	-
Limonen	3,1	10; 2455	2000	-	Reizwirkung	-	-	-
Longifolen	1,9	-	2000	-	-	-	-	-
Methylisobutylketon	0,7	400; 64000; 1318	-	3000	schleimhaut-reizende und zentralnervöse Wirkungen	82000	-	-
Methylpropensäuremethylester	2,1	-	-	-	-	210000	-	-
Nonane	2,3	60; 6761	-	-	schwache zentralnervöse Wirkung	-	-	-
Pentadecane	9,0	-	-	-	-	-	-	-
Phenoyethanol	1,4	-	-	-	Reizwirkung Auge	-	-	-
Phenylacetylen	1,1	-	-	-	-	-	-	-
Propylbenzol	1,9	-	-	-	-	-	-	-
Propylenglycol	18,4	2000000	-	-	schwache Reizwirkung	-	-	-
Styrol	1,9	20 – 43; 200; 631	1000	860	zentralnervöse Effekte	86000	30	300

Fortsetzung Tabelle 7: Emissionen aus Teppichböden und Bewertungshilfen in $\mu\text{g}/\text{m}^3$

Stoff	Gehalte *	Geruchsschwelle	NIK	RfC	Toxischer Effekt ^{a,b,c}	MAK	RW I	RW II
Tetrachlorethen	1,9	30000; 42700; 320000	-		Leber- und Nierentoxizität	-	-	-
Tetradecan	6,0	größer 600	-	-	Reizwirkung	-	-	-
Toluol	8,0	1000; 5888	400	1900	neurotoxische Effekte (Leistungs- und Befindlichkeitsstörungen)	190000	300	3000
Tridekan	4,1	780; 16600; 400000	-		-	-	-	-
Undekan	3,2	7792; 23000	-		neurotoxische Wirkung (Verhalten)	-	-	-
Summe Xylole	7,7	größer 730; 3600	100	2200	neurotoxische Effekte	44000	-	-
Summe aller Komponenten	117	-	-	-	-	-	1000 – 3000	

*: Gemessener Mittelwert über 24 Stunden

a: nach [DFG 2004]

b: nach [Dieter et al. 1996]

c: nach [Gangolli 1999]

Abschließend wird folgendes publizierte Fallbeispiel für eine Kontamination der Innenraumluft einer Schule durch einen Bodenbelag und die festgestellten Messwerte für VOC betrachtet:

In Melbourne wurde bei der Untersuchung zahlreicher Gebäude auf VOC ein Gymnasium gefunden, in dem auf einer Fläche von 250 m^2 ein Teppich auf einem Polyurethanuntergrund im Rahmen einer Renovierung verlegt worden war. Nach anfänglich hohen TVOC-Belastungen (siehe Tabelle 8) fielen innerhalb von 4 Wochen die TVOC-Konzentrationen in den Bereich üblicherweise beobachteter Hintergrundbelastungen. Am Tag 4 und 11 waren „Teppichausdünstungen“ riechbar. Der Geruch wird mit den Konzentrationen an Ethylbenzol und Naphthalin in Verbindung gebracht, die im Bereich der Geruchsschwellen (bei Ethylbenzol $13 \mu\text{g}/\text{m}^3$; bei Naphthalin $79 \mu\text{g}/\text{m}^3$) lagen [Brow 2002]. Insgesamt wurden 13 verschiedene Verbindungen oder Stoffklassen untersucht. Mit Ausnahme von Benzol, das im Bereich der gemessenen Außenluftkonzentration lag, kam als Quelle für die Einzelverbindungen

lediglich der Teppich oder seine Untergrundbehandlung infrage. Beschwerden von Raumnutzern sind keine bekannt.

Die Messergebnisse für die VOC-Einzelsubstanzen sind in der folgenden Tabelle dargestellt. Sie wurden mit entsprechenden Richtwerten (RW II, RW I und RfC) verglichen und als weitere Beurteilungshilfe wurde der „Hazardquotient (C/RfC)“ errechnet. Eine Beurteilung des Falls könnte wie folgt aussehen:

Tabelle 8: Gehalte in der Innenraumluft nach Renovierung und Bewertung in $\mu\text{g}/\text{m}^3$

Stoff	Konzentration				Richtwert		RfC	Quotient
	Tag 4	Tag 11	Tag 25	Tag 53	II	I		
n-Pentan/Aceton	160	16	12	< 1	-	-	-	
2-Methylhexan	710	250	22	5,2	-	-	-	-
Benzol	< 1	6,7	3,5	1,8	-	-	300	-
2,3-Dimethylpentane	260	98	13	3,4	-	-	-	-
Verzweigte Alkane	1400	450	42	1,0	-	-	-	-
3-Methylhexan	200	100	12	2,0	-	-	-	
Cycloalkan/ Cyclohexan	310	50	5,5	1,4	-	-	6000	310\6000 (reproduktionstoxische Effekte; neurotoxischen Effekte Studien nicht ausreichend)
n-Heptan	2900	830	85	17	-	-	-	-
Alkane	190	76	11	4,3	-	-	-	-
Toluol	110	23	14	9,0	3000	300	400	110\400 (neurotoxische Effekte)
1,2-Propandiol	450	< 1	< 1	< 1	-	-		
Ethylbenzol	25	3,5	3,1	1,8	-	-	1000	25\1000 (reproduktionstoxische Effekte)
Naphthalin	70	23	12	3,8	-	-	3	70\3 (Reizwirkung Atemtrakt)
TVOC	7000	2200	430	99	1000-2000			-

Am Tag 4 hätten Geruchsbelästigungen bei empfindlichen Raumnutzern auftreten können, da Geruchsschwellen für einzelne Stoffe überschritten wurden. Da die TVOC-Gesamtbelastung bei 7 mg/m^3 lag, wären unter Berücksichtigung von Seifert (1999) und Mølhave (2000) erste Beschwerden von sensiblen Raumnutzern möglich gewesen. Die Toluolkonzentration übersteigt den Richtwert I, bleibt aber unter dem Richtwert II. Auffallend war, dass am Tag 4 die Naphthalinkonzentration $70 \text{ } \mu\text{g/m}^3$, am Tag 25 immerhin noch $12 \text{ } \mu\text{g/m}^3$ betrug. Hätten am Tag 12 Raumnutzer über Reizwirkungen geklagt, wären von der Gesundheitsbehörde auf Grund der vierfachen Überschreitung des RfC-Wertes verstärkt Maßnahmen wie Querlüften und Quellensuche eingefordert worden. Nachmessungen der Raumluft wären empfohlen worden. Bei einer langfristigen Überschreitung des RfC-Wertes wäre eine Einschränkung der Raumnutzung in Betracht gezogen worden.

Zur Bildung des „Hazardquotienten“ gibt es in diesem Fall Folgendes festzustellen: Theoretisch wäre für einige wenige Verbindungen dieses Verfahren anwendbar gewesen. Für die praktische Bewertung der Belastung könnte es aus folgenden Gründen nicht herangezogen werden:

- Für die meisten untersuchten Stoffe wie 2-Methylhexan, 2,3-Dimethylpentan, 3-Methylhexan, n-Heptan, die zu 10 % zur Summe der VOC-Konzentration beitragen, gibt es keine RfC-Werte.
- Von den Stoffen, bei denen RfC-Werte vorhanden sind, ist nur bei zwei Stoffen (Cyclohexanon, Ethylbenzol) der kritische Endpunkt für die Ableitung des RfC-Wertes vergleichbar. Für die Beurteilung der Kombinationswirkungen von Lösemitteln wie Ethylbenzol, Cyclohexanon, Alkane oder Toluol wäre der Endpunkt „neurotoxische Wirkung“, wie epidemiologische Studien an Malern zeigen, als der entscheidende Wirkendpunkt einzubeziehen [Seeber *et al.* 1996]. Für diesen Endpunkt liegen jedoch keine ausreichenden toxikologischen Daten vor.

8.5 Zusammenfassung

Bei Kombinationswirkungen gibt es nur für solche Stoffgemische, die additive Kombinationswirkungen zeigen, einfache toxikologische Ansätze zur Beurteilung. Überadditive und antagonistische Wirkungen sind kaum beurteilbar. Quantifizierbare Aussagen über die additiven Wirkungen von Kombinationen aus Luftschadstoffen setzen voraus, dass Luftkonzentrationen der einzelnen Stoffe, die Wirkungseigenschaften der Stoffe und deren Wirkungsschwellen (NOELs) bekannt sind. Toxikologische Untersuchungen an Stoffgemischen mit nicht

kanzerogenen Einzelstoffen zeigen, dass mit keinen schwerwiegenden Gesundheitsschäden gerechnet werden muss, wenn die Konzentrationen unter den Wirkungsschwellen liegen.

Die meisten Praxisfälle erfüllen nicht alle genannten Beurteilungskriterien, wie additive Wirkung und gleicher Wirkungsmechanismus/Wirkungsendpunkt der untersuchten Einzelstoffe. Nicht für alle Stoffe werden in diesen Fällen ausreichend toxikologische Daten für die Ableitung eines NOEL vorliegen. Deshalb wird man daher in der Regel wie folgt vorgehen müssen:

- Beurteilung von Einzelverbindungen nach Richtwerten und anhand von üblichen Hintergrundbelastungen.
- Bewertung von Einzelstoffen dahin gehend, ob Geruchsschellenwerte überschritten werden.
- Vergleich des gemessenen TVOC-Gehaltes der Raumluft mit den Orientierungshilfen des UBA und den derzeit in der wissenschaftlichen Diskussion genannten unteren Wirkungsschwellenbereichen für TVOC von 1,0 und 1,7 mg/m³.
- Prüfung der Einzelstoffe bzw. Stoffklassen dahin gehend, ob Wirkungsschwellen z. B. für Reizwirkung erreicht werden.

8.6 Literaturverzeichnis

ACGIH: TLVs and Bis. ACGIH, Cincinnati (2004)

Ad-hoc-Arbeitsgruppe der Innenraumlufthygiene-Kommission: Richtwerte für die Innenraumluft: Basisschema. Bundesgesundheitsbl. 11. 422-426 (1996)

Ausschuss zur gesundheitlichen Bewertung von Bauprodukten (AgBB): Vorgehensweise bei der gesundheitlichen Bewertung der Emissionen von flüchtigen organischen Verbindungen (VOC und SVOC) aus Bauprodukten. 1.–20. Juli 2004

AGS (Ausschuss für Gefahrstoffe): TRGS 403. Bewertung von Stoffgemischen in der Luft am Arbeitsplatz. 1-3 (1989)

Bolt, H.M. und Riemer, F.: Kombinationswirkungen von Chemikalien. In: Toxikologie. Hrsg. Greim, H. und Demel, E.: Toxikologie. 171-177, VCH, Weinheim (1996)

- Bartsch, R., Forderkuntz, S., Reuter, U., Sterzl-Eckert, H., Greim, H.: Maximum Workplace Concentration Values and Carcinogenicity Classification for Mixtures. 1291-1293 Environmental Health Perspectives 106 (Suppl. 6) (1998)
- Brauer: Gefahrstoff-Sensorik. Ecomed, München. 9. Erg.-Lf. (1994)
- Bratveit, M., Hollund, B.E., Moen, B.E: Reduced Exposure to organic solvents by use of water-based paint systems in car repair shops. Int Arch Occup Environ Health 77. 31-38 (2004)
- Brown, S.K: Volatile Organic Pollutants in New and Established Buildings in Melbourne, Australia. Indoor Air 12. 55-63 (2002)
- Eriksson, K.A., Levin, J.O., Sandström, T., Lindström-Espeling, K., Linden, G., Stjernberg, N.L.: Terpene exposure and respiratory effects among workers in Swedish joinery shops. Scand J Work Environ Health 23, 114-120 (1997)
- DECEMA/GDCH: „Textile Bodenbeläge: Stoffanalyse und Bewertung“. 1-192. Im Druck. (2004)
- Deutsches Teppichinstitut (TFI): Schlussbericht zum Forschungsvorhaben. Bestimmung und Bewertung von geruchsintensiven Substanzen und Emissionen bei festverlegten textilen Bodenbelägen in Abhängigkeit von Belag, Untergrund und Haftvermittler sowie des Abklingverhaltens während der Nutzung. 1-98 (1999)
- DFG Arbeitsgruppe Aufstellung von MAK-Werten. Toxikologisch-arbeitsmedizinische Begründungen von MAK-Werten. Wiley Weinheim, 1.-38. Lieferung (2004)
- DFG: MAK- und BAT-Werte-Liste 2004. Mitteilung 40, Wiley-VCH, Weinheim (2004)
- Dietert, R.R. and Hedge, A.: Toxicological Considerations in Evaluating Indoor Air Quality and Human Health: Impact of New Carpet Emissions. Critical Reviews in Toxicology 26(6), 633-707 (1996)
- Donham, K., Cumro, D., Reynolds, S.: Synergistic effects of Dust and Ammonia on the Occupational Health Effects of Poultry Production Workers. Journal of Agromedicine 8(2). 57-76 (2002)
- EPA: Office of Research and Development, Office of Pesticide Programs, Office of Pollution Prevention and Toxics, Office of Research and Development and Office of Water of EPA: Guidance of Conducting Health Risk Assessment of Chemical Mixtures. External Scientific Peer Review Draft NCEA-CO 148. April 1999

- EPA Integrated Risk Information System. Unter <http://www.epa.gov/iris>
- Filipsson, A.F.: Toxicokinetics and acute effects of inhalation exposure to monoterpenes in man. *Arbete OCH Hälsa* 3 (1995)
- Filipsson, A.F.: Short term inhalation exposure to terpentine: toxicokinetics and acute effects in Men. *Occupational and Environmental Medicine* 53. 100-105 (1995)
- Gangolli, S.: *The Dictionary of Substances and their Effects*. Volume 1-7 (2003)
- Groten, J.P., Schoen, E.D., Feron, J.: Use of Factorial Designs in Combination Toxicity Studies. *Food and Chemical Toxicology* 24. 1083-1089 (1996)
- Groten, J.P., Cassee, F.R., van Blaanderen, p.J., de Rosa, C.T., Feron, V.J., Sühnel, J.: Mischungen chemischer Stoffe. In: *Lehrbuch der Toxikologie*. Hrsg. Marquardt, H. und Schäfer, S., 2. Aufl., 288-302, Wissenschaftl. Verlagsgesellschaft, Stuttgart (2004)
- Hertzberg, R.C., Teuschler, L.K.: Evaluating Quantitative Formulas for Dose-Response Assessment of Chemical Mixtures. *Environmental Health Perspectives* 110 (Suppl. 6). 965-969 (2002)
- Ito, N., Hasegawa, R., Tamano, S., Futacuchi, M., Imaida, K., Shirai, T.: Effects of Pesticide Mixtures at the Acceptable Daily Intake Levels on Rat Carcinogenesis. *Food and Chemical Toxicology* 24. 1091-1096 (1996)
- Ito, N., Hasegawa, R., Imaida, K., Kurata, Y., Hagiwara, A., Shirai, T.: Effect of Ingestion of 20 Pesticides in Combination at Acceptable Daily Intake Levels on Liver Carcinogenesis. *Fd Chem Toxicol* 33(2), 159-163 (1995)
- Jonker, D., Woutersen, R.A., Feron, V.J.: Toxicity of Mixture of Nephrotoxicants with Similar od Dissimilar Mode of Action. *Food and Chemical Toxicology* 34. 1075-1082 (1996)
- Könemann, W.H. und Pieters, M.N.: Confusion of Concepts in Mixture Toxicology. *Food and Chemical Toxicology* 34. 1025-1032 (1996)
- Krause, C., Chutsch, M., Henke, M., Huber, M., Kliem, C., Leiske, M., Mailahm, W., Schulz, C., Schwarz, E, Seifert, B., Ulrich, D.: Wohn-Innenraum; Raumluft. *Umwelt-Survey Band IIIc. WaBoLu-Heft 4* (1991)
- Kuebart, F. Beurteilung des Emissionsverhaltens ökologischer Bauprodukte gemäß AgBB-Schema. 59-82. In: *VDI Berichte Nr. 1778 Luftverunreinigungen im Innenraum* (2003)

- Larsen, S.T., Hougaard, K.S., Hammer, M., Alerie, Y., Wolkoff, P., Wilkins, C.K., Nielsen, G.D.: Effects of R-(+)- und S(-)-limonene on the respiratory tract in mice. *Human & Experimental Toxicology* 19, 457-466 (2000)
- Maroni, M., Seifert, B., Lindall, T.: Application of Risk Assessment III. Carpets. 333-357. In *Indoor Air Quality Monographs Vol. 3*. Elsevier Amsterdam (1995)
- Mauderly, J.L.: Toxicological Approaches To Complex Mixtures. *Environmental Health Perspectives* 101 (Suppl 4). 1- 33 (1996)
- Mølhave, L.: Organic compounds as indicators of air pollution. *Indoor Air* 13 (Suppl. 6). 12-19 (2003)
- Mølhave, L., Jensen, G., Larsen, S.: Subjective Reactions to Volatile Organic Compounds as Air Pollutants. *Atmos. Environ.* 25 A. 1283-1293 (1991)
- Mauderly, J.L.: Toxicological Approaches to Complex Mixtures. *Environmental Health Perspectives* 101 (Suppl. 4). 1-33 (1993)
- Neumann, H.G.: Toxic Equivalent Factors, Problems and Limitations. *Food and Chemical Toxicology* 34. 1045-1051 (1996)
- Nylen, P.: Differing Non-additive Alterations in Different Parts of Nervous System of the Rat. *Food and Chemical Toxicology* 34. 1121-1123 (1996)
- PCB-Richtlinie: „Vollzug des Art. 3 Abs. 2 Satz 1 der Bayerischen Bauordnung (BayBO); Änderung der Liste der als Technische Baubestimmungen eingeführten technischen Regeln (Liste der TB) – Fassung November 2002 Bek. des StMI vom 15.11.02 (AIIMBI S. 1009)
- (Gesundheitsschutz: PCB-Richtlinie, Asbest-Richtlinie, PCP-Richtlinie, Bauaufsichtliche Richtlinie über die Lüftung fensterloser Küchen, Bäder und Toilettenräume in Wohnungen“)
- Rohr, A.: Upper Airway and Pulmonary Effects of Oxidation Products of (+)α-Pinene, d-Limonene and Isoprene in Balb/c Mice. *Inhalation Toxicology* 14. 663-684 (2002)
- Roßkamp, E.: Zur Verbreitung von umweltbedingten Kontaktallergien. 6-8. UMID 1/2004
- Roßkamp, E.: Regelungen zu Schadstoffen in der Innenraumlufte. 23-26. UMID 2/2003
- Roßkamp, E.: Gesundheitliche Bewertung von Innenraumlufteverunreinigungen. 1-11. In VDI Berichte Nr. 1778 Luftverunreinigungen im Innenraum (2003)
- Straff, W.: UBA führte Expertengespräch zum Thema Duftstoffe durch. 19-22. UMID 1/2004

- Sagunski, H. und Heinzow, B.: Richtwerte für die Innenraumluft: Bicyclische Terpene (Leitsubstanz α -Pinen). 346-352. Bundesgesundheitsbl-Gesundheitsforsch-Gesundheitsschutz 4 (2003)
- Samet, M.J., Lambert, W.E.: Epidemiologic Approaches for Assessing Health Risks from Complex Mixtures in Indoor Air. *Environmental Health Perspectives* 95. 71-74 (1991)
- Seeber, A., Sietmann, B., Zupanic, M.: In Search of Dose-Response Relationships of Solvent Mixture to Neurobehavioural Effects in Painter Manufacturing and Painters. *Food and Chemical Toxicology* 34. 1113-20 (1996).
- Svedberg, U. und Galle, B.: Assessment of Terpene Levels and Workers' Exposure in Sawmills with Long Path FTIR. *Applied Occupational and Environmental Hygiene* 15(9). 686-964 (2000)
- Seifert, B.: Richtwerte für die Innenraumluft. Die Beurteilung der Innenraumluftqualität mit Hilfe der Summe der flüchtigen organischen Verbindungen (TVOC-Wert). *Bundesgesundheitsbl-Gesundheitsforsch-Gesundheitsschutz* 42. 270-278 (1999)
- Shendell, D.G., Winer, A.M., Stock, T.H., Zhang, L., Zhang, J.J.: Air concentrations of VOCs in portable and traditional classrooms: Results of a pilot study in Los Angeles County. *Journal of Exposure Analysis and Environmental Epidemiology* 14. 44-59 (2004)
- Spannhake, W.E., Reddy, S.P.M., Jacoby, D.B., Yu, X., Saatian, B., Tian, J.: Synergism between Rhinovirus Infection and Oxidant Pollutant Exposure Enhances Airway Epithel Cell Cytokine Production. *Environmental Health Perspectives* 110 (7). 665- 670 (2002).
- UBA: Presse-Information 64/2004: Duftstoffe nicht wahllos einsetzen.
- UBA: Untersuchung zur Verbreitung umweltbedingter Kontaktallergien mit Schwerpunkt im privaten Bereich. Terpentinöl. S. 159-163 (2004)
- UBA: Personengebundene Exposition gegenüber flüchtigen organischen Verbindungen in den alten Bundesländern. *WaBoLu-Heft* 4 (1996)
- Van Zorge, J.A.: Exposure to Mixtures of Chemical Substances: is there a Need for Regulations. *Food and Chemical Toxicology* 34. 1033-1036 (1996)
- Wagner, J.G.: Effects of Ozone and Endotoxin Coexposure on Rat Airway Epithelium: Potentiation of Toxicant-Induced Alterations. *Environmental Health Perspectives* 109 (Suppl. 4). 591-598 (2001)

WHO: Air Quality Guidelines. Chapter 5.11 Polychlorinated dibenzodioxins and dibenzofurans. 1-21. WHO Regional Office for Europe. Denmark (2000)

WHO: Health Risks of Persistent Organic Pollutants from Long-Range Transboundary Air Pollution. WHO Regional Office for Europe. Denmark (2003)

Wilke, O. und Brödner, D.: Emissionsmessungen an Materialien für Fußbodenaufbauten. 71-82. In VDI Berichte Nr. 1778 Luftverunreinigungen im Innenraum (2003)

Wolkoff, P., Clausen, P.A., Wilkins, C.K., Nielsen, G.D.: Formation of Strong Airway Irritants in Terpene/Ozone Mixtures. Indoor Air 10. 82-91 (2001)

9 Verzeichnis der Referenten und Referentinnen

Frau Dr. Bolte MPH

Bayerisches Landesamt für Gesundheit und Verbraucherschutz,
Sachgebiet Umweltmedizin
Veterinärstr. 2; 85764 Oberschleißheim
Tel.: 089 31560159; E-Mail: gabriele.bolte@lgl.bayern.de

Herr PD Dr. Fromme

Bayerisches Landesamt für Gesundheit und Verbraucherschutz,
Sachgebiet Umweltmedizin
Veterinärstr. 2; 85764 Oberschleißheim
Tel.: 089 31560231; E-Mail: hermann.fromme@lgl.bayern.de

Herr Prof. Dr. Nowak

Institut und Poliklinik für Arbeits- und Umweltmedizin der LMU
Ziemssenstr. 1; 80336 München
Tel.: 089 51602301; E-Mail: dennis.nowak@arbeits.med.uni-muenchen.de

Herr Dr. Sagunski

Behörde für Wissenschaft und Gesundheit Hamburg
Adolph-Schönfelder-Str. 5; 22083 Hamburg
Tel.: 040 428372402; E-Mail: helmut.sagunski@bwg.hamburg.de

Herr Heitmann

Bayerisches Landesamt für Umweltschutz,
Zentrallabor
Bürgermeister-Ulrich-Str. 160; 86179 Augsburg
Tel.: 0821 90715273; E-Mail: dieter.heitmann@lfu.bayern.de

Herr Lahrz

Herr Lahrz, Institut für Lebensmittel, Arzneimittel und Tierseuchen Berlin
Landesmessstelle für Gefahrstoffrecht und Innenraumhygiene
Invalidenstr. 60; 10557 Berlin
Tel.: 030 39784549; E-Mail: lahrz.itox@bbges.de

Herr PD Dr. Bischof

Institut für Arbeits-, Sozial- und Umweltmedizin und Hygiene der F.S. Universität Jena
Humboldtstr. 16; 07743 Jena
Tel.: 03641 934530; E-Mail: bischof@med.uni-jena.de

Frau Dr. Schwegler

Bayerisches Landesamt für Gesundheit und Verbraucherschutz,
Sachgebiet Umweltmedizin
Veterinärstr. 2, 85764 Oberschleißheim
Tel.: 089 31560268; E-Mail: ursula.schwegler@lgl.bayern.de

Andere Veröffentlichungen in der Reihe „Materialien zur Umweltmedizin“

Erstmals im Jahr 2001 hat das Bayerische Staatsministerium für Umwelt, Gesundheit und Verbraucherschutz eine Reihe „Gesundheit und Umwelt - Materialien zur Umweltmedizin“ herausgegeben. Diese Reihe führt, beginnend mit dem Band 9, das Sachgebiet Umweltmedizin des Bayerischen Landesamts für Gesundheit und Lebensmittelsicherheit (LGL) fort.

Die Materialien zur Umweltmedizin dienen der allgemeinen Information und im Besonderen der Fachinformation der bayerischen Gesundheitsbehörden zu Themen aus den Bereichen Umweltmedizin, Umwelthygiene, Umwelttoxikologie und Umweltepidemiologie.

Bisher sind in dieser Schriftenreihe folgende Bände erschienen:

- Band 1 Mobilfunk: Ein Gesundheitsrisiko? (2001)
 - Band 2 PCB - Polychlorierte Biphenyle (2001)
 - Band 3 Fortbildung Umweltmedizin (Material der Fortbildung der Bayerischen Akademie für Arbeits- Sozial- und Umweltmedizin am 20./21.11.2001)
 - Band 4 Untersuchung und Bewertung der PCB-Belastung von Schülern und Lehrern in der Georg-Ledebour-Schule, Nürnberg (2002)
 - Band 5 Aufgaben bei der Altlastenbehandlung (Material der Fortbildung der Akademien für Gesundheit, Ernährung und Verbraucherschutz am 19./21.11.2002)
 - Band 6 Schutz vor der Entstehung allergischer Krankheiten: Protektive Faktoren des bäuerlichen Lebens (2003)
 - Band 7 Umwelt und Gesundheit im Kindesalter. Ergebnisse einer Zusatzerhebung im Rahmen der Schuleingangsuntersuchung 2001/2002 in 6 Gesundheitsämtern (2004)
 - Band 8 Projektbericht Schuleingangsuntersuchungen 2003: Umwelt und Gesundheit (2004)
 - Band 9 Grundlagen und Bewertungen im Rahmen des Human-Biomonitorings(2005)
 - Band 10 Longitudinale Kohortenstudie zur Erfassung akuter pulmonaler, kardialer und hämatologischer/hämostaseologischer Wirkungen von Feinstaub unter realen Umweltbedingungen (CorPuScula) (2005)
 - Band 11 Umweltmedizinische Bedeutung von Dieselruß/Feinstaub (2005)
 - Band 12 Abschlussbericht des Forschungsvorhabens „Kind und Umwelt“ - Teilprojekt „Umweltperzeption und reale Risiken“ (2005)
- sowie der vorliegende
- Band 13 Aktuelle umweltmedizinische Probleme in Innenräumen, Teil 1 (2006)



91058 **Erlangen**
Eggenreuther Weg 43
Tel.: 09131/764-0



85764 **Oberschleißheim**
Veterinärstr. 2
Tel.: 089/31560-0



97082 **Würzburg**
Luitpoldstr. 1
Tel.: 0931/41993-0

www.lgl.bayern.de

**Bayerisches Landesamt für
Gesundheit und Lebensmittelsicherheit**
Eggenreuther Weg 43, 91058 Erlangen

Telefon: 09131/764-0
Telefax: 09131/764-102

Internet: www.lgl.bayern.de
E-Mail: poststelle@lgl.bayern.de

Druck: Print Com, Erlangen