

Raumluftqualität in Schulen – Belastung von Klassenräumen mit Kohlendioxid (CO₂), flüchtigen organischen Verbindungen (VOC), Aldehyden, Endotoxinen und Katzenallergenen

Air Quality in Schools – Classroom Levels of Carbon Dioxide (CO₂), Volatile Organic Compounds (VOC), Aldehydes, Endotoxins and Cat Allergen

Autoren

H. Fromme¹, D. Heitmann², S. Dietrich¹, R Schierl³, W. Körner², M. Kiranoglu¹, A. Zapf⁴, D. Twardella¹

Institute

¹ Bayerisches Landesamt für Gesundheit und Lebensmittelsicherheit, Sachgebiet Umweltmedizin, Oberschleißheim

² Bayerisches Landesamt für Umwelt, Referat Organische Analytik, Augsburg

³ Institut und Poliklinik für Arbeits- und Umweltmedizin, Ludwig-Maximilians-Universität, München

⁴ Bayerisches Landesamt für Gesundheit und Lebensmittelsicherheit, Institut für Gesundheit und Ernährung, Oberschleißheim

Schlüsselwörter

- Innenraumluft
- Schulen
- CO₂
- VOC
- Aldehyde
- Formaldehyd
- Endotoxine
- Katzenallergene

Key words

- indoor air
- schools
- CO₂
- VOC
- aldehydes
- formaldehyde
- endotoxin
- cat allergen

Bibliografie

DOI 10.1055/s-2008-1046775
Gesundheitswesen 2008;
70: 88–97

© Georg Thieme Verlag KG
Stuttgart · New York
ISSN 0941-3790

Korrespondenzadresse

H. Fromme
Bayerisches Landesamt für
Gesundheit und Lebensmittel-
sicherheit
Sachgebiet Umweltmedizin
Veterinärstrasse 2
85764 Oberschleißheim
hermann.fromme@lgl.bayern.
de

Zusammenfassung

Kinder müssen als besonders empfindlich gegenüber Schadstoffen angesehen werden und verbringen einen großen Zeitanteil in Schulen. Vor diesem Hintergrund wurde von Dezember 2004 bis Juli 2005 die Innenraumluftqualität von 92 Klassenräumen (Winter) bzw. 76 Klassenräumen (Sommer) von Schulen in Süd-Bayern untersucht. Ziel war es, die Innenraumluftqualität durch Messung von Klimaparametern (Temperatur, relative Feuchte), dem Indikator Kohlendioxid (CO₂) und leicht flüchtigen organischen Substanzen (VOC, Carbonylverbindungen) zu beschreiben. Darüber hinaus sollten die Katzenallergene (Fel d1) und Endotoxine (LAL-Test) im Fußbodenstaub der Schulräume bestimmt werden. Daten zu den Raum- und Gebäudecharakteristika wurden mit einem Fragebogen erhoben. Die Probenahme erfolgte während der Unterrichtszeit. Die medianen CO₂-Innenraumluftgehalte bewegten sich im Winter in einem Bereich von 598 bis 4 172 ppm und im Sommer deutlich niedriger zwischen 480 und 1 875 ppm. Während in der Wintermessperiode die Tagesmediane in 92% der Klassenräume 1 000 ppm überschritten, waren es im Sommer lediglich 28%. Über 1 500 ppm lagen im Winter 60% der Tagesmediane der Klassenräume und in der Sommermessperiode 9%. Es zeigte sich, dass eine größere Zahl an Nutzern, eine kleinere Raumgröße und ein kleineres Raumvolumen signifikant mit der Verschlechterung der Luftqualität im Sinne eines Anstiegs des CO₂ einhergeht. Die TVOC-Gehalte (total volatile organic compounds) in den Schulklassen bewegten sich in einem Bereich von 110 bis 1 000 µg/m³ (Median im Winter: 345 µg/m³ und im Sommer 260 µg/m³). Von den Carbonylverbindungen konnten insbesondere Aceton, Formaldehyd und Acetaldehyd mit Gehalten von 14,0 bis 911 µg/m³ bzw. 3,1 bis 46,1 µg/m³ und 2,9 bis 78 µg/m³ in allen Räumen bestimmt werden.

Abstract

Children are assumed to be more vulnerable to health hazards and spend a large part of their time in schools. To assess the exposure situation in this microenvironment, we evaluated the indoor air quality in winter 2004/5 in 92 classrooms, and in 75 classrooms in summer 2005 in south Bavaria, Germany. Indoor air climate parameters (temperature, relative humidity), carbon dioxide (CO₂) and various volatile organic compounds, aldehydes and ketones were measured. Additionally, cat allergen (Fel d1) and endotoxin (LAL-test) were analysed in the settled dust of school rooms. Data on room and building characteristics were collected by use of a standardised form. Only data collected during teaching hours were considered in analysis. The median indoor CO₂ concentration in the classrooms ranged in the winter and summer period from 598 to 4 172 ppm and 480 to 1 875 ppm, respectively. While during the winter period in 92% of the classrooms the CO₂ daily medians went above 1 000 ppm, the percentage of classrooms with increased CO₂ concentration fell to 28% in summer. In winter, in 60% of classes the daily median CO₂ concentration exceeded 1 500 ppm, while in summer this threshold was reached by only 9%. A high concentration of CO₂ was associated with a high number of pupils, a low room surface area and a low room volume. The levels of total volatile organic compounds (TVOC) in classrooms ranged between 110 and 1 000 µg/m³ (median in winter 345 µg/m³, in summer 260 µg/m³). Acetone, formaldehyde and acetaldehyde were measured in concentrations from 14.0 to 911 µg/m³, from 3.1 to 46.1 µg/m³, and from 2.9 to 78 µg/m³, respectively. The other aldehydes were detected in minor amounts only. The median Fel d1 level in winter was 485 ng/g dust (20 to 45 160 ng/g) and in summer it was 417 ng/g (40–7 470 ng/g). We observed no marked differences between the

Andere Aldehyde waren deutlich seltener nachzuweisen. Die medianen Katzenallergen-Konzentrationen lagen im Winter bei 485 ng/g Staub (20 bis 45 160 ng/g) und im Sommer bei 417 ng/g (40–7 470 ng/g), wobei sich kein statistisch bedeutsamer Unterschied zwischen den Messperioden ergab. Die Allergengehalte waren in beiden Messzeiträumen in Räumen mit Teppichböden signifikant höher als in solchen mit glattem Bodenbelag. Das Raumvolumen, die Raumfläche und Raumklimaparameter stellen keine bedeutsamen Einflussfaktoren dar. Die medianen Endotoxingehalte lagen im Winter mit 19,7 EU/mg Staub (6,6 bis 154 EU/mg) signifikant niedriger als in der Sommermessperiode mit 32,2 EU/mg (9,6 bis 219 EU/mg). Die Gehalte waren nicht abhängig von der Art des Bodenbelags, dem Raumvolumen, der Raumfläche und den bestimmten Raumklimaparametern. Insgesamt weisen die Messergebnisse für die VOC, Aldehyde, Ketone und Endotoxine in bayerischen Klassenräumen, von Einzelfällen abgesehen, auf ein eher niedriges Belastungsniveau hin. Die in Schulleräumen beobachteten Katzenallergengehalte sollten unter präventiven Gesichtspunkten als Expositionsmöglichkeit beachtet werden.

Einführung

Messergebnisse von Fremdstoffen und biologischen Belastungen liegen für die Außenluft, aber auch für Wohninnenräume in größerer Zahl vor. Hingegen sind unsere Kenntnisse über die Luftqualität in Schulen und vergleichbaren Gemeinschaftseinrichtungen begrenzt und in weiten Bereichen lückenhaft. Und dies, obwohl Schulkinder, Jugendliche, Auszubildende und Lehrer ungefähr 30–50% ihrer Tageszeit in Schulen bzw. vergleichbaren öffentlichen Einrichtungen verbringen. Auch im Rahmen von Präventionskonzepten kommt diesen spezifischen Innenräumen große Bedeutung zu, da über sie gleichzeitig eine große Anzahl von Personen erreicht werden kann und zudem sehr sensible Altersbereiche in der Bevölkerung betroffen sind.

Ein einfach zu bestimmender Parameter in der Innenraumluft ist das Kohlendioxid (CO₂), das, in Abhängigkeit von der Anzahl und Aktivität der Personen im Raum und den aktuellen Lüftungsbedingungen, einen guten Indikator für die Raumluftqualität darstellt. In der wissenschaftlichen Literatur ist relativ konsistent beschrieben, dass eine verminderte Lüftung in Gebäuden mit unspezifischen Symptomen einhergeht, die auch mit dem Begriff des Sick-Building-Syndroms (SBS) umschrieben werden können. Verschiedene Übersichtsarbeiten zeigen, dass unter einer Frischluftzufuhr von weniger als 10 l/s pro Person vermehrt über gesundheitliche Beschwerden berichtet wurde, während bei mehr als 10–20 l/s Frischluft pro Person derartige Effekte nicht beobachtet wurden [1]. Experimentell ließ sich zudem in Prüfkammerversuchen nachweisen, dass eine niedrigere personenbezogene Frischluftzufuhr mit signifikanten Leistungseinbußen und verschiedenen Befindlichkeitsstörungen der Testprobanden verknüpft war [2,3]. Studien zum Zusammenhang von gesundheitlichen Beeinträchtigungen und Kohlendioxidbelastung zeigen, dass sich mit abnehmender CO₂-Konzentration und besserer Ventilation die Sick-Building-Syndrom-assoziierten Beschwerden verringern [1,4–9]. So konnte z. B. in einer umfangreichen Studie in 100 nordamerikanischen Bürogebäuden insbesondere für die Schleimhautsymptome ein dosisabhängiger Anstieg der Prävalenzen gezeigt werden [10].

Erste direkte Wirkungen des CO₂ auf die menschliche Gesundheit sind im Bereich von 1 000 bis 2 000 ppm CO₂ in der Atem-

two sampling periods and between smooth floors and rooms with carpeted floors. No differences were found according to room surface area and room volume. The median endotoxin contents in winter and summer were 19.7 EU/mg dust (6.6 to 154 EU/mg) and 32.2 EU/mg (9.6 to 219 EU/mg), respectively. The levels varied significantly between the sampling periods, but were independent of room surface area, room volume and surface floorings. Overall the results of VOC, aldehydes, ketones and endotoxin indicate, in general, a low exposure level in classrooms. The observed concentrations of cat allergens should be considered as a meaningful exposure route and thus could be tackled within preventive programs.

luft beobachtet worden, bei denen es zu einer leichten Verschiebung des Blut-pH und damit des Sauerstofftransportes im Blut kommt. Dies kann zu Kopfschmerzen, Benommenheit und Verringerung des Leistungsvermögens führen. Hingegen sind erst bei sehr hohen Konzentrationen oberhalb von 30 000–40 000 ppm Schwindel, Ohrensausen, Herzklopfen und schwerwiegendere Gesundheitseffekte beschrieben.

Asthma und allergische Erkrankungen stellen in der industrialisierten Welt ein zunehmendes Gesundheitsproblem dar, wobei unter anderem die Exposition in Innenräumen die Krankheitsentwicklung beeinflussen kann. Obwohl Haustiere in Schulen nicht gehalten werden, zeigen verschiedene Untersuchungen, dass der Allergengehalt in den Klassenräumen mit der Anzahl der Schüler, die ein Haustier besitzen, assoziiert ist [11–13] und die Allergene, insbesondere mit der Kleidung, vermehrt eingetragen werden [14–16]. Darüber hinaus wurde über Zusammenhänge zwischen dem Allergengehalt im Schulbodenstaub und der Inzidenz an selbstberichtetem Asthma [17], über ein zunehmendes Sensibilisierungsrisiko gegenüber Katzenepithelien bei den Schulkindern, die zu Hause keinen Kontakt mit Katzen hatten [18] und über eine Symptomverstärkung bei Kindern mit einer manifesten Katzenallergie [19] berichtet. Da in Schulleräumen oft höhere Allergengehalte gefunden werden können, stellen diese Innenräume unter präventiven Gesichtspunkten eine zu berücksichtigende Expositionsmöglichkeit dar. Auch mit der mikrobiellen Belastungssituation von Innenraumluft werden gesundheitliche Probleme häufig in Zusammenhang gebracht. Ein ursächliches Agens könnten dabei Endotoxine (LPS, Lipopolysaccharide) sein, bei denen es sich um Bestandteile der äußeren Membran gram-negativer Bakterien handelt. Sie zeigen nach Inhalation inflammatorische Wirkungen auf Schleimhäute, führen zu einer gesteigerten Atemwegsreaktion bei Asthmatikern und die Höhe ihrer Gehalte in Innenräumen ist positiv korreliert mit dem Schweregrad der Asthmasymptome. Endotoxine treten in Innenräumen als typische Bestandteile des Hausstaubs auf.

Vor diesem Hintergrund war es Ziel der hier vorgelegten Untersuchung, die Belastungssituation gegenüber verschiedenen leicht flüchtigen organischen Substanzen (VOC, volatile organic compounds) inklusiv Carbonylverbindungen (Formaldehyd,

Acetaldehyd, Aceton, Propionaldehyd, Crotonaldehyd, 2-Butanon, Butyraldehyd, Benzaldehyd, Hexaldehyd) zu ermitteln. Außerdem sollten die Gehalte an Katzenallergenen (Fel d1) und Endotoxinen (LPS) im Fußbodenstaub bestimmt werden. Darüber hinaus wurde der Luftqualitätsindikator Kohlendioxid (CO₂) sowie die Raumklimaparameter Temperatur und relative Feuchte in den Klassenräumen kontinuierlich gemessen. Die Ergebnisse sind Teil einer umfangreicheren Untersuchung in bayrischen Klassenräumen, bei der z. B. auch die partikuläre Belastungssituation ermittelt wurde [20].

Material und Methode

Untersuchungsort

Die Studie wurde in zwei Teiluntersuchungen durchgeführt. Die erste Messperiode (Wintermessung) erfolgte vom 2.12.2004 bis zum 16.3.2005 und die zweite Messperiode (Sommermessung) vom 2.5.2005 bis zum 28.7.2005. In die Sommer- und Wintermessungen sollten möglichst die gleichen Räume einbezogen werden. Im Winter konnte die Probenahme in 92 Schulklassenräumen von 46 Schulen und im Sommer in 76 Klassenräumen von 38 Schulen durchgeführt werden. Bei den Schulen handelt es sich um Grundschulen und weiterführende Schulen in der Stadt München und im Landkreis Dachau.

Auf standardisierten Bögen wurden die Umgebungsbedingungen während der Messungen (z. B. Raumgröße, Raumvolumen, Schüleranzahl pro Unterrichtsstunde, Lüftungsbedingungen, Bodenbelag, Informationen zum Bauobjekt) erhoben.

Probenahme/Analytik

Der Standort der Messgeräte war in der Mitte der hinteren Wand gegenüber der Schultafel, ca. 50 cm von der Wand entfernt. Die Probenahmeköpfe bzw. Sensoren befanden sich in ca. 90 cm Höhe über dem Fußboden. Die Probenahmen/Messungen erfolgten während der Unterrichtszeit an jeweils einem Schultag pro Schule in zwei Klassenräumen. Parallel wurden die Klimaparameter und CO₂ auch in der Außenluft vor dem jeweiligen Klassenraum gemessen.

Das Kombi-Messgerät Testo 445 (Fa. Testo, Lenzkirch) wurde zur Bestimmung der Raumklimaparameter Kohlendioxid (CO₂), Temperatur (T) und der relativen Luftfeuchtigkeit (rF) benutzt. Die Temperatur wurde mit einem NTC-Sensor und die relative Luftfeuchtigkeit mit einem kapazitiven Sensor bestimmt. Die Auflösung der Kombisonde beträgt für die Temperatur 0,1 °C und für den Feuchtefühler 0,1 % rF. Die CO₂-Konzentrationen wurden mit einem NDIR-Sensor (nicht-dispersives Infrarot) gemessen. Die Systemgenauigkeit beträgt im Bereich von 0 ppm bis 5 000 ppm \pm 50 ppm bzw. \pm 2 % vom Messwert, sowie \pm 100 ppm bzw. \pm 3 % vom Messwert im restlichen Bereich. Die Fühler wurden bei 0 ppm, 1 015 ppm und 5 010 ppm CO₂ kalibriert.

Für die Bestimmung der leicht flüchtigen organischen Substanzen (VOC, volatile organic compounds) wurden Universal-Luftprobenahmepumpen vom Typ 224 (Fa. Analyt/MTC GmbH) eingesetzt. Für die Analyse der VOC wurde die Raumluft für die Dauer von 2 Schulstunden (max. 120 min.) mit 0,1 l/min durch ein Adsorptionsröhrchen, das mit Tenax GR als Adsorbens gefüllt war, gesaugt. Die Konditionierung der Tenax-Röhrchen erfolgte vor der Probenahme durch achtstündiges Erhitzen bei 280 °C und einem Heliumdurchfluss von 0,1 l/min. Bis zum Gebrauch wurden die fest verschlossenen Röhrchen im Kühlschrank bei max. 5 °C gelagert. Vor der Thermodesorption (TDS)

wurde dem Tenax-Rohr zwecks Quantifizierung der Substanzen deuteriertes Toluol als interner Standard zugesetzt. Die anschließende Messung erfolgte mittels TDS/GC/MS. Für die Thermodesorption wurde eine TDS A 2-Einheit der Fa. Gerstel verwendet. Bei dem GC/MS-System handelt es sich um einen GC6890 und einen MSD 5973N (Fa. Agilent). Vor jeder Messserie wurde ein Autotune des GC/MS-Systems sowie eine Überprüfung der Responsefaktoren der in **Tab. 2** mit * gekennzeichneten Substanzen durchgeführt. Zur Quantifizierung der Einzelsubstanzen wurde jeweils auf die gleiche oder eine strukturanaloge Substanz als Standard bezogen, deren Responsefaktoren durch Mehrpunkt-Kalibrierungen bestimmt wurden. Zusätzlich wurde nach DIN ISO 16 000-6 die Summe aller VOC (TVOC = total volatile organic compounds) als Toluol-Äquivalent bestimmt. Die Nachweisgrenzen lagen bei 0,02 µg/Probe, bzw. bei 0,1 µg/m³ (4 h Probenahme).

Die simultane Bestimmung von Aldehyden und Ketonen in den Luftproben erfolgte nach der DNPH-Methode, bei der die Carbonylverbindungen in Gegenwart von Säure mit 2,4-Dinitrophenylhydrazin zu den entsprechenden Hydrazonen umgesetzt werden, die dann mittels Flüssigkeitschromatographie bestimmt werden. Zu diesem Zweck wurde Luft mit einem Durchsatz von 0,2–0,8 l/min durch DNPH-Kartuschen (WATERS XPOsure, Part-Nr. WAT047205) geleitet. Um bei hohen Konzentrationsspitzen eventuelle Durchbrüche zu vermeiden, wurden jeweils zwei Säulen hintereinander geschaltet. Die Sammelzeit betrug im Winter 288 \pm 44 min und im Sommer 283 \pm 55 min. Die Elution der Carbonylverbindungen erfolgte mit 5 ml Acetonitril (MERCK LiChrosolv) in Reagenzgläsern mit Schraubverschluss. Die Analytik der Carbonylverbindungen erfolgte flüssigkeitschromatographisch mittels eines HPLC-Systems der Fa. Shimadzu. Dazu wurden 20 µl der Probe auf Vorsäule (Supelguard LC-18) und Trennsäule (SUPELCO SIL LC-18; Länge 150 mm, Durchmesser 4,6 mm, Porendurchmesser 3 µm) aufgegeben. Als Laufmittel fungierten H₂O/CH₃CN/THF (60/30/10) bzw. H₂O/CH₃CN (40/60) bei einer Flussrate von 1,2 ml/min. Die Detektion erfolgte mittels eines UV-Detektors (SPD-10AV) bei 360 nm. Quantifiziert wurde gegen den zertifizierten Standard Carbonyl-DNPH-Mix 1 (Fa. Supelco Nr. 47672-U). Die Nachweisgrenzen lagen bei 0,02 µg/Probe, bzw. in 0,1 µg/m³ (4 h Probenahme).

In den Klassenzimmern wurde im Anschluss an den Unterrichtstag mit einem handelsüblichen Staubsauger (Siemens Super XS dino e, Typ VS53B21, Saugleistung Max. 1 600 W, Nom. 1 400 W) der Boden abgesaugt. Die Staubsammlung erfolgte jeweils für 5 min. auf einem ALK-Filterssystem nach einer evaluierten Methode [21]. Nach der Beprobung wurden die Stäube im Labor nach Abtrennung grober Artefakte (Haaren, Brotkrümel etc.) in sterile, pyrogenfreie Reaktionsgefäße gefüllt und bei Raumtemperatur gelagert.

Zur Bestimmung des Katzenallergen (Fel d1) wurden ca. 100 mg Staubprobe mit 2 ml PBS-T und 0,05 % Tween 20 (pH 7,4) versetzt. Die Suspension wurde anschließend 120 min auf einem Schüttler (IKA Vibrax-VXR) bei Raumtemperatur geschüttelt und danach 20 min mit 2500 Umdrehungen/min. bei 4 °C zentrifugiert. Zur Messung wird im Extrakt nach 1:10 Verdünnung die Allergenkonzentration mit dem zweiseitigen monoklonalen Antikörper ELISA der Fa. Indoor Biotechnologies (Kit 6F9/3E4) nach der Methode von Luczynska et al. 1998 [22] bestimmt. Die Messung bei der Wellenlänge 405 nm erfolgte mit dem Mikrotiterplatten-Reader (MWG Biotech, Ebersberg). Die Berechnung wurde mit der KC4 Software durchgeführt. Alle Proben lagen über der Nachweisgrenze von 0,01 µg/g.

Tab. 1 Statistische Kennwerte für den Kohlendioxidgehalt, die Raumlufttemperatur und die Raumfeuchte

	N	Minimum	10. Perzentil	Median	90. Perzentil	Maximum	Mittelwert
Winter Innenraum							
Temperatur (°C)	91	18	20	22	23	25	22
Relative Feuchtigkeit (%)	91	22	28	38	49	60	38
CO ₂ (ppm) (Mediane)	90	598	1009	1608	2724	4172	1759
(Minutenmessungen)	28874	367	675	1412	2715	5359	1584
Winter Außenluft							
Temperatur (°C)	40	-8	-6	-0,6	5	12	-0,3
Relative Feuchtigkeit (%)	40	42	46	66	81	82	65
CO ₂ (ppm)	40	381	385	405	467	490	414
Sommer Innenraum							
Temperatur (°C)	75	21	22	24	27	29	25
Relative Feuchtigkeit (%)	75	32	41	51	62	70	51
CO ₂ (ppm) (Mediane)	75	480	570	785	1459	1875	890
(Minutenmessungen)	22712	314	460	728	1564	2742	883
Sommer Außenluft							
Temperatur (°C)	76	10	12	18	24	26	19
Relative Feuchtigkeit (%)	76	49	52	65	85	94	66
CO ₂ (ppm)	38	338	355	383	448	509	391

Bei der Endotoxinmessung werden die in Quarzgläser eingewogenen Staubproben (ca. 100 mg) mit LAL-Wasser (7 ml) auf dem Schüttler 1,5 Stunden extrahiert. Nach entsprechender Verdünnung (meist 1:100) und Auftrag auf die Mikrotiterplatte erfolgte die Bestimmung mittels Limulus-Amöbozyten-Lysat (LAL). Hierzu wurde ein kinetischer Farbttest der Firma Cambrex (Kit 3L3000) verwendet. Quantifiziert wurde mit einer jeweils frisch erstellten Kalibrationskurve (50/5/0,5/0,05 EU/ml). Daraus kann die Endotoxin Konzentration im Hausstaub (EU/mg) berechnet werden. Zur Qualitätssicherung wurde jeder Probe ein Standard zugesetzt, der zwischen 50% und 200% wieder gefunden werden muss. Lagen Proben außerhalb dieses Bereiches wurde weiter verdünnt. Zusätzlich wurde bei jeder Serie ein laborinterner Kontrollstandard mitgeführt. Alle Proben lagen deutlich über der Nachweisgrenze von 0,5 EU/mg.

Statistische Methoden

Kontinuierlich (minütlich) erhobene Messwerte wurden für jeden Klassenraum zu einem Median zusammengeführt, der nur Ergebnisse der reinen Unterrichtszeit beinhaltet. Messwerte unterhalb der Nachweisgrenze wurden im Rahmen der Auswertungen mit der halben Nachweisgrenze berücksichtigt. Die statistische Auswertung wurde mit dem Programm SPSS 13.0 durchgeführt. Nach deskriptiver Darstellung der Verteilungsparameter wurden Korrelationen nach Spearman gerechnet. Gruppenunterschiede wurden mittels Wilcoxon Rangsummen Test bzw. Kruskal-Wallis Test ermittelt.

Ergebnisse

Die Anzahl der im Raum anwesenden Schüler und Lehrer lag im Winter zwischen 10 und 33 Personen (Median: 23) und im Sommer zwischen 9 und 35 (Median: 24). Die Raumfläche bewegte sich von 47 bis 98 m² (Median: 68 m²) und das Raumvolumen der Klassenzimmer lag zwischen 160 und 437 m³ (Median: 222 m³). Der Bodenbelag der Klassenräume bestand überwiegend aus Linoleum (78 der 92 Räume im Winter und 63 der 76 Räume im Sommer). Lediglich 7 Klassen besaßen einen Holzfußboden (3 im Sommer) und weitere 7 einen Teppichbodenbe-

lag. Von den 92 Klassenräumen konnten 26 der 1.–4. Klassenstufe, 34 der 5.–7. Klasse und 32 der 8.–11. Klasse zugeordnet werden.

17 Schulen (37%) wurden im Zeitraum von 1950–1975 errichtet, im Zeitraum von 1975–1990 wurden 10 Schulen (22%) gebaut und von 1990–2005 weitere 5 Schulen (11%). Vor 1930 wurden 14 Schulen (30%) erbaut, eine Schule ist in einem Kloster entstanden, dessen Gründungszeit auf das Jahr 1120 datiert werden kann. Bei 75% der Schulen handelt es sich um Stein/Ziegelbauten und 25% wurden aus Beton/Stahlbeton bzw. in Plattenbauweise errichtet.

Die Mediane der Innenraumtemperatur und der relativen Feuchte in den einzelnen Klassenräumen bewegten sich in der Wintermessperiode zwischen 18 °C und 25 °C bzw. 22–60%. Im Sommer lagen sie zwischen 21 °C und 29 °C bzw. 41% und 70%. Die Lufttemperatur und relative Feuchte in der Außenluft vor den Schulen bewegten sich während des Untersuchungszeitraums zwischen -8,3 °C und 11,9 °C bzw. 42–82% (Winter) und zwischen 9,5 °C und 26,4 °C bzw. 49–94% (Sommer) (• Tab. 1).

Kohlendioxid

Die medianen CO₂-Innenraumluftgehalte der Klassenräume bewegten sich im Winter in einem Bereich von 598 bis 4 172 ppm und im Sommer deutlich niedriger zwischen 480 und 1 875 ppm (siehe • Tab. 1). • Abb. 1 gibt zudem einen Eindruck der Ergebnisse für die in der Wintermessperiode untersuchten einzelnen Klassenräume.

Während in der Wintermessperiode die Tagesmediane in 92% der Klassenräume 1 000 ppm überschritten, waren es im Sommer lediglich 28%. Über 1 500 ppm lagen im Winter 60% der Tagesmediane und in der Sommermessperiode 9%. Wenn nur die Zeit betrachtet wird, in der die Schüler auch wirklich im Klassenraum Unterricht haben, waren die Schüler ca. 59% (Winter) bzw. 0% (Sommer) der Unterrichtszeit CO₂-Gehalten von >1 500 ppm und ca. 90% (Winter) bzw. 20% (Sommer) der Unterrichtszeit CO₂-Gehalten von >1 000 ppm ausgesetzt.

Es zeigte sich, dass eine größere Zahl an Nutzern, eine kleinere Raumgröße und ein kleineres Raumvolumen signifikant mit der Verschlechterung der Luftqualität im Sinne eines Anstiegs des CO₂ einhergeht. Auch mit der Raumluftfeuchte ergab sich ein

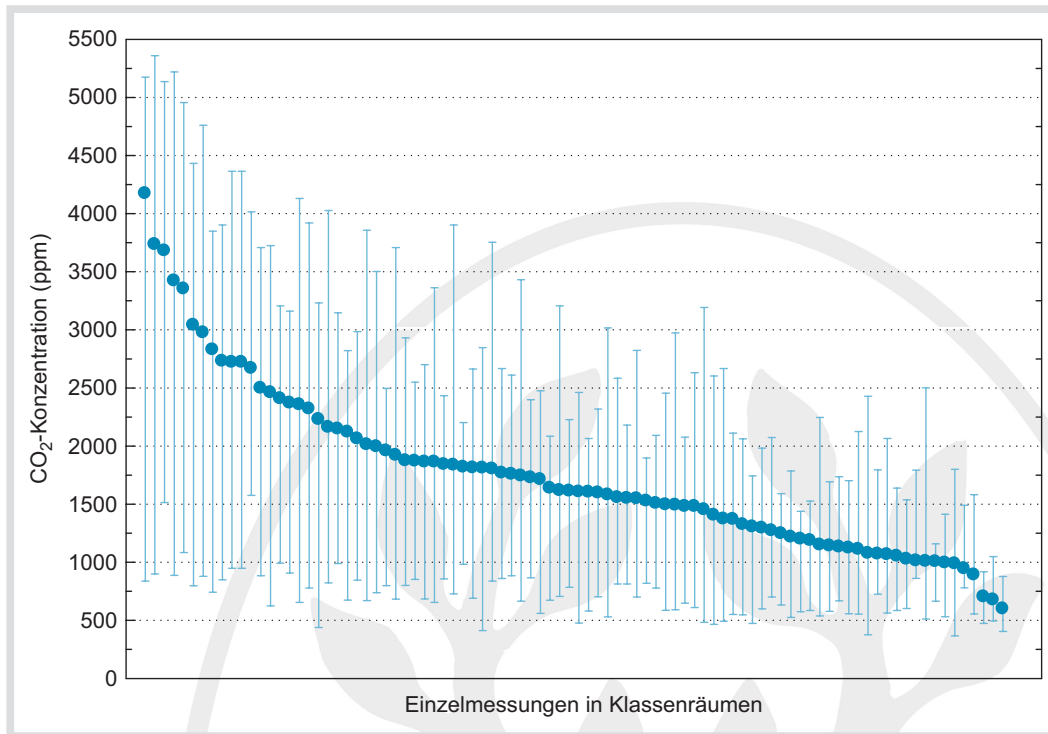


Abb. 1 Mediane CO₂-Gehalte, Minima und Maxima in den einzelnen Klassenräumen in der Wintermessperiode.

statistisch bedeutsamer Zusammenhang, wobei diese Beziehung in der Sommermessung allerdings nicht mehr signifikant war.

Insgesamt deuten die vorliegenden CO₂-Ergebnisse, vor allen Dingen in der Winterzeit, auf eine häufig unbefriedigende Raumluftqualität hin, die aus hygienischer Sicht als nicht akzeptabel anzusehen ist.

Leicht flüchtige organische Verbindungen (VOC), Aldehyde und Ketone

Die Ergebnisse zu den leicht flüchtigen organischen Verbindungen sind für beide Messperioden in der **Tab. 2** zusammengefasst. Vereinzelt wurden im Sommer Spitzenkonzentrationen für Decamethylcyclopentasiloxan (190 µg/m³), Diethylenglykolmonobutylether (240 µg/m³), Ethylenglykolmonobutylether (190 µg/m³), Diethylenglykolmonoethylether (110 µg/m³), Toluol (150 µg/m³) und Limonen (61,0 µg/m³) beobachtet. Auch im Winter lagen einige Einzelergebnisse für Decamethylcyclopentasiloxan (300 µg/m³), Diethylenglykolmonobutylether (120 µg/m³), Ethylenglykolmonobutylether (160 µg/m³), Diethylenglykolmonoethylether (39,0 µg/m³), Toluol (54,0 µg/m³) und Limonen (180 µg/m³) in einem höheren Konzentrationsbereich.

Die in 90 Klassenräumen im Sommer und in 75 Räumen im Winter ermittelten Gehalte für die Summe der VOC (TVOC, total volatile organic compounds) lagen im Median im Winter bei 345 µg/m³ und im Sommer bei 260 µg/m³, und waren im Winter signifikant höher als in der zweiten Messperiode ($p=0,024$). Während sich keine Abhängigkeit der TVOC-Werte von der Raumtemperatur, der Raumfeuchte und der Nutzeranzahl ergab, war der TVOC in beiden Messperioden abhängig vom Raumvolumen ($r=0,36$, $p=0,001$; $r=0,37$, $p=0,001$) und im Sommer auch von den CO₂-Gehalten ($r=0,42$, $p=0,001$).

In beiden Messperioden wurden in der Innenraumluft Aceton, Formaldehyd und Acetaldehyd in allen Proben oberhalb der Bestimmungsgrenze ermittelt, die anderen analysierten Carbonylverbindungen z.T. nur in Einzelfällen (siehe **Tab. 3**). So be-

wegen sich beispielsweise die Formaldehydkonzentrationen für die einzelnen Klassenräume im Winter zwischen 3,1 und 46,1 µg/m³ und im Sommer von 4,6 und 72,4 µg/m³ und lagen damit in allen Fällen unter dem derzeitigen Richtwert des ehemaligen Bundesgesundheitsamtes von 120 µg/m³. Außer für Formaldehyd und Acetaldehyd waren die Konzentrationen zwischen den Messperioden signifikant verschieden. Für die Gehalte an Aceton, Formaldehyd und Acetaldehyd ergab sich kein statistisch bedeutsamer Zusammenhang mit den Raumklimaparametern, der Raumfläche, dem Raumvolumen, der Nutzeranzahl und der Außenlufttemperatur. Lediglich für Formaldehyd im Winter und Aceton im Sommer zeigte sich eine Assoziation mit den CO₂-Gehalten im Innenraum ($r=0,428$, $p=0,001$ bzw. $r=0,393$, $p=0,001$).

Katzenallergene/Endotoxine

Die medianen Allergenkonzentrationen (**Tab. 3**) lagen bei 485 ng/g Staub (Winter) und 417 ng/g (Sommer), wobei sich kein statistisch bedeutsamer Unterschied zwischen den Messperioden ergab. Die Allergengehalte waren in beiden untersuchten Messzeiträumen auf den Teppichböden höher als auf glatten Bodenbelägen (Winter: $p=0,036$; Sommer: $p=0,017$), zeigten sich jedoch nicht abhängig vom Raumvolumen, der Raumfläche und den Raumklimaparametern.

Die medianen Endotoxinkonzentrationen (**Tab. 3**) lagen in den untersuchten Schulräumen im Winter bei 19,7 EU/mg Staub (6,7–154 EU/mg) und im Sommer 32,2 EU/mg (9,7–219 EU/mg), mit signifikant höheren Ergebnissen in der zweiten Messperiode. Die Endotoxingehalte zeigten sich in beiden Untersuchungszeiträumen nicht abhängig von der Art des Bodenbelags, dem Raumvolumen, der Raumfläche und den Raumklimaparametern.

Tab. 2 Statistische Kennwerte zu den leicht flüchtigen organischen Verbindungen in der Schulinnenraumluft (in $\mu\text{g}/\text{m}^3$)

	n (n>BG)		Median		95. Perzentil	
	Winter	Sommer	Winter	Sommer	Winter	Sommer
Aldehyde						
Hexanal*	90 (88)	75 (74)	5,8	6,4	12,0	15,0
Octanal	88 (63)	74 (57)	1,9	5,1	6,6	14,4
Nonanal	90 (89)	75 (75)	5,3	14,0	14,0	23,9
Decanal	90 (84)	75 (75)	2,0	8,0	5,4	17,0
Siloxane						
Decamethylcyclopentasiloxan*	90 (90)	75 (75)	21,5	18,0	210	126
Dodecamethylcyclohexasiloxan	90 (90)	74 (74)	6,0	4,7	23,6	26,3
Terpene						
α -Pinen	90 (89)	75 (67)	2,5	1,8	10,0	8,7
β -Pinen	90 (59)	75 (48)	0,7	0,8	4,5	2,9
Delta-3-Caren	90 (65)	75 (45)	0,7	0,4	4,9	3,8
Limonen*	90 (90)	75 (75)	10,5	3,5	36,9	14,0
Menthol	90 (87)	75 (58)	3,8	1,9	16,2	9,3
Glykole/Glykoether						
Propylenglycol	90 (37)	75 (45)	0,1	2,5	6,7	17,3
Ethylenglykolmonobutylether (EGBE) ¹	90 (79)	75 (62)	5,4	9,6	31,2	80,8
Diethylenglykolmonoethylether (DEGEE) ²	90 (37)	75 (40)	0,1	2,7	16,3	50,2
Diethylenglykolmonomethyl-ether (DEGME) ³	90 (3)	75 (4)	0,1	0,1	0,1	0,2
Diethylenglykolmonobutyl-ether (DEGBE) ⁴	90 (68)	75 (64)	5,8	5,4	36,0	30,1
Propylenglykol-1-monomethylether (2PG1ME) ⁵	90 (44)	75 (11)	0,1	0,1	13,1	9,2
Polypropylenglykol ⁶	90 (8)	75 (5)	0,1	0,1	3,7	0,4
Polypropylenglykol(2)methyl-ether ⁷	90 (30)	75 (30)	0,1	0,1	15,3	19,5
Polypropylenglykol(3)methyl-ether ⁸	90 (3)	75 (5)	0,1	0,1	0,1	2,4
Tripropylenglykolmonomethyl-ether (TPGME) ⁹	90 (2)	75 (2)	0,1	0,1	0,1	0,1
Aromaten						
Benzol*	90 (66)	75 (27)	0,8	0,1	5,6	0,9
Toluol*	90 (90)	75 (75)	14,0	44,0	45,0	130
m/p-Xylol*	90 (90)	75 (75)	3,0	2,3	9,3	7,2
Ethylbenzol*	90 (90)	75 (75)	1,1	0,9	3,5	2,5
Diisopropylnaphthalin*	90 (2)	75 (1)	0,1	0,1	0,1	0,1
1,2,4-Trimethylbenzol*	90 (90)	75 (18)	1,6	1,1	5,9	3,2
2,6-Dimethyl-7-octen-2-ol	90 (72)	75 (34)	3,4	0,1	14,0	7,2
3,7-Dimethyl-1,6-octadien-3-ol	90 (53)	75 (21)	1,8	0,1	8,2	3,0
Alkane/Cycloalkane						
Heptan	90 (49)	75 (19)	0,6	0,1	7,6	9,6
Nonan	90 (74)	75 (49)	1,2	1,4	9,3	3,3
Decan	90 (58)	75 (38)	0,8	0,3	3,5	3,1
Undecan	91 (2)	75 (2)	0,1	0,1	0,1	0,1
Dodecan*	91 (2)	75 (2)	0,1	0,1	0,1	0,1
Tridecan	91 (2)	75 (1)	0,1	0,1	0,1	0,1
Tetradecan	90 (90)	75 (75)	2,0	2,2	4,5	5,1
Pentadecan	90 (90)	75 (75)	2,2	2,3	4,7	6,2
Hexadecan	90 (90)	75 (75)	2,1	1,9	3,8	4,5
2,2,4,6,6-Pentamethylheptan	90 (77)	75 (46)	3,4	1,2	8,6	4,8
2,2,4,4,6,8,8-Heptamethylnonan	90 (89)	75 (54)	2,0	0,6	15,3	5,2
Methylcyclohexan	90 (22)	75 (11)	0,1	0,1	9,5	2,1
Alkohole						
2-Ethyl-1-hexanol*	90 (86)	75 (73)	4,0	4,6	9,4	12,6
2-Phenoxyethanol	90 (81)	75 (70)	5,0	5,9	29,0	39,4
Sonstige						
Hexandisäuredimethylester	90 (3)	75 (4)	0,1	0,1	0,1	0,9
Dodecansäure-1-methylethylester	90 (86)	75 (73)	1,9	1,3	4,2	4,5
Ethylacetat	89 (18)	75 (9)	0,1	0,1	10,0	2,8
Essigsäuremethylester	90 (0)	75 (1)	–	–	–	–
1,1'-Oxybisoctan	90 (88)	75 (72)	2,3	1,2	7,3	6,8
Isopropylmyristat	90 (89)	75 (66)	1,2	0,6	3,3	2,2
TVOC	90	75	345	260	706	686

*: siehe Methodenteil; 1: 2-Butoxyethanol; 2: 2-(2-Ethoxyethoxy)ethanol; 3: 2-(2-Methoxyethoxy)ethanol; 4: 2-(2-Butoxyethoxy)ethanol; 5: 1-Methoxy-2-propanol; 6: 2-(2-Hydroxypropoxy)-1-propanol; 7: 1-(2-Methoxypropoxy)-2-propanol; 8: 1-(2-Methoxy-1-methylethoxy)-2-propanol; 9: 1-[2-(2-Methoxy-1-methoxyethoxy)-1-methylethoxy]-2-propanol

Tab. 3 Statistische Kennwerte der Aldehyde in der Schulinnenraumluft (in $\mu\text{g}/\text{m}^3$) und der Endotoxin- und Allergengehalte im Staub in beiden Messperioden

	n (n > BG)		Median		95. Perzentil		Maximum		Unterschied Winter/ Sommer
	Winter	Sommer	Winter	Sommer	Winter	Sommer	Winter	Sommer	
Formaldehyd	91 (91)	76 (76)	12,4	15,0	31,0	31,0	46,1	72,4	ns
Acetaldehyd	91 (91)	76 (76)	7,7	7,4	17,1	27,0	77,8	30,0	ns
Aceton	91 (91)	76 (76)	47,8	15,1	195,0	47,8	910,0	234,0	*
Propionaldehyd	91 (74)	76 (68)	1,3	0,9	3,7	4,5	8,5	9,7	*
Crotonaldehyd	nb	76 (7)	–	0,4	–	0,4	–	1,0	–
2-Butanon	90 (66)	76 (53)	1,2	0,7	13,0	2,2	91,1	30,5	*
Methacrolein	nb	76 (0)	–	–	–	–	–	–	–
Butyraldehyd	91 (34)	76 (63)	0,3	0,8	1,5	2,0	2,4	4,5	*
Benzaldehyd	91 (7)	76 (72)	–	1,8	–	4,7	3,4	5,7	–
Valeraldehyd	nb	76 (50)	–	0,8	–	1,6	–	2,7	–
Hexaldehyd	90 (88)	75 (74)	5,8	6,4	12,0	15,0	24,0	27,0	*
Feld 1 (ng/g)	72 (72)	75 (75)	485	417	4367	2283	45160	7470	ns
Endotoxin (EU/mg)	40 (40)	61 (61)	19,7	32,2	128,0	79,4	154,0	219,0	*

nb: nicht bestimmt; ns: nicht signifikant; *: mindestens signifikant auf dem 5% Signifikanzniveau

Tab. 4 Ergebnisse ausgewählter leicht flüchtiger organischer Verbindungen in der Innenraumluft von Schulen und Kindergärten (in $\mu\text{g}/\text{m}^3$)

	Bayern 2004/2005 Winter ⁺			Berlin 2002/2003 ⁺ [24]			Berlin 2000/2001 [#] [26]			Schleswig-Holstein* 1990–93 [27]		
	n (n > BG)	50. P.	95. P.	n (n > BG)	50. P.	95. P.	n (n > BG)	50. P.	95. P.	n (n > BG)	50. P.	95. P.
Aldehyde/Ketone												
Formaldehyd	91 (91)	12,4	31,0	38 (38)	17,2	36,4	–	–	–	–	–	–
Acetaldehyd	91 (91)	7,7	17,1	38 (38)	8,4	15,0	–	–	–	–	–	–
Aceton	91 (91)	47,6	195	38 (38)	32,7	149	–	–	–	–	–	–
Propionaldehyd	91 (74)	1,3	3,7	38 (20)	2,1	4,6	–	–	–	–	–	–
Butyraldehyd	91 (34)	–	1,5	38 (8)	–	4,5	–	–	–	–	–	–
Benzaldehyd	91 (7)	–	0,8	38 (18)	1,0	5,7	26 (0)	–	–	–	–	–
VOC												
Hexanal	90 (88)	5,8	12,0	39 (34)	2,0	5,0	26 (2)	–	–	–	–	–
Nonanal	90 (89)	5,3	14,0	39 (36)	3,0	7,3	26 (19)	1,8	22,5	–	–	–
Decamethylcyclopentasiloxan	90 (90)	21,5	210	39 (27)	3,4	22,4	21 (21)	9,7	114	–	–	–
α -Pinen	90 (89)	2,5	10,0	39 (36)	3,0	14,8	26 (23)	3,2	27,2	394	4,5	56,0
β -Pinen	90 (59)	0,7	4,5	39 (18)	0,3	2,3	26 (16)	0,7	16,1	–	–	–
Limonen	90 (90)	10,5	36,9	39 (38)	17,6	153	26 (25)	22,2	213	394	5,0	66,0
Delta-3-Caren	90 (65)	0,7	4,9	39 (30)	1,7	6,7	26 (21)	1,4	9,7	–	–	–
Benzol	90 (66)	0,8	5,6	39 (39)	2,6	6,3	26 (25)	2,4	6,6	395	1,5	5,0
Toluol	90 (90)	14,0	45,0	39 (39)	9,6	109	26 (26)	6,9	31,4	395	8,8	95,0
m/p-Xylol	90 (90)	3,0	9,3	39 (39)	2,5	9,3	26 (26)	3,1	42,6	395	4,5	68,0
Ethylbenzol	90 (90)	1,1	3,5	39 (39)	1,6	4,7	26 (26)	6,9	31,4	395	1,7	21,0
1,2,4-Trimethyl-benzol	90 (90)	1,6	5,9	39 (38)	2,1	13,0	26 (25)	2,8	9,5	395	2,0	9,0
Heptan	90 (49)	0,6	7,6	39 (21)	1,2	10,0	26 (11)	0,5	3,6	395	0,9	7,0
Nonan	90 (74)	1,2	9,3	39 (28)	0,7	13,7	26 (22)	1,5	15,3	395	1,0	25,0
Decan	90 (58)	0,8	3,5	39 (36)	1,6	19,8	26 (25)	1,5	15,3	395	2,2	44,0
Undecan	91 (2)	–	–	39 (39)	2,3	16,4	26 (25)	1,3	15,8	395	2,3	31,0
Dodecan	91 (2)	–	–	39 (35)	1,2	8,2	26 (20)	0,7	8,2	395	1,2	11,0
Methylcyclohexan	90 (22)	0,1	9,5	39 (24)	0,7	28,8	26 (11)	0,3	1,7	–	–	–
Ethylacetat	89 (18)	0,1	10,0	39 (11)	1,0	22,8	26 (17)	2,9	40,9	–	–	–

+ : Schulklassenräume; #: Kindergärten; *: Schulen und Kindergärten

Diskussion

Kohlendioxid

Vergleichbar mit unseren Ergebnissen konnten in verschiedenen Untersuchungen hohe CO_2 -Gehalte in der Schulinnenraumluft als Indikator einer unzureichenden Frischluftzufuhr gemessen werden (Zusammenfassung in [23]). Bei umfangreicheren Studien in Deutschland wurde z. B. im Winter 2002/2003 in 40 Berliner Schulen mittlere Gehalte von 700 bis 4 200 ppm (Median:

1 600 ppm) gefunden, wobei die Mittelwerte der Klassenräume in 53% 1 500 ppm und in 87% 1 000 ppm überstiegen [24]. In einer niedersächsischen Untersuchung von 7 Schulen (22 Sommermesstage und 36 Wintermesstage) wurden mittlere CO_2 -Gehalte von 766 ppm (Sommer) bzw. 1 652 ppm (Winter) und ein 95. Perzentil von 1 216 ppm (Sommer) bzw. 2 521 ppm (Winter) gemessen [25]. In dieser Studie lagen im Sommer die Gehalte in 32% der Messtage und im Winter in 89% der Messtage über dem Wert von 1 500 ppm. In den Gemeinschaftsräumen

Tab. 5 Zusammenstellung von Katzenallergenen im sedimentierten Staub in Schulen (ng/g Staub)

Literatur	Boden-belag	Gehalte Median (Bereich)	Land, Anzahl, Zeitraum, Bemerkungen
USA/Neuseeland			
Patchett et al. 1997 [15]	T gB	2221 (1280–3840) 330 (100–1140)	Neuseeland; N: 11; Winter 1995
Perzanowski et al. 1999 [16]	–	870 (<200–2900) 1500 (1000–4400)	Virginia; N: 2; 1996
Tortolero et al. 2002 [33]	T gB	91 (8,0–1440) 31 (4,8–280)	Texas; N: 76 [#] ; 1997
Abramson et al. 2006 [37]	T + gB	(20–400 [*])	Verschiedene Städte in den USA; N: 82; 1997/98
Godish et al. 1999 [38]	–	(0–57200)	Indiana ; N: 70 ; 1998
Ramachandran et al. 2005 [28]	T	440–860 und 580–1100	Minnesota, N: 10 in 2 Schulen; 1999/2000
Amr et al. 2003 [39]	T + gB	1660 (20–12200)	Baltimore; N: 12 Schulen; Frühling 2000
Foarde & Berry 2004 [29]	T gB	6000 4800	North Carolina ; 2 Schulen ; 2000
Europa			
Dybendal et al. 1992 [40]	T gB	262 ⁺ 107 ⁺	Norwegen; N: 60; Winter
Munir et al. 1993 [14]	–	134 (<16–567)	Schweden; N: 29; Winter 1990
Smedje et al. 1997 [41]	gB	131 (<16–391)	Schweden; N: 28; Frühling 1993
Smedje et al. 2001a [17]	gB	120 ⁺ (<20–390)	Schweden; N: 100; 1993/95
Perzanowski et al. 1999 [16]	–	310 (<200–8800)	Schweden; N: 22; 1996
Berge et al. 1998 [11]	–	240 (50–4450)	Schweden; N: 4
Munir et al. 2003 [31]	–	346 (220–4450)	Schweden; N: 7
Mi et al. 2002 [42]	gB	1200 (290–4700)	Schweden, N: 23; Winter 2000
Kim et al. 2005 [43]; Zhao et al. 2006 [44]	gB	860 (<200–4700)	Schweden; N: 23; Sommer 2000
Diese Studie	T gB Winter Sommer	1225 (60–45160) 417 (20–4050) 485 (20–45160) 417 (40–7470)	Deutschland; N: 72 im Winter, N: 75 im Sommer; N: 14 (T), N: 128 (gB); 2004/2005

T: Teppichboden; gB: glatter Bodenbelag; BG: Bestimmungsgrenze; *: Ermittelt aus einer Abbildung; +: Mittelwert, #: nicht nur Klassenräume der Schulen

von 70 Berliner Kindergärten wurde hingegen im Winter/Frühling 2000/2001 mit mittleren Raumluftgehalten von 200 bis 1 900 ppm (Median: 500 ppm) eine günstigere Innenraumluftqualität beobachtet [26].

Leicht flüchtige organische Verbindungen (VOC), Aldehyde und Ketone

In Deutschland sind bisher nur wenige umfangreichere Messungen in Gemeinschaftseinrichtungen veröffentlicht worden. Während die TVOC-Gehalte in den untersuchten bayerischen Schulen sich in einem Bereich von 110 bis 1 000 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ bewegten, lagen sie in 39 Berliner Schulen zwischen 50 und 834 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ und in 26 Berliner Kindertagesstätten zwischen 60 und 1 208 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ [24,26].

In der **Tab. 4** sind zum Vergleich die Ergebnisse für einige quantitativ relevante Einzelverbindungen aus Studien in Berliner Schulen (39 Schulen im Winter 2002/2003 [24]) und 26 Kindertagesstätten [26] sowie aus Schleswig-Holstein (395 Räume in 60 Schulen und Kindergärten in 1990–93) [27]) dargestellt. Ein unmittelbarer Vergleich ist aufgrund anderer Probenahmebedingungen, verschiedener analytischer Vorgehensweise und eines unterschiedlichen Substanzspektrums nur eingeschränkt möglich. Insgesamt scheint sich für die meisten Einzelsubstanzen aber eine gewisse Belastungsreduktion anzudeuten, dies trifft insbesondere für den oberen Konzentrationsbereich zu.

Auch zu den Aldehyden und Ketonen liegen Ergebnisse umfangreicherer Messungen nur vereinzelt veröffentlicht vor. In der vorgenannten Berliner Studie wurden neben den VOC auch verschiedene Carbonylverbindungen in der Schulinnenraumluft von 38 Einrichtungen bestimmt (siehe **Tab. 4**). Im Vergleich zu

den vorgelegten Ergebnissen bayerischer Schulen zeigt sich insbesondere für Formaldehyd, Acetaldehyd und Aceton ein insgesamt vergleichbares Belastungsniveau.

Katzenallergene

Eine Zusammenstellung von bisher veröffentlichten Studien findet sich in **Tab. 5**. Verglichen mit unseren Ergebnissen (Winter: 485 ng/g; Sommer: 417 ng/g) bewegten sich die Messungen einer Untersuchung von zwei amerikanischen Schulen bei Wintermessungen mit 860 bzw. 1 100 ng/g in einem etwas höheren Niveau [28]. In einem schwedischen Tageshort, der speziell für atopische Kinder ausgerichtet wurde, war der Median mit 640 ng/g vergleichbar. In einer weiteren amerikanischen Studie wurden zwei Schulen mit Teppich- bzw. Fliesenboden verglichen [29]. Das geometrische Mittel betrug in dieser Untersuchung 6 000 ng/g in Schulen mit Teppichboden und 4 800 ng/g in Schulen mit gefliesten Räumen. In einer großen Studie in Deutschland, in der unter anderem die Katzenallergene in 777 Wohnungen bestimmt wurden, lagen der Median bei 260 ng/g, das 75. Perzentil bei 1 480 ng/g und das 90. Perzentil bei 49 000 ng/g [30].

Almqvist et al. 1999 [12] fanden in Klassenräumen mit einer geringen Anzahl an Katzenbesitzern deutlich niedrigere mediane Gehalte von 590 pg/m³ als in Klassenräumen mit vielen Katzenbesitzern (2 900 pg/m³). Die Konzentrationen in Schulen waren dabei signifikant höher als in Wohnungen ohne Katzen aber niedriger als in Wohnungen mit Katzen. Auch in einer anderen schwedischen Studie wurden in 7 Klassenräumen signifikant höhere Innenraumluftkonzentrationen gemessen (14 vs. 1,2 pg/m³) als in Wohnungen ohne Katzen [31]. In zwei amerikanischen Schulen wurden Gehalte von 63,5 ng/m³ (Teppichboden) bzw. 96,6 ng/m³ gefunden [29].

Verschiedene Studien kommen zu dem gleichen Ergebnis wie unsere Studie, dass die Allergengehalte auf Teppichböden ca. um den Faktor 1,7–6,7 höher sind als auf glatten Bodenbelägen [15, 32, 33].

Feuchte Bodenreinigung in Schulen und verstärkte Reinigung von anderen textilen Einrichtungsgegenständen oder deren vollständiger Verzicht kann die Gehalte an Katzenallergenen signifikant reduzieren [14, 34]. Allerdings muss hierbei beachtet werden, dass nicht andere Probleme im Zusammenhang mit der Schulreinigung (z. B. höhere Feuchtigkeit im Raum, bakterielle Probleme, VOC aus Reinigungsmitteln) auftreten.

Endotoxine

Unsere im Winter (19,7 EU/mg) bzw. Sommer (32,2 EU/mg) im Hausstaub ermittelten Gehalte stimmen gut mit den bisher in der wissenschaftlichen Literatur beschriebenen Werten überein. So lagen in einer dänischen Untersuchung in 64 Schulklassen die mittleren Konzentrationen bei 12,7 EU/mg in Schulen ohne erkennbare Schimmelprobleme, bei 29,0 EU/mg in solchen mit einer mittleren und bei 27,9 EU/mg in Schulräumen mit hoher Schimmelbelastung [35]. In einer weiteren Studie in zwei Schulen in Dänemark lagen die Endotoxinkonzentrationen in Staubproben bei 16,8 EU/mg bzw. 14,3 EU/mg [Allermann et al. 2006]. In einer amerikanischen Untersuchung in 2 Schulen mit unterschiedlichem Bodenbelag fanden sich im geometrischen Mittel 43 EU/mg bei Teppichboden und 51 EU/mg bei Fliesenbelag [29].

Verglichen mit Wohnräumen zeigte eine Studie an 777 deutschen Wohnungen eine größere Spannweite der Endotoxingehalte (1,5–1 476 EU/mg), aber einen ähnlichen Median der Belastung (27,8 EU/mg) [30]. Auf der anderen Seite ist bekannt, dass Endotoxingehalte im Wohnbereich von Kindern, die auf Bauernhöfen lebten, mit 81,8 EU/mg fast doppelt so hoch sind, wie bei denjenigen, die im selben Dorf, aber nicht auf Bauernhöfen lebten (44,9 EU/mg) [21].

Insgesamt weisen die Messergebnisse für die flüchtigen organischen Verbindungen in Klassenräumen, von Einzelfällen abgesehen, auf ein eher niedriges Belastungsniveau hin. Die Gehalte an Katzenallergenen und Endotoxinen lagen in beiden untersuchten Messzeiträumen in einem aus anderen Untersuchungen bekannten Belastungsniveau. Für die Allergene ergaben sich in Räumen mit Teppichböden höhere Konzentrationen als in solchen mit glatten Bodenbelägen. Unter präventiven Gesichtspunkten sollten die Katzenallergengehalte in Schulräumen stärker als Expositionsmöglichkeit beachtet werden.

Danksagung

▼ Diese Studie wurde gefördert durch das Bayerische Staatsministerium für Umwelt, Gesundheit und Verbraucherschutz. Sie war nur möglich durch das große Engagement der teilnehmenden Schulen und unterstützenden Behörden, insbesondere dem Schul- und Kultusreferat und dem Referat Gesundheit und Umwelt der Landeshauptstadt München und Herrn Dr. Bergemann vom Gesundheitsamt Dachau.

Literatur

- 1 Seppänen OA, Fisk WJ. Summary of human responses to ventilation. *Indoor Air* 2004 (Suppl. 7): 102–118
- 2 Wargocki P, Wyon D, Sundell J, Clausen G, Fanger P. The effects of outdoor air supply rate in an office on perceived air quality, sick building syndrome (SBS) symptoms and productivity. *Indoor Air* 2000; 10: 222–236
- 3 Kajtár L, Herczeg L, Láng E. Examination of influence of CO₂ concentration by scientific methods on the laboratory. *Proceedings of Healthy Building Conference*. Singapore 2003
- 4 Norbäck D, Torgén M, Edling C. Volatile organic compounds, respirable dust, and personal factors related to prevalence and incidence of sick building syndrome in primary schools. *Brit J Indust Med* 1990; 47: 733–741
- 5 Apte MG, Fisk WJ, Daisey JM. 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* 2000; 10: 246–257
- 6 Kinsella MR, Dyke MV Van, Douglas KE, Martyny JW. Perception of indoor air quality associated with ventilation system types in elementary schools. *Appl Occup Environ Health* 2001; 16: 952–960
- 7 Seppänen OA, Fisk WJ. Association of ventilation system type with SBS symptoms in office workers. *Indoor Air* 2002; 12: 98–112
- 8 Daisey JM, Angell WJ, Apte MG. Indoor air quality, ventilation and health symptoms in schools: an analysis of existing information. *Indoor Air* 2003; 13: 53–64
- 9 Shaughnessy RJ, Haverinen-Shaughnessy U, Nevalainen A, Moschandreas D. A preliminary study on the association between ventilation rates in classrooms and student performance. *Indoor Air* 2006; 16: 465–468
- 10 Erdmann CA, Apte MG. Mucous membrane and lower respiratory building related symptoms in relation to indoor carbon dioxide concentrations in the 100-building BASE dataset. *Indoor Air* 2004 (Suppl. 8): 127–134
- 11 Berge M, Munir AK, Dreborg S. Concentrations of cat (Fel d1), dog (Can f1) and mite (Der f1 and Der p1) allergens in the clothing and school environment of Swedish schoolchildren with and without pets at home. *Pediatr Allergy Immunol* 1998; 9: 25–30
- 12 Almqvist C, Larsson PH, Egmar AC, Hedren M, Malmberg P, Wickman M. School as a risk environment for children allergic to cats and a site for transfer of cat allergen to homes. *J Allergy Clin Immunol* 1999; 103: 1012–1017
- 13 Instanes C, Hetland G, Berntsen S, Lovik M, Nafstad P. Allergens and endotoxin in settled dust from day-care centers and schools in Oslo, Norway. *Indoor Air* 2005; 15: 356–362
- 14 Munir AK, Einarsson R, Schou C, Dreborg SK. Allergens in school dust. I. The amount of the major cat (Fel d 1) and dog (Can f 1) allergens in dust from Swedish schools is high enough to probably cause perennial symptoms in most children with asthma who are sensitized to cat and dog. *J Allergy Clin Immunol* 1993; 91: 1067–1074
- 15 Patchett K, Lewis S, Crane J, Fitzharris P. Cat allergen (Fel d 1) levels on school children's clothing and in primary school classrooms in Wellington, New Zealand. *J Allergy Clin Immunol* 1997; 100: 755–759
- 16 Perzanowski MS, Ronmark E, Nold B, Lundback B, Platts-Mills TA. Relevance of allergens from cats and dogs to asthma in the northernmost province of Sweden: schools as a major site of exposure. *J Allergy Clin Immunol* 1999; 103: 1018–1024
- 17 Smedje G, Norbäck D. Incidence of asthma diagnosis and self-reported allergy in relation to the school environment – a four-year follow-up study in schoolchildren. *Int J Tuberc Lung Dis* 2001a; 5: 1059–1066
- 18 Ritz BR, Hoelscher B, Frye C, Meyer I, Heinrich J. Allergic sensitization owing to “second-hand” cat exposure in schools. *Allergy* 2002; 57: 357–361
- 19 Almqvist C, Wickman M, Perfetti L, Berglund N, Renstrom A, Hedren M, Larsson K, Hedlin G, Malmberg P. Worsening of asthma in children allergic to cats, after indirect exposure to cat at school. *Am J Respir Crit Care Med* 2001; 163: 694–698
- 20 Fromme H, Dietrich S, Twardella D, Heitmann D, Schierl R, Liebl B, Riden H. Particulate matter in the indoor air of classrooms – exploratory results from Munich and surrounding. *Atmos Environ* 2007; 41: 854–866
- 21 Waser M, Schierl R, Mutius E von, Maisch S, Carr D, Riedler J, Eder W, Schreuer M, Nowak D, Braun-Fahrlander C, ALEX Study Team. Determinants of endotoxin levels in living environments of farmers' children and their peers from rural areas. *Clin Exp Allergy* 2004; 34: 389–397
- 22 Luczynska CM, Arruda LK, Platts-Mills TAE, Miller JD, Lopez M, Chapman MD. A two-site monoclonal antibody ELISA for the quantification of the major Dermatophagoides spp. Allergens, Der p 1 and Der f 1. *J Immunol Methods* 1998; 118: 227–235
- 23 Seppänen OA, Fisk WJ, Mendell MJ. Association of ventilation rates and CO₂ concentrations with health and other responses in commercial and institutional buildings. *Indoor Air* 1999; 9: 226–252

- 24 Lahrz T, Piloty M, Oddoy A, Fromme H. 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
- 25 Grams H, Hehl O, Dreesman J. Aufatmen in Schulen. Untersuchungsergebnisse und Modellierungsansätze zur Raumluftqualität in Schulen. Gesundheitswesen 2003; 64: 447–456
- 26 Fromme H, Lahrz T, Piloty M, Pfeiler P, Honigmann I, Gebhardt H, Oddoy A. Schwerpunktprogramm – Gesundheitlich bedenkliche Substanzen in öffentlichen Einrichtungen in Berlin. Bericht des Instituts für Lebensmittel, Arzneimittel und Tierseuchen, Fachbereich Umwelt- und Gesundheitsschutz. Berlin 2002
- 27 Heinzow B, Mohr S, Mohr-Kriegshammer K, Janz H. Organische Schadstoffe in der Innenraumluft von Schulen und Kindergärten. VDI-Bericht 1122, Seite 269–281. VDI-Verlag, Berlin 1994
- 28 Ramachandran G, Adgate LJ, Banerjee S, Church TR, Jones D, Frederickson A, Sexton K. Indoor air quality in two urban elementary schools—measurements of airborne fungi, carpet allergens, CO₂, temperature, and relative humidity. J Occup Environ Hyg. 2005; 2: 553–566
- 29 Foarde K, Berry M. Comparison of biocontaminant levels associated with hard vs. carpet floors in nonproblem schools: results of a year long study. J Expo Anal Environ Epidemiol 2004; 14 (Suppl 1): S41–S48
- 30 Heinrich J, Holscher B, Douwes J, Richter K, Koch A, Bischof W, Fahlbusch B, Kinne RW, Wichmann HE, INGA Study Group. Reproducibility of allergen, endotoxin and fungi measurements in the indoor environment. J Expo Anal Environ Epidemiol 2003; 13: 152–160
- 31 Munir AK, Einarsson R, Dreborg S. Variability of airborne cat allergen, Fel d1, in a public place. Indoor Air 2003; 13: 353–358
- 32 Dybendal T, Wedberg WC, Elsayed S. Dust from carpeted and smooth floors. IV. Solid material, proteins and allergens collected in the different filter stages of vacuum cleaners after ten days of use in schools. Allergy 1991; 46: 427–435
- 33 Tortolero SR, Bartholomew LK, Tyrrell S, Abramson SL, Sockrider MM, Markham CM, Whitehead LW, Parcel GS. Environmental allergens and irritants in schools: a focus on asthma. J Sch Health 2002; 72: 33–38
- 34 Smedje G, Norback D. Irritants and allergens at school in relation to furnishings and cleaning. Indoor Air 2001b; 11: 127–133
- 35 Meyer HW, Würtz H, Suadicani P, Valbjorn O, Sigsgaard T, Gyntelberg F. Molds in floor dust and building-related symptoms in adolescent school children. Indoor Air 2004; 14: 65–72
- 36 Allermann L, Wilkins CK, Madsen AM. Inflammatory potency of dust from the indoor environment and correlation to content of NAGase and fungi. Toxicol In Vitro 2006; 20: 1522–1531
- 37 Abramson SL, Turner-Henson A, Anderson L, Hemstreet MP, Bartholomew LK, Joseph CL, Tang S, Tyrrell S, Clark NM, Ownby D. Allergens in school settings: results of environmental assessments in 3 city school systems. J Sch Health 2006; 76: 246–249
- 38 Godish DR, Russell C. Prevalence and quantity of selected allergens in Indiana elementary school classrooms. Proceedings Indoor Air 99 1999; 2Vol1: 273–278
- 39 Amr S, Bollinger ME, Myers M, Hamilton RG, Weiss SR, Rossman M, Osborne L, Timmins S, Kimes DS, Levine ER, Blaisdell CJ. Environmental allergens and asthma in urban elementary schools. Ann Allergy Asthma Immunol 2003; 90: 34–40
- 40 Dybendal T, Elsayed S. Dust from carpeted and smooth floors. V. Cat (Fel d 1) and mite (Der p 1 and Der f 1) allergen levels in school dust. Demonstration of the basophil histamine release induced by dust from classrooms. Clin Exp Allergy 1992; 22: 1100–1106
- 41 Smedje G, Norback D, Edling C. Asthma among secondary schoolchildren in relation to the school environment. Clin Exp Allergy 1997; 27: 1270–1278
- 42 Mi Y-H, Elfman L, Eriksson S, Johansson M, Smedje G, Tao J, Mi Y-L, Norbäck D. Indoor allergens in schools: a comparison between Sweden and China. Proceedings Indoor Air 02 2002; 449–454
- 43 Kim JL, Elfman L, Mi Y, Johansson M, Smedje G, Norbäck D. Current asthma and respiratory symptoms among pupils in relation to dietary factors and allergens in the school environment. Indoor Air 2005; 15: 170–182
- 44 Zhao ZH, Elfman L, Wang ZH, Zhang Z, Norbäck D. A comparative study of asthma, pollen, cat and dog allergy among pupils and allergen levels in schools in Taiyuan city, China, and Uppsala, Sweden. Indoor Air 2006; 16: 404–413