

Luftqualität in Innenräumen

Herausgegeben von
K. Aurand
B. Seifert
J. Wegner

**LU 20
0133**



Gustav Fischer Verlag · Stuttgart/New York · 1982

02-L420 0133

Standort: Bibliothek 2

Schriftenreihe des Vereins für
Wasser-, Boden- und Lufthygiene

53

Die Schriftenreihe des Vereins für Wasser-, Boden- und Lufthygiene ist eine Reihe von wissenschaftlichen Beiträgen, die sich mit verschiedenen Themen der Hygiene und Umweltforschung beschäftigen. Die Reihe umfasst mehrere Bände, die im Laufe der Zeit erschienen sind.

Die Schriftenreihe ist eine wichtige Quelle für Informationen über die Entwicklung der Hygiene- und Umweltforschung in Deutschland und darüber hinaus.

© Verband für Bodenforschung

Verband für Bodenforschung
Haus der Erde
D-1000 Berlin 49
Postfach 10 02 10
Telefon 030/20 02 10
Telex 7 200 1000 100 DEU
Fax 030/20 02 10 10

Alle Rechte der Übersetzung vorbehalten
© Copyright by Verein für Wasser-, Boden- und Lufthygiene,
Berlin-Dahlem
Printed in Germany
ISBN 3-437-30376-7

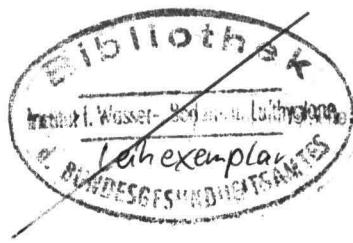
Herstellung: Westkreuz-Druckerei Berlin/Bonn, 1000 Berlin 49

Luftqualität in Innenräumen

Herausgegeben von
K. Aurand
B. Seifert
J. Wegner

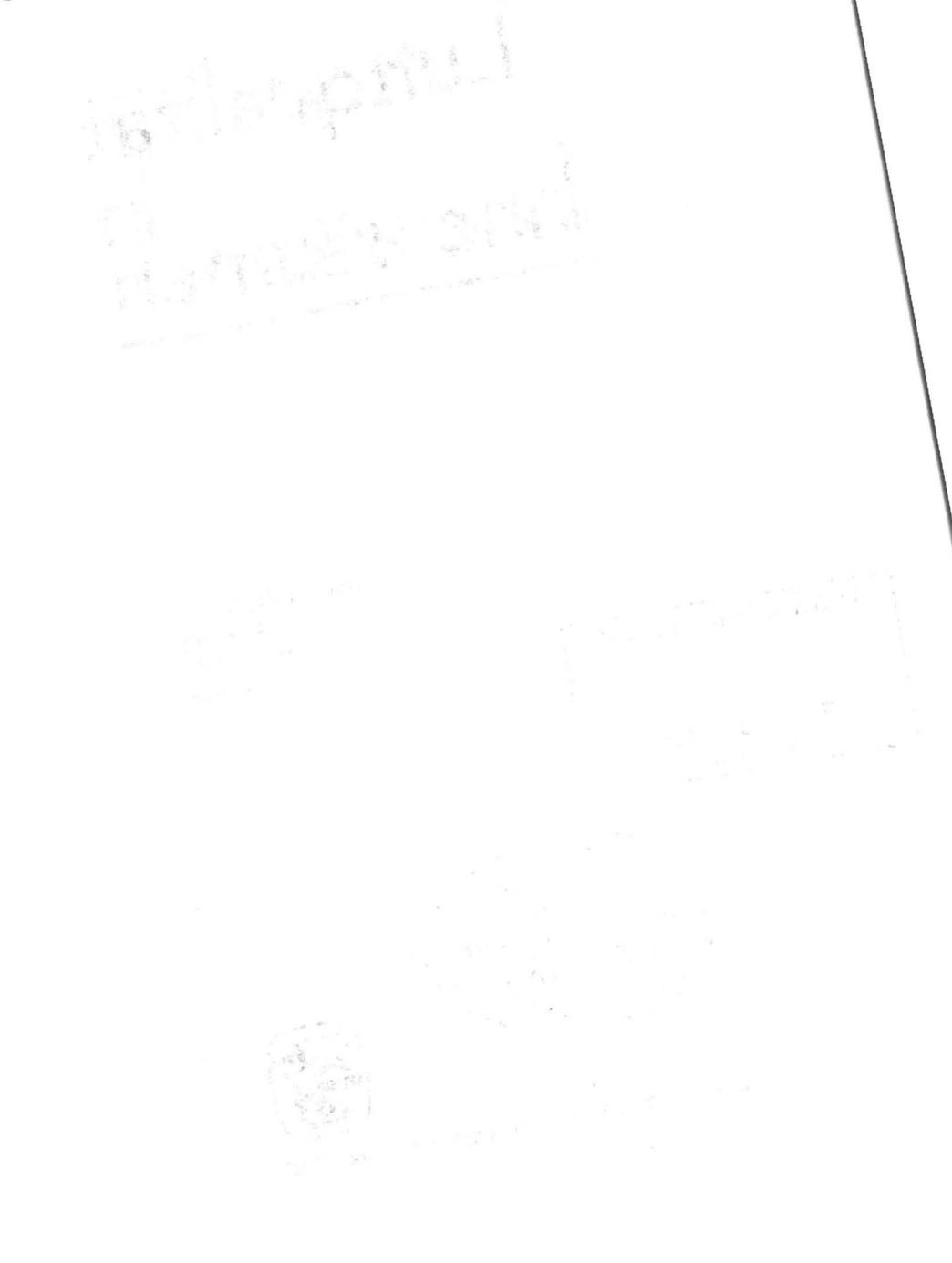
Umweltbundesamt

Fachbibliothek
Umwelt



Gustav Fischer Verlag · Stuttgart/New York · 1982

2029856



Rückblickend ist es erstaunlich, wieviel sich in den vergangenen Jahrzehnten im Bereich der Innenraumforschung und -hygiene verändert hat. Immer wieder ist zu beobachten, daß manche Ergebnisse und Erkenntnisse aus der Vergangenheit nicht überprüft werden, obwohl sie inzwischen weit überholte oder zumindest zweifelhafte Aussagen darstellen.

Vorwort

Preface

Die Umgebung des Menschen im Innern von Gebäuden ist seit langem Gegenstand der Forschung: seit Pettenkofer vor über 100 Jahren die nach ihm benannte, schon fast legendäre Pettenkofer-Zahl von 0,1 % für den maximal zulässigen Gehalt an Kohlendioxid in der Raumluft vorschlug, wurde eine Vielzahl von weiterführenden Arbeiten veröffentlicht. In dem weitaus größten Teil dieser Arbeiten wurde jedoch eher über das Innenraumklima, also über Feuchte, Temperatur und die damit zusammenhängenden Fragen der Behaglichkeit, als über die Luftqualität, d.h. über den Gehalt der Luft an Fremdstoffen berichtet.

Obwohl im Rahmen des Arbeitsschutzes seit Jahrzehnten Innenluftuntersuchungen zu Forschungs- und Kontrollzwecken durchgeführt werden, setzte die Untersuchung von Schadstoffen in nicht-industriellen Innenräumen, vor allem in Wohnräumen, erst vor etwa zwei Dekaden in größerem Umfang ein. Dabei wurden anfänglich hauptsächlich diejenigen Luftschaadstoffe bestimmt, die auch bei Außenluftuntersuchungen erfaßt werden, so z.B. Schwefeldioxid, Kohlenmonoxid und Stickstoffoxide. Die zunehmende Verwendung von neuartigen Bau- und Isoliermaterialien, die vor allem im Hinblick auf eine möglichst große Energieeinsparung eingesetzt wurden, führte dann aber Mitte der siebziger Jahre dazu, daß eine Reihe von bislang kaum beachteten Substanzen auch in Innenräumen aufraten und dort zu teilweise massiven Beschwerden der Bewohner führten. Über das Vorkommen von zwei dieser Substanzen, nämlich Pentachlorphenol und Formaldehyd, wurde 1976 anlässlich eines Kolloquiums zum 75jährigen Bestehen des Institutes für Wasser-, Boden- und Lufthygiene des Bundesgesundheitsamtes berichtet. In beiden Fällen führten ausgedehnte Forschungsprogramme und andere Aktivitäten dazu, daß durch gezielte Produktkontrolle in Verbindung mit der Festsetzung eines Richtwertes für die Raumluft-Konzentration von 0,1 ppm Formaldehyd weitestgehend Abhilfe geschaffen werden konnte.

Längst nicht alle Beschwerden, über die geplagte Bewohner mancher Innenräume berichten, sind jedoch eindeutig auf die Gegenwart eines oder mehrerer bestimmter Schadstoffe zurückzuführen, da häufig recht allgemeine Symptome auftreten, für die nicht nur eine einzige Substanz als Ursache in Frage kommt. Das Spektrum solcher Symptome reicht von Kopfschmerzen und Müdigkeit über Reizungen von Augen und Atemwegen bis hin zu allergischen Reaktionen unbekannter Genese.

Das Institut für Wasser-, Boden- und Lufthygiene des Bundesgesundheitsamtes veranstaltete am 1. und 2. Oktober 1981 das Kolloquium "Luftqualität in Innenräumen", mit dem ein Überblick über den vorhandenen Stand des Wissens hinsichtlich der Qualität und Quantität der in Innenräumen anzutreffenden Stoffe gegeben werden sollte. Bei der Veranstaltung kamen Fragen der Emission von Schadstoffen durch den Menschen selbst und durch die verschiedenartigsten Quellen (z.B. Baustoffe, Gasgeräte, Anstrichmittel, Haushaltsprodukte) ebenso zur Sprache wie Probleme der biologischen Kontaminanten, der Festsetzung von Grenzwerten für den Innenraumbereich und der medizinischen Bewertung der Befunde. Die Vorträge des Kolloquiums werden hier - teilweise in erweiterter Form - der Öffentlichkeit vorgestellt. Sie werden ergänzt durch die Diskussionen, die im Kreise der mehr als 250 Teilnehmer der Veranstaltung im Anschluß an die einzelnen Vorträge geführt wurden.

Wir hoffen, daß die Vortragstexte ebenso wie die Veranstaltung selbst dazu beitragen werden, sowohl das Interesse an der Beschäftigung mit der Innenraumluft noch weiter zu steigern als auch nach Antworten auf die anstehenden Fragen zu suchen. Wir sind uns bewußt, daß noch viele weiße Flecke auf der "Innenraum-Landkarte" der Ausfüllung harren, und wünschen uns, daß die Lektüre dieses Buches möglichst bei vielen Anstoße zum Ausfüllen dieser Leerstellen geben möge.

Wir verbinden diesen Wunsch mit einem Dank an die Autoren, ohne die dieser Übersichtsband nicht zustande gekommen wäre. Unser Dank gilt ferner allen Helfern aus dem Institut, die uns so tatkräftig bei der Durchführung der Veranstaltung und bei der Erstellung der Druckvorlage unterstützt haben.

Die Herausgeber

The environment of man inside enclosed spaces has been a matter of research for a long time. A large number of scientific papers have been published during the more than 100 years since Pettenkofer proposed the figure of 0.1 % for the maximum allowable indoor carbon dioxide concentration, now called the 'Pettenkofer number' in his honour. Most of these papers, however, reported on the indoor climate, e.g. humidity and temperature and the associated problems of comfort, rather than on indoor air quality, i.e. the content of chemical or other substances in the air.

Although indoor air quality has been investigated for research and regulatory purposes during the last several decades in order to provide worker protection, the determination of pollutants in the non-industrial environment, particularly the home environment, started only about two decades ago. Early investigations

dealt mainly with some of the air pollutants that were also of concern in ambient air studies, e.g. sulphur dioxide, carbon monoxide and nitrogen oxides. The increasing use of new building and insulation materials in the mid-seventies led to the detection of a number of substances in indoor environments to which no attention had been previously paid and which were the object of considerable consumer complaints. The occurrence and effects of two such substances in indoor air, namely pentachlorophenol and formaldehyde, were discussed at a Symposium on the occasion of the 75th Anniversary of the Institute for Water, Soil and Air Hygiene of the Federal Health Office in 1976. In both cases, extended research programmes in concert with other activities led to stricter product controls, and a maximum permissible indoor air concentration of 0.1 ppm for formaldehyde was recommended. Such actions resulted in a remarkable amelioration of the situation.

Only some of the complaints of the occupants of many indoor environments can undoubtably be traced back to the presence of one or more specific pollutant; frequently relative general symptoms are observed which cannot be related to one specific chemical. The spectrum of such symptoms covers headache and fatigue as well as irritation of the eyes and the respiratory tract and may also include allergic reactions of unknown origin.

On October 1 and 2, 1981 a Symposium on 'Indoor Air Quality' was organized by the Institute for Water, Soil and Air Hygiene of the Federal Health Office. The aim of this Symposium was to give an overview of the present knowledge about the quality and quantity of substances encountered in the indoor environment. The emissions of pollutants by man himself and by various other sources (e.g. building materials, gas appliances, paints and household products) were discussed, as were the problems of biological contaminants, of setting standards for indoor air and of the evaluation of results as they relate to human health. The present volume contains the papers presented at the Symposium (some of which have been greatly enlarged by the authors for publication), as well as the discussions which took place between a number of the more than 250 participants.

We hope that the text of the papers will both contribute - as did the Symposium itself - to an increased interest in indoor air quality and to assist in the search for answers to the many unresolved problems. We are aware that there are still many gaps on the 'indoor map', and hope that by reading this book many people will think of new ways to fill these gaps.

We add to these hopes our thanks to the authors without whom it would not have been possible to edit this review volume. We also thank all members of the Institute for Water, Soil and Air Hygiene who have been actively participating in organizing the Symposium and preparing the manuscript for this publication.

The Editors

the 19th century. This was a period of rapid industrialization and urbanization, which led to significant changes in society and the environment. The growth of cities, the expansion of agriculture, and the development of new technologies all contributed to the decline of traditional ways of life and the rise of modernity. The 19th century also saw the emergence of new social classes, such as the middle class, and the rise of political movements, such as socialism and conservatism. The 19th century was also a period of significant scientific and technological progress, with major breakthroughs in fields such as medicine, engineering, and communications. The 19th century was a time of great change and transformation, and its legacy continues to shape the world today.

I N H A L T S V E R Z E I C H N I S

	Seite
Vorwort	
Preface	
K. Aurand, G. von Nieding	
MIK- und MAK-Werte und ihre Bedeutung zur Bewertung von Innenraumsituationen	
MIK and MAK Values and their Significance in the Evaluation of Indoor Situations	1
H.U. Wanner	
Belastung der Raumluft durch den Menschen (Kohlendioxid, Gerüche)	
Indoor Air Pollution Produced by Man (Carbon Dioxide, Odours)	11
A. Weber	
Passivrauchen	
Passive Smoking	17
Diskussionen zu den Vorträgen Aurand/von Nieding, Wanner, Weber	25
J. Wegner, G. Schlüter	
Die Bedeutung des Luftwechsels für die Luftqualität von Wohnräumen	
The Significance of Air Exchange for Air Quality in Homes	31
B. Seifert	
Vergleich der innerhalb und außerhalb geschlossener Räume auftretenden Konzentrationen anorganischer und organischer Verbindungen	
Relationship between Indoor and Outdoor Concentrations of Inorganic and Organic Substances	41
G. Kunkel, R. Rudolph, R. Muckelmann	
Innenraumluft und allergische Erkrankungen	
Indoor Air and Allergic Diseases	75
H.-J. Deppe	
Emissionen von organischen Substanzen aus Spanplatten	
Emission of Organic Substances from Chip-boards	91
L. Meckel	
Teppichbeläge und Luftverunreinigung?	
Carpeting and Air Pollution?	129
W. Pietrulla	
Chemische Bestandteile in gängigen Haushaltprodukten	
Chemical Components in Common Consumer Products	137

I. Andersen, L. Seedorff, A. Skov Reduction of Toxic Indoor Emissions Verminderung toxisch wirkender Emissionen im Innenraum	145
H. Schmier, J. Pěnsko, A. Wicke Radon in Wohnräumen Radon in Living Areas	155
M. Lehtimäki, T. Kivistö Über das Verhalten des Radons in Räumen und seine Anwendung als Spurengas bei Ventilationsmessungen Behaviour of Radon in Rooms and its Use as an Indicator for Air Exchange Rate Measurements	167
G. Ulbrich Einfluß von Feuerstätten auf die Beschaffenheit der Innenraumluft The Impact of Combustion Devices on Indoor Air Quality.....	179
K.-E. Prescher Auftreten von Kohlenmonoxid, Kohlendioxid und Stickstoffoxiden beim Betrieb von Gasherden The Occurrence of Carbon Monoxide, Carbon Dioxide and Nitrogen Oxides during the Use of Gas Cookers	191
J. Boleij, E. Lebret, J. Smit, B. Brunekreef, K. Biersteker Innenluftverunreinigungen durch Kohlenmonoxid und Stickstoffoxide Indoor Air Pollution by Carbon Monoxide and Nitrogen Oxides	199
C. du V. Florey, R. Melia, B. Goldstein, R. Morris, H.H.John, D. Clark The Epidemiology of Indoor Nitrogen Dioxide in the U.K. Stickstoffdioxid im Innenraum - Epidemiologische Auswirkungen im Vereinigten Königreich	209
W.A.M. den Tonkelaar, W. Rudolf Luftqualität im Innern von Kraftfahrzeugen Air Quality Inside Motor-cars	219
Diskussionen zu den Vorträgen Ulbrich, Prescher, Boleij et al., Florey et al., den Tonkelaar/Rudolf	231
B. Zimmerli Modellversuche zum Übergang von Schadstoffen aus Anstrichen in die Luft Modelling the Transfer of Pollutants from Painted Surfaces to the Surrounding Air	235

B. Hantschke	
Chemische und physikalische Prozesse bei der Trocknung von Bautenanstrichmitteln und ihre Auswirkung auf die Beschaffenheit der Luft in Wohnräumen	
Chemical and Physical Reactions during the Drying Process of Paints and Their Impact on Indoor Air Quality	269
D. Ullrich, R. Nagel, B. Seifert	
Einfluß von Lackanstrichen auf die Innenraumluftqualität am Beispiel von Heizkörperlacken	
The Influence of Lacquer Coatings on Indoor Air Quality: Radiator Lacquers as an Example	283
L. Mølhave	
Tentative Guidelines for the Setting of Emission Standards for Gases and Vapours from Building Materials	
Vorläufige Richtlinien für die Festlegung von Standards für die Abgabe von Gasen und Dämpfen aus Baustoffen	299
Diskussionen zu den Vorträgen Zimmerli, Hantschke, Ullrich et al.	305
Chr. Krause	
Wirkstoffe von Holzschutzmitteln im häuslichen Bereich	
Active Ingredients of Wood Preservatives Used in Homes	309
M. Kunde	
Erfahrungen bei der Bewertung von Holzschutzmitteln	
Experience in the Evaluation of Wood Preservatives	317
H. Bellinger	
Anwendung von Desinfektionsmitteln in Innenräumen (Krankenhaus, Gewerbe, Wohnraum)	
Use of Disinfectants in Indoor Environments (Hospitals, Trades and Industry, Living Areas)	327
J. Wegner	
Bauhygienische Bedeutung von Geräten zur Raumluftbehandlung	
Hygienic Relevance of Devices for Indoor Air Treatment	331
Diskussionen zu den Vorträgen Krause, Kunde, Bellinger, Wegner	341
G. Hoffmann	
Prüfung von Entwesungsmitteln auf Brauchbarkeit nach dem Bundes-Seuchengesetz	
Examination of Pest Control Products and Procedures for Indoor Application under the Federal Communicable Diseases Act	349

G. Sagner, M. Schöndube Bestimmung und toxikologische Bewertung von Dichlorvos-Raumluft-Konzentrationen nach Ausbringung von Nebelmitteln Determination and Toxicological Appraisal of Indoor Concentrations of Dichlorvos after the Application of Spraying Products	359
F. Staib Mykosen durch Pilzsporen in der Raumluft Mycoses Caused by Fungal Spores Occurring in Indoor Air	369
G. Hoffmann Hausstaubmilben als Krankheitserreger beim Menschen House-Dust Mites as Vectors of Human Diseases	385
H. Rüden Medizinisch-hygienische Bewertung von Luftschadstoffen im Wohnbereich Hygienic and Health Evaluation of Air Pollutants in Living Rooms	403
Diskussionen zu den Vorträgen Hoffmann, Sagner/Schöndube Staib, Hoffmann, Rüden	415
Schlußwort Concluding Remarks.....	419
B. Seifert, H.M. Wagner "International Symposium on Indoor Air Pollution, Health and Energy Conservation, 1981". Eine Zusammenfassung	421
Verzeichnis der Autoren List of authors	441

Luftqualität in Innenräumen

Hrbg. K. Aurand, B. Seifert und J. Wegner
Gustav Fischer Verlag, Stuttgart-New York 1982

MIK- und MAK-Werte und ihre Bedeutung zur Bewertung von Innenraumsituationen

MIK and MAK Values and their Significance in the Evaluation of Indoor Situations

K. Aurand, G. von Nieding

Summary

In the work-place environment MAK values (maximum allowable workplace concentrations) haven been fixed as time-integrated averages relatively early in order to avoid adverse health effects to workers exposed to air pollution during their working shift. Similarly, MIK values (maximum immission concentrations have been set up to protect the health of the total population. In contrast to this, there are no limit values for pollutant concentrations in non-working place indoor environments. The problem of applying the MIK and MAK value concept to the non-industrial indoor environment is discussed. In this context, mention is also made of the possibility of an indirect uptake of deposited dust or of a diffusion of gaseous components into foodstuff and of other exposure pathways. The discussion shows that the reference to MIK and MAK values can only lead to a first approximation in the evaluation of a non-industrial indoor situation. Further studies are needed to establish limit values for special indoor air pollutants. In this context, the usefulness of the concept of the so-called BAT value for indoor purposes is discussed (BAT = Biologischer Arbeitsstoff-Toleranzwert).

It will be an urgent matter to set up emission standards for building materials, furniture, textiles, paints and other possible emitters in order to protect the population from preventable exposure.

Die Wahl dieses Themas als Einleitung soll darauf hinweisen, daß wir uns bei der Beurteilung der Luftqualität von Innenräumen an den für die Immission im Freien bzw. die Luft am Arbeitsplatz maximal zugelassenen Konzentrationen orientieren müssen, da es entsprechende Grenzwerte für den Wohnbereich noch

nicht gibt. Eine Orientierung an diesen MIK-(Maximale Immissions-Konzentration) und MAK-(Maximale Arbeitsplatz-Konzentration) Werten erscheint berechtigt, da im Innenraumbereich alle Übergangsstufen von Außenluft- bis zu Arbeitsplatz-Situationen vorkommen können.

Für den Arbeitsplatz liegen sehr viele Erfahrungen über das Auftreten toxischer Substanzen und ihre Wirkungen auf den Menschen vor. Für die Immissionen in der Außenluft wurden im Verlauf der letzten Jahrzehnte durch groß angelegte Meßprogramme Kenntnisse über Zusammensetzung und damit die Qualität gesammelt, und durch Wirkungskataster die gesundheitliche Relevanz von Luftverunreinigungen für den Menschen, aber auch für das Tier, Pflanze und Sachgüter ermittelt.

Für die uns im Rahmen dieser Veranstaltung interessierenden Innenräume, vor allem die Wohnräume, in denen wir einen wesentlichen Teil unseres Lebens verbringen, gibt es z.Z. keine konkreten Regelungen wie für den Immissions schutz (Umweltschutz) und den Arbeitsschutz. Nicht nur für Wohnungen, sondern auch für weitere Innenraumbereiche, z.B. Krankenhäuser, Kindergärten, Schulen, Turnhallen, Schwimmbäder, Gaststätten und Theater, aber auch Verkehrsmittel, in denen sich Privatpersonen nicht als Arbeitskräfte aufhalten, ist die lufthygienische Situation getrennt vom Arbeits- und Immissionsschutz zu beurteilen (s. Abb. 1).

AUSSENLUFT("REINLUFT"—INDUSTRIEGEBIET)

INNENLUFT

"PRIVATE" RÄUME

ARBEITSRÄUME

WOHNUNG

KRANKENHAUS		KÜCHE (ELEKTRO, GAS,KOHLE)
KINDERGARTEN		SANITÄRRAUM
SCHULE		WOHNZIMMER
TURNHALLE		SCHLAFZIMMER
SCHWIMMBAD		HOBBYRAUM
GASTSTÄTTE		KELLER
THEATER		
AUTO—BAHN—FLUGZEUG		

Abb. 1: Lufthygienische Situation

Selbst innerhalb der Wohnung kann die Luftqualität sehr unterschiedlich sein. Je nach Energieversorgung werden z.B. in der Küche nicht unbeträchtliche Schadstoffkonzentrationen von NO₂ beobachtet. Sanitärräume können durch den Gebrauch von Putz- und Desinfektionsmitteln, Schlafräume durch Anwendung von Insektiziden belastet sein. Nicht zuletzt ist auch an den Hobbyraum und die aus diesem Bereich möglicherweise herrührenden Gefahren zu denken. Schon diese wenigen Stichworte lassen das breite Spektrum der Probleme erkennen, mit denen wir konfrontiert sind, wenn es um den Begriff Innenraumqualität geht.

Für die Qualität der Innenraumluft spielt auch der Austausch mit der Außenluft eine Rolle. Verunreinigungen können von natürlichen und von anthropogenen Quellen herrühren (s. Abb. 2). Zu den natürlichen Quellen gehören z.B. Pflanzenpollen, Bodenstaub und Ozon. Die anthropogenen Quellen mit den Hauptgruppen Industrie, Verkehr und Hausbrand sind hinlänglich bekannt. Auf dem Weg von außen nach innen können die Schadstoffkonzentrationen z.B. durch Adsorption reduziert werden, wie das von Ozon und SO₂ bekannt ist.

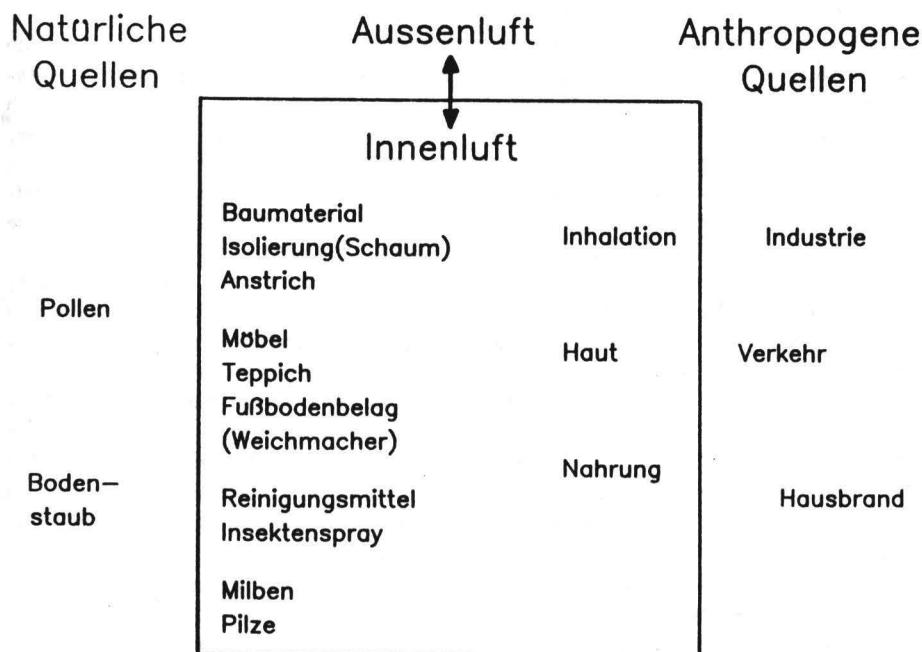


Abb. 2: Gesundheitlich relevante Schadstoffquellen

Andererseits treten im Innenraum zusätzliche Belastungen der Luft auf. Welche Emissionsquellen finden sich im Innenraum und welche Belastungen können daraus resultieren? Gesundheitlich relevante Quellen (s. Abb. 2) sind vor allem Schadstoff emittierende Baumaterial- und Einrichtungsgegenstände, ferner Reinigungs- und Pflegemittel, Mikroorganismen (z.B. Milben und Pilze) sowie deren Zerfallsprodukte, die toxische oder als organisches Material auch allergisierende Wirkungen haben können. Ein Gang durch Hobby- oder Supermärkte zeigt die Vielzahl angebotener und frei erwerbbarer chemischer Substanzen, die häufig nur unzureichend gekennzeichnet sind. Die Verbraucher sind u. a. daher über die Toxizität dieser Substanzen meist nur schlecht informiert. Die Schadstoffe werden bei Anwendung an die Innenraumluft abgegeben. Als Beispiele können hier die versprühbaren Insektizide und Insektizidverdampfer mit toxischen Pyrethroiden oder die Holzschutzmittel genannt werden.

Aus der Diskussion um die Innenraumluft ist bekannt, daß auch für diesen Bereich immer wieder verlangt wird, möglichst rasch Grenzwerte festzulegen, die auch juristisch praktikabel sind. Es stellt sich nun die Frage, inwieweit die bestehenden Regelungen der maximalen Arbeitsplatz-Konzentration (MAK)(1) und der maximalen Immissions-Konzentration (MIK)(2) für die Bewertung der Innenraumluft eine vernünftige Grundlage darstellen.

Die Gültigkeit des MAK-Wertes ist eingeschränkt, wie aus seiner Definition hervorgeht: "Der MAK-Wert ist die höchstzulässige Konzentration eines Arbeitsstoffes als Gas, Dampf oder Schwebstoff in der Luft am Arbeitsplatz, die nach dem gegenwärtigen Stand der Kenntnis auch bei wiederholter und langfristiger, in der Regel täglich 8stündiger Exposition, jedoch bei Einhaltung einer durchschnittlichen Wochenarbeitszeit von 40 Stundenim allgemeinen die Gesundheit der Beschäftigten und deren Nachkommen nicht beeinträchtigt und diese nicht unangemessen belästigt...."

Der MAK-Wert ist also für den arbeitenden, gesunden Menschen konzipiert, der zudem im Arbeitsleben einer ständigen ärztlichen Überwachung unterliegt und der, wenn er sich der beruflichen Belastung gesundheitlich nicht mehr gewachsen zeigt, aus dem Gefährdungsbereich herausgenommen werden kann.

Im Gegensatz zu den MAK-Werten gelten die MIK-Werte für die Gesamtbevölkerung einschließlich von Risikogruppen (z.B. Kinder, Alte und Kranke) und sollen auch einen Schutz für Tiere, Pflanzen und Sachgüter gewährleisten. Für die Festsetzung von MIK-Werten gelten also andere Bemessungsgrundlagen als für die MAK-Werte, u.a. werden auch ökologische Aspekte berücksichtigt. Maximale Immissions-Konzentrationen werden als Mittelwerte über 1 Jahr, 24 Stunden und 1/2 Stunde angegeben. Insbesondere die Kurzzeitwerte spielen für Risikobetrachtungen eine wesentliche Rolle, da in Innenräumen häufig Konzentrations-Peaks zu beobachten sind, die möglicherweise eine besondere gesundheitliche Gefahrenquelle darstellen können.

Die zentrale Frage unserer Diskussion wird sein müssen, ob die MIK-Werte als Qualitätskriterien für Innenraumluft übernommen werden können. Unseres

Erachtens wird es sehr schwer sein, die Innenraumsituation mit einzelnen Werten abzudecken, zumal auch die Kontrollmöglichkeiten z.Z. noch äußerst problematisch sind.

Zur Erläuterung der Schwierigkeiten und Besonderheiten, die bei der Beurteilung der Innenraumluft auftreten können, sollen einige Beispiele dienen. Vor einigen Jahren wurden von uns in der Umgebung einer Bleihütte in Nordenham Untersuchungen zur Bleibelastung der Bevölkerung durchgeführt (3,4). Die höchsten Blutbleiwerte fanden sich, wie erwartet, im Nahbereich der Hütte. Einige "Ausreißer" stellten sich bei eingehenderer Analyse als Werte von Kindern heraus, deren Väter in der Bleihütte arbeiteten. Die Untersuchung des Hausstaubes zeigte, daß der Vater mit der Kleidung aus dem Arbeitsbereich Blei in den Wohnbereich eingeschleppt haben mußte.

Eine weitere Bestätigung dieses Befundes ergibt sich aus einer EG-Studie, bei der Stichproben aus dem gesamten Bundesgebiet untersucht wurden (5). Parallelmessungen ergaben eine deutliche Korrelation von Blutblei mit der Bleikonzentration des Hausstaubes (Abb. 3). Auch dieses Beispiel zeigt die besondere Bedeutung der Wohnung im Hinblick auf eine eventuelle Belastung.

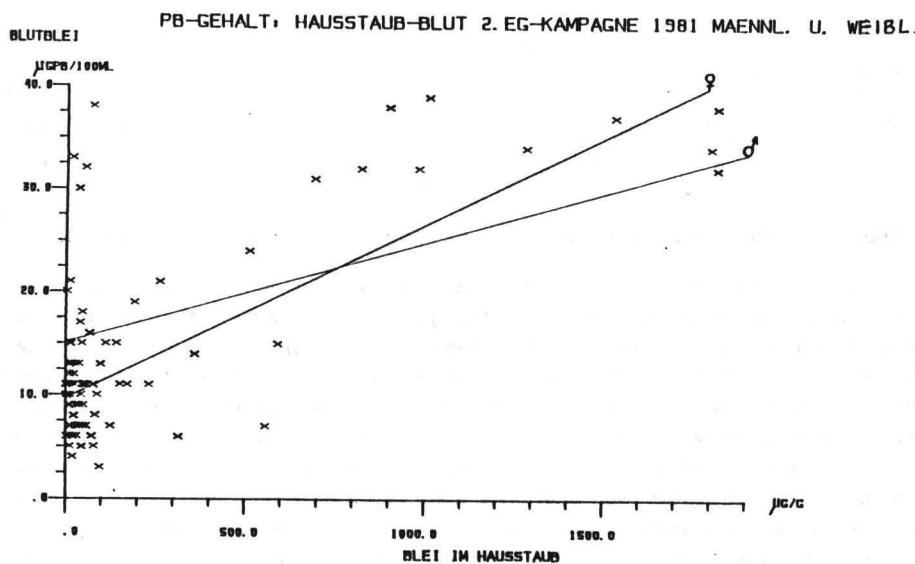


Abb. 3: Korrelation des Bleigehaltes im Blut mit dem Bleigehalt des Hausstaubes

Im Gegensatz zu den Bleibefunden ergab sich für Cadmium bei derselben Bevölkerungsgruppe keine Korrelation zwischen den Konzentrationen in Staub und Blut (Abb. 4). Die Erklärung hierfür ist, daß die Cadmiumbelastung fast ausschließlich durch Zigarettenrauchen verursacht ist und daher nicht von der Konzentration des Hausstaubes abhängt.

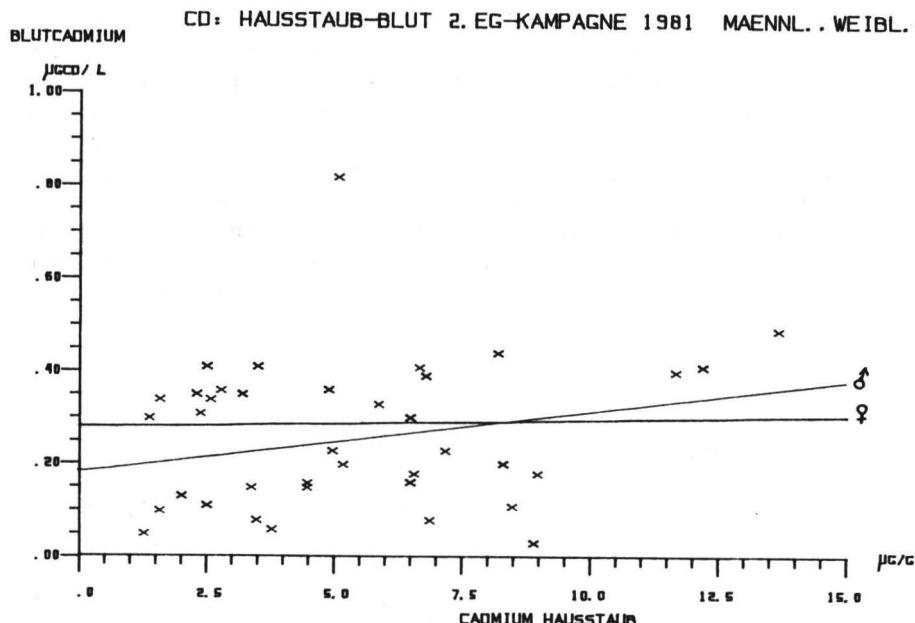


Abb. 4: Korrelation des Cadmiumgehaltes im Blut mit dem Cadmiumgehalt im Hausstaub

Interessante Ergebnisse fanden sich auch im Zusammenhang mit dem Holzschutzmittel Pentachlorphenol (PCP), das jahrelang in großen Mengen auch in Innenräumen verstrichen wurde. Wir haben in einer großangelegten Studie die PCP-Konzentrationen in der Luft von Innenräumen, die mit PCP-behandeltem Holz verkleidet waren, bestimmt (6.7). Abb. 5 zeigt die Häufigkeitsverteilung der Meßwerte. Zwischen dem PCP-Gehalt des Zimmerstaubs und dem der Luft ergab sich bis auf einige erklärbare Ausreißer eine gute Korrelation. Noch interessanter und wichtiger war allerdings die Frage, inwieweit die in diesen Räumen wohnenden Personen belastet waren. Die hierzu durchgeföhrten Analysen ergaben eine sehr gute Korrelation zwischen dem PCP-Gehalt im Staub und im Urin. Die Beziehung zwischen Luftkontamination und Belastung des Menschen wird aus solchen Messungen sehr deutlich und läßt ein weiteres Beurteilungskriterium erkennen.

PENTACHLORPHENOL
IN RAUMLUFTPROBEN

N = 104

STRAND: 17. 11. 78

$\bar{x} = 6.1$

S = 4.1

$\tilde{x} = 4.9$

2/3-BEREICH

2.5 - 9.5

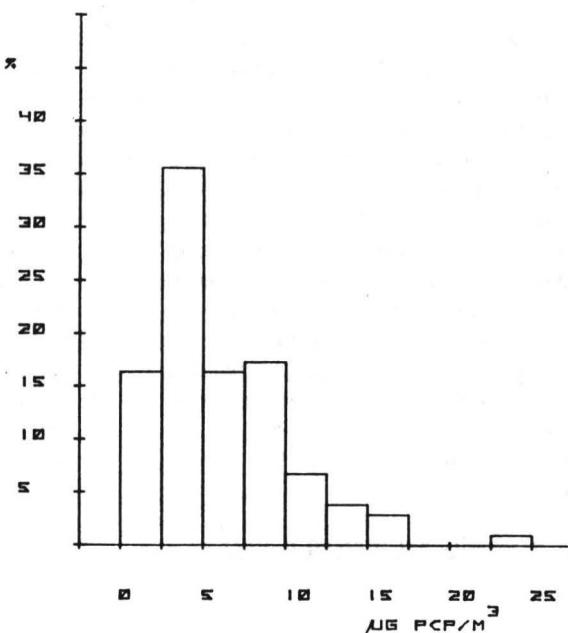


Abb. 5: Pentachlorphenol in Raumluftproben

In der MAK-Kommission wurde vor kurzem eine Arbeitsgruppe gebildet, die sich mit der Aufstellung von biologischen Grenzwerten (biologischer Arbeitsstoff-Toleranzwert = BAT) beschäftigt (8). Ein biologisch akzeptabler Wert wäre auch im Zusammenhang mit der Bewertung der Innenraumluft von Bedeutung, da sich in unserer Industriegesellschaft Kontaminationen mit chemischen Stoffen nicht immer vermeiden lassen, und eine Belastung praktisch nur so nachgewiesen werden kann. Der BAT-Wert ist "die beim Menschen höchstzulässige Quantität eines Arbeitsstoffes bzw. Arbeitsstoffmetaboliten oder die dadurch ausgelöste Abweichung eines biologischen Indikators von seiner Norm, die nach dem gegenwärtigen Stand der wissenschaftlichen Kenntnis im allgemeinen die Gesundheit der Beschäftigten auch dann nicht beeinträchtigt, wenn sie durch Einflüsse des Arbeitsplatzes regelhaft erzielt wird." (1).

Nach diesem Belastungs-Beanspruchungs-Konzept wird bei den jeweils Exponierten der Gehalt an Schadstoff bzw. eine Reaktion bestimmter Körpersysteme bestimmt. Solche Parameter sind z.B. der Blutbleispegel und der Gehalt des Urins an Delta-Aminolaevulinsäure (ALA-U) oder Coproporphyrin (PC-U) bzw. die Aktivität der Delta-Aminolaevulinsäure-dehydratase im Blut (ALA-D) oder die Konzentration der sogenannten freien Erythrozyten-Prophyrine im Blut (FEP). Auf diese Weise erhält man einen Indikator für die tatsächliche Belastung bzw. Beanspruchung einer Person und kann durch Festlegung von BAT-Werten die Sicherheit am Arbeitsplatz verbessern; dieses Konzept ließe sich zumin-

dest für einzelne Noxen auch auf den Wohnbereich übertragen.

Die Aufnahme von Schadstoffen in den menschlichen Körper über Nahrungsmittel ist ein weiterer wichtiger Punkt, über den wir uns Klarheit verschaffen müssen. Die Kontamination von Grund- und Trinkwasser mit Tetrachlorethylen wurde in letzter Zeit viel diskutiert (9). Unter anderem wurde Tetrachlorethylen in Hühnereiern und auch anderen Lebensmitteln gefunden. Es stellt sich die Frage, ob ein solcher Schadstoff durch Diffusion in Nahrungsmittel eindringen und auf diesem Wege in den Menschen gelangen kann.

Die Abbildung 6 zeigt am Beispiel des Tetrachlorethylen eine Möglichkeit der Aufnahme von Luftschadstoffen. Hier wurde Butter in eine mit Tetrachlorethylen kontaminierte Atmosphäre eingebracht, und es zeigte sich, daß innerhalb weniger Minuten der Schadstoffgehalt in der Butter stark ansteigt, und sehr schnell ein Sättigungswert erreicht wird. Lebensmittel können also - von Stoff zu Stoff sicher unterschiedlich - aus der Luft erhebliche Schadstoffmengen aufnehmen; bei der Bilanzierung ist dieser Weg daher mit zu berücksichtigen.

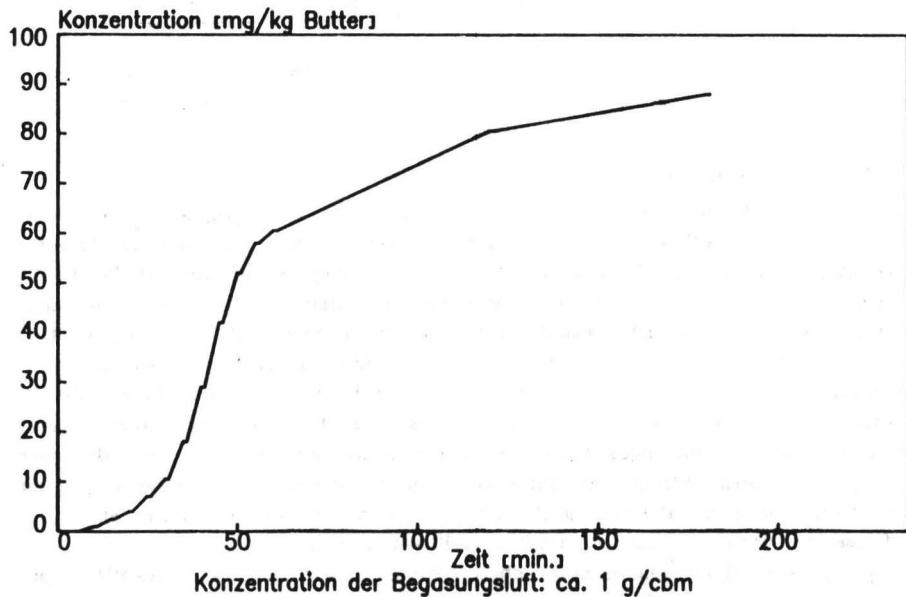


Abb. 6: Konzentrationsentwicklung von Tetrachlorethylen bei einem Begasungsversuch mit Butter

Am Ende dieser kurzen Einführung müssen wir uns fragen, was kann im Hinblick auf den Schutz des Menschen zur Verbesserung der Innenraumsituation getan werden? Bei der Vielzahl der möglichen Emissionen sind Einzelmessungen in Luft und biologischem Material nur in Stichproben möglich und es ist schwer, hieraus eindeutige Schlußfolgerungen zu ziehen. Unseres Erachtens muß der Schwerpunkt der Bemühungen darauf gelegt werden, Emissionen von vornherein zu vermeiden bzw. zu verringern. Dieser Weg wurde von uns in Zusammenarbeit mit dem Institut für Bautechnik z.B. bei Spanplatten schon sehr früh erfolgreich beschritten (10, 11, 12). Um unnötige Emissionen zu vermeiden, müssen vor allem Qualitätskriterien für das in den Wohnraum eingebrachte Material festgestellt werden. Eine auf die Emission bezogene "Materialkonstante" läßt sich vernünftig definieren und kontrollieren, und es besteht im Sinne des Verursacherprinzips dann auch die Möglichkeit, die Verantwortung an den Hersteller zu deligen und ihn gegebenenfalls rechtlich zu belangen. Systematische Messungen sollten die Emissionsquellen erkennen lassen und über tatsächlich auftretende Stoffgruppen und Einzelsubstanzen Auskunft geben, um für die Festsetzung von Richtwerten die wissenschaftlichen Grundlagen zu schaffen.

Bei der Vielzahl von Parametern und Einwirkungsmöglichkeiten in Innenräumen kann nicht erwartet werden, daß die Probleme der Innenraumluft durch Festsetzung von Zahlenwerten zu lösen sind. Auf jeden Fall müssen wir damit anfangen, die Emission zu reduzieren, denn ohne Emission gibt es keine Immission und damit auch keine Möglichkeit der Gefährdung.

Literatur

1. Maximale Arbeitsplatzkonzentrationen 1981 Mitteilung XVII der Senatskommission zur Prüfung gesundheitsschädlicher Arbeitsstoffe der Deutschen Forschungsgemeinschaft. Harald Boldt Verlag, Boppard
2. VDI-Richtlinie 2310; Maximale Immissionswerte. VDI-Verlag, Düsseldorf 1974
3. Aurand, K., N. Englert, Ch. Krause, M. Sonneborn, H. L. Thron und H. M. Wagner: Untersuchungen zur Bleibelastung der Bevölkerung in der Umgebung einer industriellen Emissionsquelle (Feldstudie Nordenham) in: Blei und Umwelt II, Beiträge zum Problem der Bleibelastung des Menschen, Hrsg. Kommission für Umweltgefahren des BGA, Arbeitsgruppe Blei. BGA-Bericht 1/1978, Dietrich Reimer Verlag Berlin, 1978, pp. 89 - 96.
4. Thron, H. L., N. Englert, Ch. Krause, L. Laskus, M. Sonneborn und H. M. Wagner: Bleibelastung von Bevölkerungsgruppen. Epidemiologische Untersuchungen in der Nachbarschaft einer Bleihütte und in Kontrollregionen. WaBoLu-Bericht 2/1978, Dietrich Reimer Verlag Berlin, 1978
5. Sachstandbericht über das Forschungsvorhaben FV 25-2. "Untersuchung der Bleibelastung der Bevölkerung im Bereich der Bundesrepublik Deutschland" im Rahmen der EG-Richtlinie "Blutblei" August 1980. Berichterstatter Dr. M. Wagner, Dr. E. Schmidt, Dr.C.Krause, Bundesgesundheitsamt Berlin.

6. Krause, Chr. und N. Englert: Zur gesundheitlichen Bewertung pentachlorphenolhaltiger Holzschutzmittel in Wohnräumen. Holz als Roh- und Werkstoff 38 (1980) 429 - 432.
7. Aurand, K., N. Englert, Ch. Krause, D. Ulrich und R. Walter: Pentachlorphenolhaltige Holzschutzmittel in Wohnräumen; in: Aktuelle Fragen der Umwelthygiene - 80 Jahre Institut für Wasser-, Boden- und Lufthygiene des Bundesgesundheitsamtes, Gustav Fischer Verlag Stuttgart, 1981, pp.293-313.
8. Lehnert, G.: Grenzwerte in biologischem Material. In: Wissenschaftliche Grundlagen zum Schutz vor Gesundheitsschäden durch Chemikalien am Arbeitsplatz. Harald Boldt Verlag, Boppard, 1981, pp. 70 - 73.
9. Aurand, K. und M. Fischer (Herausgeber): Gefährdung von Grund- und Trinkwasser durch leichtflüchtige Chlorkohlenwasserstoffe. WaBoLu-Bericht 3/1981, Dietrich Reimer Verlag Berlin, 1981.
10. Bundesgesundheitsamt: Bewertungsmaßstab für Formaldehyd in der Raumluft. BGA Pressedienst Nr. 19/77, Berlin, 12. Okt. 1977.
11. Richtlinie über die Verwendung von Spanplatten hinsichtlich der Verwendung unzumutbarer Formaldehydkonzentrationen in der Raumluft. Herausgegeben vom Ausschuß für Einheitliche Technische Baubestimmungen (ETB), Berlin, April 1980.
12. Richtlinie für die Klassifizierung von Spanplatten bezüglich der Formaldehydabgabe. Herausgegeben vom Ausschuß für Einheitliche Technische Baubestimmungen (ETB), Berlin, April 1980.

Anschrift der Verfasser:
Prof. Dr. K. Aurand

Institut für Wasser-, Boden- und Lufthygiene des
Bundesgesundheitsamtes,
Corrensplatz 1, D - 1000 Berlin 33

Prof. Dr. G. von Nieding

Bundesgesundheitsamt,
Thielallee 88-92, D - 1000 Berlin 33

Luftqualität in Innenräumen

Hrgb. K. Aurand, B. Seifert und J. Wegner
Gustav Fischer Verlag, Stuttgart-New York 1982

Belastung der Raumluft durch den Menschen (Kohlendioxid, Gerüche)

Indoor Air Pollution Produced by Man (Carbon Dioxide, Odours)

H. U. Wanner

Summary

Man contributes to indoor air pollution by the release of heat, humidity, carbon dioxide, particles, micro-organisms and body odours. The rise in temperature and the concentrations of the different pollutants depend on the number of persons in a room, the utilization of the room and the activities of the persons.

Current parameters for the evaluation of man-made pollution in indoor air are carbon monoxide and odours. Experiments have been carried out in a test chamber under controlled conditions in order to determine the relations between carbon monoxide and odours, since these are two current parameters for the evaluation of man-made pollution in indoor air. In these experiments the variables were the number of persons in the room, the activity of the persons and the ventilation rate. For the measurement of odours a special method has been developed in which the undiluted air is tested by a test panel and compared with air containing two different pyridine concentrations.

A significant relationship has been observed between the odour intensity and the carbon dioxide content of the air, and the correlation did not depend on the number of persons and the ventilation rate. At ventilation rates of 12 to 15 m³ per person and hour the carbon dioxide concentration was below 0.15 % and the odour intensity was characterized as being only little annoying. Higher ventilation rates are necessary during physical activity and in rooms with tobacco smoke. The minimum ventilation rates as deduced from the laboratory experiments are compared to known standards.

Zusammenfassung

Der Mensch belastet die Raumluft durch die kontinuierliche Abgabe von Wärme, Feuchtigkeit, Kohlendioxid, Partikel, Mikroorganismen und Ausdünstungen. Temperaturanstieg und Konzentrationen der verschiedenen Verunreinigungen sind von der Belegung und Nutzung des Raumes sowie von der Aktivität der einzelnen Personen abhängig.

Die gebräuchlichsten Parameter zur Beurteilung der durch den Menschen verursachten Belastungen der Raumluft sind das Kohlendioxid sowie die Gerüche. Zur Ermittlung der Beziehungen zwischen diesen beiden Parametern wurden Untersuchungen in einer Klimakammer bei standardisierten Bedingungen durchgeführt. Variablen waren die Anzahl Personen im Raum, deren Aktivität sowie die Lüftungsraten. Zur Messung der Gerüche wurde eine spezielle Methode entwickelt, bei der die unverdünnte Luft von ausgewählten Testpersonen beurteilt und mit zwei verschiedenen Pyridin-Konzentrationen verglichen wurde.

Zwischen den Geruchsintensitäten und dem Kohlendioxidgehalt ergab sich ein signifikanter Zusammenhang - unabhängig von der jeweiligen Belegung und Lüftungsraten. Bei Lüftungsraten von $12 - 15 \text{ m}^3$ pro Person und Stunde blieb der Kohlendioxidgehalt unter 0.15%, und die Geruchsintensität wurde nur als schwache Belästigung beurteilt. Höhere Luftwechselraten sind bei körperlicher Aktivität notwendig sowie in Räumen, in denen geraucht wird. Die aus den Laborversuchen ermittelten minimalen Lüftungsraten wurden mit den heute empfohlenen Richtwerten verglichen.

Einleitung

Bei den in den letzten Jahren stark geförderten Energiesparmaßnahmen wird den sogenannten Luftwärmeverlusten vermehrt Beachtung geschenkt. In diesem Zusammenhang drängt sich eine genauere Untersuchung der Raumluftqualität immer mehr auf. Verbesserte Abdichtung von Fenster- und Türritzen sowie eine Reduktion des Betriebs künstlicher Belüftungsanlagen haben dazu geführt, daß der Luftaustausch und folglich auch die Frischluftzufuhr teilweise erheblich erniedrigt worden sind. Aus hygienischer Sicht stellt sich die Frage, welche Auswirkungen diese Maßnahmen auf die Raumluftqualität ausüben; gibt es eine minimale Frischluftzufuhr, die gewährleistet sein muß, um den hygienischen Anforderungen an die Raumluft Genüge zu leisten?

Art und Ausmaß der Verunreinigungen der Raumluft sind je nach Ort, Benutzung und Belegung der Raumes verschieden. Bei den Schadstoffquellen unterscheidet man die Verunreinigungen der Aussenluft, die durch natürlichen oder künstlichen Luftaustausch ins Rauminnere gelangen und die Verunreinigungen, die im Raum selber entstehen (1). Zu beachten sind hier insbesondere die De-

sorptionsprodukte neuartiger Baumaterialien sowie all die Verunreinigungen, die vom Menschen selber und seinen Aktivitäten stammen. Ausmaß und Bedeutung der einzelnen Schadstoffe sind zur Zeit Gegenstand zahlreicher Untersuchungen, über die bereits an Symposien und Fachtagungen berichtet wurde (2-5). Die folgenden Ausführungen beschränken sich auf die Belastungen der Raumluft durch den Menschen. Dabei wird auf die Ergebnisse kürzlich abgeschlossener Untersuchungen und die sich daraus ergebenden Konsequenzen hingewiesen (6).

Der Mensch als Quelle von Verunreinigungen

Der Mensch belastet die Raumluft durch kontinuierliche Abgabe von Wärme, Feuchtigkeit, Partikeln, Mikroorganismen, Kohlendioxid und Ausdünstungen. Das Ausmaß dieser Belastungen ist von der jeweiligen Tätigkeit abhängig: je höher die Aktivität, desto größer ist die Abgabe von Wärme, Feuchtigkeit, Kohlendioxid und Ausdünstungen. Besonders stark erhöht wird die Ausstreuung von Partikeln und Mikroorganismen bei Bewegungen, wobei auch die Art der Bekleidung einen Einfluß hat (7).

Die gebräuchlichsten Parameter zur Beurteilung der durch den Menschen verursachten Belastungen sind das Kohlendioxid und die Gerüche. Die Messung des Kohlendioxidgehaltes ist einfach und gleichzeitig ein objektives Maß zur Bewertung der Raumluftqualität. Für Wohn- und Aufenthaltsräume wird in europäischen Ländern ein Richtwert von 0.1% (sog. Pettenkofer-Zahl) empfohlen - teilweise auch ein Wert von 0.15% (8,9). In den USA wird auch für Wohn- und Aufenthaltsräume der heute allgemein gültige MAK-Wert von 0.5% angewendet (10); zur Zeit steht eine Herabsetzung dieser Grenze auf 0.25% zur Diskussion.

Da der analytische Nachweis von Gerüchen sehr aufwendig und schwierig ist, werden diese in der Regel mittels sensorischer Messungen oder auf Grund subjektiver Beurteilungen der Raumluftqualität erfaßt. Bei solchen Erhebungen ist zu beachten, daß die jeweilige Raumtemperatur sowie die Luftfeuchtigkeit einen Einfluß haben. Befragungen in einem Hörsaal bei verschiedenen raumklimatischen Bedingungen haben ergeben, daß bei Temperaturen über 21.5°C, die von den Studenten mehrheitlich als "zu warm" eingestuft wurden, auch die Luftqualität vermehrt als "schlecht" beurteilt wurde.

Untersuchungen in einer Klimakammer

In einer Klimakammer von 30 m³ wurden 21 Versuche mit folgenden Variablen durchgeführt:

- Tätigkeit der Personen: Ruhe, Fahrradergometer (ca. 250 Watt)
- Anzahl der Personen: 1,2 oder 4 (Raum pro Person 30, 15 bzw. 7,5 m³)
- Luftwechselrate pro Stunde: 0.1, 0.2, 0.8 oder 1.6

Die Versuche dauerten jeweils 2 Stunden (mit dem Fahrradergometer jeweils 45 Minuten).

Die Temperatur und die relative Luftfeuchtigkeit wurden auf einem Thermo-hygrographen kontinuierlich registriert. Der Kohlendioxidgehalt wurde ebenfalls kontinuierlich gemessen mittels eines Infrarot-Gasanalysators. Die Geruchsintensität wurde alle 15 Minuten auf sensorische Art wie folgt bestimmt: Ausgewählte Testpersonen beurteilten an einer sogenannten Geruchsintensitätsmeßapparatur (GIMA (12)) die momentane Geruchssituation. Dabei wurde die empfundene Geruchsintensität von Probeluft aus der Klimakammer mit der empfundenen Geruchsintensität einer genau bekannten Konzentration eines Pyridin-Referenzgeruches verglichen. Zusätzlich wurden die Testpersonen befragt, ab welcher wahrgenommenen Geruchsintensität der Geruch als störend empfunden wurde (sog. Belästigungsschwelle).

Die wichtigsten Ergebnisse der Untersuchungen sind in den Abbildungen 1 und 2 ersichtlich: Abbildung 1 zeigt den zeitlichen Verlauf von Kohlendioxatkonzentration und empfundener Geruchsintensität; der Zusammenhang zwischen Kohlendioxid und Geruchsintensität für alle 21 Versuchsdurchgänge ist in Abbildung 2 dargestellt.

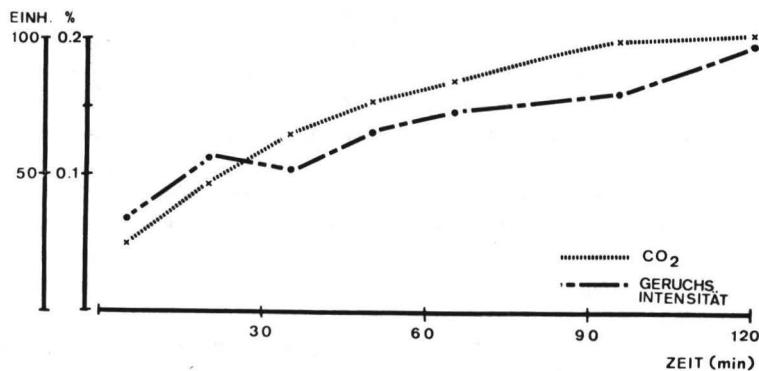


Abb. 1: Zeitlicher Verlauf der Kohlendioxatkonzentration und der empfundenen Geruchsintensität während eines zweistündigen Versuches. Die Beurteilung der Geruchsintensität erfolgte in der ersten Stunde alle 15 Minuten, dann alle 30 Minuten. Versuchsbedingungen: 4 sitzende Personen in einem Raum von 30 m^3 bei einer Luftwechselrate von 0.8 (entsprechend 6m^3 Frischluft pro Person und Stunde).

EMPFUNDENE GERUCHSINTENSITAET (EINHEITEN)

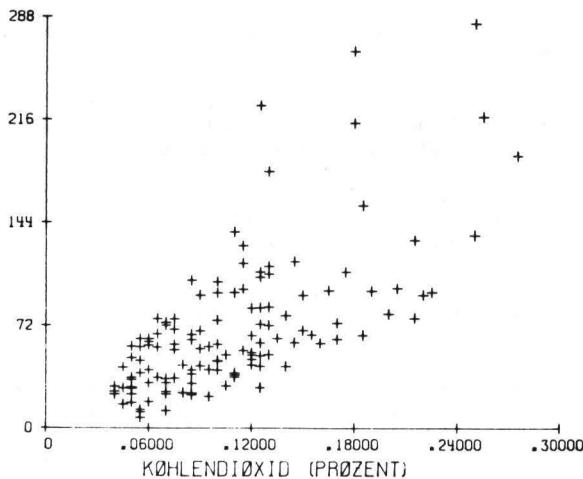


Abb. 2: Zusammenhang zwischen dem Kohlendioxidgehalt (in Prozent) und der empfundenen Geruchsintensität (100 Einheiten entsprechen einem Pyridin-Referenzgeruch von 365 ppb). Versuch in einer Klimakammer mit unterschiedlichen Belegungen und Luftwechselraten.

Schlußfolgerungen

Anhand der Resultate aus der vorgestellten Untersuchung kann die Folgerung gezogen werden, daß in Räumen, in denen nicht geraucht wird, bei einem Raumvolumen von durchschnittlich $12 - 15 \text{ m}^3/\text{Person}$, ab einem Kohlendioxidgehalt von über 0.15% mit einer erhöhten Belästigung durch Gerüche zu rechnen ist. Die Grenze von 0.15% Kohlendioxid kann für Räume, in denen nur leichte körperliche Arbeit geleistet wird, bei einer Frischluftzufuhr (Kohlendioxidgehalt 0.03 - 0.04%) von $15 \text{ m}^3/\text{h}/\text{Person}$ eingehalten werden.

Für Räume, in denen geraucht wird, hat der hier gefundene Zusammenhang zwischen Kohlendioxid und empfundener Geruchsintensität jedoch keine Geltung. Um in solchen Räumen eine einwandfreie Luftqualität zu gewährleisten, ist mit einem etwa doppelt so hohen Frischluftbedarf zu rechnen (13).

Bei Empfehlungen für minimale Lüftungsraten sind immer Raumnutzung, Raumvolumen pro Person und Tätigkeit der Personen zu berücksichtigen. Die aus den beschriebenen Untersuchungen ermittelten minimalen Frischluftraten liegen in der Größenordnung der Werte, die in den neuesten amerikanischen und schwedischen Richtlinien empfohlen werden (10,14).

Literatur

1. Wanner, H.U.: Luftqualität in Wohn- und Arbeitsräumen. Sozial- und Präventivmedizin 25 (1980) 328-333
2. Hollowell, C.D., Berk, J.V., Lin, Ch. und Turiel, I.: Indoor Air Quality in Energy-Efficient Buildings. Second International CIB Symposium on Energy Conservation in the Built Environment, Copenhagen (1979)
3. Hollowell, C.D., Berk, J.V. und Traynor, G.W.: Impact of Reduced Infiltration and Ventilation on Indoor Air Quality in Residential Buildings. ASHRAE Symposium on Air Infiltration, Philadelphia (1979)
4. Indoor Climate, Effects on Human Comfort, Performance and Health. Edited by P.O. Fanger and O. Valbjørn, Danish Building Research Institute, Copenhagen (1979)
5. World Health Organisation, Regional Office for Europe. Report of the Working Group on Health Aspects Related to Indoor Air Quality. Symposium in Bilthoven (1979)
6. Huber, G. und Wanner, H.U.: Raumluftqualität und Lüftung. Sozial- und Präventivmedizin 26 (1981) 177-179
7. Brunner, A., Russenberger, H.J. und Wanner, H.U.: Keim- und Partikel-ausstreuung in Abhängigkeit der Tätigkeit und Bekleidung, Chemische Rundschau 30 (1977) 7-10
8. Borneff, J.: Hygiene, Thieme Verlag, Stuttgart, 1974
9. Rigos, E.: CO₂-Konzentration im Klassenzimmer, Umschau 81 (1981) 172-174
10. ASHRAE: Standards Ventilation for Acceptable Indoor Air Quality of Heating, Refrigerating, and Air-Conditioning Engineers, Inc., New York, 1980
11. Nemecek, J., Wanner, H.U. und Grandjean, E.: Psychophysiologische Untersuchungen im Versuchsauditorium der ETH Zürich, Gesundheits-Ingenieur 92 (1971) 232-237
12. Huber, G., Hangartner, M. und Gierer, R.: Sensorische Geruchsmessung. Sozial- und Präventivmedizin 26 (1981) 179-182
13. Weber, A.: Passivrauchen, Luftqualität und Maßnahmen. Sozial- und Präventivmedizin 26 (1981) 182-184
14. Adamson, B.: New Swedish Building Regulations in Order to Conserve Energy. Lund Institute of Technology, Department of Building Science. Report BKL 1977

Anschrift des Verfassers:
Prof. Dr. H.U. Wanner

Institut für Hygiene und Arbeitsphysiologie,
Eidgenössische Technische Hochschule,
Clausiusstraße 21, CH - 8092 Zürich

Luftqualität in Innenräumen

Hrgb. K. Aurand, B. Seifert und J. Wegner

Gustav Fischer Verlag, Stuttgart-New York 1982

Die Luftqualität in Innenräumen ist ein wichtiger Faktor für die Gesundheit des Menschen. Die Ergebnisse der hier zusammengetragenen Beiträge zeigen, dass die Qualität der Raumluft durch verschiedene Faktoren beeinflusst wird. Ein großer Teil der Beiträge beschreibt die physikalischen und chemischen Prozesse, die die Luftqualität bestimmen. Andere Beiträge untersuchen die gesundheitlichen Auswirkungen von Rauchern auf nicht-rauchende Personen (Passivrauchen) und die Möglichkeiten zur Verbesserung der Raumluftqualität.

Passivrauchen

Passive Smoking

A. Weber

Abstract: The results of a survey among workers in a large industrial plant concerning their exposure to tobacco smoke at their working place are presented. The survey was conducted by means of a questionnaire and the results were statistically evaluated.

Summary

One of the most important sources of indoor air pollution is tobacco smoke. It was the aim of the reported laboratory and field experiments to quantitatively determine both indoor air pollution by tobacco smoke and the acute health effects on man associated herewith. The results showed that of 472 workers who were interviewed, about 30 % were complaining about the smoke at their working place, whereas 40 % felt annoyed by the smoke and about 25 % indicated eye irritation. The subjectively and objectively observed acute irritation effects and annoyances generally increase with an increasing smoke concentration.

Healthy persons are expected to support irritation and annoyance from tobacco smoke concentrations which correspond to a tobacco-derived carbon monoxide concentrations of 1 - 2 ppm. Measures to protect passive smokers are recommended up from 1 ppm tobacco-derived carbon monoxide and are necessary up from 2 ppm.

Calculating ventilation rates shows that at a constant smoke production of 1 cigarette/h, a ventilation with fresh air of $33 \text{ m}^3/\text{h}$ is necessary to maintain the upper limit of 2 ppm CO. This corresponds to 33 m^3 of air per person and hour in a room occupied by 10 persons, and to 23 m^3 of air per person and hour in a room with 100 persons.

Eine der wichtigsten Quellen der Luftverunreinigung im Innern von Gebäuden ist der Tabakrauch. Bei der Beurteilung der Raumluftqualität stellt sich deshalb die Frage, welches Ausmaß die Verunreinigung durch Tabakrauch erreicht und welche gesundheitsschädigenden Gefährdungen dabei entstehen.

Die gesundheitsschädigenden Wirkungen des aktiven Rauchens sind bekannt: es handelt sich dabei besonders um Lungenkrebs und andere Karzinome der Atemwege, ferner um chronische Bronchitis, koronare Herzkrankheiten und Beinarterienverschluß. Im Zusammenhang mit diesen Erkenntnissen stellt sich die Frage, ob in analoger Weise auch das Passivrauchen - d.h. das unfreiwillige Einatmen verrauchter Luft - gesundheitsschädlich ist.

Epidemiologische Untersuchungen

Bis heute sind die Wirkungen des Passivrauchens auf die Gesundheit noch nicht völlig geklärt. Fest steht, daß das Passivrauchen

- bei Kindern entzündliche Reaktionen und Erkrankungen der Atemwege auslösen kann (so haben z.B. Kinder mit rauchenden Eltern häufiger Bronchial- und Lungenaffektionen als Kinder nichtrauchender Eltern) (3,4,6)
- bei kranken Personen wie Allergikern, Asthmatkern, Angina-pectoris-Patienten die Krankheit verschlimmern oder wieder manifest werden lassen kann (1,5).

Zwei neue Untersuchungen (2,12) lassen weiterhin vermuten, daß das über Jahre andauernde, chronische Passivrauchen zu Einschränkungen der Atemfunktionen und gar zu einem erhöhten Risiko für Lungenkrebs führen kann. Tatsächlich hat eine aus Japan stammende Erhebung (2) hervorgebracht, daß das Risiko passivrauchender Ehefrauen, an Lungenkrebs zu erkranken, umso grösser sei, je mehr der Ehemann raucht. Dabei ist das Risiko für Lungenkrebs bei passivrauchenden Frauen mit Ehemännern, die stark rauchen (mehr als 20 Zigaretten pro Tag), doppelt so groß, wie bei Frauen mit nichtrauchenden Ehemännern, dagegen nur halb so groß wie bei Raucherinnen. Inwieweit die Ergebnisse auf nicht japanische Völker übertragbar sind, muß noch in weiteren Untersuchungen überprüft werden.

Erhebungen über akute Reizungen und Belästigungen

Unumstrittene und im Alltag sehr bekannte Wirkungen des Passivrauchens sind die Reizungen in Augen und Atemwegen sowie die Belästigung durch Gerüche. Mit dieser Problematik haben sich eine Serie von Feld- und Laboruntersuchungen aus unserem Institut in Zürich befaßt (8-11). Ziel dieser Erhebungen war die quantitative Erfassung der Verunreinigung der Raumluft durch Tabakrauch

und die gleichzeitige Untersuchung ihrer akuten Wirkungen auf den Menschen. Die Resultate sollen Grundlage für eine zuverlässige Abschätzung der noch zulässigen Belastung und eine darauf ausgerichtete Bemessung der Raumlüftung liefern.

- Die Laboruntersuchungen zeigten, daß
- die subjektiven und objektiven akuten Reizerscheinungen und die Belastigungen mit zunehmender Rauchkonzentration steigen (Abbildung 1) (9),
- eine Rauchkonzentration, die einem tabakbedingten CO-Gehalt in der Raumluft von 5 ppm entspricht, mit Sicherheit unzumutbar hoch ist, da bei dieser Rauchbelastung nach einer Stunde 17% der Personen deutliche Augenreizungen aufweisen und 32% den Raum verlassen möchten,
- die Reizwirkungen vor allem auf die Partikelphase, die Geruchsbelästigungen dagegen vorwiegend auf die Gasphase des Zigarettenrauches zurückzuführen sind (11).

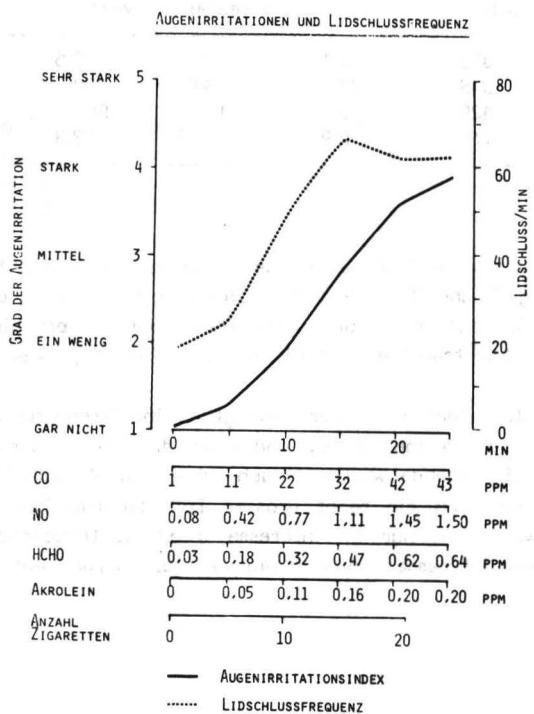


Abb. 1: Laboruntersuchung: Mittelwerte der Lidschlußfrequenz und der subjektiven Augenreizungen von 33 Versuchspersonen bei steigender Rauchkonzentration

Erhebungen an Arbeitsplätzen und in Gaststätten

Felduntersuchungen an Arbeitsplätzen und in Gaststätten ergaben, daß 30 bis 70% der gemessenen Fremdstoffkonzentrationen in der Raumluft (Kohlenmonoxid, Stickstoffmonoxid, Partikel) vom Tabakrauch stammen (8,10). Das Ausmaß der durch Tabakrauch verursachten Luftverunreinigung in den 44 untersuchten Arbeitsräumen ist in Tabelle 1 angegeben. Dabei wurde der tabakbedingte Anteil der Luftverunreinigung durch die Differenzwerte (= Fremdstoffkonzentration im belegten Raum minus Kontrollkonzentration im unbelegten Raum) erfaßt.

Tabelle 1: Tabakbedingte Luftverunreinigung in 44 Arbeitsräumen (Δ -Werte = Konzentration im belegten Raum minus Konzentration im unbelegten Raum)

Fremdstoff		Proben-zahl	Mittelwert	Standard-abweichung	Maximal-wert
Δ CO	(ppm)	353	1.1	1.3	6.5
Δ NO	(ppb)	348	32	60	280
Δ Schwebstaub	($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	429	133	130	962
Δ Nikotin	($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	140	0.9	1.9	13.8

Die Ergebnisse der Befragung von 472 Arbeitnehmern aus den untersuchten Arbeitsräumen sind in Abbildung 2 und 3 dargestellt. Daraus geht hervor, daß das Wohlbefinden zahlreicher Beschäftigter durch das Passivrauchen erheblich beeinträchtigt wird, wobei die Nichtraucher signifikant mehr belästigt werden als die Raucher.

Auch befürwortet eine eindeutige Mehrheit aller Befragten eine Trennung der Arbeitsräume in Nichtraucher- und Raucherräume, und rund die Hälfte spricht sich sogar für ein generelles oder stundenweises Rauchverbot am Arbeitsplatz aus. Erstaunlicherweise setzt sich auch ein recht grosser Teil der Raucher für solche Maßnahmen ein, und zwar nicht nur im Interesse ihrer nichtrauchenden Kollegen, sondern auch im eigenen Interesse, nämlich um weniger zu rauchen!

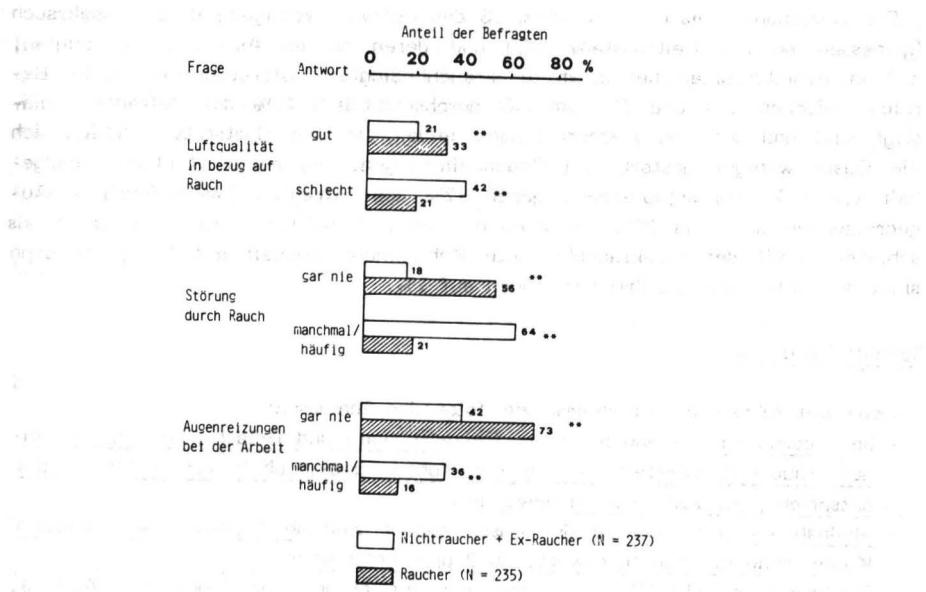


Abb. 2: Erhebung an Arbeitsplätzen: Vergleich der Antworten der Nichtraucher und Raucher bzgl. Luftqualität und Wirkungen des Tabakrauchs am gegenwärtigen Arbeitsplatz (8). (Die mittleren Antworten wurden weggelassen).

** $p<0.01$ (χ^2 -Test)

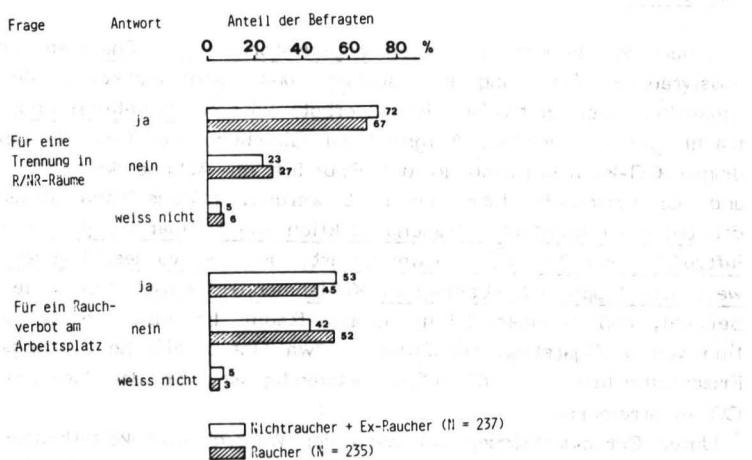


Abb. 3: Erhebung an Arbeitsplätzen: Vergleich der Antworten der Nichtraucher und Raucher bzgl. Maßnahmen zum Schutze der Passivraucher am Arbeitsplatz (8).

Die Beziehung zwischen dem Ausmaß der Luftverunreinigung durch Tabakrauch (gemessen an der Leitsubstanz CO) und deren akuten Auswirkungen zeigten, daß in Arbeitsräumen bei einer tabakrauchbedingten Luftverunreinigung im Bereich zwischen 1.4 und 65 ppm CO durchschnittlich 40% der Befragten belästigt sind und 30% an Augenreizungen leiden. In den Gaststätten fühlen sich die Gäste weniger gestört: bei Rauchbelastungen, die einem Kohlenmonoxideinhalt von 3.3 ppm entsprechen, geben 12% der befragten Gäste deutliche Augenreizungen an und 28% beurteilen die Luftqualität bezüglich Rauch als schlecht. Fällt der tabakrauchbedingte Kohlenmonoxideinhalt auf 1.1 ppm, dann sinkt der Anteil der gestörten Personen auf 1%.

Schlußfolgerungen

Insgesamt führen alle Ergebnisse zur folgenden Schlüssen:

- bei gesunden Personen sind Reizwirkungen und Belästigungen bis zu einer Rauchkonzentration, die einem Kohlenmonoxideinhalt von 1 bis 2 ppm entspricht, als zumutbar zu bewerten.
- Maßnahmen zum Schutze der Passivraucher sind ab 1 ppm tabakbedingtem Kohlenmonoxid empfehlenswert, ab 2 ppm erforderlich.
- Risikogruppen wie Kinder, Personen mit chronischer Bronchitis, Asthma, Herz- und Kreislauferkrankheiten sollten jede Tabakrauchexposition vermeiden.

Maßnahmen

Neben den bereits erwähnten organisatorischen Maßnahmen zum Schutze der Passivraucher (Trennung in Raucher- und Nichtraucher-Abteile oder -Tische, generelles oder zeitweises Rauchverbot) können Raumlüfungsmaßnahmen in Betracht gezogen werden. Aufgrund der Gleichung von Turk (7) kann die tabakbedingte CO-Konzentration in der Raumluft in Abhängigkeit der Rauchproduktion und der Frischluftzufuhr berechnet werden. Daraus kann abgeschätzt werden, daß bei einer konstanten Rauchproduktion von 1 Zigarette pro Stunde eine Frischluftzufuhr von $33 \text{ m}^3/\text{h}$ notwendig ist, um den vorgeschlagenen oberen Grenzwert von 2 ppm tabakbedingtem Kohlenmonoxid einzuhalten. Dies bedeutet zum Beispiel, daß in einem 80 m^3 großen Raum bei einer konstanten Rauchproduktion von 5 Zigaretten pro Stunde etwa eine zweifache Lüftungsrate (d.h. eine Frischluftzufuhr von $165 \text{ m}^3/\text{h}$) notwendig ist, um den Grenzwert von 2 ppm CO zu erreichen.

Unter Berücksichtigung der nach der Wahrscheinlichkeitstheorie maximal möglichen Anzahl Raucher in einem Kollektiv und unter der Annahme eines durchschnittlichen Tabakwarenkonsums von 1.3 Zigaretten/h ergibt sich daraus folgende minimale Frischluftzufuhr für den Grenzwert von 2 ppm CO:
 33 m^3 Zuluft pro Person und Stunde bei einem Kollektiv von 10 Personen und
 23 m^3 Zuluft pro Person und Stunde bei einem Kollektiv von 100 Personen.

Zu diesen Lüftungsangaben müssen folgende Vorbehalte gemacht werden: zur Berechnung wurde eine konstante CO-Produktion pro gerauchter Zigarette angenommen; in Wirklichkeit jedoch variiert diese mit dem Rauchverhalten und mit der Zigarettenmarke. Ferner wurde mit einer kontinuierlichen Rauchproduktion gerechnet; in Wirklichkeit kann diese jedoch erheblichen zeitlichen Schwankungen unterliegen. Schließlich wurden für die Berechnungen nur der Rauch von Zigaretten und nicht der von Pfeifen und Zigarren berücksichtigt.

Literatur

1. Aronow, W.S.: Effect of passive smoking on angina pectoris. New Engl.J. Med. 299 (1978) 21-24
2. Hirayama, T.: Non-smoking wives of heavy smokers have a higher risk of lung cancer: a study from Japan. Brit. Med. J. 282 (1981) 183-185
3. Leeder, S.R., Corkhill, R., Irwig, L.M., Holland, W.W.: Influence of family factors on asthma, wheezing, incidence of lower respiratory illness, and ventilatory function in children. Br. J. Prev. Soc. Med. 30 (1976) 203-224
4. Said, G., Zalokar, J., Lellouch, J., Patois, J.: Adenoidectomy in children and parental smoking. The Lancet 1 (8015) (1977) 797
5. Shepard, R.J., Collins, S., Silverman, F.: Passive exposure of asthmatic subjects to cigarette smoke. Environ. Research 20 (1979) 392-402
6. Tager, I.B., Weiss, S.T., Rosner, B., Speizer, F.E.: Effect of parental smoking on the pulmonary function of children. Amer. J. Epidemiol. 110 (1979) 15-26
7. Turk, A.: Measurement of odorous vapors in hot chambers. ASHRAE J. 5 (1963) 55-58
8. Weber, A., Fischer, T.: Passive smoking at work. Int. Arch. Occup. Environ. Health 47 (1980) 209-221
9. Weber, A., Fischer, T., Grandjean, E.: Objektive und subjektive physiologische Wirkungen des Passivrauchens. Int. Arch. Occup. Environ. Health 37 (1976) 227-288
10. Weber, A., Fischer, T., Grandjean, E.: Passive smoking in experimental and field conditions. Environ. Research 20 (1979) 205-216
11. Weber, A., Fischer, T., Grandjean, E.: Passive smoking: irritating effects of the total smoke and the gas phase. Int. Arch. Occup. Environ. Health 43 (1979) 183-193
12. White, J.R., Froeb, H.F.: Small-airways dysfunction in nonsmokers chronically exposed to tobacco smoke. New Engl. J. Med. 302 (1980) 720-743

Anschrift der Verfasserin:
Dr. Annetta Weber

Institut für Hygiene und Arbeitsphysiologie,
Eidgenössische Technische Hochschule,
Clausiusstraße 21, CH - 8092 Zürich

Luftqualität in Innenräumen

Hrgb. K. Aurand, B. Seifert und J. Wegner

Gustav Fischer Verlag, Stuttgart-New York 1982

Diskussionen zu den Vorträgen Aurand/von Nieding, Wanner, Weber

Kunkel, FU Berlin:

Meine Frage geht im Prinzip an alle Redner: Gibt es Geräte, die die Innenraumluft soweit reinigen, daß man sie von Schadstoffen sowohl in Form von Partikeln als auch in Form von Gasen reinigen kann?

Wegner, BGA Berlin:

Es gibt natürlich Geräte, um die Raumluft entsprechend zu reinigen, wenn entsprechende Filter eingesetzt werden. Hierbei kommen Aktivkohlefilter oder Elektrofilter in Frage. Die sicherste Verminderung der Schadstoff-Konzentration speziell in Räumen, in denen ständig geraucht wird, kann aber erreicht werden, indem die Außenlufrate in stärkerem Maße erhöht wird.

Wanner, ETH Zürich:

Wir haben dazu verschiedene Untersuchungen durchgeführt. Für Partikel lassen sich ganz gute Ergebnisse erzielen, wenn die Geräte eine genügend große Luftumwälzung aufweisen und diese Luftumwälzung der Größe des Raumes angepaßt ist. Viel schwieriger ist es, die gasförmigen Bestandteile und Geruchsstoffe zu eliminieren. Hier können bestimmte Adsorbentien oder auch Aktivkohle eingesetzt werden, aber das sind dann sehr teure Maßnahmen.

Die weitere Frage ist, inwiefern sich in mechanisch gelüfteten Räumen die Umluft soweit aufbereiten läßt, daß sie wieder Frischluftqualität erreicht. Dazu sind natürlich auch entsprechende Filter notwendig, die teilweise sehr kostspielig sind.

Schlipkötter, Düsseldorf:

Ich habe ja eine Frage an Frau Weber und Herrn Wanner, die - wie wir alle wissen - die größten Verdienste auf dem Gebiet der Innenlufthygiene haben.

Herr Wanner, Sie haben den CO₂-Wert, den Pettenkofer schon vor langen Jahren auf 0,1 % festgelegt hat, auf 0,15 % erhöht mit der Begründung, erst bei höheren Werten fühle man sich belästigt. Sie gehen doch nicht davon aus, daß dieser Wert der Belästigung, den sie aufgrund ihrer sehr interessanten, exakten Untersuchung festgelegt haben, in Zukunft der Grenzwert für die Innenräume sein soll, sondern Sie unterstützen doch hoffentlich weiter die Pettenkofersche Zahl von 0,1 %.

Frau Weber, haben Sie bei Ihren Versuchen gleichzeitig CO₂ gemessen?

Wanner, Zürich:

Diese Pettenkofer-Zahl habe ich stillschweigend einfach übergangen. Die Frage, die hinter den Versuchen stand, lautete: läßt sich die Geruchsbelastung in einem Raum auch über eine Kohlendioxidmessung erfassen? Wie sich gezeigt hat, besteht - sofern die Bedingungen gleich sind - eine gute Beziehung zwischen den Kohlendioxid-Konzentrationen und der Geruchs-Intensität, und bis zu Kohlendioxid-Konzentrationen von 0,15 % wird die jeweilige Geruchsintensität durch das Testpanel außerhalb des Raumes nur als leichte Belästigung empfunden.

Ich glaube, die Frage nach der Pettenkofer-Zahl ist zu überprüfen, insbesondere auch unter Berücksichtigung der Tatsache, daß wir in Städten CO₂-Konzentrationen haben, die zwischen 0,03 und 0,05 % liegen. Die Spanne von der

Außenluft zur Raumluft wäre somit geringer als bisher, wo überall 0,03 % angenommen wurde. Für die Begründung der Pettenkofer-Zahl fehlen noch Untersuchungen, die zeigen, welche Auswirkungen das Kohlendioxid in diesem niedrigen Konzentrationsbereich von 0,1 bis 0,15 % hat.

Die zweite Frage kann ich im Namen von Frau Weber beantworten: wir haben bei diesen Tabakrauch-Versuchen keine gleichzeitigen Messungen der CO₂-Konzentrationen durchgeführt.

Deimel, Köln:

In der Außenluft sind ja meist höhere Konzentrationen an CO und NO. Normalerweise wird ja gelüftet durch Öffnen des Fensters, so daß man u.U. durch solches Lüften viel höhere CO- und NO-Konzentrationen im Raum bekommt als durch das Rauchen. Haben Sie diese Frage untersucht?

Wanner; ETH Zürich:

Ich glaube zu dieser speziellen Frage wird in einem anschließenden Vortrag berichtet. Wir haben nur festgestellt, daß natürlich die Raumluftkonzentration an Kohlenmonoxid und Stickstoffoxiden auch von außen beeinflußt wird. Man weiß auch, daß bei Gasen, die nur wenig reaktiv sind, wie das Kohlenmonoxid, der Austausch mit der Außenluft größer ist als bei reaktiven Gasen, wie Schwefeldioxid und Stickstoffoxiden. Es ist durchaus möglich, daß an stark befahrenen Straßen die CO-Konzentration in den Räumen 5 bis 10 ppm erreicht und auch die Stickstoffdioxid-Konzentrationen durch die Außenluft im Nahbereich stark befahrener Straßen erhöht wird. Bei den von Frau Weber vorgetragenen Berechnungen wurden immer die aus der Außenluft kommenden Anteile abgezogen.

Portheine, Nordhorn:

Ich möchte auf drei spezielle Punkte im Zusammenhang mit dem Passivrauchen verweisen, einem Thema, mit dem ich mich bereits seit 30 Jahren beschäftige. Erstens: es gibt auch spezielle Innenräume, das ist vor allen Dingen einmal das Flugzeug. In den Höhen (der Druck in der Kabine entspricht einer Höhe von etwa 2000 m) wird mehr CO angeboten, aber auch bei der Höhe mehr durch den Organismus aufgenommen. Zweitens: der ärmste Passivraucher ist der Föt im Mutterleib. Wir haben dazu Untersuchungen gemacht, es ist ganz erstaunlich, was der Föt aufnimmt. Drittens: hier in Berlin wurden sehr interessante Untersuchungen mit dem Elektroretinogramm durchgeführt. Schon nach 30 Sekunden Aufenthalt in einer verräucherten Luft sind die B-Wellen im Elektroretinogramm für längere Zeit verschwunden, und zwar bis zu 30 Minuten. Grundsätzlich kann man sagen, daß ein Aufenthalt von drei bis vier Stunden in einem normal verräucherten Raum einer Aufnahme von etwa 30 Zigaretten entspricht.

Egerer, München:

Aus den beiden letzten Vorträgen könnte man die Konsequenz ziehen, daß es an der Zeit wäre, die DIN 1946 ad acta zu legen und eine Außenluftregelung so zu gestalten, daß man mit einem CO₂-Regler auf 0,1 % regelt, vorausgesetzt, es wird dort nicht geraucht.

Zwei Fragen an Herrn Wanner: inwieweit wurde die subjektive Bewertung der Geruchspersonen ausgeschaltet? Ich nehme an, daß die Ventile in Ihrer Versuchseinrichtung nach einer bestimmten Zufallsverteilung gefahren wurden. Inwieweit werden die Lüftungsnormen in der Schweiz vielleicht in Zukunft geändert?

Wanner, Zürich:

Zur Beantwortung der methodischen Frage: das Testpanel bestand aus vier Personen, und im Verlauf der zweistündigen Sitzung mußten Beurteilungen alle 15 Minuten vorgenommen werden. Jede Testperson war während 5 Minuten an den Schnüffelloffnungen und bekam während dieser Zeit alle 30 Sekunden für jeweils 5 Sekunden einen Geruch präsentiert, abwechselnd entweder aus der Kammer, den Pyridin-Referenzgeruch oder den Geruch der Luft außerhalb der Kammer. Die Testpersonen kannten natürlich nicht die Reihenfolge. Dann wurden aus den 10 Beobachtungen jeweils die Mittelwerte gebildet, und es hat sich gezeigt, daß eine gute Reproduzierbarkeit erreicht wurde. Für ein solches Testpanel eignen sich natürlich nicht alle Personen. Bei Voruntersuchungen schieden etwa 10 bis 20 % der Bewerber aus.

Zur zweiten Frage: Natürlich ist es denkbar, daß eine solche Regelung über das Kohlendioxid möglich wäre, und dann können die Außenluftanteile der jeweiligen Belegung und Nutzung des Raumes angepaßt werden. Ich bin allerdings zu wenig vertraut mit den neuesten lüftungstechnischen Errungenschaften. Wenn es darum geht, daß ein Wert festgelegt wird, der eingehalten werden soll, dann ist es natürlich sinnvoll, daß dieser Wert in der Größenordnung von maximal 0,1 % festgelegt wird.

Diewald, Ludwigshafen:

Wir haben von Herrn Prof. Aurand heute morgen gehört, daß das Cadmium häufig durch Rauchen verursacht sein kann, jedenfalls teilweise. Haben Sie bei Ihren Untersuchungen auch feststellen können, wieviel Cadmium durch Passivrauchen der Mensch aufnehmen kann oder sind Ihnen solche Untersuchungen bekannt?

Frau Weber, Zürich:

Wir wissen nicht, wieviel Cadmium in der Raumluft durch das Rauchen entsteht, wir haben das nicht gemessen. Die Schwebstaub-Konzentration bei unseren Versuchen lag im $\mu\text{g}/\text{m}^3$ -Bereich. Wir haben keine Analysen der Partikel durchgeführt, und ich kenne auch aus der Literatur diesbezüglich noch keine Arbeit.

Lahmann, Berlin:

Aber vielleicht sollte das eine Anregung sein, denn Cadmium ist ja gerade in den letzten Jahren stark ins Gespräch gekommen. Vielleicht sollten Forschungen in dieser Richtung initiiert werden.

Meyer, Berlin:

Ich habe eine Frage an Herrn Aurand. Sie haben uns gezeigt, daß wahrscheinlich der MAK- noch der MIK-Wert der richtige Wert für die Beurteilung der Innenraumluft ist, und Sie haben gesagt, im Prinzip müßten wir sehen, daß wir die Immission verringern. Wenn wir die Immission sinnvoll verringern wollen, müssen wir ja wissen, auf welchen Grenzwert wir kommen müssen. Wir haben das bei der Spanplatte - sie erwähnten das auch - zusammen gemacht, indem das Bundesgesundheitsamt einen Grenzwert hinsichtlich des Formaldehydgehaltes der Luft erarbeitet hat, und wir konnten dann über die Spanplattenmenge im Raum und sonstige Formaldehydbelastungen rückrechnen, wieviel etwa die Spanplatte abgeben darf, und haben das in eine entsprechende Materialspezifikation aufgenommen. Wenn neue Baustoffe - und es kommen ja täglich mehr

Baustoffe ins Gespräch - wegen solcher Immissionen beurteilt werden müssen, brauchen wir ja wieder solche Bezugswerte, die aussagen, was in der Raumluft zulässig ist. Sehen Sie da Möglichkeiten, doch irgendwie zu nicht gesetzlichen Festlegungen, sondern zu Anhaltswerten zu kommen, die Sie uns weitergeben können.

Aurand, Berlin:

Sie haben nochmals die ganze Problematik gezeigt. Ich möchte richtig verstanden werden. MIK- und MAK-Werte sind ganz entscheidende, wichtige Mosaiksteine für das Bewertungssystem. Was Sie angesprochen haben, ist ein vernünftiger Weg, daß man sich fragt, warum kommt es in einem Raum zu einer bestimmten Konzentration von Stoff X, wo ist die Quelle und was muß getan werden. Ich habe davor gewarnt, mit irgendwelchen dieser Zahlen zu operieren, ohne sich darüber Rechenschaft abzugeben zu haben, ob sie tatsächlich das Optimum darstellt. Ich möchte darauf hinweisen, daß der Innenraum kein Arbeitsraum ist, sondern ein Raum, in dem sich Kinder und Schwangere aufhalten, so daß wir den Optimierungsprozeß von vornherein mit einkalkulieren müssen. Das wollte ich mit auf den Weg geben. Das andere ist natürlich ganz selbstverständlich, daß wir natürlich nicht utopisch hier irgendwelche Forderungen erheben müssen. Aber wir wollen doch ganz offen miteinander reden. Wir haben in der Vergangenheit Überraschungen erlebt, indem wir gewisse Stoffe plötzlich finden, an die wir überhaupt nicht gedacht haben, und wir haben mit relativ geringem Aufwand ganz erhebliche Reduzierungen erreichen können, und zwar an dem Material, an der Emissionsquelle. Im Einzelfall müssen wir versuchen, eine Abschätzung vorzunehmen. Ich weiß, daß das unbefriedigend ist, aber ich wehre mich dagegen, mit irgendetwas Zahlen eine Sicherheit vorzugeben und dann in Wirklichkeit manches vergessen zu haben.

Ich will nicht die Chemie verteufeln - im Gegenteil: ohne die Chemie könnten wir unseren Lebensstandard nicht halten. Auf der anderen Seite glaube ich, daß wir in der letzten Zeit gerade im Hinblick auf das, was wir heute diskutieren, manches überhaupt nicht bedacht haben und deshalb jetzt Überraschungen erleben.

Schlipkötter, Düsseldorf:

Darf ich hierzu Stellung nehmen. Sind wir uns darüber einig, daß MAK-Werte zwar schöne Werte sind, aber hier im Innenraum überhaupt nichts zu tun haben? Wir betrachten hier grundsätzlich Räume, in denen sich die Menschen über lange Frist (länger als acht Stunden) aufzuhalten und in denen - wie Sie gesagt haben - Kranke, Kinder und Schwangere leben. Alles das sind Konditionen, wie sie für die MIK-Werte sprechen, nicht für die MAK-Werte. Es wäre doch m.E. sehr gut, wenn wir in diesem Kreise deutlich sagen würden, der MAK-Wert kommt für alle Innenräume, wenn es nicht gerade der Arbeitsplatz ist, also auch für Flugzeuge, nicht in Frage; wenn überhaupt, dann nur der MIK-Wert mit seiner ganzen Philosophie, die Ihnen allen ja bekannt ist.

Aurand, Berlin:

Das habe ich als selbstverständlich vorausgesetzt. Bitte bedenken Sie aber, wie groß die Zahl der Stoffe ist. Wenn Sie plötzlich konfrontiert werden mit irgendeinem Stoff X und sollten schnell etwas dazu sagen. Da sind wir uns doch einig, man guckt erst einmal nach in der MAK-Wert-Tabelle, ob dieser Stoff überhaupt schon mal toxikologisch bewertet worden ist. Das ist die erste Frage, und auch die MIK-Wert-Kommission wird doch erst einmal nachsehen, was hat die MAK-Wert-Kommission für den Stoff X, der jetzt plötzlich zur Debatte gestellt wird, festgelegt. Ich möchte nicht so verstanden werden, daß ich meine, alles sei in Ordnung, wenn ich einen MAK-Wert habe. Aber ich meine, der MAK-Wert ist ein wichtiger Informationswert für die Beurteilung.

Lahmann, Berlin:

Vieleicht sollte man noch dazu die allgemeine Philosophie der Luftreinhaltung anschließen, daß eben die Grenzwerte, seien es MIK- oder MAK-Werte (wo bei man sich fragen muß, ob die Silbe "Grenz" hier überhaupt angebracht ist), nur die eine Säule des ganzen Gebäudes sind. Die andere Säule ist der Stand der Technik, so daß also diese Werte keineswegs ein Freibrief sind, sie ständig voll auszuschöpfen, sondern: in dem Moment, wo technische Maßnahmen möglich sind, sind diese unabhängig von der Festlegung der Grenzwerte durchzuführen.

Keller, Lübeck:

Ich habe eine Frage an Herrn Prof. Aurand. Wenn es um die Konzentration von luftverunreinigenden Stoffen in Wohnräumen geht, besteht ja die Möglichkeit des Vergleichs eigentlich nur, wenn auch hinsichtlich der vor der Messung durchgeföhrten Lüftung eine einheitliche Regelung besteht. Könnten Sie da Empfehlungen aussprechen, z.B. eine bestimmte Zeit lang vor der Messung nicht zu lüften.

Aurand, Berlin:

Sie haben ein sehr wichtiges Problem angesprochen. Für die Bewertung der Luftqualität ist natürlich auch die Probenahme bzw. die Frage, wo und wann zu messen ist, ganz entscheidend. Es ist eine sehr schwierige Frage, es kommt auf die Art der Belüftung, auf die Lage des Raumes, auf Sonneneinstrahlung und andere meteorologische Bedingungen an. Man sollte auf jeden Fall sehr präzise mitteilen, wie die Probe genommen worden ist, zu welcher Zeit und über welche Zeit gemittelt worden ist. Bei der Auswahl der Bedingungen für die Probenahme sollte man sich immer klar machen, daß die Exposition des Menschen beurteilt werden soll, und unter diesem Aspekt muß das ganze Konzept aufgebaut werden.

Seeber, Berlin:

Frau Weber, ist in der Schweiz daran gedacht, aus Ihren sehr guten quantitativen Untersuchungen bzgl. der Innenluftqualität in Gegenwart von Tabakrauch Konsequenzen zu ziehen? Sie wissen ebenso wie ich, daß bei der Bewertung von Tabakrauch auch eine psychologische Komponente dazukommt. Für mich ist wesentlich, daß Ihre Ergebnisse auch den politischen Gremien gegenüber publik gemacht werden, damit wir über psychologische Motivation den Rauher zu einer besseren Disziplinierung anhalten.

Weber, Zürich:

In der Schweiz sind zur Zeit keine allgemeinen Regelungen vorgesehen, man versucht aber in verschiedenen Betrieben Vereinbarungen zu treffen. So haben beispielsweise die Kantonalbehörden von Zürich beschlossen, daß nicht mehr geräucht werden darf, wenn sich in einem Raum ein Nichtraucher durch das Rauen belästigt fühlt. Solche internen Abmachungen gibt es, aber im großen Raum, also im gesamten schweizerischen Raum wird man darauf sicher noch eine Weile warten müssen. Ich denke, da geht es in Deutschland sogar schneller. Es gab 1978 eine Tagung über Passivrauchen am Arbeitsplatz in München, und da wurde bereits mit Juristen zusammen diskutiert, ob man evtl. genügend Grundlagen hätte, um ein Rauchverbot am Arbeitsplatz einzuführen.



Luftqualität in Innenräumen

Hrgb. K. Aurand, B. Seifert und J. Wegner
Gustav Fischer Verlag, Stuttgart-New York 1982

Die Bedeutung des Luftwechsels für die Luftqualität von Wohnräumen

The Significance of Air Exchange for Air Quality in Homes

J. Wegner, G. Schlüter

Summary

The air exchange is an important parameter for the quality of the air in living spaces. It should be guaranteed by appropriate construction measures, such as by the choice of air permeability of joints, that the air exchange rate in living spaces is high enough to reduce the concentration of pollutants emitted indoors.

Based of the measurement of the air exchange rate in about 100 rooms, a minimum ventilation rate of 0.8 h^{-1} is proposed for living spaces. Since higher rates may cause an increase in energy consumption, this value should not be exceeded by much. Appropriate measures should be taken to limit emissions from building materials, furniture, cleaning and polishing products and the like. If suitable heat exchange devices were also used in the ventilation of homes, better solutions than those presently existing may be found.

1. Einleitung

Jedes Gebäude bzw. jeder Raum, in dem es dem Menschen in unseren Breiten zu allen Zeiten des Jahres möglich sein soll, sich unter behaglichen Bedingungen aufzuhalten, insbesondere also in der Wohnung, muß u.a. beheizt und gelüftet werden können. In einigen Fällen erfolgen Heizung und Lüftung mittelbar über andere Räume, dann interessiert auch deren qualitative und quan-

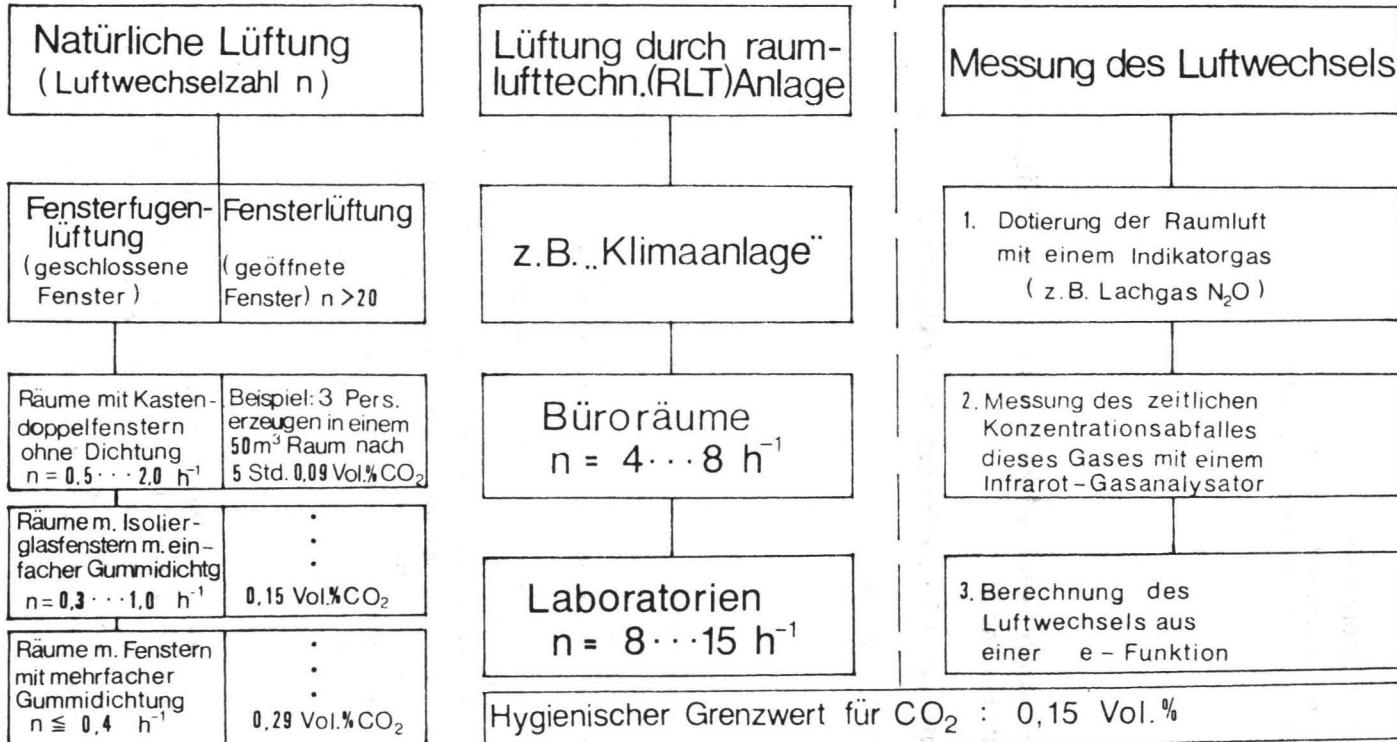


Abb. 1: Beseitigung von Schadstoffen (z.B. CO_2 , HCHO) aus der Raumluft durch Lüftungsmaßnahmen

titative Beeinflussung der Raumluft bzw. des Raumklimas. Je nach Aufgabe und Nutzung eines Raumes muß dieser ausreichend gelüftet werden, damit gesundheitsbeeinträchtigende Aufenthaltsbedingungen abgewendet werden. Die Aufgaben und die Kriterien einer ausreichenden Lüftung sollen näher analysiert werden. Hierbei ist Stand des allgemeinen Wissens, daß die Lüftung Luftverunreinigungen, also Geruchsstoffe und Ekelstoffe sowie gasförmige Schadstoffe und gelegentlich auch Stäube abtransportieren muß (1). Hinzu kommen das Zu- oder Abführen von Wärme oder Wasserdampf sowie der Nachschub von Sauerstoff. Die Lufterneuerung ist also aus hygienischer Sicht und aus bauphysikalischen Gründen notwendig. Als Antriebskräfte für die Lüftung wirken Druckunterschiede zwischen der Innen- und Außenseite eines Gebäudes bzw. Raumes. Diese Druckdifferenzen werden bei der natürlichen Lüftung durch Windanfall und/oder Temperaturunterschiede verursacht, bei der maschinellen Lüftung werden sie durch Ventilatoren erzeugt.

2. Die Luftwechselzahl als Kennzeichen für die Innenraumluftqualität

Quantitatives Kennzeichen für den Luftaustausch ist die Luftwechselzahl n , das ist der stündlich einem Raum zugeführte Luftvolumenstrom bezogen auf das Raumvolumen. Je höher die Luftwechselzahl, desto schneller werden bei normaler Außenluftbeschaffenheit Schadstoffkonzentrationen in Innenräumen vermindert, und zwar gemäß einem zeitlichen Verlauf, der sich analytisch wie folgt beschreiben läßt:

$$k_t = k_0 \cdot e^{-nt}$$

mit k_t Konzentration zum Zeitpunkt t t Zeit
 k_0 Anfangskonzentration n Luftwechselzahl

Als Beispiel sei erwähnt, daß bei $n = 1 \text{ h}^{-1}$ nach einer Stunde die Anfangskonzentration eines Schadstoffes auf $1/e$, also ca. 37 % abgeklungen ist. Abb. 1 verdeutlicht, welche baulichen und technischen Lösungsmöglichkeiten sich für die Lüftung anbieten:

Zur Beseitigung von Schadstoffen aus der Raumluft stehen die natürliche Lüftung (auch freie Lüftung genannt) und die Lüftung durch raumlufttechnische Anlagen (RLT-Anlagen) zur Verfügung (2). Die freie Lüftung ist darstellbar durch Fensterfugen und durch geöffnete Fenster, darüber hinaus durch Luftsäume und Konstruktionen, die fest mit dem Gebäude verbunden sind. Die Fensterfugenlüftung stellt den wesentlichsten Anteil der Lüftung im Winter dar, und nur gelegentliches Öffnen der Fenster ist im Hinblick auf die notwendige Energieeinsparung vertretbar. Aus der Vielzahl üblicher Fensterkonstruktionen seien herausgegriffen: Räume mit Kastendoppelfenstern ohne Dichtung: Das sind

meist ältere Fensterkonstruktionen bei denen mit einem Luftwechsel von 0,5 bis 2 h^{-1} gerechnet werden kann. Weiterhin sind anzutreffen: Räume mit Isolierglasfenstern mit einfacher Gummidichtung, dort beträgt der Luftwechsel etwa 0,3 bis 1 h^{-1} . Fenster, die extrem dicht ausgeführt sind, wie z.B. hochschalldämmende Lüftungsfenster, bewirken nach eigenen Messungen Luftwechselzahlen in den Räumen von = 0,4 h^{-1} . Als Beispiel wird ein 50 m^3 großer Raum, der mit 3 Personen belegt ist, betrachtet. Bei 2fachem Luftwechsel beträgt nach 5 Stunden in dem Raum mit Kastendoppelfenstern ohne Dichtung die CO_2 -Konzentration 0,09 Vol.-%. In dem Raum mit Isolierglasfenstern mit einfacher Gummidichtung ($n = 1 \text{ h}^{-1}$) ist bei gleicher Raumbelegung eine CO_2 -Konzentration von 0,15 Vol.-% zu erwarten. Bei sehr dicht schließenden Fenstern ($n = 0,3 \text{ h}^{-1}$) steigt der CO_2 -Gehalt der Luft sogar auf 0,34 Vol.-% an (MAK-Wert für CO_2 = 0,5 Vol.-%).

Sofern die freie Lüftung nicht ausreicht, muß auf die mechanische, also die Lüftung mit raumluftechnischen Anlagen zurückgegriffen werden. Als Komfortausführung dieser Art gilt die "Klimaanlage", nunmehr als HCMD-Anlage bezeichnet; die Luft wird gefiltert, sie kann geheizt, gekühlt, befeuchtet oder entfeuchtet werden. Bei Büroräumen mit RLT-Anlagen werden Luftwechselzahlen von 4 bis 8 h^{-1} , bei Laboratorien von 8 bis 15 h^{-1} verlangt.

3. Messung des Luftwechsels

Der Luftwechsel lässt sich meßtechnisch nach folgendem Verfahren bestimmen: Aus Druckgasflaschen wird der Raumluft Lachgas (N_2O) zugeführt und mit einem Ventilator gut vermischt. Der Konzentrationsverlauf k_t dieses Lachgases wird mit einem Infrarotgasanalysator bestimmt. Der Konzentrationsabfall ist das Kriterium für den Luftwechsel:

$$n = \frac{1}{t} \ln \frac{k_0}{k_t}$$

Nach diesem Verfahren wurde der Luftwechsel in ca. 100 Räumen (Wohnräume bzw. kleine Büroräume) gemessen. Abb. 2 zeigt die Meßanordnung. Die Anfangskonzentration beträgt in der Regel 1000 ppm, d.h. 1 m^3 Raumvolumen wird mit einem Liter N_2O dotiert. Der Konzentrationsabfall stellt sich als e-Funktion dar. Je schneller die Konzentration des Lachgases abnimmt, desto höher ist der Luftwechsel.

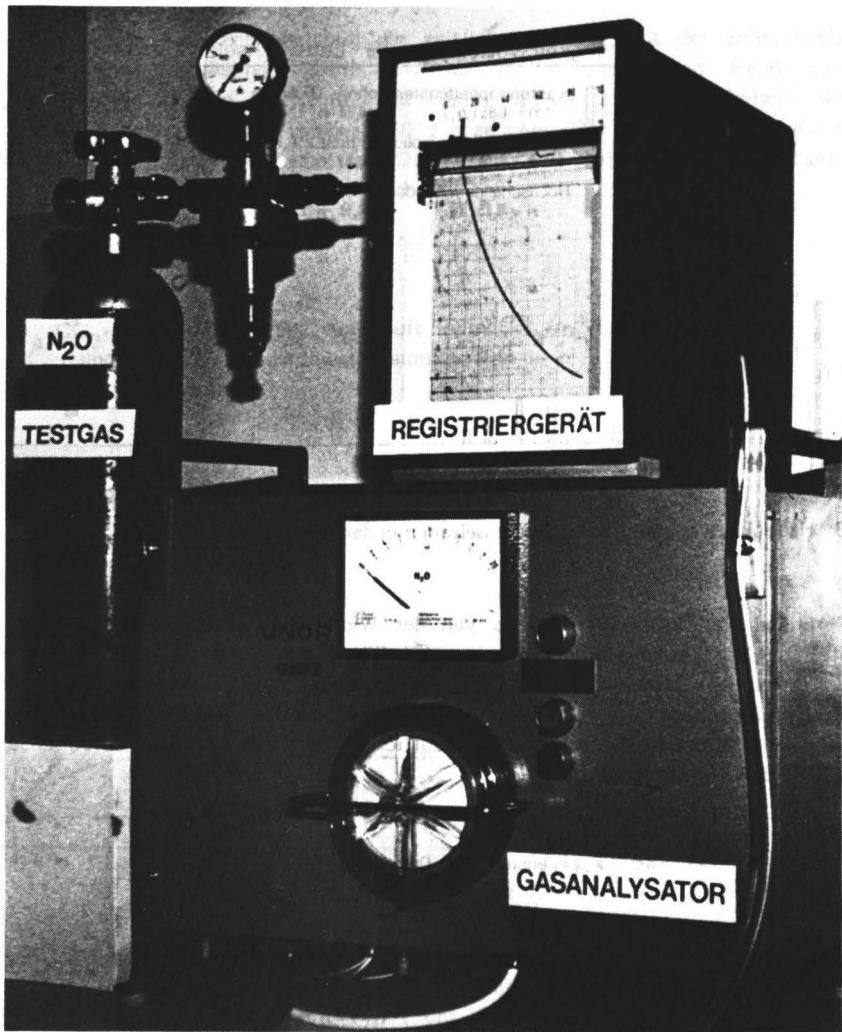


Abb. 2: Meßgeräteanordnung zur Bestimmung der Luftwechselzahl

4. Ergebnisse der Luftwechselbestimmungen

Abb. 3 zeigt die Ergebnisse der Luftwechselmessungen: Räume mit Kastendoppelfenstern ohne Dichtung hatten im Mittel $n = 0,65 \text{ h}^{-1}$, Räume mit Isolierverglasung, z.T. mit Dichtung, z.T. ohne Dichtung hatten im Mittel $n = 0,78 \text{ h}^{-1}$ und bei hochschalldämmenden Lüftungsfenstern, z.T. mit mehreren Dichtungen betrug $n 0,35 \text{ h}^{-1}$. Auf der Ordinate ist jeweils die Häufigkeit der Einzelmessungen aufgetragen.

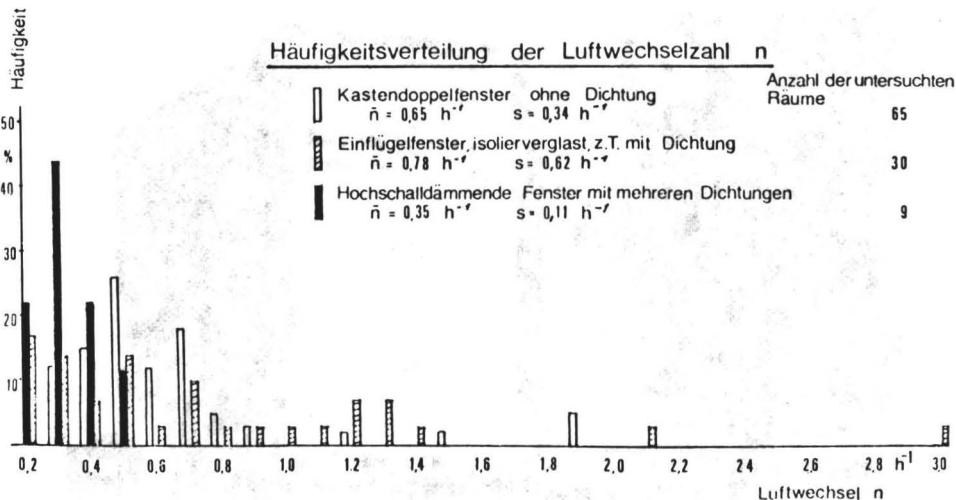


Abb. 3: Häufigkeitsverteilung der Luftwechselzahl n in den untersuchten Räumen

Die Abhängigkeit des Luftwechsels von der Windgeschwindigkeit ist in Abb. 4 dargestellt. Die Verteilung der Punkte (Einflügelfenster mit 2 Dichtungen in einem Fertighaus) zeigt, daß hier die Abhängigkeit des Luftwechsels von der Windgeschwindigkeit relativ gering ist. Die Verteilung der Kreuze (Kastendoppelfenster ohne Dichtungen) zeigt eine deutliche Abhängigkeit des Luftwechsels von der Windgeschwindigkeit.

(*) Einflügelfenster mit 2 Dichtungen in einem Fertighaus

(x) Kastendoppelfenster ohne Dichtungen

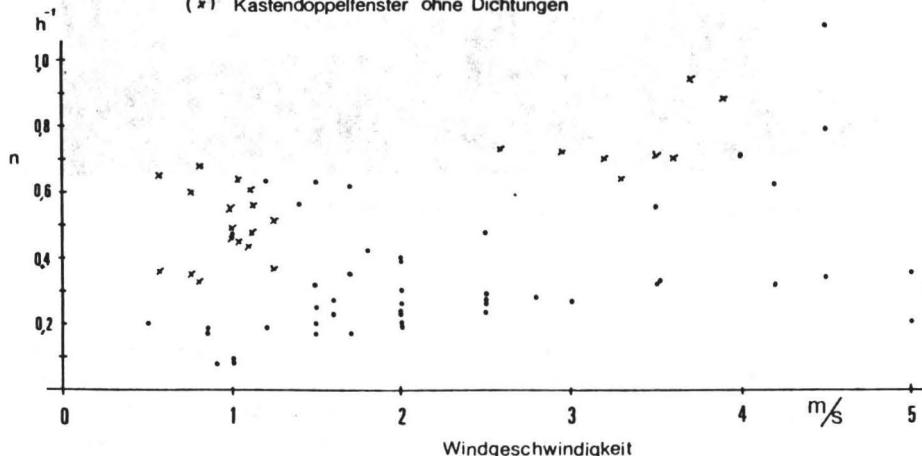


Abb. 4: Luftwechsel n als Funktion der Windgeschwindigkeit

Abb. 5 zeigt als Rechenbeispiel die zeitliche Abhängigkeit der Schadstoffkonzentration vom Luftwechsel beim Auftreten von CO_2 in einem Raum von 50 m^3 , z.B. $4 \text{ m} \times 5 \text{ m} \times 2,5 \text{ m}$. Der Raum ist mit 3 Personen belegt, die je 20 l CO_2 pro Stunde, also insges. 60 l erzeugen. Der "hygienische Grenzwert" für CO_2 von $0,15 \text{ Vol.-%}$ wird bei Daueraufenthalt bei einem Luftwechsel von $n = 1,0 \text{ h}^{-1}$ erreicht, gemäß der Gleichung

$$k_t = k_a + \frac{K \cdot (1 - e^{-nt})}{n \cdot I}$$

mit k_a CO_2 -Konzentration der Außenluft in $\text{m}^3 \text{CO}_2/\text{m}^3$ Luft
 K stündliche CO_2 -Abgabe der Rauminsassen in $\text{m}^3 \text{ CO}_2$
 I Raumvolumen in m^3

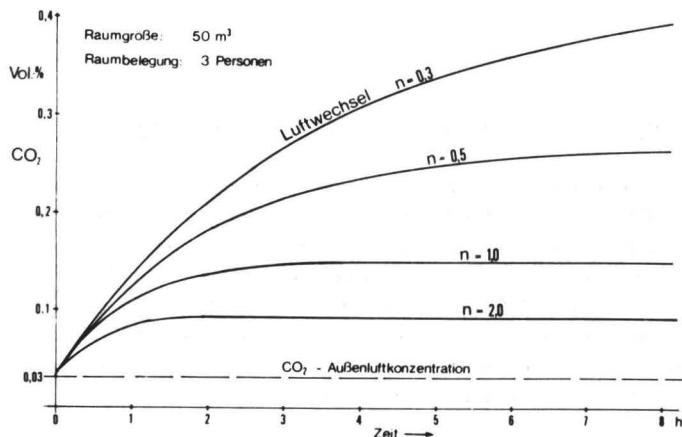


Abb. 5:
Zeitliche Abhängigkeit
der Schadstoffkonzentration
vom Luftwechsel am Beispiel
 CO_2

Abb. 6 stellt die Meßergebnisse des Volumenstromes in Abhängigkeit von der Druckdifferenz außen/innen eines Gebäudes mit verschiedenen Fensterarten dar, und zwar handelt es sich beim Typ I um ein Fenster mit 2 hintereinander befindlichen Fensterflügeln, die beim Drehen derart fixierbar sind, daß ein schmäler Lüftungsspalt einstellbar ist. Die Fenstertypen II bis IV sind hochschalldämmende Lüftungsfenster mit Luftkanälen, die jeweils einen Teil des Fensterrahmens bilden.

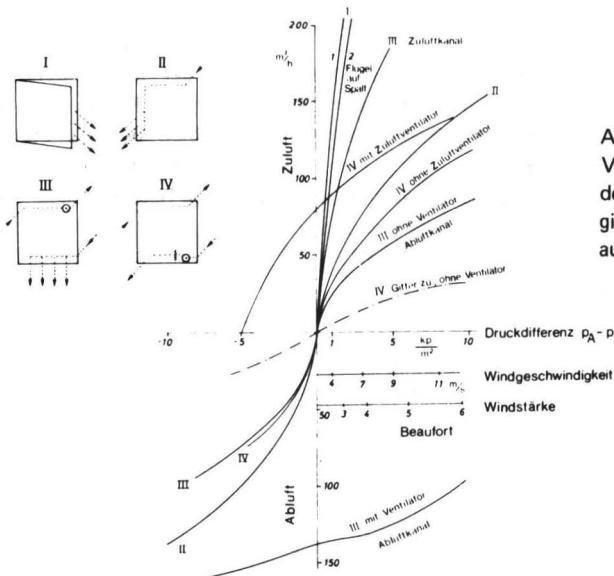


Abb. 6:
Volumenstrom durch verschiedene Lüftungsfenster in Abhängigkeit von der Druckdifferenz außen/innen

5. Schadstoffkonzentration in Innenräumen als Funktion des Luftwechsels

Abb. 7 zeigt die Formaldehydkonzentration in einem Fertighaus in Abhängigkeit vom Luftwechsel. Dieser Formaldehyd (HCHO) entweicht aus Spanplatten, die mit Harnstoff-Formaldehydharsz als Bindemittel verleimt wurden. Bei Luftwechselzahlen $n = 0,2$ bis $0,3 \text{ h}^{-1}$ werden HCHO-Konzentrationen im Mittel um $0,7 \text{ ppm}$ erreicht (MAK-Wert $1,0 \text{ ppm}$; vom Bundesgesundheitsamt (3) empfohlene Konzentration für Innenräume $0,1 \text{ ppm}$), bei $n = 0,7$ bis $0,8 \text{ h}^{-1}$ beträgt die HCHO-Konzentration immer noch zwischen $0,2$ und $0,3 \text{ ppm}$; der "wohnhygienische Grenzwert" $0,1 \text{ ppm}$ wird überschritten.

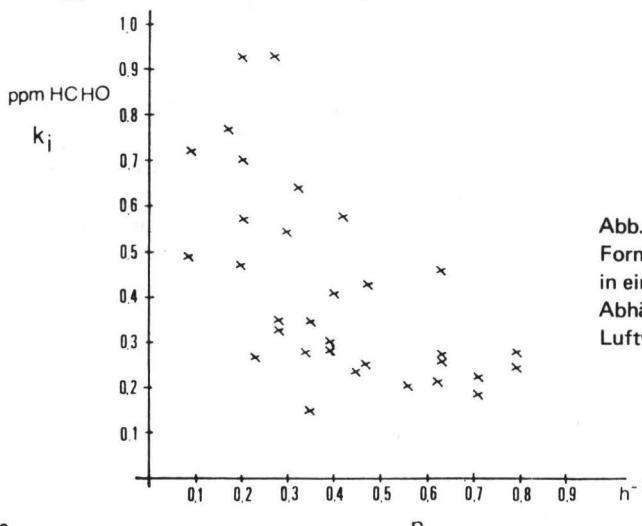


Abb. 7:
Formaldehydkonzentration in einem Fertighaus in Abhängigkeit vom Luftwechsel

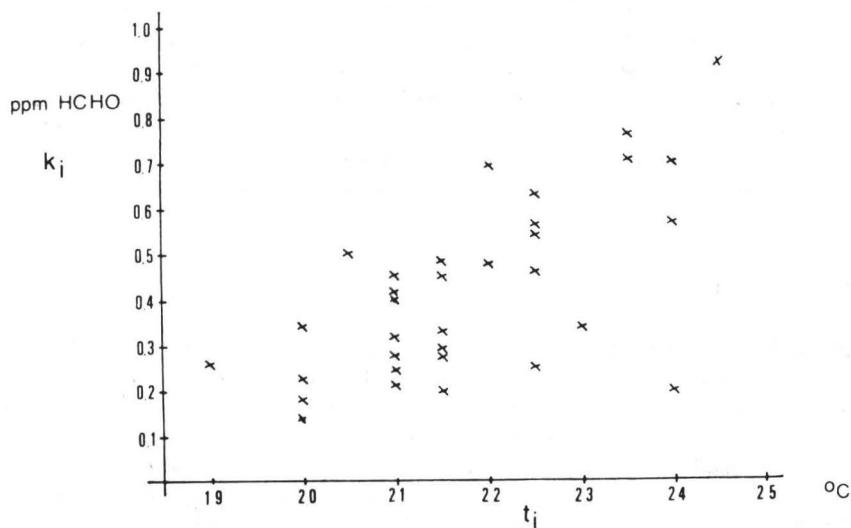


Abb. 8: Formaldehydkonzentration in einem Fertighaus in Abhängigkeit von der Temperatur

Abb. 8 stellt die HCHO-Konzentration in diesem Fertighaus in Abhängigkeit von der Temperatur dar. Je höher die Temperatur ist, desto stärker wird die Ausdünstung von Formaldehyd aus den Spanplatten.

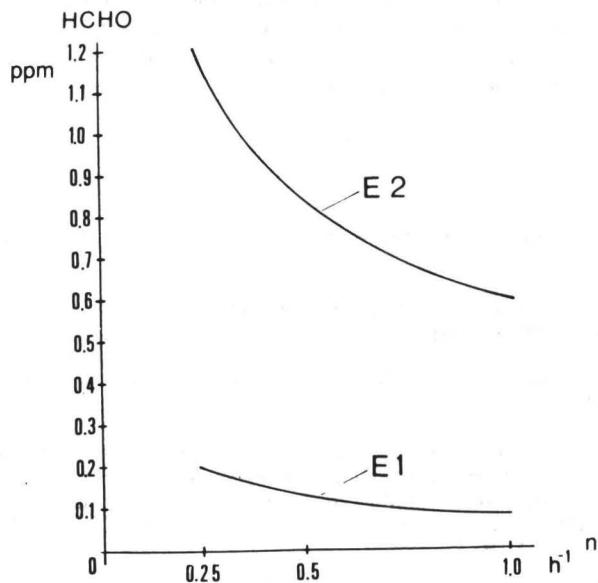


Abb. 9:
Formaldehydkonzentration in einem Versuchsräum (24 m^3) in Abhängigkeit vom Luftwechsel für Spanplatten der Emissionsklasse E 1 und E 2 bei $t_L = 25^\circ\text{C}$, relat. Feuchte 60 %

Schließlich zeigt Abb. 9 die HCHO-Konzentration in einem Versuchsräum (24 m³) in Abhängigkeit vom Luftwechsel für Spanplatten der Emissionsklasse E1 und E2 (4) bei einer Lufttemperatur $t_L = 25^\circ\text{C}$ und einer relat. Luftfeuchte von 60 %. Die Verwendung der sog. E1-Platten kann gewährleisten, daß der Wert von 0,1 ppm HCHO in der Innenraumluft eingehalten wird, wenn der Luftwechsel etwa in der Größenordnung $n = 0,8$ bis 1 h^{-1} ist. Spanplatten höherer Formaldehyd-Emission, z.B. die sog. E2-Platten lassen befürchten, daß HCHO-Pegel erreicht werden, die im Wohnbereich nicht akzeptiert werden können.

6. Schlußfolgerung

Zusammenfassend kann festgestellt werden: Der Luftwechsel ist ein sehr wichtiges Kriterium für die Güte der Luft von Wohnräumen, insbes. wenn sicher gestellt ist, daß die Qualität der Außenluft und auch die der Luft in den angrenzenden Gebäudeteilen einwandfrei ist. Infolge der Relevanz des Luftwechsels ist durch bauliche Maßnahmen, z.B. durch hinreichend große Fugendurchlaßkoeffizienten dafür Sorge zu tragen, daß die Lufterneuerung in Wohnräumen ausreichend groß ist, um z.B. die menschlichen Ausdünstungen und aus Bauteilen freigesetzte gas- und staubförmige Luftverunreinigungen zu vermindern. Hierzu wird anhand von Luftwechselmessungen in ca. 100 Räumen vorgeschlagen, für Wohnräume einen Mindestluftwechsel von $0,8 \text{ h}^{-1}$ anzustreben. Mit größer werdendem Luftwechsel steigen die Lüftungswärmeverluste. In Anbetracht notwendiger Energieeinsparungen sollten durch Begrenzung der Schadstoffemissionen aus Bauteilen, Möbeln, Reinigungs- und Pflegemitteln und dergleichen die aus dem Luftwechsel resultierenden Zuluftvolumenströme das notwendige Maß nicht wesentlich überschreiten. Durch Wärmerückgewinnungssysteme, die auch im Bereich der Wohnungslüftung als freie oder erzwungene Lüftung anwendbar erscheinen, sollten sich günstigere Lösungen als z.Z. vielfach noch üblich, erzielen lassen.

Literatur

1. Roedler, F. in Rietschel/Raiß "Heiz- und Klimatechnik", 15. Auflage, Bd. 1, 1968, S. 3-37
2. DIN 1946 Teil 2 Entwurf Juni 1979 "Raumlufttechnik - Gesundheitstechnische Anforderungen (VDI-Lüftungsregeln)"
3. BGA-Pressedienst 19/77 vom 12.10.1977 "Bewertungsmaßstab für Formaldehyd in der Raumluft"
4. "Richtlinie über die Verwendung von Spanplatten hinsichtlich der Vermeidung unzumutbarer Formaldehydkonzentrationen in der Raumluft" und "Richtlinie über die Klassifizierung von Spanplatten bezüglich der Formaldehydabgabe" Fassung April 1980, herausgegeben vom Ausschuß für Einheitliche Technische Baubestimmungen (ETB)

Luftqualität in Innenräumen

Hrbg. K. Aurand, B. Seifert und J. Wegner
Gustav Fischer Verlag, Stuttgart-New York 1982

Vergleich der innerhalb und außerhalb geschlossener Räume auftretenden Konzentrationen anorganischer und organischer Verbindungen

Relationship between Indoor and Outdoor Concentrations of Inorganic and Organic Substances

B. Seifert

Summary

Although many people spend more than two thirds of their day indoors, most epidemiological studies on the health effects of air pollutants have up to now only been based on ambient air quality measurements. Using data from the literature, information is collected on the indoor-outdoor relationship of pollutant concentrations in order to estimate in which cases data on ambient air quality have to be completed by the results of indoor air measurements during epidemiological studies.

For air pollutants like sulphur dioxide, nitrogen dioxide, carbon monoxide, suspended particulate matter, polycyclic aromatic hydrocarbons and nitrosamines the long-term average concentrations found indoors exceed those found outdoors only when tobacco smoke or other visible sources, e.g. gas appliances, are present in the room. A table is given which shows average indoor-outdoor ratios for the different cases.

A number of organic substances, however, can be expected to be encountered in much higher concentrations indoors than outdoors. One of the main reasons for this is the use of a great variety of organic substances in modern building materials and household products. During the application of one or more of the multiple consumer products offered nowadays it is not unusual that the indoor air for several hours may show concentrations of organic substances which exceed those found in ambient air by a factor of more than 50.

Zusammenfassung

Zur Auswertung epidemiologischer Untersuchungen über die Wirkung von Luftsabstoffen auf den Menschen werden häufig nur die Konzentrationen der entsprechenden Verbindungen in der Außenluft herangezogen, obwohl der Mensch weit mehr als zwei Drittel des Tages in Innenräumen verbringt. Anhand der verfügbaren Literatur wird versucht, Informationen über die in der Praxis zu erwartenden Verhältnisse von Schadstoff-Konzentrationen im Innenraum und in der Außenluft zu geben, um so abschätzen zu können, in welchen Fällen die üblicherweise durchgeführten Außenluftanalysen für eine sinnvolle epidemiologische Aussage unbedingt durch Innenluft-Untersuchungen zu ergänzen sind.

Während Luftsabstoffe wie Schwefeldioxid, Stickstoffdioxid, Kohlenmonoxid, Schwebstaub, polycyclische aromatische Kohlenwasserstoffe und Nitrosamine bei Betrachtung des langfristigen Mittels im Innenraum nur dann in höheren Konzentrationen anzutreffen sind als in der Außenluft, wenn Tabakrauch oder andere sichtbare Quellen, z.B. offene Gasflammen, im Raum vorhanden sind, ist für eine Reihe von organischen Verbindungen auch ohne direkt ins Auge fallende Quelle eine weitaus höhere Konzentration in der Innenraum- als in der Außenluft zu erwarten. Als Hauptgrund dafür kann die Verwendung zahlreicher organischer Chemikalien in modernen Baustoffen angesehen werden. Im Falle der Anwendung der heute in großer Zahl auf dem Markt angebotenen Haushaltsprodukte kann nicht selten eine Belastung der Innenluft mit organischen Verunreinigungen angetroffen werden, die über Zeiträume von mehreren Stunden hinweg um bis zu 50 Mal über derjenigen der Außenluft liegt.

1. Einleitung

Den Schadstoffen in der Außenluft und in der Luft am Arbeitsplatz wird seit Jahrzehnten besondere Beachtung geschenkt: für die Außenluft wurde dem Wunsch nach Schutz von Mensch, Tier, Pflanze und Material durch Festlegung von Grenzwerten für zulässige Schadstoff-Emissionen und -Immissionen Rechnung getragen; ebenso wurden für eine Zahl von Stoffen die höchstzulässigen Konzentrationen in der Luft am Arbeitsplatz festgelegt, die bei Einhaltung der üblichen Arbeitszeiten im allgemeinen die Gesundheit der Beschäftigten und deren Nachkommen nicht beeinträchtigen.

Gegenüber diesen beiden Bereichen wurde die Qualität der Luft in Innenräumen, die nicht dem Arbeitsplatzbereich zuzurechnen sind, erstaunlicherweise erst in den letzten Jahren intensiver untersucht, obwohl man sich leicht vorstellen kann, daß gerade in hochindustrialisierten Staaten auch der nicht arbeitende Mensch weniger Zeit außerhalb als innerhalb von Gebäuden zubringt. Amerikanischen Angaben zufolge (68) hält sich der Durchschnittsbürger bis zu 90 % des Tages in geschlossenen Räumen auf. Bei bestimmten Bevölkerungsgrup-

pen (Alte, Kranke) dürfte dieser Prozentsatz eher noch höher liegen. Besonders bei epidemiologischen Untersuchungen über die Wirkung von Luftverunreinigungen ist es daher unerlässlich, die Qualität der Innenluft ausreichend zu berücksichtigen.

Für das Auftreten von Luftverunreinigungen in der Innenluft gibt es hauptsächlich zwei Ursachen. Die Substanzen können entweder von außen durch Lüftungsvorgänge in die Innenluft gelangen oder aber durch unterschiedlichste Vorgänge im Innern von Gebäuden selbst produziert werden (z.B. durch Emanationen aus Baumaterialien und Einrichtungsgegenständen, Verbrennungsvorgänge, Anwendung von Anstrichmitteln und Haushaltsprodukten). Während im ersten Fall erhöhte Substanz-Konzentrationen in der Innenraumluft meist nur für wenige Verbindungen auftreten und durch spezielle Schadstoffquellen in der unmittelbaren Nachbarschaft bedingt sind (Kraftfahrzeugverkehr, Industrieanlagen, usw.), kann im zweiten Fall nicht nur die Zahl der Verbindungen, sondern wegen des meist kleinen Raumvolumens auch ihre Konzentration sehr stark ansteigen.

Diese Arbeit soll eine Hilfe bei der Abschätzung der im Innenraumbereich erfolgenden Exposition des Menschen gegenüber einer Reihe von Luftschadstoffen sein. Sie gibt zuerst ein Überblick über die Ergebnisse von Untersuchungen, bei denen die Konzentrationen von anorganischen Luftschadstoffen in der Innenluft und der unmittelbar benachbarten Außenluft verglichen werden. Anschließend wird der Stand des Wissens über einige ausgewählte organische Verbindungen diskutiert, die unter verschiedenen Bedingungen in der Innenluft anzutreffen sind. Der Vergleich zur Außenluft kann hierbei nur in wenigen Fällen so direkt wie bei den anorganischen Verbindungen erfolgen, da über entsprechende Parallelmessungen nur selten berichtet wird. Ein Innen/Außen-Verhältnis kann daher häufig nur aus den für den Innen- und den Außenluftbereich bekannten Konzentrationen abgeschätzt werden.

2. Anorganische Luftverunreinigungen

Zeitgleiche Bestimmungen der Konzentration verschiedener anorganischer Verbindungen in Außen- und Innenluft werden schon seit einer Reihe von Jahren durchgeführt. Anlaß solcher Messungen scheint aber mit Ausnahme von Kohlenmonoxid nur selten eine akute Gefährdung im Innenluftbereich als vielmehr die Sammlung von Informationen über das Auftreten einzelner Verbindungen gewesen zu sein. In den folgenden Abschnitten werden, teilweise unter Heranziehung früherer Zusammenstellungen (13, 60, 78), die Substanzen Schwefeldioxid, Stickstoffdioxid und Kohlenmonoxid sowie der Staub und einige seiner Inhaltsstoffe betrachtet.

2.1 Schwefeldioxid

Biersteker et al. (16) stellten anhand von 800 im Winter in den Wohnräumen von 60 Rotterdamer Häusern genommenen Parallelproben fest, daß die SO_2 -Konzentration innen im Mittel 20 % der Außen-Konzentration betrug. Mit 22 % lag der 1965/66 in Hamburg gemessene mittlere Wert etwa gleich hoch (53). Allerdings wurde dort eine starke Windabhängigkeit der Ergebnisse beobachtet, die sich leicht mit der bei starkem Wind erhöhten Luftwechselzahl erklären läßt. Bei höheren Windstärken stieg die SO_2 -Innenluft-Konzentration auf bis zu 42 % der Außenluft-Konzentration.

In einem Büro/Labor-Raum im Zentrum von London ergab sich im Winter 1960 für die SO_2 -Konzentration im Mittel ein Innen/Außen-Verhältnis von 0,4 (129). Für SO_2 -Konzentrationen $< 300 \mu\text{g}/\text{m}^3$ wurden allerdings keine signifikanten Unterschiede zwischen Innen- und Außenluft-Konzentration festgestellt. Zu ähnlichen Ergebnissen kam auch Wilson (131) an anderer Stelle in England: das Innen/Außen-Verhältnis lag immer über 0,25 und stieg bei geringen SO_2 -Konzentrationen bis auf 1. In einem kohlenbeheizten Haus betrug die SO_2 -Konzentration in Ofennähe teilweise sogar das zehnfache der Außenluft-Konzentration (132). Allerdings konnte die hohe Innenluft-Konzentration auf einen Defekt am Ofen zurückgeführt werden und ist sicher nicht als repräsentativ für Kohlefeuerungen zu bezeichnen.

Aus einer dänischen Untersuchung (2) geht hervor, daß die Innenluft-Konzentration an SO_2 51 % der Außenluft-Konzentration betrug. Derouane und Verduyn (38) unterscheiden zwischen Sommer- und Winterverhältnis und fanden innen im Sommer 40 - 50 % des außen vorhandenen SO_2 , im Winter dagegen 15 - 20 %. Der Unterschied wird dadurch erklärt, daß im Winter wesentlich höhere Außenluft-Konzentrationen an SO_2 vorliegen und die Unterschiede zwischen Innen- und Außenkonzentration mit steigender SO_2 -Konzentration ansteigen. Eine derartige Erklärung läßt sich auch aus den Arbeiten anderer Autoren (10, 19, 26, 64) über das SO_2 -Verhältnis in der Innen- und Außenluft ableiten. Bei Klimatisierung der Wohnräume können allerdings ganz andere Verhältnisse vorliegen, wie aus einer amerikanischen Untersuchung (110) hervorgeht.

Die Abnahme der SO_2 -Konzentration im Innern von Gebäuden kann einerseits durch die alkalische Reaktion des Mauerputzes und andererseits durch Adsorptionsvorgänge an Tapeten (106), Teppichen (31,128) und Mobiliar (107, 108) erklärt werden. Darüber hinaus geht aus Modellversuchen hervor, daß die relative Luftfeuchtigkeit, die übrigens bei den wenigsten Untersuchungen berücksichtigt wurde, auch einen Einfluß auf die SO_2 -Konzentration der Innenluft hat: steigende relative Feuchte vermindert die SO_2 -Konzentration (30).

In Tabelle 1 sind die Ergebnisse der hier diskutierten SO_2 -Untersuchungen zusammengefaßt. Danach ist praktisch immer damit zu rechnen, daß die Schwefeldioxid-Konzentration der Außenluft höher ist als die der Innenluft und zwar in erster Näherung etwa doppelt so hoch.

Tabelle 1: Innen/Außen-Verhältnisse für Schwefeldioxid

Innen/Außen Verhältnis	Jahres- zeit	Land	Raumtyp	Literatur
0,20 (0,17 - 0,23)	Winter	Niederlande	60 Wohnhäuser	(16)
0,2	Winter	Deutschland	Büroraum ohne Personal	(101)
0,22		Deutschland		(53)
0,23		Belgien	Büroraum	(37)
0,27		Belgien	Schlafzimmer	(37)
> 0,25		England		(131)
0,15 - 0,20	Winter	Belgien	Bürogebäude u. Privathaus	(38)
0,4 - 0,5	Sommer	Belgien	Bürogebäude u. Privathaus	(38)
0,4 (0,35 - 0,9)	Winter	England	Büroraum	(129)
0,3 - 0,5		Japan		(64)
0,51	Winter	Dänemark	Unterrichtsraum	(2)
0,71 (0,5 - 1,1)	Jahresmittel	Frankreich	Schule	(10)
0,3 - 0,5 *)	Jahresmittel	USA	Wohnräume	(110)
0,7 - 0,9 **)	Jahresmittel	USA	Wohnräume	(110)
0,1 ***)	Jahresmittel	USA	Klimatisierter Wohnraum	(110)

*) 40 - 60 $\mu\text{g SO}_2/\text{m}^3$ **) < 10 $\mu\text{g SO}_2/\text{m}^3$ ***) > 10 $\mu\text{g SO}_2/\text{m}^3$

2.2 Stickstoffdioxid

Vorbemerkung:

Wegen der größeren lufthygienischen Bedeutung des Stickstoffdioxids gegenüber dem Stickstoffmonoxid sollen hier nur Untersuchungen über das NO_2 besprochen werden.

Im Falle des Stickstoffdioxids (NO_2) muß wesentlich stärker als beim Schwefeldioxid berücksichtigt werden, unter welchen Bedingungen die Messungen durch-

geführt werden: die Gegenwart von offenen Gasflammen, z.B. beim Betrieb von Gasherden in Küchen, und Gasöfen für Heizungszwecke hat einen erheblichen Einfluß auf die NO₂-Konzentration.

Für Wohnungen und Gebäude ohne offene Gasflamme wurden im allgemeinen in der Innenluft NO₂-Konzentrationen in der gleichen Größenordnung wie in der Außenluft ermittelt (12, 14, 19, 32, 77, 101, 112). Die Untersuchung der Luft in 33 Küchen mit Elektroherd und der unmittelbar benachbarten Außenluft ergab ein mittleres Innen/Außen-Verhältnis von 0,5 mit einer Spannweite der Werte von 0,13 - 1,9 (87). Die Autoren einer neueren amerikanischen Arbeit (110), in der über NO₂-Messungen in sechs Städten berichtet wurde, stellten Innen/Aussen-Verhältnisse zwischen 0,6 und 1 fest, wenn nur die Wohnungen ohne Gasflamme verglichen wurden. In einer Untersuchung aus Kalifornien (119) wird darauf verwiesen, daß bei Betrieb einer Klimaanlage der NO₂-Gehalt der Innenluft bis auf 30 % der in der Außenluft anzutreffenden NO₂-Konzentration sank, während bei den Messungen ohne Klimaanlage innen und außen ähnlich hohe Konzentrationen gemessen wurden.

Betrachtet man die Situation in Innenräumen mit offener Gasflamme, so ist eine drastische Verschiebung des Innen/Außen-Verhältnisses zu höheren Werten hin zu beobachten. Die genaue Festlegung des Quotienten ist allerdings schwierig, da eine starke Abhängigkeit von den Randbedingungen beim Betrieb der Gasflamme beobachtet werden konnte (87). Deutliche Unterschiede können sich durch die Häufigkeit der Benutzung der Gasflamme, die Luftwechselzahl oder die Art des verbrannten Gases ergeben. So lag der Mittelwert des Innen/Aussen-Verhältnisses von Wohnungen mit propanbetriebenen Gasküchen in Wisconsin (USA) bei 5,1, während er in erdgasbetriebenen Gasküchen nur 3,4 betrug (112). In einer anderen amerikanischen Untersuchung wurden für die Verhältnisse von Innen- zu Außenkonzentration für NO₂ Werte zwischen 0,8 und 5,6 gefunden (125). In einer japanischen Arbeit wird die obere Grenze sogar mit 7,9 angegeben (70), jedoch liegt das mittlere Verhältnis meist unter 5 (32, 110, 112). In Berlin wurde bei der Untersuchung von 158 Küchen mit Gasbetrieb im Mittel ein Innen/Aussen-Verhältnis von 1,2 festgestellt, wobei die Spannweite 0,3 - 0,4 betrug (87).

In Japan werden zum Heizen im Winter häufig Gasöfen ohne Abzug verwendet. Unter diesen Bedingungen fanden Maeda und Nitta (75) bei Parallelmessungen in 20 mit Erdgas versorgten Wohnungen im Winter eine mittlere Konzentration von 70/_{ug} NO₂/m³ innen bzw. 39/_{ug} NO₂/m³ außen. Die entsprechenden Zahlen der Wohnungen im heizungsfreien Sommer betrugen 36 bzw. 60/_{ug}/m³.

In vielen Fällen wurde nicht das Verhältnis von Innen- zu Außenluft-Konzentration bestimmt, sondern - sofern es sich um Messungen in Küchen mit Gasgerden handelte - das Verhältnis von NO₂-Konzentration in Gas- und Elektroküchen. Geht man vereinfachend davon aus, daß ohne Gasflamme die NO₂-Innenluft-Konzentration in einer Wohnung etwa identisch ist mit der NO₂-Außenluft-Konzentration, so kann das Verhältnis NO₂ (Gasküchen)/NO₂ (Elektroküchen) stellvertretend zur Beurteilung der Innen/Außen-Relation herangezogen werden.

Melia et al. (76) fanden in zwei Gasküchen Stundenmittelwerte von 140 μg NO_2/m^3 gegenüber 19 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ in zwei als gleichartig bezeichneten Elektroküchen. Beim Vergleich der 8 h-Mittelwerte von zwei Gasküchen und einer Elektroküche ergab sich in einer anderen Untersuchung (116), daß die Gasküche 20 - 30 Mal höhere NO_2 -Konzentrationen zeigte als die Elektroküche, in der im Mittel 20 μg NO_2/m^3 gemessen wurden. Andere Autoren kommen zu Verhältnissen von etwa 5 (83) und 7 (48).

Selbstverständlich spielt für den NO_2 -Gehalt der Luft eines Raumes in einer Wohnung auch die Situation in den Nachbarräumen eine wichtige Rolle. In Wohnungen mit Gasherd-Küchen fanden Palmes et al. (84) in den Nachbarräumen noch bis zu 50 % des Wertes in der Küche ($110 \mu\text{g}/\text{m}^3$ als Wochen-Mittelwert). In Wohnungen mit Gasherd in der Küche und Gasofen in einem der Zimmer wurden in diesen beiden Räumen fast identische Konzentrationen um $300 \mu\text{g}/\text{m}^3$ gemessen, in einem benachbarten Raum ohne NO_2 -Quelle betrug die NO_2 -Konzentration immerhin noch $160 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

Messungen in Abhängigkeit von der Luftwechselzahl (LWZ) in einer 27 m^3 -Testküche ergaben als Stundenmittelwert $2400 \mu\text{g}/\text{m}^3$ für LWZ = 0,25 und $200 \mu\text{g}/\text{m}^3$ für LWZ = 7,0 (63).

Der größere Teil der hier diskutierten NO_2 -Messungen in der Innen- und Außenluft ist in den Tabellen 2a und 2b noch einmal zusammengestellt. Daraus ergibt sich, daß ohne NO_2 -Quelle im Innenraum innen und außen fast ähnliche NO_2 -Konzentrationen zu erwarten sind (Tabelle 2a). Ist dagegen eine solche

Tabelle 2a: Innen/Außen-Verhältnisse für Stickstoffdioxid in Räumen ohne Gasflamme

Innen/Außen-Verhältnis	Meß-Zeitraum	Land	Raumtyp	Literatur
1		Frankreich		(19)
~ 1		UdSSR	Wohnung an Verkehrsstraße	(14)
~ 1	1 Woche	USA	Wohnhäuser	(32)
~ 1		USA	Schule	(119)
0,6	1 Woche	USA	Elektroküchen	(112)
0,6 - 1	1 Jahr	USA	Wohnungen	(110)
0,7	3 h	Deutschland	Büroraum ohne Personal	(101)
0,5 (0,13 - 1,9)	48 h	Deutschland	Elektroküchen	(87)

Tabelle 2b: Innen/Außen-Verhältnisse für Stickstoffdioxid in Räumen mit Gasflamme

Innen/Außen-Verhältnis	Verhältnis Gasküche/ Elektroküche	Meß-Zeitraum	Land	Raumtyp	Literatur
1,2 (0,3 - 4,7)		48 h	Deutschland	Gasküchen	(87)
1,2 - 2,2		1 Jahr	USA	Wohnungen	(110)
~ 5		1 Woche	USA	Wohnhäuser	(32)
3,4		1 Woche	USA	Gasküchen (Erdgas)	(112)
5,1				Gasküchen (Propan)	
0,8 - 5,6		24 h	USA	Einfamilienhaus	(124)
0,3 - 7,9		7.00 - 23.00			
< 0,2 - 3,4		23.00 - 7.00	Japan	Wohnungen	(70)
~ 2		24 h	Japan	Wohnungen (Erdgasheizgeräte ohne Abzug)	(75)
5		1 Woche	USA	Küchen	(83)
7		1 Woche	England	Küchen	(48)
20 - 30		8 h	England	Küchen	(116)
7		1 h	England	Küchen	(76)
30		1 h	USA	Testküche	(63)

Quelle in Form eines Gasherdes oder einer Gasheizung vorhanden, so ist die NO₂-Konzentration innen langfristig gesehen meist zwei- bis fünfmal höher als aussen (Tabelle 2b). Bei Betrachtung kurzfristiger Zeitintervalle (unter 8 h) können allerdings auch noch höhere Verhältnisse beobachtet werden.

2.3 Kohlenmonoxid

Die Kohlenmonoxid-Konzentration in der Raumluft ist ebenso wie die Stickstoffoxid-Konzentration sehr von den Lebensgewohnheiten abhängig: in Raucherhaushalten muß mit höheren Werten gerechnet werden als in Nichtraucher-Haushalten, und zusätzliche Quellen wie Gasflammen können auch hier die Verhältnisse noch weiter komplizieren, so daß es schwierig ist, die CO-Innenluft-Konzentration im Einzelfall abzuschätzen. Hinzu kommt, daß in der Literatur häufig genaue Angaben darüber fehlen, ob und wieviel Zigaretten während der CO-Messungen in Raucherhaushalten geraucht wurden.

Für Räume ohne innere CO-Quelle ist zweifellos die Lage des Raumes im Hinblick auf den Verkehr der wichtigste Parameter, der die CO-Konzentration bestimmt. Dabei ist sowohl seine Entfernung in der Waagerechten als auch - bei höheren Häusern - in der Senkrechten (Stockwerk) von Bedeutung. Bruhn (19) weist darauf hin, daß auch die Höhe der CO-Konzentration auf das Konzentrationsverhältnis innen/außen einen Einfluß hat und unterscheidet zwischen Außen-Konzentrationen unterhalb und oberhalb von 10 ppm CO*: im oberen Bereich seien 60 - 80 % des außen vorhandenen CO innen anzutreffen, während im unteren Bereich der Anteil auf 80 - 100 % stiege. Zu einem ähnlichen qualitativen Zusammenhang kommt eine amerikanische Studie (46). Auch Yocom et al. (132), die die Situation in jeweils zwei öffentlichen Gebäuden, Bürogebäuden und Einfamilienhäusern untersuchten, fanden bei CO-Konzentrationen unter 5 ppm im Sommer Innen/Außen-Verhältnisse von 0,9, 1,2 bzw. 1,0 am Tage und 1,0, 1,0 bzw. 1,0 in der Nacht. Bei Messungen in Lüttich (90) wurden an einer stark befahrenen Straße für Cafés Innen/Außen-Verhältnisse von 0,5 - 1,4 gemessen, für Büoräume und für ein Parkhaus ergaben sich Werte um 0,8 - 0,9 bzw. 1.

Wenn in Innenräumen CO-Quellen in Form von Gasherden oder Gasöfen vorhanden sind, so ändert sich die Situation ähnlich wie im Falle des NO₂ schlagartig. In den USA wurden z.B. dann in verschiedenen Räumen von 4 Häusern Innen/Außen-Verhältnisse zwischen 1,2 und 3,8 gefunden (125), wobei die Innenluft-Konzentrationen zwischen 3 und 9 mg CO/m³ lagen.

*) In dieser Arbeit wird die Einheit ppm für die CO-Konzentration verwendet, da in den meisten Arbeiten mit dieser Einheit gerechnet wird. Als Umrechnung wird angesetzt: 1ppm = 1,25 mg/m³.

Auch beim CO kann der Vergleich zwischen Wohnungen mit Gas- und Elektroherden in der Küche für eine Abschätzung des Innen/Außenverhältnisses dienlich sein, da ohne Quelle etwa mit einem Verhältnis von 1 gerechnet werden kann. Sterling und Sterling (115) untersuchten 9 Küchen und stellten je nach Betriebsbedingungen der Gasherde CO-Konzentrationen zwischen 11 und 40 ppm fest. Während dieser Zeit lag die CO-Außenluft-Konzentration zwischen 8 und 10 ppm, so daß sich ein Innen/Außen-Verhältnis etwa zwischen 1 und 5 ergibt. Bei einer anderen Untersuchung (79) lag dieses Verhältnis zwischen 2 und 6: es wurden im allgemeinen Stundenmittelwerte von 2,3 - 6 ppm CO innen und 1 - 2,5 ppm außen gemessen, die Maximalwerte betrugen 22 bzw. 16 ppm.

Liegen im Innern Bedingungen vor, bei denen ein Teil des CO durch Tabakrauch entstanden ist, so verschiebt sich das Innen/Außen-Verhältnis vom Wert 1 zu ähnlich hohen Werten hin wie beim Kochen oder Heizen mit Gas. Sebben et al. (96) ermittelten in Nachtclubs und Restaurants Verhältnisse zwischen 1,2 und 1,5, in einem Fall mit offenem Grill sogar von 4. In Geschäften und dem Empfangsraum eines Krankenhauses dagegen lagen die Werte um 1. Bei Messungen von Chappel und Parker (22) in verschiedenen Innenräumen ergaben sich Verhältnisse von 1 für Büroräume und Behördengebäude, von 1,6 für Restaurants, von 1,8 für Geschäftsräume und von 4,3 für Nachtclubs und Kneipen. Nach Fischer et al. (42) schwankte das Innen/Außen-Verhältnis für 4 Lokale zwischen 1 und 3.

In der Literatur werden eine Reihe von weiteren Untersuchungen angeführt, in denen die CO-Konzentration innen in Abhängigkeit vom Tabakrauchen gemessen wurde. Eine Zusammenstellung hierüber wurde von Valentin et al. veröffentlicht (123). Leider wurden dabei häufig keine gleichzeitigen Außenluftuntersuchungen durchgeführt, so daß hier lediglich die absolute CO-Konzentration genannt werden kann. Sie lag in den Fällen, in denen man etwa normale Lebensumstände annehmen würde, meist zwischen 5 und 20 ppm.

In einer epidemiologischen Untersuchung (113), bei der 130 Wohneinheiten in den USA untersucht wurden, ergab sich ohne weitere Unterteilung in Raucher- oder Nichtraucher-Haushalte bzw. Haushalte mit und ohne Gasquellen ein Innen/Aussen-Verhältnis von 1,5.

Der Spezialfall der CO-Konzentration im Innern von Kraftfahrzeugen im Vergleich zur Außenluft-Konzentration an CO wurde in Deutschland bereits frühzeitig von Baum und Fischer (8) und in letzter Zeit von Rudolf (92) und in den Niederlanden von den Tonkelaar (120) untersucht: bei den neueren Messungen lag das Innen/Außen-Verhältnis in allen Fällen über 1 und erreichte maximal einen Wert von 8. Höhere Verhältnisse als 1 - vor allem für Fahrten auf Schnellstraßen - fanden auch Delsey et al. (13). Aus einer neueren englischen Untersuchung (28) geht dagegen ein Verhältnis zwischen 0,3 und 0,8 hervor, allerdings lagen die Konzentrationen mit 12 - 60 ppm CO etwas höher. Die geringsten Konzentrationen im Vergleich zur Außenluft ergeben sich bei möglichst gutem Abschluß des Kraftfahrzeuginnern gegenüber der Außenluft. Der Betrieb

von Klimaanlagen erhöhte z.B. in Bussen die CO-Konzentration um 60 % (127). Eine Zusammenfassung früherer Arbeiten zu diesem Thema findet sich bei Sterling und Kobayashi (114).

Über einen weiteren Sonderfall von CO-Verunreinigungen in Innenräumen berichten Spengler et al. (109). Bei der Untersuchung von geschlossenen Eislaufhallen, deren Bau immerhin auch unter dem Aspekt der Gesunderhaltung der Bevölkerung durch sportliche Betätigung zu sehen ist, wurden bei 82 % der durchgeföhrten Messungen CO-Konzentrationen der Innenluft über 35 ppm festgestellt. Als CO-Quelle werden die Auspuffgase der zum Glätten der Eisoberfläche eingesetzten Fahrzeuge angegeben. Bei ähnlichen Untersuchungen stellen Johnson et al. (67) sogar mittlere CO-Gehalte bis zu 300 ppm fest.

Die in Tabelle 3 zusammengestellten Ergebnisse der hier ausgewerteten Arbeiten zeigen für Kohlenmonoxid eine dem Stickstoffdioxid vergleichbare Situation. Ohne spezielle CO-Quelle ist mit einem Innen/Außen-Verhältnis um 1 zu rechnen, während die Gegegenwart einer CO-Quelle dieses Verhältnis ansteigen lässt. Der dabei erreichte maximale Wert hängt von Quellenstärke und -typ ab, jedoch kann im allgemeinen ein Quotient bis zu 5 erwartet werden.

2.4 Schwebstaub und Staubniederschlag

Die Auswertung der in der Literatur zu findenden Angaben über Schwebstaub-Konzentrationen in Innenräumen wird dadurch kompliziert, daß in den wenigsten Fällen eindeutige Angaben darüber gemacht werden, welche Korngrößenfraktion des Schwebstaubes erfaßt wurde. Eine zusätzliche Erschwernis resultiert auch daraus, daß häufig nicht vermerkt wird, ob die Messungen in Raucher- oder Nichtraucherhaushalten durchgeföhrte wurden oder ob - z.B. im Falle öffentlicher Gebäude - in der Nähe der Probenahmestelle überhaupt geraucht wurde. Hier werden nur Untersuchungen berücksichtigt, bei denen mit einiger Sicherheit feststeht, ob Tabakrauch eine Rolle spielt oder nicht.

Alzona et al. (1) führten Messungen in 8 verschiedenen Innenräumen und im Innern von 2 Kraftfahrzeugen durch. Aus den Staub- und Schwermetall-Konzentrationen innen und außen ermittelten sie "Schutzfaktoren" und schlossen, daß ein Mensch, der sich im Innenraum mit geschlossenen Fenstern aufhält, nur etwa einem Drittel der außen vorliegenden Schwebstaub-Konzentration ausgesetzt ist. Auch Yocom et al. (132) stellten eine solche Schutzwirkung von Gebäuden fest. Bei ihren in Hartford, Conn., USA, durchgeföhrten Innenluftuntersuchungen ergab sich, daß in öffentlichen Gebäuden (Bibliothek, Rathaus) und in Bürogebäuden mit 0,2 - 0,6 bzw. 0,3 - 0,8 geringere Innen/Außen-Verhältnisse für Schwebstaub anzutreffen waren als in Einfamilienhäusern (ohne Gasöfen) mit 0,4 - 1,2. Die Unterteilung nach Sommer- und Winterwerten ergab für die Privatwohnungen niedrigere Werte im Winter (0,4 - 0,5) und höhere Werte im Sommer (0,8 - 1,2). Im allgemeinen lagen die zwischen 7,00 und

Tabelle 3: Innen/Außen-Verhältnisse für Kohlenmonoxid in Räumen mit und ohne besondere CO-Quelle

	Innen/Außen-Verhältnis	Land	Raumtyp	Literatur
ohne Gasflamme	0,6 - 0,8 (bei CO > 10 ppm)	Frankreich		(19)
	0,8 - 1 (bei CO < 10 ppm)	USA		(46)
	0,8 - 1	USA	öffentl. Gebäude Bürogebäude Privathäuser	(132)
	0,9 - 1,2	USA	Vorortwohnung	(47)
	~ 1	Deutschland	Büraum ohne Personal	(101)
	0,5 - 1,3	Belgien	öffentl. Gebäude	(90)
mit Gasflamme	1,2 - 3,8	USA	Privathäuser	(124)
	2 - 6	USA	Privathäuser	(79)
	1 - 5	Kanada	Küchen	(115)
ohne Gas mit Tabak	1,2 - 4	USA	Nachtclubs Restaurants	(96)
	1 - 4	USA	öffentl. Gebäude Nachtclubs Restaurants	(22)
mit Gas mit Tabak	~ 1,5	USA	Wohnungen	(113)
	0,3 - 0,8	England	Kraftfahrzeuge	(28)
	> 1 (maximal 8)	Deutschland	Kraftfahrzeuge	(92)

19.00 Uhr gemessenen Werte über denen für 19.00 - 7.00 Uhr, was sicher auf die menschliche Aktivität im Innenraum zurückzuführen ist.

Bei der vierwöchigen Untersuchung eines nicht belegten Büroraumes in Berlin-Dahlem im Winter 1979/80 (101) wurde für Schwebstaub < 5 μm ein mittleres Innen/Außen-Verhältnis von 0,55 festgestellt, wobei die Einzelwerte zwischen 0,3 und 0,7 lagen. Auch in Arbeiten aus anderen Ländern wurden in Abwesenheit spezieller Staubquellen wie Tabakrauch im allgemeinen Innenstaub/Außenstaub-Verhältnisse knapp unter oder leicht über 1 ermittelt (10, 11, 19, 25, 37, 49, 65). Eine Übersicht über die unter verschiedenen Bedingungen erhaltenen Ergebnisse findet sich in Tabelle 4.

Aus den Messungen von Thompson et al. (119) in US-Privatwohnungen geht hervor, daß eine Klimaanlage allein noch keine nennenswerte Herabsetzung der Innenstaub-Konzentration bewirkt, daß aber das Einschalten eines Elektrofilters eine erhebliche Verringerung zur Folge hat. Zur eindeutigen Bewertung der Wirkung von Klimaanlagen müßten allerdings genauere Angaben über die eingesetzten Staubfilter vorliegen. Interessant sind auch die Angaben von Jacobs et al. (65), die bereits 1962 aus Messungen schlossen, daß die Ausstattung von Wohnräumen mit Teppichen die Schwebstaub-Konzentrationen in diesen Räumen im Mittel um 40 % erhöht. Die Zahl der Analysen war allerdings für eine statistisch gesicherte Aussage zu gering.

Sind in einer Wohnung Staubquellen wie z.B. Gasheizung und Kamin vorhanden, so erhöht sich natürlich das Innen/Außen-Verhältnis für Staub (68). Auf die negativen Folgen der vor allem wegen einer Energieeinsparung in den Übergangsjahreszeiten wieder in Mode kommenden Holzfeuerung wiesen in jüngster Zeit vor allem Cooper (29) sowie Hall und DeAngelis (55) hin.

In Räumen, in denen geraucht wird, steigt die Innenluft-Konzentration an Schwebstaub schnell an, so daß Innen/Außen-Verhältnisse von mindestens 2 zu beobachten sind (17, 36, 68). Ohne daß eine besonders hohe Zahl von Zigaretten geraucht wird, kann schnell ein Verhältnis bis zu 5 erreicht werden (99). Repace und Lowrey (88) fanden in Gaststätten und Räumen in öffentlichen Gebäuden sogar Werte bis zu 10, in den Raucherzonen von 2 Restaurants gegenüber den Nichtraucherzonen jedoch nur etwa doppelt so hohe Innen/Außen-Verhältnisse. Während der Messungen lag allerdings die Zahl der Raucher äußerst niedrig (<5 % der Gesamtzahl der Gäste).

Bei der einfachen Feststellung, daß in Räumen mit Tabakrauchbelastung das Innen/Aussen-Verhältnis der Staub-Konzentrationen mindestens doppelt so hoch liegt wie in tabakrauchfreien Räumen, bleibt die Frage nach der hygienischen Relevanz dieses Staubes unberücksichtigt. Da aber anzunehmen ist, daß Tabakrauch gegenüber dem in der Außenluft anzutreffenden Staub vom toxikologischen Standpunkt aus ein höheres Risiko darstellt, dürfte das in Gegenwart von Tabakrauch zu erwartende Innen/Außen-Verhältnis von etwa 2 - 5 schwerwiegender zu bewerten sein, als es bei üblichem Staub der Fall wäre.

Über gleichzeitige Messungen von Staubniederschlag innen und außen liegen nur wenige Informationen vor. Aus USA wurden Innen/Außen-Verhältnisse um 0,1 bekannt (94).

2.5 Staubinhaltsstoffe

Die Literatur über die Bestimmung von Staubinhaltsstoffen in Innen- und Außenluft ist - was zeitgleiche Untersuchungen anbelangt - nicht sehr umfangreich.

Eine Reihe von Arbeiten beschäftigen sich mit Quecksilber, das - obwohl es meist gasförmig vorliegt - als Element an dieser Stelle kurz mit abgehandelt werden soll: Innen/Außen-Verhältnisse bis zu 1000 wurden nicht nur für Räume, in denen mit Quecksilber gearbeitet wird oder wurde (23, 44), und Räume mit anderweitiger wissenschaftlicher Nutzung (39) beobachtet, sondern auch in normalen Innenräumen speziell nach Verwendung von Latex-Farben für Anstrichzwecke (43, 103).

Colome et al. (27) stellten bei der über mehr als ein Jahr hinweg durchgeführten Untersuchung von 5 Häusern in zwei verschiedenen US-Städten fest, daß SO_2 , Mangan und Vanadium meist innen in geringerer Konzentration vorliegen als außen und daß das Gegenteil für Schwebstaub, NO_2 , Al, Br, Cl und Na der Fall ist. Die Innen/Außen-Verhältnisse sind aber nicht wesentlich von 1 entfernt. Die Befunde für Chlorid, Natrium und Mangan decken sich mit den Ergebnissen von Bénarie et al. (11), die darüber hinaus auch noch Angaben für K, Ca, Cu, Fe und Zn machen und für diese Elemente Innen/Außen-Verhältnisse zwischen 0,6 und 1,5 ermitteln. Das Element Kalium sollte eventuell in Zukunft stärker beachtet werden, da es nach Aussagen von Moschandreas et al. (79) als Indikator für die Aktivität im Innenraum geeignet ist: die K-Konzentration innen steigt z.B. beim Kochen an und folgt keinesfalls der K-Konzentration in der Außenluft. Auch Cohen und Mitarbeiter (1,25) untersuchten eine Reihe von Elementen und ermittelten für verschiedene Raumtypen (Wohnräume sowie Universitätslaboratorien und Büroräume) Innen/Außen-Verhältnisse etwa zwischen 0,1 und 0,5 für Ca, Fe, Zn und Br.

Die meisten Informationen über das Verhältnis zwischen den Konzentrationen von Staubinhaltsstoffen in Innen- und Außenluft liegen jedoch für das Element Blei und - aus neuerer Zeit - für Sulfat vor.

2.5.1 Blei

Abgesehen von einer Mitteilung aus der Schweiz (69), in der über ein sehr kleines Verhältnis ($< 0,1$) der Blei-Konzentrationen innerhalb und außerhalb einer Wohnung an einer Verkehrsstraße berichtet wird, bewegen sich alle Angaben in einem Bereich, der von etwa 0,2 (74) bis etwa 1 (130) reicht. Die Situation ändert sich auch nicht wesentlich, wenn statt dieser mittleren Werte die Spannweiten der Einzelverhältnisse verglichen werden. In verschiedenen Studien wurden 0,26 - 1,06 (132), 0,40 - 0,70 (25) und 0,56 - 0,97 bzw. in Verkehrsnähe 0,67 - 1,1 (56) ermittelt. Eine gewisse Ausnahme stellt die Arbeit von Moschandreas et al. (79) dar, in der bei einem Mittelwert von 0,7 über

Tabelle 4: Innen/Außen-Verhältnisse für Staub

	Innen/Außen-verhältnis	Teilchengröße	Land	Raumtyp	Literatur
	0,2 - 0,6 0,3 - 0,8 0,3	> 0,2 µm	USA	Bibliothek, Rathaus Bürogebäude	(132) (1)
	0,4 - 0,5 0,8 - 1,2		USA	Privatwohnung Winter Privatwohnung Sommer	(132)
	0,55 (0,3 - 0,7)	< 15 µm	Deutschland	Büroraum ohne Personal	(101)
	0,5		USA		(25)
	0,78	„smoke“	Belgien	Büroraum ohne Personal	(37)
	0,85			Schlafzimmer	
ohne Tabak	0,8		Frankreich		(19)
	1		Frankreich	Schule	(10)
	1 (0,6 - 2)		USA	Wohnräume	(65)
	1,1 (0,4 - 2,7)		USA	Wohn-/Schlafräume	(49)
	1,2		Frankreich	Wartesaal einer Klinik	(11)
	1			Privatwohnung mit Klimaanlage	
				nur Kühlg. ohne Filter	
	0,1		USA	Kühlung mit Elektrofilter	(119)
	1,6	< 10 µm	USA	Privathaus mit Kamin und Gasheizung	(68)
	2	< 3 - 4 µm	Niederlande	Privatwohnungen	(36)
mit Tabak	≥ 2	< 7 µm	USA	Privatwohnungen	(17)
	2 - 2,3	< 10 µm	USA	Privatwohnungen	(68)
	2 - 10	< 3 µm	USA	Gaststätten	(88)
	~5	< 5 µm	Deutschland	Büroraum	(99)
Staub-nieder-schlag	~0,1		USA	Stadtwohnungen	(94)

eine Spannweite der insgesamt 65 Einzelwerte von 0,05 - 4,2 berichtet wird, wobei jedoch zwei Drittel der Einzelwerte zwischen 0,3 und 0,9 lagen. Die Autoren führen die besonders hohen Innen/Außen-Verhältnisse auf Bleiquellen im Innenraum zurück (z.B. bleihaltige Anstriche).

Ein direkt im Verkehrsgeschehen liegender abgeschlossener Raum, das Kraftfahrzeug, zeigt in seinem Innern etwa genauso hohe Blei-Konzentrationen wie die umgebende Luft (89).

Während die Konzentration an Blei in der Innenluft meist unterhalb derjenigen der Außenluft liegt, wird im allgemeinen berichtet, daß der Bleigehalt des Staubes im Innenraum etwa ähnlich hoch ist wie der von Außenstaub. Obwohl aus England auch über ein Verhältnis von 0,5 berichtet wird (58), liegen die Angaben in einer anderen englischen Arbeit ebenfalls um und knapp über 1 (4).

Prinzipiell ist es jedoch nicht möglich, mehr als einen allgemeinen Eindruck vom Innen/Außen-Verhältnis der Bleigehalte anzugeben: die untersuchten Stäube können zwar zur gleichen Zeit gesammelt werden, die Probenahmestellen müssen jedoch ihre Beaufschlagung nicht unbedingt zum gleichen Zeitpunkt erhalten haben und können je nach Nutzung und Entfernung zum Haus innerhalb weniger Meter einen stark schwankenden Bleigehalt aufweisen. So fanden z.B. Solomon und Hartford (105) in weniger als 1 m Abstand von 10 Einfamilienhäusern in einem verkehrsabgelegenen Stadtteil 130 - 12000 ppm Blei im Staub, in größerer Entfernung von den Häusern dagegen 240 - 6600 ppm. Der Bleigehalt des beim gleichen Meßprogramm gesammelten Innenstaubes lag zwischen 170 und 1440 ppm. Die hohen Werte im Nahbereich der Häuser werden teils durch Blei aus Farbanstrichen, teils durch vermehrte Bleideposition auf Garageneinfahrten erklärt.

Trotz unterschiedlicher Voraussetzungen hinsichtlich der Bleiquellen ergaben sich erstaunlicherweise bei der Untersuchung von Häusern in der Nähe einer Bleihütte in Oker/Harlingerode (5) vergleichbare Werte. Im Hausstaub wurden Bleigehalte zwischen 100 und 2500 ppm gefunden, wobei der Mittelwert rund 900 ppm betrug und zwei Drittel aller Werte zwischen 300 und 1500 ppm lagen. Im Straßenstaub und in Proben von Spielplätzen der Gegend wurden 5 - 5200 ppm Blei gefunden (Mittelwert: 1350 ppm; n = 10).

In Tabelle 5 sind die für Blei vorliegenden Ergebnisse noch einmal zusammengestellt. Es zeigt sich, daß im allgemeinen mit einem Innen/Außen-Verhältnis von etwa 0,5 - 0,8 gerechnet werden kann, wenn die Blei-Konzentration in der Luft innerhalb und außerhalb geschlossener Räume betrachtet wird. In diesem Zusammenhang sprechen einige Autoren auch von einem "Schutzfaktor" (25, 74). Beim Bleigehalt von Staub ist aus den oben dargelegten Gründen weniger gut ein ähnliches Verhältnis zu definieren, jedoch deuten die unter verschiedenen Emissionsbedingungen im Umfeld der untersuchten Häuser durchgeföhrten Messungen darauf hin, daß der Innenstaub im Mittel etwa den gleichen Bleigehalt aufweist wie der Außenstaub. Im Einzelfall ist es jedoch möglich, daß sich diese Relation beachtlich verschiebt.

Tabelle 5: Innen/Außen-Verhältnisse für Blei

	Innen/Außen-verhältnis	Land	Raumtyp	Literatur
Blei-Konzentration	< 0,1	Schweiz	Wohnung 1. Stock an Verkehrsstraße	(69)
	0,17 (tags) 0,25 (nachts)	Schweden	Schule an Verkehrsstraße	(74)
	0,42	USA		(1)
	~0,5 (0,26 - 1,06)	USA	öffentl. Gebäude Bürogebäude Wohnungen	(132)
	0,53 (0,40 - 0,70)	USA	Wohnungen	(25)
	0,5 - 1	Niederlande	Wohnungen nahe Bleihütte	(130)
	0,7 (0,05 - 3,3)	USA	Wohnungen in 5 US-Städten	(79)
	0,8 (0,67 - 1)	Frankreich	Wartesaal einer Klinik	(11)
Bleigehalt von Staub	0,87 (0,67 - 1,1)	USA	Wohnung an Verkehrsstraße	(56)
	0,84 (0,2 - 2,0)	Berlin	Büroraum ohne Personal	(101)
	~1	Deutschland	Kraftfahrzeug	(89)
	0,5 ~1 1,3	England	Stadtbereich	(58)
	100 - 2500 ppm innen 5 - 5000 ppm außen	Deutschland	Stadtbereich Bleihütte	(4)
	170 - 1440 ppm innen 130 - 12000 ppm außen	USA	Einfamilienhäuser niedrige Verkehrsdichte	(105)

2.5.2 Sulfat

Wie aus Tabelle 6 hervorgeht, stammen die meisten Informationen über Sulfat aus den USA. Es ergibt sich ein recht einheitliches Bild, nach dem das mittlere Innen/Außen-Verhältnis für Sulfat etwa zwischen 0,7 und 1,0 anzusetzen ist. Dies ist der Fall sowohl für Privatwohnungen (26, 79, 111) als auch für öffentliche Gebäude (11, 126), wobei besonders auf die Ergebnisse von Spengler et al. (111) hinzuweisen ist, nach denen im Falle von Sulfat auch die Schwankungen von Stadt zu Stadt entgegen der Situation bei anderen Luftinhaltsstoffen nur gering sind. Die Befunde von Moschandreas et al. (79) deuten darauf hin, daß der im Haus verwendete Brennstofftyp keinen Einfluß auf das Innen/Aussen-Verhältnis der Sulfat-Konzentrationen hat. In keinem der untersuchten Haushalte wurde allerdings mit Kohle geheizt.

Tabelle 6: Innen/Außen-Verhältnisse für Sulfat

Innen/Außen-Verhältnis	Land	Raumtyp	Literatur
0,7 (0,26 - 1,1)	USA	18 Wohnungen in 5 US-Städten	(79)
0,8 (0,6 - 1)	USA	Wohnungen	(111)
0,8 (0,76 - 0,96)	Frankreich	Wartesaal einer Klinik	(11)
1 (0,7 - 1,3)	USA	Wohnungen	(26)
1	USA	klimatisiertes Bürogebäude	(125)

3. Organische Luftverunreinigungen

Wegen des großen meßtechnischen Aufwandes sind bisher kaum Untersuchungen durchgeführt worden, bei denen organische Substanzen gleichzeitig innen und außen gemessen wurden. Abgesehen von vereinzelten, meist nur orientierenden Arbeiten über die Bestimmung des Gesamtkohlenstoff-Gehaltes sind solche Parallelmessungen lediglich für Aldehyde und einige Kohlenwasserstoffe bekannt geworden. Da weitaus mehr Informationen über die Bestimmung der Konzentration organischer Substanzen nur im Innenraum vorliegen, sollen diese Angaben dazu verwendet werden, unter Heranziehung der aus Außenluft-Untersuchungen bekannten Konzentrationen derselben Substanzen ein Innen/Aussen-Verhältnis näherungsweise zu ermitteln.

3.1 Zeitgleiche Messungen zur Ermittlung von Innen/Außen-Verhältnissen

Formaldehyd lenkt seit einigen Jahren wegen der steigenden und teilweise unsachgemäßen Verwendung von Spanplatten und Ortschaum das Interesse auf sich. Da jedoch auch andere Aldehyde in der Innenluft vorkommen können, so z.B. aus Anstrichmitteln (57, 122), durch Tabakrauch (6, 42) oder beim Kochen mit Gas (95), wird für Luftuntersuchungen oft das MBTH-Verfahren angewendet, bei dem die Summe der Aldehyde erfaßt wird (59). Bei der Bewertung der so erhaltenen Ergebnisse muß allerdings bedacht werden, daß bei diesem Verfahren aromatische Aldehyde kaum und höhere aliphatische Aldehyde nur mit einem geringeren Ansprechfaktor als Formaldehyd erfaßt werden.

Bei einem mehrwöchigen Meßprogramm in Berlin wurde in einem Altbau-Büroraum ohne ins Auge fallende HCHO-Quellen für die Zeit zwischen 8.00 und 16.00 Uhr ein mittleres HCHO-Innen/Außen-Verhältnis von 8 festgestellt (101). Berk et al. (15) fanden in einem unter dem Gesichtspunkt der Energieeinsparung gebauten Versuchshaus für HCHO und für Gesamt-Aldehyde nach dem MBTH-Verfahren Innen/Außen-Verhältnisse von 15 bzw. 8. In einer anderen US-Studie (79) wird angegeben, daß die Gesamt-Aldehydkonzentration innen meist zwischen 6 und 10 Mal höher liegt als außen.

Die Ergebnisse eigener Arbeiten über das Auftreten von aromatischen Kohlenwasserstoffen und polycyclischen aromatischen Kohlenwasserstoffen (PAH) innerhalb und außerhalb eines vorübergehend nicht genutzten Büroraumes in Berlin-Dahlem (101) sind in Tabelle 7 zusammengefaßt und den Ergebnissen von Johansson (66) aus einem schwedischen Schulgebäude und von Stocks et al. (118) aus einem Büroraum in Liverpool gegenübergestellt. Für die Aromaten und die PAH ergeben sich gute Übereinstimmungen hinsichtlich der jeweiligen Innen/Außen-Verhältnisse, die überwiegend zwischen 1 und 1,5 (Aromaten) bzw. unter 1 (PAH) liegen. Eine bei Pott (86) zu findende Angabe, nach der in der rau-chigen Atmosphäre einer Prager Bierhalle $28 - 114 \text{ ng Benz(a)pyren (BaP)}/\text{m}^3$ gemessen wurden, während die Außenluft zum gleichen Zeitpunkt $2,8 - 4,6 \text{ ng BaP}/\text{m}^3$ enthielt, zeigt, daß sich das Innen/Außen-Verhältnis auch für PAH in Gegenwart von Tabakrauch zu erheblich höheren Werten verschieben kann. Zu ähnlichen Ergebnissen kamen auch Elliott und Rowe (40), die feststellten, daß während öffentlicher Veranstaltungen mit 2000 - 15000 Teilnehmern, bei denen geraucht wurde, die BaP-Konzentration von 0,7 auf im Mittel 12,5 ng/m^3 anstieg.

Die nur in der schwedischen Arbeit (66) untersuchten leichter flüchtigen Substanzen wie Aceton, Ethanol und Terpene sowie die höheren Aliphaten kommen innen in bis zu 10fachem Überschuß vor. Als Quelle für diese Substanzen können der menschliche Organismus (Aceton und Ethanol sind Stoffwechselprodukte), das Baumaterial Holz (Terpene) sowie Reinigungsmittel (höhere Aliphaten) angenommen werden.

3.2 Ableitung von Innen/Außen-Verhältnissen aus zeitlich voneinander unabhängigen Messungen

Wie auch im Kapitel "Formaldehyd und andere organische Substanzen" des Berichtes des amerikanischen National Research Council über Verunreinigungen in der Innenluft festgestellt wird (81), sind bislang nur wenige Arbeiten bekannt geworden, in denen organische Substanzen in der Innenluft identifiziert und quantifiziert wurden. Neben Formaldehyd, für das noch das meiste Wissen verfügbar ist, wurden hauptsächlich einige Kohlenwasserstoffe, Halogenkohlenwasserstoffe und Lösungsmittel sowie eine Reihe von speziellen Verbindungen (z.B. Nitrosamine, polychlorierte Biphenyle) untersucht. Da für die meisten dieser Verbindungen auch die unter üblichen Bedingungen in der Außenluft anzutreffenden Konzentrationen bekannt sind, kann durch Vergleich ein Innen/Aussen-Verhältnis abgeschätzt werden.

Tabelle 7: Innen/Außen-Verhältnisse für ausgewählte organische Substanzen

Substanz	Innen / Außen - Verhältnis		
	Büroraum in Berlin-Dahlem (101)	Schule in Stockholm (66)	Büroraum in Liverpool (118)
Aceton		5	
Ethanol		10	
Terpene		10	
n-Nonan		2	
n-Undecan		3	
Benzol	1	1	
Toluol	1,5	3	
Xylole	1	1,3	
C ₃ /C ₄ -Alkylbenzole	1	1,5	
Fluoranthen	0,2		0,55/0,31 *)
Benz(a)pyren	0,5		0,85/0,73
Benz(ghi)perylen	0,7		0,55/0,55
Perylen	0,6		1,25/0,41

*) Sommer/Winter

3.2.1 Formaldehyd

Für Formaldehyd lässt sich aus verschiedenen Arbeiten (z.B. 3, 34, 45, 81) eine Konzentration etwa zwischen 10 und 1000 µg/m³ in Innenräumen ablei-

ten, obwohl in Ausnahmefällen auch höhere Werte bekannt wurden. In der Außenluft treten Konzentrationen etwa zwischen 1 und 100 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ auf (24, 52, 71, 72). Daraus ergibt sich, daß mit einem mittleren Innen/Außen-Verhältnis in der Größenordnung von 10 zu rechnen ist, was mit den Angaben in Abschnitt 3.1 recht gut übereinstimmt.

3.2.2 Kohlenwasserstoffe

Bei der Betrachtung der aus hygienischer Sicht wichtigen aromatischen Kohlenwasserstoffe zeigt sich, daß eine Unterscheidung in Benzol einerseits und die Benzolhomologen andererseits nützlich ist. Benzol ist mit 5 - 50 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ im Innenraum (66, 100) in etwas geringerer Konzentration anzutreffen als in der Außenluft, wo in städtischen Gebieten etwa 5 - 100 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ zu finden sind (73, 117). Dieser Bereich kann bei Kurzzeitprobenahmen in der Außenluft besonders in Verkehrsnähe allerdings auch überschritten werden (85, 97), wohingegen die genannten Innenluft-Werte nur in Ausnahmesituationen höher liegen werden.

Für das in den meisten Innenräumen in höherer Konzentration anzutreffende Toluol wurden in verschiedenen Innenräumen im Dänemark im Mittel 80 - 110 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (61) und in Berlin Konzentrationen zwischen 20 und 200 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (100) gefunden, während die in Berlin teilweise gleichzeitig gemessene Toluol-Konzentration in der Außenluft 20 bis 50 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ betrug (100). In diesem Bereich lagen auch die Ergebnisse früherer Messungen in verkehrsabgelegenen Berliner Stadtgebieten (73). Die an einer Berliner Straßenkreuzung ermittelten Toluol-Höchstwerte von knapp 500 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (97) sind ebenso Ausnahmen wie Innenluft-Konzentrationen über 1 mg Toluol/ m^3 (100). Der Grund für die höheren Toluol-Konzentrationen im Innenraum ist in dem verstärkten Auftreten dieser Verbindung in Bau-, Anstrichstoffen und Hobbyprodukten zu suchen, aus denen Benzol wegen seiner cancerogenen Eigenschaften inzwischen verbannt wurde. Dem entspricht auch, daß das Verhältnis von Toluol- zu Benzol-Konzentration in der Innenluft im allgemeinen wesentlich über dem bei Außenluftuntersuchungen (98) festgestellten Wert von etwa 2 liegt.

Bis auf 1,2,4-Trimethylbenzol, dessen Konzentration innen immer etwas höher liegt als außen, wofür die für Toluol genannten Gründe ausschlaggebend sein könnten, treten die höheren Alkylbenzole in der Innenluft häufig in einer Konzentration auf, die derjenigen in der Außenluft vergleichbar ist und z.B. im Falle der Xyole bei 5 - 50 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ liegt (66, 100).

Polycyclische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAH) wurden in der Innenluft meist nur in Verbindung mit Untersuchungen über Tabakrauch bestimmt, wobei häufig mit "künstlichen" Rauchbedingungen in Klimakammern oder anderen Testräumen gearbeitet wurde. So wurden in vier Versuchen, bei denen in einem 36 m^3 -Raum mit der Luftwechselzahl 1 zwischen 9.00 und 17.00 Uhr von 2

Personen stündlich 5 Zigaretten geraucht wurden, BaP-Konzentrationen zwischen 15 und 30 ng/m³ bei einem Mittelwert von 22 ng/m³ ermittelt (54). Wenn keine Zigaretten geraucht wurden, lag die BaP-Konzentration des Raumes unter 3 ng/m³. Entsprechende Zahlen für Fluoranthen, Benz(ghi)perylen und Perylen waren 80 - 120, 15 - 20 bzw. 10 - 20 ng/m³ beim Rauchen und 50, 5 bzw. 6 ng/m³ für den nicht mit Tabakrauch belasteten Raum.

Die PAH-Konzentrationen in der Außenluft unterliegen je nach Jahreszeit, Meßort und gewählter Probenahmedauer erheblichen Schwankungen. Darüber hinaus muß beim Heranziehen älterer Arbeiten bedacht werden, daß im letzten Jahrzehnt häufig ein Absinken der BaP-Konzentration festzustellen ist. Es sei dahingestellt, ob der Grund dafür in einer tatsächlichen Verbesserung der Immissionssituation oder aber in einer verfeinerten Analysentechnik zu suchen ist.

Aus den Zusammenstellungen von Pott (86) läßt sich in erster Näherung für die BaP-Konzentration der Außenluft ein Konzentrationsbereich etwa zwischen 1 und 50 ng/m³ ableiten. Für Fluoranthen, Benz(ghi)perylen und Perylen können an Hand der dort ausgewerteten Literatur Konzentrationen von 1 - 20, 10 - 30 bzw. < 5 ng/m³ ermittelt werden.

3.2.3 Halogenkohlenwasserstoffe

Die meisten Halogenkohlenwasserstoffe gelangen durch Verwendung von Haushalts- und Hobbyprodukten in den Innenraum. Leicht flüchtige Verbindungen wie Trichlorethan, Trichlor-, Tetrachlorethen, Methylenchlorid, Chloroform u.s.w. sind z.B. in Fleckentfernern oder Farbabbeizern enthalten. Schwerer flüchtige Halogenverbindungen, z.B. Insecticide, werden in Aerosolform aus Sprühdosen erzeugt.

Wie auch in der Zusammenstellung des National Research Council der USA festgestellt wird (81), wurden Messungen der Raumluft-Konzentration derartiger Wirkstoffe nur selten durchgeführt, so daß es nur schwer möglich ist, typische Belastungen abzuschätzen. Da in den bekannt gewordenen Arbeiten über die Belastung der Innenluft mit Halogenkohlenwasserstoffen im allgemeinen über Messungen während der Anwendung eines Produktes berichtet wird, sind die Konzentrationen in der Innenluft meist hoch und liegen im mg/m³-Bereich und darüber wurde beim Verarbeiten von 250 g CH₂Cl₂-haltigen Farbabbeizern in einem 28 m³-Testraum ohne Lüftung auch nach 6 Stunden noch die bereits nach 30 Minuten erreichte Konzentration von 1 - 2 g/m³ gemessen, während mit Lüftung die anfängliche Konzentration von 0,4 - 0,7 g/m³ auf 0,02 - 0,1 g/m³ abgefallen war (82). Diese Konzentrationen liegen weit über den Werten unter 0,02 µg/m³, die aus Außenluftuntersuchungen bekannt sind (52).

Auch in der Luft von Schwimmbädern kann es zu erhöhten Konzentrationen niedriger Halogenkohlenwasserstoffe kommen, wenn das Wasser mit Chlor desinfiziert wird. So berichteten Bätjer et al. (7) und Ullrich (121) über CHCl₃-

Konzentrationen bis knapp 400 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Die Chloroform-Konzentrationen der Außenluft liegen im Bereich von 0,05 - 0,5 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (104).

Während die angegebenen Innenluft-Konzentrationen jedoch vom toxikologischen Standpunkt her insofern zu relativieren sind, als sie keinen Dauerzustand darstellen, sind die Meßergebnisse von Verberk und Scheffers (124) hygienisch stärker zu bewerten. Die Autoren untersuchten 136 Personen in der Nachbarschaft von 12 Chemischreinigungsbetrieben und bestimmten den Tetrachlorethengehalt in der Atemluft. Dabei ergaben sich für Personen, die in den Wohnungen über den Betrieben und in den Nachbarhäusern wohnten, Atemluft-Konzentrationen zwischen 1000 und 5000 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, wohingegen auf der gegenüberliegenden Straßenseite lebende Personen weniger als 100 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ in der Atemluft aufwiesen.

Obwohl besonders von Herstellerseite immer wieder betont wird, daß den beiden wichtigsten Fluorchlorkohlenwasserstoffen, Trichlorfluor- (F-11) und Dichlor-difluormethan (F-12), im ppm-Bereich keine direkte toxische Wirkung zuzuschreiben ist, sei darauf verwiesen, daß bei der üblichen Verwendung von Sprühdosen im Haushalt schon nach einem Sprühvorgang von 30 - 60 sec ppm-Konzentrationen dieser Verbindungen erreicht werden können: bei dem 30 sec lang andauernden Versprühen eines Insecticids in einem 21 m^3 -Versuchsraum wurden nach 1 Minute 466 ppm und nach 1 Stunde immer noch 26 ppm F-12 gemessen (18).

Hester et al. (62) fanden in verschiedenen Räumen von 10 Wohnungen in Kalifornien 1 - 70 μg F-11/ m^3 und 1 - 2500 μg F-12/ m^3 . Die Außenluft-Konzentrationen für beide Verbindungen lagen bei den Versuchen häufig unter 0,5 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ und erreichten nur zu Zeiten insgesamt höherer Luftverschmutzung Konzentrationen bis zu 10 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, was in der Tendenz mit den Angaben bei Graedel (52) übereinstimmt, wo für F-11 und F-12 in der Außenluft Konzentrationen zwischen 0,05 und 0,8 bzw. 0,08 und 1 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ angegeben werden. Das Bemerkenswerte an den Messungen von Hester et al. (62) ist, daß etwa in der Hälfte der Wohnungen, in denen offenbar keine Sprühprodukte eingesetzt wurden, Innen- und Außenluft-Konzentrationen weitgehend identisch waren.

Selbst wenn F-11 und F-12 durch die ihnen zugeschriebene potentielle Gefährdung der Ozonschicht in der Stratosphäre heute aus vielen Sprühdosen verschwunden sind, ist es interessant zu wissen, daß etwa gleich große Konzentrationen in Innenräumen für die als Ersatz-Treibgase verwendeten Verbindungen, z.B. Isobutan oder Propan, auftreten können.

Für höhermolekulare Halogenkohlenwasserstoffe, die zu bestimmten Zwecken in größeren Konzentrationen in Innenräume gebracht werden, sei es als Insecticide (33, 93) oder zur Geruchsbekämpfung, ergibt sich eine Situation ähnlich der für CH_2Cl_2 . Die in Toiletten häufig verwendeten "Luftverbesserer" auf p-Dichlorbenzol-Basis können zu Innenraumluft-Konzentrationen von einigen mg p-Dichlorbenzol/ m^3 führen (9, 101).

Auch polychlorierte Biphenyle, die in Fluoreszenzleuchten und in Klimaanlagen verwendet werden, können im Innenraum auftreten. So berichtet z.B. MacLeod (80) über Konzentrationen zwischen 0,2 und 0,5 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ in Küchen amerikanischer Häuser und zwischen 0,05 und 0,2 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ in anderen Wohnräumen sowie in Labor- und Büroräumen. Die Außenluft-Konzentrationen lagen bei verschiedenen Messungen unter 0,02 $\mu\text{g}/\text{m}^3$.

Für die hier betrachteten Halogenkohlenwasserstoffe kann aus der Zusammenstellung in Tabelle 8 vorsichtig abgeschätzt werden, daß ihre Konzentration im Innenraum in vielen Fällen etwa 10 - 50 Mal größer sein kann als in der Außenluft. Die genaue Festlegung des Verhältnisses wird erschwert durch die Tatsache, daß es bei Einsatz entsprechender Produkte - anders als bei den aus Baumaterialien langsam, aber kontinuierlich abgegebenen Substanzen - im Innenraum stoßartig zu hohen Konzentrationen kommen kann, die durch Lüftungs- oder Zerfallsvorgänge im Laufe der Zeit abgebaut werden.

3.2.4 N-Nitrosodimethylamin

Da N-Nitrosodimethylamin (NDA) in Zigarettenrauch enthalten ist (21) und darin mengenmäßig den größten Anteil an der Fraktion der Nitrosamine hat, ist das Vorkommen dieser Verbindung auch in der Innenluft wahrscheinlich. Trotzdem findet man in der Literatur kaum Angaben über NDA-Konzentrationen in Innenräumen. Von Fine (41) liegt eine Hochrechnung auf der Grundlage der Angaben von Gough et al. (51) sowie Sen et al. (102) über das Auftreten von NDA beim Braten von "bacon" vor. Danach sollte beim Braten von 500 g "bacon" in einer kleinen Küche mit einmaligem Luftwechsel pro Stunde eine NDA-Konzentration von rund 0,05 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ erreicht werden. Brunnemann und Hoffmann (20) untersuchten Tabakrauch-beladene Innenräume und fanden Konzentrationen zwischen 0,05 und 0,24 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ in Speisewagen, Bars, Wettbüros, Diskotheken und Sporthallen. In Wohnungen von Nichtrauchern wurden dagegen < 0,005 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ gemessen. Im Bereich der Vordersitze von 38 fabrikneuen Automobilen aus fünf verschiedenen Herstellerländern wurden von Rounbehler et al. (91) NDA-Konzentrationen zwischen 0,1 und 0,8 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ gefunden.

Über NDA-Konzentrationen in der Außenluft wurde von verschiedenen Autoren berichtet. Läßt man die direkte Nachbarschaft von aminverarbeitenden Betrieben außer acht, in der Konzentrationen in mg/m^3 -Bereich gefunden wurden (vgl. Zusammenstellung bei Fine (41)), so kann im allgemeinen mit Konzentrationen zwischen 0,002 und 0,1 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ gerechnet werden (41, 50, 99).

Aus diesen Angaben kann man vermuten, daß die Innenluft von Raucherhäusern im allgemeinen stärker mit N-Nitrosodimethylamin belastet ist als die Außenluft, daß aber in tabakrauchfreien Räumen eine geringere Konzentration anzutreffen sein wird. Bei schlechten Lüftungsverhältnissen und gleichzeitiger Gegenwart von Materialien, die größere NDA-Mengen enthalten (so z.B. im Innern von Automobilen) sind jedoch höhere NDA-Konzentrationen in der Innen- als in der Außenluft zu erwarten.

Tabelle 8: Größenordnung der innerhalb und außerhalb geschlossener Räume anzutreffenden Konzentrationen ausgewählter organischer Substanzen

Substanz	Konzentrationen ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	
	innen	außen
Formaldehyd	10 - 1000	1 - 100
Benzol	5 - 50	5 - 100
Toluol	20 - 200	20 - 50
Benz(a)pyren	< 0,005 +) 0,01 - 0,03 ++)	0,001 - 0,05
Fluoranthen	0,08 - 0,12 ++)	0,001 - 0,02
Benz(ghi)perylen	0,015 - 0,02 ++)	0,01 - 0,03
Perylen	0,01 - 0,02 ++)	< 0,01
Chloroform	50 - 200 *)	< 1
Trichlorfluormethan	1 - 70	0,05 - 0,8
Dichlordinfluormethan	1 - 2500	0,08 - 1
Tetrachlorethen in der Atemluft	1000 - 5000 **)	< 100 ***)
polychlorierte Biphenyle	0,05 - 0,5	< 0,02
N-Nitrosodimethylamin	0,05 - 0,2 ++) 0,1 - 0,8 +++)	0,002 - 0,1

+) ohne Tabakrauch

++) mit Tabakrauch

+++) im Innern neuer Kraftfahrzeuge (91)

*) in Schwimmbädern (7, 121)

**) Bewohner von Wohnungen direkt über Chemischreinigungsbetrieben (124)

***) Bewohner von Wohnungen auf der Chemischreinigungsbetrieben gegenüberliegenden Straßenseite (124)

4. Übersicht über Innen/Außen-Verhältnisse anorganischer und organischer Luftverunreinigungen

Faßt man die in den Kapiteln 2 und 3 enthaltenen Informationen zusammen, so ergeben sich die in Tabelle 9 verzeichneten Innen/Außen-Verhältnisse. Diese Verhältnisse können jedoch nur der Versuch einer Abschätzung sein, mit deren Hilfe eine Entscheidung darüber erleichtert werden soll, in welchen Fällen der Innenraumbereich stärker als bisher bei gesundheitsbezogenen Aussagen über die Wirkung von Schadstoffen zu berücksichtigen ist. Da es sich um Mittelwerte unter Ausschluß kurzzeitiger Spitzenbelastungen handelt, können sich im Einzelfall beträchtliche Abweichungen nach oben oder nach unten ergeben, wie es auch aus den Werten in den Tabellen 1 bis 8 ersichtlich ist. Das Interessante an der Tabelle ist das einheitliche Bild, das trotz der verschiedenartigen Bedingungen entsteht, unter denen die in der internationalen Literatur für die einzelnen Schadstoffe angegebenen Daten erhalten wurden. Diese Einheitlichkeit ist erstaunlich, wenn man bedenkt, daß die Lebensgewohnheiten von Individuum zu Individuum, aber auch von Land zu Land schwanken und in der Literatur nur selten alle bei den Messungen herrschenden Randbedingungen angegeben werden.

Für anorganische Schadstoffe ergeben sich im allgemeinen Innen/Außen-Verhältnisse, die um 1 oder darunter liegen. Bei Gegenwart besonderer Schadstoffquellen im Innenraum, so z.B. von Gasöfen oder Gasherden, kann jedoch im Mittel die Innenraumluft bis zu 5 Mal stärker belastet sein als die Außenluft. Die Anwesenheit rauchender Personen in Innenräumen führt ebenfalls zu einer starken Verschiebung der üblichen Innen/Außen-Relation in Richtung auf eine schlechtere Qualität der Innenluft.

Auch bei einigen organischen Schadstoffen spielt das Rauchen als Quelle eine wesentliche Rolle und kann z.B. für polycyclische aromatische Kohlenwasserstoffe und Nitrosamine das üblicherweise unter 1 liegende Innen/Außen-Verhältnis auf Werte um und über 1 verschieben. Außer den Tabakrauch-bedingten Schadstoffen sind diejenigen Luftverunreinigungen wichtig, die durch kontinuierliche Emanation aus Baumaterialien, Möbeln, Fußbodenbelägen, Anstrichen u.s.w. in die Innenluft gelangen, und solche Schadstoffe, die durch kurzzeitige Verwendung bestimmter Produkte im Haushalt auftreten. Im ersten Fall übersteigen die Innenraum-Konzentrationen die Außenluft-Gehalte um Faktoren zwischen 1 und 10, während im zweiten Fall der Innenraum kurzfristig mit Sicherheit um Faktoren bis zu 50 stärker belastet sein kann. Derartige Spitzenbelastungen können - auch wenn sie nach Anwendung bestimmter Produkte vielleicht nur für 1 oder 2 Stunden auftreten - empfindliche Personen weiter sensibilisieren und so möglicherweise der Grund für das Auftreten allergischer Reaktionen sein. Eine Kennzeichnung der in den Haushalt gelangenden Produkte für Reinigungs-, Desinfektions- oder Hobbyzwecke wäre nicht nur im Interesse dieses Personenkreises wünschenswert.

Tabelle 9: Größenordnung mittlerer Innen/Außen-Verhältnisse für ausgewählte anorganische und organische Luftverunreinigungen

Substanz	Innen/Außen-Verhältnis	Bemerkungen
Schwefeldioxid	0,5	
Stickstoffdioxid	≤ 1 2 - 5	ohne NO ₂ -Quelle innen mit NO ₂ -Quelle innen
Kohlenmonoxid	≤ 1 1 - 5	ohne CO-Quelle innen mit CO-Quelle innen
Schwebstaub	0,5 - 1 > 2	ohne Tabakrauch innen mit Tabakrauch innen
Blei im Schwebstaub	0,5 - 1	
Bleihalt von Sedimentstaub	≤ 1 > 1	städtische Bereiche in Emissortennähe
Sulfat	≤ 1	
Formaldehyd	10	
höhere aliphatische Kohlenwasserstoffe	2 - 5	
aromatische Kohlenwasserstoffe	1 - 3	
polycyclische aromatische Kohlenwasserstoffe	0,5 ≥ 1	ohne Tabakrauch innen mit Tabakrauch innen
niedermolekulare Halogenkohlenwasserstoffe	10 - 50	
polychlorierte Biphenyle	5 - 10	
N-Nitrosodimethylamin	≤ 1 > 1	ohne Tabakrauch innen mit Tabakrauch innen

Literatur

1. Alazona, J., Cohen, B.L., Rudolph, H., Jow, H.N. und Rohlinger, J.O.: Atmos. Environ. 13, 55-60 (1979)
2. Andersen, I.: Atmos. Environ. 6, 275-278 (1971)
3. Andersen, I., Lundqvist, G.R., und Mølhav, L.: Atmos. Environ. 9, 1121- 1127 (1975)
4. Archer, A., und Barratt, R.S.: Sci. total Environ. 6, 275-286 (1976)
5. Aurand, K., und Hoffmeister, H., (Hrsg.): Ad hoc - Felduntersuchungen über die Schwermetallbelastung der Bevölkerung im Raum Oker im März 1980. bga-Berichte 2/1980, Dietrich Reimer Verlag, Berlin 1980
6. Badré, R., Guillerm, R., Abran, N., Bourdin, M. und Dumas, C.: Ann. pharm. franç. 36, 443-453 (1978)
7. Bätjer, K., Cetinkaya, M., von Düszeln, J., Gabel, B., Lahl, U., Stachel, B., und Thiemann, W.: Chemosphere 9, 311-316 (1980)
8. Baum, F., und Fischer, K.: Heizung-Lüftung-Haustechn. 15, 324-327 (1964)
9. Beck, H. und Mathar, W.: in: Tätigkeitsbericht des Bundesgesundheitsamtes. Dietrich Reimer Verlag, Berlin 1980, S. 44-45
10. Bénarie, N., Ménard, T. und Nonat, A.: Atmos. Environ. 8, 149-157 (1974)
11. Bénarie, M. Chuong, B.T. und Nonat, A.: Sci. total Environ. 7, 283-296 (1977)
12. Bénarie, M., und Nonat, A.: Sci. total Environ. 9, 233-241 (1978)
13. Benson, F.B., Henderson, J.J., und Caldwell, D.E.: Indoor-outdoor air pollution relationships: Vol: I, A literature review. US Environ. Protection Agency, Research Triangle Park, N.C., USA Report AP-112, August 1972
14. Berdyev, Kh.B., Pavlovich, N.V., und Zuzhilina, A.A.: Gig. i San. 1967 (6), 96-97
15. Berk, J.V., Hollowell, C.D., und Lin, C.-I.: Proc. 72nd Ann. Meeting Air Poll. Control. Assoc., 79-14.2, 24-29 June 1979
16. Biersteker, K., de Graaf, H., und Nass, C.A.G.: Int. J. Air Water Poll. 9, 343-350 (1965)
17. Binder, R.E., Mitchell, C.A., Hosein, H.R. und Bouhuys, A.: Arch. Environ. Health 31, 277-279 (1976)
18. Bridbord, K., Brubaker, P.E., Gay, B., und French, J.G.: Environ. Health Perspect. 11, 215-220 (1975)

19. Brun, M.-J.: C.I.T.E.P.A. Etudes Doc. 43, CI 812, Nov. 1974; nach Air Poll. Abstr. 6, 46917 (1975)
20. Brunnemann, K.D., und Hoffmann, D.: Proc. 5th IARC Meeting, Durham, 22-24 Aug. 1977, IARC Scientific Publ. No. 19, Lyon 1978, S. 343-356
21. Brunneman, K.D., Yu, L., und Hoffmann, D.: Cancer Res. 37, 3218-3222 (1977)
22. Chappel, S.B., und Parker, R.J.: Canad. J. Publ. Health 68, 159-161 (1977)
23. Choi-Lao, A.T.H., Corte, G., Dowd, G., und Lao, R.C.: Sci. total Environ. 11, 287-292 (1979)
24. Cleveland, W.S., Graedel, T.E., und Kleiner, B.: Atmos. Environ. 11, 357-360 (1977)
25. Cohen, A.F., und Cohen, B.L.: Atmos. Environ. 14, 183-184 (1980)
26. Colome, S.D., und Spengler, J.D.: Proc. 72nd Ann. Meeting Air Poll. Control Assoc., 79-14.6, (1979)
27. Colome, S., Spengler, J.D., und McCarthy, S.: Intern. Symp. Indoor Air Poll., Health, Energy Conserv., Session C2, 13-16 Oct. 1981, Amherst, Mass., USA
28. Colwill, D.M., und Hickman, A.J.: Proc. 72nd Ann. Meeting Air Poll. Control Assoc., 79-59.3 (1979)
29. Cooper, J.A.: J. Air Poll. Control Assoc. 30, 855-861 (1980)
30. Cox, R.A., und Penkett, S.A.: Atmos. Environ. 6, 365-368 (1972)
31. Crawshaw, G.H.: Text. Inst. Ind. 16, 12-15 (1978)
32. Dally, K.A., Eckman, A.D., Hanrahan, L.P., Anderson, H.A., und Kanarek, M.S.: Intern. Symp. Indoor Air Poll., Health, Energy Conserv., Session B2, 13-16 Oct. 1981, Amherst, Mass., USA
33. Degtyareva, L.A., Politova, K.S., Fomichenko, E.I., und Kochkina, N.P.: Probl. Dzinfekts. Steril., Mater Simp. 3, 26-27 (1977); nach Chem. Abstr. 92, 168341k (1980)
34. Deimel, M.: in: K. Aurand et al. (Hrsg.), Organische Verunreinigungen in der Umwelt, Erich Schmidt Verlag, Berlin 1978, S. 416-427
35. Delsey, J. Joumard, R., und Vidon, R.: Poll. atmosphérique 18, 313-319 (1976)
36. Diemel, J.A.L., Brunekreef, B., Boleij, J.S.M., Biersteker, K. und Veenstra, S.J.: Environ. Res. 25, 449-456 (1981)

37. Derouane, A.: *Trib. Cébédreau* 24, 553-560 (1971)
38. Derouane, A., und Verduyn, G.: *Atmos. Environ.* 7, 891-899 (1973)
39. Dumarey, R., Heindryckx, R., Dams, R., und Hoste, J.: *Anal. chim. acta* 107, 159-167 (1979)
40. Elliott, L.P., und Rowe, D.R.: *J. Air Poll. Control Assoc.* 25, 635-636 (1975)
41. Fine, D.H.: in J.N. Pitts et al. (Ed.), *Adv. Environ. Sci. Technol.* No. 10, Wiley-Interscience, New York 1980, S. 39-123
42. Fischer, T., Weber, A., und Grandjean, E.: *Int. Arch. Occup. Environ. Health* 41, 267-280 (1978)
43. Foote, R.S.: *Science* 177, 513-514 (1972)
44. Gardner, D.: *Anal. chim. acta* 82, 321-327 (1976)
45. Garry, V.F., Oatman, L., Pleus, R., und Gray, D.: *Minnesota Med.* 63, 107- 111 (1980)
46. General Electric Company: Indoor-outdoor carbon monoxide pollution study. NTIS, Springfield, Va., USA. Report PB-220428, 1972
47. Godin, G., Wright, G., und Shephard, R.J.: *Arch. Environ. Health* 25, 305- 313 (1972)
48. Gold, M.: *Science* 207, 30-33 (1980)
49. Goldwater, L.J., Manoharan, A., und Jacobs, M.B.: *Arch. Environ. Health* 2, 511-515 (1961)
50. Gordon, R.J.: Survey for airborne nitrosamines. U.S. Environmental Protection Agency, Research Triangle Park, N.C., USA. Report EPA-600/1-79-040, Oct. 1979
51. Gough, T.A., Goodhead, K. und Walters, C.L.: *J. Sci. Food Agric.* 27, 181- 185 (1976)
52. Graedel, T.E.: Chemical compounds in the atmosphere. Academic Press, New York 1978
53. Gräfe, K.: in: *Proc. Int. Clean Air Congress. Nat. Society for Clean Air, London 1966*, S. 256-258
54. Grimmer, G., Böhneke, H., und Harke, H.-P.: *Int. Arch. Occup. Environ. Health* 40, 93-99 (1977)
55. Hall, R.E., und DeAngelis, D.E.: *J. Air Poll. Control Assoc.* 30, 862- 867 (1980)

56. Halpern, M.: J. Air Poll. Control. Assoc., 28, 689-691 (1978)
57. Hantschke, B.: dieses Buch, S. 269
58. Harrison, R.M., Sci. total Environ. 11, 89-97 (1979)
59. Hauser, T.R., und Cummins, R.L.: Anal. Chem. 36, 679-681 (1964)
60. Henderson, J.J., Benson, F.B., und Caldwell, D.E.: Indoor-outdoor air pollution relationships: Vol. II, An annotated bibliography. US Environmental Protection Agency, Research Triangle Park, N.C., USA. Report AP-112b, August 1973
61. Henriksen, H.R.: Materialnyt 4:79, 42-67 (1979)
62. Hester, N.E., Stephens, E.R., und Taylor, O.C.: J. Air Poll. Control. Assoc. 24, 591-595 (1974)
63. Hollowell, C.D., Berk, J.V., Lin, C., Nazaroff, W.W., und Traymor, G.W.: Intern. Conf. on Energy Use Management, Los Angeles, Calif., 22-26 October 1979
64. Iwamoto, K., und Araki, M.: Kuki Seijo 12, 51-59 (1974)
65. Jacobs, M.B., Goldwater, L.J., und Fergany, A.: Int. J. Air Water Poll. 6, 377-380 (1962)
66. Johansson, I.: Atmos. Environ. 12, 1371-1377 (1978)
67. Johnson, C.J., Moran, J.C., Paine, S.C., Anderson, H.W., und Breyesse, P.A.: Amer. J. Publ. Health 65, 1087-1090 (1975)
68. Ju, C., und Spengler, J.D.: Environ. Sci. Technol. 15, 592-596 (1981)
69. Jutzi, W., und Högger, D.: Bull. Eidgen. Ges.-Amt, Beilage B Nr. 3, Okt. 1974, 213-223
70. Kaneko, F., Oka, M., Nakadai, T., Yamaoka, S., Kawaraya, T., Haruki, K., Fukuda, M., Kaimura, T., Tanaka, M., und Miyazaki, T.: Seikatsu Eisei 23, 13-21 (1975); nach Chem. Abstr. 92, 98767c (1980)
71. Kolar, J.: Techn. Überwachung 16, 68-78 (1975)
72. Lahmann, E.: Untersuchungen über Luftverunreinigungen durch den Kraftverkehr. Schriftenreihe Verein f. Wasser-, Boden- und Lufthygiene Nr. 28, Gustav Fischer Verlag, Stuttgart 1969
73. Lahmann, E., Seifert, B., und Dulson, W.: Bundesgesundheitsblatt 21, 75- 77 (1978)
74. Lannefors, H., und Hansson, H.-C.: Nucl. Instr. Methods 181, 441-444 (1981)
75. Maeda, K., und Nitta, H.: Intern. Symp. Indoor Air Poll., Health, Energy Conserv., Session E 2, 13-16 Oct. 1981, Amherst, Mass., USA

76. Melia, R.J.W., Florey, C. du V., Darba, S.C., Palmes, E.D., und Goldstein, B.D.: *Atmos. Environ.* 12, 1379-1381 (1978)
77. Miura, T., Kimura, K., Kimotsuki, K., Okusa, H., Tada, O., und Sawano, T.: *J. Sci. Labour (Tokyo)* 41, 493-500 (1965)
78. Morse, S.S., und Moschandreas, D.J.: Indoor-outdoor pollution levels: A bibliography. Electric Power Research Inst., Palo Alto, Calif., USA. Report EA-1025, März 1979
79. Moschandreas, D.J., Stark, J.W.C., McFadden, J.E., und Morse, S.S.: Indoor air pollution in the residential environment. Vol. I. Data collection, analysis, and interpretation. US Environmental Protection Agency, Research Triangle Park, N.C., USA. Report EPA-600/7-78-229a, Dez. 1978
80. MacLeod, K.E.: *Environ. Sci. Technol.* 15, 926-928 (1981)
81. National Research Council: Indoor Pollutants. National Academy Press, Washington, D.C. 1981
82. Otson, R., Williams, D.T., und Bothwell, P.D.: *J. Amer. Ind. Hyg. Assoc.* 42, 56-60 (1981)
83. Palmes, E.D., Tomczyk, C., und DiMattio, J.: *Atmos. Environ.* 11, 869-872 (1977)
84. Palmes, E.D., Tomczyk, C., und March, A.W.: *J. Air Poll. Control Assoc.* 29, 392-393 (1979)
85. Pilar, S., und Graydon, W.F.: *Environ. Sci. Technol.* 7, 628-631 (1973)
86. Pott, F.: in: Luftqualitätskriterien für ausgewählte polycyclische aromatische Kohlenwasserstoffe, Bericht 1/79 des Umweltbundesamtes, Erich Schmidt Verlag, Berlin 1979, S. 88-96
87. Prescher, K.-E.: dieses Buch, S. 191
88. Repace, J.L., und Lowrey, A.H.: *Science* 208, 464-472 (1980)
89. Rohbock, E., und Müller, H.: *Ges.-Ing.* 101, 270-274 (1980)
90. Rondia, D., und de Graeve, J.: *Trib. Cébédeau* 26, 438-446 (1973)
91. Rounbehler, D.P., Reisch, J., und Fine, D.H.: *Food Cosmet. Toxicol.* 18, 147-151 (1980)
92. Rudolf, W.: dieses Buch, S. 219
93. Sagner, G., und Schöndube, M.: dieses Buch, S. 359
94. Schaefer, V.J., Mohnen, V.A., und Veirs, V.R.: *Science* 175, 173-175 (1972)

95. Schmidt, A., und Goetz, H.: Gas-Wasserfach, Gas-Erdgas 118, 112-115 (1977)
96. Sebben, J., Pimm, P., und Shephard, R.: Arch. Environ. Health 32, 53-58 (1977)
97. Seifert, B., und Ullrich, D.: Staub-Reinhalt. Luft 38, 359-363 (1978)
98. Seifert, B., Ullrich, D., und Dulson, W.: in: Abgasimmissionsbelastungen durch den Kraftfahrzeugverkehr. Verlag TÜV Rheinland, Köln 1978, S. 174-184
99. Seifert, B.: Unveröffentlichte Ergebnisse
100. Seifert, B., und Abraham, H.-J.: Ecotoxicol. Environ. Safety 6, 190-192 (1982)
101. Seifert, B., und Abraham, H.-J.: Unveröffentlichte Ergebnisse
102. Sen, N.P., Seaman, S., und Miles, W.F.: Food Cosmet. Toxicol. 14, 167-170 (1976)
103. Sibbett, D.J., Moyer, R.H., und Milly, G.H.: Amer. Chem. Soc., Div. Water, Air, Waste Chem. Gen. Paper 12 (1), 20-26 (1972); nach Chem. Abstr. 80, 18957d (1974)
104. Singh, H.B., Salas, L., Shigeishi, H., und Crawford, A.: Atmos. Environ. 11, 819-8282 (1977)
105. Solomon, R.L., und Hartford, J.W.: Environ. Sci. Technol. 10, 773-777 (1976)
106. Spedding, D.J., und Rowlands, R.P.: J. Appl. Chem. 20, 143-146 (1970)
107. Spedding, D.J.: J. Appl. Chem. 20, 226-228 (1970)
108. Spedding, D.J., Rowlands, R.P., und Taylor, J.E.: J. Appl. Chem. 21, 68-70 (1971)
109. Spengler, J.D., Stone, K.R., und Lilley, F.W.: J. Air Poll. Control Assoc. 28, 776-779 (1978)
110. Spengler, J.D., Ferris, B.G., Dockery, D.W., und Speizer, F.E.: Environ. Sci. Technol. 13, 1276-1280 (1979)
111. Spengler, J.D., Dockery, D.W., Turner, W.A., Wolfson, J.M., und Ferris, B.G.: Atmos. Environ. 15, 23-30 (1981)
112. Spengler, J.D., Letz, R., Ferris, B.G., Tibbitts, T.W., und Duffy, C.P.: Proc. 74th Ann. Meeting Air Poll. Control Assoc., 81-57.4, 21-26 June 1981

113. Spivey, G.H., und Radford, E.P.: Arch. Environ. Health 34, 23-30 (1979)
114. Sterling, T.D., und Kobayashi, D.M.: Environ. Res. 13, 1-35 (1977)
115. Sterling, T.D., und Sterling E.: J. Air Poll. Control Assoc. 29, 238-241 (1979)
116. Stevenson, K.J., Apling, A.J., und Sullivan, E.J.: Warren Spring Laboratory, Stevenage, England. Report LR 310 (AP), 1979
117. Stichting Concawe: Exposure to atmospheric benzene vapour associated with motor gasoline. Report 2/81, Den Haag, Febr. 1981
118. Stocks, P., Commmmins, B.T., und Aubrey, K.V.: Int. J. Air Water Poll. 4, 141-153 (1961)
119. Thompson, C.K., Hensel, E.G., und Kats, G.: J. Air Poll. Control Assoc. 23, 881-886 (1973)
120. den Tonkelaar, W.A.M.: dieses Buch, S. 219
121. Ullrich, D.: in K. Aurand, und Z. Filip (Hsgb.): Hygienische Untersuchungen in Schwimmbadeanstalten. WaBoLu-Berichte 1/1982. Dietrich Reimer Verlag, Berlin 1982, S. 50-52
122. Ullrich, D., Nagel, R., und Seifert, B.: dieses Buch, S. 283
123. Valentin, H., Bost, H.-P., und Wawra, E.: Zbl. Bakt. Hyg., I. Abt. Orig. B 167, 405-434 (1978)
124. Verberk, M.M., und Scheffers, T.M.L.: Environ. Res. 21, 432-437 (1980)
125. Wade, W.A., Coté, W.A., und Yocom, J.E.: J. Air Poll. Control Assoc. 25, 933-939 (1975)
126. Walker, M.V., und Weschler, C.J.: Environ. Sci. Technol. 14, 594-597 (1980)
127. Wallace, L.: Proc. 72nd Ann. Meetting Air Poll. Control Assoc., 79-59.2 (1979)
128. Walsh, M., Black, A., Morgan, A., und Crawshaw, G.H.: Atmos. Environ. 11, 1107-1111 (1977)
129. Weatherley, M.L.: Int. J. Air Water Poll. 10, 404-409 (1966)
130. Wibowo, A.A.E., Brunekreef, B., Lebret, E., und Pieters, H.: Int. Arch. Occup. Environ. Health 46, 275-280 (1980)
131. Wilson, M.J.G.: Proc. Royal Soc. Ser. A (London) 300, 215-221 (1968)
132. Yocom, J.E., Clink, W.L., und Coté, W.A.: J. Air Poll. Control Assoc. 21, 251-259 (1971)

Anschrift des Verfassers:
Dir. u. Prof. Dr. B. Seifert

Institut für Wasser-, Boden- und Lufthygiene
des Bundesgesundheitsamtes,
Corrensplatz 1, D - 1000 Berlin 33

Luftqualität in Innenräumen

Hrgb. K. Aurand, B. Seifert und J. Wegner
Gustav Fischer Verlag, Stuttgart-New York 1982

Innenraumluft und allergische Erkrankungen

Indoor Air and Allergic Diseases

G. Kunkel, R. Rudolph, R. Muckelmann

Summary

Allergies may be the source of a variety of clinical symptoms. With regard to indoor air, however, the subject will be limited to inhalative allergies. These are diseases which are caused and supported by allergens entering the human organism via the respiratory pathway. The fundamentals of the origin of inhalative allergies are briefly discussed as well as the antigen-antibody reaction and the differentiation between different allergic reactions (Types I and II). In addition, the importance of repetitive infects of the upper respiratory tract for the occurrence of allergies of the respiratory system is pointed out.

The most common allergies develop at the mucosae of the nose (allergic rhinitis) and of the bronchiale (allergic asthma bronchiale). Their symptomatology is discussed. Out of the allergologically interesting components of indoor air the following are to be considered primarily: house dust, components of house dust (house dust mite, trogoderma angustum, tenebrio molitor), epithelia of animals, animal feeds, mildew and occupational substances. Unspecific irritants (chimico-physical irritations) which are not acting as allergens, have to be clearly separated from these most frequent allergens.

As a possibility of treatment for the therapist and the patient, there is the allergen prophylaxis, i.e. an extensive sanitation of the patient's environment including elimination of the allergens and, in addition, an amelioration of the quality of the air with regard to unspecific irritants. To conclude, some socio-medical aspects of respiratory diseases are discussed.

Die Beziehungen zwischen Innenraumluft und allergischen Erkrankungen haben stets eine besondere Aufmerksamkeit erfordert, in den letzten Jahren ist die Bedeutung dieser Zusammenhänge durch die Entwicklung der klinischen Immunologie und Allergologie sowie durch die sich ständig verändernden Umwelt- und Lebensbedingungen und die fast tägliche Produktion neuer potentieller Allergene noch gewachsen.

Allergien können eine Vielfalt von klinischen Symptomen auslösen, im Zusammenhang mit Innenraumluft jedoch wird das Thema zwangsläufig auf inhalative Allergien beschränkt. Hierbei handelt es sich um Krankheitsbilder, die durch Allergene, die über den Atemtrakt in den menschlichen Organismus gelangen, ausgelöst und unterhalten werden. Voraussetzung für die Entwicklung eines allergischen Krankheitsbildes ist die Sensibilisierung des Organismus, wobei von Bedeutung ist, daß es sich meist um Patienten handelt, die sogenannte Atopiermerkmale aufweisen, d.h. bei denen eine Disposition zu einer unerwünschten Immunantwort auf extra- und intramurale Allergene vorliegt. Bezogen auf die Normalbevölkerung sind etwa 15 - 30 % bei genügender Allergenexposition allergiegefährdet.

Zu den Grundlagen des Sensibilisierungsvorganges sei hier nur so viel ange-merkt, daß nach Untersuchungen von PIERCE, BLOOM sowie LAWRENCE und LANDY die Antigenerkennung über T- und B-Lymphozyten erfolgt. Nach Transformation der B-Lymphozyten zu Plasmazellen wird die Produktion von Immunglobulinen in Gang gesetzt. Durch sogenannte "Memory cells" werden Informationen über Antigene gespeichert, was wiederum eine rasche Immunantwort bei erneutem Antigenkontakt ermöglicht und die vorher notwendig gewesenen Zell-differenzierungsschritte verkürzt. Über "Helper"- und "Suppressorzellen" besteht eine enge Verbindung zwischen den beiden Lymphozytenpopulationen im Sinne von Stimulation und Hemmung, so daß unter physiologischen Bedingungen eine Ausbalancierung dieses Systems garantiert ist; unter pathologischen Bedingungen besteht eine Fehlsteuerung dieses Systems, so daß es zu einer überschießenden Antikörperbildung kommen kann, die die Krankheit "Allergie" bewirkt. Eine Reihe von Untersuchungen spricht für eine genetische Fixation dieser Reaktions-voraussetzungen (KUNKEL und BAUMGARTEN, BIAS).

Die so in Gang gesetzte Antikörperproduktion führt bei erneutem Allergenkontakt (Antigen) zur sogenannten Antigen-Antikörper-Reaktion, wobei in Bezug auf Inhalationsallergien zwei typische Reaktionsabläufe zu unterscheiden sind: erstens die sogenannten Sofort-Typ-Reaktion (Typ I) und zweitens die verzögerte Reaktion (Typ III). Darüber hinaus können auch Kombinationen von Typ I und Typ III beobachtet werden.

Der Ablauf dieser Reaktionen wird durch den Typ des Antikörpers bestimmt. Bei der Typ-I-Reaktion handelt es sich um den Antikörper-IgE (Immunglobulin E), bei der Typ-III-Reaktion um Immunglobuline der Klasse G und M. Am Ende der Antigen-Antikörper-Reaktion kommt es zur Freisetzung sogenannter Mediatoren (Histamin, SRSA, Lymphokine etc.), die die klinische Symptomatologie auslösen (ISHIZAKA et al.).

Die bekanntesten Inhalationsallergien entwickeln sich entsprechend der Anatomie an den Nasenschleimhäuten (allergische Rhinitis) und an den Bronchialschleimhäuten (allergisches Asthma bronchiale). Die zentrale Rolle bei diesen beiden Krankheitsbildern spielt der Reaktionstyp I, d.h. die IgE-vermittelte Reaktion.

Die allergische Rhinitis ist durch die Symptomatrias Niesen, Schnupfen, blockierte oder teilblockierte Nase charakterisiert. Häufig kommt es noch im Zusammenhang mit der allergischen Rhinitis zum Auftreten conjunctivaler Reizerscheinungen in Form von Tränen, Augenjucken und Augenrötung. Das allergische Asthma bronchiale ist charakterisiert durch die Symptomatrias Atemnot, Husten und Auswurf. Die Typ-I-Reaktion, sogenannte Frühreaktion, läuft innerhalb von 10-15 Minuten nach Ablauf der Antigen-Antikörper-Reaktion ab. Im Gegensatz dazu zeigt die Typ-III-Reaktion eine um 4-12 Stunden nach Allergenexposition verzögert auftretende klinische Symptomatologie. Dieses Erscheinungsbild tritt fast ausschließlich im Bereich des Lungenparenchyms auf und wird als allergische Alveolitis bezeichnet. Als wichtigste Vertreter dieser Erkrankungen gelten die Farmer-Lunge, die Befeuchterkrankheit, die Tauben-Hühnerzüchter-Krankheit sowie die Vogelhalterlunge und die Baumwollstaublunge (PEPPYS). Als wichtigste Vertreter der kombinierten Typ-I/Typ-III-Reaktion sind die bronchopulmonale allergische Aspergillose und das Bäckerasthma zu nennen. In Bezug auf das Asthma bronchiale ist von Bedeutung, daß es im Laufe der Erkrankung häufig zur Manifestation einer bronchialen Hyperreakтивität kommt, d.h. daß später das Atemwegssystem auch auf nicht allergische Stimuli mit den genannten Symptomen reagieren kann. Dieses Phänomen tritt sowohl bei der Typ-I als auch der Typ-III-Reaktion auf.

Für die Behandlung des Patienten ist es unerlässlich, die Diagnose ätiologisch einzuordnen, insbesondere auch die Allergie von unspezifischen, nicht-allergischen Erkrankungen zu trennen. Die Grundpfeiler der Allergiediagnostik bestehen in einer eingehenden Erhebung der Umgebungsanamnese des Patienten, dem Antikörpernachweis mittels Allergietest an der Haut, sowie Nachweis der spezifischen Antikörper im Serum. Zusätzlich können noch Provokationen mit dem vermuteten Allergen am Manifestationsorgan (Augen, Nase, Bronchien) durchgeführt werden.

Zur Erhebung der Umgebungsanamnese müssen eine Reihe von Faktoren beachtet werden (Tab. 1). Aus dieser Aufstellung ergibt sich bereits zwangsläufig die Häufigkeit der in der Innenraumluft vorhandenen Allergene. Besonders problematisch ist dabei die Definition des Hausstaubes, da dieser ein schlecht definierbares Gemisch von unterschiedlichem Antigenmaterial darstellt. Wohl die wichtigste und in ihrer antigenen Potenz stärkste Beimischung zum Hausstaub stellt die Hausstaubmilbe dar. Die Sporen der verschiedensten extra- und intramural vorkommenden Schimmelpilze kommen teils ubiquitär und teils umgebungsspezifisch vor und können dabei ihre antigene Wirkung ausüben. Meist geschieht dies jedoch in Form von sekundären Sensibilisierungen bei bereits be-

stehenden Pollen- oder Hausstauballergien. Die antigene Potenz ist unterschiedlich und bedarf des Aktualitätsnachweises durch Provokationstest oder spezifischem Antikörpernachweis. Bei den Tierepithelien ist neben der kontinuierlichen Exposition auch der gelegentliche Kontakt zu berücksichtigen, darüber hinaus kommen auch unbearbeitete Tierfelle, die sich einer zunehmenden Beliebtheit erfreuen, als Antigenquelle in Frage. Im Zusammenhang mit der Tierhaltung sind ebenso Tierfutter von Bedeutung, die wiederum häufig von Schädlingen befallen sein können, die ihrerseits Antigenpotenz besitzen. Ferner sind allergisierende Berufssubstanzen zu berücksichtigen, die relativ leicht zu diagnostizieren sind, da hier die berufsfeldbezogene Symptomatologie die Diagnose erleichtert. Die klinische Relevanz perennialer Allergene ist in Tab. 2 dargestellt.

Tabelle 1: Umgebungs faktoren, die bei Erhebung der Krankengeschichte berücksichtigt werden müssen

Umgebungsanamnese	
Einzugsgebiet	Bettzeug
Hof/Garten	Haustiere/Futtermittel
Haus/Wohnung/Wochenendhaus	Tierfelle
Heizung	Schädlinge
Fußböden	Pflanzen
Wände	Schimmelpilze
	Beruf

Tabelle 2: Die häufigsten Allergene bei Inhalationsallergien

<u>Perenniale Allergien (n = 745)</u>		
Hausstaub	692	(51,8 %)
Arthropode	283	(21,2 %)
Schimmelpilze	280	(21,0 %)
Tierepithelien	80	(6,0 %)

Von insgesamt 745 Patienten wiesen 51,8 % eine manifeste Hausstauballergie auf, gefolgt von Sensibilisierungen gegenüber Arthropoden, Schimmelpilzen und Tierepithelien. Das wichtigste Allergen innerhalb der Arthropodengruppe ist die Hausstaubmilbe (*Dermaglyphagoides pteronissimus* und *farinae*), wobei bei 89 % der Patienten eine manifeste Sensibilisierung nachweisbar ist. Die ande-

ren genannten Arthropoden spielen eine relativ geringe Rolle (Tab. 3), jedoch ist erwähnenswert, daß die genannten Arthropoden auch häufig mit Tierhaltung vergesellschaftet sind. Ein ähnliches Phänomen, wie es für die Futtermittel natürlich ist.

Tabelle 3: Häufigkeit der Arthropoden-Sensibilisierungen

<u>Arthropoden (n = 283)</u>		
Dermatophagoïdes pter.	89,0 %	
Trogodera granarium	3,9 %	
Tyrophagus putrescentiae	3,2 %	
Glyciphagus destructor	2,5 %	
Acarus sirus	1,4 %	
häufig vergesellschaftet		
mit		
Ente, Gans, Huhn	28,8 %	
Katze	25,0 %	
Schaf	20,0 %	
Hund	11,3 %	
Pferd, Rind	5,0 %	

Die Schimmelpilze stellen für den klinischen Allergologen ein erhebliches Problem dar, da ihre Allergenpotenz häufig in Form von sekundären Sensibilisierungen bei bereits bestehenden Allergien in Erscheinung tritt und die antigene Potenz jeweils individuell durch Provokation bewiesen werden muß. Die Häufigkeit der relevanten Schimmelpilzantigene ist in Tab. 4 zusammengestellt, wobei es sich bei einem Teil dieser Antigene um extramurale Allergene handelt. Auf die Bedeutung von *Aspergillus fumigatus* haben STAIB und Mitarb. sowie MUCKELMANN und Mitarb. hingewiesen. In diesen Untersuchungen konnte nachgewiesen werden, daß der Haltung von Zimmerpflanzen besondere Bedeutung zukommt, da aus der Topferde eine erhebliche Freisetzung der Konidien erfolgen kann. Die Gefahr einer *Aspergillus*-Sensibilisierung steigt mit dem Atopiegrad des Patienten und der somit vorgegebenen Vielfalt der bereits vorhandenen klinisch aktuellen Allergene. Bei massiver Exposition ist mit einer zunehmenden Sensibilisierungsrate zu rechnen. Bei 10 Patienten mit *Aspergillus*-Sensibilisierung konnte bei allen Patienten *Aspergillus fumigatus* aus der Topferde isoliert werden, bei 4 Patienten konnte in der Raumluft *Aspergillus fumigatus*, bei 3 Patienten *Aspergillus niger* und bei einem Patienten *Aspergillus flavus* nachgewiesen werden (Abb. 1).

Tabelle 4: Klinische Wertigkeit von Schimmelpilzsensibilisierungen

Schimmelpilzhäufigkeit

Fusarium	14,3%
Candida	13,9%
Penicillium	10,0%
Aspergillus	8,2%
Pullularia	6,4%
Alternaria	5,7%
Botrytis	5,7%
Mucor	4,6%
Rhizopus	4,6%
Cladosporium	2,9%
Curvularia	2,1%

Anzahl der Patienten

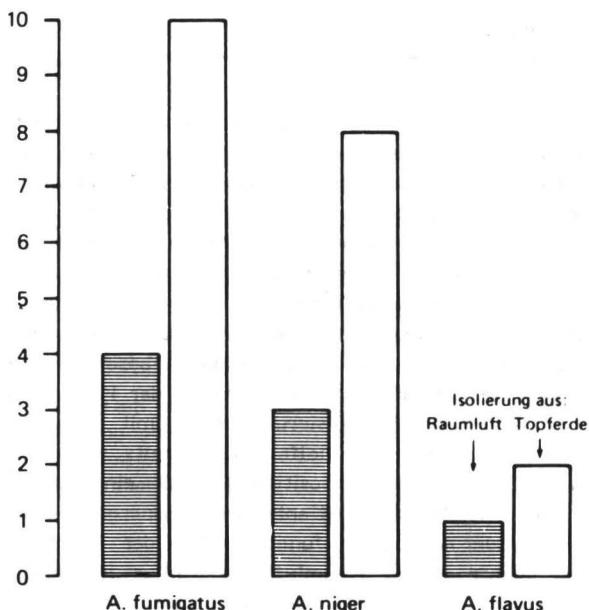


Abb.1 : Isolierung von A. fumigatus, A. niger und A. flavus aus Topfpflanzenerde und Raumluft

Der Bedeutung von Tierepithelien als Ursache von Respirationsallergien wurde in den letzten Jahren zunehmend mehr Aufmerksamkeit geschenkt. Dies hängt mit der Tatsache zusammen, daß die Expositionsmöglichkeiten durch modeische Trends in der Tierhaltung erheblich zugenommen haben. So findet sich heute in jedem 4. Berliner Haushalt ein Tier. Am häufigsten werden Hunde und Vögel (Sittiche, Kanarienvögel) gehalten. Daneben findet sich eine große Anzahl von Katzen und insbesondere Nagern (Kaninchen, Meerschweinchen, Goldhamster). Bei insgesamt über 1.500 nachgewiesenen Sensibilisierungen gegenüber den genannten Tierepithelien finden sich glücklicherweise relativ wenig Mono- und Majorallergien gegenüber Vögeln und Hunden. Bei Katzen und Nagern sowie Pferden dagegen finden sich hohe Sensibilisierungsraten als Mono- und Majorallergien (Tab. 5). Entsprechend verhalten sich auch die quantitativen Beziehungen zwischen Exposition und Sensibilisierung, ausgedrückt in Form des Sensibilisierungsquotienten, wobei die Anzahl der Expositionen dividiert durch die Anzahl der Sensibilisierungen zu Grunde gelegt wird (Tab. 6).

Tabelle 5: Häufung von Tierepithel-Sensibilisierungen

Tierart	Zahl der Fälle	Allergie		
		Mono	Major	Minor
Sittich	71	14,1	31,3	54,9
Hund	194	13,4	43,3	43,3
Kaninchen	112	16,1	55,4	28,6
Meerschwein	483	28,8	55,9	15,3
Goldhamster	76	26,3	51,3	22,3
Pferd	176	15,7	48,8	35,4

Tabelle 6: Sensibilisierungs-Quotienten der am häufigsten gehaltenen Tiere

Tierart	Sensibilisierungs- Quotient
Katze	1,88
Nager	2,17
Huftiere	2,37
Hasenartige	3,29
Hunde	5,91
Vögel	10,30

Bei Aufschlüsselung nach Sensibilisierungsquotient und Tierspezies (Nager und Huftiere) wird klar ersichtlich, daß auch innerhalb der Spezies deutliche Variationen der Allergenpotenz der Tierepithelien vorliegen. So zeigen die Epithelien von Meerschweinchen, Ratte, Hase und Kaninchen sowie Maus eine besonders hohe allergene Potenz des Allergens, bei den Huftieren findet sich ein auffällig niedriger Sensibilisierungsquotient gegenüber Schweine- und Pferdeepithelien (Tab. 7). Bei der Verarbeitung von Schweineborsten und Ziegenhaar in Teppichauslegware (Heugafelt) gewinnt dies auch klinisch Bedeutung (RUDOLPH et al.).

Tabelle 7: Species-spezifische Sensibilisierungsquotienten (n= 1411 Expositionen)

Tiere	Sensibilisierungs-Quotient
Nager	
Meerschwein	1.68
Ratte	2.61
Zwerghase	2.81
Gerbil	3.29
Kaninchen	3.42
Maus	3.77
Goldhamster	4.05
Streifenhörnchen	29.00
Huftiere	
Schwein	1.60
Pferd	2.09
Rind	3.35
Schaf	4.50
Ziege	5.45

Eine ähnliche Wertigkeit besitzen Zierfelle, die zunehmend in den letzten Jahren in Wohnräumen als Dekoration Verwendung finden. So wurden bei 609 Expositionen 22,3 % aktuelle Sensibilisierungen gefunden, wobei immerhin fast 30 % als Mono- und Majorallergien imponierten. Eine Aufstellung über die Verteilung und die Herkunft der Ziertierfelle findet sich in Tab. 8.

Tabelle 8: Allergenität von Ziertierfellen

Tierfelle: Schaf, Ziege, Rind, Kaninchen, Rentier, Wildschwein, Rotfuchs, Zebra, Wasserbüffel, Leopard, Hirsch, Waschbär, Gemse

609	Expositionsfälle	
136	Sensibilisierungen	(22 %)
8	Monoallergien	(5,9 %)
32	Majorallergien	(23,5 %)
96	Nebenallergien	(70,6 %)

Im Zusammenhang mit der Tierhaltung gewinnen die verwendeten Futtermittel ebenfalls deutliche klinische Relevanz. So ist hier die Möglichkeit zusätzlicher Sensibilisierungen oder auch von Monoallergien gegenüber diesen Futtermitteln gegeben. So konnten bei bisher insgesamt 65 Patienten Majorallergien gegen diese Futtermittel nachgewiesen werden (Tab. 9).

Tabelle 9: Die häufigsten Futtermittel, die als Allergene wirksam werden können

Futtermittel	Zahl der Patienten mit Majorallergie
Heu	32
Kleepollen	10
Mehlwurm	8
Wegerich	
Negersaat	6
Körnermix	5
Mäuse	
Mückenlarven	
Fliege	4
Fischmehl	
Pellets	
Löwenzahn	

Die beruflichen Expositionsmöglichkeiten gegenüber Allergenen sind sehr vielfältig. Hierbei sind grob schematisch 2 Hauptursprungsquellen von Allergenen zu unterscheiden: erstens Hautschuppen und zweitens Pflanzenallergene.

Hierbei ist von Bedeutung, daß die klinische Symptomatologie jeweils am Arbeitsplatz auftritt und eine enge Beziehung zum Umgang mit den Berufssubstanzen aufweist, so daß diese Hinweise häufig für den Ursprung der Allergie ausreichend sind. Entsprechend der Vielfalt der möglichen Allergene sind auch eine Vielzahl von Berufsgruppen betroffen, wobei die Häufigkeit der Erkrankungen abhängig ist von der Allergenpotenz der Berufssubstanz. Dabei ergibt sich zwangsläufig eine Abhängigkeit von der angesiedelten Industrie. So finden sich in reinen Industriezentren und in ländlichen Gebieten andere Berufsgruppenhäufungen mit Berufsallergien (Tab. 10 bis 14).

Tabelle 10: Inhalative Berufsallergene

1. Hautschuppen a) menschlich b) tierisch	3. Gewerbliche Stäube und Aerosole a) Solitär-Allergene b) gemischte Allergene
2. Pflanzenallergene	4. Chemische Allergene (Irritantien)

Tabelle 11: Berufsallergene (Hautschuppen)

Ursprung	Vorkommen	Beruf
Menschlich	Perücken Haarschneiden	Friseur Perückenmacher
Tierisch		
Pferd, Rind, Schaf, Hund, Katze, Ratte, Maus, Hamster etc.	Bauernhof, Viehzüchter Circus, Laboratorien, Lederindustrie	Farmer, Zoologen, MTA, Veterinäre, Pharmakologen, Physi- ologen, Schlächter, Viehhändler, Zoothändler
Edelfelle (Nerz, Biber, Chinchilla) unverarbeitet, ungegerbt	Pelztierfarm Pelzindustrie	Kürschner Händler Näherinnen
Vögel, Hühner Tauben, Exoten (Kanarien, Papagei) Schlangengift	Zuchtfarmen Zoothandlungen Bettfedern Zool. Handlung biolog. Institute	Vogelzüchter Federhersteller Federreinigung Zoologen Biologielaboranten
Insekten (Bienen, Wespen Milben, Seidenraupen, Hausfliegen)	Bienenstock Silos Laboratorien Seidenwebereien	Imker Zoologen Bäcker Müller Siloarbeiter Seidenweber
Elfenbein	Schmuck-Industrie	Polierer

Tabelle 12: Berufsallergene (Pflanzen)

Ursprung	Vorkommen	Beruf
Wolle	Bauernhof Textilindustrie	Scherer Weber
Korn-, Heu-, Stroh-Staub	Bauernhof, Silos Mühlen, Transport	Farmer, Silo-Arbeiter Transportarbeiter etc.
Lucerne	Landwirtschaft Dünger Futtermittel	Farmer Düngerindustrie-Arb. Futtermittel-Industriearbeiter
Mehle (Roggen, Weizen Mais, Reis, Tapioca Soya)	Mühlen Backstuben Futtermittel	Müller Bäcker Futtermittel-Industrie
Rohkaffee	Plantagen Transport Rösterei	Farmarbeiter Röster Transportarbeiter
Flachs, Jute Kapok, Sisal	Weberie Teppich-Industrie Matratzen	Weber Polsterer
Holz, Holzstäube Walnuss, Eiche, Fichte Limba, Abachi, Macore Teak	Holzproduktion Möbelherstellung Sägemühlen	Tischler Fußbodenschleifer
Pollen	Blumenläden Botan. Industrie Plantagen	Floristen Botaniker Farmer
Lycopodium	Gummi-Industrie Pharmazie	Gummiarbeiter Apotheker
Schimmelpilze Hefen	Dampfbäder Pharma-Industrie Chem. Industrie Weinkellerei Grünpflanzen	Masseure Facharbeiter Küfer Floristen
Gummi arabicum	Druckerei	Drucker
Öle, ätherische	Kosmetik	Drogisten Friseure Kosmetiker
	Gewürze	Gewürzhändler
Proteasen	Waschmittel	Wäscherinnen

Tabelle 13: Berufsallergene (Organische Stäube und Aerosole)

Solitär	Gemischt
Rohkaffee	Haare
Seidenstaub	Mehle
Insekten	Federn
Gummi arabicum	Polster
Lycopodium	Holz
	Kosmetik
	Arzneimittel

Tabelle 14: Chemische Allergene (Irritantien)

Ursprung	Vorkommen	Beruf
Formalin	chem. Industrie	Chemie-Arbeiter
Ursol	Desinfektion	Desinfektoren
Glycin	Farben	Maler
Isocyanat	Kunststoffindustrie	
Metalle (Platin, Chrom, Nickel Kobalt, Quecksilber)	metallverarbeitende Industrie	Metallarbeiter
Kobalt, Quecksilber)	Zement-Industrie	Maurer
	chem. Industrie	Chemie-Arbeiter
Staub-Aerosole von Arzneimittel (Antibiotika, Chemo therapeutica)	Pharma-Industrie Arztpraxen	Chemie-Arbeiter Ärzte
Insecticide		Chemiker Farmer

Zusammenfassend ist festzustellen, daß in der Innenraumluft eine Vielzahl von Allergenen anzutreffen ist, die entsprechend ihrer antigenen Potenz zu Sensibilisierungen des Menschen im Bereich der Atemwege führen können.

Abzugrenzen von Respirationsallergien sind unspezifische Erkrankungen im Bereich der Nase und der Bronchien, die auf einer chemisch-physikalischen Irritation der Schleimhaut-Rezeptoren beruhen, die zu einer fast identischen Symptomatik wie bei Respirationsallergien führen. Grund dafür sind im wesentlichen Schadstoffe, die vorübergehend in der Innenluft auftreten können, dies sowohl im häuslichen Bereich als auch am Arbeitsplatz. Dabei handelt es sich über-

wiegend um leicht oder schwer flüchtige organische oder anorganische Substanzen (Tab. 15). Obwohl diese Substanzen chemisch unterschiedliche Strukturen aufweisen, ist das Reaktionsmuster des Organismus sehr eintönig. Die Betroffenen klagen über akut oder langsam einsetzenden Husten, gelegentlich über Auswurf und Brustschmerzen. Daneben bestehen Reizerscheinungen an den Schleimhäuten der Augen und des Nasen-Rachenraumes. Im wesentlichen werden 4 Typen unterschieden:

1. akutes, reversibles Krankheitsbild (z.B. Inhalation von Halogenen),
2. akutes, z.T. reversibles Krankheitsbild (z.B. Phosgen-Inhalation),
3. chronisches Krankheitsbild mit langsamer Rückbildung (z.B. Inhalation schwerflüchtiger anorganischer Säuren),
4. chronisches Krankheitsbild ohne Rückbildungstendenz (z.B. Diisocyanate).

Als rein irritativ sind die Inhalation von CO, SO₂, Sprays und Tabakrauch anzusehen (NOLTE).

Tabelle 15: Noxen des chemisch-irritativen Asthma bronchiale

Substanzen	
leicht flüchtig	schwer flüchtig
Organische Substanzen	Organische Substanzen
Acetaldehyd, Acrolein, Ethylenimin, Chlorameisensäureethylester, Diazomethan, Dichlordiethylether, Formaldehyd, Phosgen, Lösungsmittel, Anstrichstoffe etc.	Feste Bestandteile von Anstrichstoffen, Dimethylsulfat, Härter für Epoxidharze, bestimmte Isocyanate, Naphthochinon, organische Säureanhydride wie Malei- und Phthal-säureanhydrid, p-Phenyldiamin, Phthal-säure etc.
Anorganische Substanzen	Anorganische Substanzen
Ammoniak, Bortrifluorid, Chlorwasserstoff, Halogene wie Chlor, Brom und Jod, Kohlensäure, Nitrose Gase, Phosphortrichlorid, Phosphoroxidchlorid, Schwefeldioxid, Schwefelwasserstoff, Sulfurylchlorid, Thionylchlorid etc.	Metallstäube oder -rauche, z.B. von Nickel, Platin, Kobalt und deren Verbindungen, Säuren und Basen, z.B. Salpeter, Salz-, Schwefelsäure, Kali-, Natronlauge etc.

Bei Vorhandensein eines hyperreagiblen Atemwegssystems führen auch rezidivierende Infekte durch die lokal auftretenden Proteasen aus einwandernden Leukozyten zu einer deutlichen Zunahme der bereits vorhandenen Hyperreaktivität und damit zu einer Verschlechterung des klinischen Krankheitsbildes. Ferner können Infekte zu einer Aktualisierung einer latenten Allergie beitragen.

Als Schlußfolgerung der besprochenen vielfältigen Möglichkeiten für die Auslösung von Allergien der Atemwege sowie der chemisch-toxischen und physikalischen Irritation ergibt sich die Forderung nach Allergenprophylaxe, d.h. weitgehender Sanierung der Umgebung des Patienten mit dem Ziel der Elimination der Allergene sowie der Nicht-Verwendung chemisch-toxischer/physikalisch-irritativer Substanzen in Innenräumen, insbesondere am Arbeitsplatz. Durch entsprechende arbeitsplatzhygienische Maßnahmen ist für einen Schutz der Arbeitnehmer zu sorgen.

Bei der sozial-medizinischen Bedeutung der hier besprochenen Krankheitsbilder sind diese Forderungen durchaus berechtigt. Im Laufe der letzten Jahre kommt es zu einer ständig steigenden Anzahl der genannten Erkrankungen, leider läßt sich die Häufigkeit nicht exakt angeben, da entsprechende Statistiken fehlen. Nach Angaben der Allgemeinen Ortskrankenkassen allerdings stellen Atemwegserkrankungen generell die häufigste Ursache für Fehltage und Arbeitsunfähigkeit dar, wobei die Häufigkeit mit zunehmendem Alter steigt. Ca. 12.000 Patienten werden pro Jahr vorzeitig berufs- und erwerbsunfähig, wobei das Rentenzugangsalter zwischen 55 und 58 Jahren liegt. Aus diesen Zahlen können Morbiditätsziffern zwischen 5 und 10 % errechnet werden. Dies bedeutet nicht nur eine erhebliche ökonomische Belastung, sondern wirft daneben eine Vielzahl sozial-medizinischer Fragen auf (SCHMIDT und PRIMER).

Literatur

1. Bias, W.B.: The genetic basis of asthma. In: K.F. Austen, L.M. Lichtensten (Hrsg.): Asthma. Ed. Academic Press New York 1973
2. Bloom, B.R.: In vitro approaches to the mechanism of cell mediated immune reactions. *Adv. Immunol.* 13 (171) 110
3. Ishizaka, A.K., Ishizaka, T. and Hornbrook, M.M.: Physico-chemical properties of reaginic antibody. IV. Presence of a unique immunoglobulin as a carrier of reaginic activity. *J. Immunol.* 97 (1966) 75
4. Kunkel, G., Baumgarten, C.: Zu den Grundlagen des Sensibilisierungsvorganges und Möglichkeiten der genetischen Kontrolle. *Allergologie* 1 (1978) 187
5. Lawrence, S.H. Landy, M.L.: Mediators of cellular immunity. Academic Press, New York 1969
6. Muckelmann, R., Kunkel, G., Staib, F., Blohm, B., Rudolph, R., Mishra, S.K., Müller, J.A., Mast, H., Sladek, M.: Respirationsallergien verursacht durch Aspergillusarten aus der Topferde von Zimmerpflanzen. *Prax. Pneumol.* 35 (1981) 363

7. Nolte, D.: Asthma, das Krankheitsbild, der Asthma-Patient, die Therapie. Urban und Schwarzenberg (1980)
8. Pepsy, J.: Pulmonary Aspergillose, farmers lung and related diseases. Immunol. Diseases 2 (1971) 693
9. Pierce, C.W.: Antibodyformation in vitro, Proc. 8th, Congress Allergol. Tokio 1973. Excerpta Medica, American Elsevier Publ. N.Y.
10. Rudolph, R., Meier-Duis, H., Kunkel, G., Staud, R.-D., Stock, U.: Über die Bedeutung von Tierhaarallergien bei Erkrankungen der oberen Luftwege. Dtsch. Med. Wschr. 100 (1975) 2575
11. Rudolph, R., Kunkel, G., Diller, G., Baumgarten, C., Schniggenberg, E., Sladek, M.: Zur Bedeutung von Tierepithelien als Umweltallergen bei isolierter ganzjähriger Rhinitis allergica. Allergologie 3 (1980) 107
12. Schmidt: Sozial-medizinische Aspekte bei Atemwegskrankheiten. In: Obstruktive Atemwegserkrankungen. Internat. Symposium, Wien 1979, Verlag Gerhard Witzstrock
13. Staib, F., Tompak, B., Thiel, D., Abel, Th.: Aspergillus fumigatus in der Topferde von Zimmerpflanzen. Bundesgesundheitsblatt 21 (1978) 209

Anschrift der Verfasser:
Prof. Dr. G. Kunkel
Dr. R. Rudolph
Dr. R. Muckelmann

Abteilung für Klinische Immunologie
und Asthma-Poliklinik der Freien Universität Berlin,
Rudolf-Virchow-Krankenhaus,
Augustenburger Platz 1, D - 1000 Berlin 65

Luftqualität in Innenräumen

Hrgb. K. Aurand, B. Seifert und J. Wegner
Gustav Fischer Verlag, Stuttgart-New York 1982

Emissionen von organischen Substanzen aus Spanplatten

Emission of Organic Substances from Chip-boards

H.-J. Deppe

Summary

A relatively small number of investigations on emissions of organic substances from chip-board is available up to now. The emissions known to date are caused by glues or other additives rather than by the wood itself. As concerns aminoplast glues (urea-formaldehyde or melamine-formaldehyde resins) the most important point of public interest has been the off-gassing of formaldehyde from chip-board. Chip-board with phenol-formaldehyde glues has been known in some cases to give off phenol. The formation of diamino diphenyl methane from isocyanate glues is still a matter of discussion. A further source for possible emissions are wood and fire protectives which are added during the manufacturing process. Finally, coating of chip-board may lead to emissions of organic substances.

The lack of adequate detection methods has so far delayed the treatment of questions in relation to emissions from chip-board. Even now, there are numerous problems in this field especially when investigating isocyanate glues. Problems in relation to the origin of emissions due to the kind of glue used and the manufacturing process are discussed, and proposals are made how to solve some of these problems. The question of the health risk is dealded with from the view-point of the civil engineer and in an general economic context.

1. Allgemeines

Spanplatten bilden die größte Gruppe innerhalb der sogenannten Holzwerkstoffe. Unter dem Oberbegriff Holzwerkstoffe werden üblicherweise Furnier-, Tischler-, Faser- und Spanplatten zusammengefaßt. Ferner rechnet man Formteile aus Furnieren (Formsperrholz), Span- und Fasermaterial zu diesem Sektor der Holzindustrie. Gemeinsames Kennzeichen der Holzwerkstoffe ist ihre großflächige Ausbildung und ihre im Vergleich zu Massivholzprodukten weitgehende Heterogenität. Sie sind Produkte moderner Massenfertigungen und haben durch die inzwischen ausgefeilte Herstelltechnik und weitgehende Rationalisierung ein breites Anwendungsgebiet erobert. Unter anderem auch durch die hohen Produktionszahlen blieben Holzwerkstoffe bislang relativ preisstabil und damit wettbewerbsstark. Zwischen den einzelnen Holzwerkstoffen ist es jedoch im Laufe der Zeit zu starken Verschiebungen gekommen. So beginnt der Tischler- und Furnierplattenverbrauch weltweit langsam aber zunehmend zu stagnieren. Die Gründe dafür sind vielschichtig. Neben starken Preissteigerungen beim Rohstoff infolge Verknappung von Schäl- und Messerware sind besonders die hohen Lohnkosten hierfür maßgebend. Bei der Faserplattenproduktion stagniert der Verbrauch an Hartfaserplatten (HFH). Dieser Plattentyp kann nur im Naßverfahren in Dicken bis etwa 6 mm hergestellt werden. Hingegen ist bei den im Trockenverfahren erzeugten sogenannten mittelharten Faserplatten (MDF-Platten = Medium Density Fiberboard) eine Steigerung im Verbrauch feststellbar. Das enorme Anwachsen der Spanplattenproduktion im Bereich der FESYP (Föderation der Spanplattenverbände im EG- und EFTA-Wirtschaftsgebiet) ist Abb. 1 zu entnehmen. Inzwischen hat die Produktion eine Größenordnung von rund 23 Mio m³ p.a. im Jahr 1980 überschritten. Im Bundesgebiet besteht gegenwärtig ein Verbrauch von rund 6,5 Mio m³ Spanplatten pro Jahr. Dieser Werkstoff bestreitet hier rund 95 % des gesamten Holzwerkstoffverbrauches. Aufgrund seines Umfangs und seiner Bedeutung steht er daher auch im Vordergrund des Interesses.

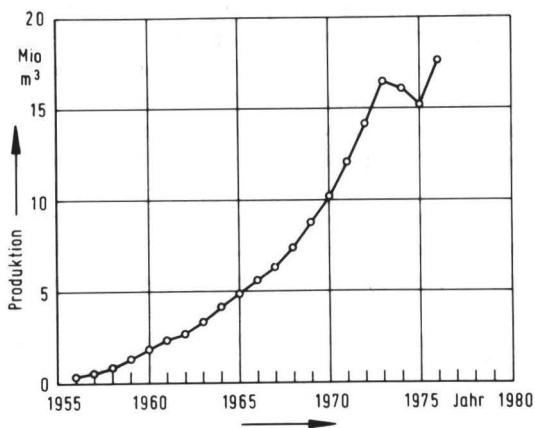


Abb.1: Anstieg von Holzspanplattenproduktion und Verbrauch im EG-/EFTA-Wirtschaftsbereich

Grundbestandteile der Spanplatte sind Späne aus Holz oder Einjahrespflanzen, Klebstoffe und Zuschläge. Die Produktion ist als Fließfertigung ausgebildet. Dabei werden die Späne für die Deck- und Mittelschichten jeweils besonders aufbereitet und in Mischanlagen mit Klebstoffen beleimt. Auf Formsträngen werden die Späne zu ein- oder mehrschichtigen Formlingen gestreut und anschließend bei Temperaturen von 150 - 220°C verpreßt. Die fertig verpreßten Platten werden danach konditioniert, besäumt und geschliffen.

Bei Holz oder Einjahrespflanzen sind keine nennenswerten Emissionen bekannt. Lediglich bei sehr hohen Trocknungstemperaturen, bei sogenannten Über trocknungen, kann es beim Holz selbst zu geringfügigen Formaldehydemissionen aus dem Trockner kommen. Entscheidende Ursache für Emissionen sind bei Spanplatten hingegen die verwendeten Klebstoffe (Abb. 2). In der Spanplattenfertigung finden als Klebstoffe ausschließlich Kunstharze Verwendung. Zu rund 95 % handelt es sich um Duroplaste. Hier sind in erster Linie die Aminoplaste (Harnstoff-Formaldehydharze = UF, Melamin-Formaldehydharze = MF) zu nennen. Rund 90 % der bundesdeutschen Spanplatten werden mit UF-Harzen erzeugt. Der jährliche Verbrauch bei diesem Aminoplastharz liegt allein im Bundesgebiet in der Spanplattenfertigung in einer Größenordnung von rund 350.000 t. Etwa 10 % der bundesdeutschen Spanplattenproduktion werden mit Phenolharz- (PF) oder Isocyanat (Ic)-Verleimung hergestellt. Der Verbrauch beläuft sich hier auf annähernd 10.000 t PF-Harz, knapp 5.000 t Ic-Harz und schätzungsweise 15.000 t modifizierter Aminoplasteharze.

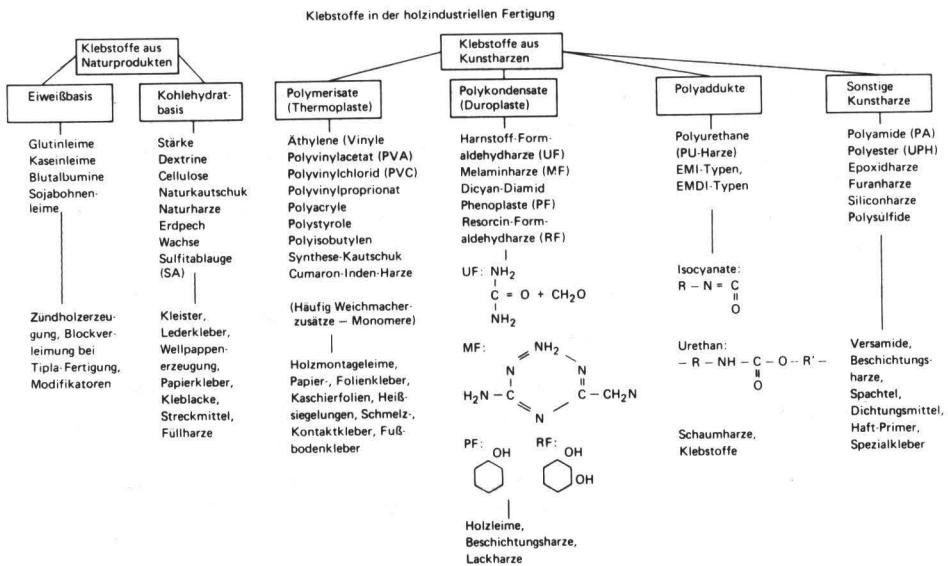


Abb. 2: Klebstoffe in der holzindustriellen Fertigung

Thermoplastkleber finden nur in einigen Formteilerzeugnissen in Verbindung mit anderen Klebstoffen als Kombinationsklebstoffe Verwendung. Bei den Naturklebstoffen sind es besonders die Tannin-Formaldehydharze (TF), die aus Rindenextrakten von Wattle (*Acacia mollissima*), *Pinus radiata*, Mangrove, Quebracho u.a. hergestellt werden. TF-Harze spielen in den nationalen Spanplattenproduktionen von Südafrika, Australien, Neuseeland, Brasilien, Argentinien und Honduras zur Zeit eine wichtige Rolle. In Europa besitzen TF-Harze neben dem Resorcinharz (RF) als Beschleuniger einige Bedeutung. Sulfitablauge als Abfallprodukt der Zellstofferzeugung wird in erster Linie zum Verschneiden von PF- und TF-Harzen eingesetzt.

Als Zuschlagstoffe kommen in Betracht

Streckmittel:	Verschieden modifizierte Salzverbindungen, Stärke
Härter:	Bei UF-, MF-Harzen Ammoniumsalze der Salz-, Salpeter- oder Phosphorsäure
Puffer:	Ammoniakalische Substanzen
Hydrophobierungsmittel:	Paraffinemulsionen
Holzschutzmittel:	Fluorverbindungen, Amine, Chlorierte Naphthaline
Feuerschutzmittel:	Ammoniumphosphate, Borverbindungen, Bromverbindungen

Die unterschiedliche Beständigkeit der einzelnen Klebstoffe beziehungsweise Klebstoffkombinationen gegen Feuchte und Temperatur hat im Normenwerk und in den bauaufsichtlichen Bestimmungen für Spanplatten mit bestimmten Verleimungen zu einer Zuordnung einzelner Normentypen und Anwendungsklassen geführt (Tab. 1).

Bei den Anwendungsklassen (Bereichen) ist auf folgende allgemeine Festlegungen hinzuweisen:

Allgemeine Zwecke:	Güteschränkenwerte für einzelne Platteneigenschaften; vornehmlich für den Möbel- und Innenausbau verwendet
Klasse 20 DIN 68 800:	Für verkleidende und/oder aussteifende Zwecke im Innenraumklima (Plattenfeuchte $u \leq 15\%$), z.B. Innenausbau
Klasse 100 DIN 68 800:	für verkleidende und/oder aussteifende Zwecke im Feuchtraumklima (Plattenfeuchte $u \leq 18\%$), z.B. Küchen, Bäder etc.

Tabelle 1: Normentypen (Gütenorm) bei Holzwerkstoffen und Anwendungsklassen
(DIN 68 800 Teil 2)

Holzwerkstoff	Gütenorm DIN	Klebstoff	Normtyp ¹⁾	Anwendungsbereich ³⁾
Tischlerplatte (Tipla)	68 705	UF	BTI 20	Allgemeine Zwecke
	68 705	UF, MF	BTI 67	Innenräume
	68 705		BTI 100	Feuchträume
	68 705		BTI 100 G	Naßräume
Furnierplatte (Fupla)	68 705	UF	Fupla	Allgemeine Zwecke
	68 705	UF	IF 20	Innenräume
	68 705	UF, MF	IW 67	"
	68 705	UF, MF	A 100	"
	68 705	PF, RF	AW 100	Feuchträume
Faserplatte HFH	68 750	—	—	Allgemeine Zwecke
	68 754	(PF)	HFH 20	Innenräume
	68 754	(PF)	HFH 100	Feuchträume
	68 754	(PF)	HFH 100 G	Naßräume
HFM (MDF)	68 750	UF	MDF	Allgemeine Zwecke
	68 754	UF	HFM 20	Innenräume
	68 754	PF	HFM 100	Feuchträume
	68 754	PF	HFM 100 G	Naßräume
Spanplatte	68 761	UF, Ic	FPY	Allgemeine Zwecke
	68 761	UF, Ic	FPO	Möbelbau
	68 763	UF, Ic	V 20	Innenräume
	68 763	PF, Ic, K ²⁾	V 100	Feuchträume
	68 763	PF, Ic, K	V 100 G	Naßräume

1) DIN-Kurzbezeichnungen

2) K = Kombinationsverleimung = UF/MF/PF;UF/MF/Ic; UF/MF/TF u.a.m.

3) Anwendungsbereich (Anwendungsklasse) gemäß DIN 68 800, Teil 2:

Innenraumklima = Plattenfeuchte < 15 %

Feuchtraumklima = Plattenfeuchte < 18 %

Naßraumklima = Plattenfeuchte > 18 %

Klasse 100 G
DIN 68 800:

Für verkleidende und/oder aussteifende Zwecke im sogenannten Naßraumklima (Plattenfeuchte $u > 18\%$). Die Platten sind mit einem amtlich zugelassenen Holzschutzmittel versehen, für das ein spezieller Brauchbarkeitsnachweis vorliegt.

Bei Feuerschutzbehandlungen tragen die Platten die Zusatzbezeichnung B 1 DIN 4102. Zusätzlich sind sie mit der Prüfzeichennummer des IfBt gekennzeichnet (PA III).

2. Mögliche Emissionen

Aus dem Bereich Holz beziehungsweise Einjahrespflanzen sind bislang keine gesundheitsschädlichen Emissionen bekanntgeworden, sieht man von vereinzelten Allergiefällen ab, die in erster Linie durch Inhalation von Staub hervorgerufen werden. Opler (1979) weist allerdings darauf hin, daß unter Arbeitern in der englischen Holzindustrie nasale Tumore deutlich stärker auftreten als in der übrigen Bevölkerung. Als mögliche Quelle wird der Staub von Laubhölzern hierfür verantwortlich gemacht. Als Holzarten, die hierfür in Frage kommen, gelten *Mansonia altissima*, Western Red Cedar, Makoré und Guarea. Da jedoch diese Holzarten nur in Form von Restholzsortimenten in sehr geringen Mengen in der Spanplattenfertigung eingesetzt werden, kommt ihnen als mögliche Schadensquelle keine Bedeutung zu. Die bei Verarbeitung von Bagasse auftretende gefürchtete Bagassosis wird nach Einsetzen der Fermentation durch Hyphen der Pilze der Gattung *Aspergillus*, *Penicillium*, *Fusarium* bzw. *Rhizopus nigricans* hervorgerufen (Brinkmann, 1980).

Bei den Klebstoffen sind hinsichtlich möglicher Emissionsquellen die Aminoplastharze in den Vordergrund getreten. Namentlich die Formaldehydabspaltung während der Plattenherstellung und darüberhinaus die nachträgliche Abspaltung aus fertigen Platten gab in der Vergangenheit mehrfach Anlaß zu Beanstandungen und Reklamationen. Aufgeschreckt durch Ergebnisse amerikanischer Untersuchungen über mögliche Gesundheitsrisiken bei diesem Stoff sind für seine Verarbeitung und auch für sein Vorkommen in Räumen besondere Vorschriften erlassen worden (Tab. 2).

Tabelle 2: MAK – Werte für Formaldehyd

Land		MAK-Wert	
		ppm	mg/m ³
Belgien	(1976)	2 (max.)	3 (max.)
BR Deutschland	(1971)	1 (max.)	1,2 (max.)
CSSR	(1976)	1,7	2
DDR	(1976)	2	3
Dänemark	(1979)	1	1,2
	Vorschlag f. 1983	0,3	
	Vorschlag f. neue Anlagen (1982)	0,3	0,4
Finnland	(1976)	2 (max.)	3 (max.)
Frankreich	(1977)	Keine eigenen Normen (Anlehnung an US- und UdSSR-Normen)	
Holland	(1976)	2 (max.)	3 (max.)
Italien	(Hygiene) (1976)	1,25	1,5
	(ENPI) (1976)	1	1,2
Norwegen		1	1,2
Schweden	(1976)	1 (max.)	1,2 (max.)
	Vorschlag für neue Anlagen	0,5	0,6
Schweiz	(1976)	1 (max.)	1,2 (max.)
UK		2 (max.)	2,5 (max.)
UdSSR	(1976)	0,42 (max.)	0,5 (max.)
Japan	(1976)	5	6
USA	OSHA Federal Standard (1974)	3;5 (max.)	36;6 (max.)
		10(max. 1xtägl. bis zu 30 ⁰)	12(max. 1xtägl. bis zu 30 ⁰)
	NIOSH (1976 vorgeschlagen)	1	1,2
	ACGIH (1973)	2 (max.)	3 (max.)

Formaldehyd wird vorwiegend durch die Methanoxidation gewonnen. Es ist ein wichtiger Grundstoff, der in der Industrie verbreitet Anwendung findet (Abb. 3, 4).

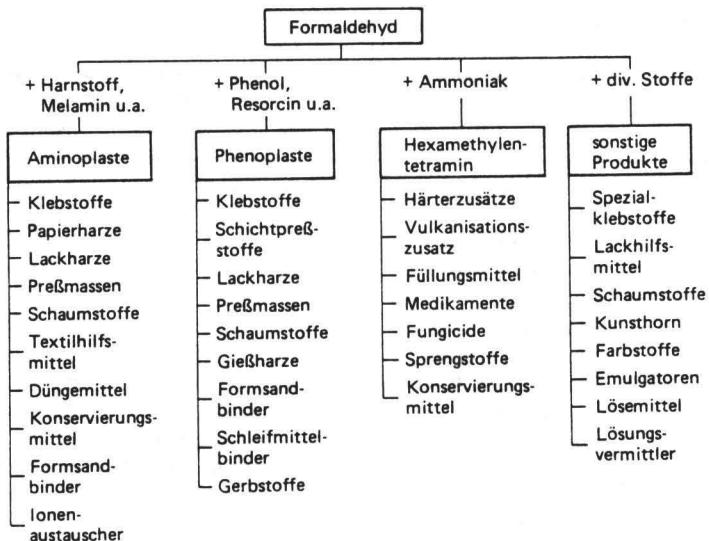


Abb. 3: Einsatzgebiete für Formaldehyd (Auswahl)

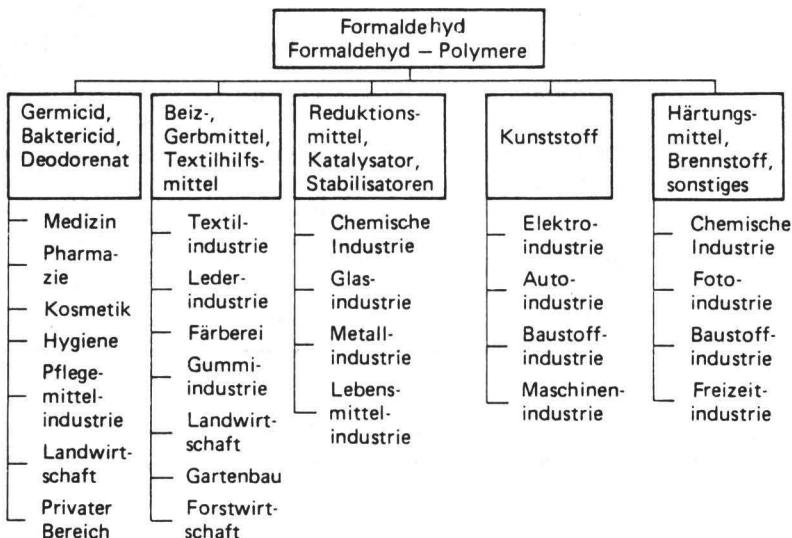


Abb. 4: Verwendungen von Formaldehyd

Ausgangsstoffe und Abbauprodukte sind in Abb. 5 dargestellt. Mit Hilfe von Formaldehyd gelingt es, Amino- und Phenoplaste zu kondensieren. Im vorliegenden Falle gilt das Interesse der Verwendung bei der Verleimung.

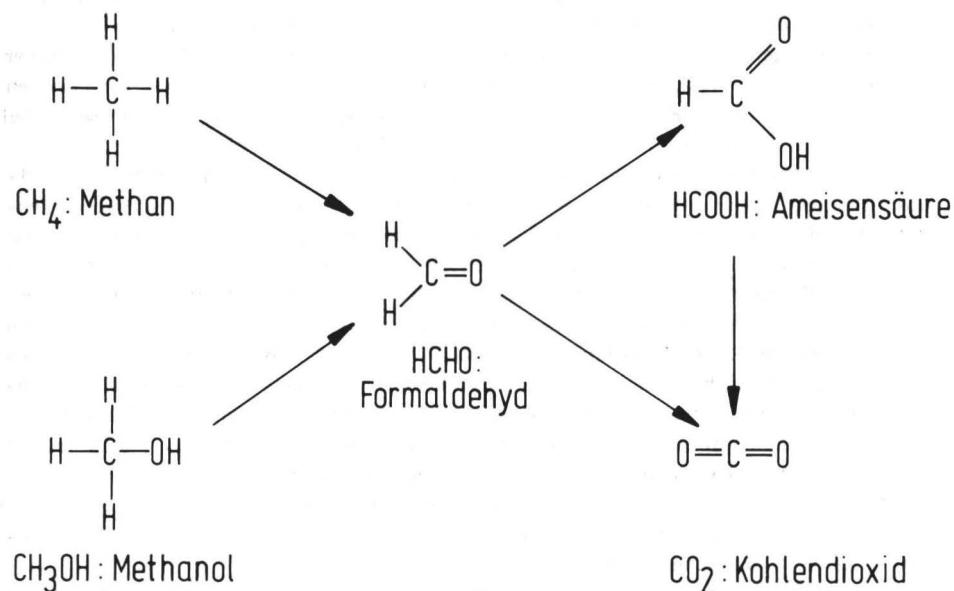


Abb. 5: Ausgangsstoffe und Abbauprodukte von Formaldehyd

Neben dem Formaldehyd in seiner bekannten Form ist noch offen, ob unter Umständen Spuren von BCME (Bis-Chlormethylether) noch eine Rolle spielen (Travenius 1980), das sich aus Formaldehyd in Verbindung mit Salzsäure bilden kann (ECETOC 1981), die häufig bei der Härtung von Aminoplasten freigesetzt wird. Allerdings ist die Verbindung nicht stabil. Sie wird in feuchter Luft zu HCHO und HCl hydrolisiert und von Wasser augenblicklich zersetzt (vgl. Rona, Z. exp. Med. 13, 28 und Chem. Zbl. 1921, III, 374). Mit NH_3 bildet sich Hexamethylentetramin. Es muß als unwahrscheinlich angesehen werden, daß es insbesondere bei Einsatz ammoniakalischer Fängersubstanzen in der Platte zur Bildung von BCME kommt.

Bei Phenolharzverleimungen treten Formaldehydemissionen, wie sie bei Aminoplastverleimungen vorkommen, nicht auf. Obwohl bei DF-Harzen, ebenso wie bei Aminoplastharzen, zur Kondensation Formaldehyd in gleicher Weise erforderlich ist, wird eine Emission anscheinend durch die andersartige Struktur die-

ses Harzes unterbunden. Feststellbar sind bei der Herstellung phenolharzverleimter Furnier- und Spanplatten hingegen Geruchsbelästigungen, deren Ursachen noch nicht bekannt sind. Möglicherweise werden sie durch kresolische Verunreinigungen hervorgerufen. Während gasförmige Emissionen bei PF-Spanplatten bislang nicht bekanntgeworden sind, kann es bei verbauten PF-Spanplatten vereinzelt zu sogenannten "Ausblühungen" oder auch zum "Ausbluten" kommen.

Beim erstgenannten Fall handelt es sich um das Herausdiffundieren alkalischer Salze, die zur Härtungsbeschleunigung eingesetzt werden. Beim sogenannten "Ausbluten" können es hingegen freie, nicht abgebundene Phenolreste sein, bei denen schon Spuren zu Verfärbungen auf hellen Flächen führen.

Bei Einsatz von Isocyanaten in der Fertigung sind an einigen Stellen, namentlich in der Beleimungsanlage und an den Streustationen, Messungen vorgenommen worden. So wurden bei einer Fertigung in der Waferboard-Anlage Timmins/Ontario in Canada während der Herstellung von Spanplatten mit Ic-Verleimung folgende Werte ermittelt: Leimstation: 0,05 ppm, Streustation: 0,005 ppm, Presse: 0,0 ppm (Adams 1981). Aus fertigen Platten sind hingegen nach mehreren Untersuchungen (Farbenfabriken Bayer AG, WKI-Braunschweig) keine Emissionen von Isocyanat nachweisbar gewesen. Umstritten ist das Auftreten und der Einfluß des DADPM (Diaminodiphenylmethan). Die bislang während der Spanplattenfertigung ermittelten Aminwerte sind außerordentlich niedrig. Hinzu kommt noch, daß bei der Analytik noch erhebliche Unsicherheiten vorliegen. Das Toluylendiisocyanat (TDI) und seine mögliche Umsetzung zu Toluylendiamin (TDA) spielt in der Spanplattenfertigung keine Rolle, da dieser Rohstoff hier als Klebstoff keine Anwendung findet.

Als Hydrophobierungsmittel finden in der Spanplattenfertigung in der Regel Paraffine Verwendung. Ihre Dosierung ist mit rund 0,5 % bezogen auf absolut trockene (atro) Holzmassen verhältnismäßig niedrig. Außerdem sind bislang keine Beeinträchtigungen durch Verarbeitung dieses Materials bekanntgeworden.

Bei Holzschutzmitteln ist die Frage möglicher Emissionen Gegenstand des Zulassungsverfahrens, da nur solche Mittel verwendet werden dürfen, für die ein Prüfzeichen des IfBt vorliegt. Gegenwärtig sind die in Tabelle 3 verzeichneten Schutzmittel in der Spanplattenfertigung amtlich zugelassen.

Mittel	Hersteller	Prüfzeichen Nr. PA V
Basileum SP-70	Desowag-Bayer	853
Basilit SP	Desowag-Bayer	730
Moracid	Moralt	1107
Wolmanit BF trocken	Wolman	1077
Wolmanit C 10	Wolman	820
Xyligen 25 F	BASF	867
Xyligen 30 F	BASF	745
Basilit SP 80	Desowag-Bayer	1132
Basileum SP 75	Desowag-Bayer	1133

Tabelle 3:
Holzschutzmittel mit dem
Prüfzeichen PA V-SP zur Her-
stellung von Spanplatten der
Type V 100 G DIN 68763
(Quelle: Schriften des IfBt
Berlin, Reihe A, Heft 3, 1981)

Die im Ausland zuweilen noch propagierte Anwendung von Pentachlorphenol (PCP) als Holzschutzmittel hat sich in Deutschland nicht durchgesetzt. Neben Befürchtungen hinsichtlich der Umweltbelastung stehen auch die relativ hohen Wirkstoffverluste beim Verpressen einer derartigen Verwendung entgegen (Deppe/Petrowitz 1969). Zudem hat sich der PCP-Verbrauch in letzter Zeit rückläufig entwickelt (Angerer 1981).

Es ist verständlich, daß die Gesundheitsbehörden einer Anwendung von Holzschutzmitteln in Innenräumen allgemein mit Mißtrauen gegenüberstehen. Nach allgemeiner Erfahrung besteht immer eine gewisse Gefahr, daß Mittel, die gegen Pilze und Insekten wirksam sind, unter Umständen auch gegenüber den Menschen nicht mehr ungefährlich sind. Indessen ist durch die Prüfzeichenerteilung und die damit verbundene Überprüfung hier die Gewähr einer sorgfältigen Beobachtung und Kontrolle gegeben.

Feststellbar bei vielen Holzschutzmitteln ist eine sogenannte "Gasphase" (Abb. 6). Bei Prüfungen mit Holzwerkstoffen im sogenannten BAM-Schwammkellerversuch zeigt sich, daß die "Gasphase" bei geschützten Werkstoffen in der Lage ist, sogar ein Bewachsen der Prüfkörper zu verhindern. Für einen effizienten Holzschutz ist es verständlicherweise wünschenswert, diese "Gasphase" möglichst lange und intensiv aufrechtzuerhalten. Eine Prüfung auf Erteilung einer Zulassung muß demzufolge diese Eigenschaft in die Überlegungen einbeziehen.

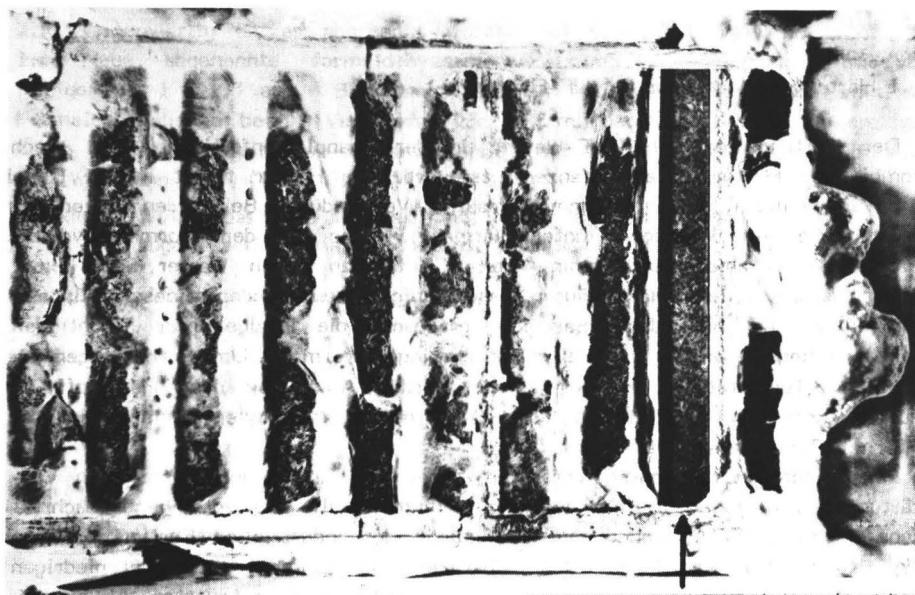
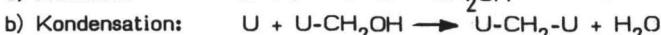


Abb. 6: Gasphase bei einer geschützten Holzspanplatte im Schwammkellerversuch

Bei Feuerschutzmitteln handelt es sich allein schon aus preislichen Erwägungen in der Regel um anorganische Salze auf der Basis von Bor oder Ammoniumphosphaten. Verarbeitet werden Salze, die bei Hitze durch Wasser- oder Ammoniakabspaltung eine Löschwirkung bewirken. Es sind jedoch bei Raumtemperaturen aus derart ausgerüsteten Platten (Typ B 1 DIN 4102) keine Emissionen bekannt geworden.

3. Emissionen bei aminoplastverleimten Spanplatten

Die Basisreaktion bei der Herstellung von Harnstoff-Formaldehydharz verläuft in zwei Stufen (Meyer 1979). (Harnstoff = Urea = U; F = Formaldehyd)



Harnstoff und Formaldehyd werden in wässriger Lösung bei Verwendung saurer Katalysatoren unter Wärmeeinwirkung kondensiert. Über Mono- und Dime-thyloharnstoff kommt es unter Wasserabspaltung zur Harnstoff-Formaldehydharz-Bildung (Deppe/Ernst 1977).

Bei der Erzeugung der Leimharzlösung vor dem Einsatz als Klebstoff entstehen Vorkondensate, bei denen der Formaldehyd nicht voll einkondensiert, sondern immer als geringer Überschuß in Form von freiem Formaldehyd vorhanden ist.

3.1 Härtungsmechanismus bei UF-Harzen

Der Härtungsprozeß bei UF-Harzen in der Spanplattenfertigung wird durch kombinierte Härter/Puffersubstanzen gesteuert. Als Härter findet in der Regel Ammoniumchlorid, seltener Ammoniumsulfat Verwendung. Bei diesen Salzen reagieren die Ammoniumionen unter Wärmeeinwirkung mit dem Formaldehyd des Harzes zu Hexamethylentetramin. Ferner entstehen neben Wasser Salz- bzw. Schwefelsäure. Diese Härtersäuren beschleunigen den Kondensationsprozeß; am wirksamsten hat sich dabei Salzsäure erwiesen, die infolge ihrer Flüchtigkeit den Formling besonders schnell zu durchdringen vermag. Um Vorhärtungen bei niedrigen Temperaturen zu vermeiden, werden Ammoniak oder Harnstoff als Puffer zugesetzt. Eine Härtung kann auch mit Hexamethylentetramin oder allein mit Formaldehydüberschuß erfolgen.

Die beiden letztgenannten Verfahren finden nur Anwendung, wenn man Vorhärtungen infolge von Wärmeeinwirkung verhindern will. Der vorstehend beschriebene Härtungs-Puffermechanismus ermöglicht der industriellen Fertigung einmal eine Kombination von langer Gebrauchsduauer der Leimharzlösung bei niedrigen Temperaturen, zum anderen einen sehr schnellen und gesteuerten Ablauf der Hitzehärtung. Er hat sich bei der Aminoplastverleimung in der Holzspanplattenfertigung als optimal erwiesen (Deppe/Ernst 1977).

3.2 Formaldehydabspaltung während der Herstellung

UF-Harze müssen zum Erreichen einer einwandfreien Kondensation mit Formaldehydüberschüß gefahren werden. Neben diesem sogenannten freien Formaldehyd entweicht beim Verpressen auch weniger fest einkondensierter Formaldehyd. Die Formaldehydabgabe während der Verpressung wird ferner von folgenden Parametern beeinflußt:

a) Spanzusammensetzung:

Reaktivere Holzarten wie Fichte intensivieren die Formaldehydabgabe, während andere Arten wie Eiche die Abspaltung nicht nennenswert beeinflussen (Roffael 1976). Hierbei spielt jedoch das Meßverfahren eine wichtige Rolle. Die von Roffael gefundenen Resultate gelten für die Perforator-Methode. Bei der Foliensack-Methode kehren sich die Verhältnisse um (Wittmann 1977). Die Foliensackmethode der BASF erfaßt die unmittelbar beim Preßvorgang abgegebene Formaldehydmenge, die Perforator-Methode hingegen die mit Toluol extrahierbare Menge. Naturgemäß spielt die spezifische Spanoberfläche eine wichtige Rolle. So ist die Abgabe aus Sägespänen fast zehnmal höher als aus Schneidspänen (Krachzenko 1974).

b) Molverhältnis und freier Formaldehyd im UF-Harz:

Von erheblicher Bedeutung ist das Molverhältnis von Harnstoff:Formaldehyd für die Formaldehydabgabe während der Verpressung und auch aus den fertig verpreßten Platten. Noch vor wenigen Jahren betrug das Verhältnis 1 : 2,2 - 2,5. Gegenwärtig ist es abgesenkt worden auf eine Größenordnung unter 1 : 1,4. Neue, sogenannte formaldehydarme UF-Leime weisen ein Verhältnis von weniger als 1 : 1,3 auf. Bei sonst gleichen Verfahrensbedingungen sinkt die Formaldehydabgabe beim Verpressen von Formlingen mit 16 % Wassergehalt durch die Abminderung des Molverhältnisses von 1 : 1,8 auf 1 : 1,3 um rund 2/3 (Wittmann 1977) (Tab. 4).

Tabelle 4: Wirkung des Molverhältnisses Harnstoff: Formaldehyd auf die Formaldehydabgabe bei UF-verleimten Spanplatten nach Ramey (1980)

Molverhältnis	Formaldehyd-Abgabe	
	Perforatormethode (mg/100g)	Bordenmethode*) (ppm)
1 : 1,5	50	—
1 : 1,4	35	22
1 : 1,3	20	15
1 : 1,25	15	8 - 10

*) Gleichgewichtsmethode für Restformaldehyd

Die Verfahrenstechnik setzt allerdings einer Abminderung Grenzen, da der Kondensationsprozeß bei UF-Harzen einen Formaldehyd-Überschuß erfordert. Bei Abminderung unter 1 : 1,3 ist ohne besondere Vorkehrungen ein Festigkeitsverlust bei der Verleimung festzustellen (Roffael 1976, Hse 1974, Peterson et al. 1972). Zusätzlich sollte der Gehalt an freiem Formaldehyd in der Leimharzlösung $\leq 0,5$ % bezogen auf Festharz sein (Neusser/Zentner 1968). Allgemein ist auch hier die Feststellung zu treffen, daß neben dem Molverhältnis der Überschuß an freiem Formaldehyd die Verleimungsqualität beeinflußt. Je niedriger das Molverhältnis ist, je geringer der Anteil an freiem Formaldehyd ist, umso weniger fest ist die Einbindung des Formaldehyds in das Aminoplast und umso größer wird zwangsläufig die Gefahr der späteren Formaldehydabspaltung.

Hier gilt es für die Technik, einen Ausweg zu finden, der die weitere Verarbeitung der preiswerten Aminoplastharze als Klebstoff gestattet, andererseits aber den Anforderungen des Umweltschutzes gerecht wird.

c) Harzgehalt:

Mit steigendem Harzgehalt (Beleimungsfaktor = Festharzzugabe bezogen auf absolut trockene Holzmasse) steigt die Formaldehydabgabe während der Verpressung linear an (Wittmann 1977). Diese Beobachtung steht etwas im Widerspruch zu Angaben bei Neusser/Zentner (1968), wonach der Harzgehalt selbst nur wenig Einfluß auf die Formaldehydabgabe haben soll, da durch erhöhte Vernetzung die Abdunstung sinkt. Eine Erhöhung des Beleimungsfaktors von 6 auf 12 % soll die Abdunstung insgesamt nur um 5 % steigern.

d) Kondensation:

Härterzusammensetzung und Härtermenge sind von wesentlichem Einfluß auf die Formaldehydabspaltung (Peterson et al. 1972, 1974, Hse 1974, Plath 1967, Roffael 1975). Dies dürfte verständlich sein, da als Hauptquelle für die Formaldehydabspaltung nicht komplett abgebundene Methylol-Endgruppen in Betracht kommen (Kelly 1970). Bei einer beleimten Spanfeuchte von 16 % wird die Formaldehydabspaltung bei einem Molverhältnis von 1 : 1,4 durch eine Steigerung der Härterzugabe von 5 auf 20 % während der Verpressung praktisch halbiert (Peterson et al. 1974, Wittmann 1977). Dies gilt für die gleiche Kombination (Härter 08/10 = Ammoniumchlorid/Pufferverhältnis) auch bei der nachträglichen Formaldehydabspaltung aus fertigen Platten. Aufgrund des bei der Kondensation ablaufenden Prozesses kann jedoch die Härterzugabe nicht beliebig gesteigert werden (Plath 1967).

e) Spanfeuchte:

Die Feuchte der unbeleimten und beleimten Späne wird als einer der wichtigsten Parameter im Hinblick auf die Formaldehydabdunstung angesehen (Neusser/Zentner 1968, Peterson et al. 1972, Deppe/Ernst 1965). Bei sehr intensiver Trocknung des Spanges ist die Formaldehydkonzentration in der Trocknerabluft relativ hoch (Marutzky et al. 1980). Bei Feuchtewerten ≤ 2 % beträgt der Abluftwert beispielsweise bei Kiefer 10 - 20 mg/kg atro Span. Bereits bei 3 % Spanfeuchte halbiert sich dieser Wert. Eine Verdoppelung der beleimten

Spanfeuchte verdreifacht die Formaldehydabgabe beim Verpressen und verdopelt die nachträgliche Abdunstung aus fertig verpreßten Platten (Peterson et al. 1972, Wittmann 1977). Höhere Spanfeuchten beim Verpressen fördern zwar das Entstehen einer höheren Formaldehydmenge im Formling, ergaben aber nachträglich deutlich geringere Formaldehydabdunstungen, da offensichtlich mit der ausströmenden großen Dampfmenge ein großer Teil aus der Platte entfernt wird (Deppe/Ernst 1965).

f) Preßbedingungen:

Neben der beleimten Spanfeuchte werden hierunter die Parameter Preßtemperatur, -druck und -zeit zusammengefaßt. Mit steigender Temperatur steigt die Formaldehydabgabe beim Verpressen linear an. Bei fertigen Platten kehrt sich jedoch infolge der verbesserten Vernetzung das Verhältnis um, d.h. für eine Verminderung der nachträglichen Formaldehydabspaltung ist eine hohe Preßtemperatur vorteilhaft. Sie kann jedoch aus wirtschaftlichen Gründen nicht viel über 220°C ausgedehnt werden. Einen wesentlichen Einfluß übt im Zusammenhang mit der Spanfeuchte die Preßzeit aus. Je länger die Preßzeit, umso niedriger ist die spätere Formaldehydabdunstung (Deppe/Ernst 1965, Peterson et al. 1973). Da die Preßzeit indessen die Wirtschaftlichkeit der Fertigung unmittelbar beeinflußt, ist der hier zur Verfügung stehende Spielraum sehr begrenzt.

g) Klebstofffrezeptur:

Es ist möglich, die Formaldehydabgabe durch den Einbau spezieller "Fängersubstanzen" in die Leimharzlösung zu reduzieren. Die hierfür angebotene Palette ist sehr weit gefächert und reicht von der Zugabe von Harnstoff (Graser 1977, Dt-OS 2.553.459), von Ammoniak (Clad 1971, Dt-OS 1.653.167, Ohhara et al. 1974, Ginzel, 1973), von Mineralölzusätzen oder Kaliumsilikaten (Pashkovskaya 1975), von Proteinen oder Aktivkohle (Shirai 1974), von Weizenmehl (Kitakado 1974), von Lignosulfonaten (Roffael 1973, Kawashima 1974) bis zur Zugabe von aliphatischen Aminen, Thio-Amiden, Iminen (Kubitzky 1973) und Di-cyandiamid (Ohe 1974). Daneben sind auch Kombinationsfänger in Vorschlag gebracht worden: Harnstoff + Melamin (Takahashi et al. 1975), Harnstoff + Ammoniak (Roffael 1975), Harnstoff + Amine (Ohhara 1974), Paraffindispersion als Hydrophobierungsmittel gekoppelt mit Harnstoffzugabe (Dt-OS 2.740.207), Ammoniumcarbonat, -bicarbonat oder -carbaminate (EP-OS 0013372 - hierbei reagiert das Ammoniak mit dem Formaldehydgas zu Hexamethylentetramin), Ammoniak + Blutalbumin als Proteinfänger (EP-OS 0013447 - vergl. Abb. 7).

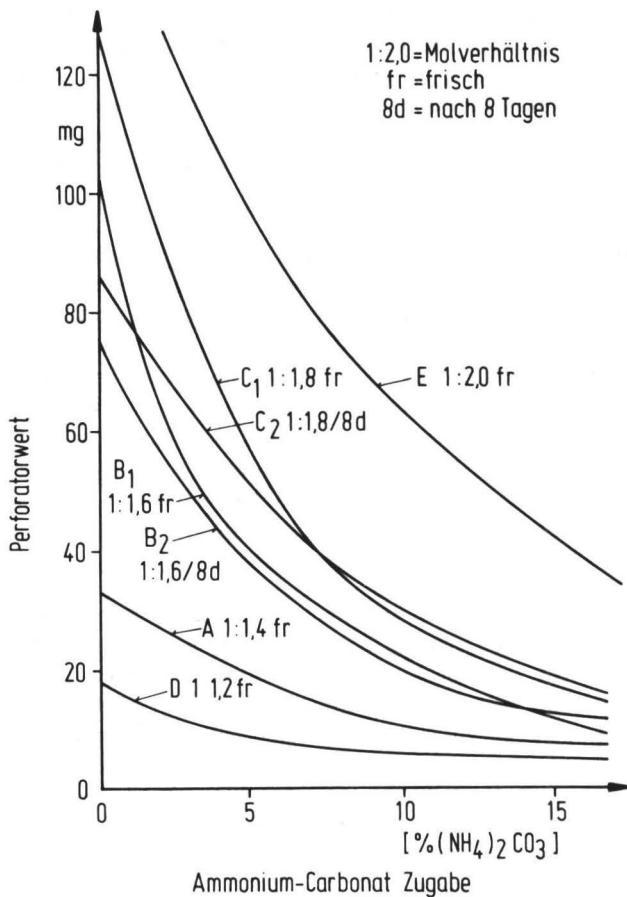


Abb. 7:
Perforatorwert in Abhängigkeit von der Ammonium-carbonatzugabe bei UF-verleimten Holzspanplatten mit verschiedenen UF-Molverhältnissen und Lagerzeiten nach WKI (1981)

Alle angeführten Herstellungparameter ergaben einzeln oder in Kombination hinsichtlich der Reduzierung der Formaldehydabspaltung bei der Herstellung folgende Reihung, wobei die Wirtschaftlichkeit der Fertigung berücksichtigt wurden ist:

Parameter	Einfluß auf eine mögliche Formaldehydabdunstung
Spanzusammensetzung	gering
Molverhältnis	groß
Freier Formaldehyd	groß
Beleimungsfaktor	vorhanden
Härtetyp + Menge	sehr groß
Spanfeuchte(unbeleimt)	vorhanden
Spanfeuchte(beleimt)	groß
Preßdruck	ohne
Preßtemperatur	groß
Preßzeit	sehr groß
Klebstoffrezeptur	sehr groß

Wirtschaftliche Erfordernisse begrenzen den Spielraum beim Molverhältnis, beim freien Formaldehyd, bei der Härtemenge sowie bei der Preßzeit außerordentlich eng. Somit verbleiben Spanfeuchte, Preßtemperatur und Klebstoffrezeptur als Parameter zur Reduzierung der Formaldehydabspaltung. Hiervon ist der Spielraum bei Spanfeuchte und Preßtemperatur ebenfalls eingeengt. Nur die Änderung der Klebstoffzusammensetzung durch den Einbau spezieller Fängerstoffe eröffnet hier Möglichkeiten, die inzwischen auch erfolgreich genutzt werden.

3.3 Formaldehydabspaltung aus fertigen Spanplatten

Für den Verbraucher ist die nachträgliche Formaldehydabdunstung aus fertigen Spanplatten von Bedeutung. Hier sind vor allem folgende Parameter von Interesse: Lagerzeit, Lagerbedingungen, Langzeitwirkung und Beschichtung der Platten. Mit steigender Lagerzeit nimmt erwartungsgemäß die Formaldehydabspaltung aus Spanplatten ab (Deppe/Ernst 1965, Roffael 1978). Nach etwa 8 Tagen Lagerung halbiert sich der Wert. Das Ausgangsniveau der Abdunstung ist abhängig vom Molverhältnis und vom freien Formaldehydgehalt des UF-Harzes, von der Vernetzung (Härtetyp und -menge) und den Preßbedingungen.

Bei den Lagerbedingungen spielen Temperatur und Feuchte eine entscheidende Rolle. Mit steigender Temperatur verstärkt sich die Abdunstung erwartungsgemäß (Neusser/Zentner 1968). Nach Untersuchungen von Wittmann (1962) stieg die Abdunstung bei einer Steigerung der Temperatur von 50° auf 80°C um den Faktor 10. Eine Zunahme der relativen Luftfeuchte von 35 % auf 80 % steigert die Abdunstung um nahezu 50 % (Wittmann 1962). Da die Plattenfeuchte durch Temperatur und Luftfeuchte bestimmt wird, müssen diese Faktoren zwangsläufig die gleiche Tendenz aufweisen (Abb. 8).

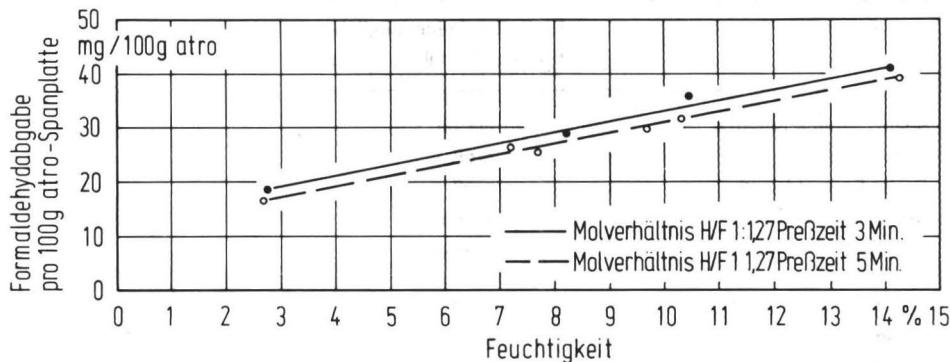


Abb. 8: Formaldehydabgabe (Perforator-Methode) von Spanplatten nach einem Jahr Freilagerung in Abhängigkeit von der Plattenfeuchte nach WKI-Braunschweig (1980)

Die Formaldehydabspaltung aus Spanplatten ist in der Regel sehr hartnäckig. So stellte Wittmann (1962) bei der Untersuchung von Behältern fest, daß der Formaldehydpegel in der Luft innerhalb dieser Boxen sich nach 7 Wochen Lagerung bei Raumklima (25°C , 45 % r.F.) erst um weniger als 10 % verringert hatte.

3.4 Weitere Möglichkeiten zur Senkung der Formaldehydabgabe

Neben dem Einsatz formaldehydarmer Leimharze, der Anwendung kombinierter Härtner/Fänger- oder Emulsions/Fänger-Kombinationen sind auch Verfahren für die Behandlung fertiger Platten bekannt geworden. Hierbei handelt es sich in erster Linie um Verfahren, bei denen Lösungen von Harnstoff oder Ammoniak beziehungsweise Ammoniumcarbonat auf die noch heißen Platten nach Verlassen der Heißpresse gegossen oder gesprührt werden. Nach einer Zwischenstapelung erfolgt das Schleifen.

Die starke Wirkung einer Ammoniakbehandlung zur Reduzierung der Formaldehydabgabe ist an einem Beispiel einer Behandlung von Mobilheimen der Firma Weyerhäuser in den USA ersichtlich (Tab. 5). Hierbei wurden 4 bis 7 l 29%iger Salmiakgeist in der Raumluft versprüht. Der Ammoniakgeruch hielt sich allerdings mehrere Tage (Ramey 1980).

Tabelle 5: Wirkung der Ammoniakbehandlung in Mobilheimen auf die Formaldehydabgabe

Mobilheim	Formaldehydgehalt		
	Anfangswert (ppm)	Vermindert auf (ppm)	Dauer
I	1,0	0,22	13 Wochen ¹⁾
II	0,9	0,26	7 Wochen ²⁾
III	0,18	0,05	1 Woche
IV	1,3	0,3	2 Wochen

1) gemessenes Formaldehyd nach einer Woche 0,10 ppm

2) geprüft bei 55 °F

Eine andere Möglichkeit stellt das Abgießen der Oberfläche mit Ammoniumcarbonat-Lösung dar (ASSI). Anstelle des Abgießens kann man das Mittel auch als Pulver auf die Plattenoberflächen vor dem Einstapeln streuen (Dt-OS 2.929.775). Neben dem Applizieren von ammoniakalischen Verbindungen in flüssiger Form wird das Begasen mit Ammoniakverbindungen angewendet (RYAB, FD-EX = Verkor). Das schwedische Verfahren (RYAB) arbeitet nach dem Prinzip des Durchgasens mit Druckgefälle (Dt-OS 2.804.514; Dt-OS 2.927.055). Beim belgischen Verfahren erfolgt die Begasung in einer Kammer, wobei sich die Verweilzeit nach der Plattendicke richtet (Dt-OS 2.903.254).

Mit den angeführten Verfahren kann eine beachtliche Senkung der Formaldehydabgabe erreicht werden (Abb. 9). Es muß allerdings noch offen bleiben, ob es möglich sein wird, durch den Einsatz der vorstehend angeführten Verfahren die Verarbeitung formaldehydreicher Leime beibehalten zu können. Vor allem ist zu fragen, ob der Formaldehydpegel auch auf lange Zeit mit Sicherheit niedrig gehalten werden kann, eingedenk des Umstandes, daß die Formaldehydabspaltung bei entsprechenden Bedingungen (Temperatur, Feuchte) über ein Jahr und länger anhalten kann. Es gibt allerdings Untersuchungen, die nach 8 Monaten Lagerzeit eine deutliche Absenkung des Formaldehydniveaus aufzeigten.

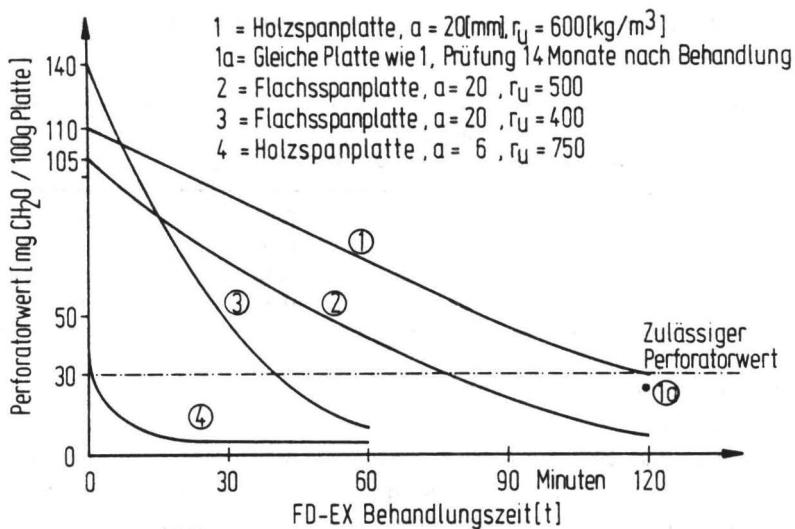


Abb. 9: Formaldehydabgabe (Perforatorverfahren) bei Spanplatten in Abhängigkeit von der FD-EX-Behandlungsdauer (Quelle: NY Verkor)

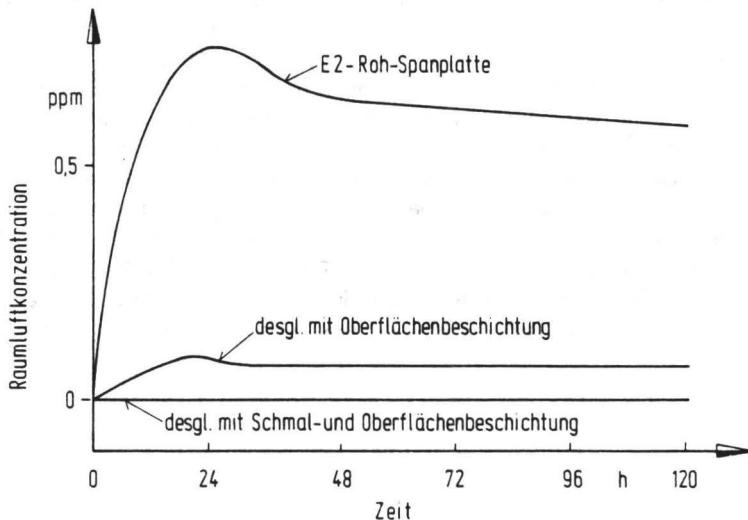


Abb.10: Einfluß der Beschichtung auf die Formaldehydkonzentrationsentwicklung in einem Prüfraum bei unbeschichteten und beschichteten (MF-Papier 80 g/m²) E 2-Spanplatten nach WKI-Braunschweig (1980)

Tabelle 6: Beschichtungsanforderungen bei Spanplatten der Klasse E 2/E 3 nach Untersuchungen des WKI-Braunschweig (1980)

Furnierart	Zur Beschichtung verwendetes Lacksystem		
	Nitrocellulose-lacke	Polyurethan-lacke **) (g Festsubstanz/m ² Fläche)	ungesättigte Polyesterlacke
Nussbaum	≥ 58	≥ 30	
Macore	≥ 34	≥ 30	
Eiche	≥ 52	≥ 30	
Kiefer	≥ 50	≥ 30	
Eiche *)	≥ 40		≥ 35
Kiefer **)	≥ 40		≥ 35

*) Gilt nur für E2-Spanplatten

**) DD- und Kombinationslacke

Beschichtungen auf Spanplatten senken naturgemäß die Formaldehydabgabe (Abb. 10). Das Ausmaß der Senkung wird von der Art der Beschichtung bestimmt (Tab. 6). Aufgrund ihrer höheren Wasserdampfdiffusionswiderstands faktoren sind die erforderlichen Schichtdicken bei PU- und UPH-Lacken deutlich niedriger als bei NC-Lackierungen. Ein gleich gutes Isolierverhalten ergaben nach Untersuchungen des WKI-Braunschweig:

- a) MF-Papierpreßbeschichtung ($\geq 70 \text{ g/m}^2$ Papierge wicht DIN 68 765)
- b) Grundierfolie ($\geq 120 \text{ g/m}^2$ Papierge wicht) mit SH-Lackierung
(Festkörpergehalt 25 %, Auftragsmenge $\geq 100 \text{ g/m}^2$)
- c) UP-Lackierung (Festkörpergehalt 95 %, $\geq 250 \text{ g/m}^2$)
- d) Zweikomponenten-PU-Lackierung,
(Festkörpergehalt 85 %, Auftragsmenge $\geq 300 \text{ g/m}^2$)
- e) Alkydharzlackierung (glänzend),
(Festkörpergehalt 65 %, Auftragsmenge $\geq 230 \text{ g/m}^2$)
- f) Alkydharzhaltige Ölfarbe (halbmatt),
(Festkörpergehalt 70 %, Auftragsmenge $\geq 230 \text{ g/m}^2$)
- g) Formaldehydbindende Dispersionsbeschichtung vom Typ "Falima",
Mindestauftrag 200 g/m^2
- h) Schichtpreßstoffplatten DIN 16 926, Mindestdicke 0,5 mm
- i) Hart-PVC-Folie, (Typ Kalle-Furnidur EF 68) Dicke 180 μm
- j) Weichmacherfreie Hart-PVC-Folie, (Typ Kalle-Furnidur) Dicke 100 μm
- k) Hart-PVC-Folie, Weichmacheranteil 18 %, Dicke 0,1 mm
- l) UPH-Schichtstoffbahnen, Dicke 0,5 mm
- m) Halbhart-PVC-Folie, Weichmacheranteil 16 %, Dicke 0,18 mm

3.5 Gegenwärtiger Stand der Technik

Mit der Ausweitung der Spanplattenproduktion gelangten diese Produkte zunehmend in Anwendungsbereiche, wo sie teilweise unbeschichtet verwendet wurden. Namentlich im Baubereich kam es bei höheren Temperaturen und Baufeuchten zu Reklamationen wegen nachträglicher Formaldehydemission. Es sei auch nicht verschwiegen, daß durch die erheblich gestiegene Auslastung der bestehenden Anlagen und auch durch die Verschärfung des Wettbewerbs der technologische Spielraum immer mehr eingeengt wurde. Dies gilt namentlich für die Produktionsbedingungen (Härtung, Preßbedingungen). In den USA war es die Ausdehnung des Mobilhome-Marktes, der das Problem der nachträglichen Formaldehydabspaltung in den Vordergrund rückte. Aufgrund dieser Fakten hat das Bundesgesundheitsamt nach Anhörung von Sachverständigen einen oberen Grenzwert für die Formaldehydkonzentration in Aufenthaltsräumen empfohlen. Dieser Grenzwert für die gesundheitliche Unbedenklichkeit beträgt gegenwärtig 0,1 ppm Formaldehyd, d.h. 0,1 ml Formaldehydgas im m^3 Luft. An diesem empfohlenen oberen Grenzwert orientierte sich ein Sachverständigenausschuß beim Institut für Bautechnik (IfBt) Berlin, der über Modellrechnungen und in einem Prüfraum ermittelte korrelative Beziehungen zwischen der Raumluftbeladung und Formaldehydkonzentration in Spanplatten sogenannte Emissionsklassen (E) erarbeitete (Tab. 7). Hierüber wurden im April 1980 vom IfBt über den "Ausschuß für einheitliche technische Baubestimmungen" (ETB-Ausschuß) eine sogenannte "Klassifizierungsrichtlinie" und eine "Anwendungsrichtlinie" herausgegeben, die nunmehr von fast allen Bauaufsichtsbehörden der Bundesländer eingeführt wurden und damit geltendes Baurecht geworden sind.

Tabelle 7: Emissionsklassen und Klassifizierungsgrundlagen für die Formaldehydabgabe bei Spanplatten nach IfBt Berlin (1981)

Emissionsklasse	Emission (ppm)	Formaldehydabgabe Perforatorwert (mg HCHO/100 g at ro Platte)
E1	≤ 0,1	≤ 10
E2	> 0,1 bis 1,0	> 10 bis 30
E3	> 1,0 bis 2,3	> 30 bis 60

Alle Spanplattenhersteller haben nunmehr ihre Produkte klassifizieren zu lassen. Platten mit Formaldehydabgaben, die über den oberen Grenzwert der Klasse E 3 hinausgehen, dürfen im Bundesgebiet im Bauwesen nicht mehr eingesetzt werden. Diese Festlegungen gelten selbstredend auch für Importprodukte. Zu verweisen ist auf die Festlegung, daß alle Platten bei ihrem Einsatz den Anforderungen der Klasse E 1 entsprechen müssen, d.h. Platten der Klasse E 2 müssen durch Beschichtungen der Oberflächen oder Platten der Klasse E 3 durch Beschichtungen von Ober- und Schmalflächen wie vorstehend beschrieben soweit verbessert werden, daß von ihnen keine Belästigungen mehr ausgehen können. Neben der Klassifizierung der Produkte besteht für die Hersteller eine Kennzeichnungs- und Überwachungspflicht. Jeder Verbraucher ist nunmehr in der Lage, sich über die Qualität der zum Einsatz kommenden Platten zu informieren. Den inzwischen erreichten Fortschritt bei der Reduzierung der Formaldehydabgabe demonstriert Abb. 11.

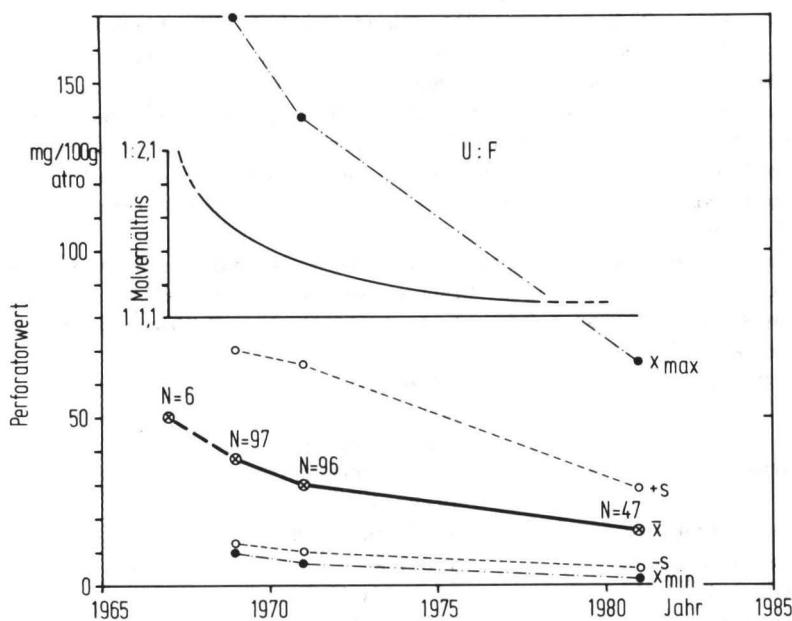


Abb. 11: Entwicklung der nachträglichen Formaldehydabspaltung bei industriell hergestellten Holzspanplatten (Perforator-Verfahren) in Abhängigkeit von der Zeit, zusammengestellt aufgrund von BAM-Untersuchungsergebnissen

Ein durchgreifender Erfolg bei der Gewährleistung der Gesundheit des Verbrauchers ist indessen erst erreichbar, wenn auch alle übrigen Emissionsquellen verstopft werden. Hierzu zählen unter anderem Möbel, Textilien und bestimmte Kunststoffe. Andernfalls bleibt das bisher Erreichte Stückwerk. Immerhin bleibt festzuhalten, daß der Fachhandel gemäß seiner neuesten Rundschreiben dazu übergeht, nur noch E 1-Platten auf Lager zu nehmen.

3.6 Prüfverfahren

Die Eingrenzung der Formaldehydabgabe scheiterte bislang am Fehlen geeigneter Prüfverfahren für Zulassung und Überwachung. Das Wichtigste war die Erarbeitung von Materialkennwerten, die ein Maß für den Formaldehydgehalt in der Raumluft (Raumbeladung, Raumluftkonzentration) und den Formaldehydgehalt in der Spanplatte sind. Nach Diskussion zahlreicher Vorschläge (vgl. Neusser/Zentner 1968, Bibliographie USDA Forest Service, FPL Madison 1977) ergab sich, daß am geeignetsten hierfür ein sogenannter Prüfraum ist. Derartige Prüfräume sind mehrfach beschrieben worden (Matsumoto 1973, Andersen 1974). So ergab sich beispielsweise nach Messungen von Andersen (1974), daß zu diesem Zeitpunkt bei 17 untersuchten Innenräumen von Fertighäusern in Dänemark der mittlere Wert 0,52 ppm betrug. Als Maximalzahl wurden 1,87 ppm (!) ermittelt, also fast das Zwanzigfache des vom BGA empfohlenen Grenzwertes von 0,1 ppm.

Für die Arbeiten im Bundesgebiet wurde die Prüfkammer des Wilhelm-Klauditz-Instituts für Holzforschung in Braunschweig (WKI) die Basis, die inzwischen industrieläufig gefertigt wird (Menzel et al. 1981). Der Prüfraum weist folgende technische Daten auf:

Innenabmessungen:	Höhe 2.400 mm Breite 2.800 mm Tiefe 6.400 mm
Türöffnung:	Höhe 2.000 mm Breite 1.000 mm
Temperaturbereich:	+ 5°C bis + 50°C
Temperaturkonstanz:	± 0,5 K
Feuchtigkeitsbereich:	30 % bis 90 % r.F.
Feuchtigkeitskonstanz:	± 2 % r.F.
Außenluftrate:	max. 200 m ³ /h, d.h. 4facher Luftwechsel/h
Raumbeladung:	1 m ² Plattenoberfläche pro 1 m ³ Kammervolumen

Klassifizierungen erfolgen bei 23°C ± 0,5 K sowie 45 % ± 2 % r.F. und 1 Luftwechsel/h.

Für die Überwachung hat sich trotz einiger Mängel die sogenannte FESYP-"Perforator"-Methode als geeignet erwiesen, die auf Arbeiten von Prof. Verbestel/Verkor basiert. Hierbei wird der Formaldehyd aus den Spanplatten durch siegendes Toluol extrahiert. Ferner ist die FESYP-Gasanalysemethode im Gebrauch. Bei diesem Prüfverfahren wird die Spanplattenprobe für eine bestimmte Zeit mit beständiger Gasgeschwindigkeit von Luft bei konstanter Temperatur umspült. Der vom Prüfkörper abgegebene Formaldehyd wird von der Luft aufgenommen und in destilliertem Wasser absorbiert. Die Spülzeit beträgt 4 h bei einem Luftaustausch von 60 l/h. Der absorbierte Formaldehyd wird photometrisch bestimmt (Menzel et al. 1981). Neben der Perforator- und der Gasanalysen-Methode waren ursprünglich noch einige andere Verfahren in der Diskussion (Roffael-, Mikrodiffusions-, Spaltmethode u.a.m.). Die modifizierte Roffael-Methode ist in den Niederlanden offizielle Prüfvorschrift geworden (CHR-Brochure 78-4 Hout-Instituut TNO, Delft). Perforator- und Gasanalysenmethode finden jedoch verbreitet Anwendung. Beide Verfahren sollen genormt werden (CEN 120).

In den USA und in Japan sind etwas hiervon abweichende Verfahren im Gebrauch. Es handelt sich um die sogenannte "Desiccator"-Methode (Iwashita 1976), die in Japan bereits genormt ist (JIS 5908). Die Probe wird in Wasser ausgelagt, der ausgewaschene Formaldehyd titrimetrisch bestimmt. Das gleiche Verfahren findet in den USA Anwendung. Dieses Verfahren eignet sich wie das Perforatorverfahren in erster Linie für Kontroll- und Überwachungsmessungen, namentlich im Rahmen der Fertigungskontrolle. Beurteilungsbasis ist hingegen wie in Europa ein Prüfraum ("Large Scale Test Chamber") mit exakt 54,4 m³ Inhalt. Die Messungen erfolgen bei 25°C, 50 % r.F. mit 0,5 Luftwechsel pro h. Die in Tab. 7a angegebenen vergleichenden Werte wurden von Ramey/Skist (1981) mitgeteilt.

Tabelle 7a: Abgabe von Formaldehyd aus Spanplatten nach zwei unterschiedlichen Methoden

Plattentyp	Desiccator (2 h)	„Charge Container“ (Kammer) (ppm)
	(mg/ml)	
PF	0,27	0,19
UF niedrig	0,46	0,29
UF Standard	0,80	0,44
UF Standard	1,48	0,75
UF (MDF V 20)	0,80	0,33

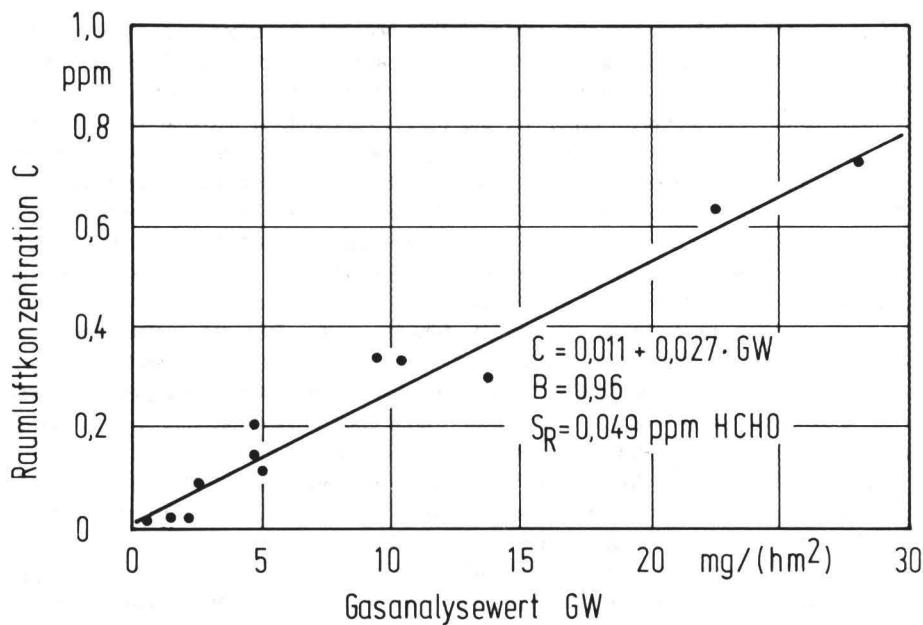


Abb. 12: Formaldehyd-Prüfraumkonzentration und Materialkennwert Perforator, Gasanalyse und WKI-Werte (23 °C, 45 % r.F., Beladung 1 m² Spl./m³, Luftwechsel 1 pro h nach WKI-Braunschweig

Der Hinweis von Lundquist (1979) auf den niedrigen Formaldehydgehalt bei MDF-Platten gilt in diesem Zusammenhang nur für die PF-Verleimung. Bei UF-Verleimung, wie sie bei MDF-Platten aus den USA vorliegt, die teilweise nach Europa exportiert werden, zeigen die vorstehend angeführten Meßwerte, daß sie mit 0,3 ppm Raumluftbeladung über dem empfohlenen BGA-Grenzwert von 0,1 ppm liegen.

In Abb. 12 sind Untersuchungsergebnisse des WKI wiedergegeben, die den Zusammenhang zwischen Raumluftkonzentration und Materialkennwert nach den zwischenzeitlich in der Normung befindlichen Perforator- und Gasanalysenverfahren sowie der Roffael-WKI-Methode darstellen. Man ersieht aus dem Diagramm ziemlich deutlich, daß zur Einhaltung der E 1-Klasse (<0,1 ppm Raumluftbeladung) ein Perforatorwert von < 10 mg eingehalten werden muß. Leider ist dieses Prüfverfahren bei Werten unter 10 mg bereits überfordert. Hier bliebe dann nur noch die Anwendung des Gasanalysenverfahrens, das ohnehin erforderlich ist, da das Perforatorverfahren bei beschichteten Proben zu ungenaue Aussagen liefert.

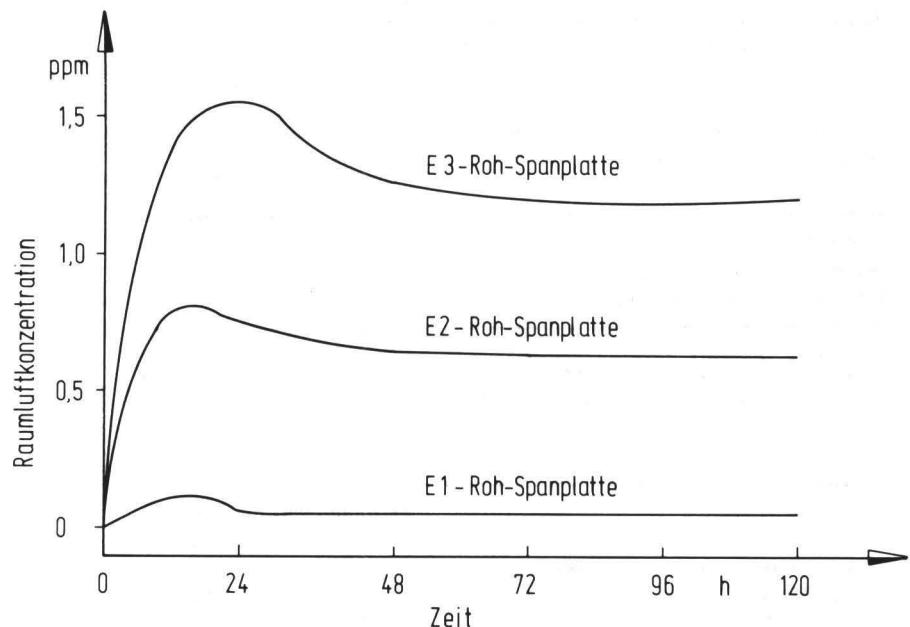


Abb. 13: Konzentrationsverlauf an Formaldehyd in einem Prüfraum unter definierten Bedingungen bei unbeschichteten Holzspanplatten verschiedener Emissionsklassen nach WKI-Braunschweig (1980)

Die Absenkung der Raumluftbeladung bei den einzelnen Emissionsklassen ist in Abb. 13 veranschaulicht. Sie zeigt das ganze Ausmaß der inzwischen geleisteten technischen Entwicklungsarbeit. Indessen ist die Anwendung der geschilderten Meßverfahren noch immer mit bestimmten Problemen behaftet. So verfälschen störende Inhaltsstoffe, unterschiedliche Klebstoffkombinationen oder Beschichtungen bei der Perforator-Methode die Ergebnisse. Namentlich die Probefeuchte ist von erheblichem Einfluß. Auch eine Beschichtung erreicht erst nach abgeschlossener Aushärtung ihren isolierenden Wert (Tab. 8).

In der Norm wird neben der iodometrischen Titration auch das photometrische Verfahren zugelassen (Roffael/Vogeler 1980). Es hat sich herausgestellt, daß bei der Jodometrie auch andere in Toluol lösliche Stoffe mit erfaßt werden, so daß höhere Formaldehydkonzentrationen gemessen werden, als sie tatsächlich vorliegen (Roffael 1980) (Tab. 9). Auch bei Gasanalysenverfahren sind noch Fragen zu klären, so der Einfluß von Luftgeschwindigkeit, Luftdruck und Porosität der Platten. Hier wird wahrscheinlich eine Vorklimatisierung erforderlich werden.

Tabelle 8: Gasanalyse an nitrolackbeschichteten Blechen
 (Quelle: WKI-Braunschweig 1979)

Oberflächenbeschichtung	Gasanalysen-Wert (mg HCHO/m ² ·h)
Nitrolack	5,6
Nitrolack nach 15 Tagen Lagerung	2,7
Nitrolack nach 6 Monaten Lagerung	0,6

Tabelle 9: Vergleich jodometrisch und photometrisch bestimmter Perforatorwerte von Holz- und Rindenpartikeln verschiedener Baumarten nach Roffael (1980)

Material	Perforatorwert (mg/100 g)	
	jodometrisch	photometrisch
Buchenrinde	4,1	1,0
Kiefernrinde	5,3	1,1
Fichtenrinde	6,9	0,4
Buchenholzspäne	2,5	1,5
Kiefernholzspäne	2,6	1,8
Gemisch aus Spänen von jungem (30 Jahre) und altem (240 Jahre) Eichenholz einschl. der Rinde (Rindenanteil ca. 10 %)	13,5	1,7

Die Ergebnisse sind Mittelwerte aus jeweils einer Doppelbestimmung

Es bleibt noch ein Wort zu den bislang angewendeten Prüfverfahren zu sagen. Die Anwendung der Prüfkammer als Grundlage für Beurteilung und Zulassungen ist nicht umstritten. Sie bleibt auch die einzige Möglichkeit der Beurteilung von Zweifels- und Schiedsfällen. Das Gasanalysenverfahren ermöglicht die Untersuchung sowohl unbeschichteter als auch beschichteter Proben, erfordert jedoch einen unverhältnismäßigen apparativen und zeitmäßigen Aufwand, so daß dieses Verfahren zumindest für die Eigenüberwachung ausscheidet. Somit verbleibt trotz aller Probleme nur das Perforatorverfahren als Basis für die Durchführung von Eigen- und Fremdüberwachung. Eine technische Richtlinie

oder ein bauaufsichtlicher Erlaß können immer nur so gut sein, wie die zur Durchführung erforderlichen Meß- und Prüfverfahren für die Eigen- und Fremdüberwachung. Offenbar ist beim Perforatorverfahren bei $10 \text{ mg} \geq 0,10 - 0,15 \text{ ppm}$ Raumluftbeladung eine Grenze in der Anwendbarkeit erreicht. Es fragt sich auch, ob man unter den gegebenen Umständen sich nicht zunächst mit dem Erreichten zufrieden geben sollte, zumal man in anderen Ländern offenbar nicht ganz so streng urteilt wie in Deutschland. So hatten Andersen et al. (1974) einen Wert von $0,3 \text{ ppm}$ für tolerierbar angesehen. Die großen US-Konzerne Weyerhäuser und Georgia-Pacific-Corporation werden ihren Kunden zukünftig Platten anbieten mit $\leq 0,3$ bzw. $\leq 0,4 \text{ ppm}$ Raumluftbeladung als Garantie, also wesentlich über dem BGA-Grenzwert von $0,1 \text{ ppm}$ (Deppe 1981). Wenn also die deutsche Industrie zukünftig diesen empfohlenen Grenzwert mit Sicherheit einhalten wird, ist sehr viel erreicht worden, sowohl im internationalen Wettbewerb als auch aus der Sicht des Verbraucherschutzes. Deshalb sollte man nicht einer weiteren Absenkung dieses Wertes das Wort reden, sondern alle Anstrengungen darauf konzentrieren, diesen empfohlenen Grenzwert mit Sicherheit einzuhalten.

3.7 Gesundheitliche Risiken

Formaldehyd ist ein Gas, das sich bei entsprechender Konzentration unangenehm bemerkbar macht. Die Wahrnehmbarkeitsgrenze ist bekanntlich personenabhängig. Sie liegt etwa bei $0,15$ bis $0,30 \text{ mg/m}^3$. Die Reizgrenze ist zwischen $0,30$ bis $0,90 \text{ mg/m}^3$ anzusetzen. Der Unverträglichkeitsbereich ist zwischen $0,90$ bis $6,00 \text{ mg/m}^3$ anzunehmen (Neusser/Zentner 1968). Ob unterhalb des Reizgrenzbereichs bereits gesundheitliche Risiken vorliegen, kann nur aus medizinischer Sicht entschieden werden. Formaldehydrelevante toxikologische Kategorien sind Belästigung, Sensibilisierung, Mutagenität, Teratogenität und andere Langzeitwirkungen einschließlich Kanzerogenität.

Zur Sensibilisierung liegen offenbar erst relativ wenige Untersuchungen vor. Nach Ramey (1981) wirkt Formaldehyd nicht teratogen. Ob es mutagen wirkt, ist offenbar noch unklar (Tab. 10). Bei einigen Versuchen wurde eine genetische Aktivität festgestellt.

Tabelle 10: Ergebnisse von Kurzzeitversuchen für die Mutagenität von Formaldehyd nach Ramey (1980)

Genetische Aktivität festgestellt	Keine genetische Aktivität festgestellt
E.coli	Salmonelle
Hefe	Letal-Dominante
Drosophila	Chromosomen-Aberration
Maus Lymphom	
Eierstock des chines. Hamsters	
Schwester-Chromatid-Austausch	

Hinsichtlich der Kanzerogenität sind vor allem die Versuche des CIIT (Chemical Industry Institute of Toxicology) anzuführen. Die Deutung dieser Versuche ist aber anscheinend noch umstritten. So behaupten Ramey (1981) und das ECETOC (European Chemical Industry Ecology and Toxicology Centre, Brüssel), daß die bei Tierversuchen mit sehr hohen Dosierungen gefundene Kanzerogenität eine Sekundärreaktion darstellt, die durch dauerhafte mechanische Gewebereizungen hervorgerufen worden ist. Außerdem seien die Ratten zusätzlich von einer Virusinfektion (Sialodacyroadenitis-SDA) befallen gewesen. Andererseits wurde bei Ratten im Langzeitversuch bereits bei Dosierungen von 3,0 ppm eine Zellmetaplasie ermittelt. Epidemiologische Untersuchungen an Personengruppen, die am Arbeitsplatz ständig höheren Formaldehydkonzentrationen ausgesetzt sind, ergaben bislang keine vom übrigen Bevölkerungsdurchschnitt abweichende Tumorbefallrate.

Es kann nicht Aufgabe der Technik sein, sich um die Deutung dieses medizinischen Sachverhaltes zu bemühen. Vielmehr muß sie versuchen, die von der Medizin empfohlenen Grenzwerte einzuhalten. Bei diesbezüglichen Grenzwertfestlegungen sollte man jedoch folgende Gesichtspunkte berücksichtigen:

- a) Die erkannte Gefahrenquelle sollte umfassend beseitigt werden, d.h. andere formaldehydabgebende Materialien wie Kunststoffe, Textilien oder Beschichtungen sollten gleichfalls in die Kontrolle einbezogen werden, da sonst der Verbraucherschutz wirkungslos bleibt.
- b) Soweit es im Rahmen des Möglichen vertretbar ist, sollten auch die Belange der Wirtschaftlichkeit und Wettbewerbsfähigkeit der industriellen Fertigung berücksichtigt werden, von der das Wohlergehen der Bürger letztendlich auch abhängig ist.

4. Emissionen bei Phenolharzverleimungen

Über Emissionen bei diesem Verleimungstyp ist erst wenig bekannt geworden. So berichteten Sukovatov et al. (1968) von Phenol- und Formaldehydemissionen bei einem Holzschliff, der mit einem PF-Harz gebunden war. Bei Spanplatten ist Derartiges bislang nicht bekanntgeworden. Der freie Formaldehydgehalt ist bei Phenolharzbindemitteln in der Regel gering und nimmt außerdem bei langerer Lagerzeit durch Weiterreaktion mit Phenolkernen weiter ab (Cherubim 1972). Das gleiche geschieht mit dem während der Verpressung freiwerdenden Formaldehyd. Bereits nach 0,2 min. Preßzeit war kein freier Formaldehyd an der Presse mehr nachweisbar. Die bei phenolharzverleimten Spanplatten gemessenen Perforatorwerte betrugen nur etwa 1/10 im Vergleich zu den bei UF-Platten festgestellten Werten. Nach Wittmann (1977) hat man zwar bei PF-Verleimungen Perforatorwerte von 0,01 % gemessen, dieser Wert setzt sich indessen zusammen aus dem Grundformaldehydgehalt des Holzes und dem Restformaldehydanteil von der Verpressung. Er ist sehr gering und hat bei nunmehr nahezu 20jähriger Anwendung von Phenolharzen zur Spanplattenverleimung noch zu keinen Beanstandungen geführt.

Maßgebend sind indessen auch hier wie beim UF-Harz vor allem Spanfeuchte, Kondensationsgrad und Preßtemperatur. Hochkondensierte Phenolharze (>1114 mPa · s) ergaben die niedrigste Formaldehydabspaltung (Wittmann 1977).

Bei PF-Verleimungen in Spanplatten hat es bisweilen sogenannte "Ausblutungen" gegeben, die sich durch Verfärben auf hellen Flächen abzeichneten. Als Ursache konnten "freie Phenolreste" festgestellt werden, die durch eine nicht ausreichende Vernetzung hervorgerufen waren. Bei beherrschten Fertigungen (Verwendung entsprechend vorkondensierter PF-Harze, ausreichende Preßzeiten und Preßtemperaturen) traten diese Schwierigkeiten nicht auf. Derartige "freie Phenolreste" könnten unter Umständen durch Grundwasserbeeinträchtigung zu Schwierigkeiten bei der Lagerung von PF-Platten auf Deponien führen. Es wäre allerdings darauf zu verweisen, daß solche Verunreinigungen auch bei der Deposition von Nadelholzrinde auftreten können, da diese Rinde, insbesondere von Kiefer, Tannine enthält, die "natürliche" phenolische Verbindungen aufweisen. Bei der Verarbeitung von PF-Harzen ist daher die Abwasserreinhaltung der kritische Punkt. Aus diesem Grund sind einige Betriebe bereits zum Umwasserbetrieb übergegangen. Bei Platten mit Tannin/Formaldehydharzverleimung (TF) liegen ähnliche Verhältnisse wie bei Platten mit PF-Verleimung vor.

5. Emissionen bei Isocyanatverleimungen

Isocyanate (Ic) werden erst seit etwa 1975 in stärkerem Maße in der Spanplattenindustrie als Klebstoffe verarbeitet. Über Emissionen ist bei Ic-Verbindungen in Zusammenhang mit der Spanplattenerzeugung bisher nichts bekanntgeworden. Die Umsetzung von Toluylendiisocyanat (TDI) mit Wasserdampf zu Toluylendiamin (TDA), die bereits mehrfach Anlaß für Erörterungen war, scheidet bei der vorliegenden Betrachtung aus, da es sich hier um andere Rohstoffe handelt. In der Spanplattenherstellung findet das Diphenylmethan-4,4'-diisocyanat (MDI) Verwendung, das sich grundsätzlich vom TDI unterscheidet (vgl. Bayer-Polyurethane. Leverkusen 1979, p. 20-21). Der MAK-Wert für Ic ist auf 0,02 ppm festgesetzt.

Probleme könnten durch das Auftreten bestimmter Amine gegeben sein, über deren Karzinogenität kürzlich berichtet wurde (Sontag 1981). Die hier aufgeführten substituierten Phenylendiamine sind bislang im MDI nicht nachgewiesen worden. Es ist jedoch unter Umständen mit dem Auftreten des Diaminodiphenylmethans (DADPM oder MDA) zu rechnen (Abb. 14). Es handelt sich nach Untersuchungen der ICI um ein intermediäres Zwischenprodukt bei der Bildung von Ic zu Polyharnstoff, wo es nur kurzzeitig auftreten kann. Aus diesem Grunde kann der bei der Abbindung auftretende freie Gehalt an MDA nur extrem gering sein. Die Bestimmung des MDA erfolgt durch Auswaschung von Proben mit 2,0 bis 2,5 g an Holzstaub, Holzspänen oder Spanplatten im "Nitro-Reagenz" (einer Lösung von N-4-Nitrobenzyl-N-n-propylamin in Methylenchlorid).

Nach 24 h Lagerzeit wurde die Methylenchloridlösung gaschromatographisch mit einem Stickstoff-Detektor analysiert. Die höchste Konzentration lag rund 2 h nach Besprühung der Späne vor. Schon nach 240 h war der Wert auf nahezu 20 % des Ausgangswertes abgefallen (Abb. 15). Hierbei handelt es sich um Werte aus Laborversuchen. Untersuchungen in der industriellen Fertigung wiesen weitaus niedrigere Werte auf. 3 Wochen alte Proben ergaben nicht nachweisbare Werte.

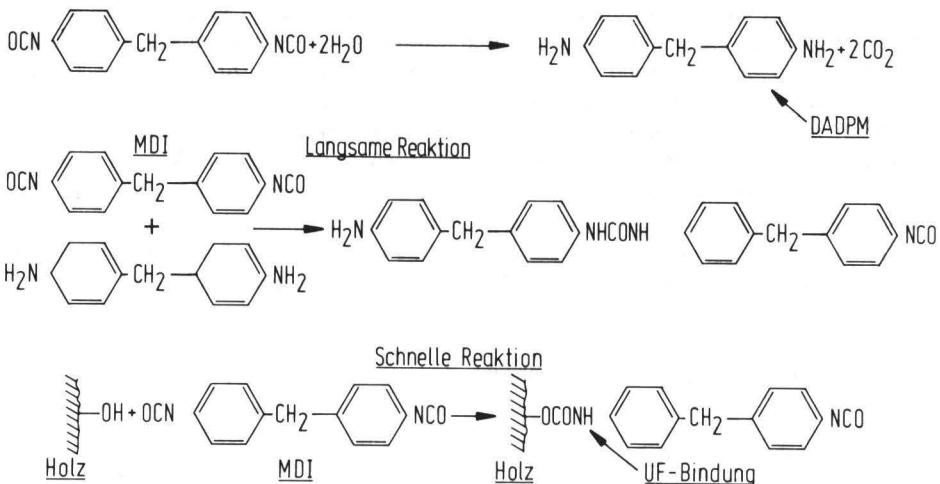


Abb. 14: Grundreaktionen von Isocyanat (MDI) bei Verwendung als Klebstoff in der Holzspanplattenherstellung unter Bildung von Dämpf (ICI 1981)

In den Proceedings der American Conference of Govermental Industrial Hygienists (ACGIH) ist für MDA ein Grenzwert von $\leq 5 \text{ mg/m}^3$ (Langzeit) und $\leq 10 \text{ mg/m}^3$ (Kurzzeitexposition) angegeben. Die in Laborversuchen ermittelten MDA-Werte liegen bei 0,005 ppm bzw. im Mittel bei 0,003 ppm und damit weit unter den für zulässig gehaltenen Grenzwerten. Wenn in Spanplattenfertigungen ein Abluftverunreinigungsgrenzwert von $\leq 200 \text{ mg/m}^3$ eingehalten wird - und dies ist wohl immer der Fall, denn beispielsweise darf er in der Bundesrepublik Deutschland den Wert von 8 mg/m^3 nicht übersteigen - liegt der Gehalt an MDA an der Nachweisbarkeitsgrenze bzw. darunter. Die Größenordnung des Auftretens von MDA ist zudem noch umstritten, da hinsichtlich der Analysetechnik sowohl für MDI als auch für MDA in der Gasphase noch Fragen offen sind. Außerdem ergaben Untersuchungen im Prüfraum des WKI, daß so-

wohl von MDI als auch von MDA keinerlei Emissionen aus Ic-verleimten Spanplatten nachweisbar sind. Für den Verbraucher existiert somit nach dem gegenwärtigen Stand der Technik keine Gefährdung durch die Verwendung von MDI. Mögliche Belastungen während der Fertigung sind bei Einhaltung der Ab- und Belüftungsvorschriften ebenfalls unwahrscheinlich.

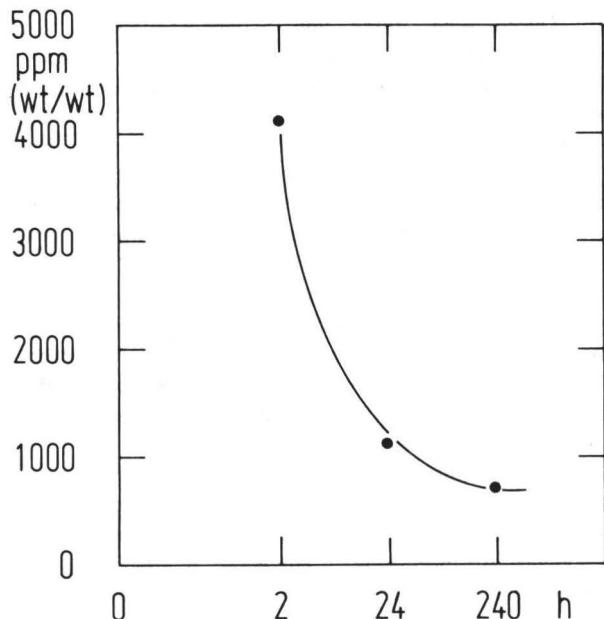


Abb. 15:
Abnahme des Gehaltes an freiem DADPM in Ic-beleimten Holzspänen in Abhängigkeit von der Zeit (ICI 1981)

6. Sonstige Emissionen

Bei Holzschutzmitteln sind verschiedene Verbindungen bekannt, die in Form einer Gasphase Emissionen hervorrufen. Da diese Stoffe jedoch vom BGA in Verbindung mit dem IfBt bei der Prüfzeichenerteilung entsprechend getestet werden und sie ihre toxikologische Unbedenklichkeit unter Beweis stellen müssen, kann von ihnen keine Gefährdung ausgehen. Bei Feuerschutzmitteln sind bislang keine Emissionen bekanntgeworden, da hier in der Regel anorganische Verbindungen zum Einsatz kommen.

7. Schlußfolgerungen

Der Werkstoff Spanplatte wird zu rund 90 % aus Holz und 10 % aus Kunststoffen, die als Kleb- oder Zuschlagstoffe eingesetzt werden, hergestellt. Während vom Holz keinerlei gasförmige Emissionen bekannt sind, die zu Luftverunreinigungen in Innenräumen führen können, sind bei den Klebstoffen derartige Belästigungen aufgetreten. Durch eine Reihe von Schadensfällen ist bei der Spanplattenverwendung das Formaldehydgas in Erscheinung getreten. Nachdem das Bundesgesundheitsamt durch Festsetzung eines oberen Grenzwertes von 0,1 ppm einen Orientierungspunkt gesetzt hatte, konnte die Spanplattenindustrie in Zusammenarbeit mit der chemischen Industrie Platten entwickeln, die dieser Anforderung gerecht werden. Durch den Einsatz formaldehydarmer UF-Harze, besonderer Fängerstoffe, Veränderung der Verfahrensbedingungen oder Nachbehandlungen der fertigen Platten lasse sich nunmehr Spanplatten erzeugen, die die Bedingungen der Emissionsklasse E 1 (< 10 mg HCHO je 100 g atro) erfüllen. Praktisch ist jeder einheimische Spanplattenhersteller in der Lage, sogenannte E 1-Platten anzubieten. Diese Bemühungen von Holzwerkstoffindustrie, Überwachungsorganen und Zulassungsbehörden (IfBt) bleiben jedoch Stückwerk, wenn es nicht gelingt, auch die anderen Emissionsquellen zu beseitigen (Möbelspanplatten, Fußbodenkleber oder Versiegelungsmittel, Teppichböden oder Gardinenstoffe, Stofftapeten u.ä.m.).

Bei phenolharzverleimten Spanplatten sind keine Emissionen beobachtet worden. Bei Einhaltung der erforderlichen Verfahrensbedingungen sind auch keine Emissionen, weder in gasförmiger noch in flüssiger Form, zu erwarten. Hier muß der Abwasserreinhaltung besondere Aufmerksamkeit gewidmet werden.

Bei der Isocyanatverleimung muß Diaminodiphenylmethan (MDA) beachtet werden. Untersuchungen der chemischen Industrie (ICI, Bayer) haben bislang ergeben, daß MDA, wenn überhaupt, nur in sehr geringen Spuren auftritt, und diese auch nur temporär vor der Verpressung auf dem beleimten Spangut. In fertig verpreßten Platten sind hingegen keine Spuren von MDA mehr nachweisbar. Dies ist für den Verbraucherschutz der zunächst entscheidende Sachverhalt. Unabhängig von der gegenwärtig noch bestehenden Problematik bei den analytischen Methoden bleibt festzuhalten, daß der in der Gasphase feststellbare Wert sehr niedrig ist beziehungsweise analytisch kaum noch oder schon nicht mehr erfassbar ist. Da Beleimungen nach modernen Verfahren in geschlossenen Ringmischern erfolgen und für den Transport häufig geschlossene Redleranlagen eingesetzt werden, bleibt als mögliche Gefahrenquelle in der Fertigung nur die Streumaschine mit ihrer Staubbildung. Bei Installierung ausreichender Absauganlagen, die aus Umwelt-, Feuer- und Arbeitsschutzgründen ohnehin erforderlich sind, ist auch an dieser Stelle eine Gefährdung des Bedienungspersonals nicht denkbar.

Literatur

- Adams, A., 1981: Vortr. 15. Particleboard Symposium, Wash. State University Pullman
- Andersen, I., Lundquist, G. u. Mølhave, L., 1975: Atmos. Environ. 9 (12): 1121-27, Chem. Abs. 84: 126156 und 1974, Ugeskr. Laeg. 136 (38): 2133-2139, 2145-2150
- Angerer, C., 1981: Herstellung und Verwendung von PCP in der BR Deutschland. Wirtschaftsstatistische Studie im Auftrag des BGA Berlin (unveröff.)
- Brunner, K., 1978: Holz-Zbl. 104 (111): 1661-62
- Cherubim, M., 1972: Vortr. Arbeitsseminar "Spanplatten für das Bauwesen". WKI Braunschweig
- Clad, W., 1971: Dt-OS 1.653.167
- Dashkovskaya, Z. et al., 1975: USSR-Patent 480, 555; Chem. Abs. 83: 166118
- Deppe, H.J. u. Ernst K., 1977: Taschenbuch der Spanplattentechnik. DRW-Verlag Stuttgart
- Deppe, H.J. u. Ernst, K., 1965: Holz RuW 23 (11): 441-445
- Ernst, K., 1981: Vortr. Mobil-Oil-Symposium Grainau
- Ginzel, W., 1973: Holz RuW 31 (1):17-24
- Graser, M., 1977: Dt-OS 2.553.459
- Hse, C.Y., 1974: Mokuzai Gakkaishi 20 (11): 538-540
- Iwashita, D., 1976: Proc. IUFRO-Symposium Helsinki
- Kawahara, N. u. Takashima, K., 1973: Japan. Kokai 73 72, 309, Chem. Abs. 80: 61329
- Kawashima, M., 1974: Japan. Kakai 74 71, 118; Chem. Abs. 82: 45450
- Kawahara, N. u. Takashima, K., 1975: Japan: Kokai 75 43, 181; Chem. Abs. 83: 99549
- Kelly, M., 1970: Particleboard Symp., Wash. State University, Pullmann 4: 137-149
- Kitakado, Y., 1974: Japan. Kakai 74 80, 210; Chem. Abs. 82: 45525
- Krachvenko, T., Stankevich, E., Malygina, F. u. Zakharova, T., 1974: Gig. Sanit. (5): 19-22, Chem. Abs. 81: 123227

- Kubitzky, C., 1973: Dt-OS 2.206.696
- Lundquist, K., 1979: Byggmästaren Nr. 9., Stockholm
- Maligina, E., 1974: Gig. Sanit. (8): 95-97; Chem. Abs. 81: 153945
- Marutzky, R., Mehlhorn, L. u. May, H.A., 1980: Holz RuW 38: 329-335
- Marutzky, R., Mehlhorn, L. u. Menzel, W., 1981: Holz RuW 39: 7-10
- Matsumoto, T., 1974: Ringyo Shikenjo Kenkyu Hokoku (262): 51-58; Chem. Abs. 82: 60159
- Mehlhorn, L., Roffael, E. u. Miertsch, H., 1978: Holz-Zbl. 104 (20): 345-346
- Mehlhorn, L., 1979: Wilhelm-Klauditz-Institut für Holzforschung (WKI), Mitt. Nr. 303
- Menzel, W., Marutzky, R. u. Mehlhorn, L., 1981: Formaldehyd-Meßmethode. WKI- Bericht Nr. 13, Braunschweig
- Meyer, B., 1979: Urea-Formaldehyde Resins. Add.-Wesley Publ. Comp., Inc., Reading, MA.
- Meyer, B., Johns, W. u. Woo, J.K., 1980: For. Prod. J. 30 (3): 24-31
- Neusser, H. u. Zentner, M., 1968: Holzforsch. u. Holzverwert. 20 (5): 101-112
- Ohara, O. u. Maeno, T., 1974: Japan. Kokai 74 131, 243; Chem. Abs. 83: 44217
- Ohe, T. u. Ikeda, K., 1974: Japan. Kokai 74 05, 891; Chem. Abs. 81: 153947
- Orsler, R., 1979: Building Research Establishment Inform. Pap. IP 13, Princes Risborough
- Peterson, H., Reuther, W., Eisele, W. u. Wittmann, O., 1972: Holz RuW 30 (11): 429-436, Dies., 1973: Ibid. 31 (12): 463-469, Dies., 1974: Ibid. 32 (10): 402-410
- Plath, L., 1967: Holz RuW 25 (2): 63-68
- Ramey, J., 1980: Sitz.-Ber. Techn. Komm. FESYP. Gießen, p. 35-52
- Ramey, J. u. Skist, G., 1981: Vortr. 15. Particleboard Symposium Wash. State University, Pullman
- Roffael, E., 1973: Holz-Zbl. 99 (57): 845-847
- Roffael, E., Rauh, W. u. Bismarck, C.v., 1975: Holz RuW 33 (7): 271-275

- Roffael, E., 1975: Holz-Zbl. 101 (111): 1403-1404
- Roffael, E., 1976: RuW 34 (10): 385-390
- Roffael, E., 1976: Holzforsch. 30 (1): 9-14
- Roffael, E. u. Mehlhorn, L., 1976: Holz-Zbl. 102 (154): 2202
- Roffael, E., Geubel, D. u. Mehlhorn, L., 1978: Holz-Zbl. 104 (24): 396-397
- Roffael, E., 1978: Adhäsion 22 (6): 180-182
- Roffael, E. u. Mehlhorn, L., 1980: Holz RuW 38: 85-88
- Sachs, I., 1977: Holz-Zbl. 103 (20, 25): 295-296, 384
- Sasaki, T., 1974: Japan. Kokai 74 125, 504, Dez. 2; Chem. Abs. 83: 12652
- Shirai, K. u. Okumara, H., 1974: Japan. Kokai 74 109.227; Chem. Abs. 82: 174861
- Shvartsman, G., Temkina, R. u. Svitkin, M., 1972: Derevo obr. Prom. 21 (5): 3-5; Chem. Abs. 77: 63673
- Sontag, M., 1981: JNC 66 (3): 591-602
- Sukovatov, V., Galitsina, A., Isaev, I. u. Khachenko, V., 1968: Tr. Nauchno-Issled. Inst. Stroit. Ugol. Gornorud. Prepr. No. 5, 311-320; Chem. Abs. 74: 130082
- Takahashi, T., Kitazawa, M. u. Anazawa, T., 1975: Rinsan Shikenjo Gepo (283): 9-13; Chem. Abs. 84: 61581
- Temkina, R., Svitkina, M. u. Yudina, G., 1974: Derevo obr. Prom. 23 (9): 3-5
- Troughton, G., 1969: Wood Sci. 1 (3): 172-176
- Wild, H., 1964: Holztechnologie 5 (Sonderheft): 92-95
- Wittmann, O., 1962: Holz RuW 20 (6): 221-224
- Wittmann, O., 1977: Vortr. Mobil-Oil-Symposium München
- NN. 1981: Estimate of Exposure to Diaminodiphenylmethan (DADPM) During Manufacture of Isocyanate Bonded Particle Board. Intern. Forsch. Ber. ICI Manchester (unveröff.)
- NN. 1981: Assessment of Data on the Effects of Formaldehyde on Humans. ECETOC, Brüssel (unveröff.)
- NN. 1981: The Mutagenic and Carcinogenic Potential of Formaldehyde.

ECETOC, Brüssel (unveröff.)

NN. 1981: Spanplatten und Formaldehyd: Erläuterungen zu den "Formaldehyd-Richtlinien". VHI Gießen, 8 pp.

NN. 1981: Spanplatten und Formaldehyd: Anwendungstechnische Empfehlungen. VHI Gießen, 43 pp.

Anschrift des Verfassers:
Prof. Dr. H.-J. Deppe

Bundesanstalt für Materialprüfung (BAM),
Unter den Eichen 87, D - 1000 Berlin 45

Luftqualität in Innenräumen

Hrgb. K. Aurand, B. Seifert und J. Wegner
Gustav Fischer Verlag, Stuttgart-New York 1982

Teppichbeläge und Luftverunreinigung?

Carpeting and Air Pollution?

L. Meckel

Summary

After some introductory remarks concerning the frequency of the usage of textile floor-coverings from 1970 to 1979, the manufacturing processes and the composition of these coverings are briefly discussed with special regard to components which may pollute indoor air. As the back of the carpeting may be considered to be a source for air pollution, the composition of the most widespread coatings is given. Some difficulties in evaluating these data are due to the fact that it is difficult to analyze odours.

During the last years the question of contamination of the air in kindergartens, schools and hospitals due to the use of carpets has been discussed. The results of different investigations which consider carpets to be the reason for either a decrease or an increase of the concentration of microorganisms in indoor air, are presented. Important criteria for evaluation are the frequency of use and the quality, intensity and frequency of cleaning. House-dust allergies are also discussed in relation to textile floor-coverings.

The conclusion is drawn that a carefully manufactured carpet, when suitably used and well entertained, hardly adds to indoor air pollution.

1. Verbreitung von Teppichböden

Einleitend einige Zahlen zur Verbreitung des Teppichbodens in der Bundesrepublik Deutschland. In den letzten 10 Jahren wurden etwa 2 Milliarden Quadratmeter textile Bodenbeläge abgesetzt. Sie sind damit der weitverbreitetste Fußbodenbelag, mit großem Abstand folgen Kunststoffbeläge, Steinböden, Parkett- und andere Holzböden.

In der Tabelle 1 ist die Ausstattung der Wohnräume in der Bundesrepublik mit textilen Bodenbelägen in Prozent angegeben (1).

Tabelle 1: Zunahme der Ausstattung von Wohnräumen mit textilem Bodenbelag

Raum	Mit textillem Bodenbelag ausgelegt	
	1970 (%)	1979 (%)
Wohnzimmer	23	75
Eßzimmer	23	62
Schlafzimmer	12	60
Kinderzimmer	16	70
Küche	1	7
Bad	1	9
Diele/Flur	15	42

In diesem Zusammenhang ist festzustellen, daß etwa ein Viertel aller Wohnzimmer bereits über 10 Jahre mit Teppichboden ausgelegt ist. Daher ist von entsprechenden Erfahrungen mit diesem Fußbodenbelag auszugehen.

2. Wie werden Teppichböden bzw. Teppiche hergestellt?

Die Herstellungstechniken sind sehr vielfältig und führen zu recht unterschiedlichen Produkten. In der Tabelle 2 werden die Herstellungsverfahren und die Menge der nach diesen Verfahren in der Bundesrepublik angebotenen Beläge angegeben (2).

Tabelle 2: Marktanteil der nach verschiedenen Verfahren hergestellten Teppichböden und Teppiche

Herstellungsverfahren	Anteil (%)
Tuften	74
Weben	12
Nadeln (Nadelfilz/Nadelvlies)	11
Wirken	
Beflocken	
Kleben	
Nähwirken (Malipol)	
Knüpfen	2
(nach finanziellem Wert : 32 %)	

Der Teppichbodenmarkt wird also seit Jahren von den Tuftingbelägen beherrscht. Diese Beläge bestehen vereinfacht aus

Polmaterial:	Schlinge oder Velours z.B. aus Polyamidfasern, Wolle, Polyesterfasern, Polyacrylfasern
Träger:	Gewebe oder Vliesstoff z.B. aus Jute, Polyester, Polypropylen
Rückenstrich:	z.B. Syntheselatex
Rückenbeschichtung:	häufig als Schaumrücken, z.B. Syntheselatex, Polyurethan, Polyvinylchlorid

Von besonderer Bedeutung sind im Rahmen des Themas die Rückenbeschichtungen. Diese sind zu über 80% aus Styrol-Butadien-Latex (SBR). Daneben werden verschiedene Polyurethan-Beschichtungssysteme angewendet. Beschichtungsverfahren wie das Heißschmelzverfahren haben geringere Bedeutung für Schwerbeschichtungen (3). Da die SBR-Beschichtungen weitaus überwiegen, wird auf diese im Zusammenhang mit Luftverunreinigungen zurückgekommen.

3. Luftverunreinigungen

Luftverunreinigungen können aus dem Teppich stammen, es kann sich aber auch um Luftkeime handeln, für die der Teppichboden lediglich als Mittler im positiven oder negativen Sinne anzusehen ist.

3.1 Im Verhältnis zur gesamten verlegten Teppichbodenmenge spielen Geruchsbelästigungen eine relativ geringe Rolle. Derartige Belästigungen treten aber auf. Folgende allgemeine Gesichtspunkte sind bei derartigen Reklamationen zu beachten:

- a) Die Empfindlichkeit gegenüber bestimmten Gerüchen ist bei den einzelnen Personen sehr unterschiedlich. Manche Stoffe werden von einigen Personen sehr unangenehm, von anderen kaum empfunden.
- b) Der im allgemeinen recht gut ausgebildete Geruchssinn erfaßt viele Substanzen in äußerst geringer Konzentration teilweise besser als analytische Nachweisverfahren dies vermögen.
- c) Viele Teppichböden werden mit lösemittelhaltigen Klebern verklebt. Hierbei müssen die in der Regel nicht geruchsneutralen Kleber gut auslüften.
- d) Organische Materialien mit großer aktiver Oberfläche, wie Textilien, absorbieren relativ stark Fremdgerüche, z.B. Tabakrauch, Küchengeruch, und geben diese Substanzen sehr langsam wieder ab. Dieses Verhalten der Textilien ist zwar von Kleidung, Gardinen und Polstermöbeln her bekannt, wird aber vereinzelt trotzdem beanstandet.

Welche Substanzen des Teppichbodens können riechende Stoffe abgeben? Das Fasermaterial der Nutzschicht ist ebenso wie die Farbstoffe, die meisten Färberhilfsmittel, spezielle Ausrüstungen, wie antistatische Ausrüstungen, sowie Faserpräparationen geruchsneutral. Werden Polyestergarne mit Färbebeschleunigern (Carriern) gefärbt, so sind nur theoretisch Gerüche dieser Substanzen denkbar. Insbesondere durch die thermischen Behandlungen in den späteren Produktionsstufen (z.B. Beschichtung) werden aber auch geringe Reste beseitigt werden. Die als Träger verwendeten Gewebe oder Vliesstoffe scheiden als Quelle von Luftverunreinigungen aus. Anders liegen die Verhältnisse bei den Rückenbeschichtungen. Diese können sehr unterschiedliche Substanzen enthalten. Es soll nur kurz auf die wichtigsten, nämlich die SBR-Beschichtungen eingegangen werden. Diese werden auf Tuftingbeläge sowohl nach dem Glierverfahren wie nach dem Non-Gel-Verfahren aufgebracht. Zur Schaumerstellung werden Styrol-Butadien-Latex; Füllstoffe, z.B. Kreide; Schaumagentien, z.B. Laurylsulfat, Oleate; Carboxymethylcellulose; Gliermittel, z.B. Natriumsilikofluorid oder Ammoniumacetat und Vulkanisationspaste zu einem wässrigen Schaum geschlagen, und dieser wird auf das getuftete Material aufgerakelt und anschließend vulkanisiert. Die sogenannten Vulkanisationspasten enthalten Vernetzer, z.B. Schwefel; Katalysatoren, z.B. Zinkoxid; Beschleuniger, z.B. Thiocarbamate, Mercaptobenzothiazole, Diphenylguanidin; Alterungsschutzmittel, insbesondere substituierte Phenylendiamine sowie alkyl- und arylsubstituierte Phenoxy- und Dispergiermittel, z.B. Naphthalinsulfonsäure.

Die einzelnen Betriebsrezepturen sind in der Regel nicht bekannt. Bei der genannten reichhaltigen Produktpalette ist es nicht möglich, die bei der Vulkanisation möglicherweise ablaufenden Nebenreaktionen und die daraus evtl. entstehenden flüchtigen Nebenprodukte vorauszusagen. Dies gilt umso mehr, da es sich um mehr oder weniger technische Produkte mit entsprechenden Verunreinigungen handelt. Insbesondere so geruchsintensive Verbindungsklassen wie Schwefelverbindungen und Amine können in sehr geringen Mengen belästigend wirken. Bei den sog. Non-Gel-Schäumen sollen auch Rezepturen mit Melamin-Formaldehydharzen als Vernetzungsmittel existieren, erfahrungsgemäß liefern diese Harze relativ leicht geringe Mengen des sehr unangenehm riechenden Methylamins.

Nach bisherigen Erfahrungen sind es offenbar nicht ganze Teppichcharge, die nach gleicher Rezeptur beschichtet wurden und wegen Geruchsbildung beanstandet werden. Vielmehr scheint es so zu sein, daß bestimmte Teilpartien nicht einwandfrei sind. Es ist dann - wenn überhaupt - nur vom Hersteller nachzuprüfen, ob evtl. bestimmte Produktionsanomalien aufgetreten sein können. Liegt aber die Ursache in Unzulänglichkeiten des Bedienungspersonals, so wird auch dies nicht möglich sein. Wegen Verunreinigungen sollten nur bewährte Chemikalien eingesetzt werden, und die Auswahl sollte nicht allein nach kalkulatorischen Gesichtspunkten erfolgen.

Der analytische Nachweis ist sehr schwer bzw. sehr aufwendig, da es sich nicht nur um äußerst geringe Mengen der flüchtigen Substanzen, sondern vor allen Dingen um nicht bekannte Substanzen handelt.

3.2 Im Zusammenhang mit Luftverunreinigungen und Teppichboden wurde in den letzten Jahren intensiver über die Verunreinigung der Luft durch Keime von Pilzen und Bakterien als über solche durch geruchsbildende Substanzen diskutiert. Die Ursache lag in dem verbreiteten Einsatz von Teppichboden in öffentlichen Gebäuden, insbesondere in Kindergärten, Schulen und Krankenhäusern. Dabei wurden die Fragen teilweise recht emotional behandelt. Die entsprechende Literatur ist deshalb nicht widerspruchsfrei. Sehr vereinfacht dargestellt, stehen sich folgende zwei Auffassungen gegenüber:

- a) Der Teppichboden dient als Sammler für Staub und Keime und erhöht dadurch die Verunreinigung der Luft.
- b) Der Teppichboden hält Staub- und Luftkeime bis zur nächsten Reinigung durch Adsorption mehr oder weniger intensiv fest, dadurch wird der Luftkeimgehalt verringert.

Das bisherige Denkschema ging davon aus, daß ein glatter Fußboden hygienischer sei als ein Textilfußboden. Die meisten Untersuchungen waren daher mit Recht auf den Vergleich dieser Fußböden ausgerichtet. Es ging bei den Untersuchungen letztlich um die Frage: Befinden sich in der Raumluft mit Teppichboden mehr Keime als in Räumen mit glatten Böden? Im folgenden wird hierzu die Literatur (4) kurz zusammenfassend referiert.

Der Luftkeimgehalt wird durch die von den Menschen und die vom Fußboden abgegebenen Keime bestimmt. Danach ist die Benutzungsfrequenz eines Raumes von großem Einfluß auf den Luftkeimgehalt. Wesentlich für den Keimgehalt des Fußbodens ist ferner die Art, Sorgfalt und Häufigkeit der Reinigung. Einige Autoren fanden in Krankenhauskorridoren bei geringer Begehfrequenz weniger Keime über Teppichböden als über Hartböden, bei hoher Begehfrequenz kehrte sich dagegen das Verhältnis um. Einige andere Autoren fanden keine signifikanten Unterschiede zwischen beiden Fußbodenarten. Von größerem Einfluß war die Häufigkeit der Reinigung. Bei täglichem Saugen des Teppichs war der Luftkeimgehalt geringer als über Hartböden, wurde jedoch nur jeden dritten Tag gesaugt, war der Keimgehalt über Teppichböden höher. Die Luftzirkulation bewirkt bei Teppichböden im Vergleich zu Hartböden erst bei höherer Anströmungsgeschwindigkeit eine Erhöhung des Staubgehaltes. Wurden hohe Keim Mengen versprüht, so waren 3 Stunden nach der Versprühung über Linoleum noch hundertmal mehr Keime als über Teppichboden nachzuweisen. Daraus wird auf eine deutliche Adsorption der Keime durch Polyamid-Teppichboden geschlossen. Unumstritten halten übliche Staubsauger feinen Staub und Luftkeime nicht zurück. Keime sind aber vorwiegend an feinen Staub gebunden. Nach Rotter (4) ändert auch die Shampooierung - nach vollständiger Trocknung - den Luftkeimgehalt praktisch nicht. Desinfektionen sind auch im Rahmen von Grundrei-

nigungen, z.B. durch Sprühextraktion, möglich. Wegen der glücklicherweise allgemein geringen Infektionsrate sind Aussagen über die Veränderung durch Teppichböden offenbar schwierig. Nach vorliegendem Material war aber in amerikanischen Krankenhäusern nach mehrjähriger Benutzung von Teppichböden die Infektionsrate nicht höher als vor der Teppichbodenverlegung.

3.3 Noch einige Sätze zur Hausstauballergie (5, 6).

Bei etwa 4 % der Bevölkerung in den USA und der Schweiz kommen Hausstauballergien vor. Die Ursache wird heute wohl kaum umstritten in den Hausstaubmilben gesehen, die das Allergen im Kot ausscheiden. Als Nahrung sollen den Milben Pilze und andere Mikroorganismen dienen, den Nährboden für diese sollen wiederum Hautschuppen bilden. Der natürliche Lebensraum für diese Milben ist das Bett. Das optimale Klima herrscht bei 20 bis 25°C und 70 bis 80 % rel. Luftfeuchtigkeit. Die erforderliche hohe Feuchtigkeit wird im Bett durch die Transpiration ständig nachgeliefert. Berücksichtigt man, daß Federn und Daunen ebenso wie Wolle bis etwa 30 Gewichtsprozent Wasser binden und langsam wieder abgeben können, so wird auf diese Weise auch für längere Zeit nach der Transpiration für ein feuchtes Mikroklima gesorgt. In dieser Hinsicht ist zumindest der Synthesefaserteppich kein geeigneter Lebensraum, da er sehr wenig Feuchtigkeit aufnimmt. Dagegen könnte eine häufige Shampooierung von Wollteppichen wegen der damit verbundenen langsamen Trocknung leichter klimatische Voraussetzungen für Hausstaubmilben schaffen. Wegen der viel besseren Reinigungsmöglichkeit des Teppichs im Vergleich zu Matratze und Oberbett sind aber grundsätzlich bei Teppichböden die Voraussetzungen für eine Verbreitung der Hausstaubmilben relativ gering.

In diesem Zusammenhang einige Worte zu unseren manchmal recht merkwürdigen Lebensgewohnheiten. Hierzu zitiere ich Eyer und Beckert (7): "Die Ursache der hygienischen Fragwürdigkeit liegt nicht im Material begründet, aus dem das Teppichgewebe gefertigt ist, wohl aber in den europäischen Gebrauchsgewohnheiten bei Teppichen schlechthin! Für den Kundigen erübrigts sich der Hinweis, wie pfleglich die Völker des Ostens mit jenen Kunstgebilden umzugehen pflegen...., doch hat sich an der Gepflogenheit des Westens, Teppiche mit schmutzigem Straßenschuhwerk zu betreten, kaum etwas geändert."

Danach geben die Autoren eine anschauliche Übersicht über unseren Straßen- schmutz, der von Sputum, Kot, Urin bis zu allen möglichen industriellen und gewerblichen Verunreinigungen reicht. Dem ist eigentlich nur noch die Aufforderung hinzuzufügen, diesen so reichlich vorhandenen Straßenschmutz nicht weiter auf dem Fußboden bzw. dem Teppich zu verteilen.

4. Anforderungen an den Teppichboden

Anforderungen an den Teppichboden in bezug auf Luftverunreinigungen sollten auch stets im Zusammenhang mit anderen Anforderungen betrachtet werden. In den letzten Jahren standen mit verschiedenen Akzenten u.a. folgende Eigenschaften des Teppichbodens zur Diskussion:

- Verschleiß
- Eindruckverhalten
- Noppenfestigkeit, Schnittfestigkeit
- Farbechtheiten
- Stuhlrolleneignung
- Maßbeständigkeit
- Elektrostatisches Verhalten
- Trittschallschutz
- Schallabsorption
- Wärmeableitung
- Brennbarkeit
- Reinigungsverhalten

Für diese und einige weitere Eigenschaften hat man technische Lösungen gesucht und teilweise gefunden. Nach Rotter (4) besteht die Zielsetzung der Hygiene darin, das körperliche, seelische und soziale Wohlbefinden zu erhalten. Er sieht daher für den Teppichboden u.a. den ästhetischen Komfort, den Begehkomfort, die Erhöhung der Trittsicherheit, die Wärmehaltung (Fußwärme), den Trittschallschutz und die Schallabsorption in diesem Zusammenhang. Der Benutzer des Teppichbodens bringt aufgrund einer Analyse (1) den Teppichboden in Verbindung mit den Begriffen: wohnlich, trittweich, fußwarm, dämmt Schall und Geräusche, elegant und dekorativ. Man erkennt leicht den Zusammenhang zu den genannten technischen Begriffen. Für viele dieser Eigenschaften gibt es wohl z.Zt. keine Alternative. Aus dem qualitativ großen Spektrum an textilen Bodenbelägen und aufgrund der langjährigen Erfahrungen muß man schliessen, daß die Nachteile und Probleme mit dem Teppichboden keinesfalls die Vorteile aufwiegen.

Verallgemeinernde Aussagen sind immer problematisch, doch verlangt die Fragestellung des Vortragsthemas eine Antwort: Bei sorgfältiger Herstellung des Teppichbodens, bei gezieltem und zweckmäßigem Einsatz und schließlich bei der einem Kulturvolk angemessenen Nutzung und Pflege trägt der Teppichboden wohl kaum zur Luftverschmutzung bei.

Auch an dieser Stelle wird Herrn Dr. Klingenberger vom Deutschen Teppich-Forschungsinstitut (TFI), Aachen, für die Unterstützung mit Unterlagen, insbesondere zur Beschichtung, vielmals gedankt.

Literatur

1. H. Bundschuh, boden-wand-decke (1980), H.1, S. 37-42
2. Verband der deutschen Heimtextilien-Industrie e.V., Wuppertal, Jahresbericht 1980/81
3. W. Bez, Melliand Textilber. (1980), H.10, S. 841-844
4. M. Rotter, Zbl. Bakt., Parasit., Infekt.-Krh. Hyg., Supplementheft 4 "Die Hygiene des Teppichbodens" (1975), Gustav Fischer Verlag, Stuttgart (mit sehr umfangreichem Literaturverzeichnis)
5. Y. Mumcuoglu, Naturwiss. Rundschau (1979), H.2, S. 54-57
6. J.E.M.H. van Bronswijk, Allergologie 1 (1978), Nr.2, S. 55-60
B. van de Lustgraaf, G. Rijckaert, H.F. Linskens, Allergologie 1 (1978), Nr.2, S. 61-73
R. Voorhorst, Th.M. Spieksma, Allergologie 1 (1978), Nr. 2, S. 93-101
7. H. Eyer, I. Beckert, Münch. med. Wschr. 114 (1972), Nr. 23, S. 1096-99

Anschrift des Verfassers:
Dir. u. Prof. Dr. L. Meckel

Bundesanstalt für Materialprüfung (BAM),
Unter den Eichen 87, D - 1000 Berlin 45

Luftqualität in Innenräumen

Hrgb. K. Aurand, B. Seifert und J. Wegner
Gustav Fischer Verlag, Stuttgart-New York 1982

Chemische Bestandteile in gängigen Haushaltsprodukten

Chemical Components in Common Consumer Products

W. Pietrulla

Summary

The "Documentation and Information Centre for the Diagnostics, Prevention and Treatment of Intoxications" of the Federal Health Office permits to get an overview on the components of consumer products. This data bank which has been set up to serve in cases of acute intoxication, contains about 11.000 sheets with informations on chemical substances in the domestic environment. Notice is taken of symptoms and toxicological effects and recommendations for the treatment of acute intoxications are given.

The household products may be divided into two groups, namely "area products" and "products with a limited use". Examples for area products are cleansing and maintenance products for floors, windows and furniture as well as shampoos for carpets. Products with a limited use comprise shoe-polishes, spot-cleaners, and glues. The following classes of substances which are found in both groups of products, are important due to the frequent use of the corresponding products and to the fact that corresponding the substances are more or less volatile organic solvents: hydrocarbons, halogenated hydrocarbons, alcohols, glycols and glycol derivatives, ester, ketones and cyclic ethers. The so-called "room-freshener" frequently contain p-dichlorobenzene, whereas a compound found in room-deodorants is polypropylene glycol.

The actual air quality of an indoor environment can not be estimated from such lists, but has to be determined by chemical analysis of the indoor air since the air exchange of the room has to be taken into account. Nonetheless, it is recommended to put emphasis on the substances mentioned when carrying out such measurements.

Bei einer Betrachtung über die Luftqualität in Innenräumen des Wohnbereiches stößt man beinahe zwangsläufig auf die Frage, ob nicht durch die zahlreichen chemischen Haushaltsmittel ein Einfluß ausgeübt werden könnte. Diese für eine Reihe von Aufgaben in den modernen Haushalten benutzten chemischen Mittel kann man definieren als "Reinigungs- und Pflegemittel für Oberflächen und Gegenstände vieler Art." Sie dienen zum Beispiel als Waschmittel, Reinigungs- und Pflegemittel für Fußböden, als Reinigungsmittel für Fenster, für Möbel, für Teppiche und andere Fußbodenbeläge, als Schuhpflegemittel und als Fleckenentferner.

Obwohl dem Stand der toxikologischen Erkenntnisse entsprechend auf mehreren Ebenen dafür Sorge getragen wurde, daß bei der zweckbestimmten Anwendung der Haushaltsmittel akute Vergiftungen nicht entstehen können, treten immer wieder Fälle von akuten Vergiftungen oder Verdachtsmomenten auf akute Vergiftungen infolge Mißbrauch, vor allem durch Kinder, auf.

Da diese Mittel aus Chemikalien bestehen, sind sie grundsätzlich als nicht harmlos anzusehen, wenn sie infolge kindlicher Verhaltensweise durch Naschsucht, Erkenntnisdrang oder Spielerei oral in nicht zu kleiner Menge aufgenommen werden. Kinder trinken in solchen Fällen durchaus etwa so viel wie den Inhalt einer Kaffeetasse, etwa 120 ml. Dafür sind diese Haushaltsmittel natürlich nicht geeignet, und es sind akute Vergiftungen möglich, nicht nur durch wirklich gefährliche Inhaltsstoffe, sondern auch durch sonst verhältnismäßig weniger giftige Bestandteile. Oftmals kommt es gar nicht zu schweren akuten Vergiftungen, aber es entsteht nach solchen mißbräuchlichen oralen Aufnahmen stets große Besorgnis, weil sich die ersten Symptome sehr vieler Vergiftungen ähneln. Daher kann ein herbeigeholter Arzt oft nicht sofort entscheiden, ob es sich um eine harmlose oder ernste Angelegenheit handelt.

Um die Bedeutung dieses Gebietes zu erläutern, sei eine Zahl genannt. Nach den Erfahrungen der "Beratungsstelle für Vergiftungserscheinungen an der Universitäts-Kinderklinik", Berlin-Charlottenburg, und einer überschlägigen Abschätzung für die gesamte Bundesrepublik Deutschland war für das Jahr 1970 mit etwa 60.000 solcher "Ingestionsunfälle" bei Kindern unter 14 Jahren zu rechnen. Davon wurden etwa 20.000 durch Mißbrauch von Haushaltsmitteln verursacht (1).

Die Aufklärung und richtige Behandlung solcher Fälle werden vor allem dadurch erschwert, daß auf den Verpackungen und Behältern der Haushaltsmittel im Gegensatz zu Arzneimitteln keine oder zu wenig Angaben über die Inhaltsstoffe zu finden sind.

Aus diesem Grunde wurde vom Bundesgesundheitsamt eine Informationszentrale für diese Art von Vergiftungen geschaffen. Sie löste ihre Aufgabe durch eine Informationskartei, die so viele Haushaltsmittel wie möglich erfaßte und entsprechende "Mittelkarten" an die 17 "Informations- und Behandlungszentren für Vergiftungen" in der Bundesrepublik Deutschland und Berlin (West) übersand-

te (2,3,4). Die Zentren befinden sich an Kliniken und sind telefonisch rund um die Uhr besetzt. Damit steht der Informationsgehalt der Kartei des Bundesgesundheitsamtes allen Krankenhäusern und frei praktizierenden Ärzten zur Verfügung.

Auf den Mittelkarten befinden sich alle Angaben zu den Mittelbestandteilen, die für die Aufklärung und Behandlung einer akuten Vergiftung wichtig sind. Die Mittelkarten werden durch "Stoffkarten" unterstützt mit ausführlichen Angaben zur Toxikologie, Symptomatologie und Therapie.

Es sei erwähnt, daß Angaben über die vollständigen Rezepturen der Mittel dem Bundesgesundheitsamt von den Herstellerfirmen und ihren Verbänden freiwillig mitgeteilt worden sind und auch jetzt weiter mitgeteilt werden, wozu allerdings seinerzeit eingehende Verhandlungen und Vereinbarungen erforderlich waren.

Bei Überlegungen über einen eventuellen Einfluß auf die Luftqualität von Räumen des privaten Bereiches durch die normale, zweckbestimmte Anwendung von chemischen Haushaltsmitteln kann von den Kenntnissen ausgegangen werden, die aus den jetzt etwa 11.000 verteilten Karten der Informationskartei des Bundesgesundheitsamtes gewonnen worden sind. Davon betreffen etwa 9000 Karten diejenigen Haushaltsmittel, die erfahrungsgemäß am häufigsten angewendet werden. Tatsächlich ist die Anzahl der erarbeiteten Mittelkarten größer, weil im Laufe der Zeit zahlreiche Rezepturänderungen berücksichtigt werden mußten, was Austauschmaßnahmen zur Folge hatte. Auch mußte die Marktentwicklung beachtet werden.

Zuerst sollen die Waschmittel für Waschmaschinen betrachtet werden, zweifellos die am häufigsten benutzten Haushaltsmittel. Es handelt sich um pulverförmige Mittel, die durchschnittlich 8-25 Prozent synthetische Tenside, 1-4 Prozent herkömmliche Seife, 20-65 Prozent Natriumtriphasphat, 0-30 Prozent Perborat sowie geringe Mengen von Zusätzen wie Enzymen und sogenannten "Schmutzträgern" enthalten. Ein Einfluß auf die Luftqualität ist von diesen Inhaltsstoffen ausgehend kaum denkbar, weil sie nicht flüchtig sind.

Im Gegensatz dazu sind flüchtige Inhaltsstoffe in vielen Fußbodenpflegemitteln enthalten. Ein modernes, flüssiges Fußbodenpflegemittel kann aus etwa 10 Prozent Acrylat-Kunststoff, 4 Prozent Polyethylenwachs, etwa 2 Prozent Weichmachern sowie geringen Mengen an Tensiden, Konservierungs- und Duftstoffen bestehen, der Rest ist Wasser. In einer solchen Rezeptur wären die 2 Prozent Weichmacher zu beachten, die aus Estern und Glykolethern bestehen können. Dies sind organische Lösemittel mit merklicher Flüchtigkeit.

Betrachtet man weiterhin ein pastenförmiges Fußbodenpflegemittel, so findet man zum Beispiel etwa 75 Prozent Testbenzin, 10-15 Prozent Paraffin und 10-15 Prozent Wachse. Hier fällt der hohe Gehalt an Testbenzin auf. Testbenzine sind Gemische von flüssigen Kohlenwasserstoffen mit Siedegrenzen von 140-210°C und Dampfdrucken von 1-7 Millibar (mbar) bei 20°C. Man könnte sich vorstellen, daß aus einem Oberflächenfilm, der auf dem Fußboden gebil-

det wird, das als Lösemittel eingesetzte Testbenzin nach und nach verdampft. Es könnten dann aliphatische, hydroaromatische und aromatische Kohlenwasserstoffe in die Raumluft übergehen.

Eine Übersichtskarte der Informationskartei gibt an, daß außer Testbenzin auch Terpentinöl, Toluol, Xylol sowie die Chlorkohlenwasserstoffe Dichlormethan (Methylenchlorid), Trichlorethylen und Tetrachlorethylen als Lösemittel in Fußbodenpflegemitteln enthalten sein können. In moderneren Rezepturen solcher Mittel waren allerdings Chlorkohlenwasserstoffe seltener anzutreffen.

In einem neueren Teppichreiniger dagegen können neben etwa 50 Prozent Testbenzin etwa 25 Prozent 1,1,1-Trichlorethan (Methylchloroform) enthalten sein, daneben noch 23 Prozent Isopropanol, besser bekannt unter dem Namen Isopropylalkohol.

Schon durch diese wenigen Beispiele ergibt sich die Blickrichtung auf organische Lösemittel. Sie besitzen auch alle eine mehr oder weniger große Flüchtigkeit und können mehr oder weniger stark toxisch wirken.

Sucht man nach weiteren Gesichtspunkten für eine Auswahl von Haushaltsmitteln, die einen Einfluß auf die Luftqualität haben könnten, so gewinnt die flächenmäßige Ausdehnung der zu reinigenden oder zu pflegenden Objekte Bedeutung und auch die Häufigkeit der Anwendung. Man kann so die Haushaltsmittel, die organische Lösemittel in beachtlichen Mengen, das heißt von etwa 5-80 Prozent enthalten, unterteilen in Flächenmittel und Mittel mit enger begrenztem Anwendungsbereich. Als Flächenmittel wären zu bezeichnen die Reinigungs- und Pflegemittel für Fußböden, Teppiche und andere Fußbodenbeläge, für Fenster und Möbel. Zur zweiten Kategorie würden Schuhpflegemittel, Fleckenentferner, Kleber und auch Faserschreiber gehören. Aus der Durchsicht des Materials der Informationskartei ergeben sich 8 Stoffgruppen von organischen Lösemitteln, die für einen Einfluß auf die Raumluftqualität in Betracht kommen. Diese Stoffgruppen sind mit den am häufigsten darin vorkommenden Stoffen in der Tabelle 1 dargestellt.

Organische Lösemittel können mehr oder weniger stark toxisch wirken, indem sie das Zentralnervensystem narkotisch oder erregend beeinflussen. Sie ergeben ähnliche Vergiftungsscheinungen wegen ihrer gemeinsamen fettlösenden Eigenschaft. Manche von ihnen können sogar degenerative Veränderungen an Leber, Niere und Herz verursachen. Bekanntlich ist eine toxische Wirkung immer von der aufgenommenen Menge abhängig. Daher sind massive toxische Folgen von der Raumluft in Wohnräumen her, in denen Haushaltsmittel angewendet worden sind, nicht zu erwarten. Eher könnten chronische Wirkungen in Betracht gezogen werden, bei denen zum Beispiel uncharakteristische psychiatrische Zustandsbilder auftreten können.

Tabelle 1: Nach Stoffgruppen geordnete relevante chemische Stoffe in Haushaltsmitteln

Substanzklasse	Verbindungen
Kohlenwasserstoffe	Benzin, Toluol, Xylol, Terpentinöl Tri-, Tetrachlorethylen
Alkohole	Methanol, Ethanol, Isopropanol
Glykole und Glykolderivate	Diethylenglykol, Ethylen glykolmono-ethylether, Monobutylether
Ester	Methyl-, Ethyl-, Butyl-, Amylacetat
Ketone	Aceton, Methylethylketon, Cyclohexanon
Cyclische Ether	Dioxan, Tetrahydrofuran
Fluorchlorkohlen- wasserstoffe	Monofluortrichlor-, Difluordichlormethan, Trifluortrichlor-, Tetrafluordichloethan

Sucht man nach Zahlenwerten, die einen Anhaltspunkt für die gesundheitliche Beurteilung geringer Konzentrationen von Dämpfen organischer Lösemittel geben können, so ist es zweckmäßig, an die MAK-Werte (Maximale Arbeitsplatz-Konzentrationen) zu denken (5). Ihre Bedeutung für die Raumluftthygiene ist bereits in dem ersten Beitrag dieses Kolloquiums behandelt worden (6). So sollen sie auch unter den hier behandelten Gesichtspunkten nicht falsch interpretiert werden. Da es aber ihr Zweck ist, eine Grundlage für die Beurteilung der Bedenklichkeit oder Unbedenklichkeit von Luftkonzentrationen am gewerblichen Arbeitsplatz zu geben, so ist doch eine Betrachtung der MAK-Werte der hier ausgewählten organischen Lösemittel angebracht. Daneben sind Dampfdruckangaben als Maß für die Flüchtigkeit der Stoffe bei 20°C, also nahe der normalen Raumtemperatur, interessant.

In der Tabelle 2 sind links die Stoffnamen der ausgewählten Lösemittel aufgeführt, in der Mitte die MAK-Werte nach der Liste 1980, in ml/m³ bei 20°C und Normaldruck als Konzentrationen in der Luft, und rechts die Dampfdrücke in mbar bei 20°C. Die Stoffe sind nach steigenden MAK-Werten angeordnet. Man stellt MAK-Werte mit 50, 100, 200, 400 und 1000 ml/m³ fest, Dampfdrücke von 1-453 mbar.

Stoffe mit einem so hohen Dampfdruck bei 20° wie Dichlormethan mit 453 mbar wird man nach der Anwendung eines Dichlormethan enthaltenden Haushaltsmittels infolge des Luftwechsels kaum länger in der Raumluft antreffen. Aus diesem Grunde sind auch die Fluorchlorkohlenwasserstoffe, die in der Tabelle 1 genannt sind, in die Tabelle 2 nicht aufgenommen worden. Für sie gelten MAK-Werte von 1000 ml/m³, und sie haben bei 20°C sehr hohe

Dampfdrucke, von 360 mbar bis 4,9 bar. Auch die Stoffe mit Dampfdrucken in der Nähe von 200 mbar kommen weniger für die Raumluftbeeinflussung in Betracht. Man könnte so noch Aceton, Methylacetat und Tetrahydrofuran aus der weiteren Betrachtung herausnehmen oder ihnen einen geringeren Stellenwert zumessen.

Tabelle 2: MAK-Werte und Dampfdrücke relevanter chemischer Stoffe.

Substanz	MAK-Wert (ml/m ³ ; 20 °C)	Dampfdruck (mbar; 20 °C)
Trichlorethylen	50	77
Ethylenglykolmonobutylether	50	1
Cyclohexanon	50	5
Dioxan	50	41
Tetrachlorethen	100	19
Amylacetat	100	5
Toluol	200	29
Xylole, alle Isomeren	200	7-9
Dichlormethan	200	453
1,1,1-Trichlorethan	200	133
Methanol	200	128
Ethylenglykolmonoethylether	200	6
Methylacetat	200	220
Butylacetat, alle Isomeren	200	12-21
Methylethylketon	200	105
Tetrahydrofuran	200	200
Isopropanol	400	43
Ethylacetat	400	97
Ethanol	1000	59
Aceton	1000	233

Nicht in der Tabelle 2 genannt sind Benzin und Terpentinöl. Für Benzin ist in der MAK-Liste 1980 kein Wert angegeben, weil Benzin ein Stoffgemisch ist. Für Terpentinöl gibt die Angabe von 100 ml/m³ nur einen Anhaltspunkt, weil auch Terpentinöl unterschiedlich zusammengesetzt ist.

Führt man diese Betrachtung weiter, so sollten diejenigen Stoffe die größte Bedeutung für die Raumluftqualität haben, die niedrige MAK-Werte und praktisch bedeutungsvolle, aber nicht zu hohe Dampfdrücke bei 20°C besitzen. In der linken Spalte von Tabelle 3 sind 6 Stoffe mit MAK-Werten von 50 oder 100 ml/m³ aufgeführt, die nach steigenden Dampfdrücken in der rechten Spalte angeordnet sind, während sich die MAK-Werte in der mittleren Spalte befinden. Ethylenglykolmonobutylether kann in Fußbodenpflegemitteln, Glasreinigern und Teppichreinigern enthalten sein, Cyclohexanon in Lederfarben, Amyl-

acetat in Möbelpolituren und vor allem in Fleckenentfernern, Tetrachlorethylen in Fußboden- und Schuhpflegemitteln, Dioxan in Fleckenentfernern und Trichlorethylen, hauptsächlich früher, in Fußboden- und Schuhpflegemitteln.

Tabelle 3: Relevante chemische Stoffe mit niedrigen MAK-Werten und Dampfdrücken

Substanz	MAK-Wert (ml/m ³ ; 20 °C)	Dampfdruck (mbar; 20 °C)
Ethylenglykolmonobutylether	50	1
Cyclohexanon	50	5
Amylacetat	100	5
Tetrachlorethylen	100	19
Dioxan	50	41
Trichlorethen	50	77

Die beiden letztgenannten Stoffe, Dioxan und Trichlorethylen, sind übrigens die einzigen aus dieser Auswahl organischer Lösemittel, die nach einem Anhang zur MAK-Werte-Liste 1980 im Verdacht carcinogener Wirkung stehen. Wie schon erwähnt, wurde aber Trichlorethylen in neueren Rezepturen von Haushaltsmitteln nicht mehr angetroffen. Man kann es aber aus dieser Betrachtung nicht ausschließen, weil erfahrungsgemäß Mittel früherer Rezeptur auch nach Änderung noch eine Zeitlang in Gebrauch sind.

Testbenzin ist das in Haushaltsmitteln bei weitem am häufigsten enthaltene organische Lösemittel. Daher verdienen die darin enthaltenen aliphatischen, hydroaromatischen und aromatischen Kohlenwasserstoffe hinsichtlich einer eventuellen Beeinflussung der Raumluft besondere Beachtung.

Der Vollständigkeit halber sollen noch die "Raumluftverbesserer" mit p-Dichlorbenzol und die "Raumluftparfümierer" erwähnt werden, die häufig Propylenglykol enthalten.

Abschließend ist festzustellen, daß diese Ausführungen nicht als exakte Ableitung für die Beeinflussung der Raumluftqualität durch den Gebrauch chemischer Haushaltsmittel angesehen werden können. Überlegungen über die Bedeutung der Flüchtigkeit organischer Lösemittel werden unsicher, wenn die Möglichkeit besteht, daß sie von größeren Flächen adsorbiert oder absorbiert werden können. Schließlich hat der stets vorhandene Luftwechsel erheblichen Einfluß. Exakte Aussagen sind nur auf der Grundlage von analytisch-chemischen Untersuchungen der Raumluft unter definierten Bedingungen möglich. Durch diesen Beitrag sollen aber Hinweise für die Richtung gegeben werden, in der solche Untersuchungen zweckmäßig durchgeführt werden sollten.

Literatur

1. Krienke, H.G.: Zbl. Bakt. Hyg., I. Abt. Orig. B 158 (1973) 379 "Akzidentelle Vergiftungen durch Chemieprodukte in Haushalten"
2. Pietrulla, W.: Bundesgesundheitsblatt 13 (1970) 105
3. Pietrulla, W.: "Giftinformationskartei des Bundesgesundheitsamtes" in: Okonenk, Fülgaff, Frey: "Humantoxikologie", Gustav Fischer Verlag, 1979, S. 139
4. Verzeichnis von Informations- und Behandlungszentren für Vergiftungen in der Bundesrepublik Deutschland, herausgegeben vom Bundesgesundheitsamt, Stand Februar 1981
5. "Maximale Arbeitsplatzkonzentrationen 1980", Senatskommission zur Prüfung gesundheitsschädlicher Arbeitsstoffe der Deutschen Forschungsgemeinschaft, Mitteilung XVI, Harald Boldt Verlag, 5407 Boppard, Postfach 110
6. Aurand, K. und G. von Nieding: dieses Buch, S.1

Diskussion

Frage : Kann auch Formaldehyd in Haushaltsmitteln enthalten sein?

Antwort: Nur in geringer Menge, als desinfizierender Zusatz.

Frage : Welche Vorsichtsmaßnahmen trifft man bei der Anwendung von Haushaltsmitteln, die Chlorkohlenwasserstoffe enthalten?

Antwort: Grundsätzlich müssen die Vorsichtsmaßnahmen beachtet werden, die in der Gebrauchsanweisung oder in den auf der Verpackung aufgedruckten Hinweisen enthalten sind. Wenn es z.B. heißt: "Nur bei geöffnetem Fenster anwenden", so muß dies auch eingehalten werden.

Frage : Müssen überhaupt organische Lösemittel in Haushaltsmitteln enthalten sein?

Antwort: Viele praktische Aufgaben können durch Haushaltsmittel nicht gelöst werden, wenn organische Lösemittel nicht enthalten sind. Z.B. lassen sich Fettflecke nicht nur durch eine wässrige Lösung von Seife oder Tensiden entfernen. Selbstverständlich ist man bemüht, daß nur die harmloseren organischen Lösemittel eingesetzt werden. So wird der besonders toxische Tetrachlorkohlenstoff in Fleckenentfernern nicht mehr benutzt. Diese Bemühungen folgen dem Wissensstand der Toxikologie.

Anschrift des Verfassers:
Dir.u.Prof.Dr. W. Pietrulla

Max von Pettenkofer-Institut des Bundesgesundheitsamtes,
Unter den Eichen 82-84, D - 1000 Berlin 45

Luftqualität in Innenräumen

Hrgb. K. Aurand, B. Seifert und J. Wegner
Gustav Fischer Verlag, Stuttgart-New York 1982

Reduction of Toxic Indoor Emissions

Verminderung toxisch wirkender Emissionen im Innenraum

I. Andersen, L. Seedorff, A. Skov

Summary

A toxicological evaluation of the emission from building materials is given for irritants, allergens, odorous substances, carcinogens and teratogens and systemic toxic agents. The experience from a notification system within the National Danish Inventory of Toxic Substances and Products shows that it is possible to effectively survey building materials and products and their areas of application. As an example, data on nearly 1500 epoxy and polyurethane products (sealants, glues/adhesives and paints/lacquers) have been used to estimate the percentage of those containing (a) substances known for danger or risk of irreversible effects, (b) organic solvents ($> 5\%$) or (c) chemicals with irritant properties. A labelling of products is now prescribed.

Zusammenfassung

Es wird eine toxikologische Bewertung der Abgabe von Reizstoffen, Allergenen, Geruchsstoffen, Kanzerogenen/Teratogenen und Giften aus Baustoffen vorgelegt. Die mit einem Meldesystem im Rahmen des National Danish Inventory of Toxic Substances and Products gemachten Erfahrungen haben gezeigt, daß die wirksame Durchführung von Erhebungen über Baustoffe und Einrichtungsgegenstände sowie ihre Anwendungsbereiche möglich ist. So sind z.B. fast 1500 Epoxi- und Polyurethanerzeugnisse (Dichtungsmittel, Klebstoffe, Farben u.

Lacke) untersucht worden. Dabei wurde der Anteil an solchen Produkten ermittelt, die (a) Stoffe mit einem bekannten Risiko irreversibler Wirkungen (b) organische Lösungsmittel (5 %) oder (c) Chemikalien mit Reizstoffeigenschaften enthalten. Außerdem wurde eine entsprechende Kennzeichnung vorgenommen.

1. Introduction

The purpose of this paper is to give a short toxicological evaluation of the emissions from building materials, to relate signs and symptoms to exposure and to describe the experiences from a notification system and the possible use of such a system for the introduction of preventive measures.

2. Toxicological evaluation of emission from building materials

From a toxicological point of view the substances emitted from building materials may be divided into two groups each consisting of several subgroups as seen in Table 1.

Table 1: Indoor air pollutants emitted from building materials

Substances with acute toxic effects	Substances with subchronic/chronic toxic effects
A. Eye and airway irritants HCHO, HCl, organic solvents, dust (incl. fibers)	A. Carcinogens Rn, asbestos, HCHO
B. Allergens HCHO ?	B. Teratogens
(C. Odors)	C. Systemic toxic agents (CNS, liver,kidney,respiratory system, blood, skeletal system, reproductive system, etc.) Organic solvents, dust

Irritants are chemical substances eliciting sensory irritation from the mucous membranes of the eyes and airways and from the skin. The present knowledge about irritants is rather extensive as many of them have caused health pro-

blems in the workplace, for which reason they have been investigated and regulated in the occupational setting. In the NIOSH pocket guide to chemical hazard (Mackison et al. 1978) thus 258 of 380 chemical substances (68%) are listed as eye and airway irritants.

In Denmark Mølhave and colleagues have studied emissions from building materials, and from 42 materials 62 different chemical substances were emitted to the air. The substances were mainly aliphatic hydrocarbons and their oxygen derivates, aromatic hydrocarbons and their oxygen derivates, and terpenes; the majority being eye and airway irritants. The ten substances with the highest average steady-state concentration mentioned in decreasing order of concentration from 40 to 4 $\mu\text{g m}^{-3}$ were toluene, 3-xylene, terpene, n-butyacetate, n-butanol, n-hexane, 4-xylene, ethoxyethylacetate, n-heptane and 2-xylene. Except for toluene and n-heptane they are all eye and airway irritants (Mølhave et al., in press).

For very few of these substances dose-effect curves exist at sub-TLV concentrations, but in studies under controlled conditions in a climate chamber we have studied the effects of SO_2 , plastic dust, SO_2 and plastic dust together, and formaldehyde below, at and above TLV (Andersen et al., 1974, 1979, 1981, Andersen 1979). We found that during any of these exposures the complaints were identical - eye and nasal irritation - and that the symptoms were roughly proportional to the concentration, but not related to temperature or humidity. From experimental studies such irritation has been shown to elicit respiratory and cardiovascular reflexes (Barrow et al., 1978).

The gas-phase irritants we know of today in dwellings and in non-industrial buildings are formaldehyde from formaldehyde-urea glued products, hydrochlorid acid from acid-wash of walls, and amines from concrete and paints. The particulate irritants are house dust (which in dwellings very often is above the US standard for outdoor air of 60 $\mu\text{g m}^{-3}$ (Mølhave and Møller 1979) and fibers - asbestos or man-made mineral fibers mainly from insulation materials. Dividing these different concentrations with their TLVs and adding the fractions, we find in most indoor environments values well below 1, but of a size which makes an effect on sensitive subjects highly probable.

Allergens are substances which in extreme low concentrations are able to precipitate an attack of hay fever or asthma in subjects allergic to the specific allergen(s). About 15% of a population have an increased risk of developing allergy during stay in an environment with a high concentration of allergens.

At present no specific allergy caused by exposure to chemical substances in the indoor non-industrial environment has been demonstrated, but emission of hair and dander from carpets made of cowhair, horsehair or other animal hairs may cause a specific allergy. Subjects with airway allergies, however, are extremely sensitive to any air pollutant even in very low concentrations and these may precipitate unspecific allergic episodes indistinguishable from those caused by specific allergens.

Odors stimulate the first cranial nerve, and this stimulus in connection with the trigeminal output (Doty et al. 1978) causes an odor sensation. In the above-mentioned Danish study of 42 building materials odor emissions were also studied. It was found that all materials emitted odors. On a scale from 0 (no odor) to 1.0 (Strong odor) the arithmetic mean (AM) was 0.61 with a range from 0.06 to 1.0. Control measurements in the empty steel containers in which the materials were kept gave a value of 0.05. The emissions from seven materials (17%) were described as pleasant and from 35 materials (83%) as unpleasant (Mølhave et al., in press). Tables with descriptions of odors of different chemical substances and odor thresholds (e.g. Gemert and Nettenbreijer 1977) to some extent make prediction of the odor intensity and quality of a given emission possible. Today very little is known about the effects on health, comfort and work capacity of the odors generated in the indoor environment, but the annoyance effect experienced especially immediately after entering into an odor polluted environment means that odor emissions from building materials render necessary an increase in the amount of ventilating air.

Carcinogens are chemical substances which after a period of latency, often several decades, are able to initiate the development of a tumor. Radon and asbestos are indoor air pollutants able to develop cancers in human subjects (WHO 1979).

WHO has listed and described human carcinogens (IARC 1971-1981) and occupational health publications in most countries (e.g. AGGIH 1980) have similar lists of substances proven to be human carcinogens and substances suspect of carcinogenic potential for man. It is generally accepted that there is no threshold below which a carcinogen will not cause a cancer. Any release of carcinogens from building materials represents a risk for human health and should therefore be reduced to the lowest possible level or, better, be avoided.

Teratogens and systemic toxic agents. The risk for human health for the low concentration exposures in the indoor non-industrial environment remains to be evaluated.

The most thorough and probably the best procedure to obtain knowledge about pollutants emitted from building materials would be to measure the amount and compositions of the emissions from each building material. In consideration of the number of existing building materials and the rate of turn-over of these, it is obvious that the available laboratory capacity and the cost today are prohibitive for this kind of testing. A practicable way would be a notification system collecting information about the composition of building materials.

3. Notification of toxic substances and products

To be able to control new chemical substances the European Economic Community (EEC) in 1979 adopted a legislation about notification of new chemicals. This so-called 6th Amendment does not apply to the substances placed on the market before September 18th, 1981 and listed in the so-called EINECS list.

Any manufacturer or any importer in the Community of a substance is required to submit to the competent authority of the member state in which the substance is produced or imported from a third country a notification dossier, at the latest 45 days before the substance is placed on the market. The data to be notified concern information about the identity, the production volume, the proposed uses, the field of application of the substance, the means of neutralizing it, the physico-chemical properties and toxicological and ecotoxicological studies. The competent authority may require additional tests (Toxicology Forum 1981), but it is not an approval system.

In Denmark the National Inventory of Toxic Substances and Products is part of the Danish National Institute of Occupational Health, and it is planned that this register in addition to the new substances - a few hundred per year in EEC - also shall accept notification of all products and materials used in Danish workplaces. The total number of these is estimated to about 100.000 products and materials. The system is now fully developed and the input of data will commence ultimo 1981.

So far our inventory consists only of several manual registers. One of these - the inventory of epoxy and polyurethane products - is of interest for the air quality in the indoor environment.

Since 1978 epoxy and polyurethane products have been notified and assigned a serial number. The reason is the risk of development of eczemas after contact during work with these substances. The number of notified products at present (May 1, 1981) is about 3250. From this inventory we have analysed the data from 1978 notifications received before October 1980. The subsequent information is publicly available as it is part of the information on the labels of the products.

We have selected three categories of building materials: sealants, glues/adhesives and paints/lacquers - products which may be used indoors and the constituents of which may be emitted into the indoor air.

The EEC 1967 directive requires a classification and labelling of dangerous substances. One classification, R 39 (danger of very serious irreversible effects), covers human carcinogens, and R 40 (possible risks of irreversible effects) covers animal carcinogens. In Table 2 the number of these products is given.

Table 2: Three categories of building materials labelled for danger of very serious irreversible effects or possible risks of irreversible effects.

Application	Number of products	Number with EEC labeling	
		R39 - Danger of very serious irreversible effects	R40 - Possible risks of irreversible effects
Sealant	192	4	2
Glue, Adhesive	314	1	1
Paint, Lacquer	971	47	13
Total	1477	52	16
	(100%)	(3.5%)	(1.1%)

It appears that the number of products with these labellings represents less than 5% of all products, for which reason these products probably could be avoided. Their content of dangerous substances (in our R 39 group mainly chromates and coaltar compounds) could probably be reduced or replaced by less harmful substances as the majority of producers have been able to make products without these dangerous substances.

In Table 3 is shown the number of products in the same three categories labelled for a content of organic solvents roughly corresponding with a total concentration above 5%.

Table 3: Three categories of building materials labelled for content of organic solvents.

Application	Number of products	Products with organic solvents	
		Number	%
Sealant	192	26	14
Glue, Adhesive	314	78	25
Paint, Lacquer	971	497	51
Total	1477	601	—
	(100%)	(41%)	—

It appears that less than half of these products contain more than 5% organic solvent, for which reason products containing organic solvents could be avoided for many uses. For special purposes a content of organic solvents may be necessary, but at present the extent of this theoretical objection is not known.

Finally, to consider specifically the irritants, we have used a list of mucous membrane irritants comprising 55 such substances (Fay and Billings 1980). This list represents the most important fraction of the 258 irritants mentioned earlier. Of the 55 substances on the list only 40 are found on the EEC list of dangerous substances, and therefore only these are subject to labelling requirements. The figures in Tables 4 and 5 covering groups of chemicals with irritating properties and specific substances with irritating properties, respectively, are therefore minimum figures.

It appears from both tables that any group of substances or any specific substance with irritating properties could be eliminated or replaced by a less harmful group or substance, as only a minor part of the products in any category contain these groups or substances. Again we must take reservation for the necessity of a given group or substance in a product for a specific use, but it is our experience that this is only a minor problem.

Table 4: Three categories of building materials labelled for specific groups of chemicals with irritation properties.

Application	Number of products	Number of products containing									
		Aromates		Chlorin- ated Aliphates		Alcohols		Ketones		Esters	
		No.	%	No.	%	No.	%	No.	%	No.	%
Sealant	192	14	7	5	3	7	4	0	0	5	3
Glue, Adhesive	314	28	19	13	4	9	3	19	6	25	8
Paint, Lacquer	971	398	41	2	<1	78	8	29	3	117	12
										39	4

Some products contain two or more of the chemical groups mentioned

Table 5: Three categories of building materials labelled for specific substances with irritation properties.

Application	Number of products	Number of products labelled for content of				
		Chloro- benzene	Propyl alcohol	N-butyl alcohol	Ketones	Acetates
Sealant	192	0	0	1	1	5
Glue, Adhesive	314	1	0	2	25	25
Paint, Lacquer	971	0	8	29	34	116
Total	1477 (100%)	1 (0.1%)	8 (0.5%)	32 (2.2%)	60 (4.1%)	147 (10%)

4. Conclusions

A strategy for the reduction of toxic emissions from building materials is put forward where the effort is concentrated on three groups of indoor air pollutants: carcinogens, irritants and odors.

The experiences from the National Danish Inventory of Toxic Substances and Products are that a notification system makes it possible effectively to survey building materials and products and their areas of application. Based on this knowledge it is possible to determine where a need for regulations or investigations exists. The composition of building materials in the epoxy/polyurethane group is given on the labels of the products, and this publicly available information makes it possible to select the products and materials with the least impact on human health and comfort and with the lowest need for supply of ventilating air. Producers of building materials are invited to make themselves acquainted with these principles of prevention and to utilize them to bring about an improvement of the quality of their products and subsequently an improvement of the quality of indoor air.

References

- American Conference of Governmental Industrial Hygienists (ACGIH) (1980) "Threshold limit values for chemical substances and physical agents in the workroom environment", ACGIH, Cincinnati
- Andersen, I., Lundqvist, G.R., Jensen, P.L., Proctor, D.F. (1974), "Human response to controlled levels of sulfur dioxide", Arch. Environ. Health, 28, 31-39
- Andersen, I., Lundqvist, G.R., Jensen, P.L., Proctor, D.F. (1974) "Human response to 78-hour exposure to dry air", Arch. Environ. Health, 29, 319-324
- Andersen, I., Lundqvist, G.R., Proctor, D.F., Swift, D.L. (1979), "Human response to controlled levels of dust", Am. Rev. Resp. Dis., 19, 619-627
- Andersen, I. (1979) "Formaldehyde in the indoor environment - health implication and the setting of a standard", Fanger, P.O. Valbjørn, O., eds. "Indoor climate. Proc. 1st Intern. Indoor Climate Symp. Copenhagen 1978", Danish Building Research Institute, Copenhagen
- Andersen, I., Mølhave, L., Proctor, D.F. (1981) "Human response to controlled level of combinations of sulfur dioxide and inert dust", Scand. J. Work Environ. Health, 7, 1-7
- Barrow, C.S., Alarie, Y., Stock, M.F. (1978) "Sensory irritation and incapacitation evoked by thermal decomposition products of polymers and comparisons with known sensory irritants", Arch. Environ. Health, 33, 79-88

Doty, D.R., Brugger, W.E., Jurs, P.C., Orndorff, M.A., Snyder, P.J., Lowry, L.D. (1978) "Intranasal trigeminal stimulation from odorous volatiles: Psychometric responses from anosmic and normal humans", *Physiol. Behav.*, **20**, 175-185

European Toxicology Forum (1981) "Proceedings of the conference April 6-9, 1981, Geneva, Switzerland", Toxicology Forum, 900 17th Street NW; Washington D.C.

Fay, B.A., Billings, C.E. (1980) "Index of signs and symptoms of industrial diseases" (Compiled from Key et al. 1977), Johns Hopkins University, School of Hygiene and Public Health, Baltimore

Gemert, L.J. van, Netterbreijer, A.H. (1977) "Compilation of odour threshold values in air and water", Centr. Inst. for Nutrition and Food Research TNO, Zeist, Netherlands

International Agency of Cancer Research (1971-1981) "Monographs on the evaluation of the cancerogenic risk of chemicals, vols. 1-26", IARC, Lyon

Mackison, F.W., Stricoff, R.S., Partridge, L.J. (1978) "NIOSH/OSHA pocket guide to chemical hazards", Publication No. 78-210, DHEW(NIOSH), Rockville

Mølhhave, L., Andersen, I., Lundqvist, G.R., Nielsen, P.A., Nielsen, O. (in press) "Emission of gases and vapors from building materials." (In Danish)

Mølhhave, L., Møller, J. (1979) "The atmospheric environment in modern Danish dwellings - measurements in 39 flats", Fanger, P.O., Valbjørn, O., eds. "Indoor climate. Proc. 1st Intern. Indoor Climate Symp. Copenhagen 1978", Danish Building Research Institute, Copenhagen

World Health Organization (1979) "Health aspects related to indoor air quality", EURO reports and studies 21, WHO, Copenhagen

Anschrift der Verfasser:
I. Andersen M.D.
L. Seedorff M.Sc., A.Skov M.Sc.

Danish National Institute of Occupational Health,
Baunegaardsvej 73, DK - 2900 Hellerup



Luftqualität in Innenräumen

Hrgb. K. Aurand, B. Seifert und J. Wegner
Gustav Fischer Verlag, Stuttgart-New York 1982

Radon in Wohnräumen

Radon in Living Areas

H. Schmier, J. Pénsko, A. Wicke

Summary

After some introductory remarks on the origin of natural radioactivity in living spaces, methods for measuring the concentration of radioactive substances are discussed. The results of field measurements to determine the concentration range of radon and radon daughters in living areas are presented as well as parameters influencing this range. The radiation exposure is calculated using the dose conversion factors recommended by the United Nations' Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation (UNSCEAR). It is shown that the respiratory tract is the part of the body subject to the highest natural radiation exposure.

Seit jeher ist der Mensch einer Strahlenexposition durch natürlich radioaktive Stoffe ausgesetzt. Ein wesentlicher Beitrag dieser Strahlenexposition wird durch die Radionuklide der Uran/Radium- und Thorium-Zerfallsreihe verursacht. Eine schematische Darstellung dieser Zerfallsreihe zeigt Abbildung 1.

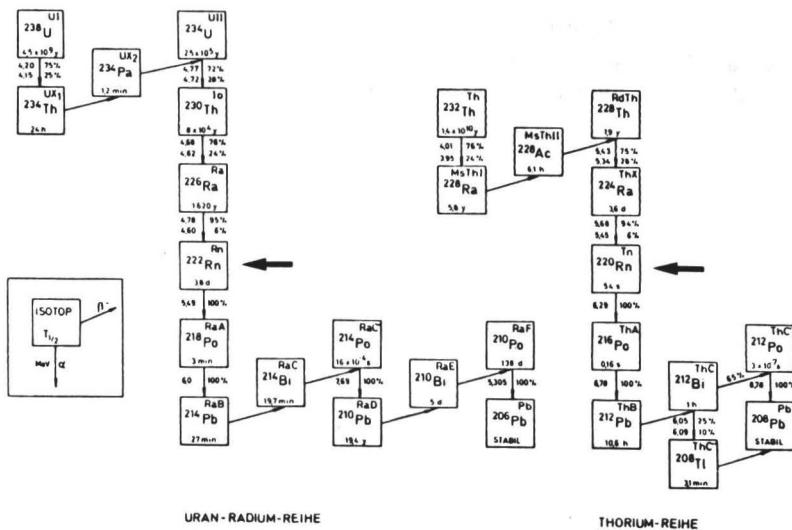


Abb. 1: Schematische Darstellung der Uran/Radium- und Thorium- Zerfallsreihe

Neben der Strahlenexposition von außen wird der Atemtrakt einer Strahlenexposition durch die in beiden Zerfallsreihen vorhandenen Edelgase Radon-222 und Radon-220 - auch oft kurz Radon und Thoron genannt - und ihre kurzlebigen Folgeprodukte ausgesetzt. Die bei dem Zerfall von Radium-226 und Radium-224 entstehenden Edelgase gelangen durch Diffusion sowohl aus dem Erdkörper, wie in Abbildung 2 dargestellt ist, als auch aus dem Baumaterial der Häuser in die Atmosphäre. Infolge ihrer kurzen Halbwertszeit zerfallen sie dort. Die dabei entstehenden Schwermetallatome lagern sich rasch an die in der Luft vorhandenen Aerosole an und gelangen so bei der Atmung in die Lunge. Dabei ist der Beitrag zur Strahlenexposition der Lunge durch das Radon und Thoron selbst gering im Vergleich zu dem durch die kurzlebigen Folgeprodukte.

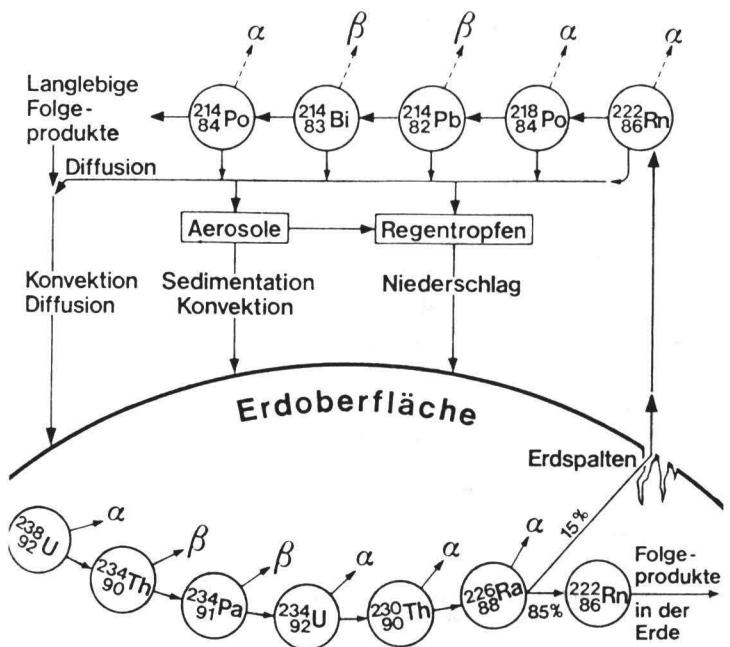


Abb. 2: Entstehung des Rn-222 und seiner Folgeprodukte in bodennaher Luft

Es gibt eine Reihe von Verfahren zur Messung geringer Radon-Konzentrationen. Hier sollen drei Verfahren vorgestellt werden, die im Institut für Strahlenhygiene des Bundesgesundheitsamtes im Einsatz sind. Für die diskontinuierliche Messung von Radon haben sich Szintillationskammern nach Lucas (2) bewährt. Den Aufbau einer solchen Szintillationskammer zeigt Abbildung 3.

Ein halbkugel-förmiges Edelstahlgehäuse mit aufgesetztem Zylinder ist innen mit silberaktiviertem Zinksulfid beschichtet. Das Gehäuse ist durch ein Quarzglasfenster abgeschlossen und kann evakuiert werden. Die durch den Alphazerfall von Radon und seinen kurzlebigen Folgeprodukten im Zinksulfid ausgelösten Lichtblitze werden von einem vor dem Quarzglasfenster sitzenden Fotosekundärelektronenvervielfacher in elektrische Impulse umgesetzt und elektronisch weiterverarbeitet. Mit einer solchen Kammer eines Volumens von ca. 90 cm^3 lässt sich eine untere Nachweisgrenze von ca. $0,4 \text{ pCi/l}$ Radon bei einer Meßzeit von 3 Stunden erreichen (5).

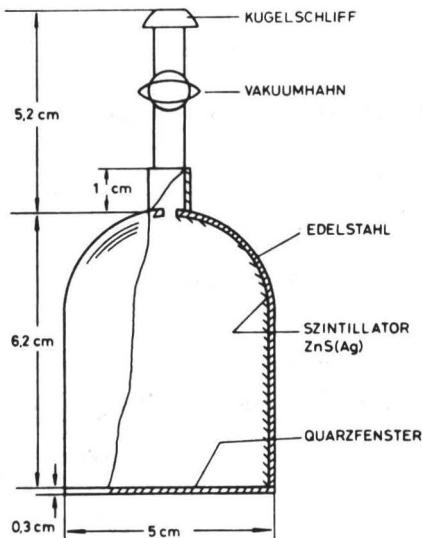


Abb. 3: Aufbau einer Szintillationskammer
(nach Lucas, 1957)

Für die kontinuierliche Messung von Radon und Thoron benutzen wir die Methode der elektrostatischen Abscheidung. Die beim Zerfall von Radon in einer Kugel mit ca. 14 l Volumen (Abbildung 4) gebildeten positiv geladenen Ionen werden durch ein starkes elektrisches Feld auf einem Oberflächensperrschicht-Detektor, der gegenüber der Aluminium-Kugel isoliert ist, abgeschieden. Die auf dem Detektor durch Zerfall gebildeten Alphateilchen erzeugen in der Sperrschicht des Detektors Elektronen-Loch-Paare und damit einen Ladungsimpuls. Da die Amplitude dieses Impulses proportional der Energie des einfallenden Alphateilchens ist, kann eine Spektroskopieeinrichtung angeschlossen werden. Ein typisches mit einer solchen Anlage aufgenommenes Alphaspektrum zeigt Abbildung 5. Bei einer Abscheidspannung von 20 kV und einer Meßzeit von 60 Minuten lässt sich für Rn-222 eine Nachweisgrenze von etwa 0,01 pCi/l erreichen.

Im Kernforschungszentrum Karlsruhe wurde ein einfaches Verfahren zur Langzeitmessung von Radon in Wohnungen entwickelt (4), ein sogenanntes passives integrierendes Radon-Dosimeter (Abbildung 6).

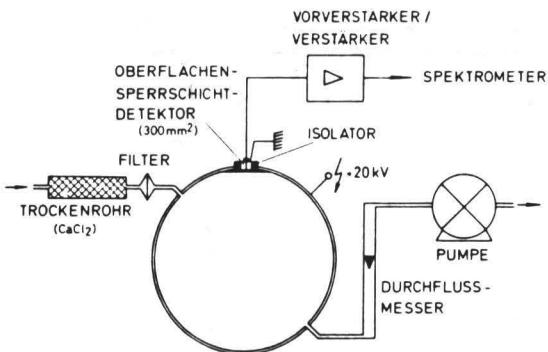


Abb. 4: Anordnung zur kontinuierlichen Messung von Radon und Thoron

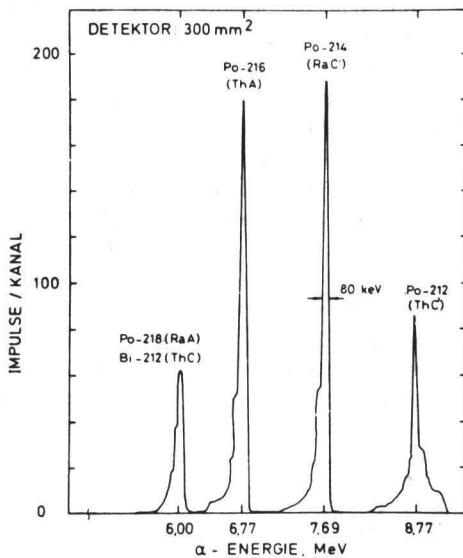


Abb. 5: Typisches Alphaspektrum der auf einem Oberflächen-Sperrschiichtdetektor abgeschiedenen kurzlebigen Zerfallsprodukte von Radon und Thoron

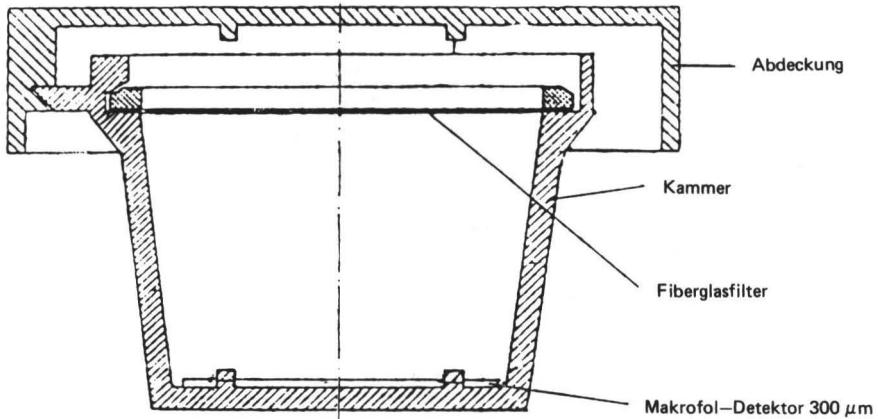


Abb. 6: Passives Radon-Dosimeter

Das Dosimeter besteht aus einem Kunststoffgehäuse, in das Radon durch ein Glasfaserfilter hinein diffundiert. Staubteilchen und Radonfolgeprodukte werden durch das Filter zurückgehalten. Die in der Kammer durch Zerfall von Radon gebildeten Alphateilchen treffen mit einer gewissen Wahrscheinlichkeit die am Boden des Dosimeters angebrachte Kernspurfolie. Nach der Expositionszeit wird die Folie geätzt. Damit werden die latenten Spuren sichtbar gemacht. Die Anzahl der Spuren pro cm^2 ist ein Maß für die Radon-Konzentration über die Dauer der Exposition. Bei einer Expositionszeit von 90 Tagen wird mit diesen Dosimetern eine Nachweisgrenze für Radon von 0,1 pCi/l erreicht. Die Dosimeter sind zur Zeit in größerer Zahl in der Bundesrepublik im Einsatz, um die Schwankungsbreite der Radon-Konzentration in Wohnungen im Rahmen eines vom Bundesminister des Innern geförderten Forschungsvorhabens zu ermitteln.

Die radioaktiven Edelgase Radon und Thoron können nicht nur aus dem Boden, sondern auch aus Baumaterialien herausdiffundieren und somit in die Luft exhalieren. Eine schematische Darstellung dieser Prozesse, die die natürliche Radioaktivität der Raumluft bestimmen, zeigt Abbildung 7.

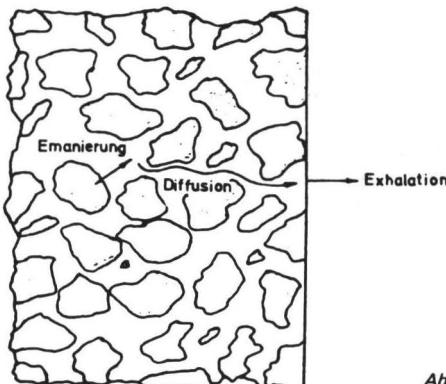


Abb. 7: Mechanismus der Exhalation von Radon und Thoron aus Baumaterialien

In der freien Atmosphäre verteilen sich die Edelgase je nach den meteorologischen Bedingungen. Es findet eine Verdünnung mit zunehmender Höhe über dem Erdboden statt. In Wohnräumen kann unter Umständen eine Anreicherung stattfinden. Die Konzentration in der Raumluft hängt im wesentlichen von der Exhalation von Radon und Thoron aus dem Baumaterial und dem Austausch mit der freien Atmosphäre durch Ventilatoren ab (Abbildung 8).

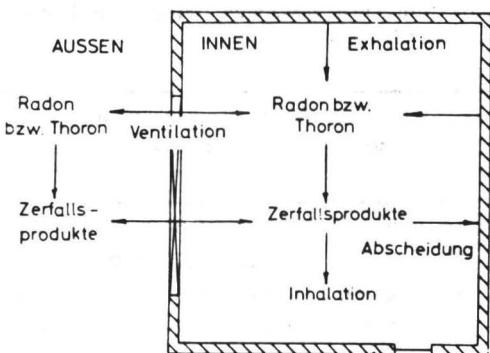


Abb. 8: Schematische Darstellung der Prozesse, die die natürliche Radioaktivität der Raumluft bestimmen

Ein einfaches Beispiel für die Änderung der Radon-Konzentration in einem Raum gibt Abbildung 9, in der der Anstieg der Radon-Konzentration nach Lüftung eines Raumes dargestellt ist. Die Radon-Konzentration in dem Raum bei geöffnetem Fenster und ca. 15 Stunden nach Schließen des Fensters ist in diesem Beispiel etwa um den Faktor 8 unterschiedlich.

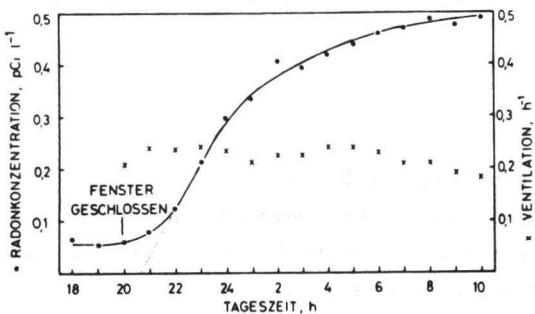


Abb. 9: Radonanstieg (•) nach kräftiger Lüftung eines Raumes mit Angabe der experimentell ermittelten Ventilationsrate (x)

Die Radon-Exhalationsrate aus Wänden ist nicht nur von der Wanddicke und der spezifischen Aktivität des Wandmaterials abhängig, sondern auch von dem sogenannten "Emaniervermögen des Materials". Eine Auswahl der spezifischen Aktivität in häufig in der Bundesrepublik Deutschland verwendeten Baumaterialien enthält Tabelle 1.

Tabelle 1: Natürlich-radioaktive Stoffe in ausgewählten, häufig in der Bundesrepublik Deutschland verwendeten Baumaterialien

Baustoff	Proben- zahl	Spezifische Aktivität (pCi/g)		
		K-40	Ra-226	Th - 232
Schlackenstein	9	14 (8–25)	4.1 (0.6–20.0)	2.7 (0.6–5.6)
Bimsstein	31	21 (13–53)	2.0 (0.7– 4.8)	2.2 (1.0–6.8)
Ziegel	109	18 (4–69)	1.6 (0.5– 3.1)	1.8 (<0.5–5.0)
Kalksandstein und Gasbeton	31	6 (<1–21)	< 0.6 (<0.2– 2.6)	< 0.6 (<0.2–1.5)
Naturgips	23	2 (<1– 5)	< 0.5 (<0.1– 2.0)	< 0.3 (<0.1–0.3)
Chemiegips (Phosphorit)	33	< 3 (<1– 8)	15 (8.1– 30)	< 0.5 (<0.1–3.8)

Die Radon-Exhalationsrate wird auch stark beeinflußt durch den verwendeten Putz des Raumes, durch die verwendete Tapete oder z.B. durch eine Kunststoffbeschichtung. Nimmt man an, daß alle Radon-Atome, die in die Poren des Baumaterials gelangen, auch das Material verlassen, so läßt sich unter der Voraussetzung, daß es sich im Verhältnis zur Wandstärke um eine großflächige Wand handelt, die maximale Exhalationsrate wie folgt berechnen:

$$e = a_{Ra-226} \cdot \epsilon \cdot \rho \cdot \lambda_{Rn} \cdot \frac{d}{2}$$

Hierbei sind:

$$e = \text{Radon-Exhalationsrate (pCi/m}^2\text{h)}$$

$$a_{Ra-226} = \text{Ra-226 Konzentration im Wandmaterial (pCi/g)}$$

$$\epsilon = \text{Emaniervermögen (liegt im allgemeinen zwischen 0,01 und 0,1)}$$

$$\rho = \text{Rohdichte des Wandmaterials (kg/m}^3\text{)}$$

$$\lambda_{Rn} = \text{Zerfallskonstante von Rn-222} = 7,56 \cdot 10^{-3}/\text{h}$$

$$d = \text{Wandstärke (m)}$$

In Tabelle 2 sind die berechneten und gemessenen Radon-Exhalationsraten für einige Baumaterialien zusammengestellt. Für die Berechnung wurde eine Wanddicke von 0,3 m angenommen und der Einfluß der Fenster mit einem Korrekturfaktor von 0,7 berücksichtigt.

Tabelle 2: Vergleich zwischen errechneten und gemessenen Rn-222-Exhalationsraten in Wohnräumen

Baustoff	^a Ra-226 (pCi/g)	mittleres Emanier- vermögen (%)	errechnete Rn-222- Exhalation (pCi/m ² h)	gemessene Rn-222- Exhalation (pCi/m ² h)
Schlackensteine	0,6 – 20	1,5	20 – 400	300
Bimsstein	1,0 – 6,8	3,5	40 – 270	45 – 320
Ziegel	0,5 – 3,1	0,25	1,5 – 10	2 – 25
Kalksandsteine und Gasbeton	<0,2 – 2,0	6,5	6 – 170	20 – 60

Die berechneten und gemessenen Radon-Exhalationsraten liegen in der gleichen Größenordnung. Mit Hilfe der Radon-Exhalationsrate und der Ventilationsrate lässt sich auch ein einfacher Zusammenhang zwischen der Radon-Konzentration im Raum und im Freien herleiten. Es gilt:

$$C_{\text{innen}} = e \frac{S/V}{v} + C_{\text{außen}}$$

dabei sind:

C_{innen} = Radon-Konzentration im Raum (pCi/m³)

e = Radon-Exhalationsrate (pCi/m²h)

S/V = Oberflächen/Volumen-Verhältnis des Raumes (m⁻¹)

v = Ventilationsrate (h⁻¹)

$C_{\text{außen}}$ = Radon-Konzentration im Freien (pCi/m³)

Eine Abnahme der Ventilationsrate z.B. im Zuge von Energiesparmaßnahmen führt demnach zwangsläufig zu einem Anstieg der Radon-Konzentration in einem Raum und damit zu einer höheren Strahlenexposition der Lunge, wie das folgende Beispiel zeigt:

Bei einem Oberflächen/Volumen-Verhältnis eines Raumes von 2 m^{-1} , einer Ventilationsrate von $0,5 \text{ h}^{-1}$ und einer Radon-Konzentration in der Außenluft von 100 pCi/m^3 beträgt die Radon-Konzentration im Raum für Radon-Exhalationsraten zwischen 20 und $300 \text{ pCi/m}^2\text{h}$ zwischen 180 und 1300 pCi/m^3 , bei einer Ventilationsrate von $0,4 \text{ h}^{-1}$ und sonst gleichen Annahmen zwischen 200 und 1600 pCi/m^3 .

Für die genannten Bedingungen errechnet sich unter der Annahme eines radioaktiven Gleichgewichtsfaktors zwischen Radon und seinen Folgeprodukten von 0,4 und dem vom Komitee "Wirkung atomarer Strahlung (UNSCEAR)" der Vereinten Nationen empfohlenen Dosiskonversionsfaktor (3) eine mittlere jährliche Strahlenexposition der Gesamtlunge in der Größenordnung zwischen 100 und 800 mrem. Der Atemtrakt ist somit das menschliche Organ mit der höchsten natürlichen Strahlenexposition. Da die Aktivitätsverteilung im Atemtrakt sehr inhomogen ist (1), sind die mittleren lokalen Dosen in manchen Bereichen der Lunge (segmentale und subsegmentale Bronchien) bis zu 5mal höher als in der Gesamtlunge. Wendet man den von der Internationalen Kommission für Strahlenschutz (ICRP) empfohlenen Wichtungsfaktor für die Lunge von 12% zur Ermittlung des Beitrages der Lungenbelastung zur sogenannten effektiven Äquivalentdosis an, so berechnet sich dieser Beitrag zu 10 - 100 mrem jährlich und liegt somit in der gleichen Größenordnung wie der durch die natürliche Strahlenexposition von außen. Die hier genannten Ergebnisse sind in Tabelle 3 zusammengestellt.

Tabelle 3: Zusammenstellung der bisherigen Ergebnisse

Exhalationsrate	:	20 - 300 $\text{pCi/m}^2 \text{ h}$
mittlere Ventilationsrate	:	$0,5 \text{ h}^{-1}$
resultierende Rn-222-Konzentration	:	200 - 1300 pCi/m^3
mittlere Strahlenexposition der Lunge	:	100 - 800 mrem/a
effektive Äquivalentdosis	:	10 - 100 mrem/a
<i>zum Vergleich</i>		
externe Strahlenexposition	:	30 - 70 mrem/a

Die ersten Ergebnisse von Messungen mit den passiven Radondosimetern in ca. 70 Wohnungen in München enthält Tabelle 4. Da dieses Programm noch nicht abgeschlossen ist, sind die Ergebnisse als vorläufig anzusehen.

Tabelle 4: Mittlere Radon-Konzentration im Freien und in Häusern und die daraus resultierende Strahlenexposition der Lunge

	Rn-222-Konzentration (pCi/m ³)	mittlere jährliche Lungendosis nach UNSCEAR (1977) (mrem)
im Freien	100 – 1 000	50 – 500
in Wohnungen	300 – 5 000	150 – 2 500
im Keller	500 – 10 000	250 – 5 000

Literatur

1. Jacobi, W., und Eisfeld, K.: Dose to tissues and effective dose equivalent by inhalation of radon-222, radon-220 and their shortlived daughters. GSF-Report S-626 (1980)
2. Lucas, H.F.: Improved low-level alpha-scintillation counter for radon. Rev. Sci. Instr. 28, 680-683 (1957)
3. United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation (UNSCEAR): Sources and effects of ionizing radiation. Report to the General Assembly New York, 1977
4. Urban, M., und E. Piesch: Low-level environmental radon dosimetry with a passive track etch detector device. Radiation Protection Dosimetry 1, 97-109 (1981)
5. Wicke, A.: Untersuchungen zur Frage der natürlichen Radioaktivität der Luft in Wohn- und Aufenthalträumen. Dissertation, Universität Gießen (1979)

Anschrift der Verfasser:
Dir.u.Prof. Dr. H. Schmier
Dr. J. Peško
Dr. A. Wicke

Institut für Strahlenhygiene des Bundesgesundheitsamtes,
Ingolstädter Landstraße 1, D - 8042 Neuherberg

Luftqualität in Innenräumen

Hrgb. K. Aurand, B. Seifert und J. Wegner
Gustav Fischer Verlag, Stuttgart-New York 1982

Über das Verhalten des Radons in Räumen und seine Anwendung als Spurengas bei Ventilationsmessungen

Behaviour of Radon in Rooms and its Use as an Indicator for Air Exchange Rate Measurements

M. Lehtimäki, T. Kivistö

Summary

Investigations have been made to determine the relationship between indoor radon concentrations and ventilation rates and to find the sources for radon in different rooms. The results show that the radon concentration can be estimated by a simple mathematic model in the case of periodical ventilation. The results of measurements carried out in office rooms demonstrate that soil is the main source for indoor radon. The possibility to use radon for the determination of ventilation rates is discussed.

1. Einleitung

Die Sparmaßnahmen der Heizungsenergie fordern dichtere Bauten und eine Abnahme der Ventilationsrate. Die Abnahme der Ventilationsrate bringt Änderungen mit sich, die entweder einen positiven oder einen negativen Eindruck auf die Innenluftqualität haben können. Der Einfluß der Außenluftverunreinigungen (z.B. SO₂ und Aerosole) auf die Innenluftqualität wird durch die Abnahme der Ventilation vermindert, aber zugleich wird die Bedeutung der in Räumen entstandenen Verunreinigungen (Radon, Formaldehyd, Gerüche, Staub) hervorgehoben (1, 2).

Die gasförmigen Verunreinigungen, die aus den Baumaterialien und dem Erdboden herausdiffundieren, verhalten sich etwa wie das Edelgas Radon (²²²Rn).

Das Radongas ist das Zerfallsprodukt des im Erdboden und in Baumaterialien häufig vorkommenden Radiums (^{226}Ra). Wegen der langen Halbwertszeit des Radons ($T_{1/2} = 3,8$ d) kann Radon aus Materialien in die Innenluft herausdiffundieren. Die Radon-Exhalationsrate wird u.a. von der Porosität des Materials, von der Art der Oberfläche und in einem gewissen Maße von den Luftdruckänderungen beeinflußt (3).

Es ist nicht das Radon allein, das ein Gesundheitsrisiko beim Menschen bedeutet, sondern besonders seine kurzlebigen Zerfallsprodukte ^{218}Po ($T_{1/2} = 3,1$ m), ^{214}Pb ($T_{1/2} = 26,8$ m), ^{214}Bi ($T_{1/2} = 19,7$ m) und ^{214}Po ($T_{1/2} = 1,6 \cdot 10^{-4}$ s).

Die Zerfallsprodukte, die in der Luft als Atome aber auch als an Aerosolpartikeln gehaftende Teilchen vorkommen, können in den Atemorganen bleiben und dadurch die Strahlenexposition der Gewebe erhöhen. Das bedeutet, daß die Abnahme der Ventilationsrate zu einer höheren Radonkonzentration und damit zu einem Anstieg des Lungenkrebsrisikos führt.

Der Zweck dieses Beitrages ist die Abhängigkeit der Radonkonzentration von der Ventilation sowie die Herkunft des Radons in gewissen Räumen zu erklären. Es wird auch die Möglichkeit erörtert, Radon als Spurengas in den Ventilmessungen zu verwenden.

2. Die mathematische Darstellung

Hier wird die Abhängigkeit der Radonkonzentration von der Ventilation mit der Hilfe eines mathematischen Modells dargestellt. Zuerst werden einige Voraussetzungen gemacht:

Die Radonexhalationsrate ist konstant und Radon wird gleichmäßig in die Luft des untersuchten Raumes gemischt. Der Luftwechsel findet direkt mit der Außenluft (konstanter Radongehalt) statt. Unter diesen Voraussetzungen bekommt man die Differentialgleichung (1)

$$\frac{dc}{dt} = E - B(c - c_a) \quad (1)$$

dabei sind

- c Radonkonzentration (hier: Aktivität per Volumen)
- c_a Radonkonzentration in der Außenluft
- E Exhalationsrate
- B Ventilationsrate

Die Exhalationsrate hängt von verschiedenen Faktoren folgenderweise ab:

$$E = \lambda \phi \frac{A}{V} \quad (2)$$

dabei sind

- λ Zerfallskonstante von ^{222}Rn ($2,1 \cdot 10^{-6}/\text{s}$)
- ϕ Radonfluss
- A Flächeninhalt der radonemittierenden Oberfläche
- V Volumen des Raumes

Im Falle des Gleichgewichts ($\frac{dc}{dt} = 0$) bekommt man einfach:

$$c = c_a + \frac{E}{B}. \quad (3)$$

Die Radonkonzentration der Innenluft ist nach der Gleichung (3) von der Außenluftkonzentration und einem Faktor, wo die Ventilationsrate im Nenner ist, abhängig.

In vielen Gebäuden funktioniert das Ventilationssystem periodisch oder die Ventilationsrate wird schrittweise geändert. Bild 1a zeigt die Situation, in der die Ventilationsrate schrittweise zwischen den Werten $B = B_0$ (mechanische Ventilation) und $B = B_x$ (Leckventilation) geändert wird. Die schrittweise Ventilation verursacht Änderungen in der Radonkonzentration, wie im Bild 1b zu sehen ist. Unter der Voraussetzung, daß die Ventilationsrate B_0 so hoch ist, daß die Radonkonzentration das Gleichgewicht erreicht hat, bekommt man die Gleichung (4)

$$c_0 = c_a + \frac{E}{B_0}. \quad (4)$$

Die schrittweise Änderung der Ventilationsrate von B_0 zu B_x verursacht eine Zunahme in der Radonkonzentration nach der Gleichung (5)

$$c(t) = c_0 + \Delta c [1 - \exp(-B_x t)] \quad (0 \leq t \leq T) \quad (5)$$

und dabei ist Δc die Differenz zwischen den Radonkonzentrationen in Gleichgewichten (bei B_0 u (bei B_0 und B_x))

$$\Delta c = E \left(\frac{1}{B_x} - \frac{1}{B_0} \right). \quad (6)$$

In der Zeit T hat die Radonkonzentration den Wert $c(T)$ erreicht, wo

$$c(T) = c_0 + \Delta c [1 - \exp(-B_x T)]. \quad (7)$$

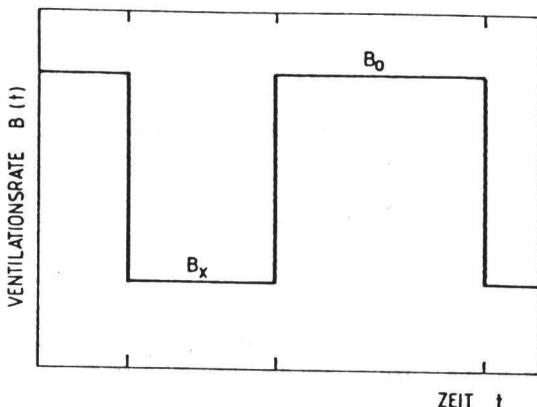


Abb. 1: Ventilationsrate B im Falle der periodischen Ventilation.

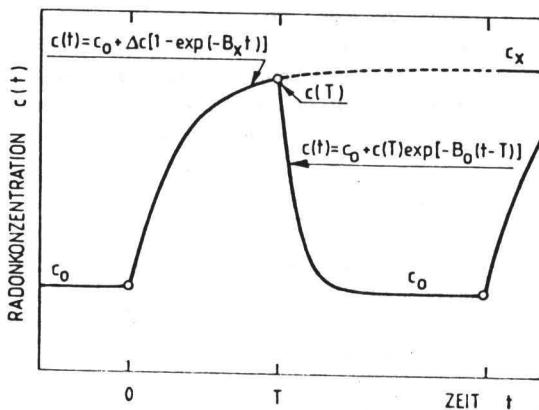


Abb. 1 b: Die Schwankung der Radonkonzentration im Falle der periodischen Ventilation.

Wenn dann die mechanische Ventilation eingeschaltet wird, nimmt die Radonkonzentration nach der Gleichung (8) ab:

$$c(t) = c_0 + c(t) \exp[-B_0(t-T)] \quad (T \leq t \leq T_0). \quad (8)$$

Im Falle der periodischen Ventilation ändert sich die Radonkonzentration wie man aus den Gleichungen (5) und (8) entnehmen kann. Die Änderungsrate der Konzentration hängt von den Werten B_0 und B_x ab.

3. Messungen

Die Radonmessungen wurden mittels eines selbstkonstruierten Meßgerätes durchgeführt, das im Prinzip eine Luftionisationskammer (4) ist. Wegen seiner einfachen Konstruktion und seiner kontinuierlichen Meßkapazität eignet sich der Radonmonitor sehr gut für Dauermessungen. Die Konstruktion des Radonmonitors ist in Bild 2 dargestellt.

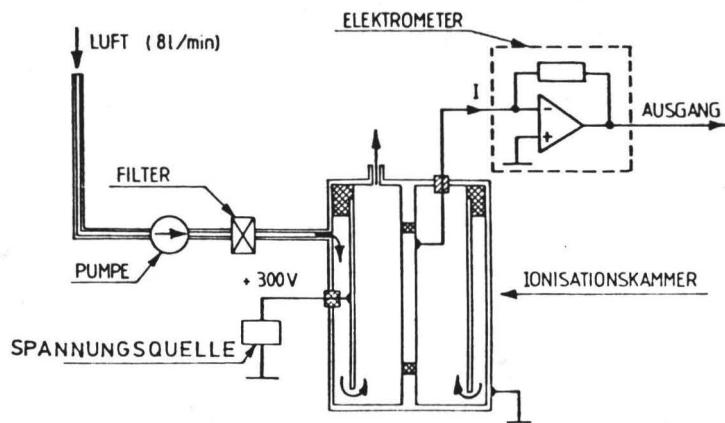


Abb. 2: Die schematische Darstellung des Radonmonitors.

Der Monitor funktioniert folgendermaßen: Durch einen Filter wird mit einer konstanten Geschwindigkeit Luft in die Ionisationskammer gepumpt. In der Ionisationskammer, deren Volumen 20 Liter beträgt, wird der durch radioaktive Strahlung hervorgerufene elektrische Strom mit einem empfindlichen Elektrometer gemessen.

Der Strom in der Kammer entsteht aus der α -Strahlung des Radons und seiner Zerfallsprodukte, die sich an die Zentralelektrode der Kammer anlagern. Falls die Änderungen in der Radonkonzentration langsam stattfinden, herrscht in der Kammer ein radioaktives Gleichgewicht zwischen dem Radon und seinen Zerfallsprodukten. Dabei ist der elektrische Strom direkt proportional zu der Radonkonzentration. Im Falle der variablen Radonkonzentration geht der Anzeiger wegen der durch die Zerfallsprodukte verursachten Trägheit der wirklichen Konzentration nach. Diese natürliche Trägheit wird in unserem Monitor elektronisch korrigiert (5). Mit diesem Korrigierungssystem kann man die Radonkonzentration zeitkontinuierlich mit einer Zeitkonstante von etwa 5 min messen.

Die folgenden Radonmessungen sind in Büro-, Wohn und Industrieräumen ausgeführt worden.

3.1. Radonmessungen in Büroräumen

Die Radonmessungen wurden u.a. in zwei großen Bürogebäuden durchgeführt. Das eine war ein mit konventionellem Ventilationssystem ausgerüstetes Gebäude der TH Tampeer, in dem es keine Umluft gab. Das andere war ein Energiespargebäude (EKONO-Haus), in dem es die Möglichkeit für Umluft gab.

Im Bild 3 werden die typischen Schwankungen der Radonkonzentration in dem Gebäude der TH während des Tages dargestellt. Bild 3 zeigt deutlich den Einfluß, den die periodische Ventilation auf die Radonkonzentration hat. Vom Bild 3 geht auch die Herkunft des Radons hervor. Die Radonkonzentration ist im Parterre erheblich größer als im ersten und zweiten Geschoß, was den großen Anteil des aus dem Erdboden herauszudiffundierenden Radons am totalen Radongehalt indiziert.

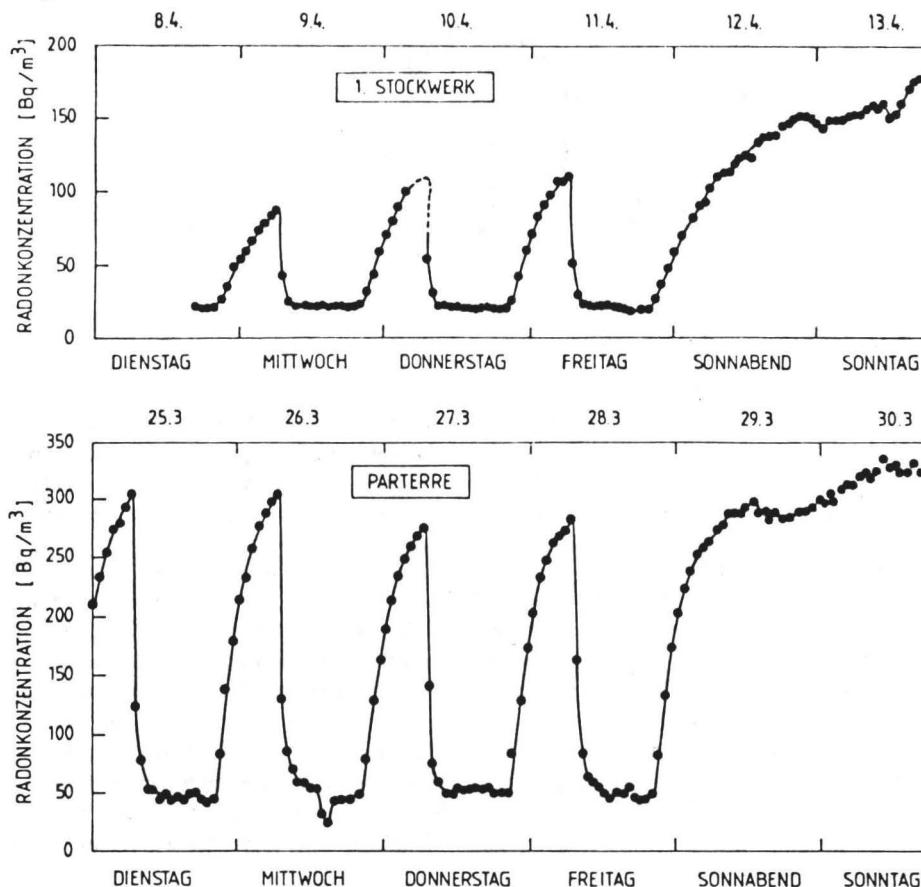


Abb. 3: Radonkonzentration in Korridoren der TH Tamper.

Das aus dem Erdboden herauszudiffundierende Radon spielt eine große Rolle auch in den Messungen, die im EKONO-Haus durchgeführt wurden. Bild 4 zeigt die Schwankungen im Laufe des Tages in der Kellern des Gebäudes. Wenn die Rezirkulation von 20 Uhr bis 5.30 Uhr ausgeschaltet ist, nimmt die Radonkonzentration sogar bis 1000 Bq/m^3 zu. In den oberen Stockwerken ist der Radongehalt erheblich kleiner. Der hohe Radongehalt der Keller hat einen Einfluß auf den Radongehalt in den anderen Stockwerken, wie im Bild 5 dargestellt wird. Die Einschaltung des Umluftsystems um 5.30 Uhr verursacht eine plötzliche Zunahme in der Radonkonzentration. Dieses Verhalten der Radonkonzentration ist durch die Mischung des Radons aus der Keller in das ganze Luftvolumen des Gebäudes zu erklären. Die Einschaltung des Frischluftsystems um 7.30 Uhr verursacht die rasche Abnahme der Radonkonzentration.

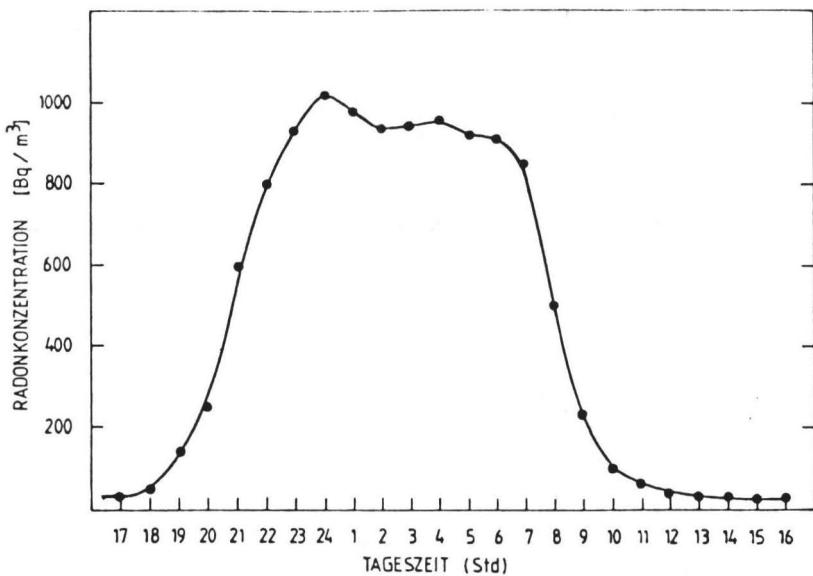


Abb. 4: Radonkonzentration in der des EKONO-Hauses.

Wenn das Umluftsystem vierundzwanzig Stunden lang funktionierte, konnte eine typische Schwankung des periodischen Luftwechsels in dem Radongehalt festgestellt werden. Das ist im Bild 6 zu sehen.

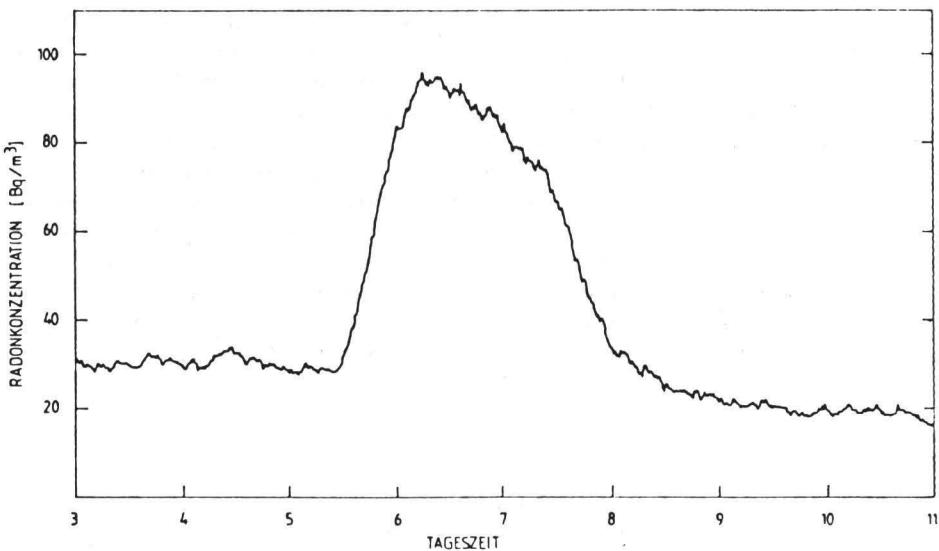


Abb. 5: Radonkonzentration in oberen Stockwerken nach der Einschaltung des Umlaufsystems.

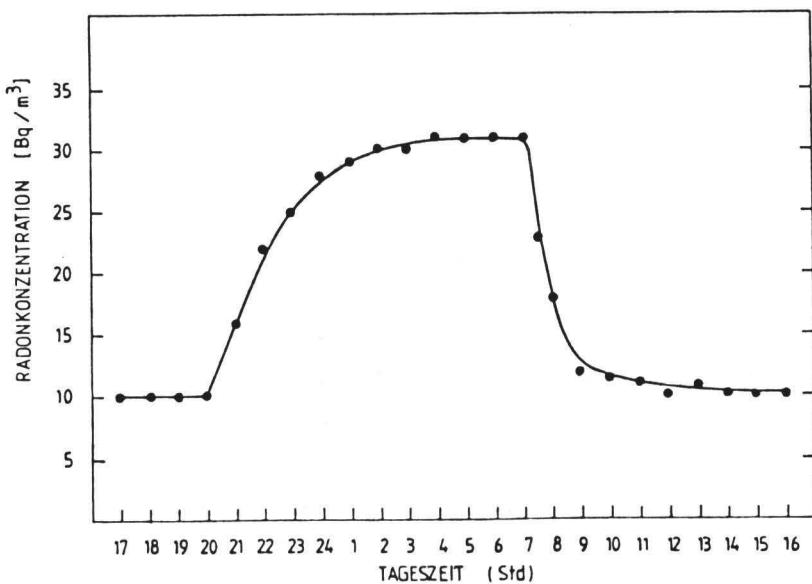


Abb. 6: Radonkonzentration im Umluftkanal (24 Std. Umluft).

3.2. Die Bestimmung der Ventilationsrate mit dem Radongas

Nach dem obenerwähnten einfachen mathematischen Modell hängen die Schwankungen der Radonkonzentration im Falle des periodischen Ventilationssystems von der Ventilationsrate ab. Unter diesen Umständen kann die Ventilationsrate in gewissen Situationen abgeschätzt werden. In der Praxis eignet sich dieses Verfahren am besten für Bestimmung der unfreiwilligen Ventilation (durch Undichtheiten), wobei die Zunahme der Radonkonzentration aus dem Niveau betrachtet wird, das sie während der mechanischen Ventilation erreicht hat. Die Zunahme des Radongehaltes $c_z(t)$ verhält sich nach folgender Gleichung (9)

$$c_z(t) = c(t) - c_0 = \Delta c [1 - \exp(-Bx t)] \quad (9)$$

In dieser Gleichung erscheint Δc als ein unbekannter Faktor, der in der Gleichung (10) eliminiert wird

$$f_z(t) = \frac{c_z(t)}{c_z(t/2)} = 1 + \exp\left(-\frac{Bx}{2} t\right). \quad (10)$$

Jetzt bekommt man die Kurve, die die Zunahme des Radongehalts $c_z(t)$ charakterisiert, in die Form der normalen Zerfallskurve. Diese wird in der Gleichung (11) dargestellt

$$\exp\left(-\frac{Bx}{2} t\right) = \frac{c_z(t)}{c_z(t/2)} - 1 = f_z(t) - 1. \quad (11)$$

In den Dauermessungen sind die durchschnittlichen Radonkonzentrationen in zwei ganz unähnlichen Gebäuden bestimmt worden. Bilder 7 und 8 zeigen die daraus errechneten Ventilationsraten. Im Bild 7 wird die Ventilationsrate einer großen Werfthalle ($V = 270\ 000\ m^3$) errechnet. Bild 8 zeigt das Meßergebnis vom Wohnzimmer eines Hochhauses. In der Werfthalle wird die periodische Ventilation automatisch auf Grund der Arbeitszeit bestimmt. Im Wohnzimmer wurde die periodische Ventilation durch die grundsätzliche Lüftung des Raumes erreicht, und danach wurde die Zunahme des Radongehaltes gemessen.

Im Falle der Werfthalle konnte keine Vergleichsmessung mit normaler Spuren-gasmethode durchgeführt werden, da die Halle zu groß war ($B_x = 0,35\ l/h$). Im Wohnzimmer wurde hingegen eine Vergleichsmessung mittels des Luftgases (N_2O) durchgeführt, und die Ventilationsraten waren dieselbe in den beiden Messungen ($B_x = 0,27\ l/h$).

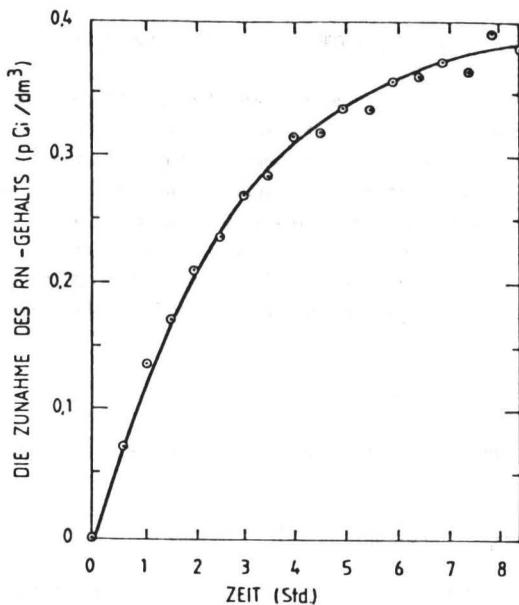


Abb. 7: Die Bestimmung der Ventilationsrate einer Werfthalle ($B_X = 0,35 \text{ l/h}$).

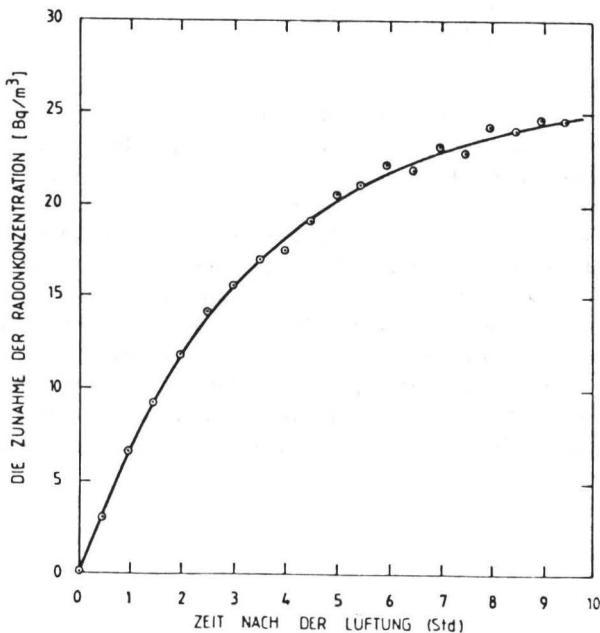


Abb. 8: Die Bestimmung der Ventilationsrate eines Raumes ($B_X = 0,27 \text{ l/h}$).

4. Schlußfolgerung

Die durchgeföhrten Untersuchungen ergeben, daß ein einfaches Mathematisches Modell gut das Verhalten des Radongehaltes im Falle der periodischen Ventilation kennzeichnet. Die in Büroräumen durchgeföhrten Untersuchungen bezeigten dazu, daß das Radon in der Innenluft seinen Ursprung hauptsächlich von dem Erdboden hat. In gewissen Fällen ist es möglich, die Leckventilationsraten auf Grund der Radonmessungen zu bestimmen.

Literatur

1. Anderson, I.: Relationships between outdoor an indoor air pollution. Atm. Env. 6 (1972), s. 275...278
2. Alzona, J. & Cohen, B.L. & ...: Indoor - outdoor realtionships for air-borne particulate matter of outdoor orgin. Atm. Env. 13 (1979), s. 55...60
3. Strandén, E. & Berteig, L.: Radon in dwellings an influencing factors. Healt Phys. 39 (1980) 2, s. 275...284
4. Hultqvist, B.: Studies on Naturally Occurring. Ionizing Radiations, Stockholm, Alqvist & Wiksell's Boktryckeri AB 1956
5. Janka, K., Lehtimäki, M.: A Method of Eliminating the Effect of Decay Products in Continuous Measurement of Radon Rn²²², (TO BE PUBLISCHED).

Anschrift der Verfasser:
Dr. M. Lehtimäki
Dr. T. Kivistö

Technische Hochschule Tampere,
Abteilung der Physik,
Postfach 527, SF - 3301 Tampere 10

Luftqualität in Innenräumen

Hrgb. K. Aurand, B. Seifert und J. Wegner
Gustav Fischer Verlag, Stuttgart-New York 1982

Einfluß von Feuerstätten auf die Beschaffenheit der Innenraumluft

The Impact of Combustion Devices on Indoor Air Quality

G. Ulbrich

Summary

Combustion devices and the equipment conducting their effluent gases such as ducts and chimneys are factors which might have an unreasonable or even dangerous impact on the quality of air inside buildings. There is a danger of flue gases entering the indoor environment during the heating process (a) if the air-circulation associated with the operation of a combustion device is disturbed or even interrupted, (b) if the air stream - as far as flue gases are involved - flows under elevated pressure, and (c) if the combustion device and the flue gas conducting equipment are not leak-proof.

These three cases and their influence on indoor air quality are extensively discussed. In the German Combustion Device Code from 1980 care is taken to minimize the pollutant concentrations in rooms with combustion devices by setting special requirements for the room in which the device is located, and by prescribing the standardization of the technical characteristics of chimneys and combustion devices.

Zusammenfassung

Feuerstätten und die zu ihrer Abgasabführung bestimmten Verbindungsstücke und Hausschornsteine sind grundsätzlich geeignet, die Beschaffenheit der Innenraumluft in Gebäuden unzumutbar oder gar gefährlich zu verschlechtern, näm-

lich dadurch, daß sie gasen. D.h., während des Betriebes der Feuerungsanlage tritt ein Teil der Abgase in die Räume aus. Die Gefahr besteht immer dann,

- wenn die Kreisströmung, die mit dem Betrieb einer Feuerungsanlage üblicher Art verbunden ist, gestört oder sogar unterbrochen wird,
- wenn die Strömung - soweit es sich um Heiz- und Abgase handelt - unter Überdruck stattfindet und
- wenn die Feuerstätten, Verbindungsstücke oder Schornsteine nicht dicht sind.

Die Kreisströmung hat drei markante Abschnitte:

- den Verbrennungsluftstrom vom Freien durch die Wände des Gebäudes zur Verbrennungsluftöffnung an der Feuerstätte,
- den Heizgasstrom durch die Feuerstätte,
- den Abgasstrom durch Verbindungsstück und Hausschornstein ins Freie.

Die Kreisströmung kann gestört werden,

- wenn die Strömungswiderstände zu groß werden oder
- wenn der Strömungsweg an einer Stelle gar völlig abgesperrt wird oder
- wenn, was letztlich gleichbedeutend mit der ersten Störungsursache ist, der Antrieb für die Strömung zu schwach ist oder
- wenn der Antrieb für die Strömung sogar vollständig versagt.

Die Unfallhäufigkeit scheint bisher nicht spektakulär hoch zu liegen.

Die feuerungstechnischen Umstände sind jedoch durch die Bemühungen um verstärkten Schallschutz für Gebäude und um verstärkte Energieeinsparung beim Betrieb von Wärmeerzeugungsanlagen schwieriger geworden. In der Tat ist nämlich der Strömungswiderstand durch wesentlich dichtere Außenwände größer geworden; dadurch sollen die Lüftungswärmeverluste von Gebäuden eingeschränkt werden und Geräuschbelästigungen im Innern von Gebäuden durch Außenlärm abgewehrt werden. Der Antrieb der Kreisströmung wird gefährdet dadurch, daß den Abgasen zur Erhöhung des Wirkungsgrades von Feuerungsanlagen ein wesentlich geringerer Energieinhalt belassen wird.

Unberührt bleibt, daß die Baustoffe und Bauteile von Feuerungsanlagen in hohem Maße dauerhaft widerstandsfähig gegen Wärme sein müssen, also nicht beliebig dicht sein können; z.T. sind die Abgaswege an verschiedenen Stellen sogar planmäßig offen. Dementsprechend ging die Feuerungsanlagentechnik bisher davon aus, daß Heizgase und Abgase unter Unterdruck gefördert werden; eine sicherheitstechnische Überwachung der Abgasströmung durch sicherheits-technische Einrichtungen findet bisher nur ausnahmsweise statt. Unglücklicherweise konzentrieren sich die technischen Schwierigkeiten gerade dort, wo eine feuerungstechnisch hohe Leistung auf verhältnismäßig kleine Aufstellräume konzentriert wird, nämlich bei Gasfeuerstätten mit Feuerungseinrichtungen ohne Gebläse, die die erzeugte Wärme im Durchlaufprinzip auf Wasser übertragen.

Die anstehenden Fragen führten zur Neuordnung der Anforderungen an Feuerungsanlagen, insbesondere an die Aufstellräume und an die Hausschornsteine.

Die Entwicklung ist offensichtlich noch nicht abgeschlossen, so daß die Feu-

erungstechniker und Hygieniker die Auswirkung der Entwicklung der feuerungstechnisch bedeutsamen Umstände auf die Beschaffenheit der Innenraumluft weiterhin aufmerksam beobachten. Nachdem die Probleme allen Beteiligten im ganzen Umfang bewußt geworden sind, kann auch mit der Entwicklung völlig neuer sicherheitstechnischer Grundsätze gerechnet werden. Zu begrüßen wäre die Entwicklung zu Feuerungsanlagen, die gegenüber den Gebäuden völlig abgeschlossen sind.

1 Grundsätze des Feuerstättenbetriebes

1.1 Begriffe und Aufgaben

Feuerstätten sind nach dem baurechtlichen Begriffskatalog, den ich hier zu grunde legen will, Teil einer Feuerungsanlage; deren beiden andere Teile sind die Abgasleitung zum Hausschornstein - das Verbindungsstück - und der Hausschornstein selbst. Die Feuerstätte besteht aus dem Wärmeerzeuger, der Feuerungseinrichtung und, soweit erforderlich, aus Sicherheitseinrichtungen. Mittels der Feuerungseinrichtung werden im Feuerraum des Wärmeerzeugers die Brennstoffe mit der Verbrennungsluft zu Heizgasen verbrannt. Im übrigen hat der Wärmeerzeuger die Aufgabe, den Heizgasen die Wärme, soweit technisch möglich und wirtschaftlich sinnvoll, zu entziehen und auf andere Stoffe wie Wärmeträger oder Stoffe, die verfahrenstechnisch thermisch behandelt werden sollen, oder auf die Raumluft zu übertragen. Vom Wärmeerzeuger weg werden die Verbrennungsgase - nunmehr Abgase genannt - durch Verbindungsstück und Schornstein ins Freie gefördert. Die Feuerungsanlage sollte also die Wärme, die segensreich wirken soll, vollkommen von den Verbrennungsgasen mit ihren Schadstoffen trennen, anders als die Feuerstelle primitiverer Zivilisationsstufen. Die Trennung von Wärme und Verbrennungsgasen müssen auch offene Feuerstätten wie offene Kamine zuwege bringen.

1.2 Zusammenhang zwischen Feuerstättenbetrieb und Beschaffenheit der Innenraumluft

In aller Regel entnehmen Feuerstätten die notwendige Verbrennungsluft ihrem Aufstellraum. Dahinein muß durch die Undichtheiten der Außenwände des Gebäudes unmittelbar oder mittelbar über andere Räume des Gebäudes und die Undichtheiten der Innenwände ein entsprechender Außenluftvolumenstrom strömen können, und zwar bei einer Luftdruckdifferenz zwischen dem Freien und dem Aufstellraum der Feuerstätte, die dem Fördervermögen des Schornsteins und seinen sonstigen fördertechnischen Aufgaben gerecht wird. Unter planmäßigen Bedingungen wird also die Innenraumluft des Aufstellraums einer Feuerstät-

te durch deren Betrieb hygienisch nicht verschlechtert, im Gegenteil, die Feuerstätte trägt unter planmäßigen Bedingungen mehr oder minder zum Luftwechsel im Aufstellraum bei.

1.3 Bautechnische Grundsätze für Feuerungsanlagen

Die begrenzte thermische Widerstandsfähigkeit der Bau- und Werkstoffe der Teile einer Feuerungsanlage, die begrenzte Gasdichtheit der Bauteile und das menschliche Sicherheitsbedürfnis rechtfertigen den Grundsatz, daß Heizgase und Abgase innerhalb des Gebäudes gegenüber dem statischen Druck der umgebenden Luft unter Unterdruck zu halten sind. Dieser Grundsatz besteht insbesondere deswegen auch heute noch zu Recht, weil die Anlagentechnik sich systematisch die Aufgabe noch nicht gestellt hat, die Abgasförderung ins Freie durch sicherheitstechnische Einrichtungen überwachen zu lassen.

1.4 Wertung der Grundsätze

Von den Grundsätzen her brauchten anscheinend Bedenken gegen die Wirkung von Feuerungsanlagen auf die Beschaffenheit der Innenraumluft nicht erhoben zu werden. Tatsächlich gibt es aber doch mannigfaltige Möglichkeiten, durch Feuerungsanlagen die Beschaffenheit der Innenraumluft unzumutbar oder sogar gefährlich zu verschlechtern. Und, wo etwas passieren kann, passiert auch einmal etwas, in der Tat bestätigen Unfälle die vorhersehbaren Unfallmöglichkeiten. Die Anzahl der Unfälle ist jedoch keinesfalls spektakulär hoch. Wie der Bericht des Technischen Überwachungs-Vereins Bayern e.V. aus dem April dieses Jahres (1) zeigt, muß die individuelle Sterberate durch Vergiftung der Innenraumluft durch Feuerstätten für das Jahr 1974 auf ca. 10×10^{-7} abgeschätzt werden (die jährliche individuelle Sterberate ist das Verhältnis der Zahl der Todesfälle zur Zahl der Gesamtbevölkerung). Eine halb so hohe individuelle Sterberate muß man wohl als zivilisatorisches Restrisiko in Kauf nehmen. Es verbleibt dem Hygieniker und Techniker neben der wünschenswerten Risikosenkung die Aufgabe, die Auswirkung technischer Entwicklungen mit anderen Zielen als Hebung des sicherheitstechnischen und hygienischen Niveaus auf die Raumluft der Aufstellräume von Feuerstätten zu beobachten.

2 Gefährdung der Grundsätze des Feuerstättenbetriebes

2.1 Der Kreisströmungsgedanke als Hilfsmittel der Gefahrenanalyse

Der planmäßige Betrieb einer Feuerungsanlage ist also untrennbar mit der Kreisströmung von Gasen verbunden, und zwar von Außenluft im Abschnitt vom Freien bis zur Verbrennungsluftöffnung der Feuerstätte, von Heizgas innerhalb der Feuerstätte und von Abgas vom Abgasstutzen der Feuerstätte an bis zur Schornsteinmündung im Freien. Der sicherheitstechnisch entscheidende, meistens einzige Antrieb dieser Kreiströmung ist das älteste thermische Förderaggregat der Menschheit, der Schornstein. Dies gilt, abgesehen von der Heizgasförderung durch den Wärmeerzeuger, weitestgehend auch für Feuerungsanlagen, deren Feuerstätte eine Gebläsefeuerung haben. Die Kreisströmung sollte in den Abschnitten, in denen Heizgase oder Abgase gefördert werden, durch technisch dichte Bauteile geführt werden.

2.2 Pauschale Gefahrenanalyse

Der sichere Feuerstättenbetrieb ist in aller Regel dann zu Lasten einer ordnungsgemäßen Beschaffenheit der Innenraumluft gefährdet, wenn

- a) die vorgenannte Kreisströmung gefährdet wird,
- b) der Unterdruck in den Heizgaswegen und Abgaswegen gegenüber dem Luftdruck in den umgebenden Räumen gefährdet ist und
- c) die Dichtheit der Heizgaswege oder Abgaswege nicht gegeben oder gefährdet ist.

Gefährdungsursachen und Wirkungen der Ursachen sind mannigfaltig miteinander verknüpft, und die Ursachen je nach Feuerstättenart unterschiedlich wirksam. Dementsprechend differenziert sind die technischen Regeln, mit denen den möglichen Gefährdungsursachen begegnet werden soll. Sie sind vornehmlich im Muster für die Feuerungsverordnung (Fassung Januar 1980 (2)) und in der Norm DIN 18 160 Teil 1 (Ausgabe April 1981 (3)) festgelegt; die sogenannte Öffnungsklausel im Muster der Feuerungsverordnung, aufgrund der von der Regelform des Verbrennungsluftverbundes zwischen dem Aufstellraum einer Feuerstätte und anderen Räumen abgewichen werden darf, ist bereits durch die Ausführungsanweisung zur Feuerungsverordnung des Landes Schleswig-Holstein (Erlaß des Innenministers vom 20. Sept. 1980) sowie durch eine Änderung der Abschnitte 4.2 und 5 des DVGW-Arbeitsblattes G 600 (Fassung Februar 1981 (4)) ausgefüllt worden.

2.3 Gefährdung der Kreisströmung

Wird der Volumenstrom der Kreisströmung von Feuerungsanlagen mit Feuerungseinrichtungen für feste oder flüssige Brennstoffe unplanmäßig abgemindert, sinkt bei Feuerungseinrichtungen ohne Gebläse in der Regel zunächst nur die Wärmeleistung der Feuerstätte, eine stärkere Minderung führt jedoch zu unvollständiger Brennstoffverbrennung, zu ungenügendem Abgaszustrom zum Schornstein und damit zu seinem feuerungstechnischen Versagen und damit wiederum - wegen des Verlustes des Unterdruckes in den Heizgaswegen und Abgaswegen - zum gefährlichen Gasen der Feuerungsanlage; haben die Feuerstätten eine Feuerungseinrichtung mit Gebläse, ist die ordnungsgemäße Beschaffenheit der Raumluft bei regelrechten Verbindungsstücken und Hausschornsteinen im allgemeinen weniger stark gefährdet.

Wird dagegen der Volumenstrom der Kreisströmung einer Gasfeuerungsanlage mit Feuerungseinrichtung ohne Gebläse erheblich unplanmäßig abgemindert, tritt aus der für vorgenannte Feuerstätten obligatorischen Strömungssicherung Abgas in den Aufstellraum aus. Die Wärmeleistung der Gasfeuerstätte vermindert sich nicht selbsttätig, sondern die Kreisströmung wird zu einem Anteil entsprechend der Volumenstromminderung durch eine Kurzschlußkreisströmung durch den Aufstellraum der Gasfeuerstätte ersetzt, so daß sich die Raumluft im Aufstellraum mit Abgas anreichert; von einem CO₂-Gehalt der Raumluft ab knapp 2 % bilden Gasfeuerstätten mit Feuerungseinrichtungen ohne Gebläse Kohlenmonoxid in erheblichem Umfang. Bei stärkerer Störung der planmäßigen Kreisströmung kann die Schornsteinfunktion ebenfalls vollständig zum Erliegen kommen, so daß dann das Abgas durch die Strömungssicherung vollständig in den Aufstellraum austritt und die Gasfeuerstätten sehr viel schneller zum gefährlichen Kohlenmonoxidgenerator werden. Gasfeuerungsanlagen mit Feuerungseinrichtung mit Gebläse sind dagegen etwa gleichartig zu beurteilen wie entsprechende Feuerungsanlagen für feste oder flüssige Brennstoffe.

Die neuere technische Entwicklung schafft auf dreierlei Weise neuartige Be sorgnisse, daß die mit dem Betrieb einer Feuerungsanlage verbundene Kreisströmung gefährdet wird. Zum einen wird den Heizgasen aus energiewirtschaftlichen Gründen immer mehr Wärme entzogen, d.h. die Abgase haben mit fortschreitender Entwicklung der Feuerstättentechnik ständig niedrigere Temperaturen; außerdem wird ein Wärmeverlust, der mit der Förderung der im Verhältnis zur Raumluft noch beachtlich warmen Abgase ins Freie verbunden ist, möglichst stark dadurch eingeschränkt, daß der Feuerstätte Verbrennungsluft so knapp wie möglich zubemessen wird, der Abgasmassenstrom also möglichst niedrig gehalten wird. Insgesamt ist nunmehr der Wärmeinhalt der Abgase, der ihnen bis zum Austauen der kondensierbaren Bestandteile entzogen werden könnte, bei modernen Feuerstätten derart gering geworden, daß selbst moderne Schornsteine ihre Aufgabe der Abgasförderung verschiedentlich gerade noch

mit letzter Not erfüllen können. Besonders schwierig ist es, den Schutz der Abgase gegen Auskühlung so sicher zu stellen, daß der Schornstein nicht durchfeuchtet und dadurch funktionsunfähig wird.

Zum zweiten werden Außenwände aus Gründen des Schallschutzes und der Energieeinsparung, also aus unabdingbaren Gründen, sehr viel dichter als früher hergestellt; die Türen der Innenwände sind, da sich auch hier neue Bauarten durchgesetzt haben, ebenfalls erheblich dichter als früher, wenngleich eine Notwendigkeit hierzu nicht besteht. Immerhin ist die Undichtheit der Außenwände von Räumen in aller Regel noch so groß, daß Schornsteine die Verbrennungsluft ansaugen können, die zur Erzeugung der für die Heizung des jeweiligen Raumes benötigten Wärme erforderlich ist. Schwierig wird die Verbrennungsluftversorgung jedoch aus Aufenthaltsräumen üblicher Größe, z.B. Wohnräumen, wenn die Feuerstätten wesentlich größere Wärmeleistung haben, wie Feuerstätten zur Etagenbeheizung oder Warmwasserbereitung nach dem Durchlaufprinzip; zu allem Unglück müssen aufgrund überkommener Auffassungen und dementsprechend beschaffener Bausubstanz sogar mehrere derartige Feuerstätten, die mit dem Brennstoff Gas betrieben werden, an einem gemeinsamen und deswegen begrenzt saugfähigen Schornstein angeschlossen werden.

Die Kreisströmung, die mit dem ordnungsgemäßen Betrieb einer Feuerungsanlage stets verbunden ist, kann schließlich auch durch den Betrieb einer anderen Feuerungsanlage mit wesentlich stärker saugendem Schornstein, z.B. durch eine Anlage mit einem offenen Kamin, oder durch eine Entlüftungsanlage mit Ventilator gefährlich gestört werden. Die am stärksten saugenden Anlagen befriedigten ihren Bedarf an Ersatzluft zuerst und verschiedentlich sogar dadurch, daß die Kreisströmung anderer Feuerungsanlagen umgedreht wird, d.h. deren Schornsteine funktionieren dann als Zuluftschacht, und die daran angeschlossenen Feuerstätten entlassen ihr Abgas in den Aufstellraum.

2.4 Gefährdung des Unterdrucks in den Heizgaswegen und Abgaswegen gegenüber dem Luftdruck in den umgebenden Aufenthaltsräumen

Hier soll nicht nochmals von den Arten der Gefährdung des Unterdrucks gesprochen werden, die zwangsläufig mit den schon behandelten Störungen der Kreisströmung verbunden sind. Bedenklicher Abgasüberdruck wurde bisher in erster Linie durch gewissenlose Installateure von Feuerstätten mit Feuerungseinrichtungen mit Gebläse dadurch erzeugt, daß die Feuerstätten an Schornsteine mit ungenügendem Fördervermögen angeschlossen wurden; den Anteil des Abgasmassenstroms, der vom Schornstein nicht unter Unterdruck ins Freie gefördert werden konnte, läßt man eben einfach vom Gebläse der Feuerungseinrichtung in den Schornstein drücken, so daß unter Umständen der Wärmeerzeuger, in jedem Falle aber - reguläre Baustoffe, Bauteile und Bauarten vorausgesetzt - Verbindungsstück und Schornstein in unzulässiger Weise unter anhaltenden Ab-

gasüberdruck gesetzt sind. Diese beiden Teile einer Feuerungsanlage sind für den regulären Unterdruckbetrieb technisch, also insoweit ausreichend, dicht, nicht jedoch für Überdruckbetrieb. Die Verbindungsstücke und Schornsteine gassen dementsprechend in die berührten Räume hinein; dasselbe passiert mit hoher Wahrscheinlichkeit, wenn Abgasventilatoren statt nahe der Schornsteinemündung darunter in den Schornstein oder in das Verbindungsstück eingebaut werden. Besonders gewissenlos sind aber die Bemühungen einer Interessentengruppe darum, Feuerstätten mit Zuluftgebläse oder Abgasventilator an gemeinsame Schornsteine anschließen zu dürfen. Die gemeinsamen Schornsteine sind ja unter sehr wahrscheinlichen Umständen besonders undicht, denn sie können ja an jeder Anschlußstelle einer weiteren Feuerstelle überhaupt offen sein, z.B. durch eine offenstehende Feuerraumtür oder - in diesem Fall immer - durch die Strömungssicherung einer Gasfeuerstätte. So stellen Zuluftgebläse oder Abgasventilator zwar sicher, daß die zugehörige Feuerstätte ihr Abgas nahezu immer und vollständig loswird, daß es aber vollständig bis zum Freien gelangt, bleibt unvertretbar häufig zu Lasten der Raumluftbeschaffenheit in den Geschossen oberhalb der Feuerstätte ungewiß.

Schließlich sollte bedacht werden, daß ein Hausschornstein unter Umständen auch durch eine sogenannte Düse an der Mündung unter bedenklichen Überdruck gesetzt werden kann. Die Düsen haben den Sinn, die Abgase an der Mündung stark zu beschleunigen, d.h. regelrecht in die Luft zu werfen, so daß der Schornstein gegenüber der immissionsschutztechnisch erforderlichen Höhe entsprechend der Wurfweite niedriger gehalten werden kann. Die sogenannte Düse bedingt einen Überdruck des Abgases davor entsprechend der angestrebten Differenz der dynamischen Drücke; wenn der Überdruck bis in Geschosse mit Aufenthaltsräumen reicht, kann der Schornstein dort bedenklich gasen.

Der Unterdruck in den Heizgaswegen und in den Abgaswegen gegenüber dem Luftdruck in den umgebenen Räumen kann aber von der anderen Seite her auf eine andere Weise als durch andere Feuerungsanlagen oder Entlüftungsanlagen mit Ventilatoren zunichte gemacht werden. Wenn z.B. auf der Leeseite eines Gebäudes ein Fenster einer Wohnung offen ist, steht unter Umständen die ganze Wohnung unter dem am offenen Fenster bei windigem Wetter herrschenden Unterdruck, und dieser kann leicht ein Vielfaches des Unterdrucks betragen, der in einem gemeinsamen Schornstein gewährleistet ist. Der Schornstein gast dann in die unter Unterdruck stehenden, aber durchaus nicht etwa gleichzeitig unter Querlüftung stehenden Räume; natürlich bedingt das offene Fenster einen erheblichen Luftwechsel in der betroffenen Wohnung. Man stelle sich aber die Folgen dadurch vor, daß ein für mehrere Gasfeuerstätten gemeinsamer Schornstein durch die Strömungssicherung einer Gasfeuerstätte das Abgas einer darunter angeschlossenen Gasfeuerstätte in das innenliegende Bad der Wohnung mit dem auf der Leeseite offenen Fenster leitet.

2.5 Gefährdung der Dichtheit der Heizgaswege oder Abgaswege

Daß Feuerräume und Heizgaswege in einer Feuerstätte in einem derart hohen Maß dicht sind, daß die Feuerstätte bei erheblichen, aber im Rahmen des möglichen liegenden Druckdifferenzen nicht gasen können, ist durch das einschlägige technische Regelwerk keinesfalls lückenlos sichergestellt; verschiedentlich ist eine gewisse Undichtheit aus sicherheitstechnisch vorrangigen Gründen z.Z. sogar noch notwendig. In hohem Maße, im übrigen aber nach freier Wahl des Herstellers dicht sind sogenannte Überdruckfeuerstätten, vornehmlich Heizkessel, die zudem nach den Vorschriften des Baurechts regelmäßig in Heizräume zu stellen sind.

Daß die Schornsteinwände nur technisch, also begrenzt, dicht sind, sagte ich schon. Daß gemeinsame Schornsteine stellenweise sogar planmäßig, nämlich an den Anschlüssen der Feuerstätten völlig offenstehen können, wurde ebenfalls schon erwähnt, desgleichen denkbare Folgen. Insgesamt bleibt festzustellen, daß aus der treuherzigen Grundsatzforderung der einschlägigen Rechtsvorschriften und technischen Regeln, wonach die Heizgaswege und Abgaswege dichte Wände haben müssen, keinesfalls geschlossen werden kann, daß Feuerungsanlagen allein aus diesem Grunde nicht in Gebäude hineingasen können.

3 Kernpunkte der Neuregelung durch das Muster der Feuerungsverordnung und DIN 18 160 Teil 1 zur Sicherung der ordnungsgemäßen Beschaffenheit der Innenraumluft

3.1 Normierung der feuerungstechnisch bedeutsamen Merkmale der Aufstellräume von Feuerstätten

Soweit Feuerstätten die Verbrennungsluft dem Aufstellraum entnehmen, fordern die §§ 5, 6, 11 und 12 des Musters der Feuerungsverordnung eine derartige Beschaffenheit und Größe, daß den Räumen die notwendige Verbrennungsluft bei einem Unterdruck gegenüber dem statischen Druck der ruhenden Luft im Freien von nicht mehr als 0,04 mbar zuströmt; größerer Unterdruck ist besonders nur für Räume und Wohnungen mit offenen Kaminen vorgesehen für den Fall, daß der offene Kamin den Betrieb anderer Feuerungsanlagen nicht stören kann, z.B. wenn die einzige andere Feuerstätte in einem besonderen Aufstellraum mit einer Belüftungsanlage wie für einen Heizraum aufgestellt ist. Die Undichtheit der Außenwände von Räumen mit Türen ins Freie und Fenstern, die geöffnet werden können, wurde je nach Art der Dichtungen der Fenster und Türen entsprechend den folgenden Gleichungen normiert:

- Für Türen und Fenster mit besonderer Dichtung
$$\dot{V} = 3,42 \times I \times p^{2/3}$$

b) für Türen und Fenster ohne besondere Dichtung

$$\dot{V} = 6,84 \times I \times p^{2/3};$$

dabei sind

\dot{V} der Außenluftvolumenstrom (m^3/h),

I der Rauminhalt des betreffenden Raumes (m^3) mit mindestens einer Tür ins Freie oder einem Fenster, das geöffnet werden kann,

p der Unterdruck (mbar) in dem Raum gegenüber dem statischen Druck der ruhenden Luft im Freien.

Der Unterdruck wurde so niedrig normiert, daß die Saugkraft gemeinsamer Schornsteine nicht von der Saugkraft eigener Schornsteine in der Umgebung gestört werden kann; die Aufstellung von Feuerstätten in Räumen und Wohnungen, aus denen mit Ventilatoren Luft abgesaugt wird, ist aufgrund der §§ 5 Abs. 6 bzw. 11 Abs. 7 des Musters der Feuerungsverordnung unzulässig. Die Undichtheit der Außenwände wurde jedoch im Vergleich zu den Anforderungen der Wärmeschutzverordnung und zum Stand der Fenstertechnik außerordentlich hoch normiert, so daß in Aufstellräumen, die gerade den Anforderungen des Musters der Feuerungsverordnung entsprechen, eine ausreichende Verbrennungsluftversorgung absolut sicher nicht gewährleistet ist.

3.2 Normierung der feuerungstechnischen Merkmale der Hausschornsteine

Das Muster der Feuerungsverordnung und der DIN 18 160 Teil 1 verlangen aufgrund der Einsichten, die den hierfür zuständigen Arbeitsgremien durch die Arbeiten des für DIN 4705 Teil 1, 2 und 3 zuständigen Arbeitsausschusses des Normenausschusses Heiz- und Raumlufttechnik vermittelt wurden, eine physikalisch korrekte feuerungstechnische Schornsteinbemessung. § 8 Abs. 1 bzw. § 14 Abs. 1 des Musters der Feuerungsverordnung lauten nämlich:

"Querschnitte, Höhe, Wärmedurchlaßwiderstand, Dichtheit und Anordnung der Hausschornsteine müssen sicherstellen, daß zwischen den Verbrennungsluftöffnungen und den Abgasstutzen der angeschlossenen Feuerstätten die erforderlichen Druckunterschiede entstehen und daß den Feuerstätten mit Feuerungseinrichtungen ohne Gebläse genügend Verbrennungsluft zuströmt. Schornsteine müssen die Abgase so schnell ins Freie befördern und so gegen Abkühlung schützen, daß der Niederschlag dampfförmiger Abgasbestandteile in den Hausschornsteinen nicht zu Gefahren führen kann. In Hausschornsteinen und Verbindungsstücken darf Überdruck gegenüber Räumen nicht entstehen."

DIN 18 160 Teil 1 fordert Entsprechendes, und die Anwendung der Rechenverfahren, die insgesamt die Normenreihe DIN 4705 bilden (der Entwurf für den Teil 3 erscheint in aller Kürze, und zwar in einer bereits anwendbaren Form, wie seinerzeit auch bereits die Entwürfe für die Teile 1 und 2 anwendbar waren). Des weiteren haben das Muster für die Feuerungsverordnung und DIN 18 160 Teil 1 die bisherigen Anforderungen an die Lage der Schornstein-

mündungen mit dem Ziel erhöht, weitestmöglich auszuschließen, daß die Schornsteine bei windigem Wetter im Stau- und Wirbelgebiet der Luftströmung liegen. Die Anwendbarkeit des gemeinsamen Schornsteines wurde auf Gebäude mit nicht mehr als fünf Vollgeschossen und auf den Anschluß von höchstens drei Feuerstätten mit einer Leistung von je höchstens 20 kW, bei Gasfeuerstätten von je höchstens 30 kW begrenzt. Man ging davon aus, daß Gebäude mit nicht mehr als fünf Vollgeschossen derart in die Stadtlandschaft eingebettet sind, daß bei windigem Wetter die Luftdruckunterschiede im Gebäude und um das Gebäude herum im Hinblick auf die feuerungstechnische Sicherheit der Feuerungsanlagen wesentlich geringer sind als bei höheren Gebäuden. Die drastische Herabsetzung der Höchstzahl der anschließbaren Feuerstätten soll den erforderlichen lichten Schornsteinquerschnitt und damit den Umfang der gemeinsamen Schornsteine begrenzen und gewährleisten, daß der Abgasstrom bei Schwachlastbetrieb nur einer Feuerstätte genügend gegen gefährliche Auskühlung geschützt bleibt, der Schornstein also nicht durchfeuchtet und der Unterdruck nicht verlorengeht; die Begrenzung des lichten Schornsteinquerschnittes hat auch eine derart hohe Mindestströmungsgeschwindigkeit des kleinstmöglichen Abgasstromes zum Ziele, daß funktionstechnische Kaltluftteinbrüche an der Schornsteinmündung ausgeschlossen werden.

Die Norm DIN 18 160 Teil 1 geht davon aus, daß die Anforderungen an die Baustoffe für Hausschornsteine rechtzeitig an die neuen feuerungstechnischen Anforderungen an Hausschornsteine angepaßt werden. Im Zuge der Bemühungen darum sind die Baustoffnormen DIN 18 150 Teil 1 und 2 sowie DIN 18 147 Teil 1 bis Teil 5 entstanden; die allgemeinen bauaufsichtlichen Zulassungen für neue Schornsteinbaustoffe und -bauteile werden in aller Kürze den übrigen Neuregelungen angepaßt werden.

3.3 Normierung der feuerungstechnischen Merkmale der Feuerstätten

Zur feuerungstechnisch einwandfreien Abstimmung der Feuerungsstätten, des Verbindungsstückes und des Hausschornsteines aufeinander gehört die ausreichend genaue Kenntnis des Abgasmassenstromes, der Abgastemperatur und der erforderlichen Druckdifferenz zwischen dem Abgasstutzen und ihrer Verbrennungsluftöffnung. Verschiedene Feuerstättennormen gewährleisten noch nicht, daß dem Feuerstättenaufsteller und dem Schornsteinhersteller die notwendigen Informationen zur Verfügung stehen; die einschlägigen Normenausschüsse haben jedoch erkannt, daß ihre Normen um entsprechende Prüfverfahren und entsprechende Anforderungen an die Unterrichtung der Käufer der Feuerstätten erweitert werden müssen.

4 Kritik der Neuregelungen

Die Kürze der mir zur Verfügung stehenden Vortragszeit bedingt, daß Sie sich letztlich selbst durch Studium des Musters der Feuerungsverordnung und der erwähnten Normen ein Bild darüber machen müssen, wie sicher die Innenraumluft gegen bedenkliche Verschlechterung durch den Betrieb von Feuerungsanlagen geschützt ist. Inzwischen sind die Fachleute des Feuerungsanlagenbaus vor weitere neue Aufgaben dadurch gestellt, daß den Abgasen sogar die latente Wärme entzogen werden soll; die Schornsteine sollen, wie man im Techniker-Slang sagt, u.U. "naß" gefahren werden. Auf der anderen Seite steht die Lösung der Aufgabe an, zu entscheiden, ob angesichts der derzeitigen Energiepreise eine Belüftung und Entlüftung von Wohnungen jeweils durch Anlagen mit Ventilatoren und Wärmerückgewinnung aus der Abluft geboten ist. M.E. ist es nur eine Frage der Zeit, ob Feuerstätten weiterhin in Aufenthaltsräumen aufgestellt werden. Mindestens wird der Trend zu Feuerstätten mit einer Kreisströmung hingehen, die die Raumluft nicht mehr berührt. Damit entfällt jeder Einfluß von Feuerstätten auf die Beschaffenheit der Innenraumluft und insoweit jede Möglichkeit der unzumutbaren Belastung und gar der Gefährdung von Menschen durch ausströmendes Abgas.

Literatur

1. Bericht über das Forschungsvorhaben "Analyse von Schadensfällen und Gefahrenmomenten an häuslichen Feuerstätten nach dem Stand der Technik in der BRD und im Ausland". Verlag Technischer Überwachungs-Verein Bayern e.V., München
2. Muster-Verordnung über Feuerungsanlagen, Anlagen zur Verteilung von Wärme und zur Warmwasserversorgung sowie über Brennstofflagerung - Feuerungsverordnung (FeuVO) - Januar 1980
 - a) Mitteilung des Instituts für Bautechnik Heft 3/1980 Verlag Gropius'sche Buch- und Kunsthändlung, Berlin
 - b) DIN-Taschenbuch 146, Bauwesen 23, Normen über Schornsteine, Planung, Berechnung, Ausführung 1980. Beuth Bauverlag GmbH, Berlin
 - c) Änderung der Abschnitte 4.2 und 5 des DVGW-Arbeitsblattes G 600, gültig ab 1. Februar 1981. ZfGW-Verlag GmbH, Frankfurt/Main
3. DIN 18 160 Teil 1 - Hausschornsteine; Anforderungen, Planung und Ausführung, Ausgabe April 1981. Beuth Verlag GmbH, Berlin
4. Siehe 2 c)

Anschrift des Verfassers:
Lt.Baudir. Dipl.-Ing. G. Ulbrich

Institut für Bautechnik,
Reichpietschufer 72 - 76, D - 1000 Berlin 30

Luftqualität in Innenräumen

Hrb. K. Aurand, B. Seifert und J. Wegner
Gustav Fischer Verlag, Stuttgart-New York 1982

Auftreten von Kohlenmonoxid, Kohlendioxid und Stickstoffoxiden beim Betrieb von Gasherden

The Occurrence of Carbon Monoxide, Carbon Dioxide and Nitrogen Oxides during the Use of Gas Cookers

K.-E. Prescher

Summary

The concentrations of carbon monoxide, carbon dioxide, nitrogen monoxide and nitrogen dioxide arising from gas burning have been measured under experimental and field conditions. In the test room propane, butane and town-gas have been burned, whereas in the apartments investigated only town-gas has been used. The most important influence on the concentration of the four substances arises from the changes in the burning conditions of the flame. Laboratory experiments have been carried out in the test room with open flames and with an aluminum block or a kettle on the flame. The following results have been obtained:

- (a) for CO the lowest concentration is obtained with open flames irrespective of the type of gas burned. Higher concentrations have been found with aluminum blocks, whereas the highest concentrations were associated with the use of kettles and pots,
- (b) the experimental conditions have only a small influence on the CO_2 concentration,
- (c) NO concentrations are influenced by the gas type and by the experimental conditions. They are low with kettles but high with open flames,
- (d) NO_2 concentrations are less influenced by the experimental conditions than are NO concentrations.

The results of more than 1000 paired determinations of NO₂ in kitchen and other rooms are presented. The concentrations which have been measured using diffusion tubes according to Palmes which were exposed for 48 h, were highest in kitchens of dwellings fully equipped with gas devices (heating, cooking, warming water). The mean value of the concentrations was about 50 µg/m³, whereas the mean for dwellings without any gas device has been found to be lower than 20 µg/m³.

Im Rahmen eines Forschungsauftrages des Bundesministers für Jugend, Familie und Gesundheit über Luftverunreinigungen in Wohnräumen, insbesondere in Küchen, wurden Kohlenmonoxid-, Kohlendioxid-, Stickstoffmonoxid- und Stickstoffdioxid-Messungen vorgenommen. Die Wohnraumluft kann durch Abgase von Gasherden, Gasheizungen und Gas-Durchlauferhitzern mit Schadstoffen angereichert werden.

Für die Stickstoffdioxid-Messungen zur Raumluftuntersuchung wurden u.a. Diffusionsprobenahmeröhrchen eingesetzt, die oft für personengebundene Probenahmen (1) verwendet werden. Das aus der umgebenden Luft in die Röhrchen eindiffundierende Stickstoffdioxid wird durch eine Triethanolamin-Schicht absorbiert, nach Ende der Exposition eluiert und photometrisch nach einer modifizierten Saltzman-Methode bestimmt. Die aus Doppelproben ermittelte Wiederhol-Standardabweichung dieses Verfahrens beträgt im Meßbereich bis zu 80 µg/m³ etwa ± 2 µg/m³.

In Berlin wurden in einer größeren Zahl von Wohnungen mit unterschiedlichen Heiz- und Kochanlagen Diffusionsprobenahmeröhrchen über jeweils 48 Stunden exponiert. Diese Probenahmedauer war durch die Nachweisgrenze des Meßverfahrens und die vorhandenen NO₂-Konzentrationen bedingt. Insgesamt wurden bisher über 1000 Doppelproben analysiert. Die in Küchen und sonstigen Zimmern gemessenen NO₂-Konzentrationen sind in der Tabelle 1 zusammengestellt. Die Ergebnisse zeigen keine hohen Konzentrationen, wenn als Maßstab der Jahresmittelwert für NO₂ der Technischen Anleitung zur Reinhaltung der Luft herangezogen wird. Es ist jedoch eine eindeutige Abhängigkeit des NO₂-Gehaltes der Wohnraumluft - insbesondere in den Küchen - vom Betreiben offener Feuerungen erkennbar. Der höchste Mittelwert mit $49,7 \pm 32,0$ µg/m³ ergab sich für Küchen von Wohnungen mit gasbetriebenen Heizungen, Herden und Durchlauferhitzern.

Da der Betrieb der emittierenden Anlagen im allgemeinen nicht kontinuierlich erfolgt, treten oft kurze Konzentrationsspitzen auf. Diese werden mit der 48-stündigen Probenahmedauer nicht erfaßt, da die Probenahmeröhrchen nur die Durchschnittskonzentrationen liefern.

Diese Diffusionsprobenahmeröhrchen mit Triethanolamin-Beschichtung wurden auch bei anderen Meßprogrammen des Instituts für Wasser-, Boden und Lufthygiene zur Bestimmung von Formaldehyd in Innenräumen verwendet.

Bei kontinuierlich-registrierenden Luftuntersuchungen in Küchen wurden außer Stickstoffdioxid auch Stickstoffmonoxid, Kohlendioxid und Kohlenmonoxid bestimmt. Erste orientierende Messungen zeigten, daß in Küchen kurzzeitig erheblich mehr als $1000 \mu\text{g NO}_x/\text{m}^3$ auftreten können. Um einen Überblick über zu erwartende Konzentrationsspitzen zu erhalten, wurden Berliner Stadtgas ($H_{u,n} = 15,7 \text{ MJ/m}^3 = 4,36 \text{ kWh/m}^3$), Propan ($H_{u,n} = 94,2 \text{ MJ/m}^3 = 26,1 \text{ kWh/m}^3$) und Butan ($H_{u,n} = 124 \text{ MJ/m}^3 = 34,5 \text{ kWh/m}^3$) unter verschiedenen Bedingungen verbrannt. Jedes der drei Gase liefert bei der Verbrennung ca. 223 g CO_2/kWh . Beim Berliner Stadtgas (über 50 % H_2) ist dieser Wert auf bereits im Gas vorhandenes Kohlendioxid (2) zurückzuführen. Die Brennerleistung betrug bei Stadtgas 3,3 kW (2 Flammen), bei Propan 2,5 kW (2 Flammen) und bei Butan 2,1 kW (1 Flamme). Als Versuchsbedingungen wurden gewählt:

- (a) Offene Herdflamme (ca. $1100 - 1200^\circ\text{C}$),
- (b) Aluminiumblöcke auf den Herdflammen (ca. 400°C) und
- (c) Wasserkessel auf den Herdflammen (ca. 50°C).

Die Wasserkessel waren mit einer wasser durchflossenen Kupferkühlschlange versehen, um die Wasserverdampfung einzuschränken. Alle Versuche wurden in einer Küche von etwa 15 m^2 (45 m^3) durchgeführt. Der Luftaustausch lag zwischen 0,3- bis 0,5-fach pro Stunde, und ausreichende Durchmischung der Luft wurde durch einen Ventilator erzeugt. Die Ansaugleitungen für die Meßgeräte befanden sich 2 m von der Flamme entfernt in 2 m Höhe. Stickstoffmonoxid und Stickstoffdioxid wurden mit einem Stickoxidanalysator 8101c der Fa. Bendix (Chemilumineszenzprinzip), Kohlenmonoxid und Kohlendioxid mit Unor-Geräten der Fa. Maihak (Infrarotabsorption) bestimmt. Die Brenndauer betrug bei allen Versuchen 3 Stunden. Die Auswertungen bzw. graphischen Darstellungen berücksichtigen einen Zeitraum von 4 Stunden nach dem Löschen der Flamme (Abb. 1-4). Die Gaskonzentrationen sind auf eine Leistung von 3,3 kW bezogen.

Alle drei untersuchten Brenngase (S = Stadtgas, P = Propan, B = Butan) liefern bei offenen Herdflammen die geringsten Kohlenmonoxidkonzentrationen. Höhere Werte wurden bei der Aufheizung von Aluminiumblöcken gemessen, die höchsten traten beim Erhitzen von Wasserkesseln oder Töpfen auf. Die Kohlendioxidkonzentrationen werden vorwiegend durch den Luftwechsel beeinflußt.

Die Art des Brenngases und die Versuchsanordnungen verursachen unterschiedliche Stickstoffmonoxidkonzentrationen. Sie sind gering beim Aufheizen von Wasserkesseln, jedoch hoch bei offenen Herdflammen. Die Stickstoffdioxidkonzentrationen werden durch Änderungen der Versuchsbedingungen weniger beeinflußt als diejenigen des Stickstoffmonoxids. Interessant ist die eindeutig schnellere Abnahme der Stickstoffdioxidkonzentration während der Meßzeit. Die Konzentrationsabnahme erfolgt hier schneller als durch den Luftwechsel zu erwarten wäre.

Nach diesen Versuchen wurden in Küchen unter "echten" Betriebsbedingungen Kohlenmonoxid-, Kohlendioxid-, Stickstoffmonoxid- und Stickstoffdioxid- Mes-

sungen vorgenommen. Einige Ergebnisse sind in Abb. 5 und 6 dargestellt. In Abb. 5 sind die Kohlenmonoxid- und Kohlendioxidkonzentrationen nach der Zubereitung von drei Mahlzeiten für einen Fünfpersonenhaushalt in der Küche einer Neubauwohnung dargestellt. Die Stickstoffoxidkonzentrationen (Abb. 6) wurden in der gleichen Küche gemessen, in der die beschriebenen simulierten Versuche durchgeführt wurden. Es ist die Konzentrationsabnahme der Stickstoffoxide nach der Beendigung von zwei verschiedenen Kochvorgängen (Eintopfessen für 13 Personen, 52 Buletten auf 2 Flammen gebraten) aufgetragen.

Die bisher durchgeführten Messungen zeigen, daß unter ungünstigen Bedingungen in Küchen kurzfristig beachtliche Konzentrationen von Kohlenmonoxid, Kohlendioxid, Stickstoffmonoxid und Stickstoffdioxid auftreten können.

Literatur

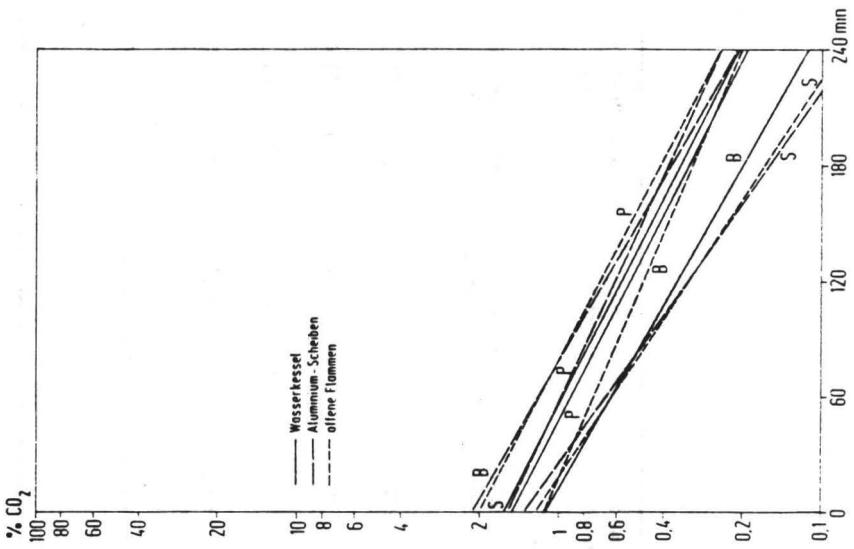
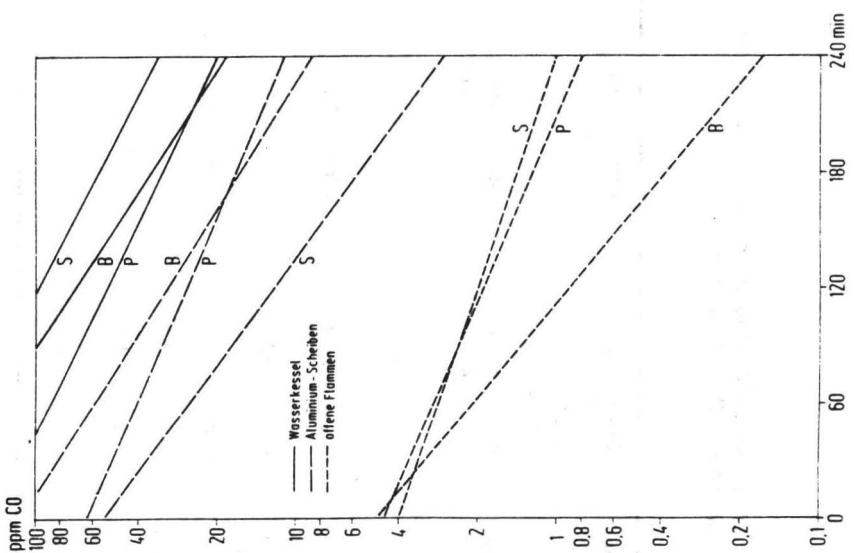
1. Palmes, E.D., A.F. Gunnison, J. DiMattio and C. Tomczyk: Personal sampler for nitrogen dioxide. Amer. Industr. Hyg. Assoc. J. 37, 570 - 577 (1976).
2. DVGW, Deutscher Verein des Gas- und Wasserfaches e.V.: Arbeitsblatt G 260.

Anschrift des Verfassers:
Dir. u. Prof. K.-E. Prescher

Institut für Wasser-, Boden- und Lufthygiene
des Bundesgesundheitsamtes,
Corrensplatz 1, D - 1000 Berlin 33

Tabelle 1: Ergebnisse von NO₂-Messungen in Wohnraumluft, Berlin 1980/81
 (Mittelwerte über 48 Stunden)

Ausstattung der Wohnung	Gasheizung Gasherd Gasdurchlauf- erhitzer		Zentralheizung Gasherd		Zentralheizung Elektroherd Gasdurchlauf- erhitzer		Gasheizung Elektroherd		Zentralheizung Elektroherd	
Untersuchter Raum	Küche	andere Zimmer	Küche	andere Zimmer	Küche	andere Zimmer	Küche	andere Zimmer	Küche	andere Zimmer
Anzahl der Messungen	60	287	60	200	27	122	11	62	33	138
Mittelwert (µg NO ₂ /m ³)	49,7	27,2	48,4	29,1	25,5	20,6	21,8	21,4	19,8	17,4
Maximalwert (µg NO ₂ /m ³)	190	72	109	72	61	54	41	82	67	67
Standardabweichung (µg NO ₂ /m ³)	± 32,0	± 11,4	± 20,5	± 12,7	± 10,3	± 8,2	± 7,0	± 11,4	± 15,3	± 10,6
Wiederhol-Standard-abweichung (µg NO ₂ /m ³)	± 2,04	± 1,70	± 1,83	± 1,78	± 1,87	± 1,44	± 2,51	± 2,28	± 1,73	± 2,05



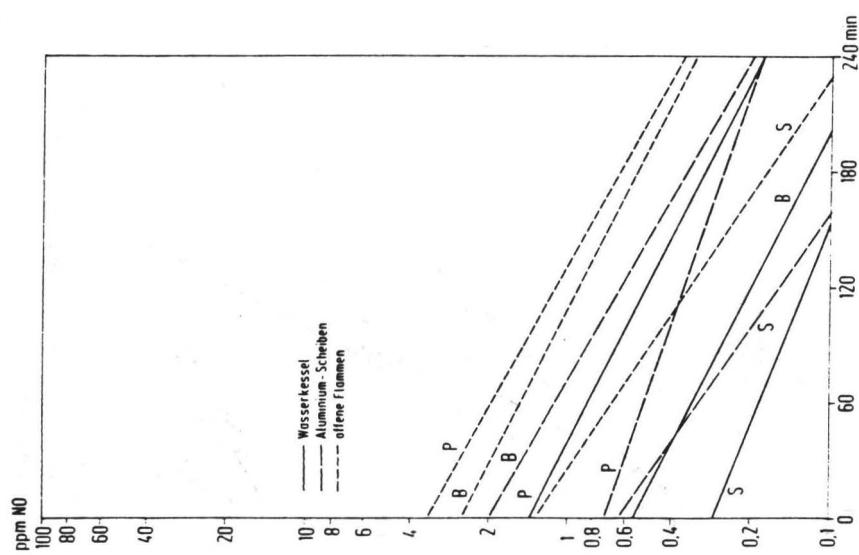


Abb. 3: Abnahme der Stickstoffmonoxidkonzentration nach Löschen der Flamme

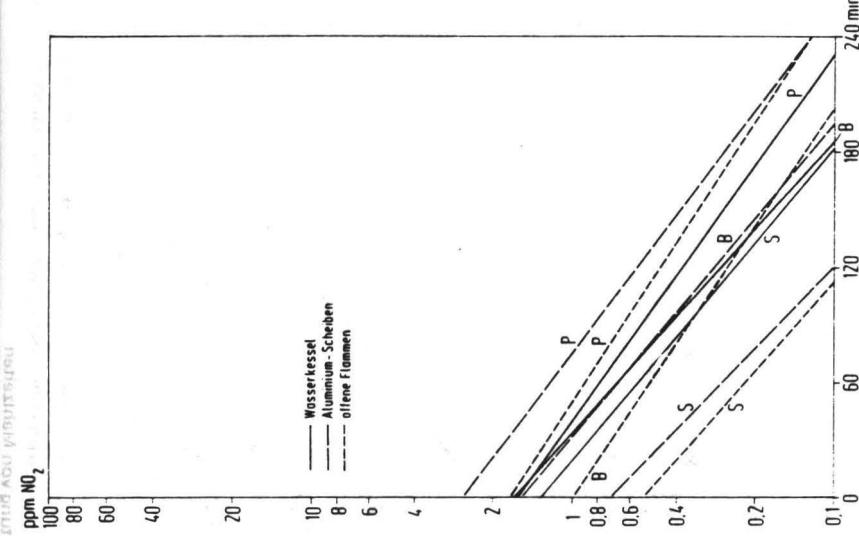


Abb. 4: Abnahme der Stickstoffdioxidkonzentration nach Löschen der Flamme

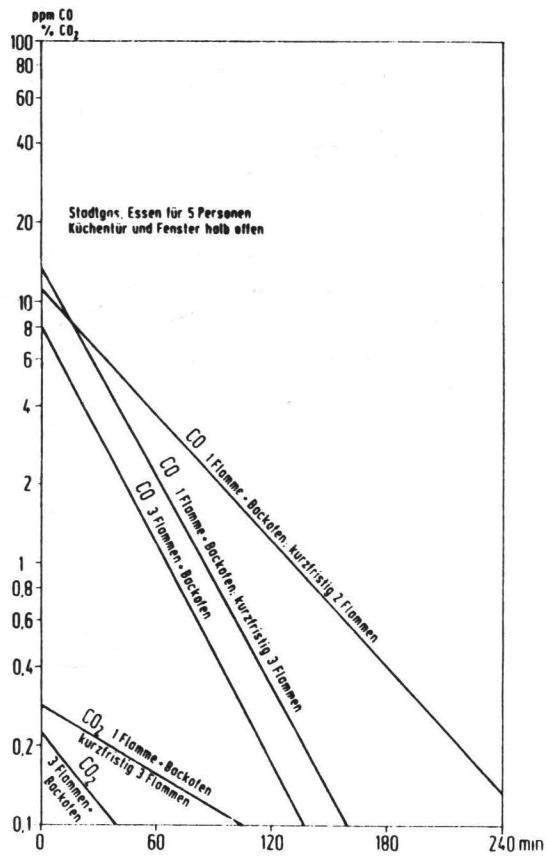


Abb. 5: Abnahme der Kohlenmonoxid- und Kohlendioxidkonzentration nach der Zubereitung von Mahlzeiten

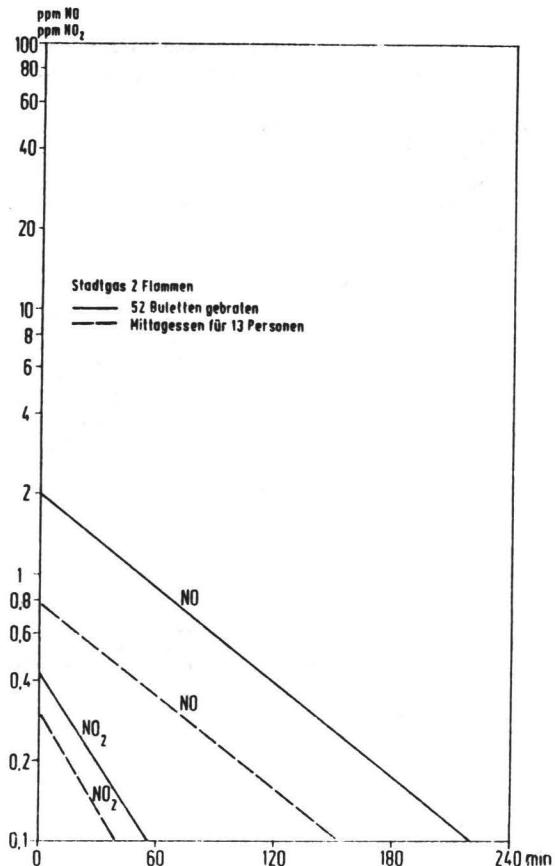


Abb. 6: Abnahme der Stickstoffmonoxid- und Stickstoffdioxidkonzentration nach der Zubereitung von Mahlzeiten

Luftqualität in Innenräumen

Hrgb. K. Aurand, B. Seifert und J. Wegner
Gustav Fischer Verlag, Stuttgart-New York 1982

Innenluftverunreinigungen durch Kohlenmonoxid und Stickstoffoxide

Indoor Air Pollution by Carbon Monoxide and Nitrogen Oxides

J. Boleij, E. Lebret, J. Smit, B. Brunekreef, K. Biersteker

Summary

The results of an exploratory survey of indoor levels of carbon monoxide and nitrogen dioxide from gas-fired cooking and waterheating appliances in the Dutch cities of Arnhem and Enschede in the fall of 1980 are reported. Measurements were carried out electrochemically (Ecolyzer 2000) or with Draeger tubes in the case of CO and with Palmes diffusion tubes (5 to 8 days exposure) in the case of NO₂. For CO, in 18 % (27 %) of the homes visited the limit of 600 (300) ppm in the flue gases was exceeded, whereas the Dutch Installation Code Standard of 50 ppm CO in room air was exceeded in 17 % of the homes. The arithmetic mean value of the NO₂ concentration in 286 homes was 118 µg/m³ with a range of 35 to 472 µg/m³. The corresponding figures for living rooms were 58 and 35 to 346 µg/m³, respectively. Outdoor NO₂ concentrations were 2 to 3 times lower than indoor concentrations.

Zusammenfassung

Es wird ein Bericht über eine im Herbst 1980 durchgeführte Erhebung zu den durch gasbeheizte Koch- und Warmwassergeräte erzeugten CO und NO₂-Konzentrationen in Innenräumen in den holländischen Städten Arnhem und Ensche-

de vorgelegt. Die Messungen erfolgten elektrochemisch (Ecolyzer 2000) bzw. mit Dräger-Röhrchen für CO und mit Palmes-Diffusionsröhren (Expositionszeit 5-8 d) für NO₂. Bei CO wurde der Grenzwert von 600 (300) ppm im Rauchgas in 18 % (27 %) der Wohneinheiten überschritten, wogegen der in den Niederlanden gültige Normwert von 50 ppm CO in der Raumluft in 17 % der Fälle überschritten wurde. Das arithmetische Mittel der NO₂-Konzentration in 286 Wohneinheiten betrug 118 µg/m³, wobei die Werte zwischen 35 und 472 µg/m³ schwankten. Die entsprechenden Werte für Wohnräume betragen 58 bzw. 35 bis 346 µg/m³. Die NO₂-Konzentrationen in der Außenluft lagen um das 2 bis 3fache unter den entsprechenden Werten für die Innenluft.

Introduction

Research on communal air pollution in the past has focussed mainly on the outdoor environment, though most people in Western society spend far more time indoors.

Indoor air pollution is relevant for interpretation of past epidemiological studies and design of future studies on effects of air pollution on health. Indoor air pollution is also important in energy conservation strategies that might restrict indoor - outdoor air exchanges. In this connection we started a study on indoor air pollution, the major components of interest being carbon monoxide, nitrogen dioxide and respirable suspended particles. For the winter of 1981 - 1982 a program has been set up for continuous short-time measurements in about 15 houses, and for weekly averaging measurements in about 200 houses. In addition to air pollution we will also measure temperature, relative humidity, ventilation of the kitchen and transfer of gases from kitchen to living room and bedroom with a tracer technique.

Combustion in gas-fired appliances is one of the sources of air pollution indoors. In the mid-sixties a large amount of natural gas became available in the Netherlands, which resulted in a rapid increase in the use of domestic gas appliances in Dutch households. In 1978 over 90% of the houses was connected to the gas network and about 70% had a "geiser", a flow-through type of water heater. The geiser is usually located in the kitchen, in most cases unvented and often connected to the shower. Geisers are notorious for their sometimes high production of carbon monoxide. Each year 5 - 10 persons die from acute carbon monoxide poisoning caused by geisers, which is 70% of all gas-related fatal poisonings.

Also little information is available on actual levels of indoor air pollution from gas-fired appliances in the Netherlands under normal operating conditions.

In the fall of 1980 an exploratory survey has been carried out on levels of carbon monoxide and nitrogen dioxide from gas-fired cooking and water-heating appliances in the cities of Arnhem and Enschede. The two cities were chosen because of a difference in maintenance system. In Enschede a central maintenance firm services about 80% of the geisers each year. Among other things, off-site ultrasonic cleaning of the burners is practiced. In Arnhem only irregular on-site cleaning is carried out by several firms. For Enschede also earlier data (1968) exist for CO production from geisers and resulting levels in kitchens (Borst, 1972).

Methods and Materials

In Enschede and Arnhem a random sample of houses with geisers of 278 and 537, respectively, was drawn. In Enschede the sample was stratified towards houses not participating in the local maintenance system, otherwise too few houses in this category would have been available for statistical analysis. In Table 1 the participation to the survey is given. The houses were alternately visited in Arnhem and Enschede from October 27 to December 19, 1980. In each house a number of variables was assessed in relation to CO, of which the most important are given in Figure 1.

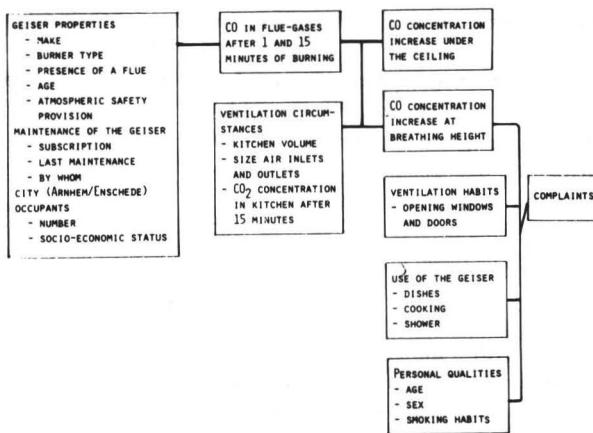


Fig. 1: VARIABLES ASSESSED IN RELATION TO CO
INDOOR AIR POLLUTION SURVEY IN ARNHEM AND ENSCHEDE , 1980

Table 1: Participation of the indoor air survey of CO and NO₂ in Arnhem and Enschede, 1980

	Enschede		Arnhem	
	Number	%	Number	%
Participation	112	40.3	237	44.1
Not at home	65	23.4	127	23.6
No geiser	49	17.6	49	9.1
Empty house/Moved	11	4.0	17	3.2
Refusal	34	12.2	104	10.4
Various	7	2.5	3	0.6
Total	278	100.0	537	100.0

CO measurements

Measurements in the kitchen were performed with closed doors and windows. Permanent ventilation-ducts were not closed. The following measurements were carried out:

- CO (Ecolyzer 2000) and CO₂ (Draeger tubes) at breathing height before and after continuous operation of the geiser for 15 minutes.
- CO in the flue gas after 1 and 15 minutes of continuous operation of the geiser.
- CO concentration increase 0.2 m under the ceiling continuously during 15 minutes of operation of the geiser.

Due to problems with the interference filter of one of the CO monitors several of the CO data were found to be unreliable. Thus 254 houses with reliable CO data remained, and were included in statistical analysis.

House characteristics of the resulting sample were proved to be not significantly different from the original sample.

NO₂ measurements

Measurements of NO₂ with Palmes diffusion tubes (Palmes, 1976) were done in the kitchen and livingroom at breathing height in the same houses as the CO measurements. The tubes were placed as far away as possible from gas appliances, hood, ventilation-ducts, windows and doors. After 5 to 8 days the tubes were collected and analysed in our laboratory. Unlike the CO data, which are collected under standardized conditions, the NO₂ measurements represent normal living conditions.

In addition to the measurements the housewife was interviewed on complaints in relation to CO exposure, use of geiser and other gas appliances, and personal and house characteristics.

Results and Discussion

The main results of the CO measurements are given in Table 2. A CO concentration of 300 ppm in the flue gases is the level above which local gas companies usually require cleaning and adjustment. In Arnhem 31% and in Enschede 16% of the geisers did not meet this requirement. In 20% of the kitchens in Arnhem and 11% in Enschede, a CO level of more than 50 ppm was reached at breathing height after 15 minutes of operation of the geiser. The installation codes for gas appliances require a.o. that the CO concentration in the house shall not exceed 50 ppm during normal operation of the appliances.

Table 2: CO levels under standardized conditions in flue gases
of geisers and kitchens .
Indoor air pollution survey Arnhem and Enschede, 1980

Concentration range	CO levels in flue gases after 1 min. of operation (ppm)		CO levels at breathing height after 15 min. of operation (ppm)	
	N	%	Concentration range	N
< 100	119	53	< 10	154
101 - 300	46	20	11 - 50	50
301 - 600	20	9	51 - 100	25
> 600	41	18	> 100	17
Missing	28			8
Total	254	100		254
				100

CO in flue gases

In Table 3 the statistical relation is given between CO concentration in flue gases after 1 minute of operation of the geiser and a number of other variables.

Table 3: Statistical relation between CO concentration in flue gases after 1 min. of operation of the geiser and other variables.
Indoor air pollution survey Arnhem and Enschede, 1980

Variables	Significance ¹) (p)	Number
Make of the geiser	.07	219
Presence of a flue	n.s. ²)	223
Atmospheric safety provision	≤ .01	201
Burner type	≤ .01	219
Volume of the kitchen	n.s.	223
Age of the geiser	n.s.	162
Maintenance system	n.s.	131
CO ₂ conc. in kitchen after 15 min.	n.s.	226
Socioeconomic status	n.s.	192
Arnhem/Enschede	.09	226

1) Chi-Square Test

2) Not significant ($p \geq 0.1$)

A strong correlation was found with the burner type. Diffusion burners (only secondary air supply) give less CO than Bunsen burners (combination of primary and secondary air supply). The atmospheric safety provision, which turns the geiser off when the CO₂/CO ratio in the air becomes too high, also seemed to have an influence, but controlling for burner type made the association disappear. Controlling for burner type made also disappear the weak association with make of the geiser.

No or only a weak correlation was found with maintenance system and city. However, when only geisers with a Bunsen burner were taken into account it was shown that geisers in Arnhem had higher CO values in the flue gases. The absence of a correlation for all geisers is due to the presence of more geisers with diffusion burners in Arnhem.

The increase of CO concentrations in flue gases from 1 to 15 minutes of operation of the geiser was only found to be significantly correlated to the CO₂ concentration in the kitchen after 15 minutes and the presence of a flue. The mutual dependance of these variables is obvious.

CO in kitchens

The statistical relation was investigated between CO increase in 15 minutes under the ceiling and at breathing height and other variables. The variables 'presence of a flue', 'CO₂ concentration after 15 minutes', 'burner type' and 'city' appeared to be correlated significantly with CO increase.

The combined effect of these parameters was studied with linear logit models. It was shown that the main independent factors influencing the CO increase were burner type and presence of a flue. Apart from these, a difference remained between Arnhem and Enschede that could not be attributed to one of the other assessed variables, probably due to the small numbers involved.

Relation between observed CO concentrations and reported complaints

In the questionnaire a number of questions was asked about possible complaints from CO exposure. Statistical analysis of these complaints in relation to the observed CO concentrations at breathing height did not reveal any association. We must consider, however, that subjective symptoms of CO poisoning can only be found at relatively high levels of carboxyhemoglobin, and the early symptoms are very unspecific. Therefore a relation can only be expected at high levels of exposure and in large groups. It is quite conceivable that either our exposure levels were too low or our study population was too small to detect any effect.

NO₂ measurements

The results of the NO₂ measurements are compiled in Table 4. The frequency distribution is given in Figure 2. Outdoor concentrations of NO₂ varied from 20 - 50 µg/m³ during the same period.

Table 4: NO₂ concentration in kitchens and living-rooms
and ratios between living room and kitchen.
Indoor air pollution survey Arnhem and Enschede, 1980

NO ₂ concentration concentration	N	Arithmetic Mean µg/m ³	ppb	Range
Kitchen	286	118	63	35-472 (20-251)
Living-Rooms	291	58	31	35-346 (20-184)
Ratio Living-Room Kitchen		0.61		0.08 - 3.34

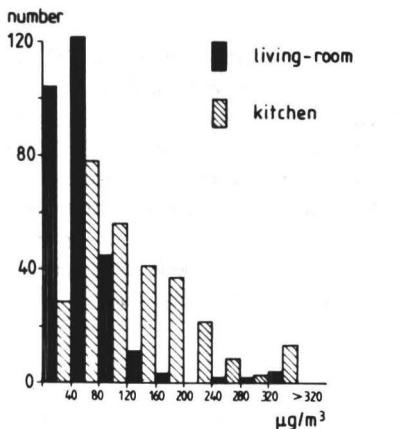


Fig. 2: FREQUENCY DISTRIBUTION OF NO₂ CONCENTRATIONS
IN 289 KITCHENS AND 294 LIVING-ROOMS.
INDOOR AIR POLLUTION SURVEY ARNHEM AND ENSCHEDE, 1980

There were 30 houses with a kitchen/livingroom ratio higher than 1. With two exceptions, the differences between kitchen and livingroom were only a few $\mu\text{g}/\text{m}^3$.

The NO₂ concentration in the kitchen was greatly influenced by the presence of a flue on the geiser and by the presence of a ventilation hood above the cooking range. After allowing for the presence of a flue and a ventilation hood, associations were found with type of space-heating, use of shower and socioeconomic status of the occupants. Houses with central heating systems had lower NO₂ concentrations, while in houses with prolonged shower use and in houses with people of lower socioeconomic status higher NO₂ concentrations were found.

In the livingroom the NO₂ concentrations were also influenced by the presence of a flue on the geiser. Using linear logit models with the NO₂ concentration as response variable, a good fit was found for models with the NO₂ concentration in the kitchen and the number of doors and rooms between kitchen and livingroom as independent variables. The models were significantly improved when 'type of heating' or 'number of occupants' were added. Higher NO₂ concentrations were found in houses without central heating systems and in houses with four or more occupants.

Concluding remarks

In test requirements for geisers a limit of 600 ppm CO in the flue gases is set for safe use. In 18% of the cases this requirement was not met. Local gas companies often use 300 ppm as a limit. This concentration was exceeded in 27% of the cases. This study showed that geisers with a diffusion burner exceeded the limit less frequently than geisers with a Bunsen burner. Only one make has such a construction. For geisers with Bunsen burners the maintenance system had a great influence. The system applied in Enschede with off-site ultrasonic cleaning appeared to be superior. The Dutch installation code standard of 50 ppm CO in room air, for which no averaging time is given, was exceeded in 17% of the cases.

No health-based indoor air quality standards exist for CO. However, indoor concentrations can be compared to outdoor air quality standards, as the same people to be protected are involved. The proposed Dutch outdoor standard (Gezondheidsraad, 1975) reads: 35 ppm 1 hour average, not to be exceeded more than once a week; 9 ppm 8 hour average, not to be exceeded more than once a month. Although our measurements were done under standardized conditions, it is obvious that this standard is frequently violated indoors.

The presence of a flue was the main factor in the CO concentration at breathing height in addition to the burner type and the maintenance system.

The NO₂ measurements were done under normal living conditions. For outdoor air the Dutch Health Council has proposed a standard for NO₂ (Gezondheidsraad, 1979) which reads as given in Table 5.

Table 5: Dutch standards for NO₂ in ambient air

Percentile	Concentration ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	
	1 h-Average	24 h-Average
95	100	100
98	135	120
99.7 (1 h/year)	—	150
99.99 (1 h/year)	300	—

This standard particularly regulates short term exposures. Short term exposures to high levels of NO₂ decrease the resistance to airway infections and cause irritation of the mucous membranes of the respiratory system. Unvented gas appliances produce high peak concentrations of NO₂ during use. Peak-

to-mean ratios of 5 - 10 have been reported (Apling et al., 1979; Elkins et al., 1978).

Although averaging times in our study are different from those in the standard, it is obvious that the outdoor standard will regularly be exceeded indoors.

Higher NO₂ concentrations were found in kitchens and livingrooms of houses with an unvented geiser and in houses without a central heating system. Elevated NO₂ levels in the living room were associated with the absence of doors and rooms between kitchen and livingroom and with a higher number of occupants. Frequent use of the shower and the absence of a ventilation hood were also found to be associated with high concentrations of NO₂ in the kitchen. Outdoor concentrations were 2 to 3 times lower than indoors.

Acknowledgements

The CO and NO₂ measurements in Arnhem and Enschede were part of the thesis work by Robert Esser, Paul Fischer, Jet Smit and Huibert Verbruggen. Thanks are further due to the local gas companies, the Gasinstituut and the participants in the study.

Literature

Apling, A.J.; K.J. Stevenson; B.D. Goldstein; R.J.W. Melia and D.H.F. Atkins, (1979): "Air Pollution in Homes. 2: Validation of diffusion tube measurements". Warren Spring Laboratory, Report LR 311 (AP), Stevenage 1979

Borst, J.R. (1972): "Investigation into the chances of acute and chronic carbon monoxide poisoning by fumes from natural gas geisers with and without a flue". T. Soc. Geneesk. 50, 654-663

Elkins, R.H.; M.D. Keller; R.R. Lanese and R.A. Macris (1978): "Health effects of short term exposures to NO₂". U.S. EPA, GRI project 30509, IGT Chicago, 1978

Gezondheidsraad (1975): "Eerste interimrapport grenswaarden luchtverontreining". Min. Volksgezondheid en Milieuhygiëne, Verslagen, Adviezen en Rapporten no. 18, Den Haag, 1975

Gezondheidsraad (1979): "Advies inzake stikstofdioxide". Min. Volksgezondheid en Milieuhygiëne, Verslagen, Adviezen en Rapporten no. 36, Den Haag, 1979

Palmes, E.D.; A.F. Gunnison, J. DiMattio and C. Tomczyk (1976): "Personal sampler for NO₂". Am. Ind. Hyg. Assoc. J. 37, 570-577

Anschrift der Verfasser:

Dr. J.S.M. Boleij 1)

E. Lebret 1,2)

J.A. Smit 2)

Dr. B. Brunekreef 2)

Prof. Dr. K. Biersteker 2)

1) Department of Air Pollution Agricultural University,
P.O. Box 8129, NL - 6700 EV Wageningen

2) Department of Environmental and Tropical Health,
Agricultural University,
P.O. Box 8128, NL - 6700 EV Wageningen

Luftqualität in Innenräumen

Hrgb. K. Aurand, B. Seifert und J. Wegner
Gustav Fischer Verlag, Stuttgart-New York 1982

The Epidemiology of Indoor Nitrogen Dioxide in the U.K.

Stickstoffdioxid im Innenraum – Epidemiologische Auswirkungen im Vereinigten Königreich

C. du V. Florey, R. Melia, B. Goldstein, R. Morris, H. H. John, D. Clark

Summary

The results of three studies on the effect of gas cooking on the lung function of children are reported. The studies which have been carried out in England and Scotland with children aged 6-11, 6-7 and 5-6 years, respectively, show that there is only a weak association between indoor levels of NO₂ and respiratory illness. Nevertheless, the consistency of the difference in the rate of respiratory diseases in children from homes with electric and gas cookers suggest there is some hazard to the use of unflued gas appliances which may warrant further epidemiological investigation.

Zusammenfassung

Es wird über die Ergebnisse von 3 Untersuchungen zu den beim Kochen mit Gas auftretenden Auswirkungen auf die Lungenfunktion von Kindern berichtet. Die in England und Schottland an Kindern im Alter von 6-11 bzw. von 6-7 und 5-6 Jahren durchgeführten Untersuchungen zeigen nur einen geringen Zusammen-

hang zwischen Innenraumwerten für NO₂ und Erkrankungen der Atmungsorgane. Dennoch deutet der ständig auftretende Unterschied bei den Erkrankungsziffern für Krankheiten der Atmungsorgane bei Kindern aus Häusern mit Elektroherden und solchen mit Gasherden darauf hin, daß die Verwendung von Gasgeräten ohne Abzug ein gewisses Risiko beinhaltet, welches weitere epidemiologische Untersuchungen ratsam erscheinen läßt.

Introduction

Nitrogen dioxide arises naturally in the environment, for example during electrical storms and the eruption of volcanoes. NO₂ is also formed from man's activity as in the manufacture of trinitroglycerin or the detonation of explosives, the use of fossil fuels for heating and in motor vehicles and as a by-product of storing grain in silos. It may also be produced from hot surfaces such as burning cigarettes and the flame of gas cookers.

Ambient background levels in rural areas tend to be very low, with concentrations of less than 10 ppb (parts per 10⁹). In contrast, very high levels of nitrogen dioxide can occur at certain work sites: levels in the range of 200.000 to 4.000.000 ppb have been reported in newly filled silos. Farmers exposed to these levels have experienced respiratory symptoms shortly after and, in some cases, death has occurred several weeks later from respiratory causes (1,2). Levels of NO₂ during shot firing in mines may reach values over 170.000 ppb. Kennedy (3) has shown that exposure to such levels may in the long term reduce lung function.

Nevertheless, such high levels of atmospheric NO₂ are unusual even in industrial settings. Experiments carried out on healthy volunteers and on patients with chronic bronchitis exposed to lower levels of NO₂, varying from less than 1.000 ppb to more than 5.000 ppb have indicated that those with reduced lung function show changes in airways resistance (R_{aw}) at concentrations between 1.600 and 3.000 ppb (4). In one reported experiment (5) the bronchial reactivity of asthmatics was found to be increased after exposure to levels of NO₂ as low as 100 ppb.

Experiments in animals have also indicated an injurious effect of NO₂ at relatively low levels. Possibly the most important observation for human health is that mice have an increased susceptibility to infection by Klebsiella after exposure to 500 ppb of NO₂ for 3 months (6). After long term exposure to higher levels of approximately 10.000 ppb laboratory animals have shown emphysematous-like changes in their lungs.

All these studies point to the hazardous nature of NO₂ to health. However most of them have shown that the effect on health of NO₂ occurs at considerably higher levels than are normally encountered in every-day life. The question that arose from our own work in the UK was whether much lower levels

of NO₂ produced in the home were still sufficient to cause respiratory illness in susceptible individuals. The paper reviews a series of epidemiological studies in which we have attempted to determine whether NO₂ levels in the home are sufficient to cause ill health (7-13).

The Studies

A. A Study in England and Scotland (Study 1)

The first suspicion that indoor air quality might have an effect on health came from a longitudinal study of young schoolchildren carried out in England and Scotland (7). Out of a total of 7,637 children eligible for the study, data were available for 5,758 aged 6 to 11 years living in 28 randomly selected areas. Information was collected from the children's parents by questionnaire which concerned respiratory symptoms and episodes of bronchitis and asthma experienced during the previous 12 months. In addition there were questions to elicit socioeconomic information and also a question on the fuels used for cooking and heating in the house. At the same time measurements of outdoor smoke and sulphur dioxide (SO₂) were being made over 24 hour periods at or near the children's school in 10 of the 28 areas, using the standard British daily smoke/SO₂ sampler.

In the analysis of the prevalence of respiratory symptoms and illnesses we noticed that children coming from homes where gas was used for cooking tended to have a higher prevalence than those coming from homes using electricity for cooking. Simple analysis of the respiratory symptoms carried out for boys and girls separately indicated that for both sexes those children who lived in homes where gas was used for cooking had more cough, colds going to the chest and bronchitis than children from homes where electricity was used. The girls also had more wheeze if their families used gas for cooking.

The relative risk for having a positive answer to at least one question on respiratory symptoms and disease in children from gas cooking homes compared with children from electric cooking homes was calculated for the sexes separately after allowing for differences in age and social class. The value for boys was 1.2 ($p = 0.07$) and for girls was 1.4 ($p < 0.01$). The results suggested that both sexes were affected by some aspect of cooking with gas and that girls seemed to be more often affected. We suggested at the time these analyses were completed that the higher relative risk for girls might have been due to their spending more time in the kitchen with their mothers than did the boys.

More sophisticated analyses were carried out in which the children were categorised according to the number of respiratory symptoms and illnesses reported by their parents. This score gave some measure of the severity of respi-

ratory illness. An association between greater severity of illness and the use of gas for cooking was found after allowing for the effect of social class and age.

The analysis was taken a little further, though on a smaller number of children, using data not only on sex, age and social class but also on latitude, population density, family size, over-crowding, outdoor levels of smoke and sulphur dioxide and the types of fuels used for indoor heating. The proportion of children with one or more respiratory symptoms or diseases remained higher in both boys and girls from homes where gas was used. This approached conventional levels of significance in girls ($p = 0.10$) but not in boys. The analysis was repeated on a separate group of children seen in the same areas five years later. The results supported those of the original analysis, although they did not confirm the existence of a stronger association between use of gas for cooking and respiratory illness in girls. There was some evidence from children followed for the five years that the relation weakened as they grew older, but this was nor consistently seen in cohorts followed for shorter times.

B. Studies in Middlesbrough, an Industrial Town in the North of England. Respiratory Study (Study 2)

We interpreted the results of the national study to mean that some constituent of the emissions from gas combustion might have been affecting the health of the children. The emissions consist of nitrogen, oxygen, carbon dioxide, water vapour, various hydrocarbons, carbon monoxide, nitrogen oxide, nitrogen dioxide and various aldehydes. There may be other pollutants formed as a result of residual aerosol spray vapours in combustion air passing through the flame. One potential candidate for the effect on the children's health was nitrogen dioxide for which a simple sampling device had been reported by Palmes et al. in 1975 (14). The sampler consists of a small acrylic tube approximately 7 1/2 centimetres (3 in) long and 1 cm (3/8 in) internal diameter with a fixed cap at one end and a removable cap at the other. A fine wire mesh coated in triethanolamine is placed at the closed end of the tube and absorbs virtually all NO_2 which diffuses from the open end at a rate proportional to the concentration in the atmosphere. No pump or power supplies are required. The nitrogen dioxide captured in a given time can be determined spectrophotometrically and the results reported as an average level. We tested the sampler for reliability in four kitchens, two of which used gas for cooking and two electricity. The reliability was very satisfactory (8) and moreover it was clear that there were large differences in 4 day average NO_2 levels between kitchens using the two types of fuel (average of 2 electric kitchens was 9.5 ppb compared with 72.3 ppb for 2 gas kitchens).

The second of our studies was designed to determine whether levels of NO₂ in the home were inversely related to lung function in primary schoolchildren. A population was defined within Middlesbrough, a northern city of England, in an area of approximately 4 sq kms bounded by three main roads and a stream. The sample consisted of all those children aged 6 to 7 years who lived in the defined area and attended its 10 primary schools. There was a total of 808 eligible children living in 769 different dwellings of which we visited 438 with gas cookers and 98 with electric cookers (66% response).

The study was carried out during a two week period at the end of February 1978 when lung function and anthropometric measures were made on the children at school and the parents were asked to complete a questionnaire about the children's respiratory health, use of fuel in the home and socio-economic data. Measurements of NO₂ were made in the kitchens of all homes of those willing to take part in the study and in a 25% random sample of bedrooms in these homes. Measurements were also made out of doors at 75 points within the area.

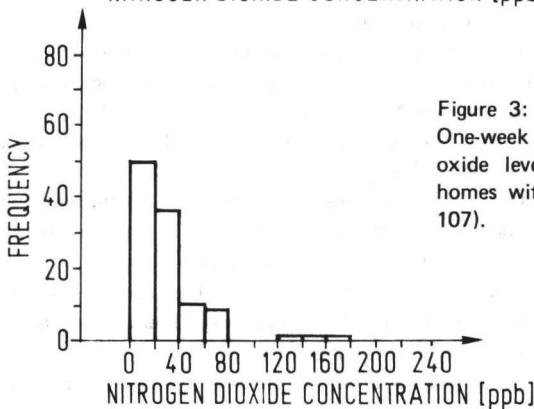
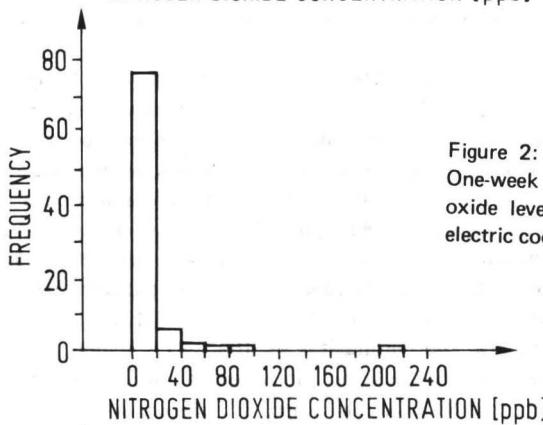
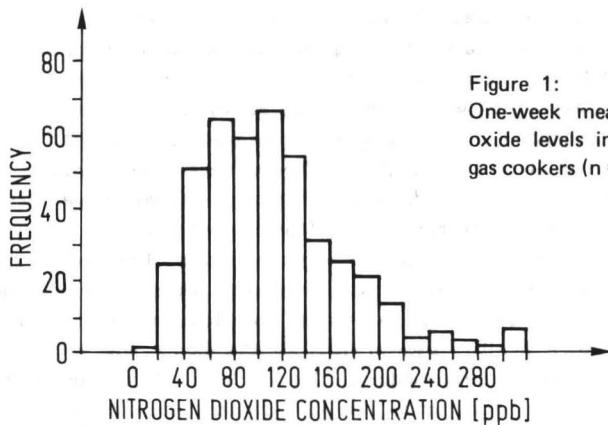
The outdoor measurements varied little in the range of 14-24 ppb weekly average. Figures 1 to 3 show the distribution of weekly mean levels in the kitchen where electricity and gas were used and also in the bedrooms of homes where gas was used for cooking. The range of NO₂ levels in the kitchen with gas cookers was 5-317 ppb with a mean of 112.2 ppb whereas in the kitchens with electric cookers the range was 6-188 ppb with a mean of only 18.0 ppb. In the 107 children's bedrooms in homes where gas was used the range was 4-169 ppb with a mean of 30.5 ppb whereas in the 18 bedrooms in electric cooking homes the range was only 3-37 ppb with a mean of 13.9 ppb.

These results clearly indicate the similarity of the NO₂ levels within electric cooking homes to those in the outside air whereas gas homes had considerably higher levels. Although NO₂ levels were associated with the presence of pilot light on the gas cookers, the use of gas fires for main heating, the number of regular cigarette smokers and the number of people in the home, it appeared that the dominant source of NO₂ was the gas cooker. In a comparison between gas cooking kitchens with high and low NO₂ levels, we found the additional use of the cooker for heating and drying clothes occurred uniquely in homes with high levels of NO₂.

The children's lung function was measured as Forced Expiratory Volume in 3/4 of a second (FEV_{.75}) and Forced Vital capacity (FVC). Lung function was not related to NO₂ levels in either the kitchen or bedroom.

Respiratory illness was assessed by questionnaire in the same way as it had been in the first study. The prevalence of respiratory illness was found to be higher in children from gas than electric homes ($p = 0.1$).

Although the prevalence was not related to kitchen NO₂ it increased with increasing levels of NO₂ in the children's bedrooms in gas cooking homes. Symptoms in siblings and parents were not related to kitchen NO₂ levels.



Because of the very low levels of NO₂ at which the association was found with illness and the inconsistency between our results and the negative findings reported in several studies in the United States (15,16) we believed that one of three hypotheses might explain the findings. First, the relation may have been genuine. Secondly, the relation may have been mediated through humidity since the combustion of gas produces both NO₂ and water vapour and moreover we had observed that NO₂ levels were higher when the gas cooker was used to dry clothes. Thirdly, low inside temperatures may have prevailed when windows and outside doors were opened to disperse the heavy condensation evident in many of the study homes.

C. Indoor Environment Study (Study 3)

To test the hypothesis that temperature or humidity in the home rather than NO₂ levels were related to respiratory disease in primary school-children we returned to the same area in Middlesbrough. The results from a pilot study to the third investigation, in which NO₂, temperature and humidity were measured in 15 homes with electric cookers and 24 homes with gas cookers, did not indicate any difference in temperature or humidity between the two types of home. The differences in NO₂ levels were on the other hand almost identical to those found in the second study. This prompted us to put our limited resources into investigating gas cooking homes alone to determine whether within this one class of dwelling a relation between the three hypothetical aetiological factors could be established.

We investigated the correlation between nitrogen dioxide levels measured in the bedrooms and the living rooms of children's homes with the temperature and humidity measured by a thermohygrograph placed in the children's bedrooms. We also investigated the relation of temperature and humidity, to respiratory symptoms and illness of the children. So as to avoid seeing the same children on this second occasion in Middlesbrough we chose a younger age group of 5 to 6 years. Access was gained to 183 of 337 randomly selected homes (54.3%). No correlation was found between the weekly average level of NO₂ in the children's bedrooms (range 4.7 to 160.8 ppb) and the weekly average temperature (range 7.7 to 22.0°C) or relative humidity (range 37.0 to 98.1%). Levels of NO₂ in the bedrooms were positively correlated with those in the living room (range 9.0 to 292.2 ppb; $r = 0.39$, $p < 0.01$). Temperature was negatively correlated with relative humidity ($r = -0.28$; $p < 0.01$).

Information on respiratory conditions experienced by the child and characteristics of the home was collected in a self-administered questionnaire completed by the child's mother. Complete information on respiratory conditions and social class was obtained for 179 of 191 children who lived in 183 homes. After allowing for the effects of age, sex, social class, number of cigarettes

smokers in the home and either temperature or relative humidity, no statistically significant relation was found between the prevalence of having one or more respiratory conditions and the weekly average levels of NO₂ in the bedrooms or living room. However the prevalence of having one or more respiratory conditions tended to be highest in homes with high levels of NO₂ and lowest in homes with low levels, consistent with earlier findings. A significant positive association was found between the prevalence of respiratory conditions and relative humidity ($p < 0.05$).

Comment

The origin of the three studies was the serendipitous observation that schoolchildren examined in a national study in 1973 who lived in homes where gas was used for cooking had more respiratory illness than those living in homes with electric cookers. We followed this up by repeating the analysis on a different set of children seen in 1977, by surveying children and their homes in a limited geographical area with a much more homogenous socio-economic structure than the national sample and by assessing the relation between potential causative factors which might be associated with the use of gas.

We first considered whether any of the combustion products of gas might be known to have an effect on the respiratory system and then whether any of these could be measured in a large number of houses in a short time at relatively small expense. NO₂ appeared to be the most promising product in all these respects. However the results of the second study suggested that, rather than pinpointing the "cause" of the increased prevalence in respiratory disease through the measurement of NO₂, we had found only another weak correlate which gave results as problematic in interpretation as the original observation. The only consistent finding in the two national analyses and the study in Middlesbrough was the increased prevalence of respiratory illness in homes where gas was used for cooking.

Nevertheless the second study showed a relation between bedroom NO₂ and respiratory illness prevalence rates which prompted the hypothesis that NO₂ levels might be correlated with other factors more directly related to respiratory diseases, namely temperature and humidity.

Although, as expected, temperature and humidity were related, no evidence at all was detected for a relation between either of them and NO₂. The size of the study had been calculated to assess these relations and was too small to give definitive results about relations between the three factors and respiratory illness rates. However analysis of these latter relations showed that higher respiratory illness rates occurred in children from homes with higher levels of NO₂.

Thus low temperatures or extreme levels of relative humidity do not appear

to explain the association between respiratory illness and indoor levels of NO₂. Furthermore the relation between indoor levels of NO₂ and respiratory illness has not been consistently observed, at best the association is weak. But the consistency of the difference in respiratory illness rates in children from homes with electric and gas cookers suggests there is some hazard to the use of un-flued gas appliances which may warrant further epidemiological investigation when simple passive monitors become available for other broncho-pulmonary irritants derived from the combustion of gas.

References

1. Lowry, T. and Schuman, L.M.: "Silo-filler's disease". A syndrome caused by nitrogen dioxide. J.A.M.A. 162: 153-160, 1956
2. Grayson, R.R.: Silage gas poisoning: nitrogen dioxide pneumonia, a new disease in agricultural workers. Ann. intern. Med. 45: 393-408, 1956
3. Kennedy, M.C.S.: Nitrogen fumes and coal-miners with emphysema. Ann. Occup. Hyg. 15: 285-300, 1972
4. von Nieding, G. and Wagner, H.M.: Effects of NO₂ on chronic bronchitis. Environmental Health Perspectives 29: 137-142, 1979
5. Orehek, J., Massari, J.P., Gayrard, P., Grimaud, C. and Charpin, J.: Effect of short-term low-level nitrogen dioxide exposure on bronchial sensitivity of asthmatic patients. J. clin. Invest. 57: 301-307, 1976
6. Ehrlich, T. and Henry, M.C.: Chronic toxicity of nitrogen dioxide. I. Effect on resistance to bacterial pneumonia. Arch. environ. Health 17: 860-865, 1968
7. Melia, R.J.W., Florey, C. du V., Altman, D.G. and Swan, A.V.: Association between gas cooking and respiratory disease in children. British Medical J. 11: 149-152, 1977
8. Melia, R.J.W., Florey, C. du V., Darby, S.C., Palmes, E.D. and Goldstein, B.D.: Differences in NO₂ levels in kitchens with gas or electric cookers. Atmospheric Environment 12: 1397-1381, 1978
9. Melia, R.J.W., Florey, C. du V. and Chinn, S.: The relation between respiratory illness in primary schoolchildren and the use of gas for cooking. I. Results from a national study. Intern. J. Epidemiol. 8: 333-338, 1979
10. Goldstein, B.D., Melia, R.J.W., Chinn, S., Florey, C. du V., Clark, D. and John, H.H.: The relation between respiratory illness in primary schoolchildren and the use of gas for cooking, II. Factors affecting nitrogen dioxide levels in the home. Intern. J. Epidemiol. 8: 339-345, 1979
11. Florey, C. du V., Melia, R.J.W., Chinn, S., Goldstein, B.D., Brooks, A.G.F., John, H.H., Graighead, I.B. and Webster, X.: The relation between respiratory illness in primary schoolchildren and the use of gas for cooking. III. Nitrogen dioxide, respiratory illness and lung function. Intern. J. Epidemiol. 8: 347-353, 1979

12. Melia, R.J.W., Florey, C. du V., Morris, R.W., Goldstein, B.D., Clark, D. and John, H.H.: Childhood respiratory illness and the home environment. I: Relations between nitrogen dioxide, temperature and relative humidity. Submitted for publication
13. Melia, R.J.W., Florey, C. du V., Morris, R.W., Goldstein, B.D., John, H.H., Clark, D., Graighead, I.B. and Mackinlay, J.C.: Childhood respiratory illness and the home environment. Association between respiratory illness and nitrogen dioxide, temperature and relative humidity. Submitted for publication
14. Palmes, E.D., Gunnison, A.F., DiMattio, J. and Tomczyk, C.: Personal sampler for nitrogen dioxide. Amer. Ind. Hyg. Assoc. J. 37: 570-577, 1976
15. Lutz, G.A., Mitchell, R.I., Cote, R.W. and Keller, M.D.: Indoor Epidemiology Study. Battelle, Columbus Laboratories, Catalog No M50677, 1974
16. Mitchell, R.I., Williams, R., Cote, R.W., Lanese, R.R. and Keller, M.D.: Household survey of the incidence of respiratory disease in relation to environmental pollutants. Recent Advances in the Assessment of the Health Effects of Environmental Pollution, Symposium Proceedings, Vol. 1, 47-61. Luxembourg CEC 1975

Anschrift der Verfasser:

Prof. Dr. C. du VeFlorey 1)
Dr. R.J. Melia 1)
Dr. B. Goldstein 2)
R. Morris 1)
H.H. John 3)
D. Clark 4)

- 1) Department of Community Medicine,
St. Thomas's Hospital Medical School,
London SE17EH (GB)
- 2) College of Medicine and Dentistry of New Jersey,
Rutgers Medical School, University Heights,
Piscataway, New Jersey 08854 (USA)
- 3) Health Department
P.O. Box 270,
Guildhall, London EC 2 (GB)
- 4) Middlesbrough Council Environmental Health
Department, Vancouver House, Central Mews,
Gerney Street (CLEVELAND)

Luftqualität in Innenräumen

Hrgb. K. Aurand, B. Seifert und J. Wegner
Gustav Fischer Verlag, Stuttgart-New York 1982

Luftqualität im Innern von Kraftfahrzeugen

Air Quality Inside Motor-cars

W.A.M den Tonkelaar, W. Rudolf

Summary (Part 1: W.A.M. den Tonkelaar)

By order of the Dutch Ministry of Public Health and Environmental Protection a study has been undertaken to evaluate the exposure of drivers and passengers of private cars to gaseous pollutants arising from traffic while commuting. During 12 months, starting in February 1981, spot samples and integrated samples are collected on working days in the cars of members of TNO on their way between their homes and the TNO institute. The different itineraries comprise high ways and other routes in both country and city areas. Samples are analyzed in the laboratory for carbon monoxide, nitric oxide, nitrogen dioxide, benzene and toluene. During the first 3 months, the mean values (maximum values in brackets) for all the measurements were 6.0 (39) mg CO/m³, 320 (1400) µg NO/m³, 60 (250) µg NO₂/m³ and 50 (690) µg C₆H₆/m³. The concentrations found in cars are higher than those measured at fixed monitoring stations, but are lower than those reported from Frankfurt by Rudolf, especially for CO and NO. So far, the MIK value has not been reached for CO, whereas it has been exceeded for NO and NO₂. The concentration of aromatic hydrocarbons varies considerably, especially at higher ambient temperatures. It has been shown that benzene and toluene concentrations are rising by much in parked cars due to evaporation of petrol. The results show that the exposure to CO, NO and benzene represents an important part of the total daily burden.

Summary (Part 2: W. Rudolf)

A pilot study including mobile determinations of the air quality inside motor-vehicles is carried out by the Federal Environmental Agency's Pilot Station in Frankfurt/Main under three aspects: (a) to determine the exposure of commuters on their way to and from their working place, (b) to compare pollutant concentrations inside motor-vehicles to those at the nearby sidewalk, and (c) to estimate the exposure of car passengers on motor-ways.

Measurements of the first type were started in 1975 and are continued now in a more extensive way. As early as in 1976, it has been shown that car passengers are currently exposed to concentrations in the range of the corresponding MIK values. A comparison with the results of fixed monitoring stations in traffic areas shows that the concentrations inside cars are higher by a factor of 2 to 8 for CO, of 2.5 to 6 for NO and of 0.8 to 3.3 for NO₂.

Since 1981 additional samples have been collected with charcoal adsorption tubes according to Grob to determine hydrocarbon concentrations. The simultaneous automatic registration of CO and NO concentrations during city and motor-way runs give an estimate not only of the mean concentrations but also of the ratio of the mean and peak concentrations.

Einleitung

Im Vergleich zu den Gesamtemissionen verursacht das Kfz einen erheblichen Anteil insbesondere für die Komponenten CO, Stickoxide, Kohlenwasserstoffe und Blei. Das Emissionsverhältnis Kfz zu übrigen Emittenten schwankt gebietsbezogen sehr stark. Erfahrungsgemäß ist die Kfz-Emission aber dort besonders hoch, wo bereits durch die anderen Emittentengruppen (z.B. Industrie, Heizungen) eine hohe Luftverunreinigung verursacht wird, nämlich insbesondere in den Ballungsgebieten.

Bei der Wertung der Kfz-Emissionen tritt für das Kraftfahrzeug erschwerend hinzu, daß die Emissionen in niedriger Höhe erfolgen. In Straßenschluchten und insbesondere im Innenraum von Kraftfahrzeugen werden die Immissionen von CO, NO_x und Kohlenwasserstoff ausschließlich durch die Kfz selbst erzeugt.

Da große Teile der Bevölkerung täglich eine Stunde und mehr das Kfz benutzen, gewinnt die Innenraumkonzentration besondere Bedeutung.

An dieser Stelle kann nur dieser Aspekt der Kfz-Problematik beschrieben werden. Dies bedeutet nicht, daß damit die durch das Kfz verursachten Immissionen in Straßen- und Wohnbereich in ihrer Wertigkeit geringer eingestuft werden.

Beginnend im Jahre 1976 und schwerpunktmäßig in den Jahren 1977 und 1981 hat das Umweltbundesamt/Pilotstation Frankfurt/M orientierende Messungen zu diesem Problem durchgeführt.

Gemessen wurde auf typischen Pendlerstrecken im Raum Frankfurt und auf Bundesautobahnen. Im Auftrag des Niederländischen Ministeriums für Gesundheit und Umweltschutz werden seit Anfang 1981 ähnliche Messungen in Delft durchgeführt.

Bevor die Einzelheiten der Messungen und Meßergebnisse näher dargestellt werden, soll anhand eines Beispiels die Bedeutung des Innenraumproblems für die Komponente CO dargestellt werden.

Annahme: CO-Konzentrationen im städtischen Büro- und Wohngebiet 5 mg/m³; CO-Belastung im Pkw 40 mg/m³, Fahrtzeit von und zur Arbeitsstätte insgesamt 1 Stunde. Bezogen auf zehn Tagesstunden ist der Pendler einem CO-Dosisangebot von 85 mg/(m³·h), der nicht direkt Kfz-exponierte Stadtbewohner einem Dosisangebot von nur 50 mg/(m³·h) ausgesetzt.

Untersuchungen in den Niederlanden (W.A.M. den Tonkelaar)

Emissionen von PKWs belasten nicht nur die direkte Umgebung, sondern sie wirken insbesondere auch auf den Fahrer und Mitfahrer selbst ein (1). Im Auftrag des Niederländischen Ministeriums für Gesundheit und Umweltschutz wird jetzt untersucht, in welchem Maße die Kfz-Insassen im Wohn-Arbeitsverkehr den gasförmigen Verkehrsverunreinigungen ausgesetzt sind.

Ziel dieser Untersuchungen war es deshalb, durch tägliche mobile Messungen der Leitkomponenten CO, NO, NO₂, Benzol und Toluol ein Jahr lang diese Belastung zu erfassen und mit den Richtwerten zu vergleichen.

Beschreibung der Messungen

Ein Jahr lang (ab Ende Januar 1981) werden an Arbeitstagen morgens und nachmittags, während der Fahrt von und zum Arbeitsplatz, in 10 PKWs von TNO-Mitarbeitern integrale Proben genommen und im Laboratorium analysiert. Die Pendlerstrecken von und zur TNO (Delft) verteilen sich auf Autobahnen, auf Landstraßen, in Außenbezirken und Innenstädten (siehe Bild 1). Bei Fahrtende registriert der Fahrer die Kennzeichennummer, den Streckenverlauf, die Nummer des Probenahmegeräts, die Anfangszeit, Dauer der Fahrt und die Angaben über Heizung, offene Fenster, Ventilation, Rauchen (die Fahrer wurden gebeten, nicht zu rauchen), Tanken während der Fahrt und die Anzahl der Insassen. Die Proben werden mittels "constant flow" Batteriepumpen (Dupont) entnommen. Das Meßverhalten ist in Tabelle 1 zusammengefaßt.

Tabelle 1: Meßverfahren von Luftverunreinigungen im Innern von Pkws.

Komponente	„Flow“ (ml/min)	Probenahmeverfahren	Bestimmungsverfahren
CO	50	Plastiksack	NDIR
NO, NO ₂	350	Absorptionsrohr (2)	Spektrometrie (Griess-Saltzman) (3)
Aromaten	1500	Absorptionsrohr (5) (Aktivkohle)	GC (5) (CS ₂ -Desorption)

Das Absorptionsrohr für NO_x ist aus drei Teilen zusammengesetzt: Erstens ein Rohr (100 x 4 mm) mit Triäthanolamin auf Molekularsieb (SKC) für NO₂, zweitens eine Oxidationssektion (50 x 20 mm) mit CrO₃ und drittens wieder ein gleiches Triäthanolaminrohr für die Absorption des oxidierten NO. Dies ermöglicht die getrennte Bestimmung von NO und NO₂. Bei der Bestimmung wird Phosphorsäure statt Essigsäure in der Extraktionslösung verwendet (4).

Die ganze Probenahmeapparatur, bestehend aus drei verschiedenen Pumpen, Plastiksack, Absorptionsrohren und einem Chronometer, ist in einen Koffer eingebaut und wird im Auto entweder auf den Beifahrer- oder den Rücksitz gestellt. An jedem Arbeitstag werden die Batterien aufgeladen und die Proben der Abend- und Morgenfahrt analysiert. Die Analyseergebnisse werden zusammen mit den Fahrtangaben und den meteorologischen Daten vom Flughafen Zestienhoven (Temperatur, Windrichtung, Windgeschwindigkeit) in einem Datenkollektiv im Computer zusammengefaßt.

Meßergebnisse

Im folgenden werden die Ergebnisse der Messungen dargestellt. Da das Meßprogramm noch fortgesetzt wird, können hier nur die vorläufigen Ergebnisse vorgelegt werden (ca. 100 Einzelproben pro Meßstrecke). In den Tabellen 2 bis 5 werden nacheinander die Mittelwerte, die 50- und 95-Perzentilewerte und die Höchstwerte von CO, NO, NO₂ und Benzol in zehn verschiedenen Autos aufgelistet. Die Streckennummern entsprechen den regelmäßig befahrenen Pendlerstrecken in der Umgebung des TNO.

Es stellt sich heraus, daß die Konzentrationen von CO, NO und Benzol von Auto zu Auto stark differieren und wesentlich höher sind als die synchron an festen Meßstationen ermittelten Konzentrationen.

Tabelle 2: Gemessene CO-Konzentrationen in zehn verschiedenen Autos

Streckennummer	Mittelwert	CO-Konzentration (mg/m^3)		
		Median	95 % Wert	Höchstwert
1	9,7	8,5	25,0	32,0
2	4,2	4,5	8,0	12,0
3	6,6	5,5	15,0	24,5
4	4,1	3,5	8,0	10,5
5	4,8	4,5	8,5	14,5
6	5,5	5,0	9,5	19,5
7	5,4	5,0	9,0	12,5
8	6,3	5,5	12,0	27,5
9	6,4	6,0	10,0	15,5
10	13,6	12,5	24,0	39,0

Tabelle 3: Gemessene NO-Konzentrationen in zehn Autos

Streckennummer	Mittelwert	NO-Konzentration ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)		
		Median	95 % Wert	Höchstwert
1	580	490	1400	2250
2	340	330	620	800
3	630	520	1400	2100
4	230	190	520	620
5	240	200	640	840
6	230	200	520	670
7	390	380	710	1050
8	500	450	1000	1300
9	520	380	840	1150
10	700	670	1100	1650

Tabelle 4: Gemessene NO_2 -Konzentrationen in zehn Autos

Streckennummer	Mittelwert	NO_2 -Konzentration ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)		
		Median	95 % Wert	Höchstwert
1	75	70	200	400
2	80	70	185	430
3	90	85	185	290
4	80	75	170	260
5	75	70	170	320
6	70	65	180	370
7	75	70	190	360
8	85	80	220	310
9	75	70	170	260
10	110	100	240	400

Tabelle 5: Gemessene Benzol-Konzentrationen in zehn Autos

Streckennummer	Mittelwert	Benzol-Konzentration ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)		
		Median	95 %-Wert	Höchstwert
1	65	55	155	320
2	115	80	340	690
3	45	40	135	170
4	35	35	70	95
5	40	35	110	190
6	30	30	50	100
7	35	35	60	75
8	105	90	220	280
9	40	35	80	280
10	70	65	120	320

Diese Unterschiede lassen sich zum größten Teil durch die Beschaffenheit der Strecke erklären. Die in den Autos gemessenen Gehalte sind eine gute Abspielgelung der Niveaus, die man außerhalb des Wagens erwarten kann. So entstehen die hohen CO- und NO- Konzentrationen in Auto 10 wahrscheinlich bei der Fahrt durch den Maastunnel (1079 m) und über die kilometerlange Tunnelstrecke in Rotterdam, auf der in den Stauzeiten intensiver und zähflüssiger Verkehr herrscht. Es wird deutlich, daß die Strecken 4 und 5, die nur über Nebenstraßen und durch bebaute Gebiete (keine Innenstadt) führen, verhältnismäßig sauber sind. Auf der Strecke durch Den Haag (Nr. 6), die ganz durch bebautes Gebiet (Innenstadt und Außenviertel) führt, werden niedrige NO-Konzentrationen gemessen.

Es stellt sich heraus, daß das CO/NO-Verhältnis auf den Strecken mit viel Stadtverkehr am höchsten und auf den Strecken, die vor allem über die Autobahn führen, am niedrigsten ist. Das entspricht der Tatsache, daß sich die Emissionsfaktoren von CO und NO in den Auspuffgasen von Autos bei höherer Fahrgeschwindigkeit anders verhalten. Die Konzentrationen CO und Benzol kommen in den Auspuffgasen von Benzinmotoren ungeachtet der Geschwindigkeit in fast gleichen Verhältnissen vor. Aus den Messungen in den Autos geht dasselbe hervor. Sowohl die Mittelwerte als auch die Werte der einzelnen Fahrten weisen meistens ein Verhältnis von etwa 150:1 (CO:Benzol) auf. Nur in den Autos 2 und 8 wird verhältnismäßig viel mehr Benzol gemessen.

NO_2 (Tabelle 4) zeigt ein ganz anderes Bild. Auf allen Strecken werden etwa dieselben Konzentrationen gemessen. Eine Korrelation mit den anderen Komponenten ist offensichtlich nicht oder kaum vorhanden. Das weist darauf hin, daß der NO_2 -Gehalt im Auto nicht durch das herrschende Verkehrsbild, sondern durch die Hintergrundkonzentrationen bestimmt wird.

Nicht alle Unterschiede zwischen den Konzentrationen können durch die äußeren Umstände erklärt werden. Auch das Auto selbst kann dabei eine Rolle spielen. Obwohl die Autos 1 und 2 täglich etwa gleichzeitig dieselbe Strecke fahren, sind die CO- und NO-Gehalte in Auto 1 und der Benzolgehalt in Auto 2 deutlich höher.

Bei der Untersuchung dieser Angaben ergab sich, daß die hohen CO-(und NO)-Gehalte in Auto 1 insbesondere während der Fahrten vorkommen, bei denen der Fahrer sein Seitenfenster ganz oder teilweise geöffnet hat (Tabelle 6). Unter diesen Umständen können die eigenen Auspuffgase ins Auto gelangen.

Tabelle 6: CO-Gehalt in Auto 1

Stand des Seitenfensters	Mittelwert (mg/m ³)	Anzahl der Messungen
geschlossen	5,5 ± 2,8	100
geöffnet	13,1 ± 7,0	155

Möglicherweise wird dies dadurch verursacht, daß bei geöffnetem Fenster im Innern des Autos ein Unterdruck entsteht, wodurch Luft teilweise von hinten durch den Kofferraum ins Innere des Wagens gelangt. Vier synchrone Messungen der CO-, NO-, NO₂-, Benzol- und Toluol-Konzentrationen in den Fahrzeugsäcken und im Kofferraum von Fahrzeug 1 ergaben, daß im Kofferraum die Konzentrationen um 50 % höher lagen.

Die hohen Konzentrationen Benzol und Toluol in Auto 2 treten vor allem bei hohen Außentemperaturen und bei geschlossenen Fenstern auf. Das weist auf Benzinv verdunstung und Transport von Benzindampf im Innern des Wagens hin. Zur genaueren Untersuchung dieses Phänomens wurden auch in einigen geparkten Autos Aromatgehalte gemessen. Zu diesem Zweck wurden die Autos möglichst in die Sonne gestellt, und es wurden sowohl morgens als auch mittags Messungen durchgeführt (siehe Tabelle 7).

Tabelle 7: Benzol- und Toluolgehalte (µg/m³) in fahrenden und geparkten Pkws.

Auto Nr.	Morgenfahrt		Geparkt 9.30-10.00		Geparkt 15.30-16.00		Abendfahrt	
	Benzol	Toluol	Benzol	Toluol	Benzol	Toluol	Benzol	Toluol
1	40	140	55	280	20	110	100	350
2	690	1430	930	2400	2700	7100	200	620
6	20	55	10	25	< 5	20	40	85
8	140	310	310	760	1350	3200	70	180
9	65	140	50	110	20	55	25	50

Es wird deutlich, daß in den Autos 2 und 8 während des Parkens Benzinverdunstung auftritt. Die hohen Benzol- und Toluol-Konzentrationen wurden durch die bessere Ventilation während des Fahrens wieder bedeutend reduziert. Dennoch wird der Gehalt an Aromaten in diesen Autos (siehe Tabelle 5) in hohem Maße durch die Verdunstung während des Stillstehens bestimmt.

Besonders bedenklich sind wegen ihrer toxischen und karzinogenen Wirkung die relativ hohen Meßwerte für Benzol.

Messungen zur Feststellung der Belastung der Pendler
im Raum Frankfurt/Main
(W. Rudolf)

Für die Messungen des Jahres 1977 waren 4 typische Pendlerrouten im Raum Frankfurt ausgewählt worden, die von Mitarbeitern des UBA, Pilotstation Frankfurt/M. regelmäßig befahren werden. Sie führen, ungefähr den vier Haupthimmelsrichtungen folgend, aus den Außenbezirken in die Innenstadt Frankfurts.

Die gleichen Strecken wurden auch während der Messungen des Jahres 1981 befahren.

1977 erfolgte die Probenahme außen in Höhe des Lüftungseinlasses. 1981 wurden die Proben im Innenraum, in Nasenhöhe des Fahrers, angesaugt. Durch vergleichende Messungen "innen - außen" ist jedoch sichergestellt, daß aufgrund der unterschiedlichen Probenahme kein signifikanter Konzentrationsunterschied gemessen wird.

Die Probenahme für CO, NO und NO₂ erfolgte in 20 Liter fassenden Plastiksäcken mit an den Zigarettenanzünder angeschlossenen 12-V-Pumpen. 1981 wurden parallel dazu über Grobbsche Röhrchen Proben für die Bestimmung der Aromatenkonzentrationen gezogen. Die Analyse erfolgte gleich im Anschluß an die Probenahme mit den routinemäßig betriebenen Analysengeräten (CO: Uras, NDIR; NO und NO₂: Bendix, Chemilumineszenz). Die Aromatenproben wurden ebenfalls täglich mit GC (Siemens U 180) bestimmt. Z.Z. liegen allerdings nur die Rohwerte vor. Eine Auswertung war wegen der Kürze der Zeit noch nicht möglich, da die Überprüfung der Eichfunktion mit den Basisstandards noch aussteht.

Die hier dargestellten Messungen wurden über 4 Wochen im August und September 1981 gezogen. Den in den Abbildungen dargestellten Werten liegen pro Pendlerroute ca. 20 Einzelmessungen zugrunde.

Vorversuche zur Untersuchung der Haltbarkeit der Proben in den Plastiksäcken wurden wie folgt durchgeführt:

Probenahme an der Pilotstation im Konzentrationsbereich von 5 mg/m³ CO, 0,2 mg/m³ NO und 0,05 mg/m³ NO₂; im Kalibrierlabor wurden diese Proben auf 50 mg/m³ CO, 1,0 mg/m³ NO und 0,2 mg/m³ NO₂ aufgestockt. Drei Analysen direkt nach Präparierung der Probe, nach 30 Minuten und nach 60 Minuten, ergaben für CO und NO eine Abnahme kleiner 3% und für NO₂ eine Abnahme kleiner 8%.

Die Ergebnisse der Messungen der Meßjahre 1977 und 1981 sind zusammenfassend in Abbildung 1 dargestellt.

Für CO liegen die Mittelwerte für 1977 zwischen 21 und 32 mg/m³, für 1981 zwischen 9 und 23 mg/m³. Die korrespondierenden Werte für NO und NO_x betragen 0,9 bis 1,2; 1,0 bis 1,6 bzw. 0,06 bis 0,18 und 0,07 bis 0,14 mg/m³.

Diese Werte zeigen eindeutig eine Tendenz zu niedrigeren CO- und höheren NO-Werten. Noch eindeutiger als aus den Mittelwerten und weniger abhängig von den Randbedingungen Verkehrsdichte und Meteorologie ist diese Tendenz durch das CO/NO_x-Verhältnis gekennzeichnet. Diese Verhältniswerte sind in Tabelle 1 für 1977 und 1981 aufgelistet.

Tabelle 1: CO/NO_x-Verhältnis (ermittelt aus den in mg/m³ angegebenen Konzentrationen)

Jahr	Pendlerroute			
	Ost	West	Nord	Süd
1977	24	18	37	19
1981	14	6	18	19

Der Bezug zwischen Kfz-Emissionsdaten und Immissionsmessungen ist in Abbildung 2 dargestellt. Im oberen Teil der Darstellung sind die Emissionsverhältnisse CO/NO_x als Funktion des Fahrmodus bzw. der dazu zugeordneten mittleren Fahrgeschwindigkeit des Jahres 1975 den Immissionsmessungen des Jahres 1977 zugeordnet, im unteren Teil der Abbildung die Emissionsverhältnisse des Jahres 1980 den Immissionsmessungen des Jahres 1981 gegenübergestellt.

Die Übereinstimmung im oberen Teil ist als mäßig, im unteren Teil als gut zu bezeichnen. Eine wesentliche Abweichung zwischen Emissions- und Immissionsdaten ergibt sich hier nur bei der Pendlerroute mit der langsamsten Durchschnittsgeschwindigkeit.

Vergleich der Messungen in Delft und in Frankfurt/M.

Generell zeigt sich, daß in den Mittelwerten und den niedrigen Perzentilen die CO- und NO-Werte in Delft etwa um den Faktor 2 niedriger liegen als in Frankfurt. Bei den Höchstwerten zeigt sich eine deutliche Konvergenz. So lag der höchste 30-Min. Mittelwert für die Komponenten CO und NO in Delft bei 41 mg/m³ und 2,2 mg/m³. Die korrespondierenden Werte für Frankfurt liegen bei 41 und 2,1 mg/m³. Hierin scheint sich ein genereller Unterschied in den meteorologischen Randbedingungen ableiten zu lassen. Dies ist allerdings zunächst nur eine Plausibilitätsbetrachtung, die durch Einbeziehung der tatsächlichen Wetterbedingungen während der Messungen bestätigt werden müßte.

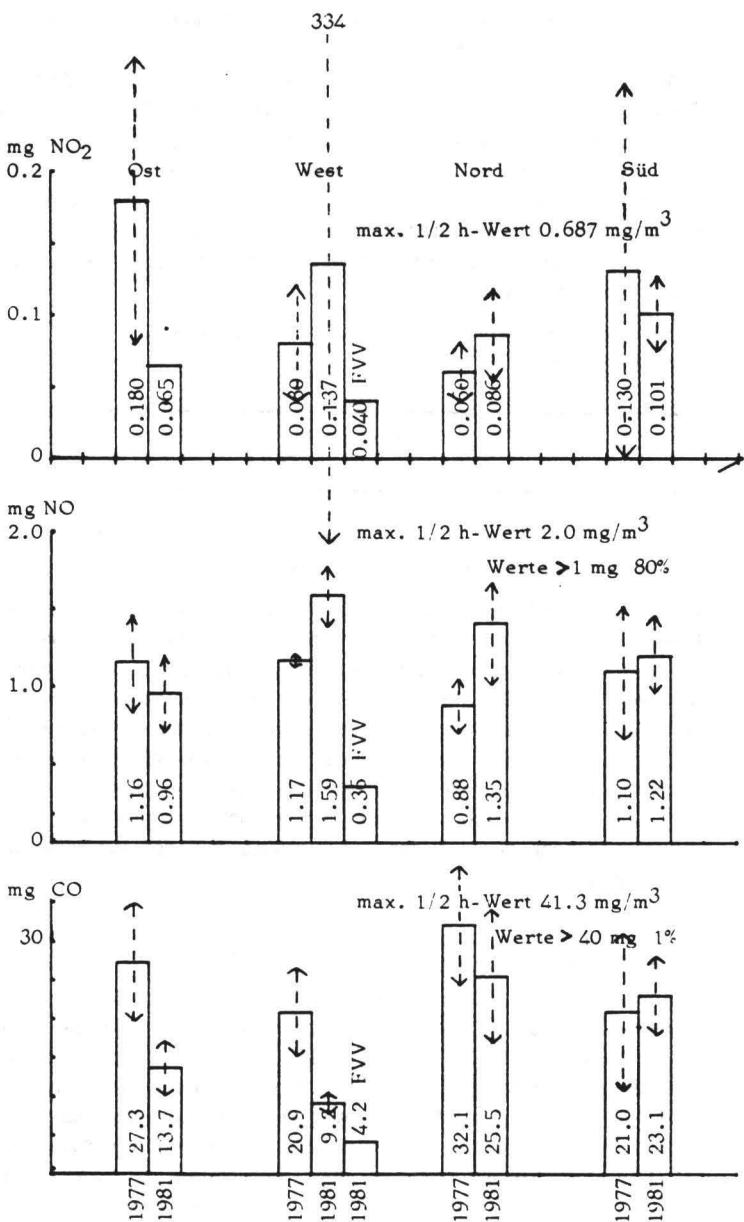
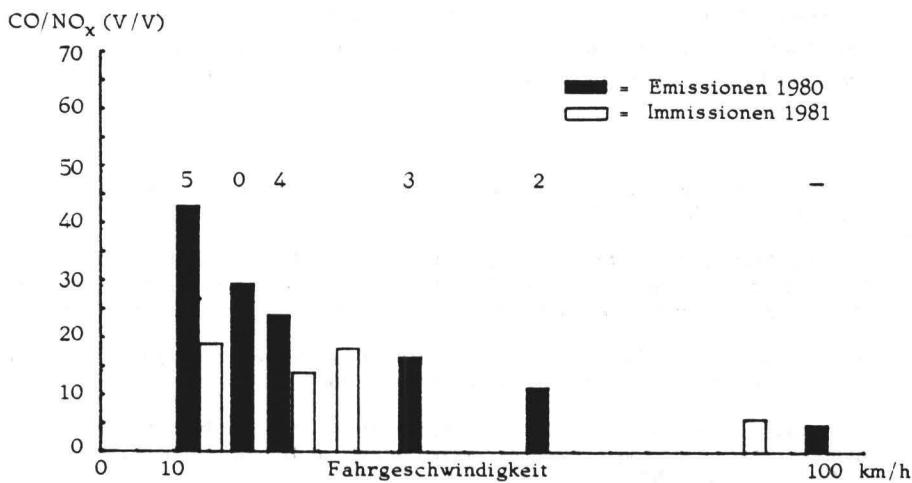
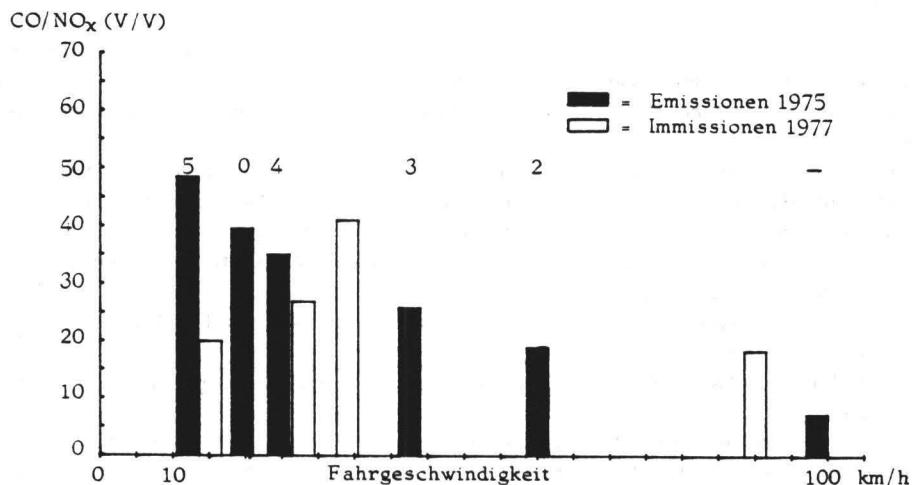


Abb. 1: Messungen im fließenden Verkehr (1977; 1981; 6.30 - 9.00 Uhr)
Meßort Frankfurt/M.



Fahrmodus:	13.5	-	5
	19.5	-	0
	26	-	4
	42.5	-	3
	60	-	2
	100	-	-

Abb. 2: CO-/NO_x-Emissions-, Immissionsverhältnisse
1975/77 - 1980/81

Schlußfolgerungen

Es kann festgestellt werden, daß die Kfz-Insassen nahezu regelmäßig einer hohen synchronen Belastung von CO, NO, NO₂, Benzol und Toluol ausgesetzt sind. Diese Belastung stellt einen wesentlichen Anteil an der täglichen Gesamtbelastung dar.

Die gemessenen Gehalte an CO, NO, Benzol und Toluol entsprechen den Konzentrationsniveaus auf der jeweiligen Fahrtstrecke. Für NO₂ scheint die großräumige Hintergrundkonzentration von wesentlicher Bedeutung zu sein. In einigen Fällen konnte ein Einfluß des eigenen Wagens festgestellt werden (Abgas- und Benzinverdunstung!).

Der MIK-Richtwert für NO wird in Delft gelegentlich, in Frankfurt zu mehr als 80 % überschritten.

Der MIK-Richtwert für NO₂ wird in Frankfurt und Delft gelegentlich überschritten.

Für die Komponente CO wurden keine Überschreitungen festgestellt, wobei die Messungen in Frankfurt wesentlich häufiger in der Nähe des Grenzwertes lagen als in Delft.

Für Benzol sind die Grenz- bzw. Richtwerte z. Z. in der Diskussion. Die gemessenen Konzentrationen müssen aber wegen der toxischen und insbesondere karzinogenen Wirkung als bedenklich bezeichnet werden. Von besonderer Bedeutung ist auch das gleichzeitige Auftreten relativ hoher CO, NO, NO₂, Benzol- und Toluolwerte im Hinblick auf mögliche synergistische Wirkungen.

Literatur

1. Rudolf, W.: Belastung der Kfz-Insassen durch Automobilgase, Staub- Reinh. Luft 40 (1980) S. 485-490.
2. Willey, M.A., C.S. Mc Cammon, Jr., und L.J. Doemeny. A solid sorbent personal sampling method for the simultaneous collection of nitrogen dioxide and nitric oxide in air, Am. Ind. Hyg. Assoc. J. 34 (1977) S. 358.
3. Saltzman, B.E.: Colorimetric microdetermination of nitrogen dioxide in the atmosphere. Anal. Chem. 26 (1954) S. 1949.
4. Levaggi, D.A., W. Siu und M. Feldstein: A new method for measuring average 24-hour nitrogen dioxide concentrations in the atmosphere. J.A.P.C.A. 23 (1973) S. 30.
5. VDI 3482 Blatt 4 (Entwurf): Messen gasförmiger Immissionen. Gaschromatografische Bestimmung organischer Verbindungen mit Kapillar-Säule. Probennahme durch Anreicherung an Aktivkohle (1979).
6. Umweltbundesamt: Das Emissionsverhalten von Personenkraftwagen in der Bundesrepublik Deutschland im Bezugsjahr 1975 - Bericht 3/78.

Anschrift des Verfassers:
Dr.W.A.M. den Tonkelaar

Instituut voor Milieuhygiëne en Gezondheidstechniek TNO,
Schoemakerstraat 97, NL - 2600 AE Delft

Anschrift des Verfassers:
230 Dipl.-Met.W. Rudolf

Pilotstation des Umweltbundesamtes,
Feldbergstr. 45, D - 6000 Frankfurt/M.

Luftqualität in Innenräumen

Hrgb. K. Aurand, B. Seifert und J. Wegner
Gustav Fischer Verlag, Stuttgart-New York 1982

Diskussionen zu den Vorträgen Ulbrich, Prescher, Boleij et al., Florey et al., den Tonkelaar/Rudolf

Schlipkötter, Düsseldorf:

Vielen Dank an Herrn den Tonkelaar und Herrn Rudolf für diese sehr interessante Darlegung ihrer Messungen. Es ist eigentlich sehr schade, daß dieses hochinteressante Thema heute Nachmittag unter einem gewissen Zeitdruck abgehandelt werden mußte und man nach 8 1/2 Stunden nur noch schwer so diskutieren kann, wie es eigentlich nötig wäre.

Stichler, Stuttgart:

Es ist doch wohl von entscheidendem Einfluß, welches Heizungs- bzw. Lüftungssystem das Kraftfahrzeug aufweist. Wenn man sich vorstellt, daß man einen frontgetriebenen, luftgekühlten Wagen fährt, z. B. einen 2 CV von Citroën, und im Stau zum Stehen kommt, dann ist die Luftansaugestelle des eigenen Pkw direkt in der Höhe des Auspuffs des Vordermannes. Im Stand läuft der Ventilator immer mit, d.h. eine gewisse Luftmenge wird immer in das Fahrzeug hereinbefördert, und wenn Sie das Fenster öffnen, steigt diese Luftmenge noch an. So wäre zu erklären, daß dann die Schadstoffkonzentration im Wageninnern ansteigt. Bei einem Wagen, der wassergekühlt ist und dessen Heizungsventilator nicht eingeschaltet ist, gelangt im Stand praktisch keine nennenswerte Menge Außenluft in den Wagen, insofern könnten sich hier doch erhebliche Konzentrationsunterschiede einfach aus dem Wagentyp und aus dem Heizungs- und Lüftungstyp ergeben.

Rudolf, Frankfurt:

Der 2 CV von Citroën ist ein Extrembeispiel und eine der ganz wenigen Fahrzeuge, die noch ganz unten und ganz vorne quasi am Auspuff des Vordermannes ansaugen. Natürlich macht das Einschalten der Lüftung etwas aus, aber bei unseren anderen mobilen Messungen, die ich jetzt nicht vorstellen konnte, hat sich eigentlich gezeigt, daß der Mittelwert relativ der gleiche bleibt und nicht nur die Konzentrationsspitzen, sondern auch die Konzentrationsminima abgeschritten werden.

Stichler, Stuttgart:

Darf ich hier noch einmal einhaken. Ich finde das Beispiel des 2 CV nicht ganz so abseitig. Die ganze Mittelklasse von Citroën ist nach demselben Prinzip konstruiert, der kleine DAF übrigens auch. Also, so selten sind diese Wagen nicht, und sie werden sehr viel in der Stadt gefahren. Zum anderen ist doch aus der allgemeinen Hygiene bekannt, daß z.B. die CO-Konzentration ungefähr in 20 cm über dem Boden am höchsten ist, und genau dort liegt die Lufteintrittsstelle bei diesen Wagen.

den Tonkelaar, Delft:

Wir verwenden bei unseren Untersuchungen zwei Citroën-Fahrzeuge, die keine höhere CO-Konzentration ergeben als die anderen Wagen.

Egerer, München:

Ihre quantitativen Messungen bestätigen die von vielen Autofahrern geäußerte subjektive Empfindung von schlechter Luft im Auto. Die alte VDI-Richtlinie über die Lüftung in Kraftfahrzeugen müßte als Konsequenz unbedingt ge-

ändert werden. Ich habe früher damit die Staubbelastung verringert, indem ich am Ansaugslitz Filtermaterial angebracht habe, es stellt sich aber die Frage, ob man die anderen Stoffe mit Filtern in den Griff bekommen könnte. Ein Fahrzeug der Zukunft müßte so etwas berücksichtigen.

Schlipkötter, Düsseldorf:

Ich habe eine Frage an die Herren Prescher und Boleij und Rudolf. Hat einer von Ihnen COHb-Messungen gemacht von den Personen, die entweder im Kraftfahrzeug fahren oder kochen oder sich duschen? Der beste Indikator ist doch zweifellos das COHb, wenn man die Belastung wirklich messen will. Auch gerade im Hinblick auf die Fragebögen, die sie eingesetzt haben, wäre es sinnvoll, wenn Sie die Belastung des Menschen direkt kennen und das geht nur über COHb.

den Tonkelaar, Delft:

Wir haben wenige Messungen gemacht, nur ungefähr in zehn Fällen, und wir haben Gehalte gefunden ungefähr zwischen 3 und 7 % Carboxyhämoglobin. Aber die Zahl der Messungen war so niedrig, daß ich sie nicht erwähnt habe, da sie nicht repräsentativ waren.

Schlipkötter, Düsseldorf:

Das waren aber Raucher?

den Tonkelaar, Delft:

Das waren keine Raucher.

Rudolf, Frankfurt:

In Zusammenarbeit mit Ihrem Institut ist ja der Testversuch mit einer Probandin gelaufen, die mit dem relativ hohen endogenen Pegel von 1,1 % COHb in den Versuch ging und dann nach einer einstündigen Fahrt mit 20-22 ppm CO einen Wert von 1,4 % COHb hatte, was eigentlich ganz gut auf der COHb-Kurve der WHO liegt.

Schlipkötter, Düsseldorf:

Das war aber nur ein einziger Fall.

Seifer, Berlin:

Trotz der spektakulären Benzolkonzentrationen im Kraftfahrzeug möchte ich auf die Küchen zurückkommen und das NO₂ und möchte an Herrn Florey eine Frage stellen: Soweit ich das sehe, ist niemand mehr hier von den Herren der deutschen Gasindustrie, mit denen wir schon einmal ein Vorgespräch hatten. Es wäre interessant gewesen, mit ihnen jetzt noch einmal die Ergebnisse aus England zu diskutieren, aber es ist wohl niemand mehr da? Die Frage: Have you ever discussed your results with people from the British Gas Corporation?

Florey, London:

Briefly: Yes. We were coached after we had made our first publication in the British Medical Journal in 1977. The British Gas Corporation thought in fact that the news might depress the sale of their gas cookers and even within nationalized industries there is competition. However, there does not seem to be much alteration in the sale of gas cookers.

Wagner, Berlin:

I have a question regarding the selection of the children. Why did you take children that went to school aged between 6 and 7 or 6 and 11. They spend

a lot of time outdoors whereas if you take younger children they tend to be more at home and they reflect much better the concentration and the exposure within the home. Have these children been more susceptible to infection diseases or is there any other reason for your selection? What was the outdoor situation in the area that you selected for your indoor pollution study?

Florey, London:

We chose the age-range 6 to 11, or rather it was 5 to 11, in the national study, because the national study was for a different purpose: it was a study of growth in primary school children. By the time we got to the study we were down to five years of age and they were the youngest we would get; we would suspect them to be more susceptible than the older children and there is plenty of data to show that respiratory illness declines if children get older. We knew exactly how many children there should be just by going to the schools and getting the class lists.

If you want to go below school-age you cannot get even a reasonable sampling frame because there isn't one at least in the U.K. There is no way of determining children under the age of five. However, what we are doing now is starting right to the bottom-end. We are defining our population as those children born over a period of time and we are going to follow them for a year to see if there is any difference between those children born in the gas-cooking homes and those from electric-cooking homes. Your point is well taken and we are trying to deal with it.

As concerns the outside NO_2 levels, Middlesbrough is a big industrial area, but there has been a lot done there to reduce the outside concentrations of a variety of pollutants. The NO_2 levels range from 14 to 24 ppb, and the SO_2 level was about $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$ with the smoke levels being of the same order, between 20 and $30 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

Leupen, Delft:

Did you take into account the quality of housing?

Florey, London:

We tried as best one can in epidemiological studies to control these sort of things. The area that we chose in Middlesbrough was almost completely made of local government housing and the use of gas and electricity within them was marginally associated with social class of the people which were all manual workers of one sort or another. We tried to control these strong interfering factors as much as we could. The designs of the houses were quite similar from one to the other although their ages differed somewhat.



Luftqualität in Innenräumen

Hrgb. K. Aurand, B. Seifert und J. Wegner
Gustav Fischer Verlag, Stuttgart-New York 1982

Modellversuche zum Übergang von Schadstoffen aus Anstrichen in die Luft

Modelling the Transfer of Pollutants from Painted Surfaces to the Surrounding Air

B. Zimmerli

Summary

As dried paintings may emit pollutants into indoor air by evaporation or sublimation processes, men living in such rooms may incorporate a certain amount of these substances via the respiratory tract or via the skin according to the pollutant concentration. Furthermore, foodstuff and feeds may as well adsorb such substances. The chronic toxicity of the single compound and its daily uptake by man determine the risk of a possible danger to human health. For the toxicological evaluation of pollutants emanating from paints it is necessary that procedures are available to estimate the maximum indoor air concentration of these pollutants.

Model experiments are described and equations are given for the calculation of the equilibrium concentration of pollutants occurring in indoor air after the application of paints. The validity of the equations has been ascertained taking as examples different fungicides and pesticides. The concentration values from model experiments were in good agreement with the results of field measurements.

1. Einleitung

Obwohl sich der moderne Mensch die größte Zeit seines Lebens im Innern von Gebäuden aufhält, ist das Vorkommen von Schadstoffen in der Raumluft

und die dadurch mögliche Gefährdung der menschlichen Gesundheit bis jetzt, mit gewissen Ausnahmen (z.B. CO, CO₂, CH₂O, Passivrauchen), noch relativ wenig untersucht worden. Daß in trockenen Anstrichen enthaltene Schadstoffe infolge Verdampfung oder Sublimation in die Luft von Innenräumen gelangen können, ist jedoch seit längerer Zeit bekannt (1 - 3). Daß über die Raumluft auch Lebensmittel mit Schadstoffen kontaminiert werden können, ist ebenfalls seit einiger Zeit bekannt (4 - 6). Auch konnte zum Beispiel gezeigt werden, daß die Dieldrinkonzentration in der Luft von landwirtschaftlichen Gebäuden, die vor einiger Zeit mit dieldrinhaltigen Holzschutzmitteln behandelt worden waren, von der mittleren Tagestemperatur abhängt (7). Vier Jahre nach der Holzbehandlung lagen die Dieldringehalte im Blut der Landwirte (und ihrer Angehörigen) im Bereich von 1-45 µg/kg (Zentralwert 10 µg/kg, 14 Proben), d.h. im Mittel etwa 10mal höher als bei der Durchschnittsbevölkerung (15).

In neuerer Zeit wurden diesbezügliche Untersuchungen im Zusammenhang mit der Verwendung von Pentachlorphenol im Holzschutz vor allem in Deutschland durchgeführt (8 - 11). Modellhafte Studien zum Übergang von Schadstoffen aus Anstrichen in die Luft von Innenräumen liegen auch für folgende Stoffe vor: Chlorothalonil (12), Endosulfan (13), Bis-(tri-n-butylzinn)-oxid (14, 15), Lindan (16) und Dieldrin (16).

In der Schweiz wurden 1977 rund 88.600 t Lacke und Farben (14,2 kg pro Kopf der Bevölkerung) verbraucht (17). Schätzungsweise 50% davon sind wässrige Anstrichstoffe, die stets ein Konservierungsmittel enthalten. Über den jährlichen Verbrauch an Holzschutzmitteln sind keine Zahlen verfügbar, er dürfte mindestens etliche hundert Tonnen betragen. Ein sehr großer Teil dieser Anstrichmittel findet in Innenräumen Verwendung.

Menschen, die sich in mit Anstrichmitteln behandelten Räumen aufhalten, werden via Respirationstrakt und möglicherweise auch durch die Haut (10) eine von der Konzentration in der Luft abhängige Menge gewisser in den Anstrichmitteln enthaltener Stoffe aufnehmen. Durch lagernde Lebensmittel wird, ebenfalls abhängig von der Konzentration in der Luft, eine gewisse Menge dieser Stoffe sorbiert. Die chronische Toxizität des jeweiligen Stoffes und die täglich via Luft und Lebensmittel total aufgenommene Menge bestimmen das Risiko einer Gefährdung der menschlichen Gesundheit. Es ist daher dringend nötig, daß die in Anstrichmitteln enthaltenen Stoffe bezüglich einer Gesundheitsgefährdung in gleicher Art wie z.B. Kunststoffverpackungen oder Wirkstoffe in Pflanzen- und Vorratsschutzmitteln beurteilt werden. Den dafür zuständigen Stellen müssen daher Verfahren verfügbar sein, die es gestatten, die sich in der Luft der zu behandelnden Räume einstellende maximale Schadstoffkonzentration im voraus abzuschätzen. Ebenso ist es von Interesse, die Parameter zu kennen, welche diese Konzentrationen maßgeblich beeinflussen.

2. Sättigungs-, Gleichgewichts- und stationäre Konzentration

In einem hypothetischen Raum ohne Luftaustausch wird sich nach einer gewissen Zeit ein Gleichgewicht zwischen der Wirkstoffkonzentration im Anstrich und in der Luft einstellen, was experimentell in einem Modellversuch gezeigt werden konnte (34). Diese Gleichgewichtskonzentration c^* ist kleiner oder höchstens gleich der Sättigungskonzentration c^0 , die sich aus dem Dampfdruck der Reinsubstanz berechnen lässt (Gleichung I). Die Sättigungskonzentration c^0 würde sich in einem derartigen Raum dann einstellen, wenn im Raum eine genügende Menge des reinen Wirkstoffes vorhanden wäre.

$$(I) \quad c^0 = \frac{p \cdot M}{R \cdot T} \cdot 10^{12}$$

c^0 = Sättigungskonzentration ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)

p = Dampfdruck bei der Temperatur T (mmHg)

T = thermodynamische Temperatur (K)

M = molare Masse (g/mol)

R = universelle molare Gaskonstante
(= 62361 $\text{cm}^3 \text{ mmHg}/\text{mol} \cdot \text{K}$)

Die Gleichgewichtskonzentration c^* wird bestimmt durch: Konzentration des Wirkstoffs im Anstrich, Wechselwirkungen zwischen Wirkstoff und Anstrichbestandteilen, Alter des Anstrichs, Temperatur, Anstrichuntergrund und eventuell Luftfeuchtigkeit (behandeltes Holz). In konkreten Räumen, die auch ohne künstliche Lüftung stets eine gewisse Lufterneuerungsrate aufweisen, wird die mittlere stationäre Wirkstoffkonzentration c in der Luft stets kleiner oder höchstens gleich groß der Gleichgewichtskonzentration c^* sein.

Für in der Luft eines mit einem Anstrich versehenen Raumes muß zu jedem Zeitpunkt gelten:

$$(II) \quad c^0 > c^* \geq c$$

c^0 = Sättigungskonzentration ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)

c^* = Gleichgewichtskonzentration ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)

c = stationäre Konzentration in der Raumluft ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)

Die Kenntnis der Dampfdrücke der reinen Wirkstoffe kann in gewissen Fällen bereits zu deren gesundheitlichen Beurteilung ausreichend sein. Da aber über den Zusammenhang zwischen c^0 und c^* zur Zeit keine sichere Voraussage möglich ist (vgl. Tabelle 1), kann auf die experimentelle Ermittlung von c^* (vgl. Abschnitt 8 und 9) und eventuell in Spezialfällen von c nicht in jedem Fall verzichtet werden.

Tabelle 1: Verhältnis von Sättigungs- (c^0) und Gleichgewichtskonzentration (c^*) für verschiedene Wirkstoffe bei 20 °C
 (Alter der Anstriche 10 - 20 d)

Wirkstoff	Anstrichmaterial	Wirkstoffanteil am Feststoffgehalt (%)	Anstrich- untergrund	c^0/c^*
Bis-(tri-n-butyl-zinn)-oxid	Dispersion (Vinyl-acetat)	0,9	Glas	5,6 (21,5) ¹⁾
Chlorothalonil	Dispersion (Vinyl-acetat, -chlorid, Acrylat), 200 g/m ²	1,6	Glas	1,5
Dichlofluanid	Alkydharz, 100 g/m ²	5,6	Putz	1,4
Dieldrin	Alkydharz, 70 g/m ²	4,6		1,0
α -Endosulfan	Alkydharz, 70 g/m ²	2,2	Föhrensplintholz	10,2 ²⁾
Furmecyclox	Alkydharz, 100 g/m ²	22,2		9,8 ²⁾
Lindan	Alkydharz, 70 g/m ²	4,6		5,5
Pentachlorphenol	Dispersion (Vinyl-acetat, -chlorid), 200 g/m ²	1,6	Glas	12,3 ²⁾
Pentachlorphenol	Alkydharz 70 g/m ²	19,5	Glas	56
Propoxur	Alkydharz, 100 g/m ²	5,6	Föhrensplintholz	1,7
				1,6

¹⁾ Wert in Klammern: Proben vor der zweiten Messung 390 Tage luftdicht verschlossen

²⁾ Proben vor der Messung etwa 550 Tage luftdicht verschlossen

3. Dampfdruck reiner Wirkstoffe

Wie erwähnt entspricht die aus dem Dampfdruck p berechenbare Sättigungs-konzentration c^0 der bei einer bestimmten Temperatur theoretisch maximal möglichen Wirkstoffkonzentration in der Luft eines mit dem betreffenden Wirkstoff behandelten Raumes. Bei der Durchsicht der Literatur muß leider festgestellt werden, daß für gewisse Stoffe, je nach Bestimmungsverfahren und/oder Autor, um Größenordnungen von einander abweichende Dampfdruckwerte angegeben werden (18 - 20). Zudem wurden die entsprechenden Messungen sehr oft bei relativ hohen Temperaturen durchgeführt, teilweise oberhalb des Schmelzpunktes der betreffenden Substanz. Die Extrapolation auf Temperaturen unterhalb des Schmelzpunktes ergibt daher, durch die Enthalpiedifferenz $\Delta H_{\text{subl.}} - \Delta H_{\text{verdampf.}}$ bedingt, zu hohe Dampfdruckwerte. Wir führten daher für einige Holzschutzmittelwirkstoffe im interessierenden Temperaturbereich Dampfdruckmessungen nach dem Gassättigungsverfahren (21) durch. Die Resultate, ergänzt durch Literaturangaben, sind in Tabelle 2 zusammengestellt. Die Daten in Tabelle 2 sowie die nachstehend aufgeführten Resultate von Einzelmes-sungen (mit der von uns verwendeten Apparatur) zeigen eine gute Übereinstim-mung mit den in Klammern zugefügten Literaturangaben: Dichlofluanid $9,5 \cdot 10^{-7}$ mmHg ($1 \cdot 10^{-6}$ mmHg nach (22)) bei 20°C und $3,3 \cdot 10^{-5}$ und $3,6 \cdot 10^{-5}$ mmHg ($4 \cdot 10^{-5}$ mmHg nach (22)) bei 45°C ; p,p'-DDT $1,30 \cdot 10^{-7}$ und $1,34 \cdot 10^{-7}$ mmHg ($1,52 \cdot 10^{-7}$ mmHg nach (20)) bei 20°C und $2,97 \cdot 10^{-6}$ und $3,13 \cdot 10^{-6}$ mmHg ($3,32 \cdot 10^{-6}$ mmHg nach (20)) bei 40°C .

4. Stationäre Konzentration in der Raumluft (Modell)

Im einfachsten Fall, wenn die Lüftung den einzigen konzentrationsvermin-dernden Prozeß darstellt, kann die sich in einem stationären Zustand in einem behandelten Raum einstellende Wirkstoffkonzentration c in der Luft mit Glei-chung III beschrieben werden (29 - 32).

$$(III) \quad c = \frac{A \cdot c^*}{A + n \cdot r \cdot V} \quad \begin{aligned} c &= \text{stationäre Wirkstoffkonzentration} \\ &\quad \text{in der Luft } (\mu\text{g/m}^3) \\ c^* &= \text{Gleichgewichtskonzentration } (\mu\text{g/m}^3) \\ A &= \text{Wirkstoffabgebende Fläche } (\text{m}^2) \\ V &= \text{NettoRaumvolumen } (\text{m}^3) \\ n &= \text{Luftwechselrate } (\text{h}^{-1}) \\ r &= \text{Mittlerer Stoffübergangswiderstand } (\text{h/m}) \end{aligned}$$

Tabelle 2: Dampfdrucke und deren Temperaturabhängigkeit einiger insektizider und fungizider Wirkstoffe¹⁾

Wirkstoff	Temperatur- bereich der Messungen (°C)	A	B	$\Delta H^2)$ (kcal/mol)	Dampfdruck bei 20 °C (mmHg)	Sättigungs- Konzentration bei 20 °C ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	Liter- atur
Lindan	20 - 40	12,28 ± 0,44	4934 ± 133	22,6 ± 0,6	$2,8 \cdot 10^{-5}$	448	
Lindan	20 - 40	13,544	5288	24,17	$3,2 \cdot 10^{-5}$	510	(23)
Pentachlor- phenol	20 - 50	13,17 ± 0,49	5273 ± 150	24,1 ± 0,7	$1,5 \cdot 10^{-5}$	222	
Chlorothalonil	33 - 60	13,12 ± 0,36	5809 ± 144	26,6 ± 0,5	$2,0 \cdot 10^{-7}$	3	
Chlorothalonil	25 - 45	13,73	5918	27,1	$3,5 \cdot 10^{-7}$	5	(28)
Dieldrin	20 - 40	12,07	5178	23,6	$2,6 \cdot 10^{-6}$	53	(24)
p,p'-DDT	20 - 40	14,24	6176	28,26	$1,5 \cdot 10^{-7}$	3	(20)
Thiram	60 - 120	8,83	4415	20,2	$5,9 \cdot 10^{-7}$	8	(25)
Ethyl- Parathion	25 - 45	12,66	5274	24,1	$4,7 \cdot 10^{-6}$	74	(26)
Methyl- Parathion	unterhalb 35,3 (Fp.)	14,37	5700	26,1	$8,4 \cdot 10^{-6}$	122	(26)
Methyl- Parathion	oberhalb 35,3 (Fp.)	10,61	4543	20,8	$(1,3 \cdot 10^{-5})$	(187)	(26)
Hexachlorbenzol	15 - 45	12,94	5279	24,2	$8,6 \cdot 10^{-6}$	133	(27)

1) Darstellung $\log p = A - B/T$; p = Dampfdruck (mmHg);
 T = Thermodynamische Temperatur (K); ± 95 %-Vertrauensbereich

2) ΔH = Sublimations- oder Verdampfungsenthalpie = $4,575 \cdot B$ (cal/mol/K).

Angenommen wird dabei, daß die Raumluft stets homogen durchmischt ist, daß der Luftwechsel kontinuierlich ist, daß die Wirkstoffkonzentration in der Außenluft Null beträgt, daß alle übrigen Parameter (Wirkstoffkonzentration im Anstrich, Temperatur usw.) während der Beobachtungsperiode konstant sind und daß A nur durch die geometrische Abmessung der wirkstoffabgebenden Fläche bestimmt ist. Zudem wird nur derjenige Zeitraum betrachtet, in dem die im Raum vorhandenen Einrichtungsgegenstände sowie die nicht behandelten Wände bereits mit dem Wirkstoff gesättigt sind. Diese Wirkstoffdepots spielen für die Konzentration in der Luft nur dann eine Rolle, wenn die Wirkstoffquelle entfernt und der zeitliche Verlauf der Wirkstoffabnahme in der Luft untersucht werden soll. Wie im Fall von Raumluftbehandlungen mit DDVP gezeigt wurde (37), läßt sich infolge dieser Wirkstoffdepots die Konzentrationsabnahme nicht mehr als einfache Exponentialfunktion ($c(t) = c(t=0)e^{-nt}$; t = Zeit) darstellen. Daß verschiedene Materialien gewisse Wirkstoffe sorbieren und in die Luft abgeben können, ist bekannt (4, 8, 30, 39). Dieser Effekt kann auch die beobachtete (30) sehr rasche Einstellung der Konzentration in der Luft eines mit einem schadstoffhaltigen Anstrich versehenen Raumes nach einer speziellen Lüftung (z.B. Durchzug) erklären.

Auch in den Räumen, die keine künstliche Ventilation besitzen, herrscht stets ein natürlicher Luftaustausch. Die entsprechenden Luftwechselraten n können, je nach Raumkonstruktion, Windverhältnissen und den Gewohnheiten der Raumbenutzer, im Bereich $< 0,1 \text{ h}^{-1}$ (geschlossene Kellerräume) bis $2-5 \text{ h}^{-1}$ (z.B. Wohnraum im Sommer, Estrich) liegen. Die bei geschlossenen Türen und Fenstern häufig vorkommenden mittleren Luftwechselraten betragen $0,3-0,8 \text{ h}^{-1}$ (vgl. in (30) aufgeführte Literatur).

5. Mittlerer Stoffübergangswiderstand

Den Stoffübergangswiderstand r kann man sich aus zwei Anteilen zusammengesetzt vorstellen: Einem durch die Gasphase (r_g) und formal einem durch den Anstrichfilm (r_s) bedingten (30):

(IV)

$$r = r_g + r_s$$

In der Nähe der wirkstoffabgebenden Fläche existiert eine ruhende Luftsicht (laminare Grenzschicht), durch welche die Wirkstoffmoleküle nur durch molekulare Diffusion gelangen können. In einfachen Fällen läßt sich der durch diese Grenzschicht bedingte mittlere Stoffübergangswiderstand r_g berechnen (29, 30, 33, 51). Er ist unter anderem abhängig vom Diffusionskoeffizienten des Wirkstoffs in der Luft (vgl. Tabelle 9) sowie von der kinematischen Viskosität der

Luft. Werden für diese beiden Parameter mittlere Werte verwendet ($0,05 \text{ cm}^2/\text{s}$ bzw. $0,166 \text{ cm}^2/\text{s}$ bei 20°C), so ergibt sich aus der Grundgleichung, falls eine ebene Platte horizontal von Luft angeströmt wird, folgende Formel:

$$(V) \quad r_g \approx 13,71 \cdot x^{1/2} \cdot u^{-1/2}$$

r_g = durch laminare Grenzschicht bedingter mittlerer Stoffübergangswiderstand (h/m)

x = Länge der Platte (m)

u = Luftgeschwindigkeit (m/h)

In Tabelle 3 sind einige mit Formel V berechnete Zahlenwerte für r_g mit praktischer Bedeutung (30, 38) in Abhängigkeit von x und u aufgeführt.

Tabelle 3: Zahlenwerte für den Stoffübergangswiderstand durch die Gasphase, r_g (h/m), in Abhängigkeit von der Plattenlänge x und der Luftgeschwindigkeit u

Plattenlänge x (m)	Luftgeschwindigkeit u (m/h)					
	18	36	72	180	360	720
0,1	1,02	0,72	0,51	0,32	0,23	0,16
0,5	2,29	1,61	1,14	0,72	0,51	0,36
1,0	3,23	2,27	1,61	1,02	0,72	0,51
5,0	7,23	5,00	3,57	2,27	1,61	1,14
10,0	10,22	7,14	5,00	3,23	2,27	1,61

Handelt es sich um eine runde Platte mit dem Radius R , ergibt sich mit den gleichen Annahmen für den Diffusionskoeffizienten und die kinematische Viskosität für r_g : $16,93 R^{1/2} u^{-1/2}$ (51). Untersuchungen mit Passivsammichern (mit Paraffinöl imprägnierte Rundfilter) zeigten allerdings für r_g eher eine Proportionalität zu $R^{1/4} u^{-1/4}$ (38).

Die in geschlossenen Räumen vorkommenden Luftbewegungen in Wandnähe werden vorwiegend durch die thermischen Verhältnisse des Raumes, dessen Möblierung sowie durch das Verhalten der Benutzer bestimmt und dürften im Bereich von $< 18 \text{ m}/\text{h}$ (38) bis $720 \text{ m}/\text{h}$ liegen (vgl. in (30) aufgeführte Literatur). Bei Lufttemperaturen von 20°C werden beispielsweise Luftgeschwindigkeiten von bis zu $430 \text{ m}/\text{h}$ noch als behaglich empfunden.

Fällt der durch den Anstrichfilm bedingte Stoffübergangswiderstand nicht ins Gewicht, was auch bei gealterten Anstrichen zutreffen kann (34), so ergibt sich aus den Beziehungen III und V, daß die stationäre Wirkstoffkonzentration in der Luft großflächig behandelter Räume mit geringen Luftwechselraten großordnungsmäßig vergleichbar mit der Gleichgewichtskonzentration c^* sein muß (30), was auch experimentell gezeigt werden konnte (vgl. Tabelle 4).

Tabelle 4: Aus experimentellen Daten ermittelte Werte für den Stoffübergangswiderstand r (A = behandelte Fläche, V = Raumvolumen, n = Luftwechselzahl, c^* = Gleichgewichts-Konzentration, c = Wirkstoff-Konzentration in der Luft)

Wirkstoff	Art des Anstrichs, Untergrund	A/V (m^{-1})	n (h^{-1})	c^* ¹⁾ ($\mu\text{g}/m^3$)	c ($\mu\text{g}/m^3$)	r (h/m)	Literatur
Chlorothalonil	Dispersion; Putz	1,2	0,1	1,9	1,5	3,2	(12)
Pentachlorphenol	Alkydharz; Tannenholztäfelung	1,0	0,4	17	4,7	6,5	(15, 30)
Endosulfan	Alkydharz; Tannenholz	1,8	0,2 ²⁾	10	8,5	1,6	(13)
Bis-(tri-n-butylzinn)-oxid	Dispersion; Beton, Putz (nach 25 Tagen)	1,3	0,1 ²⁾	47 ³⁾	28 ⁴⁾	8,8	(15)
Bis-(tri-n-butylzinn)-oxid	Dispersion; Beton, Putz nach 410 Tagen	1,3	0,1 ²⁾	13 ³⁾	8,4 ⁴⁾	7,1	(15)

1) Aus Modellversuchen mit dem konvektionsfreien Diffusionssystem (vgl. Abschnitt 9)

2) Angenommener Wert

3) Untergrund Glas

4) Mit Passivsammlern gemessen (vgl. Tabelle 7)

Die Gleichgewichtskonzentration c^* ist folglich für die gesundheitliche Beurteilung (maximale Exposition) von in Anstrichmitteln enthaltenen Stoffen ein sehr gut geeigneter Parameter.

Ein Einfluß des durch den Anstrichfilm bedingten Stoffübergangswiderstandes r_s muß dann berücksichtigt werden, wenn die wirkstoffabgebende Fläche relativ klein und die in ihrer Nähe herrschenden Luftgeschwindigkeiten relativ groß sind, d.h. bei kleinen Werten für r_g . Die Wirkstoffkonzentration in der äußersten Schicht des Anstrichfilms vermindert sich unter solchen Bedingungen (z.B. bei Untersuchungen kleiner Objekte im Windkanal) rasch, und der totale Stoffübergangswiderstand wird nun vorwiegend durch die Wirkstoffdiffusion aus dem Anstrichfilm an die Oberfläche bedingt.

Diesen Effekten ist auch dann die nötige Beachtung zu schenken, wenn dynamische Modellversuche durchgeführt werden (z.B. 31, 35). Statische Verfahren, wie das konvektionsfreie Diffusionssystem (34) oder die "Exsikkator-Methode" (z.B. 36), bei denen wirklich Gleichgewichtszustände erfaßt werden, sind daher den dynamischen Verfahren, mit denen versucht wird, die Praxis zu simulieren, vorzuziehen.

Es muß erwähnt werden, daß bei konkreten Räumen die Berechnung von r_g nach Gleichung V nur eine Größenordnung ergeben kann, denn eine behandelte Zimmerdecke wird sich bezüglich der Ausbildung einer laminaren Grenzschicht kaum wie eine ebene Platte, die horizontal von Luft angeströmt wird, verhalten. Infolge der in bewohnten Räumen in Wandnähe herrschenden thermischen Verhältnisse sowie der sich durch bewegende Personen erzeugten Luftströmungen (Wirbel) müssen für r_g eher kleinere Werte als die mit Gleichung V berechneten erwartet werden.

In Tabelle 4 sind einige, aus experimentellen Daten (c , c^* , n , A , V) gemäß III berechnete Stoffübergangswiderstände r für verschiedene Versuchsräume zusammengestellt. Während der Konzentrationsmessungen befanden sich in der Regel keine Personen in den Räumen; Fenster und Türen wurden stets geschlossen gehalten. Wird angenommen, daß r_s etwa Null ist, so geht durch Vergleich mit den gemäß V berechneten r_g -Werten (Tabelle 3) hervor, daß bei den untersuchten Räumen ($x \approx 2-8$ m) in Nähe der wirkstoffabgebenden Flächen offenbar nur sehr kleine Luftgeschwindigkeiten herrschten. Daß in nicht benutzten, verschlossenen Räumen nur sehr geringe Luftgeschwindigkeiten auftreten können, geht auch aus Untersuchungen mit Passivsammichern hervor (38).

Bei Untersuchungen zur Abgabe von Formaldehyd durch Spanplatten (Klimakammer) wurde aus den experimentellen Daten (A , V , n , c , c^*) für den totalen Stoffübergangswiderstand r ein Wert von $1,29 \pm 0,14$ h/m berechnet (32); die Luftgeschwindigkeit in der Klimakammer betrug stets 360 m/h. Mittels Formel V berechnet sich für r_g ein Bereich von 1,27 h/m (Annahme: $x = 3,1$ m) bis 180 h/m (Annahme: $x = 6,2$ m), was sehr gut mit dem von den Autoren für r ermittelten Wert übereinstimmt.

6. Einfluß der Temperatur

Die Temperaturabhängigkeit des Dampfdruckes von reinen Stoffen kann mit der Clausius-Clapeyron'schen Gleichung dargestellt werden (vgl. Tabelle 2). Es wurde gezeigt (30), daß diese Gleichung in einem beschränkten Temperaturbereich auch für die Darstellung der Temperaturabhängigkeit der stationären Wirkstoffkonzentration c in der Luft eines behandelten Raumes sowie für die Gleichgewichtskonzentration c^* näherungsweise gilt. Wie aus den Resultaten in Tabelle 5 hervorgeht, sind die entsprechenden Δ -Werte (Sublimations- oder Verdampfungsenthalpie) vergleichbar mit denjenigen der reinen Wirkstoffe. Ähnliche Ergebnisse erhielten auch andere Autoren (24), z.B. mit dem Wirkstoff Dieldrin, dessen ΔH -Werte sich kaum unterschieden, wenn der Wirkstoff als Reinsubstanz oder im Boden adsorbiert vorlag. Für die Umrechnung von c oder c^* von einer Temperatur T_1 auf T_2 kann innerhalb eines begrenzten Temperaturbereichs Beziehung VI verwendet werden:

$$(VI) \quad c_{T_2} \cong c_{T_1} \cdot \frac{T_1}{T_2} \cdot \exp\left(\frac{\Delta H}{R} \cdot \frac{T_2 - T_1}{T_1 + T_2}\right)$$

T = thermodynamische Temperatur (K)

R = universelle molare Gaskonstante ($= 1,987 \text{ cal/mol/K}$)

ΔH = molare Sublimations- oder Verdampfungsenthalpie des reinen Wirkstoffs (cal/mol)

In der Praxis bedeutet dies, daß sich die Wirkstoffkonzentration in der Luft eines behandelten Raumes um einen Faktor 3 - 7 erhöht, wenn die Temperatur von 15°C auf 25°C ansteigt ($\Delta H \approx 19 - 31 \text{ kcal/mol}$).

7. Änderung der Konzentration in der Raumluft als Funktion der Zeit

Nach der Behandlung eines Raumes, z.B. Spritzbehandlung, mit einem Holzschutzmittel lassen sich, was auch experimentell gezeigt werden konnte (16), zeitlich folgende Phasen unterscheiden: 1. Aerosol in der Luft (sehr hohe Wirkstoffkonzentration, z.T. wesentlich größer als c^0); 2. Verflüchtigung des Lösungsmittels (geringe Wirkstoffkonzentration in der Luft, da Wirkstoff gelöst vorliegt); 3. Verflüchtigung des an der Holzoberfläche, eventuell in kristallisierter Form, vorhandenen Wirkstoffs (höhere Wirkstoffkonzentration in der Luft als während Phase 2); 4. Abnahme der Wirkstoffkonzentration im Holz (geringe Konzentration in der Luft, da jetzt vermehrt Wechselwirkungen zwischen Holz und Wirkstoff wichtig werden).

Tabelle 5: Aus der Temperaturabhängigkeit der Wirkstoff-Konzentration in der Luft bzw. der Gleichgewichtskonzentration c^* berechnete Werte für Sublimations- oder Verdampfungsenthalpie ΔH

Wirkstoff	Wirkstoff im Anstrichfilm			Reiner Wirkstoff (vgl. Tab. 2)
	Anstrich	System ¹⁾	$\Delta H^2)$ (kcal/mol)	
Bis-(tri-n-butylzinn)-oxid	Dispersion auf Backstein, Beton	P	16,3 ± 4,9 (14)	nicht gemessen
Chlorothalonil	Dispersion auf Verputz	P	25,0 ± 1,5 (12, 15)	26,6 ± 0,5
α -Endosulfan	Alkydharz auf Tannenholz	P	25,8 ± 0,7 (13)	24,2 ³⁾ (34)
Pentachlor-phenol	Alkydharz auf Tannenholz	P	32 ± 19 (10,15)	24,1 ± 0,7
Pentachlor-phenol	Alkydharz auf Glas	M	25,1 ³⁾ (34)	24,1 ± 0,7

1) P : Praxisversuch, Messung der Wirkstoffkonzentration c in der Luft des behandelten Raumes
M : Modellversuch mit konvektionsfreiem Diffusionssystem (vgl. Abschnitt 9), Bestimmung von c^*

2) ± 95 % - Vertrauensbereich; in Klammern Literatur

3) aus Messungen bei zwei Temperaturen berechnet

Das geschilderte Verhalten der Wirkstoffkonzentration in der Raumluft werden nur solche Anstrichmittel zeigen, die keine Bindemittel bzw. schwerflüchtigen Begleitstoffe (z.B. Phthalate) enthalten. Enthält der Anstrich ein Bindemittel (Alkydharz, Polyvinylacetat, etc.), so wird die sich in Phase 3 (eventuell auch 4) einstellende Konzentration in der Luft geringer sein als wenn kein Bindemittel vorliegt. Diese geringere Konzentration wird jedoch über einen sehr viel längeren Zeitraum vorhanden sein, was auch experimentell gezeigt werden konnte (13, 15, 16). Eine relativ rasche Abnahme der Wirkstoffkonzentration in der Luft mit dem Anstrichalter ist dann zu erwarten, wenn der Wirkstoff mit den Anstrichbestandteilen oder dem Untergrund reagiert und dabei Stoffe mit bedeutend tieferen Dampfdrücken gebildet werden oder wenn der Wirkstoff durch äußere Einflüsse abgebaut wird. Beispiele dazu sind: Die Bildung von Pentachlorphenolat bei hohen pH-Werten oder die Reaktion von Bis-(tri-n-butylzinn)-oxid (TBTO) mit CO_2 im Holz unter Bildung von schwer flüchtigem Bis-(tri-n-butylzinn)carbonat (47). Durch Reaktion mit Anstrichbestandteilen können jedoch auch Substanzen entstehen, die leichter flüchtig sind als der ursprüngliche Wirkstoff: Als Beispiel kann die Reaktion von TBTO mit freier Essigsäure in Polyvinylacetat erwähnt werden (48), wobei Tri-n-butylzinnacetat gebildet wird.

Die Konzentration in der Luft wird im einfachsten Fall bestimmt durch die Konzentration des Schadstoffes im Anstrichfilm, welche sich durch den Übergang in die Raumluft und Entfernung via Lüftung sowie Wirkstoffdiffusion in den Untergrund vermindert. Basierend auf dem in Abschnitt 4 erläuterten Modell ergibt sich für die pro Zeit- und Flächeneinheit (wirkstoffabgebende Fläche) aus der Raumluft via Lüftung entfernte Wirkstoffmenge J (Massenstromdichte) folgende Beziehung (stationärer Zustand, c^* im betrachteten Zeitintervall konstant):

$$(VII) \quad J = \frac{n \cdot c^* \cdot V}{A + n \cdot r \cdot V}$$

In Tabelle 6 ist der Einfluß der Luftwechselrate, der im Raum herrschenden Luftgeschwindigkeiten, des gemäß Formel V berechneten mittleren Stoffübergangswiderstandes r_g sowie der wirkstoffabgebenden Fläche A auf die Halbwertszeit (erhalten aus J, Formel VII) dargestellt. Es wurden folgende Annahmen getroffen: $V = 150 \text{ m}^3$; quadratische Flächen $A = 50 \text{ m}^2$ bzw. $0,25 \text{ m}^2$, die mit 5 g/m^2 reinem Pentachlorphenol belegt sind (keine Wechselwirkungen zwischen Untergrund und Wirkstoff, c^* zeitunabhängig); $c^* = c^0 = 222 \mu\text{g/m}^3$ (20°C , vgl. Tabelle 2). Es ist aus Tabelle 6 ersichtlich, daß die derart berechneten Halbwertszeiten nicht so sehr durch die Luftwechselrate n , sondern vor allem durch die im Raum herrschenden Luftgeschwindigkeiten sowie die Größe der behandelten Flächen bestimmt werden.

Tabelle 6: Berechnete Halbwertszeit für reines Pentachlorphenol bei verschiedenen Luftwechselzahlen n (h^{-1}) und zwei angenommenen wirkstoffabgebenden Flächen

Luftgeschwindigkeit (m/h)	(cm/s)	Stoffübergangswiderstand (h/m)				Halbwertszeit (Jahre)					
		n = 0,2		n = 0,5		n = 1,0		n = 2,0			
		50 (m ²)	0,25 (m ²)	50 (m ²)	0,25 (m ²)	50 (m ²)	0,25 (m ²)	50 (m ²)	0,25 (m ²)	50 (m ²)	0,25 (m ²)
720	20	1,36	0,36	3,9	0,5	2,6	0,5	2,2	0,5	2,0	0,5
360	10	1,92	0,51	4,6	0,7	3,3	0,7	2,9	0,7	2,7	0,7
180	5	2,72	0,72	5,6	0,9	4,4	0,9	3,9	0,9	3,7	0,9
36	1	6,08	1,62	10,0	2,1	8,7	2,1	8,3	2,1	8,0	2,1
18	0,5	8,59	2,29	13,2	3,0	11,9	3,0	11,5	3,0	11,3	3,0

Im erwähnten Gedankenexperiment war c^* gleich c^0 und zeitunabhängig d.h. J war unabhängig von der total vorhandenen Wirkstoffmenge. Liegt der Wirkstoff in einem Anstrichfilm vor, so trifft dies nicht mehr zu. c^* wird abhängig von der Wirkstoffkonzentration im Anstrichfilm (34), die mit der Zeit abnimmt. Es läßt sich versuchsweise folgender Verteilungskoeffizient λ definieren:

$$(VIII) \quad \lambda = \frac{c^*}{c_L'} = \frac{\text{Konzentration in der Gasphase}}{\text{mittlere Konzentration im Anstrichfilm}}$$

Die mittlere Konzentration im Anstrichfilm berechnet sich gemäß VIIia:

$$(VIII\ a) \quad c_L' = c_L \cdot s \cdot 10^{10}$$

c_L' = mittlere Konzentration im Anstrichfilm in $\mu\text{g}/\text{m}^3$

c_L = Wirkstoffkonzentration pro Totalfeststoff (Gew.-%)

s = Dichte des Anstrichfilms (g/cm^3)

Wird vereinfachend angenommen, daß λ über den ganzen Konzentrationsbereich konstant ist, was kaum in jedem Fall zutreffen dürfte, und wird nur der Luftwechsel als konzentrationsvermindernder Prozeß berücksichtigt, ergibt sich aus Beziehung VII (durch Integration der entsprechenden Differentialgleichung, Massenbilanz, ohne Berücksichtigung der Wirkstoffdiffusion in den Untergrund sowie etwaiger chemischer Reaktionen im Anstrich oder in der Luft) für die mittlere Wirkstoffkonzentration im Anstrichfilm folgende Zeitabhängigkeit:

$$(IX) \quad c_L' (t) = c_L' (t=0) \cdot \exp - \frac{\lambda \cdot n \cdot V}{d(A + n \cdot r \cdot V)} \cdot t$$

d = Dicke des Anstrichfilms (m)

Für die Halbwertszeit des Wirkstoffs im Anstrichfilm $t_{1/2}$ und somit gemäß VIII auch für c^* wie auch für die stationäre Wirkstoffkonzentration in der Raumluft c (gemäß III) ergibt sich nachstehender Ausdruck:

$$(X) \quad t_{1/2} = 0,693 \cdot \frac{d}{\lambda} \cdot \left(\frac{A}{V \cdot n} + r \right)$$

Es lassen sich zwei Extremfälle unterscheiden:

$$(X a) \quad r \gg \frac{A}{V \cdot n} : \quad t_{1/2} = 0,693 \cdot \frac{d \cdot r}{\lambda} \quad (\text{kleine wirkstoffabgebende Fläche in großem Raum bzw. hohe Luftwechselraten})$$

$$(X b) \quad r \ll \frac{A}{V \cdot n} : \quad t_{1/2} = 0,693 \cdot \frac{d \cdot A}{V \cdot \lambda \cdot n} \quad (\text{großflächig behandelte Räume mit eher hohen Luftgeschwindigkeiten und geringen Luftwechselraten})$$

Es muß darauf hingewiesen werden, daß die abgeleiteten Beziehungen IX und X Modellcharakter haben und lediglich den möglichen funktionellen Zusammenhang zwischen den verschiedenen Parametern aufzeigen sollen. Zum Beispiel gelten diese Beziehungen für Holzschutzmittel mit sehr geringen Bindemittelanteilen sicher nur innerhalb einer kurzen Zeitperiode.

Gegenwärtig liegen zur Abnahme der Wirkstoffkonzentration in der Luft behandelter Räume als Funktion der Zeit noch sehr wenige Untersuchungen vor. Im Hinblick auf die gesundheitliche Beurteilung solcher Wirkstoffe, bei der vor allem die langfristige Belastung des Menschen berücksichtigt werden muß, spielen solche Betrachtungen jedoch eine wichtige Rolle. Den Fragen der Verflüchtigung von Wirkstoffen aus dem Holz und der Eindringtiefe des Wirkstoffs wurden im Zusammenhang mit Wirksamkeitsprüfungen etliche Untersuchungen gewidmet (z.B. 40 - 46), allerdings meist unter Verwendung relativ kleiner Objekte, was die quantitative Übertragung der Ergebnisse auf konkrete Räume nahezu unmöglich macht.

In einem mit einem dieldrinhaltigen Holzschutzmittel (Di-n-butyl-phthalat enthaltend) behandelten Modellraum (16) sank die Dieldrinkonzentration in der Luft innerhalb von 625 Tagen von etwa $75 \mu\text{g}/\text{m}^3$ auf rund $35 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (mittels IX und X geschätzte Halbwertszeit: 1,6 Jahre). In der Luft eines mit einem endosulfanhaltigen Holzschutzmittel (Alkydharz enthaltend) behandelten Raumes (Wände, Decken, Boden) verminderte sich die -Endosulfan-Konzentration innerhalb rund eines Jahres signifikant von $11,8 \mu\text{g}/\text{m}^3$ auf $8,5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (gemäß IX und X geschätzten Halbwertszeit ca. 2 Jahre); die Konzentration des weniger flüchtigen β -Isomeren blieb innerhalb der Messgenauigkeit unverändert (13).

Daß die Wirkstoffkonzentrationen in der Luft behandelter Innenräume nur äußerst langsam abnehmen, zeigen auch die in Tabelle 7 zusammengestellten Resultate (15). Die aufgeführten Zahlenwerte können allerdings nicht für eine hygienische Beurteilung des Einsatzes von Bis-(tri-n-butylzinn)-oxid (TBTO) in Dispersionssfarben herangezogen werden, da in diesem Fall eine absichtlich konstruierte, schlechteste Situation geprüft wurde (die TBTO-Konzentration im Anstrich war z.B. 5mal höher als allgemein üblich). Bis zur zweiten Mess-Serie, 213 Tage nach Anbringung des Anstrichs, wurde der betreffende Kellerraum infolge Geruchsbelästigung, die insgesamt rund ein Jahr andauerte, geheizt ($23 - 28^\circ\text{C}$) und während etwa 6 Monaten gelüftet; in dieser Zeit verminderte sich die TBTO-Konzentration in der Luft um rund einen Faktor 4. Aus den Resultaten (umgerechnet auf 20°C) der folgenden Zeitperiode (213 - 1254 Tage) läßt sich mit den Beziehungen IX und X für die TBTO-Konzentration in der Luft des Raumes, der in dieser Zeit gelegentlich benutzt wurde, eine Halbwertszeit von rund 2,6 Jahren abschätzen.

Tabelle 7: Konzentrationen von Bis-(tri-n-butylzinn)-oxid (TBTO) in der Luft eines Kellerraumes¹⁾

Seit Anstrich vergangene Zeit (d)	Lufttemperatur ($^\circ\text{C}$)	TBTO-Konzentration ²⁾ ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	Temperatur-korrelierte TBTO-Konzentration ³⁾ ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)
25	22 – 23	35,7 (NAA)	28,1
213	23 – 24	10,0 (NAA, GC)	7,2
439	18 – 20	7,6 (NAA)	8,4
963	18	3,9 (NAA, GC)	4,7
1254	17 – 21	3,5 (GC)	3,9
1254	17 – 21	4,2 (GC)	4,7

- 1) Aufgebracht wurde Dispersionssfarbe (0,54 % TBTO; 62 % Totalfeststoffe davon 20 % Polyvinylacetat; $300 \text{ g}/\text{m}^2$; $c_L = 0,9 \text{ Gew.-\%}$) auf Beton-Backstein-Untergrund.
- 2) Ermittelt mit Passivsammeln nach (38); in Klammern analytische Methode: NAA (Neutronenaktivierungsanalyse), GC (Gaschromatographie von Tri-n-butylzinn nach (14)).
- 3) Mit Gleichung VI und $\Delta H = 16,3 \text{ kcal/mol}$ (14) umgerechnet auf 20°C .

8. Übersicht über Modellversuche

Zur Abschätzung der in zu behandelnden Räumen voraussichtlich zu erwartenden Wirkstoffkonzentration in der Luft oder der Gleichgewichtskonzentration c^* sind sowohl dynamische wie statische Verfahren vorgeschlagen worden.

Ausgehend von der Gleichung VII für die Massenstromdichte J lassen sich in einem stationären Zustand zwei Extremfälle unterscheiden:

$$(XI) \quad A \gg n \cdot r \cdot V : \quad J = \frac{n \cdot c^* \cdot V}{A}$$

$$(XII) \quad A \ll n \cdot r \cdot V : \quad J = \frac{c^*}{r}$$

Ein stationärer Zustand liegt nur dann vor, wenn sich die Wirkstoffkonzentration im Anstrichfilm und somit auch c^* innerhalb der Beobachtungsperiode nicht merkbar vermindert, J somit nicht zeitabhängig ist; dies trifft am ehesten für einen relativ schwerflüchtigen, in größerer Konzentration vorliegenden Wirkstoff zu. Wird J im Experiment zeitabhängig, so muß geprüft werden, ob sich die in Abschnitt 7 aufgeführten Beziehungen anwenden lassen.

Werden mit einem Anstrich versehene Proben in ein von Luft durchströmtes Glasrohr gegeben und, wie vorgeschlagen (31), die innerhalb einer bestimmten Zeit in ein passendes Sorbens überführten Wirkstoffmengen bestimmt (ergibt J), so sollte sich c^* gemäß XI ermitteln lassen; n ergäbe sich aus dem für den Luftstrom gewählten Wert und dem Nettovolumen. Wird dieser Versuchsaufbau derart modifiziert, daß die wirkstoffabgebende Fläche in einer der theoretischen Berechnung von r_g zugänglichen Form (z.B. Platte, Zylinder) vorliegt, so sollten sich aus solchen Messungen, falls Beziehung XII anwendbar ist, auch c^* und r_s in Analogie zum nachstehend beschriebenen Kistenexperiment ermitteln lassen. Festzuhalten ist jedoch, daß so bestimmte Verflüchtigungsrationen (J) nicht wie vorgeschlagen (31) ohne weiteres auf konkrete Räume übertragen werden können. Entsprechende Messungen von c^* und/oder r_s mit diesen Systemen liegen unseres Wissens zur Zeit nicht vor. Diesbezügliche Untersuchungen sollten jedoch durchgeführt und die derart ermittelten c^* -Werte mit den durch andere Verfahren erhaltenen (Exsikkatormethode, konventionsfreies Diffusionssystem) verglichen werden.

c^* sollte sich z.B. mit Gleichung XII ebenfalls berechnen lassen, wenn auf der Innenseite mit einem Anstrich behandelte Kisten von einem definierten Luftstrom durchspült werden und in der Abluft die Wirkstoffkonzentration und daraus J bestimmt wird (vgl. z.B. (35)). Wird durch eine solche Kiste mit

der Kantenlänge 0,5 m ($A = 1,5 \text{ m}^2$ und $V = 0,125 \text{ m}^3$) ein Luftstrom von $4,3 \text{ m}^3/\text{h}$ geleitet und dafür gesorgt, daß die Luft im Kisteninnern stets gut durchmischt ist, so resultiert $n = 34 \text{ h}^{-1}$ und eine mittlere Luftgeschwindigkeit im Innern von etwa 18 m/h . Um aus J mit XII ($A \ll nrV$) c^* zu erhalten, muß eine Annahme für r getroffen werden. Da r größer oder gleich r_g ist, ergibt sich für dieses Beispiel $n.r.V \geq n.r_g.V = 9,7 \text{ m}^2$ (mit der Annahme: $r_g = 2,29 \text{ h/m}$, Tabelle 3). Würde nun in einem solchen System J als Funktion von r_g (Änderung des Luftstroms) ermittelt, könnte neben c^* auch r_s erhalten werden (vgl. Beziehung XIII, folgt aus XII und IV), allerdings nur wenn angenommen wird, daß sich r_g , z.B. nach Gleichung V, berechnen läßt.

$$(XIII) \quad \frac{1}{J} = \frac{r_s}{c^*} + \frac{r_g}{c^*}$$

Wie weit sich die beiden Verfahren (luftdurchströmtes Glasrohr, behandelte Kiste) auch zur Simulierung des Alterungsprozesses (vgl. Abschnitt 7) verwenden lassen, muß noch abgeklärt werden (vgl. Problem der Übertragung der Ergebnisse auf konkrete Räume).

Ein anderes denkbare Verfahren zur Abschätzung von Wirkstoffkonzentrationen in der Luft behandelter Räume besteht darin, daß mit dem Anstrichmittel behandelte Platten unter genau kontrollierten Bedingungen offen gelagert werden und nach verschiedenen Zeiten der Wirkstoffgehalt im Anstrichfilm ermittelt wird (Ermittlung der Zeitabhängigkeit von J). Anwendbar dürfte dieses Verfahren nur für relativ leichtflüchtige Wirkstoffe sein, da nur dann innerhalb vernünftiger Zeiten mit analytisch erfaßbaren Wirkstoffabnahmen im Anstrichfilm gerechnet werden kann. Im folgenden Beispiel, bei dem allerdings noch nicht alle wesentlichen Parameter festgelegt und kontrolliert worden waren, sollen das Prinzip und die Grenze dieses Verfahrens gezeigt werden.

Glasplatten ($0,2 \text{ m} \times 0,3 \text{ m}$), die einseitig einen Anstrich (Dispersion, $167 \text{ g Feststoffe/m}^2$) aufwiesen, der $0,6 \text{ Gew.-\%}$ (bezogen auf Totalfeststoffe) 3-Methyl-4-chlorphenol (MCP) enthielt, wurden bei Temperaturen von $20-26^\circ\text{C}$ offen gelagert; nach verschiedenen Zeiten wurde der MCP-Gehalt des Anstrichfilms bestimmt (49). Innerhalb von 60 Tagen verminderte sich dieser von $0,6$ auf $0,003 \text{ \%}$. Aus allen Zahlenwerten der Regressionsgeraden $\log c_L = f(t)$ berechnet sich mit IX und X eine Halbwertszeit von $173 \pm 21 \text{ h}$ ($\pm 95\%$ -Vertrauensbereich) für die MCP-Konzentration im Anstrichfilm. Wird eine Filmdicke von $2,4 \cdot 10^{-4} \text{ m}$ (angenommene Dichte $0,7 \text{ g/cm}^3$) in Gleichung Xa eingesetzt, ergibt sich $r/\lambda = 1 \cdot 10^6 \text{ h/m}$. Die nachfolgende kurze Diskussion dieses Resultates ist für das weitere Verständnis dieser Arbeit nicht von Bedeutung, da lediglich gezeigt werden soll, wie schwierig die Übertragung derartiger Messergebnisse in die Praxis sein kann.

Wird angenommen, daß in diesen Versuchen r allein durch die laminare Grenzschicht bedingt war, was kaum zutreffen dürfte, so ergibt sich $\lambda = 1,6 \cdot 10^{-6}$; $r = r_g = 1,6 \text{ h/m}$ berechnet für $x = 0,24 \text{ m}$ und $u = 18 \text{ m/h}$ (Annahme, da im Experiment u nicht bestimmt wurde). Für einen großflächig behandelten Raum mit kleiner Luftwechselrate ($A = 150 \text{ m}^2$, $V = 150 \text{ m}^3$, $n = 0,1 \text{ h}^{-1}$, $u = 18 \text{ m/h}$, $x = 7,1 \text{ m}$, $r_g = 8,6 \text{ h/m}$) berechnet sich mit X eine Halbwertszeit von 1933 h, d.h. rund 100mal mehr als im Modellversuch.

Wird andererseits angenommen, daß sich λ aus der Sättigungskonzentration von MCP ($c^0 = 5,5 \text{ g/m}^3$ bei 23°C) und seiner Konzentration c_L im Anstrichfilm zur Zeit $t = 0$ berechnen läßt (Näherung: $c^* = c_L \cdot c^0 / 100 = 3,3 \cdot 10^4 \text{ } \mu\text{g/m}^3$ ($c_L = 0,6 \text{ Gew.-\%}$)), so ergibt sich aus dem im Plattenexperiment ermittelten Verhältnis r/λ ein totaler Stoffübergangswiderstand r von $7,9 \text{ h/m}$ ($c_L' = \text{ug/m}^3 = c_L (\text{Gew.-\%}) \cdot s (\text{g/cm}^3) \cdot 10^{10} = 4,2 \cdot 10^9 \text{ } \mu\text{g/m}^3$ mit $s = 0,7 \text{ g/cm}^3$ und $\lambda = c^*/c_L' = 7,9 \cdot 10^{-6}$).

Wird für r_g im Plattenexperiment wiederum der Wert von $1,6 \text{ h/m}$ als gültig angenommen, ergibt sich $r_s = r - r_g = 7,9 - 1,6 = 6,3 \text{ h/m}$. Für den erwähnten Modellraum läßt sich somit (unter Berücksichtigung des Wertes für r_s sowie des für diesen Raum berechneten Wertes für r_g) $r = 6,3 + 8,6 = 14,9 \text{ h/m}$ und mit $\lambda = 7,9 \cdot 10^{-6}$ eine Halbwertszeit von 524 h berechnen, d.h. immer noch 3mal mehr als im Plattenexperiment erhalten wurde.

Dieses Beispiel zeigt, daß sich mit Hilfe gewisser Modellversuche erhaltene Resultate nicht ohne weiteres auf die Situation in konkreten Räumen übertragen lassen dürfen. Das gleiche gilt auch, wenn die mittels solcher Plattenversuche bestimmmbaren Verflüchtigungsarten, wie vorgeschlagen (3, 50), zur Abschätzung der Wirkstoffkonzentration in der Luft behandelter Räume herangezogen werden sollen.

Andererseits wären solche Untersuchungen in gewissen Fällen, wie z.B. relativ leichtflüchtige Konservierungsmittel in wasserverdünnbaren Anstrichen, sehr einfach, d.h. ohne den Aufwand der Spurenanalytik, durchführbar. Es sollten daher diesbezügliche Studien eingeleitet werden. Alle als wesentlich erkannten Parameter (wie z.B. u in Plattenhöhe) müßten dabei genau kontrolliert bzw. bestimmt und die Ergebnisse mit Konzentrationsbestimmungen in der Luft behandelter Räume, in denen ebenfalls alle wesentlichen Parameter kontrollierbar sind, verglichen werden.

Beim sogenannten "Exsikkatorverfahren" wird prinzipiell so vorgegangen, daß mit dem Anstrichmittel versehene Flächen in einen luftdicht verschlossenen Behälter gegeben und nach Einstellung des Gleichgewichts Luftproben zur Konzentrationsbestimmung entnommen werden. Zur rascheren Einstellung des Gleichgewichts kann die Luft im Behälter umgewälzt werden (vgl. z.B. (36)). Die derart ermittelte Größe muß der Gleichgewichtskonzentration c^* entsprechen. Dieses Verfahren eignet sich vor allem für relativ leichtflüchtige Wirkstoffe sehr gut, wie experimentell für Formaldehyd in Spanplatten gezeigt werden konnte (32, 36).

Handelt es sich jedoch um schwerflüchtige Wirkstoffe mit c^* -Werten im $\mu\text{g}/\text{m}^3$ -Bereich, können experimentelle Schwierigkeiten auftreten. Da das zu entnehmende Luftvolumen nicht beliebig groß gewählt werden kann, müssen die verwendeten analytischen Verfahren außerordentlich empfindlich sein. Probleme können sich auch bei der Abdichtung der Behälter gegenüber der Außenluft ergeben. Zum Abdichten verwendete Fette können z.B. den Wirkstoff sorbieren und das Resultat verfälschen. Mit Adsorptionseffekten (Substanzverluste), die sehr wesentlich sein können, muß auch bei der Luftprobenahme gerechnet werden.

Bei einem ähnlichen Verfahren, das sich je nach der experimentellen Durchführung auch für relativ schwerflüchtige Wirkstoffe eignet, wird in den Behälter zusätzlich ein für den betreffenden Wirkstoff geeignetes Adsorbens gegeben (34). Nach der Gleichgewichtseinstellung wird die adsorbierte Wirkstoffmenge bestimmt. Ist die durch das Adsorbens adsorbierte Wirkstoffmenge beim Vorliegen des reinen Wirkstoffs bekannt und ist die Adsorptionsisotherme im betrachteten Konzentrationsbereich linear, so läßt sich, falls auch die Sättigungskonzentration c^0 bekannt ist, mittels solcher Versuche ebenfalls c^* ermitteln. Aus den in Tabelle 8 aufgeführten Resultaten (34) geht hervor, daß die derart bestimmten c^*/c^0 -Verhältnisse im Fall von pentachlorphenolhaltigen Anstrichen, wobei als Adsorbens ein trockenes Filterpapier diente, recht gut mit den mittels des konvektionsfreien Diffusionssystems erhaltenen (vgl. Abschnitt 9) übereinstimmen.

Tabelle 8: Vergleich der nach zwei Prinzipien ermittelten Verhältnisse von Gleichgewichts- (c^*) und Sättigungs-Konzentration c^0 für Pentachlorphenol¹⁾

Wirkstoff- anteil am Gesamtfest- stoffgehalt (%)	c^*/c^0	
	Aus Gleichgewichtsmessungen ermittelt	Aus Messungen im konvektionsfreiem Diffusionssystem ermittelt
100	($\hat{=}$ 1,00)	($\hat{=}$ 1,00)
19,5	$0,45 \pm 0,04$	$0,58 \pm 0,16$
4,4	$0,097 \pm 0,014$	$0,074 \pm 0,019$
2,3	$0,025 \pm 0,004$	$0,021 \pm 0,006$

1) System: Pentachlorphenol in Alkydharz; 40 °C; Filterpapier als Adsorbens;
 $\pm 95\%$ -Vertrauensbereich

9. Konvektionsfreies Diffusionssystem

Wie in Abschnitt 8 erwähnt, müssen zur Ermittlung von c^* bei verschiedenen der erwähnten dynamischen Modellversuche für den Stoffübergangswiderstand r_g Annahmen getroffen werden, die nicht in jedem Fall leicht überprüft werden können. Bei den im folgenden beschriebenen Verfahren ist r_g im Prinzip genau bekannt, da keine Luftbewegungen herrschen (konvektionsfrei).

Gegeben ist ein zylindrisches, konvektionsfreies Diffusionssystem mit einer wirkstoffabgebenden Fläche (z.B. wirkstoffhaltiger Anstrichfilm oder reiner Wirkstoff) und einer im Abstand L gegenüberliegenden, wirkstoffsorbierenden Fläche (z.B. mit Paraffinöl imprägniertes Filterpapier) bei konstanter Temperatur. In einem stationären Zustand, der dann vorliegt, wenn sich die wirkstoffsorbierende Fläche als quasi perfekte Senke gegenüber dem Wirkstoff verhält und sich die Wirkstoffkonzentration im Anstrichfilm bzw. c^* innerhalb der Beobachtungsperiode nicht merkbar ändert, kann $r_g = L/D$ gesetzt werden (linearer Konzentrationsgradient in der Gasphase, Fick'sches Gesetz; D = Diffusionskoeffizient des Wirkstoffs in der Gasphase). Aus der im Abschnitt 8 abgeleiteten Beziehung XIII für die Massenstromdichte J (in diesem Fall handelt es sich um einen reinen Diffusionsstrom) ergibt sich daher Beziehung XIV (für eine andere Art der Ableitung von XIV vgl. auch (34)).

$$(XIV) \quad \frac{1}{J} = \frac{r_s}{c^*} + \frac{L}{c^* \cdot D} \quad \begin{aligned} L &= \text{Abstand zwischen wirkstoffabgebender und wirkstoffsorbierender Fläche} \\ D &= \text{Diffusionskoeffizient des Wirkstoffs in der Luft} \end{aligned}$$

Die experimentelle Bestimmung von J^{-1} als Funktion von L gestattet die Ermittlung von r_s und c^* , sofern für D eine vernünftige Annahme getroffen wird. Ist $r_s = 0$ (z.B. wenn der reine Wirkstoff vorliegt, $c^* = c^0$) oder ist $r_s \ll L/D$, so ergibt sich aus XIV die Gleichung XV:

$$(XV) \quad J = \frac{c^* \cdot D}{L}$$

Gemäß den bisherigen Erfahrungen kann c^* bei frisch angebrachten Anstrichen (10-20 Tage luftgetrocknet) auf wenig saugfähigem Untergrund mit Gleichung XV bestimmt werden. Wie ein solches Diffusionssystem realisiert werden kann, geht aus Abbildung 1 hervor. Es lassen sich jedoch auch entsprechende Glasröhren verwenden, die luftdicht auf den zu untersuchenden Anstrichfilm gepreßt werden. Als Sorbens diente in den bisherigen Studien in der Regel ein mit Paraffinöl imprägniertes Filterpapier. Für weitere Details wird auf die Literatur (34) verwiesen.

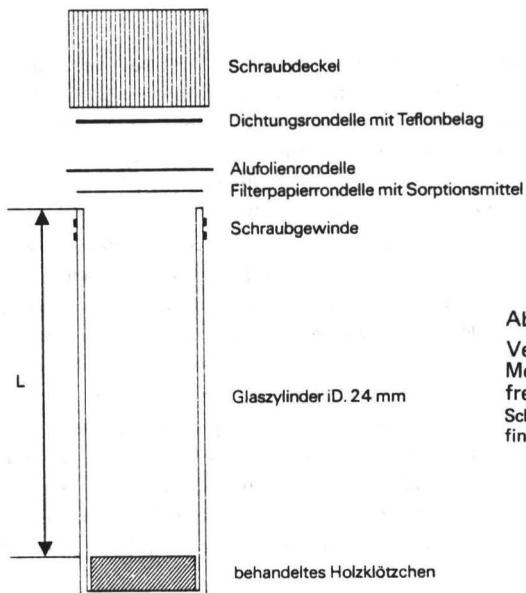


Abbildung 1:

Versuchsaufbau zur Durchführung von Modellversuchen mit dem konvektionsfreien Diffusionssystem.

Schraubdeckel aus Sovirel. Sorptionsmittel Parafinöl, $L = 2$ bis 10 cm; für Details vgl. (34).

In der Regel wird in einem äquilibrierten System nach verschiedenen Expositionszeiten die im Sorbens pro Flächeneinheit vorhandene Wirkstoffmenge analytisch bestimmt und die Steigung der entsprechenden Regressionsgeraden (durch den Ursprung) berechnet, die der Massenstromdichte J entspricht. In Abbildung 2 ist ein Beispiel dargestellt. Aus dem in diesem Beispiel erhaltenen Wert $J = 0,230 \pm 0,008 \text{ pg/cm}^2/\text{s}$ ($\pm 95\%$ -Vertrauensbereich) und $L = 2,4 \text{ cm}$ ergibt sich mit $D = 0,05 \text{ cm}^2/\text{s}$ und $r_s = 0$ (Annahme) für c^* der Wert $11 \pm 1 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Da in diesem Fall J als Funktion von L nicht ermittelt worden war, mußte zur Berechnung von $c^* r_s = 0$ gesetzt werden.

Die ersten Messungen in einem frisch angesetzten System ergeben, infolge des noch nicht eingestellten stationären Zustandes, der z.T. durch Wirkstoffadsorption an den Glaswänden bedingt ist, zu tiefe Werte für J . Das System muß daher vor den eigentlichen Messungen äquilibriert werden. Besonders wichtig ist dieser Schritt, wenn c^* relativ klein ist, d.h. im Bereich einiger $\mu\text{g}/\text{m}^3$ liegt. Die Äquilibrierungszeit, die in der Regel mindestens 100 - 200 h betragen soll, wird um so größer, je größer L ist.

In Abbildung 3 (gleiche Holzproben wie im vorher aufgeführten Beispiel (Abb. 2)) sind die Messresultate von unmittelbar aufeinander folgenden Versuchen dargestellt. Es ist ersichtlich, daß in diesem Beispiel J erst ab etwa 150 h (Alter des Diffusionssystems) konstant wird; aus den 6 Messwerten ergibt sich ein Mittelwert von $0,228 \pm 0,007 \text{ pg}/\text{m}^2/\text{s}$, was sehr gut mit dem aus den Daten in Abbildung 2 ermittelten Wert für J übereinstimmt.

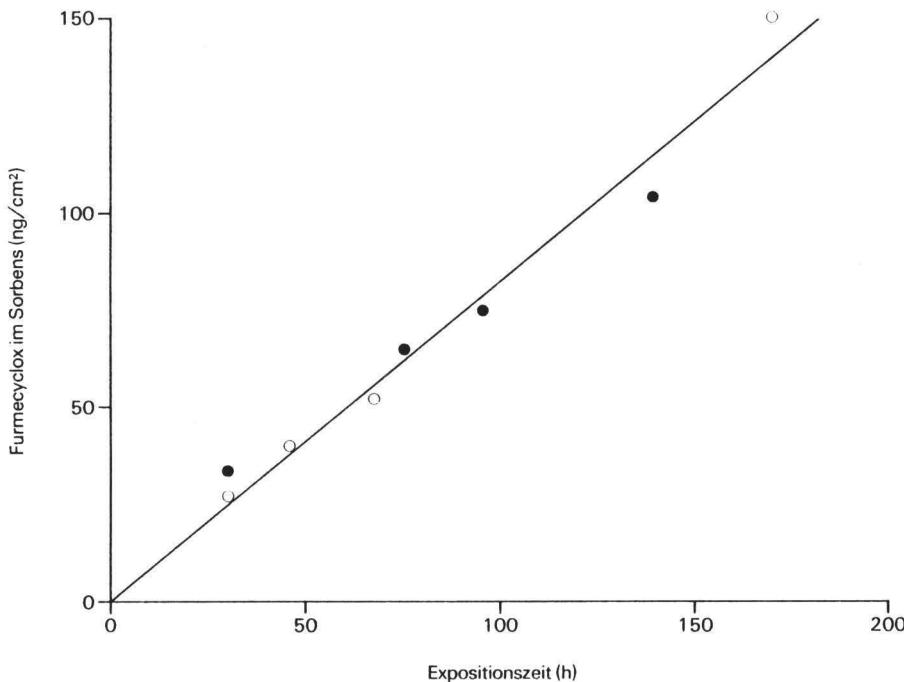
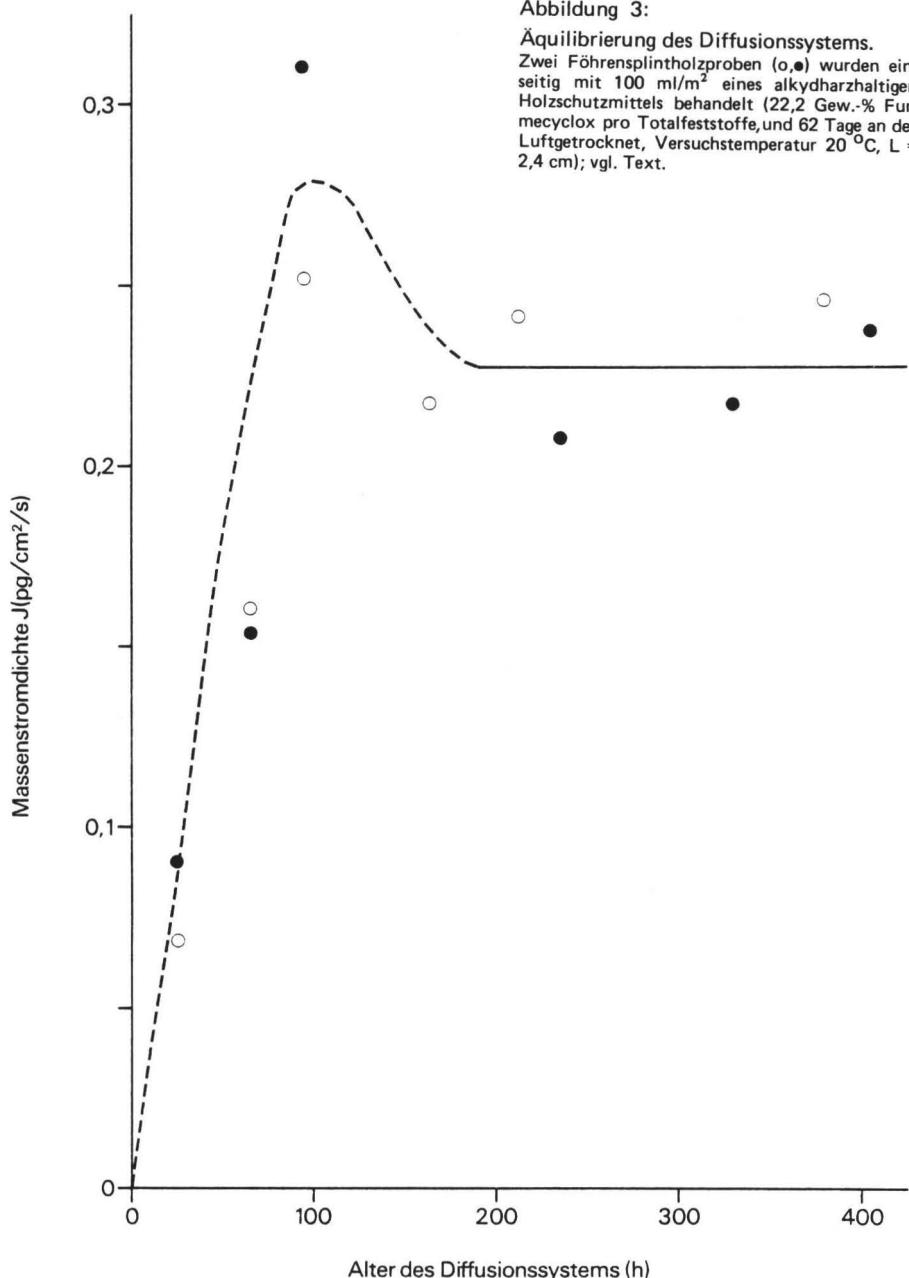


Abbildung 2:

Sorbierte Menge als Funktion der Zeit.

Zwei Föhrensplintholzproben (○,●) wurden einseitig mit 100 ml/m² eines alkydharzhaltigen Holzschutzmittels behandelt (22,2 Gew.-% Furmecyclox pro Totalfeststoffe (2 g Furmecyclox /m²) und vor Versuchsbeginn 62 Tage an der Luft getrocknet; Versuchstemperatur 20 °C, Äquilibrierungszeit 150 h, L = 2,4, J = 0,827 ± 0,027 ng/cm² /h (= 0,230 ± 0,008 pg/cm²/s) vgl. Text.

Abbildung 3:
Äquilibrierung des Diffusionssystems.
Zwei Föhrensplintholzproben (o, ●) wurden einseitig mit 100 ml/m^2 eines alkydharzhaltigen Holzschutzmittels behandelt (22,2 Gew.-% Furmecyclox pro Totalfeststoffe, und 62 Tage an der Luftgetrocknet, Versuchstemperatur 20°C , L = 2,4 cm); vgl. Text.



Da in der Regel der Diffusionskoeffizient D des Wirkstoffs in der Luft nicht bekannt ist, muß für D eine Annahme gemacht werden. Daß die Annahme $D = 0,05 \text{ cm}^2/\text{s}$ für Stoffe mit molaren Massen im Bereich von 200-600 g/mol nicht unvernünftig ist, geht aus den Daten in Tabelle 9 hervor. Mittels Modellversuchen waren mit den reinen Wirkstoffen die Massenstromdichten J bestimmt worden; die Sättigungskonzentrationen c^0 waren aus Dampfdruckmessungen verfügbar. Es ist ersichtlich, daß die so erhaltenen Werte für D (gemäß XV) zwischen 0,04 und rund $0,07 \text{ cm}^2/\text{s}$ liegen. Für die mittels derartiger Versuche bestimmten c^* - bzw. c^0 -Werte muß jedoch, infolge dieser Schwankungsbreite mit maximalen Unsicherheiten von bis zu etwa $\pm 40\%$ gerechnet werden.

Tabelle 9: Aus Massenstromdichte und Sättigungskonzentration mit Hilfe der in (34) angegebenen Daten (20°C , 940 mbar) berechnete Diffusionskoeffizienten

Wirkstoff	Molmasse (g/mol)	Diffusionskoeffizient (cm^2/s)
Furmecyclox	251,3	0,041 ¹⁾
Chlorothalonil	265,9	0,066
Pentachlorphenol	266,4	0,053 ²⁾
Lindan	290,9	0,045
Diazinon	304,4	0,040
Chlorpyrifos	350,6	0,063 ³⁾
Dieldrin	380,9	0,041
Bis(<i>tri-n</i> -butyzzinn)-oxid	596,1	0,041

1) $p = 6,3 \cdot 10^{-5} \text{ mmHg}$ bei 20°C (53)

2) 0,058 bei 40°C

3) bei $34,5^\circ\text{C}$

Da die Diffusionskoeffizienten D der Wirkstoffe in der Luft in der Regel weniger stark von der Temperatur abhängen als c^0 oder c^* (D ist proportional $T^{3/2}$ (52)), läßt sich in einem begrenzten Temperaturbereich mit solchen Modellversuchen auch die Temperaturabhängigkeit von c^0 bzw. c^* näherungsweise ermitteln. Mit Pentachlorphenol ergab sich für die Reinsubstanz ein Verhältnis $c^0(40^\circ\text{C})/c^0(20^\circ\text{C})$ von 16 ± 4 und im Fall eines pentachlorphenolhaltigen Anstrichs für $c^*(40^\circ\text{C})/c^*(20^\circ\text{C})$ ein Wert von $15,8 \pm 3,7$ (34), was in Anbetracht der relativ großen Unsicherheit nicht allzu schlecht mit dem gemäß Tabelle 2 berechneten Wert für $c^0(40^\circ\text{C})/c^0(20^\circ\text{C})$ von 13,2 übereinstimmt.

Nachstehend werden einige neuere Ergebnisse mit dem konvektionsfreien Diffusionssystem aufgeführt. Weitere Untersuchungsresultate mit reinen Wirkstoffen wie auch mit wirkstoffhaltigen Anstrichen sind in der Literatur (34) zu finden. In Tabelle 10 sind c^* -Werte (20°C) für den fungiziden Wirkstoff Furmecyclo zusammengestellt, die bei der Verwendung unterschiedlich formulierter Holzschutzmittel resultierten. Enthält das Anstrichmittel kein Bindemittel, wie bei der Formulierung "D", so ergibt sich für c^* erwartungsgemäß während einer bestimmten Zeit etwa die Sättigungskonzentration c^0 , welche sich im vorliegenden Fall aus dem Dampfdruck ($p = 6 \cdot 10^{-5} \text{ mmHg}$ bei 20°C (53)) zu $866 \mu\text{g}/\text{m}^3$ berechnet.

Tabelle 10: Einfluß der Holzschutzmittelzusammensetzung auf die Gleichgewichtskonzentration c^* bei 20°C nach Aufbringen verschiedener Furmecyclo auf Föhrensplintholzrondelle (Versuchsanordnung nach Abb. 1)

Formulierung	Aufgebrachte Wirkstoffmenge (g/m^2)	Alter des Anstrichs bei Versuchsbeginn (d)	$c^*(\mu\text{g}/\text{m}^3)$
A (wässriges System)	0,3	11	20 ± 4
B (wässriges System)	1,6	14	14 ± 1
C (Alkydharz, org. Lösungsmittel)	2,0	14	157 ± 7
D (aromat. Lösungsmittel)	4,0	4	682 ± 53

- 1) Berechnet mit Gleichung XV, aus Meßwerten für die Massenstromdichte I mit $L = 2,4 \text{ cm}$ und $D = 0,05 \text{ cm}^2/\text{s}$ unter der Annahme $r_s = 0; \pm \%$ -Vertrauensbereich.

Werden c^* -Werte der Formulierung "B" und "C" verglichen, so ist ersichtlich, welch großer Einfluß der Formulierung zukommt. Bei ungefähr vergleichbaren aufgebrachten Wirkstoffmengen pro m^2 resultiert bei der Formulierung "B" eine verglichen mit "C" um etwa einen Faktor 10 kleinere Gleichgewichtskonzentration. Dies kann sowohl aus hygienischen wie auch aus Gründen der Wirksamkeitsdauer des Anstrichs gegenüber Schädlingen von Bedeutung sein.

In Tabelle 11 sind weitere Ergebnisse mit der Holzschutzmittelformulierung "C" enthalten. Das Holzschutzmittel wies folgende Zusammensetzung auf (Gew.-%): 2 % Furmecyclo, je 0,5 % Dichlofluanid und Propoxur, 6 % Bindemittel (Alkydharz) und 91 % eines Lösungsmittels. Es ist ersichtlich, daß 10 Tage nach dem Anbringen des Anstrichs c^* für Furmecyclo etwa 6mal kleiner ist als die Sättigungskonzentration c^0 ; für Propoxur und vor allem für Dichlofluanid liegen die c^* -Werte im Bereich von c^0 , obwohl deren Konzentration im Anstrich 4mal geringer sind. Nach weiteren 52 Tagen offenem Stehen lassen der Holzproben an der Luft ($20 - 24^\circ\text{C}$) verringerten sich die c^* -Werte.

Tabelle 11: Gleichgewichtskonzentrationen c^* und Halbwertszeiten $t_{1/2}$ für Holzschutzmittel-behandeltes Föhrensplintholz im Modellversuch bei 20°C ¹⁾

Wirkstoff	c_L ²⁾ (%)	c^0 ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	c^* ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) ³⁾		$t_{1/2}$
			10 Tage ⁴⁾	62 Tage ⁴⁾	
Furmecyclox	22,2 (2)	866 ⁵⁾	157 ± 7	11 ± 1	14
Propoxur	5,6 (0,5)	116 ± 10 ³⁾	72 ± 5	8 ± 1	16
Dichlofluanid	5,6 (0,5)	18 ⁵⁾	23 ± 2 ⁶⁾	7 ± 1	30

- 1) Einseitig mit 100g Holzschutzmittel pro m^2 behandelte Föhrensplintholzrondelle, Versuchsanordnung wie in Abb. 1, $L = 2,4 \text{ cm}$.
- 2) Wirkstoffanteil am Totalfeststoffgehalt; in Klammern aufgebrachte Wirkstoffmenge in g/m^2 .
- 3) Vgl. Anmerkung in Tabelle 10
- 4) Anzahl Tage offener Exposition an der Luft ($\hat{=}$ Alter des Anstrichs bei Versuchsbeginn).
- 5) Aus Dampfdruck berechnet.
- 6) $L = 9,4 \text{ cm}$.

Die gemäß Gleichung IX geschätzten Halbwertszeiten betragen für die eher flüchtigen Wirkstoffe Propoxur und Furmecyclox etwa 15 Tage und für Dichlofluanid 30 Tage. Da es sich hier wiederum um sehr kleine Objekte (Holzrondelle, $\varnothing 2,2 \text{ cm}$) handelt und die entsprechenden Stoffübergangswiderstände noch nicht bestimmt wurden, können diese Halbwertszeiten nicht ohne weiteres auf konkrete Räume übertragen werden (vgl. Abschnitt 8). Immerhin kann erwartet werden, daß sich nach einer gewissen Zeit (ca. 2 Monate) in der Luft eines mit diesem Mittel großflächig behandelten Raumes ($n \leq 0,2 \text{ h}^{-1}$) bei 20°C maximale Wirkstoffkonzentrationen von je etwa $10 \text{ }/\mu\text{g}/\text{m}^3$ ergeben werden (vgl. Tabelle 11); dies obwohl die Sättigungskonzentration der erwähnten Wirkstoffe sowie ihre Konzentrationen im Anstrich verschieden sind. Ein solches Verhalten kann auch in der Praxis beobachtet werden, wie folgende Ergebnisse, allerdings mit einem anderen Holzschutzmittel, zeigen: In zwei Räumen, deren Holztäfelung ($A/V \approx 0,7 \text{ m}^{-1}$) vor rund zwei Jahren mit einer Holzlasur gestrichen wurde (24,5 % Alkydharz; 4,8 g Pentachlorphenol/ m^2 ($c_L = 11,6 \text{ Gew.-\%}$), 0,7 g Dichlofluanid/ m^2 ($c_L = 1,7 \text{ Gew.-\%}$)), ließen sich in der Luft (bei ca. 20 - 23°C) mit Passivsammlern (38) folgende Konzentrationen abschätzen: ca. $4 \text{ }/\mu\text{g}/\text{m}^3$ Pentachlorphenol und ca. $2 \text{ }/\mu\text{g}/\text{m}^3$ Dichlofluanid (15).

Wie erwähnt lassen sich mit diesen Modellversuchen auch Schätzwerte für die Sättigungskonzentration c^0 erhalten. Damit etwaige Wechselwirkungen zwischen Substanz und Glasoberfläche vernachlässigt werden können, darf die Beladung $500 \mu\text{g}/\text{m}^2$ nicht wesentlich unterschreiten. Im Zusammenhang mit den in technischem Pentachlorphenol enthaltenen toxischen Nebenprodukten wurden daher entsprechende Untersuchungen eingeleitet; vorläufige Resultate sind in Tabelle 12 zusammengestellt. Zum Vergleich sind in dieser Tabelle auch derart bestimmte c^0 -Werte den aus Dampfdruckwerten berechenbaren gegenübergestellt. Die Resultate zeigen eine gute Übereinstimmung, was darauf hindeutet, daß der angenommene Wert für D nicht unvernünftig ist und daß bei der Versuchsdurchführung (Details vgl. (34)) Konvektionen oder andere Einflüsse, wie Adsorption an den Glaswänden, keine Rolle spielten.

Tabelle 12: Mit dem konvektionsfreien Diffusionssystem bestimmte Sättigungskonzentrationen für reine Substanzen

Substanz	Temperatur (°C)	Sättigungskonzentration		
		aus Modellversuch ¹⁾ ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	aus Dampfdruck ²⁾ ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	
Dichlofluanid	20	16 ± 1	18	(22)
Dieldrin	20	44,1 ± 3,5 (34)	53	(Tab.2)
Propoxur	20	116 ± 10	—	
Pentachlorphenol	20	223 ± 11 (34)	222	(Tab.2)
Lindan	20	442 ± 26 (34)	448	(Tab.2)
			510	(Tab.2)
Furmecyclox	20	713 ± 26	866	(53)
Chlorpyrifos	34,5	2.030 ± 210	1618	(54)
Dibenzofuran	20	12.556 ± 843	—	
3,6-Dichlor-dibenzo-furan	20	38 ± 2	—	
3,6-Dichlor-dibenzo-furan	40	1.134 ± 178	—	
2,3,7,8-Tetrachlor-dibenzo-p-dioxin	40	ca. 10 (34)	—	
Oktachlor-dibenzo-furan	40	< 0,2	—	

- 1) Aus Messungen von J berechnet mit Gleichung XV ($D = 0,05 \text{ cm}^2/\text{s}$; ± 95 %-Vertrauensbereich; in Klammern Literaturzitat).
 - 2) Berechnet aus Dampfdruck mit Gleichung I; in Klammern Literaturzitat bzw. Hinweis auf Tabelle
- : keine Daten verfügbar

Die Vorteile der Modellversuche mit dem konvektionsfreien Diffusionssystem gegenüber anderen Verfahren zur Ermittlung von c^* sind, abgesehen vom geringen Platzbedarf, die folgenden:

1. Genau definiertes System, das sich rechnerisch einfach erfassen läßt.
2. Es sollten sich kaum Probleme mit der analytischen Erfassungsgrenze ergeben. Je nach Empfindlichkeit der Analysenmethode können die Versuchszeiten entsprechend verlängert oder verkürzt werden.
3. Infolge des geschlossenen Systems und des geringen Substanzbedarfs besteht die Möglichkeit, radioaktiv markierte Wirkstoffe einzusetzen, wodurch sich der analytische Aufwand stark vermindern läßt.

Wie bereits früher erwähnt, dürfte zur toxikologischen Beurteilung von in Anstrichmitteln enthaltenen Stoffen in der Regel die Kenntnis von c^* und in gewissen Fällen eventuell die der entsprechenden Halbwertszeit völlig ausreichend sein. Daß die im Extremfall von großflächig behandelten Räumen mit geringen Luftwechselraten messbaren Wirkstoffkonzentrationen in der Luft in der Größenordnung von c^* liegen, geht aus Tabelle 4 hervor.

Daß sich das konvektionsfreie Diffusionssystem auch zum Studium des Durchgangs relativ schwerflüchtiger Stoffe durch Verpackungsmaterialien eignen kann, zeigen folgende vorläufige Ergebnisse (15): Die Versuchsanordnung in Abbildung 1 wurde derart erweitert, daß auf den Gläschenrand zuerst die zu untersuchende Folie, dann ein Distanzring (Aluminiumring mit Innendurchmesser 25 mm, Dicke 3 mm) und nun erst das Adsorbens (paraffinölprägnierte Filterpapier) samt Alu-Folie, Dichtungsrondelette etc. gegeben wurde.

Mit reinem Lindan und ohne dazwischenliegende Folie ergab sich für $L = 10,5$ cm, $J = 2,01 \pm 0,12 \text{ pg/cm}^2/\text{s}$ (ermittelt aus sorbiertener Menge (Adsorbens und Distanzring) als Funktion der Zeit). Mit einer wie beschrieben plazierten Polyethylenfolie (Lupolen 3030) der Dicke $5,2 \cdot 10^{-3}$ cm ergab sich nach einer Verzögerungszeit (nicht meßbare Lindankonzentration im Sorbens) von rund 20 h für J ein Wert von $1,93 \pm 0,24 \text{ pg/cm}^2/\text{s}$ ($\pm 95\%$ - Vertrauensbereich), d.h. das System verhielt sich nach dieser Zeit so, wie wenn gar keine Folie vorhanden wäre. Mit einer Saran-8-Folie (Dicke 10^{-4} cm) ließ sich im Sorbens erst nach schätzungsweise 950 h Lindan nachweisen. Solche Studien könnten darüber Aufschluß geben, welche Materialien zur Verpackung von Lebensmitteln, die in wirkstoffhaltiger Atmosphäre gelagert werden sollen, am besten geeignet sind.

Dank

Herrn Dr. B. Marek, Leiter der Sektion Pestizide und Kunststoffe, danke ich für die stetige Förderung und Unterstützung aller im Zusammenhang mit dem Vorkommen von Schadstoffen in der Luft durchgeföhrten Arbeiten, ebenso meinem Kollegen Herrn Dr. U. Baumann für die Anregungen und Diskussionen bei der Niederschrift des Manuskripts.

Literatur

1. DYTE, C.E.: Use of insecticidal lacquers in flour mill. More investigation needed. *Milling* 131, 742-743 (1958)
2. MALINA, M.H., KEARNY, J.M. and POLEN, P.B.: Determination of chlordan in air of habitations treated for insect control. *J. Agr. Food Chem.* 7, 30-33 (1959)
3. TAYLOR, C.G.: The loss of mercury from fungicidal paints. *J. appl. Chem.* 15, 232-236 (1965)
4. QUEEN, W.A.: Distribution and adsorption characteristics of vaporized lindane. *US Ass. Fd. Drug. Offic.* 17, 127-139 (1953)
5. DYTE, C.E. and TYLER, P.S.: The contamination of flour by insecticidal lacquers containing endrin and dieldrin. *J. Sci. Food Agr.* 11, 745-750 (1960)
6. ROOS, F. und WYSS, W.: Kontamination von Lebensmitteln durch Anwendung von chlorierten Kohlenwasserstoffen im Haushalt. *Mitt. Gebiete Lebensm. Hyg.* 63, 108-117 (1972)
7. GAY, L.: In "Jahresbericht des chem. Laboratoriums der Stadt Zürich 1971", Seite 26
8. GEBEFGÜI, I., MICHNA, A. und KORTE, F.: Zur ökologisch-chemischen Bewertung des Pentachlorphenols in geschlossenen Räumen. *Chemosphere* 7, 359-364 (1978)
9. DAHMS, A. und METZNER, W.: Zur Analytik von Pentachlorphenol und Tetrachlorphenol in der Luft und im Urin. *Holz Roh-Werkstoff* 37, 341-344 (1979)
10. ZIMMERLI, B., MARSHALL, Therese und MAREK, B.: Orientierende Untersuchung zum Vorkommen von Pentachlorphenol in Humanurin. *Mitt. Gebiete Lebensm. Hyg.* 70, 443-450 (1979)
11. KRAUSE, Chr. und ENGLERT, N.: Zur gesundheitlichen Bewertung pentachlorphenolhaltiger Holzschutzmittel in Wohnräumen. *Holz Roh-Werkstoff* 38, 429-432 (1980)
12. ZIMMERLI, B. und MAREK, B.: Der Übergang biozider Stoffe aus Anstrichen in die Gasphase. Tetrachlorisopthalonitril (Chlorothalonil). *Chemosphere* 6, 215-221 (1977)
13. ZIMMERLI, B., ZIMMERMANN, H. und MAREK, B.: Der Übergang biozider Stoffe aus Anstrichen in die Gasphase. Endosulfan. *Chemosphere* 8, 465-472 (1979)
14. ZIMMERLI, B. und ZIMMERMANN, H.: Gas-chromatographische Bestimmung von Spuren von n-Butylzinnverbindungen (Tetra-, Tri-, Di-) in Luft. *Z. anal. Chem.* 304, 23-37 (1980)

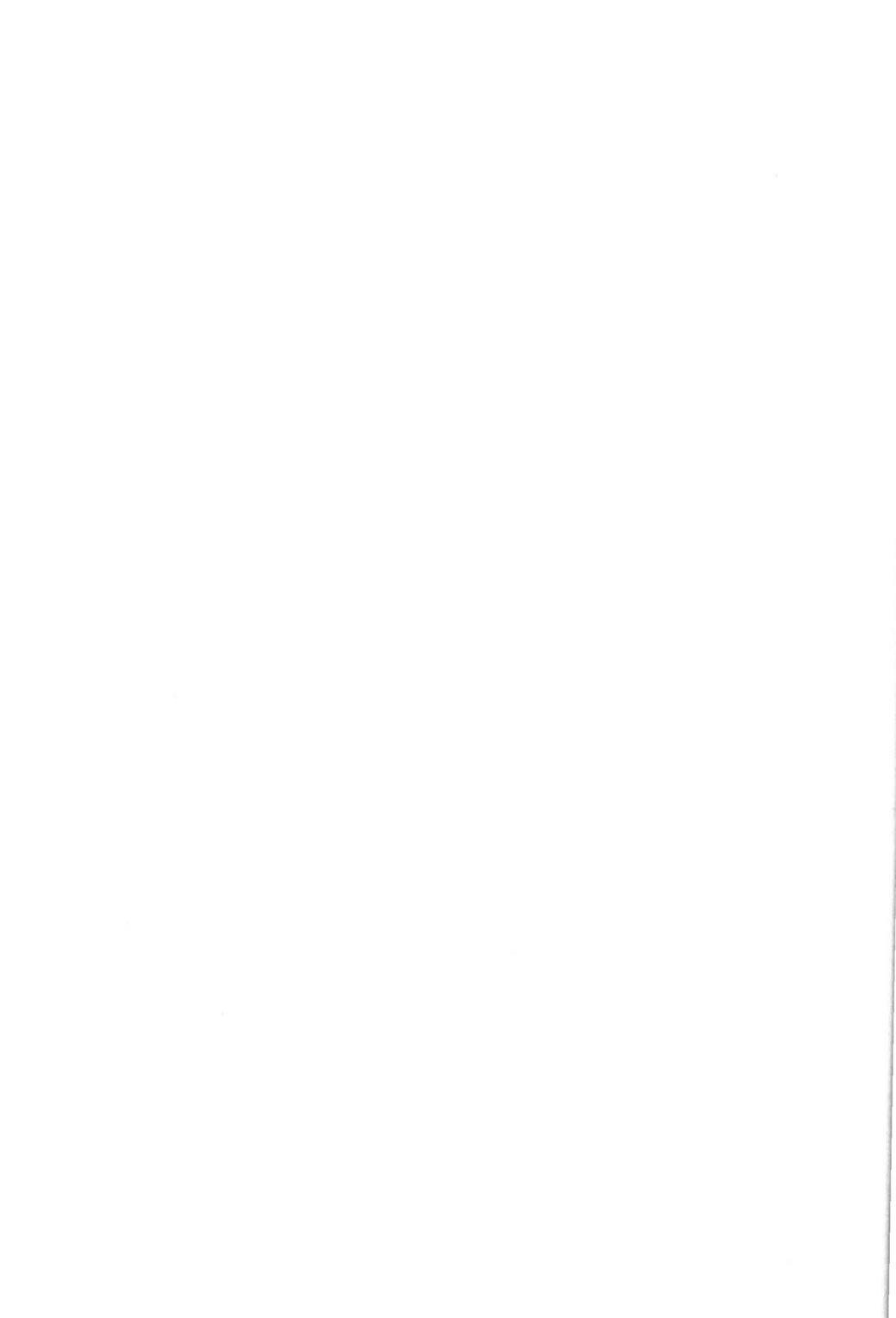
15. Zimmerli, B., Zimmermann, H. und Marek, B.: Unveröffentlichte Resultate.
16. Dobbs, A.J., White, M.G. and Williams, N.: Aerial levels of chemicals during and following remedial treatment operations. Intern. J. Wood Preserv. 1, 125-130 (1979)
17. Fey, E.G.: Strukturen und aktuelle Lage der schweizerischen Lack- und Farbenindustrie. Chemische Rundschau 31 (41), 5 (1978)
18. Dickenson, W.: The vapor-pressure of 1:l:p:p'-dichlorodiphenyl trichloroethane (DDT). Trans. Faraday Soc. 52, 31-35 (1956)
19. Kuhn, W. und Massini, P.: Temperaturabhängigkeit des Dampfdrucks sowie der Verdampfungsgeschwindigkeit von Dichlordiphenyltrichloroethan. Helv. Chim. Acta 32, 1530-1542 (1949)
20. Spencer, W.F. and Cliath, M.M.: Volatility of DDT and related compounds. J. Agr. Food Chem. 20, 645-649 (1972)
21. Thompson, G.W.: Determination of vapor pressure. In: Technique of organic chemistry, A. Weissberger, Ed., Vol. 1, Part I. Interscience Publishers, New York 1949. 2nd ed., p. 180
22. Vogler, K. und Niessen, H.: Kolorimetrische und gaschromatographische Bestimmungen von Rückständen in Pflanzen nach Anwendung von Euparen. Pflanzenschutz-Nachrichten Bayer 20 (2), 534-549 (1967)
23. Spencer, W.F. and Cliath, M.M.: Vapor density and apparent vapor pressure of lindane (γ -BHC). J. Agr. Food Chem. 18, 529-530 (1970)
24. Spencer, W.F. and Cliath, M.M.: Vapor density of dieldrin. Environ. Sci. Technol. 3, 670-674 (1969)
25. Gattner, H. (Fa. Riedel-de Haen, Seelze, Bundesrepublik Deutschland): Mitteilung (1976)
26. Spencer, W.F. Shoup, T.D., Cliath, M.M., Farmer, W.J. and Haque, R.: Vapor pressures and relative volatility of ethyl and methyl parathion. J. Agr. Food Chem. 27, 273-278 (1979)
27. Farmer, W.J., Yang, M.S., Letey, J. and Spencer, W.F.: Hexachlorobenzene: its vapor pressure and vapor phase diffusion in soil. Soil Sci. Soc. Am. J. 44, 676-680 (1980)
28. Diamond Shamrock Corporation USA, Dokument 416-3EI-80-0162-001 (1981)
29. Lipka, K., Herren, E. und Buck, A.; Der Stoffübergang eines Fungizides von einem Wandanstrich auf eingelagerte Äpfel (eine Parameterstudie anhand von Tributylzinnbenzoat). Chem. Mikrobiol. Technol. Lebensm. 5, 150-154 (1978)
30. Zimmerli, B. und Marek, B.: Der Übergang von Stoffen aus Anstrichen in die Luft von Innenräumen. Mitt. Gebiete Lebensm. Hyg. 70, 161-173 (1979)

31. Huber, W.: Modellversuche zur Abschätzung der Raumluftbelastung durch Holzschutzmittel. *Holz Roh-Werkstoff* 38, 135-137 (1980)
32. Berge, A., Mellegaard, B., Hanetho, P. and Ormstad, E.B.: Formaldehyde release from particleboard. - Evaluation of a mathematical model. *Holz Roh-Werkstoff* 38, 251-255 (1980)
33. Treybal, R.E.: Mass transfer operations. 2nd edition, McGraw-Hill Chemical Engineering Series, New York 1968
34. Zimmerli, B.: Modellversuche zum Übergang von Schadstoffen aus Anstrichen in die Luft. *Staub-Reinhalt. Luft* 40, 30-34 (1980)
35. Silbernagel, H. und Kratzl, K.: Zur quantitativen Bestimmung der Formaldehydabgabe von Spanplatten. *Holzforschung u. Verwertung* 20, 113-116 (1968)
36. Berge, A. and Mellegaard, B.: Formaldehyd emission from particleboard - A new method for determination. *Forest Prod. J.* 29, 21-25 (1979)
37. Sagner, G. und Schöndube, M.: Bestimmung und toxikologische Bewertung von Dichlorvos- Raumluft-Konzentrationen nach Ausbringung von Nebelmitteln. Dieses Buch, S. 359
38. Zimmerli, B. und Zimmermann, H.: Einfaches Verfahren zur Schätzung von Schadstoffkonzentrationen in der Luft von Innenräumen. *Mitt. Gebiete Lebensm. Hyg.* 70, 429-442 (1979)
39. Steinwandter, H. und Schlüter, H.: Beiträge zur Adsorption von Chlorkohlenwasserstoffen an Polyethylen. II. Adsorption von 11 Chlorkohlenwasserstoff-Pestiziden aus der Gasphase. *Chemosphere* 6, 27-34 (1977)
40. Baker, J.M., Morgan, J.W.W. and Syvory, J.G.: Wood protection research at the Princess Risborough Laboratory 1971-1972. *B.W.P.A. Annual Convention*, 1972, Rec. Conv. Br. Wood Preserv. Ass., 183-199
41. Morgan, J.W.W. and Punslow, D.F.: Volatile losses of wood preservatives. *B.W.P.A. Annual Convention*, 1973. Rec. Conv. Br. Wood Preserv. Ass. 173-193
42. Cornwell, P.B. and Hawkes, W.: Penetration and persistance of organic-solvent preservatives, spray applied to *Pinus sylvestris*. *Holzforsch.* 29, 36-39 (1975)
43. Baker, J.M., Morgan, J.W. and Savory, J.G.: Wood protection research at the Forest Products Research Laboratory 1969-1970. *B.W.P.A. Annual Convention* 1970. Rec. Conv. Br. Wood Preserv. Ass. 99-117
44. Zicherman, J.B.: SEM-X-ray analysis of pentachlorphenol in treated wood. *Wood Fiber* 7, 110-118 (1975)
45. Henshaw, B.G., Laidlaw, R.A., Orsler, R.J., Carey, J.K. and Savory, J.G.: The permanence of tributyltin oxide in timber. *B.W.P.A. Annual Convention*, 1978. Rec. Conv. Br. Wood Preserv. Ass. 19-29

46. Plum, H. und Landsiegel, H.: Untersuchungen über die Beständigkeit von Tributylzinnoxid in Holz. Holz Roh-Werkstoff 38, 461-465 (1980)
47. Smith, P.J., Crowe, A.J., Allen, D.W., Brooks, J.S. and Formstone, R.: A study by 119m Sn Mössbauer spectroscopy of bis(tri-n-butylin)oxide adsorbed on cellulosic materials. Chem. Ind. 1977, 874-875
48. Thust, H.: Stand der Produktion und Anwendung von Organozinnverbindungen in der DDR. Zinn und seine Verwendung Nr. 122 (1979), 3-5
49. Rother, H. (Bayer AG, Krefeld, Bundesrepublik Deutschland): Unveröffentlichte Resultate (1977)
50. Zimmerli, B.: Biozide Stoffe in der Raumluft. Chemische Rundschau 30, 8-11 (1977)
51. Barry, P.J. and Chamberlain, A.C.: Deposition of iodine onto plant leaves from air. Health Physics 9, 1149-1157 (1963)
52. Perry, J.H.: Chemical engineers' handbook. 4th edition, McGraw-Hill, New York 1963, Section 14-20
53. BASF Aktiengesellschaft, Ludwigshafen/Rhein, Bundesrepublik Deutschland
54. WHO: Evaluation of some pesticide residues in food. WHO Pesticide Residues Series No. 2, WHO Geneva (1973), p. 149

Anschrift des Verfassers:
Dr. B. Zimmerli

Eidgenössisches Gesundheitsamt,
Postfach 2644, CH - 3001 Bern



Luftqualität in Innenräumen

Hrgb. K. Aurand, B. Seifert und J. Wegner
Gustav Fischer Verlag, Stuttgart-New York 1982

Chemische und physikalische Prozesse bei der Trocknung von Bauten anstrichmitteln und ihre Auswirkung auf die Beschaffenheit der Luft in Wohnräumen

Chemical and Physical Reactions during the Drying Process of Paints and Their Impact on Indoor Air Quality

B. Hantschke

Summary

Taking six different cases of paint application indoors (three "do-it-yourself" workers and three professional painters), the maximum solvent concentration to be expected in the indoor air is calculated. The results of gas chromatographic determinations of the emission of solvents from paints and lacquers and of old lacquer layers are used to show that the paints offered today to a wide extent fulfill the requirements of a protection of the environment and do not represent a danger to the user and the inhabitant of a room provided that one is ready to follow the instructions and security advices. The importance of a sufficient air exchange rate is stressed.

Zusammenfassung

Für sechs Fälle von frischem Farbanstrich im Innenraum (3 Hobbymaler und 3 Berufsmaler) werden die maximal in der Innenluft zu erwartenden Lösungsmittel-Konzentrationen berechnet. Die Ergebnisse gaschromatographischer Untersuchungen der Emission von Lösungsmitteln aus Farben und Lacken und von gealterten Farbanstrichen zeigen, daß die heute käuflichen Farben den Belangen des Umweltschutzes weitgehend Rechnung tragen und keine Gefahr für den Anwender und den Bewohner eines Raumes bilden, wenn Gebrauchsanleitungen und Ratschläge für Sicherheitsvorkehrungen befolgt werden. Auf die Notwendigkeit eines ausreichenden Luftwechsels wird hingewiesen.

1. Raumluftbelastung mit Lösungsmitteldämpfen bei der Verarbeitung von Lackfarben

1.1 Lösungsmittelgehalt von Bautenlackfarben

Bautenlackfarben enthalten als Verteilungsmittel Lösungsmittel, in der Regel Aliphaten. Daneben sind in der flüssigen Phase auch geringe Anteile von Aromaten, Alkoholen, Glykolen und Lackhilfsmitteln, wie Hautverhinderer (Oxime) und Stabilisatoren enthalten.

Bei Alkydharz-Bindemitteln können geringe Anteile von niedermolekularen Bindemittelanteilen, so auch freie Fettsäuren, im Verlauf des Kochprozesses im Bindemittel verbleiben und somit in der flüssigen Lackphase vorhanden sein.

1.2 Lösungsmittelgehalt der Raumluft bei Anstricharbeiten

An je 3 Beispielen soll die maximal mögliche Raumluft-Konzentration an Lösungsmitteln bei Durchführung von Anstricharbeiten durch einen Selbststreichere und einen Maler abgeschätzt werden.

Der Selbststreichere erledigt

- eine typische Wochenendarbeit, bei der Tür, Fenster und Heizkörper eines Raumes neu gestrichen werden (Fall I),
- eine umfangreiche Wochenendarbeit mit Reinigung und Anlaugen der Altanstriche sowie anschließendem Neuanstrich von 2 Türen und Fenstern und einer Wandvertäfelung (Fall II),
- eine Kellerbodenbeschichtung (Fall III).

Der Maler führt durch

- den Neuanstrich von 7 Räumen ($9 - 52 \text{ m}^3$) eines Bungalows mit Lacken und Dispersionsfarben,
- die Neulackierung von Türen (Stapel-lackierung), Fenstern und Heizkörpern in 5 Räumen einer Wohnung,
- die Totalrenovierung einer fünfzimmrigen Altbauwohnung mit Abbeiz-, Reinigungs- und Anstricharbeiten.

Die maximal möglichen Lösungsmittel-Konzentrationen bei den Arbeiten des Selbststreichers sind in Tabelle 1 aufgeführt. Diese Werte beziehen sich auf einen geschlossenen, unbelüfteten Raum. Bei guter Lüftung trocknen jedoch frisch gestrichene Flächen bei 20°C Raumtemperatur in wenigen Stunden ab, d.h. die Lösungsmittel sind in dieser Zeit so weit abgedunstet, daß nur noch ein kleiner Rest im Anstrich zurückgehalten wird. Ein Beispiel für den zeitlichen Verlauf der Abdunstung aus Anstrichstoffen wird in Abb. 1 für einen Buntlack bei senkrechter Trocknung gezeigt.

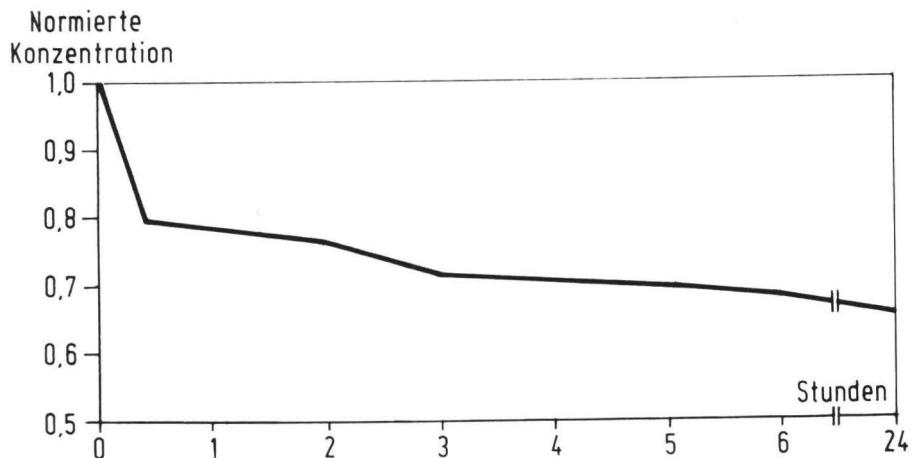


Abbildung 1: Normierter Konzentrationsverlauf von Lösungsmitteldämpfen bei der senkrechten Trocknung von gelbem Buntlack mit 67 % Festkörperanteil (senkrechte Trocknung).

Da Bodenbeschichtungsmaterialien in der Regel durch Ausgießen und Verteilen aufgebracht werden, tritt hier die Lösungsmittelabdunstung spontaner als bei normalen Lackierungen auf. Gute Belüftung und Abstellen von Heizungsflammen sind hier die Voraussetzung zur Ausschaltung von Gefahren, insbesondere da Bodenbeschichtungen im Gegensatz zu normalen Bauten-Alkydharzlacken zum größten Teil aromatische Kohlenwasserstoffe, aber auch Alkohole und Ester als Lösungsmittel enthalten.

Die bei den Arbeiten des Malers vorliegenden Bedingungen einschließlich der maximal auftretenden Lösungsmittel-Konzentration sind in den Tabellen 2 und 3 enthalten. Da es üblich ist, bei der Durchführung von Anstrichen in Bungalows ganz bzw. teilweise zu lüften, ist die Lösungsmittel-Konzentration stets niedriger als die in Tabelle 2 angegebene maximale Konzentration. Im Falle der Neulackierungen in einer Wohnung ist ebenfalls mit einer geringeren Konzentration zu rechnen, wenn wie angegeben die Türblattlackierung in einem Raum von nur 16 m^3 Luft liegend vorgenommen wird. Der Raum wird während der Lackierung und auch nachher geschlossen gehalten.

Die in den Tabellen 1 - 3 aufgeführten theoretischen Werte bedeuten, daß bei geschlossenen, unbelüfteten Räumen bei richtiger Auswahl der Anstrichmaterialien keine bzw. kaum Gefährdungen für den ausführenden Selbststreicher oder Maler auftreten können. Da die Arbeiten in der Regel über längere Zeiträume verteilt sind, dies insbesondere bei Malerarbeiten, sind Gefährdungen weiter auszuschließen. Die Lösungsmittelkonzentrationen bewegen sich demnach in der Praxis weit unter den angegebenen Maximalwerten.

Tabelle 1: Raumluftbelastung mit Lösungsmittel bei Arbeiten eines Selbststreichers (Erläuterung der Fälle im Text)

		Fall I	Fall II	Fall III
Raumvolumen Anstrichflächen	(m ³) (m ²)	30 Tür 2,5 Fenster 1,5 Heizkörper 7,0	30 Türen 5 Fenster 3 Wände 12	44 Fußboden 20
Anstrichmaterial		Weißlack auf Alkydharzbasis	Buntlack auf Alkydharzbasis	Lack für Boden- beschichtung
Materialmenge	(kg)	Tür 0,25 Fenster 0,12 Heizkörper 0,70 --- 1,07	Türen 0,50 Fenster 0,24 Wand 1,08 --- 1,82	Fußboden 36
Lösungsmittelanteil des Anstrichmittels (%)		28,6	43,4	47
Lösungsmittel Konzentration (g/m ³)	(kg)	0,3	0,8	1,7
Maximale Lösungsmittel- Konzentration (g/m ³)		10	27	39

Tabelle 2: Raumluftbelastung mit Lösungsmittel bei Arbeiten eines Malers (Anstrich eines neuen Bungalows; Lackarbeiten beim Renovieren einer Wohnung)

		Bungalow	Wohnung
Raumvolumen	(m ³)	112	124
Anstrichflächen	(m ²)	Decken/Wände Türen Fenster Heizkörper	340 23 15 32
Anstrichmaterial		Dispersionsfarbe Lackfarbe	Lackfarbe
Materialmenge	(kg)	Decken/Wände Türen Fenster Heizkörper	102 2,3 1,3 3,2
Lösungsmittelanteil des Anstrichmaterials	(%)	2,0 35,2	— 35,2
Lösungsmittelmenge	(kg)	4,4	1,7
Maximale Lösungsmittel- Konzentration (g/m ³)		21	14

Tabelle 3: Raumluftbelastung mit Lösungsmittel beim Arbeiten eines Malers (Altbau-sanierung mit kompletter Renovierung einer Wohnung von Grund auf)

Raumvolumen	(m ³)	160
Anstrichfarben	(m ²)	
Decken/Wände	(Dispersionsfarbe)	260
Türen	(Ablaugen, Spachteln, Vorlack, Lack)	15
Fenster	(Abbeizen, Vorstreichen, Vorlack, Lack)	18
Heizkörper	(Ablaugen, Vorstreichen, Lack)	30
Verwendete Materialien/ Lösungsmittelanteil		
Decken/Wände		Dispersionsfarbe/2 %
Spachteln		Spachtelmasse/20 %
Vorstreichen		Vorstreichfarbe/30 %
Vorlackieren		Vorlack/26 %
Lackieren		Buntlack/38 %
Abbeizen	(80 g/m ²)	Methylchlorid
Ablaugen		Salmiakgeist
Materialmenge	(kg)	
Dispersionsfarbe		78
Spachtelmasse	(100 g/m ²)	1,5
Vorstreichfarbe	(120 g/m ²)	5,8
Vorlack	(140 g/m ²)	4,6
Buntlack	(100 g/m ²)	6,3
Lösungsmenge	(kg)	
Dispersionsfarbe		1,6
Spachtelmasse		0,3
Vorstreichfarbe		1,7
Vorlack		1,2
Buntlack		2,4
Abbeizer		1,4
Maximale Lösungsmittel-Konzentration (g/m ³)		
ohne Abbeizen		45
mit Abbeizen		54

2. Raumluftbelastung mit Lösemitteldämpfen bei der Verarbeitung von Dispersionsfarben

2.1 Lösungsmittelgehalt von Dispersionsfarben

Dispersionsfarben enthalten als Verteilungsmittel Wasser. Daneben sind in der flüssigen Phase auch noch geringe Anteile an Lösungsmitteln in der Größenordnung von 1 - 2 Gew.-% enthalten, die

1. als Koaleszierhilfsmittel zugesetzt werden,
2. als Lösungsvermittler in Hilfsstoffsystemen enthalten sind.

Es handelt sich überwiegend um Benzine (Testbenzine) oder Alkohole (C_2-C_6), in untergeordneten Mengen auch Glykole und Glykolether. Eine Ausnahme bilden Dispersionslacke, die meist einen höheren Anteil Glykol/Glykolether in der Größenordnung von 5 - 8 Gew.-% enthalten.

Darüberhinaus enthalten Dispersionsfarben noch geringfügige Anteile von Restmonomeren in der Größenordnung von 0,1 Gew.-% und weniger (s. Abschnitt 2.2).

Alles in allem kann man bei Dispersionsfarben - ausgenommen Dispersionslacken - von einem Anteil von max. 2 Gew.-% Lösemittel bzw. lösemittelar-tiger Stoffe ausgehen.

2.2 Monomerengehalt von Dispersionsfarben

Kunststoffdispersionen enthalten in frischem Zustand immer einen gewissen Anteil an noch nicht umgesetzten Monomeren, der jedoch schon beim Lagern der Dispersionen (Altern) abnimmt. Der Monomerengehalt muß bei der Herstellung der Dispersionen wegen des intensiven Geruches der monomeren Bestandteile möglichst gering gehalten werden. Während Vinylacetat wegen seines bonbonartigen Geruches noch hingenommen werden könnte, wirken Acrylate, Styrol u.a. regelrecht belästigend. Die handelsüblichen Dispersionen enthalten durch-schnittlich an Monomeren:

Polyvinylacetat-Klebstoff-Dispersionen	0,5 Gew.-%
Polyvinylacetat-Anstrich-Dispersionen	0,3 Gew.-%
PVA-Copolymerivate für Anstrichmittel	↓
Acrylat-Dispersionen	0,1 Gew.-%
Styrol-Acrylat	↓
Styrol-Butadien	0,08 Gew.-%
Vinylchlorid	ppm-Anteile

Da selbst bei hochgebundenen, glänzend auftrocknenden Dispersionsfarben der Dispersionsanteil 35 Gew.-% selten übersteigt, betragen die Konzentrationen der Monomeren in den Anstrichmitteln nur rd. 1/3, bei den matt auftrocknenden Decken- und Wandfarben mit einem Dispersionsgehalt von max. 15 Gew.-% höchstens 1/6 der bei den handelsüblichen Dispersionen genannten Werte. Man kann deshalb bei der Berechnung der Raumluftbelastung den Monomeranteil mit gutem Gewissen vernachlässigen.

2.3 Lösungsmittelbelastung der Raumluft bei Anstricharbeiten

Nimmt man den durchschnittlichen Verbrauch an Anstrichstoff bei Innenanstrichen mit 300 g/m^2 an, so kann man bei einem Raum von 30 m^3 von den in Tabelle 4 verzeichneten Daten ausgehen.

Tabelle 4: Maximale Raumluft-Konzentration an Lösungsmitteln beim Anstrich eines Modellraumes mit Dispersionsfarbe die 2 % organische Lösungsmittel enthält.

Raumgröße	
Volumen (m^3)	30
Deckenfläche (m^2)	12
Wandflächen (m^2)	35
Benötigte Farbmengen bei 300 g/m^2 Auftrag (kg)	
Decke	3,6
Wände	10,5
Lösungsmittelmenge (g)	
Decke	72
Wände	210
Maximale Lösungsmittel-Konzentration (g/m^3)	9,4

Bei guter Lüftung trocknen frisch gestrichene Flächen bei 15°C Raumtemperatur in 2 - 4 h ab, so daß innerhalb dieser Zeit das Wasser soweit verdunstet, daß sich die gestrichenen Flächen feucht anfühlen.

Der Lösungsmittelanteil verringert sich durch Verdunstung innerhalb der ersten 24 h um wenigstens 80 %, was beim Deckenanstrich 14,4 g und beim Wandanstrich 42,0 g Restlöschemittel bedeutet, die in der Folgezeit noch an die Raumluft abgegeben werden. Das würde beim Deckenanstrich nach 24 h Trockenzeit nur noch eine max. Raumluftbelastung von $0,48 \text{ g/m}^3$, beim Wandanstrich von max. $1,4 \text{ g/m}^3$ bedeuten.

Diese Werte bewegen sich an der MAK-Wert-Grenze von Octan (Benzinkohlenwasserstoff) (der MAK-Wert gibt die zulässige Raumluftbelastung an einem Arbeitsplatz bei 8-stündiger Arbeit an). Das bedeutet, daß durch die bei der Verarbeitung von Dispersionsfarben austretenden Lösemitteldämpfe keine gesundheitlichen Schäden beim Menschen auftreten können.

Der Fall, daß ein Raumbewohner etwa als Selbststreicher nach dem Anlegen der Decken bzw. Wände sich dauernd im hermetisch geschlossenen Raum aufhält, ist wohl absurd. Üblich ist die Raumbenutzung nach 24 h, dann ist die

Lösemittelimmision abgeklungen. Wenn gelüftet wird und ein mehrmaliger Luftaustausch stattfindet, sinkt die Raumluftbelastung so rapide, daß keine gesundheitsschädigenden Folgen möglich sind, falls sich jemand länger in diesen Räumen aufhält. Die Erfahrungen der Praxis stimmen mit diesen Überlegungen überein.

Zusammenfassend läßt sich sagen, daß der Lösungsmittel- und Monomerengehalt von Dispersionsfarben im allgemeinen so gering ist, daß eine Kennzeichnung dieser Anstrichstoffe nach der Arbeitsstoff-Verordnung nicht erforderlich ist. Eine überschlägige Berechnung der Lösemittelbelastung der Raumluft bei Anstricharbeiten zeigt, daß es sich bei diesen Anstrichstoffen um sehr schadstoffarme Produkte handelt, von deren Verarbeitung keine nachhaltigen gesundheitlichen Beeinträchtigungen ausgehen. Wenn zudem noch eine gute Belüftung frisch gestrichener Räume sichergestellt ist, geht von den modernen Kunstharzdispersionsfarben keine Gefahr aus!

3. Gaschromatographische Untersuchung der Emission von Lösungsmitteln aus Bautenlacken

Es wurden die Buntlacke A (grün) und B (weiß) in einem unbelüfteten 20 m^3 -Raum auf $1,1\text{ m}^2$ Türfläche aufgetragen. Der Raum blieb beim Auftrag und während des gesamten Meßzeitraumes geschlossen. Lackiert wurde mit einem Ringpinsel (Naßschichtdicke $100\text{ }\mu\text{m}$) bei 22°C , wobei 104 g Lack A bzw. 128 g Lack B verbraucht wurden. Die Zusammensetzung der Lösungsmittel der Lacke ist in Tabelle 5 enthalten.

Tabelle 5: Lösungsmittelzusammensetzung von zwei Buntlacken

Lösungsmittel	Lösungsmittelanteil (%)			
	Buntlack A (grün)	Buntlack B (weiß)		
	Bezogen auf Gesamtprodukt	Bezogen auf Gesamt- Lösungsmittel	Bezogen auf Gesamtprodukt	Bezogen auf Gesamt- Lösungsmittel
Tetralin	0,006	0,014	0,003	0,01
GB-Ester	0,004	0,009	0,002	0,007
Benzin 30	34,83	80,13	22,37	78,20
Benzin 21	—	—	3,40	11,89
Solvent Naphtha	—	—	0,66	2,30
Xylol	6,42	14,76	1,90	6,63
Isobutanol	0,01	0,023	0,13	0,46
Butanol	0,10	0,23	0,07	0,24
Ethylglykol	2,09	4,81	0,06	0,22
Dipenten	0,01	0,023	0,01	0,04
Summe	43,5	100	28,6	100

Nach 0,25, 1,5, 3,5 und 6 Stunden wurden mit Hilfe einer Gasspülpumpe Aktivkohle-Röhrchen in 0,8 m Entfernung von der Tür sowie in der Mitte des Raumes mit der Raumluft beladen. Die adsorbierten Bestandteile wurden mit einer Lösung von 5 % Methanol in Methylenechlorid von der Aktivkohle desorbiert. Nach Präparation wurde die Lösung gaschromatographisch untersucht.

In Tabelle 6 sind die Ergebnisse der Messungen für die Lösungsmittelbestandteile Benzin 30, Xylol und Ethylglykol zusammengestellt.

Tabelle 6: Raumluft-Konzentration nach Auftrag eines grünen Buntlackes in 0,8 m Abstand von der bestrichenen Fläche (A) und in Raummitte (B)

Zeit nach Auftrag des Lackes (h)	Konzentration (mg/m ³)					
	Benzin 30		Xylol		Ethylglycol	
	A	B	A	B	A	B
0,25	2920	2760	730	652	284	235
1,5	2750	2480	454	417	75	63
3,5	1830	2060	274	309	39	46
6,0	1400	1340	215	209	26	26

4. Gaschromatographische Untersuchung der Abdunstungen aus Spritzlacken

Bautenlacke zeigen ein gleichmäßiges Abdunsten der Lösungsmittel, die in der Regel aus milden Aliphaten bestehen. Bei der Untersuchung, ob beim Abdunsten aus den Lacken nach dem Auftrag Bindemittelanteile mit in die Umwelt gerissen werden, wurde aus diesem Grunde ein Lack gewählt, der schärfere Lösungsmittelkombinationen enthielt. Bei solchen Lacken, die in der halb-industriellen Fertigung im Spritzauftrag aufzutragen sind, ist die Abdunstung anders zu sehen als bei normalen Bautenlacken. Die Wechselwirkungen zwischen Binde- und Lösungsmitteln lassen aber den Rückschluß zu, daß ein Austritt von Bindemittelanteilen aus dem Lack während des Trocknungsprozesses mit Sicherheit leichter als bei normalen Bautenlacken nachweisbar ist.

Der Spritzauftrag des Lackes erfolgte mit einer Düse von 1,1 mm Durchmesser bei 7 bar Zerstäuberdruck und einem Materialdurchsatz von 350 g/min auf Glasplatten, die 30 cm von der Spritzpistole entfernt aufgestellt wurden. Der applizierte Lack wurde nach definierten Zeitabständen abgenommen und in tarierte Probegläschen gefüllt, die luftdicht mit Bördelkappen verschlossen und gewogen wurden. Für die gaschromatographische Analyse der Lösemittelanteile wurde der Lack mit Aceton verdünnt, das durch das Septum der Bördelkappe

in das Gläschen gespritzt wurde. Der so verdünnte Lack wurde direkt auf die GC-Säule gespritzt. Nach der GC-Analyse wurden die Probegläschchen geöffnet und die Lösemittel abgedampft. Die Gläschen mit dem zurückgebliebenen Festkörper wurden wiederum gewogen, so daß die Zusammensetzung der Lackschichten nach den festgelegten Abdunstzeiten ermittelt werden konnte.

Die Daten zeigen:

- 1) Die Lackschicht hat unmittelbar nach dem Aufspritzen des Lackes, d.h. nach 20 sec. Abdunsten, gegenüber der spritzfertigen Einstellung einen rund 10 % höheren Festkörpergehalt.
- 2) Nach 5 min. Abdunstzeit sind ca. 20 % des Lösemittels abgedunstet.
- 3) Mit zunehmender Abdunstzeit reichern sich erwartungsgemäß in den verbleibenden Lösemittelanteilen die höhersiedenden und schwererflüchtigen Komponenten an.
- 4) Bautenlacke geben, auch wenn sie mit scharfen Lösungsmitteln versetzt sind, in der Regel beim Trocknungsprozeß keine Bindemittelanteile an die Umwelt ab.

5. Charakterisierung von gealterten Anstrichfilmen

Die Frage, ob aus einem getrockneten Anstrichfilm während der Alterung Bestandteile diffundieren, wurde am Beispiel von hochglänzenden Decklacken und Lasurmaterialien untersucht.

Die Anstriche unterschiedlich zusammengesetzter weißer Decklacke wurden unter den Trocknungsbedingungen 10°C und 60 % rel. Feuchte sowie 20°C und 50 % rel. Feuchte liegend getrocknet und nach 2 Tagen in einen geschlossenen, unbelüfteten Raum von 24 m³ Luft unter Normalklimabedingungen gebracht.

Die Oberflächenüberprüfung auf Auswandern von Bestandteilen wurde gegen eine Nullprobe (Anstrich stehender Glastafeln) vorgenommen. Eine Bewertung wurde nach 2 und 12 Wochen Lagerung durchgeführt.

Zur Untersuchung der Art der auswandernden Substanzen wurde eine Kombination von Gas- und Hochleistungs-Flüssigkeits-Chromatographie angewendet. Bei der Probenentnahme wurde unter bewußter Vermeidung von Lösemitteln, die aus dem Lack unter Umständen Substanzen hätten extrahieren können, nur mit sorgfältig gereinigter, trockener Watte gearbeitet. Mit dieser Watte wurden die Oberflächen abgerieben. Anschließend wurde ein Auszug mit organischem Lösungsmittel erstellt und der so erhaltene Extrakt untersucht.

Je nach Zusammensetzung der Lacke ergaben sich auf der Lackfläche und schwächer auf den Glastafeln

- freie Fettsäuren (bes. Stearin- u. Palmitinsäure),
- Monoglyceride von Fettsäuren,
- Diglyceride von Fettsäuren,

also niedermolekulare Zwischenprodukte der Alkydharzherstellung. Die Entfer-

Ungetrübte Farbenfreude

Merksätze zur Anwendung und Aufbewahrung von Lacken und Lösungsmitteln

Hinweise für Haushalt und Hobby

1. Anwendung

- 1.1 Bei der Verarbeitung von lösungsmittelhaltigen Lacken und Farben entstehen Lösungsmitteldämpfe, die möglichst nicht eingehatet werden sollen.
Bei und nach dem Anstrich im Raum also belüften!
- 1.2 Beim Verdünnen von Lacken und Farben Spritzer in die Augen vermeiden.
- 1.3 Reste von Lösungsmitteln nie in andere Behälter oder gar Getränkeflaschen umfüllen.
- 1.4 Mit Lösungsmittel nie die Hände reinigen.
- 1.5 Bei Arbeiten mit Farben und Lacken keinen Alkohol zu sich nehmen.
- 1.6 Vorsicht bei Schleifarbeiten auf alten mit Holzlasuren gestrichenen Hölzern und vor allem bei Asbestzementverkleidungen.
Schleifstaub nicht einatmen.
- 1.7 besonders bei Kellerbodenbeschichtungen auf Frischluftzufuhr achten, Heizungsbrenner abstellen.
Bei Schwindelgefühl sofort, sonst in regelmäßigen Zeitabständen an die frische Luft gehen.
- 1.8 Mit Lösungsmittel oder Lacken verschmutzte Reinigungslappen nicht im Hause herumliegen lassen (Entzündungsgefahr). In Blechbehälter tun und in die Mülltonne werfen.

2. Aufbewahrung

- 2.1 Lacke und Farben sowie Lösungsmittel und Hilfsmittel z.B. Abbeizer und Pinselreiniger, nach Gebrauch fest verschließen, Lackdosen einmal umdrehen, um weitere Luftzufuhr zu vermeiden, und unerreichbar für Kinder abstellen.
- 2.2 Lacke und Farben nicht im Heizungskeller sowie an Orten des Hauses, wo sich höhere Temperaturen einstellen können (z.B. Dachkammer) aufbewahren.

3. Beseitigung

- 3.1 Farben und Lackreste gehören weder ins Abwasser (z.B. bei Dispersionsfarben) noch ins Feuer (z.B. bei Lacken). An ungefährlicher Stelle Lösungsmittel verflüchtigen lassen, Farbe und Lackreste eintrocknen lassen, dann erst zur Müllabfuhr.
- 3.2 Kleine Behälter (nicht mehr als 0,5 l) fest verschlossen in den Hausmüll geben.
- 3.3 Geleerte Behälter unbrauchbar machen, damit nicht durch unsachgemäße Wiederverwendung Gefahren entstehen, Spraydosen nicht zerstören.

nung solcher niedermolekularer Bestandteile im Kochprozeß der Alkydharzherstellung, eine Konfektionierung mit Auffangkatalysatoren und die Beschleunigung der Vernetzung der Lackoberfläche können das Problem späterer Auswanderungen gegen Null minimieren.

Die vergleichsweise untersuchten Lasurmaterialien (fungizid und bakterizid eingestellte Imprägnierlasuren) wurden auf Fichtenhölzer aufgebracht. Es ergaben sich ähnliche Ergebnisse wie bei den Hochglanzlacken, jedoch traten neben den meist schwächeren Anzeichen für die Auswanderung von freien Fettsäuren teilweise Ausscheidungen von Substanzen der bioziden Ausrüstung wie Hexachlorcyclohexan und Tributylzinnoxid auf.

Insgesamt kann festgehalten werden, daß durch richtige Kochweise, richtig eingesetzte Bindemittel und richtige Konfektionierung von Bautenanstrichrezepturen Auswanderungen nach Trocknung der Anstriche gegen Null minimiert werden können.

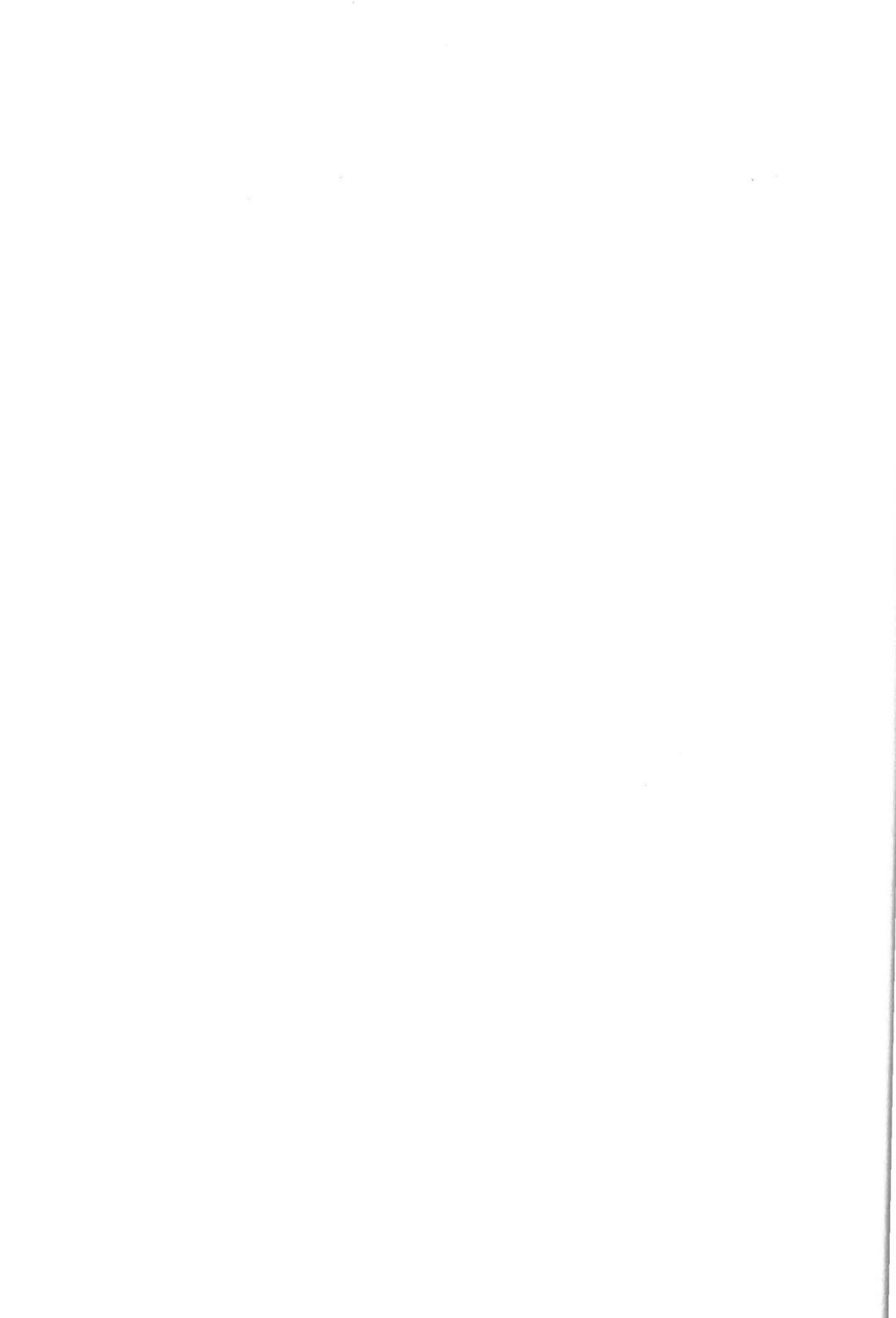
6. Informationen über ungefährdeten Umgang mit Erzeugnissen der Chemie

Die Sicherheit beim Umgang mit Erzeugnissen der Chemie kann immer dann verbessert werden, wenn diese Erzeugnisse richtig angewendet und aufbewahrt werden. Der Arbeitskreis für Arbeitssicherheit in Hamburg (Fontanay 1a, 2 Hamburg 36) gibt Informationsblätter heraus, die in einer auch für den Laien verständlichen Form über die möglichen Gefahren von Chemieerzeugnissen und über Maßnahmen zur Vermeidung einer Gefährdung Auskunft geben.

Die vorliegende Arbeit wurde durch Hinweise, Anregungen und unterstützende Arbeiten mitgestaltet durch Herrn Dr. Böttcher, Wilhelm-Klauditz-Institut, Braunschweig, Herrn Dehnert, Deutsche Amphibolin-Werke, Ober-Ramstadt, Herrn Dr. Bode, Verband der Lackindustrie, Frankfurt, und Herrn Miesner, BASF F+F - Analytik.

Anschrift des Verfassers:
Ing. (grad.) B. Hantschke

BASF Farben und Fasern AG, Bautenlacklabor
Max Winkelmann Str. 80, D - 4400 Münster-Hiltrup



Luftqualität in Innenräumen

Hrgb. K. Aurand, B. Seifert und J. Wegner
Gustav Fischer Verlag, Stuttgart-New York 1982

Einfluß von Lackanstrichen auf die Innenraumluftqualität am Beispiel von Heizkörperlacken

The Influence of Lacquer Coatings on Indoor Air Quality: Radiator Lacquers as an Example

D. Ullrich, R. Nagel, B. Seifert

Summary

Examination of the air of a redecorated office room revealed the lacquer used to paint the radiators as one of the possible reasons for complaints by persons working in that room. The dry lacquer was found to contain solvent residues and considerable amounts of aldehydes (from propanal to n-nonanal), in particular of n-hexanal.

In model studies, the details of aldehyde formation have been elucidated. An electric radiator was painted twice with special radiator lacquer, allowed to dry for 3 days and placed into a 1 m³ glass cube. The cube was continuously purged with clean air, simulating air exchange rates of 0.6 and 0.15 per hour. During the experiment, air samples were taken at intervals of several days and analyzed by gas chromatography. The temperature of the radiator was varied between 40 and 60 °C.

In addition to the different aldehydes which appeared in the air of the cube each at concentrations of up to the mg/m³ range, remarkable concentrations of the corresponding carboxylic acids were found. In analogy to the aldehyde series with a predominance of n-hexanal, there was a maximum concentration of 50 mg/m³ of n-hexanoic acid in the air of the cube.

Taking as an example n-butyrlic acid, which has an odour threshold value of appr. 4 µg/m³, the values measured in the cube were used to calculate the corresponding indoor air concentration in a room of 50 m³ with an air exchange rate of 0.6 per hour. It was found that even after a 4-weeks operation of such a radiator, the odour threshold value was surpassed by a factor of 3.

By using other types of lacquers (e.g. water-soluble lacquers), the occurrence of such aldehydes and carboxylic acids in indoor air can be largely prevented.

Einleitung

In letzter Zeit werden immer häufiger Anfragen über tatsächliche und vermeintliche Belästigungen und Gefährdungen durch Schadstoffe in der Innenraumluft an das Bundesgesundheitsamt gerichtet. So wandten sich auch Mitarbeiter einer Behörde mit der Frage an uns, ob Beschwerden wie Augenreizungen, trockne und rauhe Kehle, Hautjucken und Hautrötungen sich auf erhöhte Schadstoffkonzentrationen in den renovierten Büroräumen zurückführen ließen. Da der Verdacht bestand, daß die zur Renovierung eingesetzten Materialien die Ursache dafür sein könnten und die geschilderten Symptome auch in anderen Anfragen immer wieder angeführt wurden, wurde eine exemplarische Pilotstudie zur Identifizierung von möglichen Schadstoffen und Schadstoffquellen durchgeführt.

Wir setzten zur Klärung verschiedene Analysenmethoden ein, die wir zu der Zeit einsatzbereit hatten. So wurden u.a. Formaldehyd, Summe der Aldehyde, SO₂, NO₂ und aliphatische und aromatische Kohlenwasserstoffe bestimmt. Alle eingesetzten Verfahren ergaben für Innenluftsituationen typische Werte (1), die keinen Bezug zu den geäußerten Klagen erkennen lassen.

Diese zu den anfangs beschriebenen Klagen Anlaß gebenden Substanzen sind also entweder mit den eingesetzten Methoden nicht erfaßbar, oder sie liegen in einer derart niedrigen Konzentration vor, daß sie von den permanent vorhandenen und hygienisch nicht relevanten Komponenten überlagert werden.

Head-space-Analysen von Lackfilmen

Eine Suche nach Schadstoffquellen ist oft der einzige erfolgversprechende Weg, wenn die einzelne Raumluftanalyse keine schnelle und eindeutige Aussage zuläßt. Im vorliegenden Fall ist u.a. auch der Lackanstrich der Heizkörper der Büroräume untersucht worden.

Die abgekratzten Lackfilmkrümel, im Rahmen dieser Untersuchung als Lackfilmprobe A bezeichnet, sind mit einer speziellen, anreichernden head-space-Technik analysiert worden. Hierbei wird die zu untersuchende Probe in einen Reingasstrom gebracht, der die von der Probe in die Gasphase übertretenden Spurenkomponenten auf eine Speichersäule (Tenax + CMS) spült. Die dabei erzielte Anreicherung der Spurenkomponenten kann durch Variation der Spülgasmenge und der Probentemperatur in einem weiten Bereich verändert werden. Zur gaschromatographischen Analyse werden die angereicherten Komponenten von der Speichersäule thermisch desorbiert und mit dem Trägergasstrom auf die gekühlte Trennsäule gespült. Die mit dieser Methode aufgegebene Probenmenge ist groß genug, so daß auch ein dem Gaschromatographen nachgeschaltetes Massenspektrometer wertvolle Hinweise für die qualitative Analyse liefern kann.

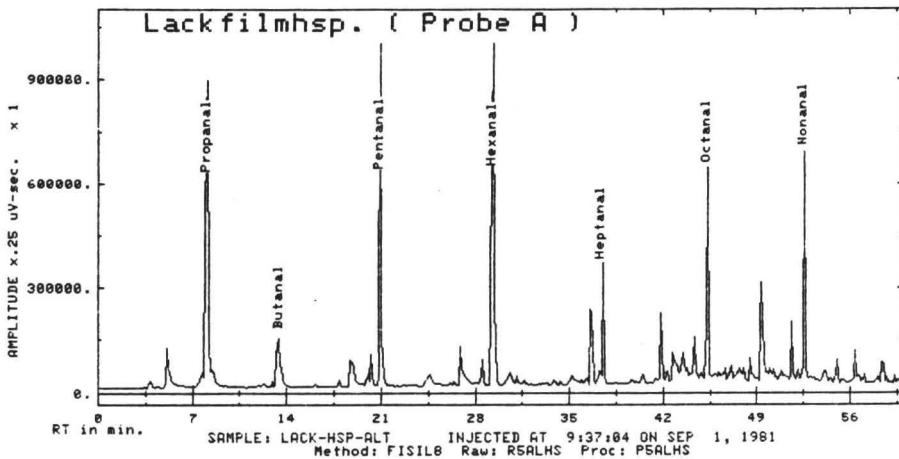


Abb. 1: Aldehyde der Lackfilmprobe A

In der Abb. 1 ist das Ergebnis der head-space-Analyse der Lackfilmprobe A dargestellt. Es fällt besonders eine homologe Reihe von geradkettigen Aldehyden von Propanal bis n-Nonanal auf. Innerhalb dieser Reihe wird ein typisches Konzentrationsmaximum für n-Hexanal erreicht.

Von einem anderen Heizkörper, der im häuslichen Bereich zufällig unmittelbar zuvor gestrichen worden war, wurden ebenfalls Lackfilmkrümel, im Weiteren als Lackfilmprobe B bezeichnet, abgekratzt und dem gleichen Analysengang unterworfen. Die head-space-Analyse liefert ein der Probe A ähnliches Chromatogramm (Abb. 2).

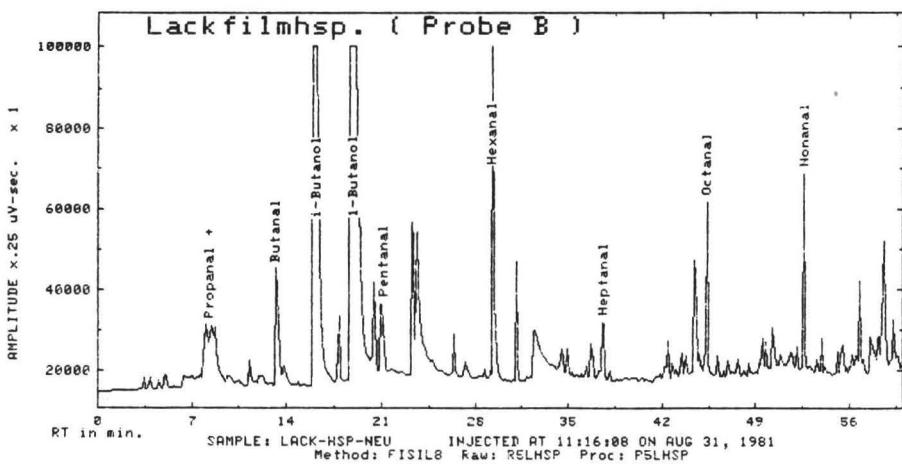


Abb. 2: Aldehyde der Lackfilmprobe B

Alle Aldehyde sind neben der Identifizierung durch Retentionszeiten auf den drei verschiedenen polaren Glaskapillartrennsäulen (CP-Sil 5, CP-Sil 8 und Ucon 75H 90000) auch massenspektrometrisch nachgewiesen worden. Die selben massenspektrometrischen Untersuchungen lieferten stichhaltige Hinweise auf freie Monocarbonsäuren. Mit einer weiteren spezifischen gaschromatographischen Trennphase (FFAP) konnten diese freien Monocarbonsäuren eindeutig nachgewiesen werden. Die Carbonsäurepatttern der Lackfilmproben A und B sind in den Abb. 3 und 4 dargestellt.

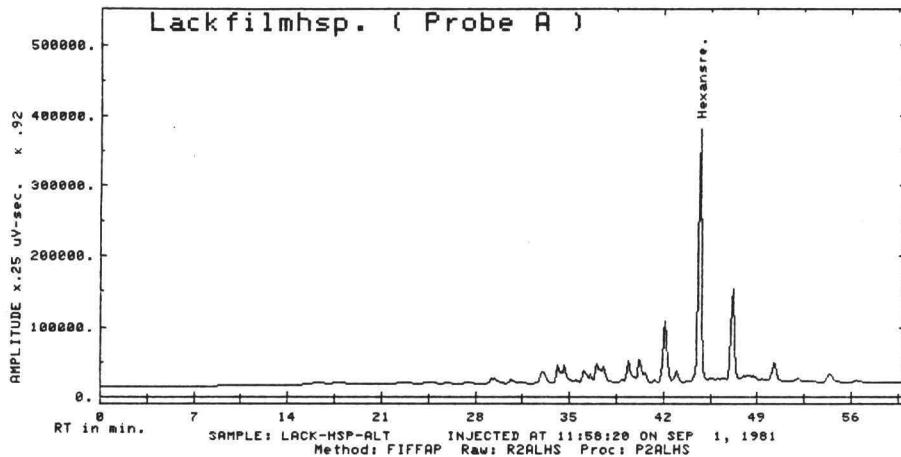


Abb. 3: Carbonsäuren der Lackfilmprobe A

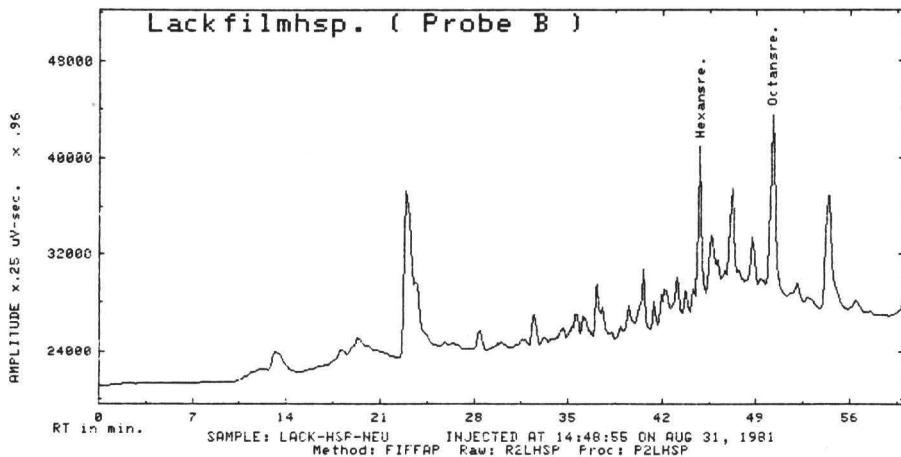


Abb. 4: Carbonsäuren der Lackfilmprobe B

In den folgenden Abbildungen sind die head-space-Analysen von zwei weiteren Lackfilmproben dargestellt. Der Lack C ist ein Universallack, der vom Hersteller ausdrücklich auch für Heizkörper empfohlen wird. Der Lack D ist ein mit Wasser verdünbarer Dispersionslack. Eine Empfehlung des Herstellers als Heizkörperlack fehlt, und der Verkäufer im Farbenfachgeschäft riet von einer derartigen Verwendung ab.

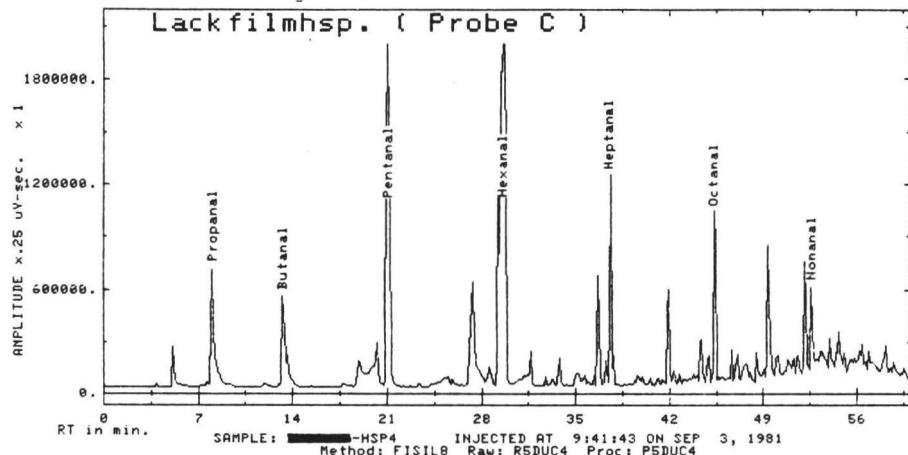


Abb. 5: Aldehyde der Lackfilmprobe C

In der Abb. 5 erkennt man für die Lackfilmprobe C das bekannte Aldehydpattern, das für die Lackfilmprobe D vollständig fehlt (Abb. 6).

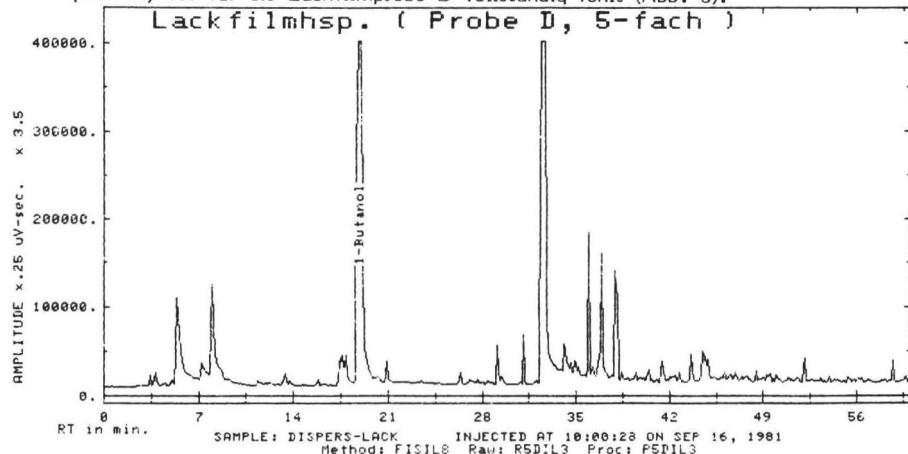


Abb. 6: Aldehyde der Lackfilmprobe D

Ganz analog ist auf der Abb. 7 für die Lackfilmprobe C das bekannte Carbonsäurepattern zu erkennen, während die Lackfilmprobe D dieses Pattern nicht zeigt (Abb. 8).

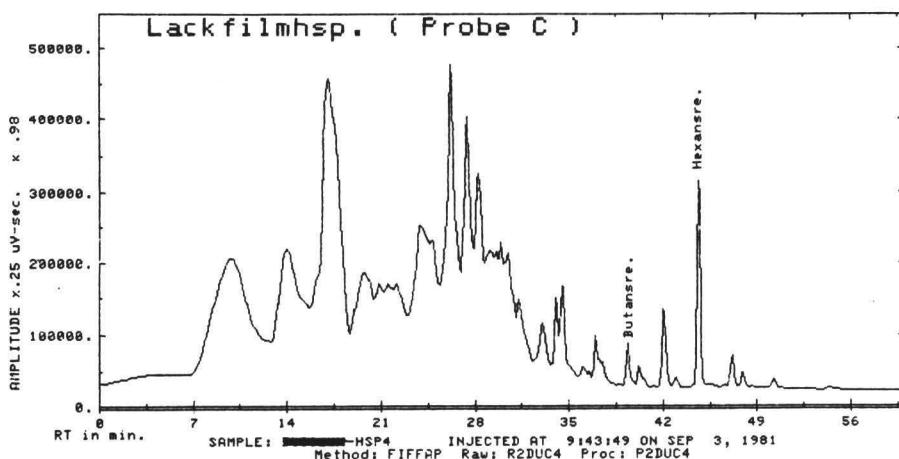


Abb. 7: Carbonsäuren der Lackfilmprobe C

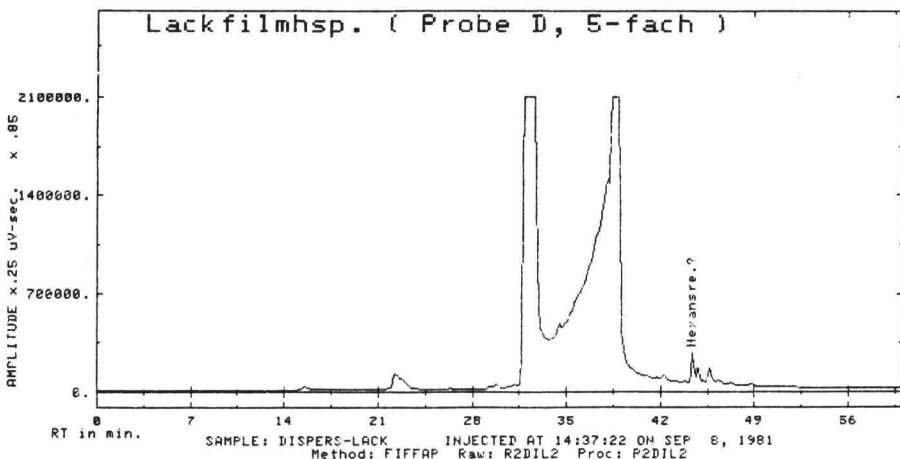


Abb. 8: Carbonsäuren der Lackfilmprobe D

Versuchsreihe über die längerfristige Abgabe von Schadstoffen aus einem Lackfilm

Mit dem bekannten Lack der Probe B wurde nur eine Versuchsreihe durchgeführt, um auf Innenraumverhältnisse übertragbare Ergebnisse zu erzielen. Ein kleiner elektrischer Zusatzheizkörper vom Radiatortyp wurde mit diesem speziellen Heizkörperlack zweimal gestrichen. Der gesamte Farbaufrag betrug ca. 220 g, was einem luftgetrockneten Lackfilm von ca. 130 g entspricht. Nach einer dreitägigen Trocknungszeit wurde der Radiator in einen 1 m³-Glaskubus gestellt, der mit einem variablen Reinluftstrom ständig gespült wurde. Mit dieser Versuchsanordnung ließ sich, unbeeinflußt von äußeren Störeinflüssen, die Auswirkung der Heizkörpertemperatur und der Luftwechselzahl auf die Kubusluftqualität erkennen.

Auf den Abb. 9a und 9b sind Kubusluftproben dargestellt, die nach ca. 1/3 der Versuchszeit bzw. am Versuchsende entnommen wurden. Bei der Probe vom 31. Versuchstag sind deutlich neben den schon bekannten Aldehyden größere Mengen von Substanzen zu erkennen, die mit der benutzten universellen gaschromatographischen Methode nur unzulänglich erfaßt werden. Mit der FFAP-Trennphase konnten auch in der Kubusluft die freien Monocarbonsäuren wiederum nachgewiesen werden (Abb. 10). Auch hier kann man eine homologe Reihe erkennen, mit einem Konzentrationsmaximum für die Hexansäure.

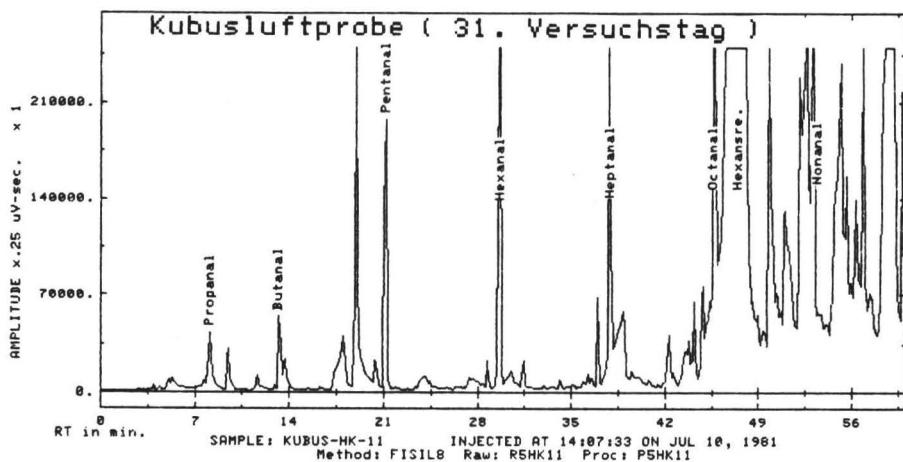


Abb. 9a Aldehyde in der Kubusluft (ca. eine Woche nach dem erstmaligen Einschalten des Heizkörpers)

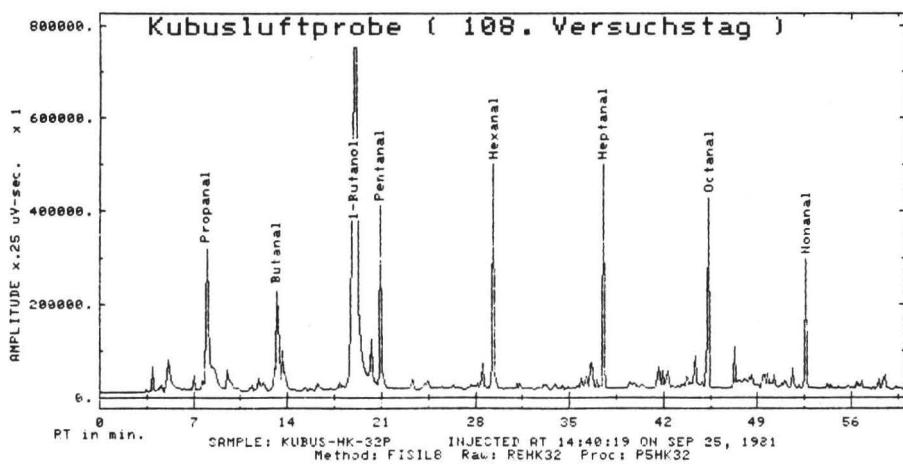


Abb. 9b: Aldehyde in der Kubusluft (Versuchsende)

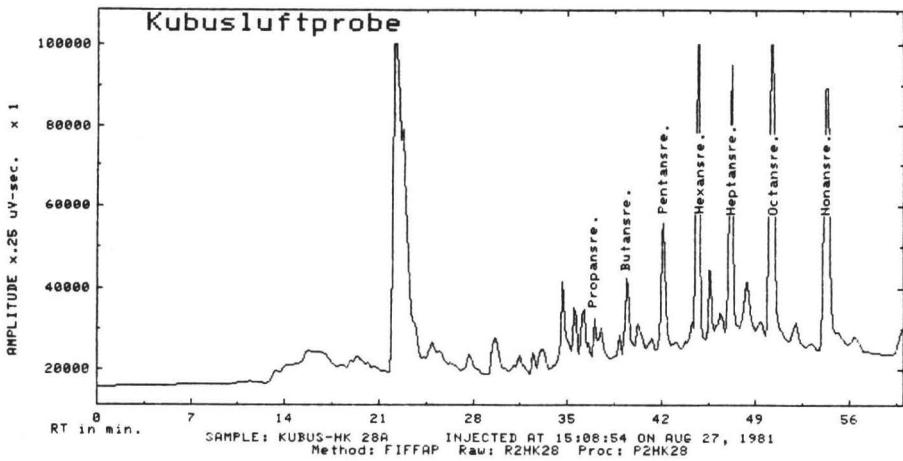


Abb. 10: Carbonsäuren in der Kubusluft (ca. acht Wochen nach dem erstmaligen Einschalten des Heizkörpers)

Die Ergebnisse der Versuchsreihe sind in Tab. 1 und Tab. 2 aufgeführt. Erstaunlich ist bei den Aldehyden, daß gleich am Anfang, schon vor dem Einschalten des Heizkörpers, für n-Pentanal und n-Hexanal die jeweilige Maximalkonzentration auftritt. Die Konzentration von sämtlichen Säuren wurde erst für die zweite Hälfte der Versuchsreihe mit dem spezifischen Verfahren bestimmt. Die Konzentration der Hexansäure an den vorangegangenen Versuchstagen ist aus dem universellen Analysenverfahren über Umrechnungsfaktoren hinterher ermittelt worden. Hier fällt die hohe Konzentration der Hexansäure von über 100 mg/m³ unmittelbar nach dem erstmaligen Einschalten des Heizkörpers auf.

Tabelle 1: Zeitlicher Verlauf der Aldehyd-Konzentrationen im Modellversuch

Tag nach Beginn des Versuches	Konzentration in der Kubusluft (mg/m ³)							
	Propanal	Butanal	Pentanal	Hexanal	Heptanal	Octanal	Nonanal	Summe
2	0.57	0.18	1.6	5.0	0.16	0.25	0.12	7.9
9	0.24	0.19	0.92	2.9	0.29	0.45	0.25	5.2
17	0.19	0.12	0.81	2.0	0.27	0.51	0.27	4.2
21	0.20	0.12	0.68	1.8	0.39	0.75	0.40	4.3
Heizstufe 1 eingeschaltet								
27	0.54	0.45	1.1	2.4	1.3	2.7	3.3	12
29	0.41	0.33	0.80	1.6	0.91	1.6	1.7	7.4
31	0.27	0.19	0.56	1.1	0.66	0.97	1.1	4.9
Luftwechselzahl von 0.15 auf 0.60 erhöht								
34	0.10	0.12	0.10	0.20	0.14	0.15	0.10	0.91
37	0.03	0.03	0.04	0.08	0.02	0.05	0.08	0.33
41	0.03	0.02	0.03	0.05	0.03	0.03	0.04	0.23
Heizstufe 2 eingeschaltet								
43	0.14	0.10	0.14	0.20	0.13	0.24	0.17	1.1
45	0.13	0.15	0.30	0.24	0.15	0.19	0.22	1.4
49	0.08	0.05	0.06	0.08	0.07	0.06	0.05	0.45
Luftwechselzahl von 0.60 auf 0.15 verringert								
50	0.72	0.16	0.73	0.87	0.54	0.55	0.31	3.9
52	0.20	0.09	0.43	0.39	0.30	0.21	0.11	1.7
64	0.13	0.15	0.10	0.24	0.11	0.07	0.12	0.92
79	0.13	0.11	0.19	0.11	0.08	0.06	0.03	0.71
100	0.10	0.10	0.08	0.10	0.06	0.04	0.02	0.50
108	0.15	0.11	0.13	0.14	0.12	0.10	0.06	0.81

Tabelle 2: Zeitlicher Verlauf der Konzentrationen von geradkettigen Monocarbonsäuren im Modellversuch

Tag nach Beginn des Versuches	Carbonsäure - Konzentration in der Kubusluft (mg/m ³)							
	C ₃ -Säure	C ₄ -Säure	C ₅ -Säure	C ₆ -Säure	C ₇ -Säure	C ₈ -Säure	C ₉ -Säure	Summe
2				8				
9				10				
17				12				
21				14				
Heizstufe 1 eingeschaltet								
27				160				
29				110				
31				50				
Luftwechselzahl von 0.15 auf 0.6 erhöht								
34				20				
37				4				
41				2				
Heizstufe 2 eingeschaltet								
43				5				
45				7				
49				1				
Luftwechselzahl von 0.6 auf 0.15 verringert								
52	1.0	2.4	3.8	9.5	3.9	4.8	2.2	28
64	0.3	1.3	2.0	5.4	2.9	4.1	1.9	18
73	0.6	1.2	1.4	3.3	1.7	2.4	1.3	12
79	0.5	1.2	1.5	3.5	2.0	2.7	1.3	13
108	0.6	1.1	1.1	2.5	1.4	1.6	0.7	9

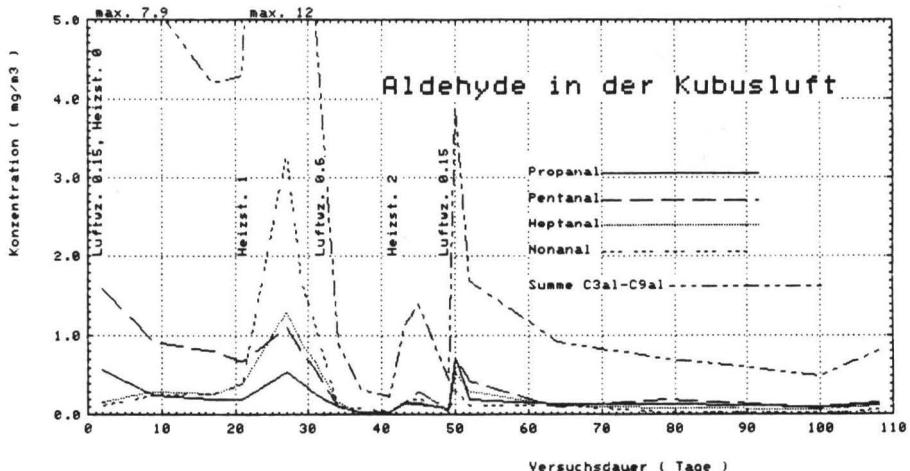


Abb. 11a: Aldehyde (ungeradzahlig) in der Kubusluft

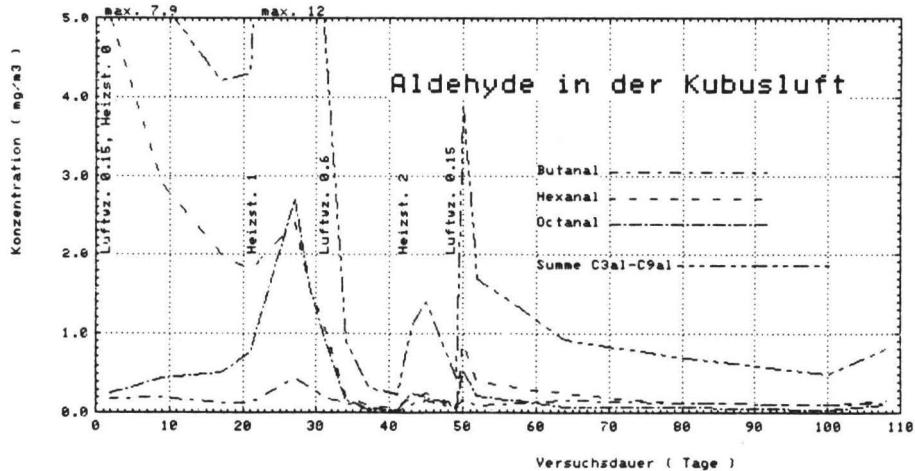


Abb. 11b: Aldehyde (geradzahlig) in der Kubusluft

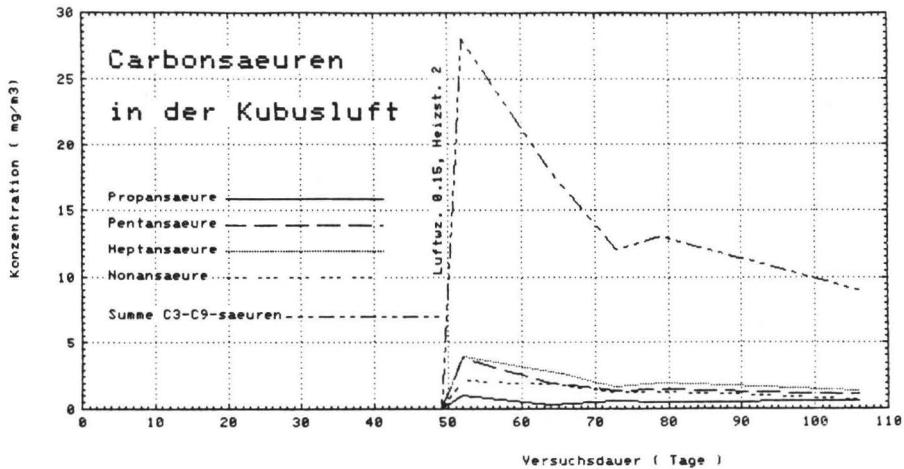


Abb. 12a: Carbonsäuren (ungeradzahlig) in der Kubusluft

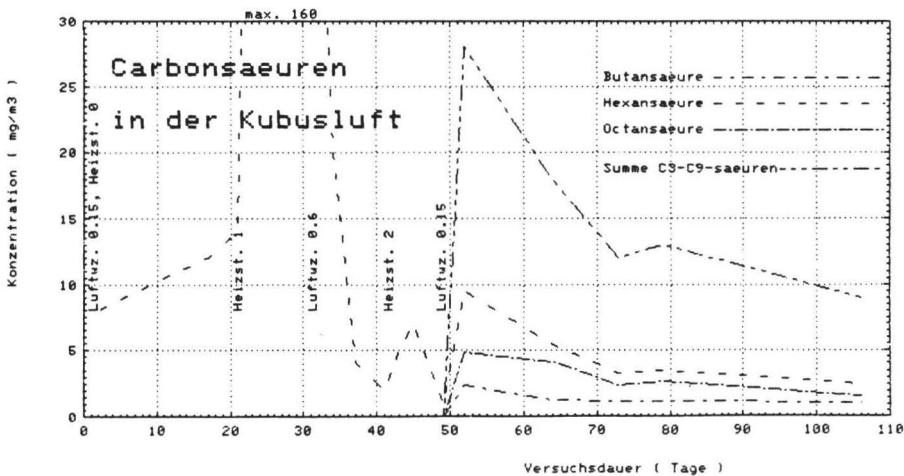


Abb. 12b: Carbonsäuren geradzahlig in der Kubusluft

Anschaulicher kann man den Konzentrationsverlauf der Aldehyde in einer grafischen Darstellung erkennen. Zur besseren Übersicht sind die ungeradzahligen Aldehyde in der Abb. 11a und die geradzahligen Aldehyde in der Abb. 11b, jeweils mit der gemeinsamen Summenkurve, abgebildet. Deutlich kann der Einfluß der jeweiligen Betriebsbedingungen, wie Änderung der Luftwechselzahl (Luftwz.) und der Heizstufe (Heizst.), verfolgt werden.

Die Darstellung des Konzentrationsverlaufs der Carbonsäuren ist in den Abb. 12a und 12b analog der Aldehyddarstellung gewählt worden. Auch hier wird der Einfluß der verschiedenen Betriebsbedingungen deutlich.

Vergleich der Kubusluft mit der Raumluft

An dieser Stelle soll nochmals auf die reale Raumluft, die zu den anfangs geschilderten Klagen Anlaß gab, näher eingegangen werden. Ein Übersichtschromatogramm der Raumluft, das ein sehr breites Spektrum von organischen Komponenten aufzeigt, ist in der Abb. 13 dargestellt. Die Probenahme und Analyse hierfür erfolgte mit dem gleichen universellen Verfahren, das für die dynamische head-space-Analyse anfangs kurz beschrieben wurde.

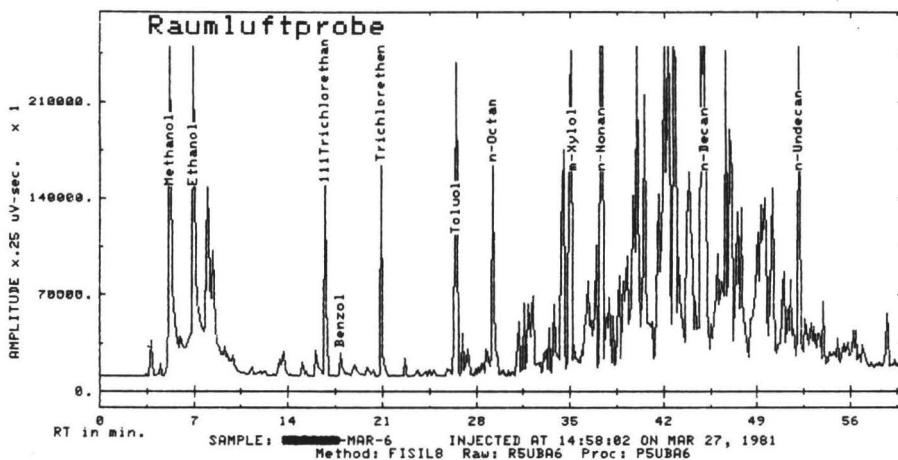


Abb. 13: Raumluftproben auf CP-Sil 8 mit FID

Bis auf die relativ hohen Peaks von 1.1.1-Trichlorethan - entsprechend 90 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ - und Trichlorethen - entsprechend 120 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ - sind auf den ersten Blick keine Besonderheiten zu erkennen. Als Beispiel aus der Vielzahl der gefundenen Kohlenwasserstoffe sei das Toluol mit 70 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ und das n-Decan mit 300 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ herausgegriffen. Diese Konzentrationen sind für Innenraumverhältnisse nicht ungewöhnlich. Weiterhin sind größere Methanol-, Ethanol- und Acetonkonzentrationen typisch für normale Innenraumsituationen.

Die gewonnenen Kenntnisse aus der Versuchsreihe ermöglichen es nun diese älteren Analysendaten ganz gezielt auszuwerten. Die stark gespreizten Ausschnitte der Raumluftanalyse zeigen auf zwei unterschiedlich polaren Kapillartrennsäulen zweifelsfrei n-Hexanal mit einer Konzentration von 32 bzw. 37 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (Abb. 14a und 14b). Knapp ein halbes Jahr nach der ersten Raumluftprobe wurde aus demselben Raum erneut eine Luftprobe gezogen, die ein der Abb. 13 sehr ähnliches Pattern zeigt. Wiederum kann n-Hexanal mit einer Konzentration von 20 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ festgestellt werden. Die zu diesem Zeitpunkt verfügbare spezifische Analysenmethode zur Bestimmung freier Carbonsäuren zeigt für die Hexansäuren einen Wert von 60 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ an. Diese Werte lassen sich gut mit entsprechend umgerechneten Kubusluftwerten vergleichen.

Tabelle 3: Vergleich von Luftkonzentrationswerten mit Geruchsschwellenwerten ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)

Monocarbonsäuren			Aldehyde		
Raumluftkonzentration gefunden	Raumluftkonzentration berechnet*	Geruchs- schwellen- wert	Raumluftkonzentration gefunden	Raumluftkonzentration berechnet*	Geruchs- schwellen- wert
C3-	5	110		1	210
n-C4-	12	4		0,5	130
n-C5-	19	3		2	
n-C6-	60	48	30	20-35	2
n-C7-	20	90		2	250
n-C8-	24	9		1	
n-C9-	11	6		0,5	

* Berechnung aus den Kubusluftkonzentrationen des 52. Versuchstages (vier Wochen nach Einschalten des Heizkörpers) für einen 50 m^3 -Raum mit einer Luftwechselzahl von 0,6 l/h

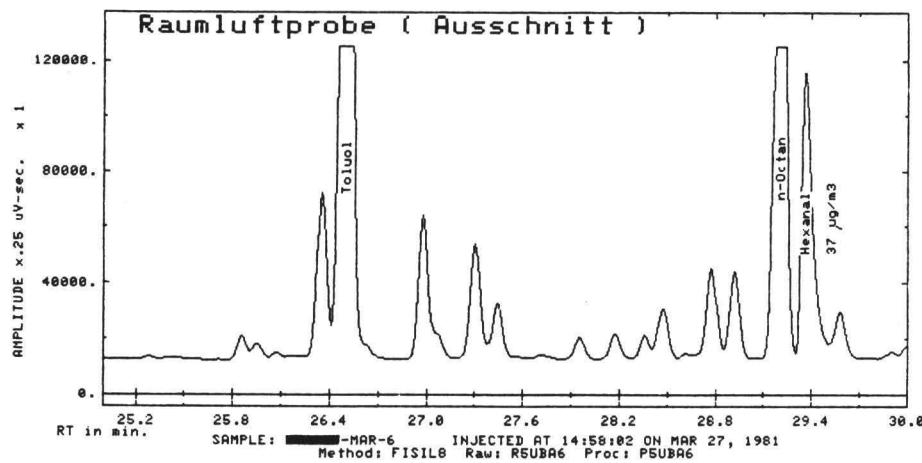


Abb. 14a: Raumlufprobe auf CP-Sil 8

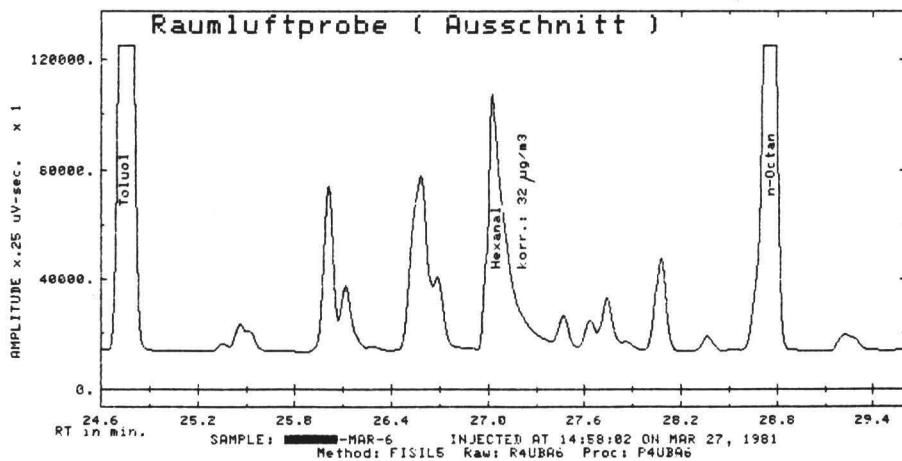


Abb. 14b: Raumlufprobe auf CP-Sil 5

Als beliebiges Beispiel sind die Säure- und Aldehydkonzentrationen des 52. Versuchstages, ca. vier Wochen nach dem erstmaligen Einschalten des Heizkörpers, auf angenommene Raumbedingungen von 50 m^3 Rauminhalt und einer Luftwechselzahl von $0,6 \text{ h}^{-1}$ umgerechnet und in der Tab. 3 aufgeführt worden. Die realen Raumluftkonzentrationen und Geruchsschwellenwerte (2,3) sind ebenfalls in der Tab. 3 aufgelistet.

Die aus den Kubusdaten berechneten Raumluftkonzentrationen ergeben also durchaus Werte in realistischen Größenordnungen, die in der Praxis eher überschritten werden.

Hygienische Aspekte

Eine direkte und akute gesundheitlich Gefährdung durch diese Verbindungen ist im betrachteten Konzentrationsbereich bisher nicht bekannt. Ebenso gibt es auch, bis auf einen MAK-Wert von 30 mg/m^3 (4) für Propansäure, der bei weitem nicht erreicht wird, keinen MAK- und MIK-Wert für die hier aufgeführten Substanzen. Die Überschreitung von Geruchsschwellenkonzentrationen kann jedoch eine wesentliche Beeinträchtigung des Wohlbefindens bewirken, so daß eine Reduktion entsprechender Schadstoffe aus diesem Grund unbedingt anzustreben ist. Wenn auch mit dieser Untersuchung der Beweis, daß die gemessenen Konzentrationswerte zu den eingangs geschilderten Beschwerden führen können, wegen fehlender Wirkungsbefunde nicht erbracht werden konnte, so werden doch Vertreter recht reaktiver Substanzklassen in der Raumluft einwandfrei nachgewiesen. Von der Seite der Schadstoffquelle, dem eingesetzten Lack, kann jedoch dieses spezielle Problem umgangen werden. So sind Lacke auf dem Markt (s. Probe D), die auch aus der hier geschilderten Sicht deutliche Vorteile zeigen. Wie weit diese Lacke alle sonstigen lacktechnischen Qualitätsmerkmale erfüllen können, kann nur ein Lackspezialist beantworten. Auf jeden Fall soll mit der hier geschilderten Untersuchung angeregt werden, parallel zur Optimierung der bestehenden Qualitätsmerkmale auch die Verringerung der Schadstoffabgabe von durchgehärteten Lackfilmen anzustreben.

Literatur

1. B. Seifert, dieses Buch S. 41
2. H.H. Oelert, T. Florian, Staub 32, 400-407 (72)
3. A.C. Stern, Air Pollution III, 335-336, 3rd. Ed. Academic Press, New York, London
4. Maximale Arbeitsplatzkonzentration 1980, Deutsche Forschungsgemeinschaft, Senatskommission zur Prüfung gesundheitsschädlicher Arbeitsstoffe XVI, Boldt Verlag Boppard

Anschrift der Verfasser:

Dr. D. Ullrich

R. Nagel

Dir. u. Prof. Dr. B. Seifert

Institut für Wasser-, Boden- und Lufthygiene

des Bundesgesundheitsamtes,

Corrensplatz 1, D - 1000 Berlin 33

Luftqualität in Innenräumen

Hrgb. K. Aurand, B. Seifert und J. Wegner
Gustav Fischer Verlag, Stuttgart-New York 1982

Tentative Guidelines for the Setting of Emission Standards for Gases and Vapours from Building Materials

Vorläufige Richtlinien für die Festlegung von Standards für die Abgabe von Gasen und Dämpfen aus Baustoffen

L. Mølhave

Summary

The construction and the usefulness of a Danish Standard Room to define emission standards for different substances emanating from building materials is discussed. It is demonstrated that a mathematical model can be used to estimate indoor air concentrations on the basis of emission rates as determined in the standard room.

Zusammenfassung

Es werden der Aufbau und die Verwendung eines genormten dänischen Innenraumes zur Definierung von Standards für die Abgabe verschiedener Stoffsubstanzen aus Baustoffen diskutiert. Es wird gezeigt, daß mit Hilfe eines mathematischen Modells die zu erwartende Innenluftkonzentrationen aufgrund der in einem solchen Standardinnenraum ermittelten Abgabewerte abgeschätzt werden können.

Both moderate and severe complaints about indoor climate have for several years been registered among occupants of modern buildings. Although many complaints can be explained by maloperating technical installations, others remain unexplained even after thoroughly technical investigations.

Many of these unexplainable complaints are similar to those resulting from exposure to low concentrations of irritating gases and vapours e.g. of organic solvents. Further the complaints are most frequent in new buildings or in renovated older buildings in which new types of building and construction materials with unknown effects on the indoor climate have been used. It has long been known that formaldehyde emitted from particleboards and other urea-Formaldehyde containing building materials (1) are causing severe problems in many of these buildings, and in recent years standards have been set for acceptable formaldehyde emission from such materials (see ref. 2 for review).

The setting of such standards for the emission of formaldehyde from particleboards has started a discussion in Denmark on the principles of standard setting for the indoor climate, and this paper will present some of the arguments in the debate in the form of a tentative guideline for standard setting for the home environment.

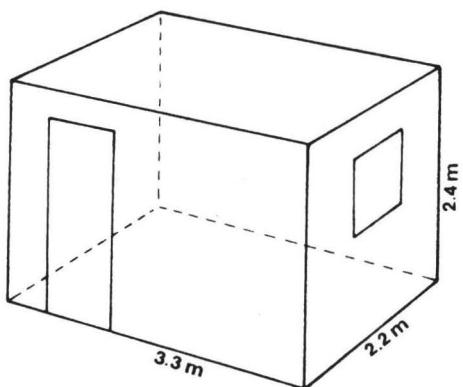
Standards for air pollutants are tools useful in the evaluation of the risk for health, well-being and performance of humans exposed to certain conditions. Standards are supposed to define a border between acceptable and unacceptable risks and are right now very much needed by health and building authorities for the evaluation of the increasing number of complaints in modern buildings.

From a toxicological point of view a sharp division between acceptable and unacceptable exposures is meaningless, but occupational and outdoor thresholds are despite this widely used as trained toxicologists are not available in most situations where decisions must be taken. The same situation is now arising for the non-industrial indoor environment, and air standards may be needed when other potent single compounds than formaldehyde are documented to cause health effects in homes.

The indoor standards will be useful for the control of the air in existing buildings or for the producer of building materials to exclude undesired compounds from the production. The housebuilder will, however, find little information about what type of materials to select for new buildings. This is the main reason for the setting in many countries of both a standard for indoor air concentrations of formaldehyde and a standard for formaldehyde emission from e.g. particleboards. The aim of the emission standards of course is the same as for the indoor air standards - the protection of humans against adverse health effects - that is to ensure that the indoor air standards are not exceeded in new buildings.

No simple relation exists between the specific emission of a compound from a building material and the concentration of that compound in room air. Factors like surface treatment, age of the material, ventilation rate and indoor climate must be considered together with the emission of the same compound from other sources. If such sources exist it should be decided if they shall influence the standard setting for emission from building materials. They may be classified as individual accepted risk factors like smoking, or they must be controlled by other means like the consumer product controls.

The acceptable emission rate therefore must refer to some standard condition in a standard room. This was the philosophy behind the Danish emission standard for formaldehyde from particle boards (3). The standard room is defined as a small living room or sleeping room for children and the emission of formaldehyde is measured under conditions that represent extreme but not abnormal use of particle boards. This standard room was introduced by the Danish Building Research Institute and the Institute of Hygiene, University of Aarhus, and is shown in figure 1. The climate conditions for temperature (23°C) and humidity (45 % RH) represent annual averages for Danish houses. The ventilation rate, 0.25 air changes per hour, is often found in modern Danish houses with efficient insulation and a minimum of ventilation. The room itself is thought of as a small bedroom roughly of the smallest legal size. Such rooms will normally be used for children, who are more sensitive to health effects than adults, and who may stay in their rooms for long periods every day. The room is equipped with $2.2 \text{ m}^2/\text{m}^3$ particle boards, which e.g. would be the result, if all internal surfaces except a door and a window were made of particle boards. The standard time a board is in stock before use in house construction is one week, and the boards receive the same surface treatment for the standard room as for the normal use.



Indoor Climate:

$23.0^{\circ}\text{C} \pm 0.6^{\circ}\text{C}$
45 % RH ± 3 % RH
 $0.25 \pm 5\%$ air changes per hour

Room Construction:

Volume: 17.4 m^3
Total surface: 33.6 m^2 excl.
fixtures etc.
 2.2 m^2 particle board/ m^3
without surfaces treatment.

Fig. 1. Standard room for the evaluation of formaldehyde from particle boards. The room is defined as a small living room according to the Danish Building Regulations.

Rooms like the standard room can be found in many modern Danish single family houses, and it is the opinion of the Danish health authorities that an officially approved classification of particle boards should protect the normal population from any harm during extended stay under the conditions mentioned.

This is believed to be the case, if the formaldehyde concentration in the standard room is kept below the provisional Danish threshold limit value of 0.15 mg/m³ (4) for formaldehyde in the air of apartments, houses and other living areas.

The Danish standard room is the best defined to be found in the literature. Other less well defined standard room conditions are used in German classification of particle boards according to which the acceptable amount of particle board in rooms is related to average relative humidity in the room (see ref.2). The actual measurements according to the Danish version take place in a scale model of the room and expected formaldehyde concentrations in the standard room can be calculated from the emission rates measured. If the concentration is lower than the indoor air standard the boards are accepted for normal use in house construction. A mathematical model for the relation between emission rates of formaldehyde from particle boards as measured according to the small scale model and the formaldehyde concentration in rooms constructed with the same boards has been constructed and tested earlier (5).

The use of the standard room for setting of emission standards for building materials has been investigated in two experiments at our institute. In the first experiment (5) the emission of formaldehyde from all particle boards used during the construction of a single family house was measured. A mathematical model for the expected concentrations of formaldehyde in the house was developed and the calculated concentrations in three rooms agreed within 15 % with those measured in the same rooms.

Tabelle 1: Calculated equilibrium concentrations of organic gases and vapours of solvent type in 3 rooms

Room No.	Equilibrium concentration (mg/m ³)		No. of compounds	The 5 compounds with highest concentrations
	short term	long term		
1	1.6	0.42	23	n-Butanol, Toluene, n-Decane, Limonene, C4-Benzene
2	23.5	0.71	26	n-Butanol, n-Decane, n-Nonane, C3-Benzene, Toluene
3	15.4	0.77	32	n-Decane, n-Butanol, n-Nonane, C3-Benzene, Toluene

In the next experiment the same equipment was used to measure the emission of organic gases and vapours from common building materials (6). Using the same mathematical procedures the concentrations to be found in new and old Danish houses and dwellings were calculated. Table I shows these results. The concentrations may be compared to concentrations measured in other new and old Danish buildings. In seven new houses the concentrations ranged between 0.5 und 19 mg/m³ while the average concentration measured in 39 older occupied dwellings was 1.3 mg/m³ (7).

Taking into account that no corrections were made for differences in indoor climate and room constructions between the hypothetical rooms used for the calculations and the actual investigated rooms, an acceptable agreement between model and practice is indicated and the conclusion of our experiments is that indoor emission standards may be set to ensure that air standards are not exceeded in the indoor non-industrial environment.

Conclusion

It follows from the above-mentioned that two principles for standard setting exist for acceptabel indoor airquality. One type of standards restrict the concentration of individual potential indoor pollutants like formaldehyde or carcinogens. Such indoor air standards may be set by health authorities, whenever adverse health effects are documented or rendered probable. These indoor air standards may be used by the building authorities to set another type of standards, the emission standards for individual pollutants or groups of pollutants from indoor sources like building materials.

Mathematical models for such calculation are available (5) for formaldehyde but more elaborated models may be needed in the future for more complex systems than the formaldehyde/particleboard system.

Formaldehyde is the only compound with fully documented health effects in indoor air, and indoor air standard and emission standards have in many countries been set more or less according to the above mentioned scheme. Available toxicological information do not yet give the same documentation of health effects of other compounds. Such effects, e.g. of solvent vapour, may be demonstrated in the future, and lists of suspect compounds emitted from building materials have already been identified (6). This knowledge should already now be used whenever possible to eliminate toxicological by suspect materials and compounds from the indoor environment. The existing toxicological information and mathematical models allow the producer to identify and substitute suspect compounds from the production. The house builder may use the same procedures to identify and to avoid building materials containing such suspect compounds.

References:

1. Andersen, I., Lundqvist, G.R. & Mølhave, L.: Indoor Air Pollution Due to Chipboard as a Construction Material. *Atmospheric Environment* 9, 1975, 1121-1127.
2. Hanetho, P.: Formaldehyd-avspaltnig pa spanplater - Resultater fra klimakammerforsk. Proceedings of the DYBIBEL; Spanplade symp. 6.nov.1979, Stockholm, Sweden p.28-44
3. Boligministeriet, Byggestyrelsen: Midlertidige bestemmelser om formaldehyd. Tillæg 11 til Bygningsreglementet 1977.
4. Miljøministeriets bekendtgørelse no. 106 af 21/3 1980 § 14: "Formaldehyd i spanplader". Miljøministeriet j.nr. D.27005-4, 1980.
5. Bisgaard, P., Mølhave, L. & Dueholm, S.: The small scale standard room method for determination of formaldehyde emission from particle boards. In: Proceedings of: FESYP Tk Jahrestagung 1981 Wiesbaden, Germany.
6. Mølhave, L.: Indoor Air Pollutants due to Organic Gases and Vapours of Solvents in Building Materials. In: Proceedings of International Symposium on Indoor Air Pollution, Health and Energy Conservation, Amherst USA 1981.
7. Mølhave, L.: Indoor Air Pollution due to Building Materials. In: Proceedings of the 1st International Indoor Climate Conference, Copenhagen 1978. Ed.: P.O.Fanger & O. Valbjørn.

Anschrift des Verfassers:
Dr. L. Mølhave

Institute of Hygiene, University of Aarhus,
Universitetsparken 180, DK - 8000 Aarhus C

Luftqualität in Innenräumen

Hrgb. K. Aurand, B. Seifert und J. Wegner
Gustav Fischer Verlag, Stuttgart-New York 1982

Diskussionen zu den Vorträgen Zimmerli, Hantschke, Ullrich et al.

N.N. (BAM), Berlin:

Es erhebt sich natürlich die Frage, welche von den Stoffen, die in der Raumluft vorkommen, wirklich gefährlich sind. Läßt man die Verbrennungsstoffe und die Reaktionen, die dabei auftreten, außer acht, so würde ich sagen, daß alle gestern von Herrn Pietrulla genannten Haushaltsprodukte einschl. Waschmittel und Schuhcreme oder auch die Dinge, die aus dem Teppichboden in die Luft kommen, offenbar sehr wenig gefährlich sind. Ein Punkt dagegen, auf den wir achten müssen, wären die Anstrichmittel und die Lösungsmittel, die zu einem großen Teil in die Luft gehen.

Rüden, Berlin:

Sie haben sicher recht, wenn es um die Beeinflussung der Qualität der Raumluft geht und nicht um irgendwelche anderen Wirkungen von Inhaltsstoffen aus Haushaltsreinigungsmitteln auf den Menschen selbst in irgendeiner Form, z.B. wenn er sie über Nahrungsmittel oder sonst irgendwie einnimmt, also oral.

Meckel, Berlin:

Ich habe eine sehr allgemeine Frage an Herrn Ullrich. Sie hatten geschildert, wie es zu Ihren Untersuchungen kam. Kann jedermann zu Ihnen kommen, führen Sie dann die Untersuchungen durch, erheben Sie Gebühren?

Ullrich, Berlin:

Grundsätzlich können wir nicht auf jede Anfrage eine Untersuchung durchführen, jedoch sammeln wir die Anfragen intern, und wenn wir feststellen, daß etwas dahinter steckt, daß z. B. irgendwelche Reizungen ähnliche Ursachen haben, versuchen wir im Rahmen unserer Möglichkeiten ein kleines oder größeres Untersuchungsprogramm zu starten. Jedoch ist das mit Kosten verbunden und daran hat sich auch der Antragsteller zu beteiligen.

Lauterbach, Rosenheim:

Es war bis jetzt die Sprache von Lackanstrichen und Teppichböden. Was noch hinzukommt sind Wärmedämmmaterialien, wie Styropor. Einer Meldung aus den USA zufolge, müssen in sehr vielen Haushalten Polystyroldämmmaterialien herausgerissen werden, weil die Bewohner sehr starke Beschwerden hatten. Dadurch wurden an die Firmen sehr hohe Regreßansprüche gerichtet. Wie ist die Problematik hier in Deutschland zu sehen?

Raff, Ludwigshafen:

Es liegt hier eine Verwechslung vor: Harnstoff-Formaldehydschäume, um die handelt es sich in den USA, und um Styropor, d.h. also geschäumtes Polystyrol. Mir ist kein Fall bekannt, daß Styropor irgendwie zu Gesundheitsschädigungen geführt hat.

Wegner, Berlin:

Eine Frage an Herrn Hantschke: als Hobbymaler lese ich auf Dosen manchmal die Angabe: "Für Innen" oder "für Außen" oder "für Innen und Außen". Sind

das Angaben, die allein dem Zwecke dienen, eine entsprechende Nutzungsmöglichkeit zu gewährleisten, d.h. im Sinne der Gebrauchstauglichkeit, oder sind es auch Angaben, die die toxikologische Bedeutung dieser Lacke zusätzlich beinhalten?

Hantschke, Münster:

Die Bezeichnungen Innen und Außen, sind ein historischer Begriff. Mit Toxikologie hat das sehr wenig zu tun. Wir sind ja gehalten, anzugeben, wenn etwas wirklich gefährlich ist; ab 1. Oktober 1981 steht überall entzündlich drauf. Das ist keine Änderung gegenüber früher, nur die Gesetzgebung hat sich geändert. Ich glaube, daß auf diesem Gebiet der Etikettierung noch viel zu tun ist.

Reine Innenlacke, das sind meist Lacke, die ein paar Harze enthalten, die auch oftmals preiswerter sind und die auf jeden Fall Wetterbelastungen besser nicht ausgesetzt werden sollten. Innenlacke, die mit einem besonderen Hinweis der Ungefährlichkeit für Innen empfohlen werden, die gibt es. Andererseits kenne ich da einen, der ist besonders gefährlich, denn der enthält eine Menge Butylglycol, eine Menge Xylol, und den sollte man eigentlich nicht innen anwenden und ich glaube dieser Begriff "Innen" ist kein Begriff für die Güte.

Wasserlacke sind in der Summe, wenn sie richtig gemacht sind, ungefährlicher als lösungsmittelhaltige Lacke, auch wenn sie milde aliphatische Kohlenwasserstoffe enthalten. Wenn jedoch Wasserlacke, damit sie schöner aussehen und glänzender sind, eine Menge Glycole enthalten, sind sie wiederum gefährlicher. Alles ist da ein bißchen flexibel, und die Ehrlichkeit einzelner Lackhersteller sollte eigentlich ausschlaggebend für den Kauf sein. Die Annahme, der Begriff "Innen" ist ungefährlicher als "Innen und Außen", sollte ganz klar falfengelassen werden. Das ist nicht gegeben.

Keller, Leverkusen:

Eine Frage an Herrn Ullrich: Sie haben relativ hochsiedende Substanzen, also mit geringem Dampfdruck analysiert, haben sich aber nicht geäußert, wie Sie die Probe genommen haben. Die Übertragung der Probe aus der Luft auf das Meßgerät ist ein ganz wichtiger Schritt bei einer derartigen Analytik.

Ullrich, Berlin:

Wir haben zur Probenahme hauptsächlich einen adsorptiven Feststoff verwendet und mit dieser Probenahme eine thermische Desorption vorgenommen und damit praktisch den ganzen Analysengang durchgeführt.

Keller, Leverkusen:

Haben Sie auch Vergleichssubstanzen gehabt? Oder haben Sie nur massenspektrometrisch gearbeitet?

Ullrich, Berlin:

Selbstverständlich haben wir Vergleichssubstanzen gehabt. Zur qualitativen Absicherung sind die Retentionsdaten von drei Kapillarsäulen zugefügt worden und vorher sind alle Substanzen massenspektrometrisch untersucht worden. Und ich wollte nochmals hinzufügen, es ist nicht nur die eine Probenahmeart mit der thermischen Desorption eingesetzt worden, sondern auch die andere, die Grobsche Methode.

N.N., München:

Eine Frage an Herrn Hantschke: Wir haben heute wiederholt gesehen, daß Holzschutzmittel eine gewisse Respektzone haben, und außer Holzschutzmitteln

werden auch die wasserlöslichen Dispersionsfarben mit Fungiziden versetzt. Erste Frage: Haben Sie Erfahrungen, welche Respektzone diese Dispersionsfarben haben, die ja großflächig angewendet werden?

Zweite Frage: Können Sie eine ungefähre Zeit angeben, wo diese fungiziden Wirkstoffe soweit ausdampfen, daß dieser fungizide Schutz nicht mehr da ist, d.h. daß diese Farben von Schimmel befallen werden können und so zur Innenraumluftbelastung führen können.

Hantschke, Münster:

Unsere Untersuchungen bezogen sich nach den Vorversuchen, die Dr. Böttcher gemacht hat, auf einen Zeitraum von 28 Tagen. Sie laufen inzwischen weiter, und zwar werden schwerpunktmaßig Lacke untersucht, darüber hinaus Holzschutzmittel, Lasuren, Wasserlacke, d.h. Dispersionsslackfarben sowie zwei Dispersionsfarben. Eine abschließende Aussage kann hier noch nicht gemacht werden. Wir können aber sagen, wir sehen gewisse Parallelen zwischen den Dispersionsfarben und den Dispersionsslackfarben. Nach 28 Tagen ist noch eine vernünftige Respektzone da, über die muß jedoch noch diskutiert werden.

van den Wiel, Bilthoven:

Was die Niotrosamine angeht, so glaube ich nicht, daß die Formaldehydkonzentration für die Bildung dieser Verbindungen von Bedeutung ist. Eine solche katalytische Reaktion ist in alkalischen Lösungen festgestellt worden, für die Luft ist sie meiner Meinung nach nicht von Bedeutung. Zur Nitrosaminbildung in der Luft, auch in der Innenluft, aus salpetriger Säure und sekundären Aminen zeigen unsere vorläufigen Ergebnisse mit Thermosorb-Probenahme und der Analyse mit dem Thermo Energy Analyzer, daß diese Reaktion von fast keiner Bedeutung ist. Bei Konzentrationen von 100 ppb HNO und mehr als 100 ppb Aminen liegt die Bildung von Nitrosaminen vielleicht in der Größenordnung von 1 %. Dieser Wert ist sehr viel kleiner als die von Pitts und auch von Hanst angegebenen Werte.

Die Außenluftmessungen haben meiner Meinung nach bis jetzt immer bestätigt, daß die in der Luft anzutreffenden Nitrosamine direkt aus den Kaminen kamen und nicht das Ergebnis einer sekundären Bildung in der Außenluft waren. Ich glaube, daß vielleicht auch für die Innenluft Sekundärreaktionen von untergeordneter Bedeutung sind, also daß die Nitrosamine als solche emittiert werden und nicht in einer Gasphasenreaktion in der Luft gebildet werden.

Raff, Leverkusen:

Ich möchte zu der "Respektzone von Holzschutzmitteln" nur kurz feststellen, daß es Holzschutzmittel mit phytotoxischen Bestandteilen gibt. Sie haben eine Respektzone. Es gibt auch Holzschutzmittel, die keine phytotoxischen Wirkstoffe enthalten.

Rüden, Berlin:

Ich darf damit den Referenten und den Diskussionsteilnehmern sehr herzlich danken.



Luftqualität in Innenräumen

Hrgb. K. Aurand, B. Seifert und J. Wegner
Gustav Fischer Verlag, Stuttgart-New York 1982

Wirkstoffe von Holzschutzmitteln im häuslichen Bereich

Active Ingredients of Wood Preservatives Used in Homes

Chr. Krause

Summary

Wood preservation products have been applied in the domestic field for many years. Until 1977, formulations containing the insecticide lindane and the fungicide pentachlorophenol (PCP) had been used. In 90 % of 217 households examined, wood protection products of this type had been applied and between 25 and about 1000 g lindane and between 5 g and about 10 kg PCP (including contaminating substances) had been used in a single house.

Consequently, these active ingredients (e.g. PCP) could be detected increasingly in the environment and the organisms of persons living in the respective homes, i.e. in the air and in dust sampled indoors, in foodstuff and in urine. In comparison to samples of indoor air samples of domestic dust seem to be a much better indicator for exposure, as regards representativeness over an extended period. House dust is especially suitable for screening purposes because of its easy sampling and high biocide contents.

Zusammenfassung

Holzschutzmittel werden seit vielen Jahren im Wohnbereich eingesetzt. Bis 1977 kamen dabei überwiegend Formulierungen mit dem Insektizid Lindan und dem Fungizid Pentachlorphenol (PCP) zur Anwendung. 90 % der von uns untersuchten 217 Haushalte hatten Holzschutzmittel dieser Art verstrichen und dabei zwischen 25 und ca. 1000 g Lindan und zwischen 5 g und ca. 10 kg PCP nebst Verunreinigungen je Haus verarbeitet.

Dementsprechend konnten wir obige Wirkstoffe bei diesem Personenkreis auch vermehrt in der Wohnraumluft, im Hausstaub, in Lebensmitteln und im Urin nachweisen (Beispiel Pentachlorphenol).

Der Hausstaub scheint in bezug auf Repräsentativität über einen größeren Zeitraum der bessere Expositionssparameter als die Raumluft zu sein und wegen der leichten Probenahme und der hohen Biozidgehalte für Screeningzwecke besonders geeignet.

Art und Menge der in Wohnungen eingebrachten Holzschutzmittel

In 217 von uns 1978/1979 untersuchten Haushalte wurden nach Angaben der Bewohner zwischen 1 l und 400 l Holzschutzmittel im Wohnbereich verarbeitet. Die Angaben wurden zum Teil durch direkte Befragung vor Ort und durch Fragebögen im Rahmen einer Feldstudie zur gesundheitlichen Bewertung von pentachlorphenolhaltigen Holzschutzmitteln in Wohnräumen (Krause 1980, Aurand 1981, Walter 1982) erhalten.

93 % der von diesem Personenkreis verwendeten Holzschutzmittel enthielten als Lösungsmittel Mineralöl, als Insektizid Lindan zu etwa 0,5 % und als Fungizid Pentachlorphenol - im folgenden PCP genannt - zu etwa 5 %.

In absoluten Mengen ausgedrückt sind somit in einem Liter Holzschutzmittel 5 g Lindan bzw. 50 g PCP und in 200 Litern Holzschutzmittel ca. 1 kg bzw. 10 kg PCP enthalten.

Nach Angaben der Hersteller war zum damaligen Zeitpunkt das PCP bis zu 15 % vor allem mit Tetrachlorphenol verunreinigt und zu einem kleinen Teil auch mit Chlordibenzodioxinen und Chlordibenzofuranen, wovon das Hexachlordibenzodioxin wiederum den Hauptteil ausmacht.

Die Häufigkeitsverteilung der pro Haushalt eingebrachten Mengen an Holzschutzmittel, Wirkstoffen und deren Verunreinigungen gibt Abb. 1 wieder. Danach wurden besonders große Mengen - nämlich im kg-Bereich - von PCP in die Wohnungen eingebracht.

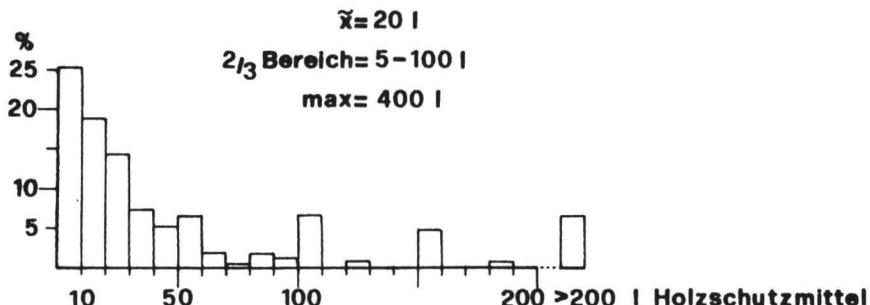
Dieser Tatbestand, die Toxizität des PCP und der geäußerte Verdacht der gesundheitsschädigenden Wirkung auf Grund der PCP-Exposition in diesen Räumen waren der Anlaß zu intensiven Untersuchungen über den weiteren Verbleib des PCP im Wohnraum.

Verteilung und Niederschlag der Wirkstoffe (Beispiel PCP) im gesamten Wohnbereich

Der Wirkstoff wird an sich im Holz vermutet. Das ist aber nicht so. In den ersten Monaten nach dem Anstrich verdampfen, je nach den äußeren Bedingungen, etwa 50 % des PCP und verteilen sich über den gesamten Wohnbereich (Parler 1978, Petrowitz 1981, Ingram 1981).

Holzschutzmitteleinbringung pro Wohnung

N=217 Haushalte



50	500	1000	g Lindan
0,5	5	10	Kg Pentachlorphenol (PCP)
75	750	1500	g PCP-Verunreinigungen
3,5	35	70	mg Dibenzodioxine / Dibenzofurane

Abb. 1. Holzschutzmittel- und Wirkstoffmengen, wie sie bei den befragten Personen pro Wohnung verarbeitet wurden.

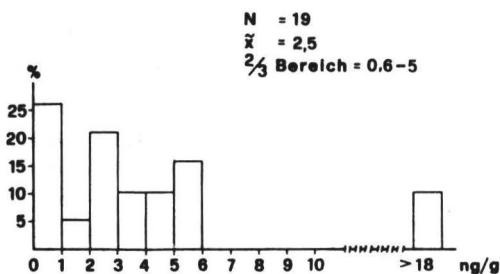
Bei 104 der Wohnungen ermittelten wir PCP-Gehalte bis zu 25 µg PCP/m³ Raumluft (Median = 5 µg PCP/m³, zentraler 2/3-Bereich 2,5-9,5 µg PCP/m³ (Krause 1980)). Der Holzschutzmittelanstrich war zum Zeitpunkt der Messung zwischen einem halben Jahr und 9 Jahren alt. Bei Kontrollwohnungen, d.h. Wohnungen, in denen keine Holzschutzmittel verarbeitet worden waren, fanden wir im allgemeinen PCP-Konzentrationen unter der Nachweisgrenze von 0,1 µg PCP/m³ Raumluft.

Der Gehalt an PCP in der Raumluft nach Anwendung von Holzschutzmitteln wird von diversen Faktoren, wie Holzart, Lösungsmittel, Alter und Menge des Holzschutzmittelanstrichs, Temperatur, Luftwechsel, Luftfeuchte und Luftdruck zum Teil sehr entscheidend beeinflußt (Petrowitz, eigene Beobachtungen, Metzner). Es verwundert daher auch nicht, daß wir keine Korrelation zwischen den PCP- Gehalten in der Raumluft und den PCP-Gehalten im Urin der entsprechenden Bewohner feststellen konnten (Krause 1980, Aurand 1981). Der PCP-Gehalt in der Raumluft allein ist somit als Expositionssparameter sicher nicht geeignet.

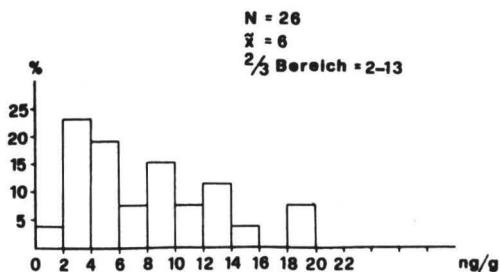
Das PCP verteilt sich über die Luft nicht nur auf Gardinen, Möbel, Teppiche, Kleidung etc., sondern es befindet sich auch leicht vermehrt in Lebensmittelproben (Abb. 2). Bei den Getränken der Holzschutzmittelanwender sind zwar die PCP-Gehalte im allgemeinen gleich niedrig wie die der Kontrollen (keine Holzschutzmittelanwender), doch ist bei den Speisen eine Kontamination nicht zu übersehen. Die Hälfte der Speisen von Holzschutzmittelanwendern weist höhere PCP-Gehalte auf als der höchste PCP-Gehalt bei den Kontrollspeisen. Bei den untersuchten Speisen handelt es sich um über 3 bis 7 Tage gesammelte Querschnittsproben, d.h. es wurden von jeder Mahlzeit einer Familie eine Mischprobe in einen Pool gegeben, von dem wiederum ein aliquoter Teil analysiert wurde.

Holzschutzmittelanwender

PCP in Getränken



PCP im 3-7 Tage Lebensmittelkorb



Kontrollen: <0,1 - 5 ng/g

Abb. 2. PCP-Gehalte in Getränke- und Lebensmittelproben, die aus holzschutzmittelbehandelten Wohnungen stammen.

Anders als die Speisen ist der Hausstaub stark PCP-kontaminiert, ja er scheint geradezu ein Absorbens für das PCP zu sein. Möglicherweise spielen hier Salzbildung durch alkalische Staubpartikel oder Löslichkeiten durch Fetteilchen o.ä. eine Rolle. Der PCP-Gehalt im Hausstaub der "Holzschützer" ist etwa 100 mal höher als der PCP-Gehalt im Hausstaub der Kontrollen (Abb. 3, Dimension beachten!).

**PCP im Hausstaub
Holzschutzmittelanwender**

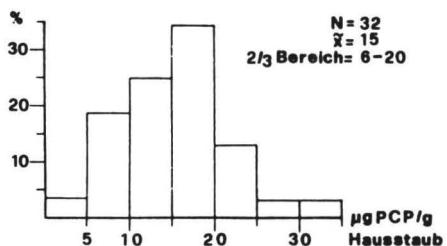
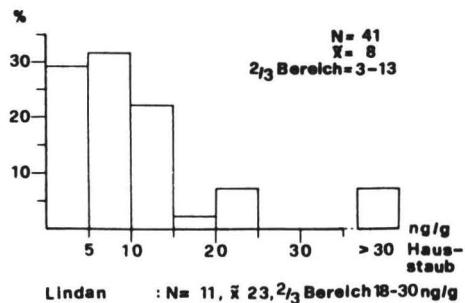


Abb. 3.

**PCP im Hausstaub
Kontrollgruppe**



Vergleich der PCP-Gehalte im Hausstaub bei Haushalten mit und ohne Holzschutzmittelanwendung. Bei letzteren wurde auch 11 mal der Lindangehalt zu $\bar{x} = 23$ und 2/3 Bereich = 11 - 25 ng Lindan/g Hausstaub bestimmt.

Bemerkenswert ist, daß auch bei den Kontrollen PCP und Lindan im Hausstaub zu finden sind, was wiederum auf die weite Verbreitung dieser Wirkstoffe im Haushalt (Farben etc.) hindeutet. Die von uns befragten Personen hielten sich im Mittel etwa 8 bis 12 Stunden pro Tag in holzschutzmittelbehandelten Räumen auf, die kleinen Kinder erwartungsgemäß am längsten (Abb. 4).

Hinsichtlich der langen Aufenthaltszeit und des Spielverhaltens sind die Kleinkinder als besondere Risikogruppe anzusehen.

Der Mensch nimmt das PCP inhalatorisch als Dampf oder staubgebunden, ingestorisch über die Nahrung und auch interkutan durch kontaminierte Kleidung, Spielzeug und sonstige Gegenständekontakte auf.

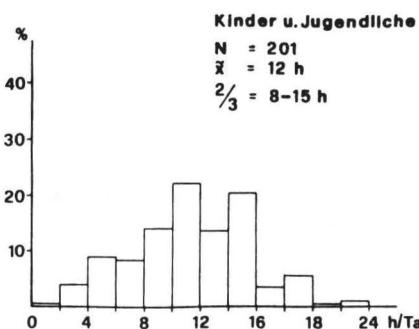
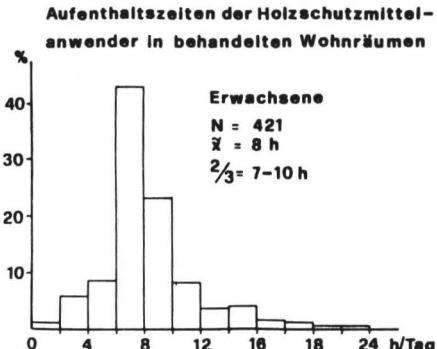


Abb. 4.

Kleinkinder hielten sich besonders lange in den holzschutzmittelbehandelten Räumen auf. Ab dem 12. Lebensjahr betrug die durchschnittliche Aufenthaltszeit etwa 8 h.

Da das PCP schnell über den Urin wieder ausgeschieden wird, läßt sich die vermehrte PCP-Aufnahme der "Holzschützer" gegenüber Vergleichspersonen durch die erhöhten PCP-Gehalte im Urin nachweisen (Krause 1980, Eben). Die untersuchten "Holzschützer" schieden auch 4 Jahre und mehr nach Abschluß der Holzbehandlung deutlich vermehrt PCP im Urin aus.

Hausstaub als möglicher Expositionspараметер

Nicht immer wird ein Schadstoff, ein Metabolit desselben oder ein Wirkungsparameter im Urin, Haar, Fingernagel etc. zu erfassen sein. Dann wird eine screeningartige biologische Überprüfung durch die Gewinnung von Blutserum oder gar Biopsiematerial sehr erschwert.

Deshalb seien hier noch einmal die Vorteile genannt, die Hausstaub als potentieller Expositionspараметер für Screeningzwecke trotz allen Ungenauigkeiten

ten hat:

- Hausstaub ist leicht zu bekommen,
- Hausstaub ist leicht zu transportieren,
- Hausstaub fällt in reichlichen Mengen an,
- Hausstaub enthält relativ große Schadstoffmengen, was für die spätere Analyse von Vorteil ist (Abb. 3),
- PCP im Hausstaub scheint besser mit dem PCP-Gehalt im Urin zu korrelieren als der PCP-Gehalt in der Luft.

Ein Zusammenhang zwischen dem PCP-Gehalt im Haustaub und dem PCP-Gehalt in der Raumluft scheint nur dann zu bestehen, wenn der Holzschutzmittelanstrich nicht älter als 2 Jahre ist. Mit zunehmendem Alter des Anstriches sinken die Luftgehalte, und ein Zusammenhang ist nicht mehr erkennbar (Abb. 5). Wegen der geringen Zahl an Werten seien diese beiden Aussagen jedoch mit Vorbehalt gemacht.

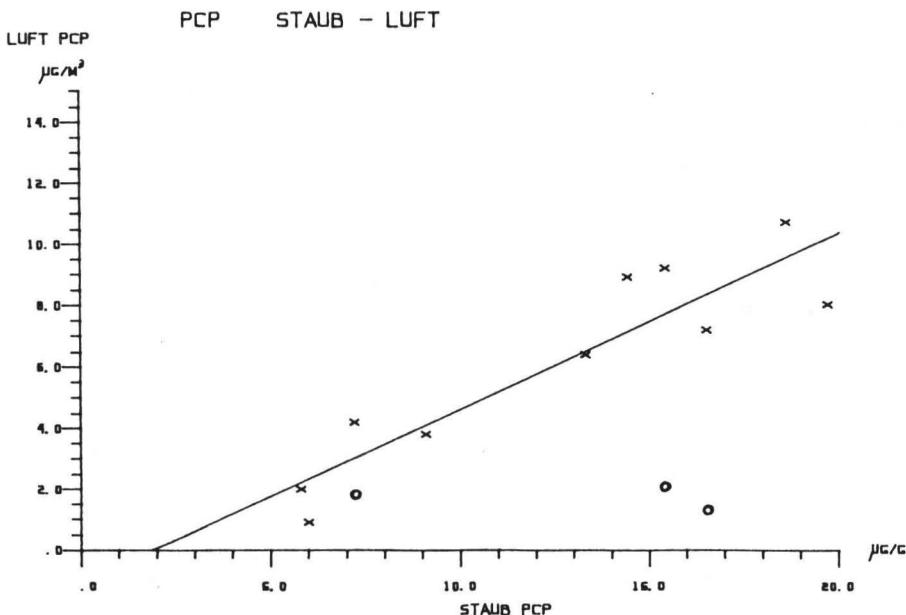


Abb. 5. PCP-Gehalt in der Raumluft und PCP-Gehalt im Hausstaub schienen (wegen der geringen Untersuchungszahlen) untereinander zu korrelieren, sofern der Anstrich nicht älter als 2 Jahre ist (x). Bei älteren Anstrichen (o = 3-4 Jahre) sinken die Luftgehalte gegenüber dem Staubgehalt stark ab.

Literatur

1. Aurand, K., Englert, N., Krause, Ch.: Pentachlorphenolhaltige Holzschutzmittel in Wohnräumen In: Aktuelle Fragen der Umwelthygiene. Schriftenreihe des Vereins Wasser-, Boden- und Lufthygiene 52, 1981
2. Eben, A., Schaller, K.H., Krause, Ch.: Pentachlorphenol im Harn. 5. Lieferung der Loseblattsammlung "Analysen im biologischen Material" der Kommission zur Prüfung gesundheitsschädlicher Arbeitsstoffe. Bd. 2. S. D1 ff
3. Ingram, L.L., et al.: The Effect of Solvent Systems on the Volatilization of PCP. From Treated Wood Proc. Americ. Wood Pres. Assn. 1981
4. Krause, Ch.: Analytik von Holzschutzmitteln in organischen Materialien. Vortrag veröffentlicht in: Anforderungen an die gesundheitliche Bewertung von Holzschutzmitteln, Fortbildungszentrum Gesundheits- und Umweltschutz Berlin e.V., 9. Seminar, 1. Dez. 1978
5. Krause, Ch., Englert, N.: Zur gesundheitlichen Bewertung pentachlorphenolhaltiger Holzschutzmittel in Wohnräumen. Vortrag gehalten von Ch. Krause auf "Internationale Holzschutz-Tagung 1979" Kiel, am 2./ 3.10.1979. Holz als Roh- und Werkstoff 38 (1980) 423-432
6. Metzner, W. (Desowag Bayer): persönliche Mitteilung (1980)
7. Parlar, H., Gebefügi, I.: Vorkommen und Verhalten von PCP in geschlossenen Räumen. In: Aurand, K., Hässelbarth, U., Lahmann, E., Müller, G., Niemitz, W.: Organische Verunreinigungen in der Umwelt - Erkennen, Bewerten, Vermindern. Berlin: E. Schmidt (1978) 436-447
8. Petrowitz, H.J. (Bundesamt f. Materialprüfung, Berlin): persönliche Mitteilung (1981)
9. Walter, R.: Pentachlorphenol, Häusliche Exposition - Medizinische Befunde. Dissertation, Freie Universität Berlin. 1982
10. Zimmerli, B. und B. Marek: Der Übergang von Stoffen aus Anstrichen in die Luft von Innenräumen. Mitt. Geb. Lebensm. Hyg. 70, (1979) 161-173

Anschrift des Verfassers:
Dr. C. Krause

Institut für Wasser-, Boden- und Lufthygiene
des Bundesgesundheitsamtes,
Corrensplatz 1, D - 1000 Berlin 33

Luftqualität in Innenräumen

Hrgb. K. Aurand, B. Seifert und J. Wegner
Gustav Fischer Verlag, Stuttgart-New York 1982

Erfahrungen bei der Bewertung von Holzschutzmitteln

Experience in the Evaluation of Wood Preservatives

M. Kunde

Summary

The strategies applied by the Federal Health Office are described by which decisions in the process of evaluation of insecticidal and fungicidal substances in wood preservatives under the current legislation of the Building Code are made.

Owing to their mostly higher volatility, oil-soluble organic substances are of greater interest than salts used for impregnation. Some 15 substances, most of which are known from the field of plant protection, are used in wood preservation. Since the beginning of the evaluation procedure, there have been considerable gaps of knowledge concerning the behaviour of the active substances as to their evaporation from impregnated wood and their inhalative toxicity in the case of long-term exposure.

The first step in decision-finding consisted in a subdivision of indoor spaces with regard to their use, as it had been clear from the beginning that there were not always consistent reasons for a total ban. Additionally, the consequence of such ban may represent a risk for the general public owing to a reduced protection of supporting timber.

Thus, restrictions in the use of wood preservatives may be formulated which take into account the difference between rooms for permanent and intermittent use and between uncovered and covered wood and the ratio of treated area to room volume.

For the evaluation of particularly critical active substances, the saturated vapour densities of the substances under normal conditions were compared with their respective dose-/concentration-effect relationships the under conditions of chronic exposure. Missing data concerning the sub-chronic and chronic inhalatory toxicity are gathered from long-term feeding experiments, taking into account a comparison of the intensity of the effects from inhalatory and oral exposure to the substance from all other available data. The relationship between saturated vapour densities and actually measured indoor air concentrations is also considered. Where such estimates reveal that the potential exposure of man is close to the toxicologically founded tolerability of such exposure, the use of the substance involved is subject to limitations.

Limitations may be lifted if the assumptions on which the risk estimate had been based are disproved by indoor air measurements or by practice-like model experiments as well as by subsequent chronic inhalation testing in animals.

Holzschutzmittel, die dazu bestimmt sind, Schäden durch Pilze und Insekten, die die Standsicherheit von Holzbauwerken gefährden, zu verhüten oder bei bereits eingetretenem Befall die weitere Zerstörung zu verhindern, unterliegen nach den Prüfzeichenverordnungen der Länder der Prüfzeichenpflicht. Das Prüfzeichen wird auf Antrag vom Institut für Bautechnik in Berlin erteilt, wenn die Brauchbarkeit des Holzschutzmittels für seinen Verwendungszweck nachgewiesen worden ist. Der Begriff der Brauchbarkeit impliziert unter anderem auch, daß die öffentliche Sicherheit und Ordnung, insbesondere Leben oder Gesundheit, durch bauliche Anlagen nicht gefährdet werden dürfen.

Seit der Diskussion über die gesundheitsschädigenden Auswirkungen von Pentachlorphenol war klar, daß die gesundheitliche Bewertung von Holzschutzmitteln eingehender als bis zu diesem Zeitpunkt zu geschehen hat. Das Institut für Bautechnik entschloß sich daher, Prüfzeichen für Holzschutzmittel nur noch dann zu erteilen, wenn vorher durch ein Gutachten die gesundheitliche Unbedenklichkeit des beantragten Holzschutzmittels bescheinigt wurde.

Prüfvoraussetzung

Aus der Einleitung ergibt sich der Rahmen, in dem das Bundesgesundheitsamt tätig ist:

1. Es handelt sich bei der Begutachtung nicht um ein Zulassungsverfahren, in das das Bundesgesundheitsamt aufgrund bestehender Gesetze formal eingebunden ist. Es steht dem Institut für Bautechnik frei, sich auch anderer gutachterlicher Instanzen zu bedienen, um eine gesundheitliche Bewertung zu erhalten.

2. Das Bundesgesundheitsamt beurteilt nicht die Notwendigkeit des Einsatzes eines Holzschutzmittels, sondern es setzt diese bei Auftragserteilung voraus.
3. Die Tatsache, daß ein Holzschutzmittel für die Prüfzeichenerteilung angemeldet wird, zeigt, daß es sich hierbei um ein Mittel handelt, welches nach baurechtlichen Bestimmungen zum Schutz tragender und aussteifender Holzbauteile verwendet werden soll. Die Möglichkeit einer mißbräuchlichen Anwendung kann nicht als Argument gegen dieses Mittel geltend gemacht werden.

Allgemeine Risiko-Einschätzung

Das Bundesgesundheitsamt steht auf dem Standpunkt, jede unnötige Einwirkung von Chemikalien auf den Menschen sei gerade im Wohnbereich unbedingt zu vermeiden. Deshalb wurde mit dem Institut für Bautechnik vereinbart, in jeden Prüfbescheid eine allgemeine Ausschlußformulierung mit folgendem Wortlaut aufzunehmen: "Holzschutzmittel enthalten biozide Wirkstoffe zum Schutz gegen Pilz- und/oder Insektenbefall. Sie sind daher nur anzuwenden, wenn ein Schutz des Holzes vorgeschrieben oder im Einzelfall erforderlich ist."

Man darf ferner von der Annahme ausgehen, daß die Hauptbelastung der menschlichen Gesundheit und der Umwelt mit hoher Wahrscheinlichkeit in dem Imprägnierungsvorgang selbst besteht. Unvermeidbare Verluste beim Spritzen, beim Abtropfen infolge Leckbildung bei Transport oder in den Imprägnieranlagen selbst, sowie der unkontrollierte Verbleib von Holzschutzmittelresten lassen zwei Tendenzen in der Holzschutztechnik besonders wünschbar und unterstützenswert erscheinen:

1. Die Konzentration von Holzschutzmaßnahmen auf stationäre überwachbare Imprägnieranlagen, sofern es sich um den Schutz von Holz vor der Verbauung handelt.
2. Die Entwicklung von Holzschutzmitteln mit lang anhaltender Wirksamkeit, um die Anwendungshäufigkeit insgesamt zu verringern, bzw. die Notwendigkeit der Nachbehandlung von bereits verbautem Holz möglichst weit hinauszuschieben.

Der zweite Aspekt begünstigt den Einsatz möglichst stabiler Wirkstoffe. Das mögliche Verbot einer Wirksubstanz im Rahmen des Pflanzenschutzes steht dabei dem Einsatz als Imprägniermittel für Holz nicht a priori im Wege. Während Pflanzenbehandlungsmittel in der Regel dazu bestimmt sind, frei in die Umwelt ausgebracht zu werden, sind Holzschutzmittel in ihrer Anwendung ortsgebunden, wobei ihre Einflußmöglichkeit auf Mensch und Umwelt in starkem Maße auch von ihrem Verhalten im behandelten Material bestimmt werden. Eigenschaften, wie Persistenz gegen biotischen Abbau und Stabilität gegenüber physikalisch-chemischen Einflüssen sind im Pflanzenschutz in der Regel unerwünscht, im Holz-

schutz jedoch nahezu Voraussetzung für die Eignung eines Stoffes. Es wäre daher verfehlt, für den Pflanzenschutz verbotene persistente Fungizide und Insektizide ohne nähere Eignungsprüfung gleichsam automatisch auch aus dem Holzschutz zu verbannen.

Holzschutzmittel in Innenräumen

Aus der Aufgabe einer gesundheitlichen Gesamtbewertung von Holzschutzmitteln soll an dieser Stelle der Teilaspekt der Belastung des Menschen im Innenraum durch imprägniertes Konstruktionsholz herausgegriffen werden.

Etwa 15 organische Biozide, die zum überwiegenden Teil aus dem Pflanzenschutz bekannt sind, werden im Holzschutz eingesetzt. Dabei stehen die öllöslichen Biozide aufgrund ihrer durchschnittlich höheren Flüchtigkeit gegenüber den Imprägniersalzen im Vordergrund der Betrachtung. (Vorsorglich muß darauf hingewiesen werden, daß die organischen Insektizide und Fungizide nicht durch Salze substituierbar sind, da die Anwendung der Imprägnieröle und Imprägniersalze eine jeweils unterschiedliche Holzfeuchte voraussetzt.)

Als das Gros der Antragsunterlagen im Bundesgesundheitsamt vorlag, mußte eine Strategie entwickelt werden, nach der die Biozide sachgerecht bewertet werden konnten. Dazu waren differenzierende Entscheidungen erforderlich, da Totalverbote sachlich nicht zu rechtfertigen waren und überdies eine Gefährdung der Allgemeinheit aufgrund verminderter Schutzes von Konstruktionsholz hätten bedeuten können.

Es stellte sich schnell heraus, daß zu keinem der Wirkstoffe hinsichtlich der Raumluftkontamination und ihrer gesundheitlichen Auswirkung ein so hoher Kenntnisstand vorlag wie zum Pentachlorphenol. Andererseits muß man deutlich sehen, welchen Aufwand an Zeit und Arbeitskraft die Erarbeitung der Materialien zur Situation des Pentachlorphenols bisher gekostet hat, ohne letztlich zu einer einheitlichen Meinung über das Gefährdungspotential von Pentachlorphenol geführt zu haben.

Das Dilemma, in dem sich Gutachter vor diesem Hintergrund befinden, ist deutlich, zumal die Antragsteller, häufig unter Hinweis auf jahrelange günstige Erfahrungen, einen berechtigten Anspruch auf eine konstruktive Stellungnahme haben, d.h. daß ihnen mitgeteilt wird, wie bestehende Bedenken mit vertretbarem Aufwand ausgeräumt werden könnten. Dies kann sowohl durch zusätzliche Untersuchungen als auch durch Verzicht auf bestimmte Anwendungsgebiete des Holzschutzmittels erreicht werden. Beide Möglichkeiten heben auf den Umstand ab, daß die gesundheitliche Bewertung, insbesondere die Beurteilung der Innenraumsituation, sowohl die toxischen Eigenschaften des betrachteten Mittels als auch die Expositionsmöglichkeiten infolge der Anwendung des Mittels berücksichtigt.

Toxikologie

Die Anforderungen zur toxikologischen Charakterisierung der Wirkstoffe unterscheiden sich nicht von denen, die im Rahmen des Zulassungsverfahrens für Pflanzenschutzmittel gestellt werden. Sie sollen deshalb hier nicht näher erläutert werden.

Zusätzliche Probleme werfen die Wirkstoffe auf, die in unmittelbarer Umgebung des Menschen angewendet werden und die wegen ihrer relativen Flüchtigkeit zu einer inhalativen Dauerbelastung des Menschen führen können. Leider sind gerade langfristig angelegte Inhalationsstudien wegen des ungeheuren Aufwandes, den sie erfordern, sehr selten. Hier gibt es eine markante Kenntnislücke bei fast allen Bioziden.

Als Hilfsmittel zur Festlegung einer langfristig tolerierbaren Luftkonzentration muß daher auf die Langzeit-Fütterungsversuche an Labortieren zurückgegriffen werden.

Die Berechtigung zu diesem Verfahren wird abgeleitet aus der Erfahrung, daß zumindest im Bereich der akuten Toxizität eine direkte Proportionalität der Wirkungsstärke zwischen oral verabreichtem und inhaliertem Wirkstoff besteht. Die tolerierbare orale Tagesdosis ohne unerwünschte Wirkung wird mittels eines Sicherheitsfaktors vom Tier auf den Menschen übertragen. Ein weiterer Sicherheitsfaktor berücksichtigt die unterschiedliche Wirkungsstärke von inhalierter im Vergleich zu oral aufgenommener Substanz. Dieser Faktor muß aus Kurzzeitversuchen abgeleitet werden. Anschließend erfolgt die Umrechnung in eine als Dauerbelastung akzeptierbare Tageskonzentration unter der Voraussetzung einer 24-stündigen Exposition pro Tag und einer 100 %igen Retention und Resorption des in der Atemluft enthaltenen Stoffes über die Lunge. Eine längfristige Inhalationsstudie am Labortier wird dann als unverzichtbar erachtet, wenn der begründete Verdacht besteht, daß die bestimmungsgemäße Anwendung eines Holzschutzmittels zu einer Luftkonzentration führt, die auf Dauer die geschätzte duldbare Tageskonzentration überschreitet.

Ein anderes Konzept zur Ermittlung einer duldbaren Tageskonzentration, nämlich die Festlegung eines bestimmten Bruchteils der maximalen Arbeitsplatzkonzentration (MAK), scheitert einmal daran, daß nur für die Hälfte der zu beurteilenden Wirkstoffe ein MAK-Wert festgelegt wurde. Zum anderen legt die Kommission für gesundheitsschädliche Arbeitsstoffe der Deutschen Forschungsgemeinschaft für ihre MAK-Empfehlungen das Hauptgewicht auf Erfahrungen aus dem arbeitsmedizinischen Bereich. Danach werden Luftkonzentrationen am Arbeitsplatz, die nachweislich über längere Zeit ohne gesundheitsschädigende Auswirkungen auf die Beschäftigten blieben, als Toleranzgrenzen vorgeschlagen, ohne daß im Einzelfall der Sicherheitsabstand zu der aus Tierversuchen extrapolierbaren Schwellendosis bekannt sein muß.

In der Tabelle wird ein Überblick gegeben, welche maximalen Raumluftkonzentrationen (MRK) sich nach der oben geschilderten Extrapolation für einzelne Biozide zur Zeit ergeben. Die genannten Werte sind nur als vorläufige Orientierungshilfe ohne offiziellen Charakter zu betrachten, da sich die Stoffbewertung in einem Prozeß kontinuierlicher Entwicklung befindet. Aldrin und Dieldrin wurden der Vollständigkeit halber aufgenommen, obwohl sie in der Bundesrepublik Deutschland nicht zur Holzimprägnierung eingesetzt werden.

Tabelle 1: Maximal duldbare Raumluft-Konzentration (MRK)
verschiedener Holzschutzmittel-Wirkstoffe

Ifd. Nr.	Wirkstoff	MRK ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	1/20 MAK
1	PCP	60	25
2	Lindan	4	25
3	Furmecyclox	8000	—
4	Endosulfan	6	5
5	Chlorthalonil	20	—
6	Dichlofluanid	120	—
7	TBTO	0,5	12,5
8	Phenyl-Hg-oleat	0,4	7
9	Carbendazim	20	—
10	Ethylparathion	20	5
11	Baycarb	500	—
12	Phoxim	30	—
13	Xylogen Al	10	—
14	Xylogen K	400	—
15	Dieldrin	}	12,6
16	Aldrin		

Den MRK-Werten werden zum Vergleich die 1/20 MAK-Werte, sofern festgelegt, gegenüber gestellt. Nach einer Vereinbarung in der Richtlinie VDI 2310 im Rahmen der TA Luft wird bei Substanzen, für die noch keine maximale Immissionskonzentration (MIK) bestimmt wurde, zunächst ein Wert von der Größe 1/20 MAK angenommen, sofern keine besonderen Gründe dagegen sprechen.

Exposition

Ausgangspunkt aller Überlegungen zur Exposition ist zunächst die Sättigungsdampfdichte eines Wirkstoffes bei Zimmertemperatur. Hiermit wird gleichsam der ungünstigste Fall der Exposition vorgegeben. Für Pentachlorphenol und Lindan fällt diese Sättigungsdampfdichte mit der maximalen Arbeitsplatzkonzentration zusammen.

Im Gegensatz zu diesem relativ verlässlichen Wert unterliegt das Abdampfverhalten von Wirkstoffen aus behandeltem Holz vielen zusätzlichen Einflüssen. Es hängt z.B. ab von der Holzart, der Konditionierung des Holzes vor und nach der Imprägnierung, den Löse- und Bindemittelanteilen im Holzschutzmittel und dem Imprägnierverfahren.

In einem geschlossenen Raum wird der Konzentrationsverlauf zusätzlich stark bestimmt durch das Verhältnis der behandelten Flächen zum korrespondierenden Raumvolumen und von Luftwechsel, -temperatur und -feuchte. Die Verhältnisse in der Praxis werden zudem kompliziert durch die Adsorption von Wirkstoff an raumaussattenden Materialien mit nachfolgender Desorption.

Die hier interessierende Frage nach der möglichen Dauerbelastung der Luft muß deshalb durch Messungen in der Praxis oder durch speziell hierauf angelegte Modellversuche geklärt werden.

Ein Monitoring von Luftkonzentrationen vor Ort hat die Bedeutung einer Momentaufnahme. Ihr unbestreitbarer Wert liegt in der Beschreibung des Ist-Zustandes. Ein Nachteil besteht darin, daß die Vorgeschichte des Ist-Zustandes nur zum Teil erfaßbar ist. Auch besteht die Möglichkeit, daß die Luftkontamination von anderen Quellen als dem behandelten Holz ausgeht.

Modelle, die einerseits geeignet sind, Gesetzmäßigkeiten aufzuzeigen, und die andererseits den Verhältnissen in der Praxis möglichst entsprechen, werden zur Zeit erprobt. Solche Modelle sollen nicht den denkbar ungünstigsten Fall simulieren, sondern gleichsam im Zeitrafferverfahren innerhalb einer praktikablen Zeitspanne einen Zustand erreichen, der dem Ist-Zustand, so wie er durch Monitoring erfaßt werden kann, möglichst nahe kommt.

Aus den Konstruktionsmerkmalen tragender und aussteifender Holzbauteile und der sachgerechten Anwendung von Holzschutzmitteln wurde eine Einteilung nach den voraussichtlichen Expositionsmöglichkeiten getroffen.

Von praktischer Bedeutung für die Bewertung war die Frage, ob das Holzschutzmittel großflächig in Innenräumen eingesetzt werden darf. In Übereinstimmung mit dem Institut für Bautechnik wurde definiert, daß eine großflächige Anwendung dann vorliegt, wenn das Verhältnis der behandelten Fläche zum korrespondierenden Raumvolumen gleich oder größer als $0,2 \text{ m}^{-1}$ ist. Dem unteren Grenzwert von $0,2 \text{ m}^{-1}$ entspricht dabei im konstruktiven Holzbau die abgewickelte Fläche einer tragenden Holzbalkendecke in einem Zimmer. Weitere Unterscheidungsmomente boten sich an in der Differenzierung zwischen Holz-

schutzmaßnahmen in Daueraufenthalträumen und in Räumen für vorübergehenden Aufenthalt, oder danach, ob das Holz nach der Behandlung regelmäßig zum Innenraum hin abgedeckt wird oder freie Oberflächen bietet.

Bewertung der Innenraumsituation

In der relativen Kürze der für die Bewertung zur Verfügung stehenden Zeit war es unumgänglich, sich zunächst auf die Stoffe zu konzentrieren, deren physikalisch-chemische und toxikologische Eigenschaften zu begründeten Bedenken gegen eine uneingeschränkte Verwendung in Innenräumen Anlaß gaben. Zur Abschätzung einer Expositionsmöglichkeit mußte folgende Extrapolation vorgenommen werden: aus den ganz wenigen eingehenden Untersuchungen zum langfristigen Abdampfverhalten von Wirkstoffen aus behandeltem Holz geht hervor, daß innerhalb der ersten Wochen nach großflächiger Anwendung gebräuchlicher Holzschutzmittel auf Lösemittelbasis etwa 10 %, nach einigen Monaten etwa 1 % der Sättigungsdampfdichte der enthaltenen Wirkstoffe als Raumluftkonzentration gemessen werden kann. Dieses Verhältnis wurde auch übertragen auf Stoffe, zu denen bisher keine entsprechenden Untersuchungen vorliegen. Nur so war der Abstand abzuschätzen, der zwischen einer vorhersehbaren Expositionsgröße und der als Dauerlast tolerierbaren Luftkonzentration besteht.

Die Abbildung gibt einen Überblick, wie verschiedene Wirkstoffe danach einzustufen sind. Die eingetragene Gerade markiert die Konzentrationen, in denen die MRK-Werte mit den 1 %-Werten der Sättigungsdampfdichten zusammenfallen. Liegt ein Stoff nach dieser Abschätzung oberhalb der Geraden und stellt sich damit als kritisch dar, muß seine Anwendung zunächst eingeschränkt werden. Eine solche Einschränkung kann nur dadurch aufgehoben werden, daß sowohl durch Raumluftmessungen in der Praxis oder im praxisnahen Modellversuch, als auch durch nachgeholte längerfristige Inhalationsstudien am Tier nachgewiesen wird, daß die Annahmen zur Risikoabschätzung zu restriktiv waren.

Damit ist das Verfahren zur Feststellung einer als Dauerbelastung tolerierbaren Luftkonzentration vorgestellt. Es fehlt jedoch ein Schema, welches festlegt, wie lange und um welchen Betrag diese Werte überschritten werden dürfen. Das bezieht sich besonders auf den Zeitraum der ersten Wochen nach großflächiger Anwendung von Chemikalien im Haushalt generell. Hier bietet sich im Moment nur die Betrachtung über das Zeitintegral entsprechend den Vorstellungen im Bereich des Arbeitsschutzes an, ohne daß damit gesagt wäre, daß für die Allgemeinheit eine Spitzenbelastung in der Höhe der MAK-Werte toleriert werden könnte.

Es liegt nahe, die möglichen Beeinträchtigungen der menschlichen Gesundheit durch Holzschutzmittelwirkstoffe mittels epidemiologischer Studien zu untersuchen. Dies würde vor allem unter dem Gesichtspunkt geschehen, die Gültigkeit der Übertragung von Ergebnissen aus Tierversuchen auf den Menschen zu überprüfen, oder nachteilige Auswirkungen festzustellen, die im Tierversuch nicht erfassbar sind.

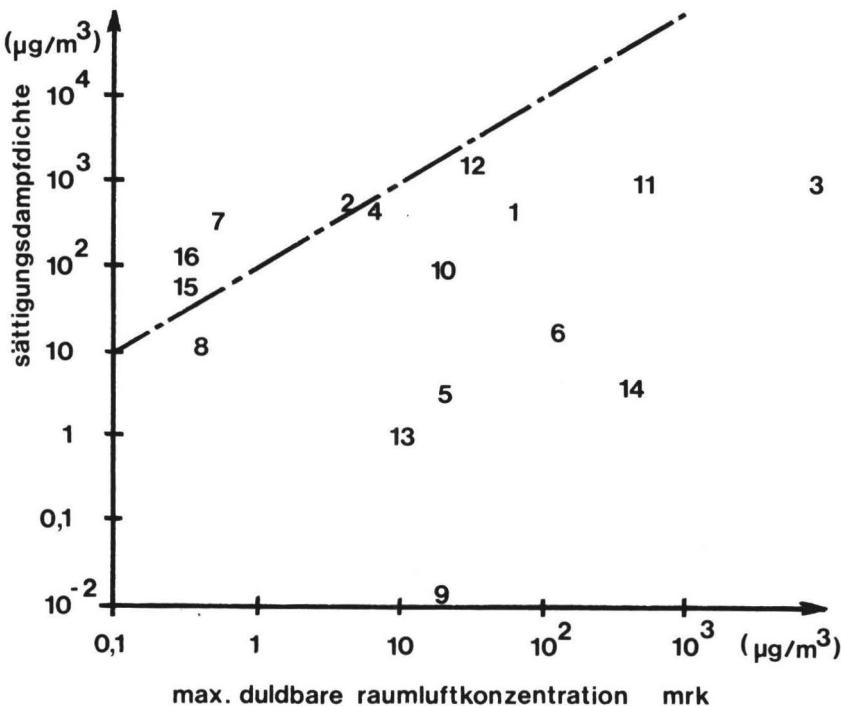


Abb. Relatives Risiko bei Innenraumanwendung verschiedener Holzschutzmittel-Wirkstoffe (Nummer wie in Tab. 1)

Berücksichtigt man jedoch die Größenordnung dieses Faktors und setzt sie mit den vielfältigen Einflüssen des täglichen Lebens auf das Wohlbefinden des Menschen in Beziehung, dann erscheint es fraglich, ob die Epidemiologie hier noch das geeignete Instrument stellen kann, gezielt einen möglichen Zusammenhang mit unerwünschten Auswirkungen zu erhellen. Nicht zuletzt der Abstand zwischen den genannten duldbaren Dauerkonzentrationen und den korrespondierenden MAK-Werten zeigt deutlich, daß die Risikobetrachtung für die Allgemeinheit in einen virtuellen Bereich hinein verlagert wurde, um die erwartete Sicherheit zu garantieren.

Anschrift des Verfassers:
Dr. M. Kunde

Max von Pettenkofer-Institut des Bundesgesundheitsamtes,
Unter den Eichen 82 - 84, D - 1000 Berlin 45



Luftqualität in Innenräumen

Hrgb. K. Aurand, B. Seifert und J. Wegner
Gustav Fischer Verlag, Stuttgart-New York 1982

Anwendung von Desinfektionsmitteln in Innenräumen (Krankenhaus, Gewerbe, Wohnraum)

Use of Disinfectants in Indoor Environments (Hospitals, Trades and Industry, Living Areas)

H. Bellinger

Summary

Studies by a number of authors are cited to demonstrate that after the disinfection of hospital and laboratory rooms, the indoor concentration of formaldehyde may be above or below the guide value of 0.1 ppm fixed by the Federal Health Office depending on the type of disinfection, the product used and the period that has passed between disinfection and measurement. At least in the case of disinfection by wiping, the workplace standard would not seem to be surpassed. The same should apply to products containing phenol.

The use of disinfectants in households will, if at all, be important only if associated with disinfection according to legislation on the control of communicable diseases. The use of other disinfectants would seem to be negligible in this connexion since, as a rule, concentrations of products applied are low and application is sporadic.

Desinfektionsmittel werden im wesentlichen in Krankenhäusern zur Infektionsprophylaxe, in der Lebensmittel- und Getränkeindustrie zur Sicherung der Produktionshygiene, in der kosmetischen Industrie und zur Stallhygiene eingesetzt. Die Anwendung im häuslichen Bereich ist daneben zu vernachlässigen und findet entweder als behördlich angeordnete, sogenannte Schlußdesinfektion durch staatlich geprüfte Desinfektoren oder allenfalls gelegentlich statt, z.B. wenn Kleinkinder zum Haushalt gehören, vielleicht auch fallweise, wenn Haustiere gehalten werden. Zumeist handelt es sich dann um gering konzentrierte Anwendungen, ausgenommen vielleicht bei Sanitätreinigern.

Im Gegensatz zu Untersuchungen über MAK-Werte und arbeitshygienische Überwachungen der Konzentrationen schädlicher Stoffe an Arbeitsplätzen der chemischen Industrie, die oft zu Maßnahmen führen, die Konzentrationen solcher Stoffe am Arbeitsplatz zu senken, scheint es kaum Untersuchungen darüber zu geben, welche Raumluftkonzentrationen an Desinfektionsmittelwirkstoffen auftreten, wenn ordnungsgemäß oder gar exzessiv desinfiziert wird.

Aus dem häuslichen Bereich und über den Einsatz im industriellen Bereich liegen uns keine Werte vor.

Sofern in der Industrie Maßnahmen zur Raumdesinfektion durchgeführt werden, erfolgen diese nach Betriebsschluß, mit ausreichender Lüftung vor Betriebsbeginn, ansonsten überwiegen dort Desinfektionsmaßnahmen auf dem Fließweg zumeist in geschlossenen Systemen.

Äußerliche Desinfektionsmaßnahmen, z.B. an Abfüllmaschinen, geschehen zumeist mit wässrigen Lösungen wenig flüchtiger Desinfektionswirkstoffe, andernfalls verwendet der Anwender Schutzmittel. Es hat also den Anschein, daß hier das Risiko von schädlichen Raumluftkonzentrationen gering ist, zumindest dann, wenn die Anwendungsempfehlungen beachtet werden.

Etwas anders mag die Situation in Krankenhäusern zu beurteilen sein, wobei allerdings keine Zweifel daran bestehen, daß Desinfektionsmaßnahmen hier unverzichtbar sind. Diese Ansicht wird auch durch die vom Bundesgesundheitsamt herausgegebene "Richtlinie für die Erkennung, Verhütung und Bekämpfung von Krankenhausinfektionen" unterstrichen, die die zu beachtenden Sorgfaltspflichten der Krankenhausträger, der Krankenhausärzte und Pflegekräfte sowie der im Versorgungs- und technischen Bereich tätigen Krankenhausbediensteten konkretisiert. Diese Richtlinie ist zwar kein "vorweggenommenes Sachverständigen-gutachten", wie in der Ergebnisniederschrift über die Sitzung am 7. Mai 1979 zu Problemen der Richtlinie im Bundesministerium für Arbeit und Sozialordnung festgestellt wird (Zit. nach Hyg. & Med. 4 (1979) 489-90). Immerhin kann diese Richtlinie aber, wenn man Henning folgt, (Bundesgesundhbl. 23 Nr. 21 vom 17.10.80), die Vermutung der Richtigkeit für sich haben und das Risiko strafrechtlicher Verfolgung und zivilrechtlicher Inanspruchnahme mindern, wenn die Bestimmungen einer öffentlich bekanntgemachten, amtlichen Richtlinie beachtet werden.

In der Anlage zu Ziffer 7.2 der Richtlinie (Durchführung der Desinfektion) wird denn auch zu allen Teilbereichen der Desinfektion im Krankenhaus detailliert Stellung genommen. Auch hat es unter den Krankenhaushygienikern in neuerer Zeit bezüglich Desinfektionsmaßnahmen wohl nur im Hinblick auf die Oberflächen-/Fußboden-desinfektion gewisse Meinungsverschiedenheiten gegeben.

Toxikologischen Risiken im Zusammenhang mit der Anwendung von Desinfektionsmitteln könnten im wesentlichen auf Inhalationen zurückzuführen sein. Ein Übergang von Desinfektionswirkstoffen in die Luft wird bevorzugt bei großflächiger Anwendung von Desinfektionsmitteln zu erwarten sein. Im Vergleich dazu spielt z. B. die Körperdesinfektion und die Instrumentendesinfektion sowie

die Wäschedesinfektion sicherlich eine weitaus geringere Rolle. Deshalb ist es eine selbstverständliche Forderung, daß solche Produkte keine hochtoxischen, flüchtigen Bestandteile enthalten und gegebenenfalls ein eventuelles Risiko durch entsprechende Schutzmaßnahmen, wie z.B. ausreichende Lüftung, Tragen von Schutzmitteln wie Gasmasken, vermieden wird. Auch die Art, wie ein Mittel angewendet wird - z.B. im Wischwasser oder mittels Sprühgeräten- wird die Luftkonzentration der Wirkstoffe beeinflussen.

Wesentliche Wirkstoffe für Flächendesinfektionsmittel für den Krankenhaus- und Praxisbedarf sind Aldehyde, Phenole im weitesten Sinne und in geringerem Ausmaß Alkohole.

Ganz allgemein kann zum Wirkungsmechanismus dieser Stoffklassen - und das gilt auch für andere Desinfektionswirkstoffe - gesagt werden, daß sie an der Zellmembran, am Pretoplasmata und/oder an den Enzymsystemen der Mikroorganismenzelle angreifen. Wegen dieses recht unspezifischen Wirkungsprinzips ist es auch nicht verwunderlich, daß Desinfektionsmittel auch bei höheren Lebewesen Schäden verursachen können, wenn sie nicht bestimmungsgemäß angewendet werden.

Welche Raumluftkonzentration z.B. an Formaldehyd bei der praktischen Anwendung von Desinfektionsmitteln erreicht werden, haben Knecht und Woitowitz (1) in Felduntersuchungen in Kliniken und Instituten geprüft.

Diese Untersuchungen wurden nach Angabe der Autoren ausgelöst durch die Absicht des BGA, eine maximal tolerierbare Formaldehyd-Innenraumluftkonzentration von 0,1 ppm einzuführen. Da hiervon gegebenenfalls auch Kliniken und Institute betroffen würden, wurden 42 Formaldehyd-Raumluftproben nach Wisch- und Sprühdesinfektion aus verschiedenen Klinikbereichen und einem Eingangslabor eines Institutes für Pathologie untersucht. Eingesetzt wurden verschiedene handelsübliche Desinfektionsmittel, darunter ein Sprühprodukt.

Dabei wurde festgestellt, daß bei Sprühdesinfektion von Krankenzimmern zum Zeitpunkt der Wiederbelegung, d.h. 21 Stunden nach dem Sprühen, der Formaldehyd-Raumluftgehalt statistisch gesichert unterhalb des MAK-Wertes lag. Bei der Wischdesinfektion mit verschiedenen Produkten entsprachen 6 Werte sofort nach dem Wischen dem Kontrollbereich der angestrebten maximalen Raumluftkonzentration von 0,1 ppm, während 4 weitere Werte statistisch gesichert sogar unter 0,1 ppm lagen. Bei der Anwendung der Sprühdesinfektion in einer, Bettendesinfektionsabteilung lagen die gefundenen Werte deutlich über 0,1 ppm, zweimal jedoch unterhalb 1 ppm. Etwa gleiche Konzentrationen wurden in einem Institut für Veterinärpathologie gefunden, ungleich höhere dagegen im Eingangslaboratorium eines Institutes für Pathologie.

Diese Befunde werden durch gutachterliche Untersuchungen von Einbrodt (1979) gestützt, die im Auftrag eines Desinfektionsmittelherstellers durchgeführt wurden.

Einbrodt fand unter definierten Bedingungen bei der Wischdesinfektion mit 0,5 %iger Anwendungskonzentration in Räumen ohne Lüftung während des Wischens 0,29 - 0,4 ppm Formaldehyd bei einem Leerwert von 0,07 ppm. Diese Konzentrationen waren bereits nach 1 Stunde auf 0,12 bzw. 0,14 ppm abge-

sunken. Auch das Umgießen von 5 l 0,5 %iger Lösung in ein Waschbecken mit Wischlappen erhöhte den Formaldehyd-Leerwert in der Luft von 0,03 ppm lediglich auf 0,05 ppm.

Das ist auch nicht weiter verwunderlich. Wird nämlich der theoretische Gehalt an Formaldehyd in der Luft bei der großflächigen Anwendung einer 0,5 %igen Produktionslösung mit ca. 25 % Formalin (40 %ig) im Produkt unter der Annahme berechnet, daß die gesamte ausgebrachte Formalinmenge sofort in die Luft übergeht, und kein Verlust durch Fenster, Türen oder Fremdbelüftung eintritt, so ist in einem Raum von 20 m² Grundfläche und 70 m³ Rauminhalt bei Anwendung von ca. 10 ml Produktlösung/m² mit einer Raumluftkonzentration von 1,4 mg/m³ zu rechnen (bei gleichmäßiger Verteilung im Raum).

Ähnliche Überlegungen für ein phenolisches Produkt mit 30 % Phenol - was kaum in Handelsprodukten realisiert ist - würden unter den gleichen Annahmen zu 4,8 mg/m³ führen; der MAK-Wert liegt bei 19 mg/m³ oder 5 ppm und für Kresol bei 22 mg/m³ oder gleichfalls 5 ppm.

Über epidemiologische Untersuchungen über das Risiko bei der Anwendung von Formaldehyd, wie sie z. B. das dänische Krebsregister zumindest für den Zeitraum von 1943 - 76 ermöglicht, berichtet O. Möller Jensen in Lancet, 30. August 1980. Er kommt zu dem Schluß, daß das Krebsrisiko von Formaldehyd für den Menschen, sofern ein solches überhaupt besteht, offenbar gering zu sein scheint, räumt aber ein, daß der Bericht nur eine begrenzte Signifikanz habe.

Inwieweit ein besonderes Risiko bei der Anwendung aldehydischer Desinfektionsmittel insbesondere bei bestimmten Anwendungsformen (z.B. Versprühen) besteht, läßt sich zur Zeit nicht mit letzter Sicherheit sagen. Fest steht jedoch, daß dieses in aller Regel durch gezielte Maßnahmen zu beherrschen sein dürfte.

Gefährlich scheinen hier Verallgemeinerungen, da bei Konzentrationsangaben aus geschlossenen Räumen häufig nicht bedacht wird, ob es sich z.B. um fremdbelüftete Räume handelt hat, ob um sogenannte Schlußdesinfektionen gemäß BSeuchG, bei denen niemand im Raum anwesend ist, oder um Sprühdesinfektionen, bei denen der Anwender geeignete Schutzmittel anwendet, weil Formaldehyd bekanntlich schon bei sehr geringen Konzentrationen (Geruchsschwelle 0,1 - 1 ppm) als belästigend empfunden wird. Als Quintessenz läßt sich zusammenfassend folgendes sagen: "Es hat den Anschein, daß das toxikologische Risiko bei der Anwendung von Desinfektionsmitteln in Innenräumen nicht extrem hoch zu sein scheint, wenn Anwendungsvorschriften beachtet werden, allerdings wäre es wünschenswert, daß die bisherigen Kenntnisse über auftretende Raumluftkonzentrationen erweitert werden.

Literatur

1. U. Knecht und H. J. Woitowitz: Öffentl. Gesundheitswesen 41 (1979) 715 - 723

Anschrift des Verfassers:
Dr. H. Bellinger

Firma Henkel KGaA,
Schumannstraße, D - 4000 Düsseldorf

Luftqualität in Innenräumen

Hrbg. K. Aurand, B. Seifert und J. Wegner
Gustav Fischer Verlag, Stuttgart-New York 1982

Bauhygienische Bedeutung von Geräten zur Raumluftbehandlung

Hygienic Relevance of Devices for Indoor Air Treatment

J. Wegner

Summary

Shortcomings regarding design, construction, operation (including emissions), maintenance/repair and control of buildings with rooms for the accommodation of persons may be the reason to install air conditioning devices. According to manufacturers' data, such devices may be applied for various purposes, e.g. the creation of a defined air temperature or humidity, an increase of the supply of outdoor air, the cleaning and deodorization of indoor air or the alteration of the so-called electric climate of a room.

The hygienic health evaluation of the different types of air conditioning devices should establish whether

- there are aspects of health necessitating alterations of the microclimate of a room;
- such alterations could be brought about in a more economic way by purely constructional or individual measures;
- the function of individual apparatuses could be accomplished in a better way by replacing them by a larger device serving several rooms;
- the operation of such devices may produce adverse health effects such as nuisance by noise, formation of undesirable gases (ozone), danger owing to non-adherence to electric safety rules;
- there will be no damage to rooms and furniture, e.g. by water droplets.

A look at a number of commercially available devices shows that they are generally dispensable. There are, however, special rare cases where the use of such devices may result in an improvement of the quality of indoor environments.

Innenräume sollten aufgrund der baulichen Gegebenheiten, also insbesondere der bauphysikalischen Konzeption und Ausführung sowie der technischen Gebäudeausrüstung derartige Aufenthaltsbedingungen für den Menschen gewährleisten, daß das Raumklima nahezu jederzeit als günstig bezeichnet werden kann. Die Voraussetzungen hierfür basieren auf der Einhaltung eines angemessenen thermischen Raumklimas und auch auf der einwandfreien Luftqualität, also insbesondere dem Freisein der Luft von Schadstoffen.

Abb. 1 zeigt die wesentlichen Einflußparameter auf das Raumklima: Lufttemperatur, Umschließungsflächentemperatur, relat. Luftfeuchtigkeit und Luftgeschwindigkeit. Sofern voraussehbar ist, daß einzelne Komponenten nicht dem gewünschten Zustand entsprechen werden, kann durch eine raumlufttechnische Anlage für eine Verbesserung des Raumklimas gesorgt werden; darauf wird hier jedoch nicht eingegangen.

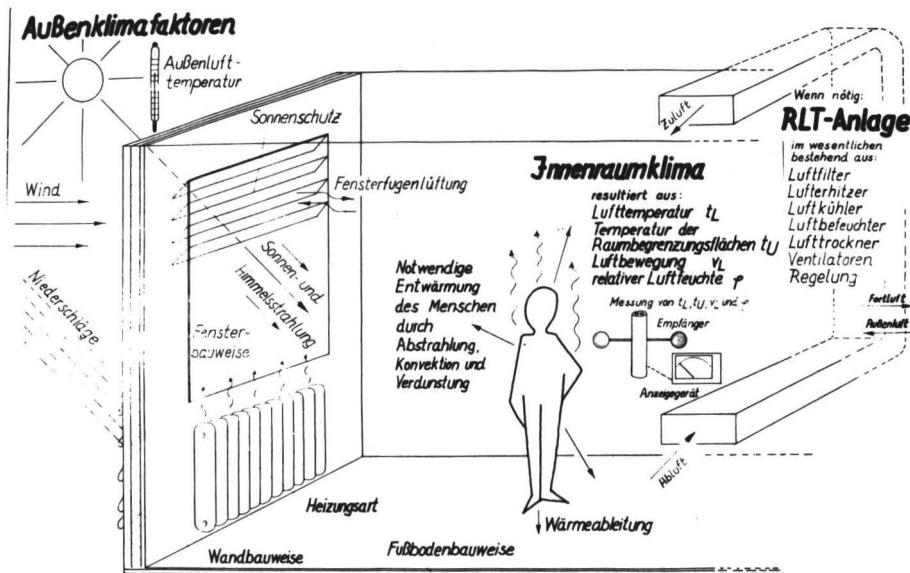


Abb. 1: Der Mensch im thermischen Klima des umbauten Raumes

Abb. 2 zeigt, daß eine zu hohe oder zu niedrige Lufttemperatur durch entsprechend niedrige oder hohe Umschließungsflächentemperaturen kompensiert werden kann. Oft liegt durch unzureichende Wärmedämmung der Außenwandbauelemente die Wandtemperatur sehr niedrig, dann kann, um die gewünschte empfundene Temperatur zu erreichen, die Lufttemperatur erhöht werden. Diese Maßnahme ist jedoch nur in gewissen Grenzen (ca. 3 K Abweichung vom Mittelwert) vertretbar, vgl.(1). Das Wertepaar Lufttemperatur/relat. Luftfeuchte kennzeichnet den Begriff der Schwüle bzw. Trockenheit, das Wertepaar Lufttemperatur/Geschwindigkeit der Luft ist maßgebend für Zugluft bzw. das Zugempfinden. Dabei beeinflußt die Lufttemperatur zusammen mit der relat. Luftfeuchte die Wärmeabgabe des Menschen auf dem Wege der Verdunstung, während eine hohe Lufttemperatur durch Steigern der Luftgeschwindigkeit in gewissem Umfang erträglich gemacht werden kann. Umgekehrt verursachen niedrige Lufttemperaturen bereits bei kleinen Luftgeschwindigkeiten das Gefühl der Zugluft.

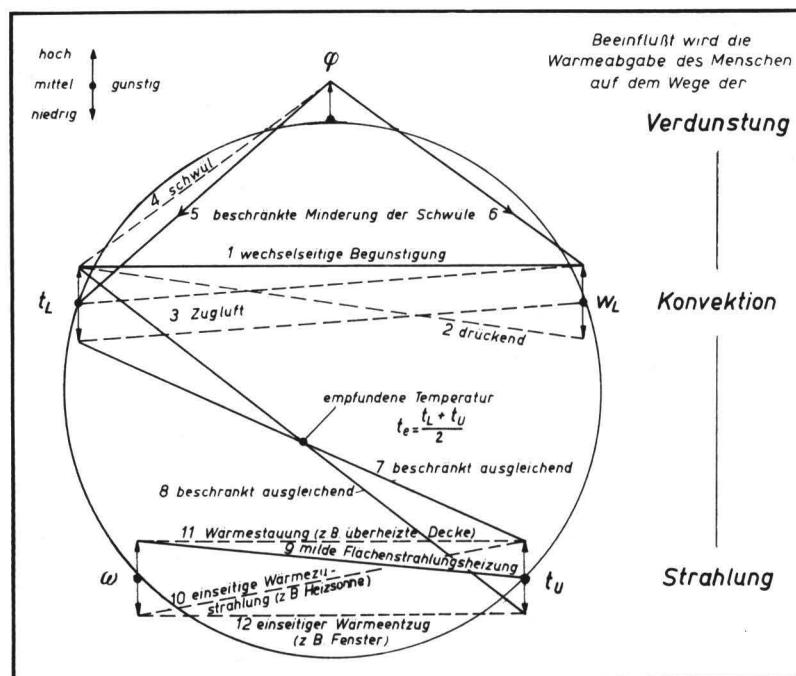


Abb. 2: Zusammenwirken der physikalischen Raumklimakomponenten und ihr Einfluß auf die thermische Behaglichkeit des Menschen (nach Roedler /1/)

Verstoßen nun Planung oder Ausführung oder Betriebsweise (z.B. durch zu starke Belegung) ausgeführter Gebäude gegen anerkannte Regeln der Baukunst oder der Technik, sind Mißstände durch die Umgebungsbedingungen zu erwarten.

Wegen hoher Investitions- bzw. Sanierungskosten zur baulichen oder anlagen-technischen Behebung dieser Fehler oder Unzulänglichkeiten, wird häufig auf Geräte zur Raumklimaverbesserung, insbesondere zur Raumlufthehandlung zurückgegriffen. Diese Geräte werden mit dem Ziel eingesetzt, eine oder gleichzeitig mehrere der folgenden Komponenten wunschgemäß zu verändern:

Lufttemperatur:

Vielfach wird eine nachträgliche Heizung oder Kühlung notwendig, weil die Lufttemperatur die zulässige Grenze für angemessene Aufenthaltsbedingungen über- oder unterschreitet

relat. Luftfeuchte:

Eine gewünschte Luftfeuchte muß geschaffen werden, und zwar entweder durch Befeuchten oder durch Entfeuchten

Luftwechsel/Außenluftrate:

Die Erneuerung durch Außenluft muß in Abhängigkeit von der Raumbelastung (Raumbelegung) sichergestellt werden. Räume, in denen der natürliche Luftwechsel nicht groß genug ist, müssen ggf. mit Hilfe einer mechanischen Lüftung gelüftet werden.

Reinheit der Luft:

Die dem Raum zugeführte Luft muß ggf. gefiltert werden, wenn die Verunreinigungen der Luft so groß sind, daß keine hygienisch einwandfreie Luftqualität gegeben ist.-

Eine Luftbehandlung durch Überdecken der Gerüche (z.B. Parfümierung) ist keine hygienische Verbesserung.

Schließlich wird von mancher Seite das sogenannte natürliche elektrische Klima, so wie es sich im Freien darstellt, auch für den Innenraum empfohlen.

Bei der bauhygienischen bzw. gesundheitlichen Beurteilung der verschiedenen Geräte zur Raumlufthehandlung müssen im wesentlichen folgende Kriterien, die auch wirtschaftliche Aspekte umfassen, zugrunde gelegt werden.

- Prüfung, ob die gesundheitliche Notwendigkeit besteht, daß die durch die Geräte verursachten Veränderungen des Raumklimas angezeigt sind
- Prüfung, ob die Veränderungen wirtschaftlicher, insbesondere im Hinblick auf den Energieverbrauch durch rein bauliche oder individuelle Maßnahmen erreichbar sind; dabei ist auch an Bekleidungsgewohnheiten zu denken
- Prüfung, ob die Funktion der einzelnen Geräte besser durch eine größere technische Anlage für mehrere Räume realisierbar ist
- Prüfung, ob die Geräte nachteilige Auswirkungen auf die Gesundheit haben, z.B. etwa durch Geräuschbelästigungen, durch Bildung unerwünschter Gase (z.B. Ozon!) oder die Gefahr durch Nichteinhaltene elektrischer Sicherheitsvorschriften
- Prüfung, ob die Geräte Räume und Mobiliar unbeeinträchtigt lassen (z.B. keine Wassertröpfchen auf Möbeln)

Aus der Fülle ausgeführter und denkbarer Gerätekonstruktionen werden einige erläutert und anhand der genannten Kriterien beurteilt.

1. Heizlüfter

Heizlüfter haben den Vorteil, daß sie einen Raum nachträglich - sofern es die stationäre Heizung nicht schafft - schnell erwärmen; der Wirkungsgrad dieser Geräte ist sehr hoch. Ihr Nachteil besteht darin, daß sie erheblich zur Staubaufwirbelung im Ausblasbereich beitragen, und zwar abhängig vom Aufstellungsort, dem geförderten Volumenstrom und damit oft auch der vorgesehenen Heizleistung. Sie können außerdem die Bildung von Schwellprodukten begünstigen, indem sie Staub ansaugen, diesen erhitzten und in die Raumluft einblasen. Heizlüfter können auch dazu beitragen, den Aufenthaltsbereich einzuschränken, und zwar durch hohe Luftgeschwindigkeit kombiniert mit hoher Lufttemperatur, vgl. Abb. 3. Ihr raumklimatischer Nachteil liegt weiterhin in dem geringen Strahlungswärmeanteil, so daß sich ein "Barackenklima" einstellen kann, weil nur mittelbar die Oberflächentemperaturen des Raumes erhöht werden. Auf die erheblichen Stromkosten sei hingewiesen.

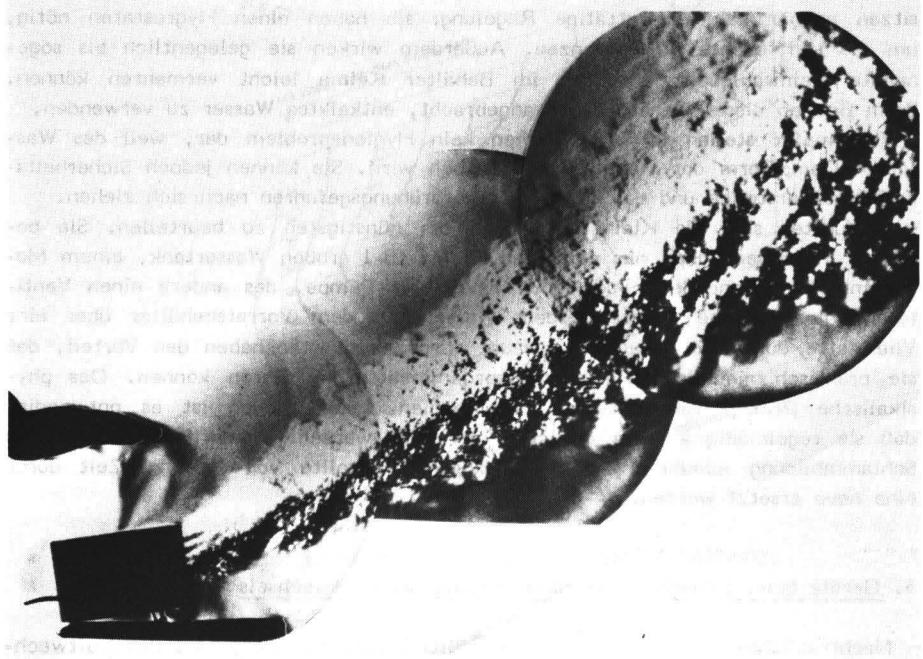


Abb. 3: Ausblasprofil eines Heizlüfters, dargestellt im schlierenoptischen Strahlengang

2 Luftbefeuchter

Der Wunsch, die relative Luftfeuchte im Winter zu erhöhen, resultiert aus der physikalischen Tatsache, daß die durch die Fensterfugen in Innenräume nachströmende kalte Außenluft nach der Erwärmung auf die Raumtemperatur mehr Wasserdampf aufnehmen kann als bei tiefer Temperatur. Außenluft bei 0°C und 80 % relativer Feuchte enthält z.B. 3,6 g Wasser pro m^3 Luft. Nach Erwärmen auf 20°C beträgt die relative Feuchte nur noch 21 %. Da dieser Wert geringer ist, als er vielfach gewünscht wird, z.B. etwa 50 %, das sind 8,8 g/ m^3 Luft, ist hier ein Wasserdampfdefizit von $8,8 - 3,6 = 5,2 \text{ g/m}^3$ vorhanden, das durch Luftbefeuchter gedeckt werden könnte. Die notwendige Befeuchterleistung ergibt sich beispielhaft aus folgender Rechnung: In einen 50 m^3 Raum mit dem Luftwechsel $n = 0,8 \text{ h}^{-1}$ strömen stündlich 40 m^3 . Somit sind $40 \cdot 5,2 \text{ g} = 208 \text{ g/h}$, das sind rd. 5 l Wasser täglich, erforderlich.

Tongefäße, die vielfach noch anzutreffen sind, scheiden wegen zu geringer Verdunsterleistung im allgemeinen aus. Tatsächlich werden sie auch vielfach als Abfallbehälter verwendet. Zerstäuber, das sind solche Luftbefeuchter, die auf einer rotierenden Motorwelle, einen Hohlkonus haben und einen Sprühnebel bilden. Dieser Sprühnebel wird der Raumluft beigemischt. Derartige Geräte besitzen primär keine selbstdärtige Regelung; sie haben einen Hygrostaten nötig, um die Luftfeuchte zu begrenzen. Außerdem wirken sie gelegentlich als sogenannte Keimschleuder, da sich im Behälter Keime leicht vermehren können. Beim Betrieb dieser Geräte ist es angebracht, entkalktes Wasser zu verwenden.

Verdampfer stellen im wesentlichen kein Hygieneproblem dar, weil das Wasser in Dampfform der Raumluft beigegeben wird. Sie können jedoch Sicherheitsprobleme darstellen und darüber hinaus Verbrühungsgefahren nach sich ziehen.

Verdunster sind als Kleingeräte noch am günstigsten zu beurteilen. Sie bestehen im wesentlichen aus einem ca. 5 bis 10 l großen Wassertank, einem Motor mit 2 Wellenenden, von denen eines eine Pumpe, das andere einen Ventilator antreibt. Die Pumpe fördert Wasser aus dem Vorratsbehälter über eine Vliesmatte, durch die Raumluft gesaugt wird. Verdunster haben den Vorteil, daß sie praktisch niemals zu einer Wasserdampfsättigung führen können. Das physikalische Prinzip verbietet das. Aus hygienischen Gründen ist es notwendig, daß sie regelmäßig - etwa täglich - gereinigt werden. Andernfalls kann es zur Schlammbildung kommen. Auch die Vliesmatte sollte von Zeit zu Zeit durch eine neue ersetzt werden.

3. Geräte bzw. Einrichtungen zur Erhöhung des Luftwechsels

Nachträgliches Einbringen von Fensterluftkanälen zur Steigerung des Luftwechsels ist im Zusammenhang mit hochschalldämmenden Fenstern nützlich und an-

gebracht. Verschiedene Kanalausführungen, z.T. auch mit Ventilatoren, sind denkbar, so daß der Außenluftvolumenstrom erhöht werden kann. Schallgedämpfte Lüftungskanäle in der Außenwand haben den Vorteil, daß sie auch bei starkem Verkehrslärm hohe Volumenströme in den zu lüftenden Raum führen können. Ihr Nachteil besteht gelegentlich darin, daß der Aufenthaltsbereich für den Menschen im Raum infolge hoher Luftgeschwindigkeit - insbesondere bei tiefen Außentemperaturen - eingeschränkt wird. Abb. 4 zeigt das Luftgeschwindigkeitsprofil vor der Zuluftöffnung eines Fensterrahmenkanals.

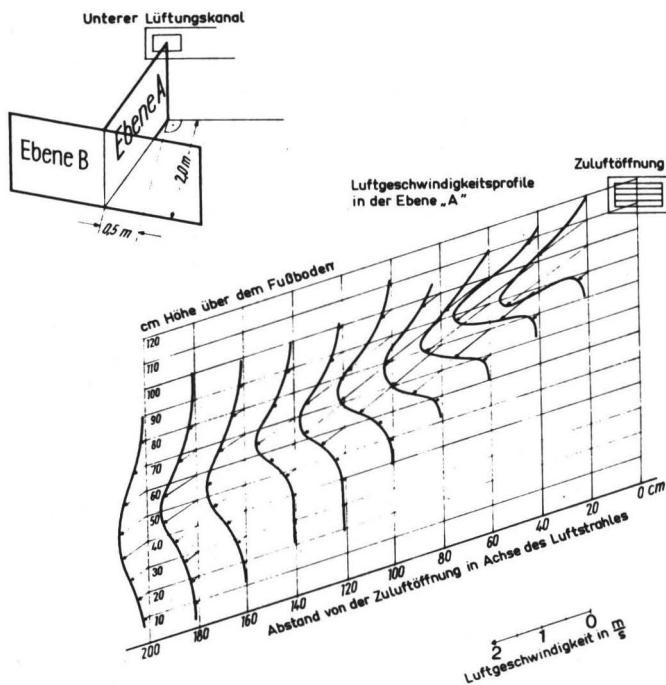


Abb. 4: Luftgeschwindigkeitsprofil vor der Zuluftöffnung eines Fensterrahmenkanals

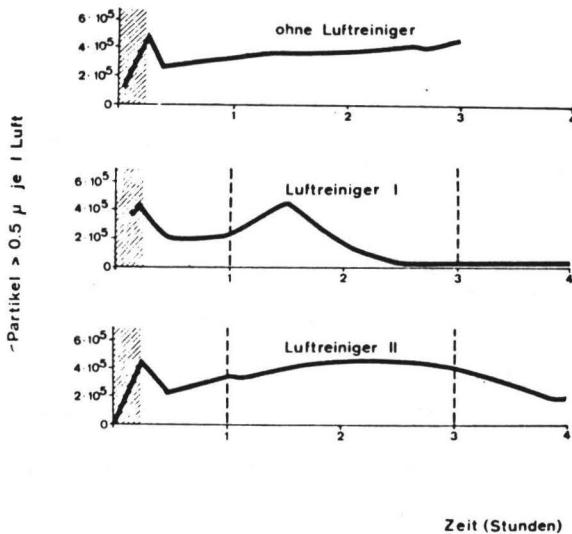
4. Raumluftreinigungsapparate

Raumluftreinigungsapparate arbeiten im allgemeinen nach folgendem Prinzip: Ein Ventilator saugt Raumluft an und preßt sie durch einen Filter oder auch durch Filterkombinationen, z.B. Typ I: durch ein mechanisches Vorfilter als Grobstaubfilter, durch ein Elektrofilter zur Abscheidung von Feinstaub sowie durch ein Aktivkohlefilter zur Adsorption flüchtiger Gase. Zusätzlich werden gelegentlich noch UV-Strahler zur Keimverminderung eingesetzt. Bei einem anderen Geräteprinzip Typ II wird durch einen Ventilator Raumluft durch Vliesfiltermatten angesaugt und dann durch eine auf einer Trommel liegende feuchte Vliesfiltermatte gedrückt. Bei rotierender Trommel, die teilweise in ein Wasserbad taucht, wird die Matte und damit die Luft stets neu befeuchtet und gereinigt. Klotz und Wanner (2) haben an diesen 2 Gerätetypen folgende Untersuchungen durchgeführt: 1) in einem Labor (80 m^3), in dem die Geräte aufgestellt waren, wurden 10 Zigaretten gleichzeitig abgeglimmt und die Wirkung der Luftreiniger auf Staub geprüft. Das Ergebnis zeigt Abb. 5. Während ohne Luftreiniger ein allmähliches Ansteigen der Partikelkonzentration ermittelt wurde, fiel diese nach Einschalten des Typ I-Gerätes stark ab; beim Typ II-Gerät zeigte sich nur ein geringfügiges Abfallen. Abb. 6 zeigt den Konzentrationsverlauf der aliphatischen Aldehyde in der Raumluft. Ohne Luftreiniger war die Konzentrationsabnahme sehr gering; das Gerät I schaffte eine mäßige, das Gerät II eine erhebliche Verringerung der Konzentration.

Eine Wirkung der Luftreiniger auf die Konzentration des Kohlenmonoxids in der Raumluft war nicht nachweisbar. Klotz und Wanner haben außerdem in einer Klimakammer die Wirkung der Luftreiniger auf den Keimgehalt der Raumluft untersucht, der durch kontinuierliches Versprühen von Testkeimen erhöht wurde. Es zeigte sich, daß beide Geräte praktisch keine nennenswerte Keimverminderung erzielten.

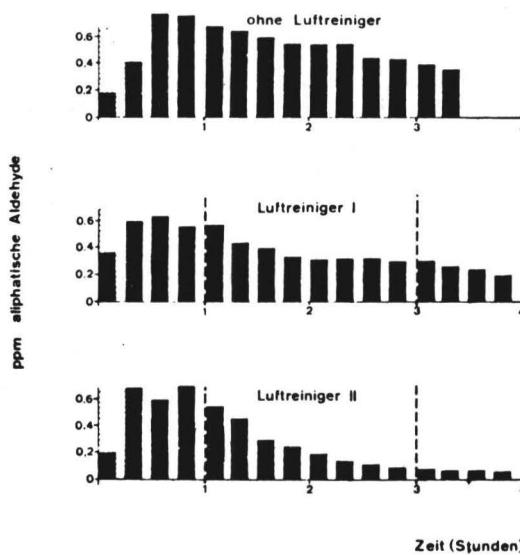
Untersuchungen in einer Arztpraxis und in einem Patientenzimmer brachten divergierende Ergebnisse der Keimkonzentration. Nach einem Anstieg auf 500 Keime/ m^3 Luft fielen in der Arztpraxis die Keimzahlen beim Einsatz des Gerätes I auf ca. 100 Keime/ m^3 . Der Keimgehalt der Raumluft konnte dagegen im Patientenzimmer nicht wesentlich reduziert werden.

Eigene Untersuchungen wurden mit dem Ziel der Konzentrationsverminderung des Formaldehyds in der Raumluft mit einem "Luftwäscher" nach dem Verdunstungsprinzip durchgeführt. Der Einsatz des Luftbefeuchters war nur wirksam zur Beseitigung einer einmalig in die Raumluft eingebrachten Formaldehydmenge. Bei kontinuierlich formaldehydemittierenden Quellen (z.B. Spanplatten in Fertighäusern) war keine effektive Konzentrationsverminderung nachweisbar, weil aus den mit Harnstoff-Formaldehyd-Harz verleimten Platten nahezu in gleichem Maße Formaldehyd freigesetzt wurde, wie durch das Wasser des Luftbefeuchters gebunden wurde.



Abglimmen von 10 Zigaretten

Abb. 5: Wirkung von Luftreinigungsgeräten auf Partikel > 0,5 μm in der Raumluft
(nach Klotz und Wanner /2/)



Abglimmen von 10 Zigaretten

Abb. 6: Wirkung von Luftreinigungsgeräten auf aliphatische Aldehyde in der Raumluft (nach Klotz und Wanner /2/)

5. Andere Verfahren der Raumluftbehandlung

Der Vollständigkeit halber sei erwähnt, daß eine Luftbehandlung durch Überdecken der Gerüche mit wohlriechenden Duftstoffen (Luftschönung), z.B. Parfümierung, keine hygienische Verbesserung der Raumluft darstellt.

Die Frage der bauhygienischen Bedeutung der sogenannten Elektroklimatisierung ist anhand einer umfangreichen Studie von Reiter (3) (Garmisch-Partenkirchen) wie folgt zu beantworten:

- Die Anwendung einer sogenannten "Elektroklamatisation" erscheint nach dem gegenwärtigen Stand der Erkenntnisse ohne überzeugenden Wert. Konstruktion der Gebäude und Auswahl des Baumaterials sind im Hinblick auf die Frage "Beeinflussung des Menschen durch elektrische Umweltfaktoren" ohne jede Relevanz
- Auswirkungen der Elektroinstallation auf den Menschen sind nicht sicher auszuschließen, wenngleich auch gegenwärtig noch nicht sicher belegbar. Hier sind weitere Forschungen anzusetzen.

Zusammenfassend kann festgestellt werden: Die bauhygienische Bedeutung von Geräten zur Raumluftbehandlung ist im allgemeinen gering. In Sonderfällen können diese Geräte jedoch gelegentlich einen nützlichen Beitrag zur Verbesserung der Umgebungsbedingungen in Innenräumen liefern.

Literatur

1. Roedler, F.: "Wärmephysiologische und hygienische Grundlagen" in Rietschel/Raiß, "Heiz- und Klimatechnik" 15. Auflage, Bd. 1, 1968, S. 3-37
2. Klotz, F. und Wanner, H.U.: "Die Wirkung von Luftreinigungsapparaten auf die Qualität der Raumluft", Zbl. Bakt. Hyg., I.Abt. Orig. 227, 559-563 (1974)
3. Reiter, R.: "Elektrische Felder und Kleinionenkonzentration in Gebäuden verschiedenster Art und Nutzung", Bauphysik Z (1980), H. 3, S. 88-98

Anschrift des Verfassers:
Dr. J. Wegner

Institut für Wasser-, Boden- und Lufthygiene
des Bundesgesundheitsamtes,
Corrensplatz 1, D - 1000 Berlin 33

Luftqualität in Innenräumen

Hrgb. K. Aurand, B. Seifert und J. Wegner
Gustav Fischer Verlag, Stuttgart-New York 1982

Diskussionen zu den Vorträgen Krause, Kunde, Bellinger, Wegner

Wagner, Berlin:

Ich habe selten so anschaulich erfahren, wie eben von Herrn Krause wie groß die in die Wohnräume eingebrachte PCP-Masse ist, nämlich zum Teil 10 kg reines PCP zum Bestreichen der Innenflächen von Schlaf-, Wohn-, Kinderzimmer usw. Wahrscheinlich würde niemand die Menge benutzen, wenn sie in Pulverform vorliegen würde. Berücksichtigt man noch die Verunreinigungen, wie z.B. TCDD, Dioxine usw., ist das Problem besonders groß.

Kunde, Berlin:

Bei den PCP-Verunreinigungen handelt es sich nicht um das TCDD, sondern um Hexachlordibenzoldioxin (HCDD), teilweise auch um Hepta- und Oktachlordibenzoldioxin, und hier gibt es in der Tat ein Problem. Insofern ist meine Darstellung, die ich gegeben habe etwas zu korrigieren.

Wir haben, obwohl Pentachlorphenol unter der Geraden Linie (vgl. die Abbildung im Vortrag) stand, noch keine Einwilligung gegeben, daß Pentachlorphenol großflächig im Sinne der konstruktiven Holzbehandlung verwendet werden darf. Diese Frage ist noch nicht abschließend bei uns evaluiert.

Wir kennen das RPAR-Verfahren in Amerika zum Pentachlorphenol. Wir wissen, welche Bedenken da bestehen. Sie richten sich in der Tat auf das Hexachlordibenzoldioxin als Verunreiniger vom PCP. Wir haben aber bisher leider noch keine Ergebnisse darüber, wie Luftkontaminationen von HCDD in diesem Zusammenhang zu bewerten sind. Ich glaube, Herr Zimmerli, Sie haben sich mit diesen Fragen schon beschäftigt, und ich wäre sehr interessiert, zu welchen Ergebnissen Sie gekommen sind. Unter den Toxikologen besteht eigentlich noch keine so rechte Einigung darüber, wie man bei HCDD, wenn man es beispielsweise als "teratogen" betrachten wollte, in eine globale gesundheitliche Bewertung von PCP einzubeziehen hätte. Obwohl also PCP unter der Geraden stand, ist es noch nicht für den großflächigen Einsatz zugelassen und wird es möglicherweise auch nie sein. Die abschließende Klärung steht eben aufgrund des HCDD's noch aus.

Zimmerli, Bern:

Es ist natürlich so, daß die Verdampfung in den Raum wahrscheinlich kaum ein Problem ist, aber der Anstrich wird wieder einmal entfernt, oder das Holz wird verbrannt, und dann verteilt man das über Kamme wieder in die Umgebung.

Meyer, Berlin:

10 kg PCP in einem Wohngebäude erscheinen mir sehr hoch. Konstruktiv dürfte soviel Holz zum Verbrauch von 10 kg PCP im Haus gar nicht vorhanden sein. Das ist sicherlich ein Fall der mißbräuchlichen Anwendung von Holzschutzmitteln anstelle von Anstrichmitteln zur Färbung irgendwelcher Holzvertäfelung.

Vielleicht noch eine Ergänzung. Herr Kunde hatte gesagt, daß das BGA keine gesetzliche Grundlage hat, hier Verbote für irgendwelche Holzschutzmittel auszusprechen. Als Ergänzung sei darauf hingewiesen, daß aus dem Bauaufsichtsrecht diese gesetzliche Grundlage für Holzschutzmittel, die bauaufsichtlich vorgeschrieben sind, also die zum Schutz zum konstruktiven Bauholz verwendet werden, durchaus gegeben ist. Das ist ja auch die Grundlage dafür, daß wir

im "Prüfzeichenerteilen" solche Einschränkungen machen können. Bevor wir sehr stark auf dieses Problem der Belastung der Raumluft hingewiesen wurden, ging man davon aus, daß die Gefährdung vorwiegend bei der Herstellung bzw. bei der Verarbeitung lag. Dafür gibt es Gesetzesbereiche, die nicht das Bauaufsichtsrecht tangieren, aber wenn von dem Baustoff selber hinterher irgendwie Stoffe abgegeben werden, die Leben oder Gesundheit beeinträchtigen können, dann können wir solche Stoffe durch Baurecht verbieten, und das ist die Grundlage dafür, daß wir bei den Holzschutzmitteln solche Einschränkungen machen können.

Vielleicht auch dazu gleich eine Antwort auf die Frage, die bei der Diskussion über die Lacke auftauchte. Wenn gesagt wird, Außen- und Innenlack, dann hatte das dort lediglich erst mit der Gebrauchstauglichkeit zu tun. Bei der Prüfzeichenerteilung für Holzschutzmittel wird auch angegeben, "Anwendung Außen oder Innen", was gestattet ist, und dabei beinhaltet diese Einschränkung auch die Einschränkung aufgrund der Wirksamkeit. Wenn dort steht "Innen", dann bedeutet es, daß man das Produkt außen in der Regel wegen Auswaschbarkeit nicht anwenden kann. Es bedeutet aber auch, daß es hinsichtlich der gesundheitlichen Gefährdung für den Innenraum unbedenklich angesehen wurde. Bei Holzschutzmitteln mit Prüfzeichen umfaßt deshalb der Bereich der Anwendung sowohl die Wirksamkeit als auch die gesundheitliche Beurteilung. Unter all den Voraussetzungen, die Herr Kunde machte, wurde davon ausgegangen: Holzschutz muß sein! Dieser Gedanke ist in letzter Zeit etwas relativiert worden. Früher schrieb die Holzschutznorm vor, daß grundsätzlich jedes konstruktive Bauholz, gegen Pilzbefall und gegen Insekten geschützt werden muß. Die Holzschutznorm ist jetzt geändert worden, gerade um die Umweltbelastung bzw. die Innenraumbelastung zu vermindern, so daß jetzt für bestimmte Innenraumbereiche die vorbeugende Behandlung mit fungiziden Mitteln nicht mehr erforderlich ist. Demzufolge ist also auch aus einigen Holzschutzmitteln z.B. das Pentachlorphenol verschwunden und sie enthalten nur noch Insektizide.

Zuletzt an Herrn Krause noch eine Bitte: Sie hatten die Werte über den PCP-Gehalt in der Raumluft, im Staub und im Urin der dort lebenden Menschen gezeigt. Man konnte also nun den direkten Schluß ziehen: Das PCP in der Raumluft oder im Staub geht direkt auf die Menschen über. Sie haben seinerzeit auch Untersuchungen über den Gesundheitszustand oder die Korrelation zwischen Gesundheit und PCP-Gehalten im Urin durchgeführt. Wenn Sie das vielleicht noch ergänzen könnten. Meines Erachtens war kein Zusammenhang gegeben.

Krause, Berlin:

Wir haben Pentachlorphenol im Urin mit den verschiedensten Gesundheitsbeschwerden, Gesundheitsschäden korreliert und haben keine Schädigung gehäuft antreffen können, das ist richtig. Wir mußten aber feststellen, daß von sehr vielen Personen sehr glaubhaft alle möglichen Beschwerden vorgetragen wurden. Wir sind uns nicht sicher, ob diese in einem Zusammenhang mit dem Hausbau oder evtl. auch mit den Verunreinigungen oder sonstigen Dingen zu bringen sind. Mit dem Pentachlorphenolgehalt im Urin haben wir die Beschwerden nicht korrelieren können.

Stichler, Stuttgart:

Wenn ich recht verstanden habe, ist PCP zur Anwendung in Innenräumen zur Zeit nicht empfohlen bzw. nicht zugelassen. Es wird aber jedoch noch massiv verwendet, wenn in einem Haus Hausschwamm aufgetreten ist. Mir ist ein solcher Fall bekannt. Wie sieht dort die Beurteilung aus. Kann man hier das toxikologische Risiko tragen?

Noch ein Wort zur generellen Behauptung, daß Holzschutz sein muß. Sie finden in Skandinavien Häuser, die 200 Jahre alt sind und sich in bestem Zustand befinden und bei denen nie ein Holzschutzmittel verwendet wurde. Ich glaube, der Umgang mit Holz ist auch ein Mittel, Holzschutz einzuschränken!

Zimmerli, Bern:

Man sollte Holzschutzmittel nur dort verwenden, wo sie unbedingt erforderlich sind, und auch dann nur in so geringen Mengen, wie eben nötig ist, um den Zweck, den man damit erreichen will, zu erfüllen.

Kunde, Berlin:

Ich möchte richtigstellen: Es gibt kein Anwendungsverbot für Pentachlorphenol, sondern wir könnten uns nicht entschließen, den großflächigen Einsatz von Pentachlorphenol zu billigen. Ich habe in meinem Vortrag nicht erwähnt, daß wir mit dem Institut für Bautechnik zu klären versuchten: was heißt "großflächig"? Wir haben uns auf die Lösung geeinigt, daß "großflächig" im Sinne des konstruktiven Holzbaues ein Verhältnis von behandelter Fläche zum korrespondierenden Raumvolumen = $0,2 \text{ m}^{-1}$ ist. Als Modell wurde dabei eine Holzbalkendecke in einem Innenraum betrachtet. In diesem Raum sollte die Balkenfläche der Tragebalken zum Innenraum hin frei sein. Hier wäre nach unserer Auffassung eine Anwendung von PCP nicht statthaft. Diese Einschränkung wurde dann entsprechend auch dem Institut für Bautechnik mitgeteilt und ging in die Prüfbescheide für die Holzschutzmittel ein.

Zur Frage der Behandlung von Mauerwerk mit Pentachlorphenol: Hier haben wir es in der Regel mit Pentachlorphenolat, also mit Salzpастen, zu tun, die in die Mauer eingebbracht werden, und wir haben hier an dieser Stelle nicht das Problem der Verdampfung von Pentachlorphenol gesehen. Zur Frage, ob Holzschutz nötig ist oder nicht, kann ich nicht Stellung nehmen.

Zimmerli, Bern:

Wenn Natriumpentachlorphenol aufgebracht wird, besteht kaum eine Gefahr, daß größere Mengen in die Luft gelangen.

Beck, Berlin:

Herr Kunde schritt die Frage der großflächigen Anwendung von PCP an und versuchte zu differenzieren, wieweit sie notwendig ist oder zu vermeiden sein sollte. Unter Umweltgesichtspunkten müßte ja nun auch die gesamte Menge betrachtet werden, die in die Umwelt kommt. Meines Erachtens liegen Ihnen keine Zahlen über Produktions- oder Anwendungsmengen von Fungiziden oder anderen Holzschutzmitteln vor. Glauben Sie nicht, daß es notwendig wäre, auch diese Daten zu bekommen und in die Bewertung einzubeziehen?

Kunde, Berlin:

Wir würden es sehr berüßen, wenn wir diese Daten bekommen könnten, und wir haben verschiedentlich auch schon den Ansatz dazu gemacht. Es ist uns in der Tat bisher nicht gelungen. Wollen Sie aber die Beurteilung eines einzelnen Produktes schon jetzt davon abhängig machen, daß Sie sich eine gesamte Marktübersicht verschaffen? Ich glaube, das geht nicht. Wir haben natürlich möglicherweise oder hoffentlich andere Ansatzpunkte, die uns gestatten, z.B. im Rahmen des künftigen Chemikaliengesetzes, hier doch präzisere Kenntnis über Verkehrsmengen von Chemikalienproduktionsmengen zu bekommen, so daß wir dann, wenn wir möglicherweise PCP auch als einen der kritischen Altstoffe deklarieren, hier eine Eingriffsmöglichkeit haben, an diese Daten heranzukommen.

Zimmerli, Bern:

Herr Kunde, wurde bei der Beurteilung der ADC-Werte eine auffällige dermale Aufnahme auch berücksichtigt?

Kunde, Berlin:

Diese dermale Aufnahme haben wir nicht berücksichtigt. Ich bin jedoch davon überzeugt, daß es theoretisch diese Stoffaufnahme gibt. Wir haben allerdings wenig Möglichkeiten, außer einer grundsätzlichen Betrachtung, hier auf das Potential der Wirkstoffe einzugehen. Meiner Schätzung nach würde ungefähr ein Betrag herauskommen, der mit Sicherheit kleiner als 1 % der Totalbelastung ist. Im Rahmen der gesamten Unsicherheit des Verfahrens besteht keine Notwendigkeit, jetzt hier im Moment darauf einzugehen.

Zimmerli, Bern:

Ich frage mich, ob es sehr sinnvoll ist, große epidemiologische Untersuchungen in dieser Richtung zu machen. Ich glaube, es wäre sicher aussagekräftiger, man würde in drei oder vier Fällen im Detail versuchen, eine Art Bilanz zu machen, wie der Mensch einen bestimmten Stoff aufnimmt, wie er ausgeschieden wird, wie das Verhältnis zur Raumluft, zum Staub usw. ist.

Gebefügi, München:

Die vorhandene Literatur über die dermale Aufnahme von Pentachlorphenol läßt auf einen höheren Prozentsatz als 1 % schließen. Herr Krause hat die Frage offen gelassen, woher wohl Lindan in die Raumluft kommt, wenn es nicht als Holzschutzmittel eingebracht wurde, und dazu muß ich eine Information geben. Wenn Sie Teppichboden mit Wollanteil bestellen, können Sie ihn lindaniert gegen Aufpreis bekommen. Das ist wohl auch ein Kontaminationsweg.

Meines Wissens ist in der Schweiz Lindan als insektizider Wirkstoff in Holzschutzmitteln seit etwa 10 Jahren nicht mehr erlaubt oder nicht mehr in Anwendung. Wissen Sie, Herr Zimmerli, warum es zu dieser Einschränkung kam und wie sie begründet wurde?

Zimmerli, Bern:

Ja, das kann ich Ihnen sagen: 1968 kam Schweizer Käse aus den USA zurück, weil er Dieldrin enthielt. Mit diesem Holzschutzmittel war die Verpackung des Viehfutters behandelt. Das Futtermittel wurde an die Kühe verfüttert und so kam das Dieldrin in die Milch und schließlich in den Käse. Daraufhin wurden alle chlorierten Insektizide durch das Giftgesetz verboten, mit einer einzigen Ausnahme: Lindan. Lindan ist noch in der Landwirtschaft zur Bekämpfung eines bestimmten Schädlings erlaubt.

Gebefügi, München:

Haben Sie Informationen, welcher insektizide Wirkstoff jetzt in der Schweiz im Holzschutz eingesetzt wird?

Zimmerli, Bern:

Ja, andere Wirkstoffe, wie z.B. Phosphorsäureester, Carbamate werden eingesetzt, jedoch keine Chlorkohlenwasserstoffe. Sie müssen alle vom Bundesamt für Gesundheitswesen registriert werden, und zwar unter der Angabe der Zusammensetzung.

Gebefügi, München:

Noch eine Frage betreffend Prüfzeichenpflicht. Ist es richtig, daß heute in der Bundesrepublik eine gewisse Art der von Zweiteilung des Holzschutzmittelmarktes gibt: Es gibt einerseits geprüfte und mit Prüfzeichen versehene Mittel, die dieser Prüfung unterzogen wurden. Dagegen gibt es andere Holzschutzmittel, die keinerlei Prüfung unterzogen wurden. Sie sind zwar nicht zugelassen, sind aber in Supermärkten und Hobbygeschäften erhältlich und können somit angewendet werden.

Meyer, Berlin:

Das kann man leider nur mit Ja beantworten. Die Flucht aus den prüfzeichenpflichtigen Holzschutzmitteln in die prüfzeichenfreien, die also für Jägerzäune und sonstige Dinge angewendet werden, ist durchaus festzustellen. Wenn Sie durch einen Hobbymarkt gehen, sehen Sie viele Holzschutzmittel, die das Wort "Holzschutzmittel" möglichst vermeiden, das sind nämlich Holzbehandlungsmittel oder dgl. ohne Prüfzeichen, jedoch noch Gifte enthaltend. Allerdings müßte eine Kennzeichnung für Pentachlorphenol bestehen, und nur so kann sich der Verbraucher schützen. Es besteht jedoch diese etwas zwiespältige Situation: Gesundheitliche Schutzmaßnahmen aus dem Baurecht mußten angewendet werden, um "etwas in den Griff zu kriegen", denn die gesundheitlichen gesetzlichen Bestimmungen langten nicht. Ähnlich war es mit dem Formaldehyd aus Spanplatten. Wir hatten nur im Baurecht diese Möglichkeit, nicht im Gesundheitsrecht.

Seeber, Berlin:

Hinsichtlich der Herstellung und Anwendung des Pentachlorphenols haben wir in diesem Jahr eine Studie anfertigen lassen. Es zeigt sich, daß es einen recht erfreulichen Trend gibt. Trotz eines noch nicht rechtlich ausgesprochenen Anwendungsverbotes sind die Produktionsmengen in manchen Teilbereichen bis auf ein Drittel zurückgegangen.

Ein weiterer Hinweis bzgl. des ubiquitären Vorkommens: Pentachlorphenol wird ja nicht nur als Holzschutzmittel verwendet, sondern man staunt, wenn man die Anwendungspalette sieht. Sie beinhaltet die harten Faserstoffe, wie Popelinmäntel und Zelte, und im Hobbybereich die in sehr großem Maße angewandten Gebrauchsartikel, wie Leder, faserige Grundmaterialien, beispielsweise Garne und Hanfe. Es gibt also ein Riesenspektrum des Einsatzes fungizider Mittel. Erfreulich ist jedoch der Rückgang der gesamten Jahresproduktion.

Zimmerli, Bern:

Ich möchte davor warnen, daß man gewisse Substanzen, von denen man aufgrund vorliegender Untersuchungen viel weiß, verbietet und sie durch andere Wirkstoffe ersetzt, die in der Industrie anfallen. Solche Stoffe eignen sich vielleicht nur wenig als Fungizid oder auch Insektizid im Pflanzenschutz, haben aber irgendwelche phytotoxischen Wirkungen, und so werden die Stoffe in den Holzschutz gegeben. Dabei macht man natürlich keine chronischen toxikologischen Untersuchungen, die Millionen kosten, wie sie verlangt werden, sobald ein Wirkstoff im Pflanzenschutz eingesetzt wird. Man muß schon abwägen, was man tun soll.

Kühne, Berlin:

Ich möchte zu der Frage Stellung nehmen, ob man überhaupt Holzschutz durchführen muß. All denen, die Holzschutz durchführen, ist bekannt, daß bestimm-

te Holzarten natürlich Widerstandsfähigkeit besitzen. In diesen Fällen ist kein Holzschutz erforderlich, wohl aber bei den bei uns gebräuchlichen Holzarten. Chlorierte Kohlenwasserstoffe aus der Gruppe Dieldrin, Aldrin, Chlordan sind jedoch in Deutschland nie zugelassen gewesen, und es bestehen auch keinerlei Bestrebungen, dies in Zukunft zu tun. Zu der anderen Frage hinsichtlich der Schadstoffe in Teppichen: Meines Wissens kann es sich dabei nur um Motenschutzmittel handeln oder um Mittel gegen andere Textilschädlinge.

Zimmerli, Bern:

Gibt es Fragen zu den Vorträgen der Herren Bellinger und Wegner?

Egerer, München:

Nach unseren Erfahrungen liegen kaum Berufskrankheiten vor, die durch lufttoxikologische Wirkung von Desinfektionsmitteln bedingt sind. Dagegen treffen wir sehr häufig Hautallergien im Zusammenhang mit Desinfektionsmitteln an. Weiterhin möchte ich darauf hinweisen, daß die Abgabe von Fasern an die Raumluft durch bestimmte Arten von Heizlüftern und Elektroheizkörper völlig außer acht gelassen wurde.

Wegner, Berlin:

Asbest wird tatsächlich als Wärmedämmmaterial gerade in Heizgeräten verwendet, die mit sehr hohen Temperaturen arbeiten. Dort können auch Fasern freigesetzt werden. Über die gesundheitliche Bewertung von Asbest sind gerade Berichte des Umweltbundesamtes und des Bundesgesundheitsamtes veröffentlicht worden, so daß ich hier dazu nichts weiter sagen möchte.

Bellinger, Düsseldorf:

Es ist sicherlich richtig, daß es Hautschäden durch Desinfektionsmittel gibt, aber in Deutschland schreibt ja die Berufsgenossenschaft vor, daß bei der Anwendung Handschuhe zu tragen sind, so daß ein Hautkontakt zumindest von der Seite der Berufsgenossenschaft her als ausschließbar angesehen wird. Aber Tatsache ist natürlich, daß in der Praxis in dieser Hinsicht vielfach sehr gedankenlos vorgegangen wird. Meiner Meinung nach hat dies aber nicht unbedingt etwas mit der Raumluft zu tun.

Seifert, Berlin:

Herr Bellinger, hat Ihrer Meinung nach der Einsatz von Desinfektionsmitteln als Keimtöter bei Geräten zur Raumluftverbesserung, z.B. bei Verdunstern eine Bedeutung?

Belliner, Düsseldorf:

Derartige Produkte werden in großen Anlagen angewendet, wie sie z.B. in Krankenhäusern vorkommen, wo sie in die sog. Wäschekammer zudosiert werden. Dabei wird aber toxikologisch geprüft, inwieweit solche Substanzen aus dem Luftkanalsystem in die belüfteten Räume gelangen, und mir sind keine Untersuchungsergebnisse bekannt, die hier Nachteiliges befürchten lassen.

Seifert, Berlin:

Im privaten Bereich spielen solche Produkte also keine Rolle?

Bellinger, Düsseldorf:

Es ist mir jedenfalls nichts davon bekannt, daß Produkte für den Einsatz in

solchen kleineren Luftbefeutern im Handel sind, wobei ich natürlich nicht ausschließen kann, daß irgend jemand so etwa kauft, wenn es in der Drogerie angeboten wird.

Tischendorf, Aachen:

Ich betreibe in meinem Privathaus eine Luftreinigungsanlage, die außer einem Elektroabscheider und Aktivkohle-Faserfiltern auch einen Kühlwäscher enthält. Mich interessiert, in welchem Ausmaß Aldehyde damit ausgewaschen werden können.

Wegner, Berlin:

Wir untersuchten die Einsatzmöglichkeiten von Luftbefeutern zum Auswaschen von Formaldehyd aus der Luft von formaldehyd-belasteten Fertighäusern. Wir hatten damit aber keinen Erfolg, weil Formaldehyd aus den Spanplatten kontinuierlich freigesetzt wurde. Wir konnten zwar Formaldehyd im Wäschewasser nachweisen, jedoch verringerte sich die Raumluftkonzentration nicht nennenswert.

Luftqualität in Innenräumen

Hrgb. K. Aurand, B. Seifert und J. Wegner
Gustav Fischer Verlag, Stuttgart-New York 1982

Prüfung von Entwesungsmitteln auf Brauchbarkeit nach dem Bundes-Seuchengesetz

Examination of Pest Control Products and Procedures for Indoor Application under the Federal Communicable Diseases Act

G. Hoffmann

Summary

The examination of pest control products and procedures under § 10 of the Federal Communicable Diseases Act is restricted to such products and procedures which are useful for the official control of arthropods as vectors of communicable diseases, i.e. which are effective and safe from the toxicological point of view if properly used. Insecticides and acaricides which are mainly intended for application in the household by laymen such as pressurized aerosol and strip formulations as well as products against nuisances such as silverfishes, dust mites or wasps are thus not accepted for examination, apart from a few exceptional cases where examination is still required. The examination of the products and procedures is first performed in the laboratory and then in the field if laboratory tests have revealed their effectiveness. Products and procedures are tested for their effectiveness, i.e. their knock-down, repellent, flashing, immediate and/or long-term effects. This is done on substrates of varying sorption capacities and with different pH values against all stages of development and nutrition in the indicated fields of application and, as far as necessary, also against strains of varying sensitivity of the species to be controlled.

Zusammenfassung

Die Prüfung von Entwesungsmitteln und -verfahren nach § 10c Bundes-Seuchengesetz beschränkt sich nur auf solche Mittel und Verfahren, die für die behördliche Bekämpfung Seuchenerreger übertragender Gliedertiere brauchbar, d.h. bei sachgerechter Anwendung wirksam und toxikologisch unbedenklich sind. Überwiegend zum Einsatz durch Laien im Haushalt bestimmte Insektizide und Akarizide, z.B. Druckzerstäuber-aerosol- und Stripformulierungen sowie Mittel gegen Lästlinge wie Silberfischchen, Hausmilben oder Wespen werden also, abgesehen von wenigen, bisher noch unverzichtbaren Ausnahmen, nicht zur Prüfung angenommen. Die Prüfung der Mittel und Verfahren erfolgt zunächst in Labor-, und danach, falls bei den Laboruntersuchungen deren Wirksamkeit festgestellt wurde, in Praxisversuchen. Dabei wird das Mittel bzw. das Verfahren auf seine Wirksamkeit, d.h. seinen Knock down-, Repellent-, Austreib-, Sofort- oder/und Langzeiteffekt überprüft. Dies geschieht auf unterschiedlich sorptiven Unterlagen mit verschiedenem pH-Wert gegen alle Entwicklungs- und Ernährungsstadien im vorgegebenen Einsatzbereich und, soweit erforderlich, auch gegen unterschiedlich sensitive Stämme der zu bekämpfenden Schädlingsart.

Der Begriff Entwesung im Sinne des Bundes-Seuchengesetzes i.d.F. vom 18.12.1979 (BGBl. I. S. 2262) und des Tierseuchengesetzes i.d. Neufassung vom 28.03.1980 (BGBl. I. S. 386) beschreibt das Freimachen von Räumen und Flächen von Krankheits-, speziell Seuchenerreger übertragenden Gliedertieren. Die Entrattung ist dagegen ein Sonderfall der Bekämpfung tierischer Schädlinge.

Das Ziel der Seuchenbekämpfung ist die Unschädlichmachung (Unwirksamung) der Krankheitserreger. Deshalb können unter Entwesungsmitteln und -verfahren im Sinne des Seuchenrechts nur solche verstanden werden, die die schädlichen Gliedertiere töten. Ihnen stehen die Mittel gleich, die Zuwanderung dieser Schädlinge in Seuchen- und seuchengefährdete Bereiche wirksam verhindern. Zu den erstgenannten Mitteln zählen z.B. die Insektizide auf chemischer Basis mit einem ausreichend hohen Anteil Wirkstoff gegenüber normal sensitiven Gliedertieren der zu bekämpfenden Spezies, zu den die Zuwandung verhindernden Mitteln mechanische Sperrvorrichtungen gegen Mücken und Fliegen.

Mittel und Verfahren, die - auch wenn sie mit Insektiziden arbeiten - die schädlichen Gliedertiere aus Räumen nur vergrämen, wie etwa bestimmte Elektroverdampfer mit niedrig dosierten Pyrethroiden oder Diäthyltoluamid, sind keine Entwesungsmittel. Durch sie käme es im Seuchenfall u.U. zu einer weiteren Ausbreitung der Seuchen statt zu deren Tilgung.

Als Krankheitserregerüberträger gelten Gliedertiere nur dann, wenn hinreichend belegt ist, daß sie Krankheitskeime transstadianal, z.B. von der Larve zur Nymphe oder transovariell auf die nächste Generation oder innerhalb eines Ent-

wicklungs-Stadiums über wiederholte Akte der Nahrungsaufnahme an neue Wirte weitergeben oder auf Lebensmittel übertragen können. Zu diesen in unserer Entwesungsmitteliste genannten Schädlingen zählen Menschen, z.T. auch Nutztiere befallende Ektoparasiten aus den Gruppen der Schild- und Lederzecken, Läuse, Wanzen, Flöhe und Stechmücken sowie einige Schaben-, Ameisen- und Fliegenarten.

Die Prüfung auf Brauchbarkeit von Entwesungsmitteln und Verfahren, d.h. auf ihre Wirksamkeit und Unbedenklichkeit bei sachgerechter Anwendung, findet für den Bereich der behördlich angeordneten Entwesungen ihre rechtliche Grundlage im § 10c des Bundes-Seuchengesetzes (BSeuchG). Das gleiche gilt für die Veröffentlichung dieser vom Bundesgesundheitsamt (BGA) geprüften und als brauchbar anerkannten Mittel und Verfahren in einer Liste.

Da dieselben Gliedertiere Überträger von Mikroorganismen sein können, die Human- und/oder Tierseuchen oder Lebensmittel- und Futtermittelvergiftungen erzeugen, erstreckt sich die festgestellte Brauchbarkeit von Mitteln und Verfahren zwangsläufig auf den human- wie den veterinärmedizinischen Bereich der behördlichen Überträgerbekämpfung. Deshalb betrifft die Prüfung auf Brauchbarkeit sowohl Mittel, die in Wohn- oder auch in Räumen von Lebensmittel- und Futtermittelbetrieben als auch solche, die in Tierhaltungsräumen angewendet werden sollen. Sie betrifft jedoch nicht die Mittel des Vorratsschutzes.

Als unbedenklich gelten nur solche wirksamen Mittel und Verfahren zur Raumentwesung, die bei sachgerechtem Einsatz die direkte und die indirekte Kontamination von Mensch, Haustieren, Lebens- und Futtermitteln weitestgehend ausschließen.

Die Prüfung der Präparate und Verfahren erfolgt in der Regel auf Antrag des Herstellers. Sie werden jedoch nur durchgeführt, wenn dies dem Sinne des Bundes-Seuchengesetzes entspricht und notwendig erscheint.

Die Prüfung von Mitteln gegen Lästlinge wie Staubläuse, Silberfischchen, Heimchen oder Krankheitserreger wie Herbstgras-, Vogel- und Hausmilben z.B. fällt nicht in den durch den § 10c des Bundes-Seuchengesetzes dem Bundesgesundheitsamt zugewiesenen Aufgabenbereich.

Sofern von der Industrie für bestimmte Überträger Mittel oder Verfahren nicht entwickelt wurden, wird versucht, diese Lücke durch eigene Forschungstätigkeit zu schließen. Als Beispiel sei die inzwischen abgeschlossene Erarbeitung von Verfahren zur Bekämpfung eingeschleppter exotischer Schildzecken in Räumen genannt.

Die Prüfung bezieht sich sowohl auf die Sofort-, als ggf. auch auf die Langzeit-, d.h. eine mehr als 13 Tage andauernde Wirkung und damit auf die Stabilität der Präparate. Sie findet, abgesehen von Ködern in Behältnissen und Kopflausmitteln, auf Unterlagen mit unterschiedlicher Porosität, pH-Wert und Wirkstoffbindevermögen (Glas, Aluminium, Sperrholz, Novopan, Hornitex, Eternit, Kalkmörtel und Kalksandstein) statt. Auf diesen Unterlagen wird mit Hilfe von vollsensitiven Labor- und Feldstämmen der zu bekämpfenden Schädlings-

art in Verbindung mit der Wirkungsdauer auch die vom Hersteller genannte Gebrauchsdosierung, d.h. Konzentration und Aufwandmenge je angegebener Indikation überprüft. Soweit es zweckmäßig erscheint, wird dieses Verfahren bei bestimmten Schädlingen auch auf von uns selbst selektionierte resistente Stämme ausgedehnt.

Ergeben die sog. Zwangsversuche auf den Unterlagen in einer je nach Schädlingsspezies unterschiedlich langen Zeit die Abtötung der eingesetzten Population, dann werden Wahlversuche durchgeführt. Sie werden in Käfigen vorgenommen, in denen den Schädlingen neben den behandelten diese in der Größe sogar erheblich übertreffende unbehandelte Rast- und Versteckflächen zur Verfügung stehen. Ein Nichtannehmen behandelter Flächen oder eines Köders weist auf eine Repellentwirkung bzw. auf Inattraktivität, ein fluchtartiges gezieltes Verlassen von Verstecken auf eine Austreibewirkung hin.

Während einem niedrig attraktiven Köder z.B. gegen Ameisen, Pharaameisen oder Schaben die Anerkennung versagt werden muß, kann die unerwünschte Repellentwirkung durch Ganzflächenbehandlung in einem Raum ausgeglichen werden. Bestehen gegen die sachgerechte Ausbringung des nunmehr in größeren Quantitäten auszubringenden Präparats keine toxikologischen Bedenken, sind die für die betreffende Indikation bisher anerkannten Mittel toxikologisch und entomologisch nicht günstiger als das geprüfte zu beurteilen und erwies sich das Insektizid oder Akarizid im Wahlversuch als wirksam, dann wird es in die Praxisprüfung übernommen. Erst eine erfolgreich verlaufende Felduntersuchung führt zur endgültigen Feststellung der Wirksamkeit.

Es ergibt sich von selbst, daß bei diesen Entwesungen in der Praxis gleichzeitig auch die Eignung des vom Hersteller für ein Mittel vorgeschriebenen Ausbringungsverfahrens festzustellen ist. Oft zeigen erst diese Verfahrensprüfungen, daß mit einer relativ leicht vorzunehmenden Modifikation statt einer Ganzraum- nur eine Spotbehandlung erforderlich ist. Durch das Spotverfahren wird neben der Mitteleinsparung vor allem eine geringere Belastung des Wohn- und Siedlungsbereiches mit Insektiziden oder Akariziden erreicht.

Dasselbe Ergebnis wird neuerdings auch durch Geräte erzielt, die definierte Tröpfchengrößen erzeugen und damit eine gleichmäßige Benetzung von Flächen erzielen. Diese Entwicklung hat dazu geführt, daß nicht nur mit geringeren Wirkstoffmengen durch Ausbringung einer reduzierten Konzentratmenge im ULV-Verfahren, sondern vielfach auch mit niedrigeren Gebrauchsflüssigkeitsdosierungen gearbeitet werden kann. Außerdem sorgt die gleichmäßige Tropfenverteilung dafür, daß z.B. kriechende, versteckt lebende Schädlinge wie Zecken, Schaben und Wanzen repellent wirkenden Belägen nicht mehr ausweichen können. Als Folge dessen ist die Indikationsbreite vieler Präparate erweitert worden.

Selbstverständlich wird mit den Untersuchungen zur Wirksamkeit nur dann begonnen, wenn die Prüfung der vom Hersteller beigebrachten toxikologischen Unterlagen einschl. der vollständigen Rezeptur auf die Unbedenklichkeit des Mittels für Mensch und nicht zu bekämpfende Tiere bei sachgerechter Anwendung schließen lassen.

Stößt ferner die Wahl der für das handelsfertige Produkt vorgesehenen Behältuisse sowie die vorgeschlagene Kennzeichnung auf keine Bedenken, besitzt das Mittel eine Lagerfähigkeit von mindestens 2 Jahren und erweist es sich auch in den Praxisprüfungen als verträglich gegenüber den in seinem Einsatzbereich üblicherweise verwendeten Materialien bei Anwendung nach Gebrauchsanweisung als unschädlich, erhält es die Anerkennung des Bundesgesundheitsamtes.

Um die Bewertung eines Mittels für Streitfälle absichern zu können, werden handelsfertige Belegmuster einbehalten und in zweijährigem Turnus durch neue ergänzt. Ohne Zustimmung des Bundesgesundheitsamtes vorgenommene Veränderungen jedweder Art an dem Mittel haben automatisch das Erlöschen der Anerkennung zur Folge. Damit wird z.B. sichergestellt, daß nicht Wirkstoffe höheren Reinheitsgrades durch zwar die gleichen, in der Regel aber eine niedrigere Reinheit aufweisende ersetzt oder daß unbedenkliche Beistoffe durch gefährlichere ausgetauscht werden.

Geprüft werden Mittel mit Kontaktgift-, Atemgift- und Fraßgiftwirkung. Die Kontakt- und Atemgifte werden entweder als Sprüh- und Spritz-, Heiß- oder Kalt-Verneblungs- oder Stäubemittel, als Anstriche oder Verdunstungskugeln ausgebracht. Die Fraßgifte finden in Staub-, Anstrich- oder Köderpräparaten Verwendung.

Entwesungsmittel gegen Schädlinge wie Mücken, Zecken, Wanzen und Flöhe, die in irgendeiner Lebensphase am Menschen oder Tier parasitieren, gelten zwar auch als Arzneimittel nach Art 1 § 2 (2) Nr. 4b Arzneimittelgesetz (AMG) vom 24.08.1976 (BGBI. I S. 2245), sind aber als extrakorporal anzuwendende Mittel nicht zulassungspflichtig. Mittel gegen nicht parasitäre Insekten, die zur Anwendung in für den Aufenthalt von Menschen bestimmten Räumen dienen, z.B. Mittel gegen Schaben und Hausfliegen als Hygieneschädlinge sind Bedarfsgegenstände nach § 5 (1) Nr. 9 des Lebensmittel- und Bedarfsgegenständegesetzes (LMBG) vom 15.08.1974 (BGBI. I S: 1945). Beide Mittelgruppen unterliegen bisher nur den allgemeinen Reglementierungen des AMG bzw. des LMBG. Entwesungsmittel, die von diesen beiden Gesetzen nicht erfaßt werden, fallen unter die Vorschriften der Länder-Giftverordnungen.

Mittel in Aerosolform werden vom Bundesgesundheitsamt nur noch zur Prüfung angenommen, wenn sie sich für den überwiegenden Einsatz durch Fachkräfte eignen, für die Austreibung von tierischen Schädlingen aus ihren Schlupfwinkeln bestimmt sind, einen besonderen Langzeiteffekt bei relativ niedrigem toxikologischen Risiko besitzen oder eine gute Wirkung auf sonst resistente Stämme zeigen. Damit kommen wir dem Willen des Gesetzgebers entgegen, den er im § 5 Lebensmittel- und Bedarfsgegenständegesetzes (LMBG) ausdrückt. Über diese Bestimmungen soll der zuvor unreglementierten, oft unsachgemäßen und unnötig häufigen Ausbringung von insektiziden Mitteln wie Strips und Aerosolen mit den nachteiligen Folgen für den Anwender und seine Umwelt entgegengewirkt werden. Für Akarizide ist eine solche Regelung bisher nicht erfolgt.

Aus den gleichen Gründen werden von uns keine für den Gebrauch im Haushalt bestimmten elektrischen und thermochemischen Insektizid- oder/und Repellent-verdampfer geprüft. Solche Systeme werden nur dann zur Prüfung angenommen, wenn die Verdampfung zeitlich limitierbar ist und sie überwiegend für den professionellen Gebrauch bestimmt sind. Auch ein prophylaktischer Gebrauch von Insektizidverdampfern ist sowohl aus toxikologischen wie entomologischen Gründen abzulehnen, denn in derart behandelten Räumen, u.a. auch Schlafzimmern, sind Menschen, Tiere, Pflanzen und Gebrauchsgegenstände einer unnötigen Kontamination mit Insektiziden ausgesetzt. Besonders bedenklich ist jedoch der Einsatz solcher Geräte in mit wenig belastbaren Personen, z.B. Kindern oder Kranken, belegten Räumen. Dies gilt auch für den Fall, daß nur weniger bedenkliche Insektizide wie das d-Allethrin oder das d-Phenothrin zur Anwendung kommen, da auch solche Stoffe Ursache von Reizungen der Schleimhäute, insbesondere der Atemwege, sowie Auslöser allergischer Erscheinungen sein können.

Auf ebenso grundsätzliche Einwände stößt die Anwendung des Verfahrens zur Abwehr oder Bekämpfung von Schädlingen, z.B. Hausfliegen, Stechfliegen und -mücken in Stallungen in Gegenwart von Lebensmittel liefernden Nutztieren. Milch und Eier würden dort zusätzlich auch noch direkt kontaminiert. Bei Schlachttieren ergäbe sich bei vielen Insektiziden und Hilfsstoffen das Problem der Rückstandsbildung in den Geweben.

Ebenfalls ungeeignet ist das Verfahren für den prophylaktischen und den Bekämpfungseinsatz in mit Lebens- oder Futtermitteln belegten Räumen, sofern der direkte oder der indirekte Übergang des ausgebrachten Mittels bzw. bestimmter Bestandteile und Umsetzungsprodukte auf nicht mittelsicher verpackte Lebensmittel und Bedarfsgegenstände nicht auszuschließen ist.

Eine prophylaktische Ausbringung von Insektiziden ist ferner abzulehnen, weil sie bei Gliedertieren mit schneller Generationsfolge, z.B. Fliegen, zu baldigen Selektion resistenter Stämme und damit zur raschen Unbrauchbarkeit einzelner Insektizide oder ganzer Insektizidgruppen für bestimmte Anwendungsbe reiche führt.

Dagegen könnte ein solches Verfahren zur Beseitigung eines bestehenden Be falls mit Schädlingen brauchbar sein, wenn die Verdampfung des für die vor liegende Indikation (Schädlingsart und deren Insektizid-Empfindlichkeit sowie die Raumverhältnisse) geeigneten insektiziden Mittels auf ein räumlich und zeitlich unumgängliches Maß beschränkt und eine Kontamination von Mensch, Haustieren, Lebens- und Futtermitteln vermieden wird. Vor der Wiederbenutzung der Räume ist sicherzustellen, daß diese durch ausreichende Lüftung und/oder Reinigung mit anitinsektiziden Mitteln von den Rückständen des ausgebrachten Präparates dekontaminiert werden.

Das zu den Aerosolen, Strips und Verdampfern Ausgeföhrte gilt entsprechend auch für UV-Strahler, deren Anwendungsbereich im übrigen schon durch die Strahlen-Verordnung vom 19.12.1975 (BGBl. I S. 1281) stark eingeschränkt wird und die nur gegen bestimmte, im Verhältnis zu den Stubenfliegen weniger häufig vorkommende Fliegenarten, z.B. aus den Gruppen der Fleisch-, Gold- und Schmeißfliegen voll wirksam sind.

Auch Ultraschallgeräte gegen Stechmücken werden zur Prüfung nicht angenommen, da sie, die das Fluggeräusch der Männchen nachahmen, weder im Sinne einer Entwesung die Mücken töten noch die vollständige Abwehr erreichen.

Besondere Probleme birgt z.Zt. die Fliegenlarvizidprüfung. Während je ein Stechmückenlarvizid und -pupizid von uns anerkannt werden konnte, sind Fliegenlarvizide bisher, abgesehen von einer Ausnahme, wegen ungeklärter Probleme zum Abbauverhalten der Wirkstoffe im Dung, den Speiseabfällen und den Konfiskaten oder wegen ungeklärter Rückstandsfragen nach Aufnahme der Wirkstoffe durch Nutztiere, z.B. über die Einstreu, nicht zur Prüfung gelangt.

Verfütterbare Fliegenlarvizide sind primär keine Entwesungs-, sondern Arzneimittel und unterliegen deshalb dem arzneimittelrechtlichen Zulassungsverfahren.

Sollen Insektizide, z.B. gegen Fliegen oder Schaben, in Mast-, Lege- und Milchviehställen zum Einsatz kommen, so wird durch die Art ihrer vorgeschriebenen Ausbringung sichergestellt, daß weder das Vieh, noch die dort gewonnenen Lebensmittel weder direkt noch indirekt mit den Mittelbelägen in Berührung kommen. Vor der Anwendung von Mitteln mit Atemgiftwirkung sind die Haustiere aus den zu behandelnden Räumen für eine ausreichend lange Zeit zu entfernen. Im Falle des Einsatzes von Präparaten mit Kontakt- oder Fraßgiftwirkung sind die Haustiere bei und nach der Ausbringung durch Abschirmungsmaßnahmen so zu halten, daß eine Berührung mit den Mittelbelägen, auch die über Gebrauchsgegenstände wie Futterbottiche und Bürsten sowie das Futter oder die Einstreu nicht stattfindet. Grundsätzlich werden nur für das Vieh nicht erreichbare Vorzugssitze der Schädlinge behandelt.

Verschleppbare Mittel wie Streukörper sind für die Stallbehandlung ebenso wie für die Anwendung in Lebensmittel und Wohnräumen ungeeignet.

Bei der Ausbringung von Entwesungsmitteln in Räumen, in denen Lebensmittel hergestellt, behandelt oder an andere abgegeben werden, ist über die Anwendungsvorschriften (Gebrauchsanweisung) dafür Sorge zu tragen, daß bei sachgerechter Ausbringung eine mittelbare und unmittelbare ekelerregende oder sonstige nachteilige Beeinflussung von Lebensmitteln ausgeschlossen ist. Entsprechendes gilt für Gegenstände des ärztlichen Bedarfs in Krankenhäusern.

In unseren Feldprüfungen untersuchen wir u.a. auch, ob die Einhaltung der vorgelegten Gebrauchsanweisung für Schädlingsbekämpfer praktikabel und ob das Ausbringungsverfahren auf das biologische Verhalten und den Biotop der zu bekämpfenden Schädlinge ausreichend abgestellt ist. Es wäre z.B. unzweckmäßig und für die Umgebung nur belastend, in tiefen Mauerverstecken lebende Pharaohameisen mit großflächigen Spritzungen anstelle geeigneter Köder bekämpfen zu wollen oder Spritz- und Anstrichflächen über die Vorzugssitze von Fliegen hinaus auszudehnen.

Seit der Neufassung des Bundes-Seuchengesetzes im Jahre 1979 werden die Hersteller von Präparaten mit persistenter Wirkung durch uns aufgefordert, Mittel zu benennen, mit denen die durch diese Insektizide (Akarizide) erzeugten Beläge nach ausreichender Einwirkzeit beseitigt werden können.

Soweit es irgend möglich ist, sollten mechanische Abwehr- oder physikalische Tilgungs- den chemischen Bekämpfungsmaßnahmen gegenüber als die die Bekämpfungsbereiche weniger belastenden, oft dauerhafter wirksameren Eingriffe den Vorzug erhalten. Derartige Eingriffe können z.B. in wasserregulatorischen oder landschaftsgestalterischen Maßnahmen an Stechmückenbrutstätte einem zeitlich veränderten Weidegang von Vieh, der Verlagerung oder der Abdeckung von Dung, raumklimatischen Veränderungen, der Anbringung von einfachen Fliegen-gittern oder auch nur Fliegenklebestreifen bestehen.

Alle Mittel, die in der amtlichen Entwesungsmittel- und Verfahrensliste aufgeführt sind, werden in ein- bis zweijährigem Abstand auch dahingehend überprüft, ob ihre Brauchbarkeit im Vergleich zu zwischenzeitlich vom Bundesgesundheitsamt anerkannten, d.h. ggf. wirksameren oder toxikologisch günstiger zu beurteilenden Mitteln und Verfahren noch gegeben ist. Aufgrund dieser Überprüfung fanden z.B. für die letzten beiden Ausgaben der amtlichen Entwesungsmittelliste insgesamt mehr als 40 Mittel keine Berücksichtigung mehr. In anderen Fällen wurden dem Hersteller Auflagen zur Änderung der Mittelrezepturen, des Ausbringungsverfahrens oder der Kennzeichnung erteilt, um die Belastung von Mensch und Haustieren im Siedlungsbereich durch Akari- und Insektizide zu minimieren.

Um die bestimmungsgemäße, sachgerechte Verwendung der geprüften Präparate sicherzustellen, wird dem Hersteller auferlegt, solange eine spezielle Regelung dieses Problems z.B. durch eine Verordnung nach § 32 des Lebensmittel- und Bedarfsgegenständegesetzes noch nicht erfolgt ist, die Mittelkennzeichnung entsprechend den neuen Gift-Verordnungen der Länder vorzunehmen. Zum Teil gehen unsere Anforderungen sogar über die Vorschriften dieser Verordnung hinaus, so etwa die Forderung nach der Angabe von Antidots oder der Lösungsmittel, falls letztere in mittleren oder hohen Anteilen im Mittel enthalten sind.

Da wir Mittel mit verschiedenster artspezifischer und lokaler Indikation, Zusammensetzung, Formulierung und Ausbringungsweise prüfen, werden auch neben den schon erwähnten noch eine große Anzahl anderer, sehr unterschiedlicher Sach- und Rechtsbereiche durch die Verwendung dieser Mittel berührt. So können z.B. beim Einsatz von Entwesungsmitteln und -verfahren in Räumen die Bestimmungen des Lebensmittel- und Bedarfsgegenständegesetzes und/oder Vorschriften seiner Folgeverordnungen, die Lebensmittelhygiene-Verordnung eines Bundeslandes, das Tierseuchengesetz und/oder seine Folgeverordnungen, das Tierschutzgesetz, das Fleischbeschau-, das Milch- oder das Tierkörperbesitzungsrecht sowie bei der Anwendung von Entwesungsmitteln und -verfahren im Freien auch das Naturschutzrecht sowie internationale Artenschutzabkommen tangiert werden. Deshalb wirken, soweit dies nach den Anwendungsindikationen eines Mittels erforderlich erscheint, außer dem Institut für Wasser-, Boden- und Lufthygiene auch andere, sich mit Fachfragen zu den o.g. Sach- und Rechtsgebieten befassende Institutionen des Bundesgesundheitsamtes an der Begutachtung von Entwesungsmitteln mit.

Dem effektiven Einsatz von Bekämpfungsmitteln, insbesondere aber auch dem Ziel der Reduzierung der auszubringenden Mittelquantitäten oder im speziellen Fall sogar dem des Verzichts auf den Einsatz von Pestiziden dient auch die von uns durchgeführte begleitende Erforschung der Verhaltensweisen von Hygiene-Schädlingen sowie die Untersuchungen zur Feststellung der ihre Entwicklung limitierenden Faktoren.

Literatur

1. Codura, E. (1979): Probleme bei der amtlichen Pestizidkontrolle. Z. ges. Lebensm. 6, 403-410
2. Froehner, H. (1976): Fliegenbekämpfung. Hospital-Hyg., Gesundh.wesen u. Desinfekt. 68, 89-91
3. Geißler, A.; Rojahn, A. (Stand 1.3.1981): Sammlung tierseuchenrechtlicher Vorschriften. Loseblattsammlung. R. Schulz Verlag München
4. Hoffmann, G. (1976): Tierschutz u. Schädlingsbekämpfung. Prakt. Schädlingsbekämpfer 28, 60-63
5. -, (1979): Veterinärrechtliche Grundlagen für die Stallentwesung. Prakt. Schädlingsbekämpfer 31, 157-161
6. -, (1980): Bekämpfung von Schädlingen bei bestimmten Viehseuchen sowie bei nicht staatlich bekämpften Erkrankungen von Haustieren. Prakt. Schädlingsbekämpfer 32, 1-6
7. -, (1981): Lebensmittelhygiene und Schädlingsbekämpfung in Räumen. Bundesgesundheitsbl. 24, 101-106
8. Holthöfer, H.; Nüse, K.H.: Sammlung lebensmittelrechtlicher Entscheidungen, Bd. 1-11. Carl Heymanns Verlag, Köln, Berlin, Bonn, München
9. Lorz, A. (1979). Tierschutzgesetz-Kommentar. 2. Aufl., C.H. Beck'sche Verlagsbuchhandlung, München
10. Schmidt, R. (1963): Vergleichende Betrachtungen der Hygiene-Verordnungen der Länder. Inaug.-Diss. Universität München, Vet.Med. Fakultät
11. Sinell, H.J. (1980): Einführung in die Lebensmittelhygiene. Pareys Studien-texte 21. Verlag Paul Parey, Berlin u. Hamburg
12. Zipfel, W. (Stand 1.1.1981): Lebensmittelrecht - Kommentar der gesamten lebensmittelrechtlichen Vorschriften. Loseblattsammlung, C.H. Beck'sche Verlagsbuchhandlung, München

Anschrift des Verfassers:
Dr. G. Hoffmann

Institut für Wasser-, Boden- und Lufthygiene
des Bundesgesundheitsamtes,
Corrensplatz 1, D - 1000 Berlin 33

Luftqualität in Innenräumen

Hrgb. K. Aurand, B. Seifert und J. Wegner
Gustav Fischer Verlag, Stuttgart-New York 1982

Bestimmung und toxikologische Bewertung von Dichlorvos-Raumluft-Konzentrationen nach Ausbringung von Nebelmitteln

Determination and Toxicological Appraisal of Indoor Concentrations of Dichlorvos after the Application of Spraying Products

G. Sagner, M. Schöndube

Summary

A considerable number of insecticides contains the phosphoric ester dichlorvos (DDVP), as insecticidal agent. It is used to control flying insects such as mosquitoes in dosages of 2 - 2.5 mg/m³ (mostly from pressurized packages) and hidden arthropods such as bedbugs and ticks in dosages being 100 times greater, i.e. 200 - 250 mg/m³ (fogs and sprays).

However, before rooms treated with DDVP can be released for use, the insecticide residues must have been removed by ventilation or other means so that this inhalatory poison cannot damage young and old, sick and healthy people. A concentration of 0.2 mg/m³ is considered to be an admissible limit for DDVP in indoor environments. This value which was deduced from sufficiently documented reports in literature corresponds to one fifth of the respective workplace standard (MAK value).

In an experimental chamber furnished like a living-room, the authors found that after application of DDVP from spray cans in a concentration of 2.5 mg/m³ as common for the control of flying insects (period of action 10 min) and a ventilation period of 30 min, the fixed limit of 0.2 DDVP/m³ was still surpassed. It generally took 1 h until values below the limit were measured. Without ventilation and under otherwise identical experimental conditions, indoor DDVP concentrations fell below the assumed limit only after 24 h.

For the control of hidden arthropods in living areas, the concentration of dichlorvos required must be considerably higher than those used to control flies and mosquitoes. It was demonstrated in a number of experiments conducted in the furniture-equipped experimental chamber that after the application of such high amounts of DDVP (240 mg/m³) and the common 24 h period of action, ventilation over 4 - 5 days was needed to bring the DDVP level down to the limit of 0.2 mg/m³.

Field studies in a number of private homes, animal quarters and hospital kitchens have shown a good coincidence of results with those of the laboratory experiments, despite partial differences in the background conditions prevailing in the different types of indoor environment.

Der anwachsende Widerstand der Öffentlichkeit gegen Verunreinigungen der Umwelt richtet sich auch gegen die Verwendung von Schädlingsbekämpfungsmitteln. Weltweit werden heute Wasser und Boden und besonders die Außenluft auf Schadstoffgehalte untersucht. Der Mensch hält sich jedoch während eines erheblichen Teils seines Lebens im Inneren von Gebäuden auf. Deshalb sollte die Diskussion über Umweltschutz nicht erst vor der Haustür beginnen.

Trotz des erwachten Umweltbewußtseins ist das Verhalten der Bürger inkonsistent. Treten nämlich im engsten Lebensbereich des Menschen, in seiner Wohnung, Mücken oder Fliegen in Erscheinung, dann kennen viele unserer Mitbürger nur den Griff zur Spraydose, zur "Zimmerflak". Rücksichtslos - nicht zuletzt gegen sich selbst - wird Jagd auf diese Störenfriede gemacht. Es ginge allerdings auch anders, nämlich mit dem ungiftigen Fliegenfänger, mit der Fliegenklatsche, mit Fliegen- bzw. Mückengazefenstern (1).

Anlässlich einer Repräsentativumfrage, über die wir vor einigen Jahren berichteten (2), wurde festgestellt, daß 1976 in 55 % der bundesrepublikanischen Haushalte Schädlingsbekämpfungsmittel gegen diese, bei uns meist nur als Lästlinge auftretenden Insekten verwendet werden. Auf die Gesamtbevölkerung umgerechnet bedeutet dies, daß alleine dadurch etwa 34 Millionen Bürger infolge eigener Handlung oder einer ihrer Angehörigen in ihren Wohnungen mit Insektiziden in Kontakt kommen. Hierbei werden zu 77 % Spraydosen und zu 17 % Insektenstrips verwendet.

Eine erhebliche Anzahl, vermutlich sogar der größte Teil dieser Mittel, enthält den Phosphorsäureester Dichlorvos. Dieser insektizide Wirkstoff besitzt den relativ hohen Dampfdruck von $1,6 \times 10^{-2}$ mbar bei 20 °C. Er kann sich infolgedessen in seiner Dampf- bzw. Gasphase leicht in der Umgebungsluft verteilen und wirkt dann als Atemgift - nicht nur bei Insekten. Aus seinem Molekulargewicht und dem Dampfdruck ist zu errechnen, daß sich in einem geschlossenen Raum bei 20 °C eine Sättigungskonzentration von ca. 145 mg DDVP je 1 m³ Raumluft in Gasform aufbauen kann. Deshalb entfalten Mittel, die diese Substanz enthalten, auf die im Haushalt meist bekämpften Läst- und Schäd-

linge (Fliegen, Mücken, Wanzen, Zecken, Silberfischchen) eine schnell einsetzende Wirkung und werden infolgedessen anderen Präparaten vorgezogen. Dieser Effekt bewirkt aber auch, daß Menschen den Wirkstoff inhalieren und geschädigt werden können. Dennoch kann auf DDVP gerade wegen seiner leichten Verdampfbarkeit und der daraus resultierenden Erfassung insbesondere versteckt lebender Zielorganismen nicht verzichtet werden. Andererseits kann DDVP gerade infolge dieser Eigenschaft durch Lüftung - im Gegensatz zu anderen Wirkstoffen - und wegen seiner leichten hydrolytischen Zersetzung relativ einfach aus Räumen entfernt werden. Ein entsprechender, weniger toxischer Ersatzstoff ist bisher nicht bekannt.

Zur Bekämpfung der genannten fliegenden Insekten werden von den Herstellern Schädlingsbekämpfungsmittel enthaltender Spraydosen die erforderlichen Ausbringungszeiten in Sekunden - auf eine bestimmte Raumgröße bezogen - angegeben. Die daraus resultierenden Aufwandmengen von Dichlorvos liegen zwischen 2 und 2,5 mg Wirkstoff je 1 m³ Rauminhalt.

Zur Bekämpfung von versteckt lebenden Gliedertieren (Schaben, Wanzen, Schild- und Lederzecken) sind wesentlich höhere DDVP-Konzentrationen obligat. Die hierzu erforderlichen Aufwandmengen sind 100-fach höher und liegen - je nach Präparat - somit zwischen 200 und 250 mg Dichlorvos je 1 m³, bei einigen noch höher.

Es liegt auf der Hand, daß derartig behandelte Räume nach einer Schädlingsbekämpfung noch erhebliche Wirkstoffrückstände enthalten. Da es in den meisten Fällen kaum ausführbar sein dürfte, diese Rückstände durch Abwaschen der Wände, Decken, Fußböden und des Mobiliars zu entfernen, bietet sich das Lüften als Möglichkeit zur Entgiftung an. Über die hierzu erforderlichen Lüftungszeiten herrscht noch weitgehend Unklarheit. In den Gebrauchsanweisungen wird diese Möglichkeit zum Entgiften infolgedessen auch kaum berücksichtigt. Gelegentlich kann man den Hinweis finden, daß die Räume erst nach ausreichender Lüftung wieder benutzt werden dürfen. Wie lange muß aber eine "ausreichende" Lüftung dauern?! -

In einer Veröffentlichung hat Zimmerli 1977 (3) zur Berechnung der Abnahme von Schadstoffkonzentrationen in Räumen einen Exponentialansatz in Abhängigkeit von Zeit und Luftwechsel benutzt. Der Ansatz beruht auf der Annahme, daß der Luftwechsel der einzige konzentrationsmindernde Prozeß ist. Zimmerli weist darauf hin, daß daneben weitere konzentrationsmindernde Faktoren, wie Hydrolyse und insbesondere Sorption an Wänden und Einrichtungsgegenständen wirksam sein dürften.

Wir sind deshalb experimentell der Frage nachgegangen, wie lange mit DDVP-enthaltenden Mitteln behandelte Aufenthaltsräume für Menschen zum Zwecke der Entgiftung gelüftet werden müssen, bevor sie erneut zur Benutzung freigegeben werden können.

Zuvor war es jedoch erforderlich, eine Höchstkonzentration für DDVP in der Raumluft festzulegen, die für alte und junge, kranke und gesunde Menschen

zumutbar erscheint. Als zulässigen Grenzwert sehen wir 0,2 mg DDVP je 1 m³ Raumluft an. Diesen Wert folgerten wir aus in der Literatur hinlänglich vorhandenen Berichten (6; 7; 8; 9; 10; 11; 12; 13). Es wurden hierbei nur Publikationen berücksichtigt, in denen Dichlorvos-Belastungen über die Atemluft und deren Auswirkungen auf die Gesundheit von Menschen gemessen worden waren. Es handelt sich dabei um Untersuchungen an Erwachsenen und Kindern, an Gesunden und Kranken. Dieser angenommene Grenzwert liegt im übrigen bei 1/5 des MAK-Wertes.

Eigene Untersuchungen

Unsere DDVP-Raumluftkonzentrationsmessungen wurden nach der von Geiger und Fürer 1960 veröffentlichten (4) und von Büchler und Heizler 1962 modifizierten colorimetrischen Methode (5) durchgeführt.

Die hierzu benötigten definierten Luftmengen wurden mittels einer Vakuum-pumpe über eine Gaswaschflasche und eine Gasmeßuhr gezogen. Das Absorptionsmittel (dest. Wasser) nahm dabei den Phosphorsäureester Dichlorvos auf. Der Nachweis des Wirkstoffs beruht auf einer Farbstoffbildung mit Resorcin in alkalischer Lösung. DDVP bildet bei dieser Reaktion ein braungefärbtes Kondensationsprodukt, das quantitativ im Photometer bei 487,5 nm (Nanometer) nachgewiesen und mit einer zuvor erstellten Eichkurve verglichen wurde. Die Nachweisgrenze liegt bei 0,006 mg DDVP/m³ durchgesaugter Raumluft.

Zum Vergleich wurde daneben ein Gasspürgerät der Fa. Drägerwerk AG, Lübeck, zum Nachweis von Phosphorsäureestern eingesetzt. Mittels einer Hand-pumpe wird die zu untersuchende Luft durch ein Prüfröhrchen gesaugt, dessen Reaktionsschicht mit Blauverfärbung eine negative Anzeige signalisiert. Es handelt sich um ein enzymatisches Verfahren nach dem Prinzip der Cholinesterase-Hemmung. Als Substrat wird Acetylthiocholinjodid verwendet. Die untere Nachweisgrenze beträgt 0,2 mg DDVP/m³. Das Gasspürgerät wurde u.a. auch deshalb in die Untersuchungen einbezogen, um festzustellen, ob es unter Praxisbedingungen geeignet ist, als Hilfsmittel für Schädlingsbekämpfer zum Erkennen des Zeitpunktes zu dienen, zu dem entweste Räume zur Wiederbenutzung freigegeben werden können.

Für die Laboruntersuchungen stand eine geflieste Kammer von 12,06 m³ Inhalt zur Verfügung. Die 1,5 m² große Metalltür ist mit Gummi abgedichtet. In mittlerer Höhe der Tür befindet sich eine dicht zu verschließende kleine Öffnung zum Entnehmen der Luftproben. Ein 1 m² großes dicht schließendes Fenster mit Holzrahmen befindet sich gegenüber der Tür. Der gemessene Luftwechsel in der Versuchskammer betrug 0,2/h bei einer Kamertemperatur von 21 °C und einer äußeren Windstärke von ca. 1 m/sec.

Um den Einfluß einer Möblierung auf das Verhalten der DDVP-Konzentrationen in der Raumluft festzustellen, haben wir für einen Teil der Untersuchungen die

Kammer mit einem kleinen Büroschrank, einem Tisch, einem Polsterstuhl, einer ca. $2,5 \text{ m}^2$ großen Nesselgardine und einem ca. 6 m^2 großen, etwa 6 mm dicken Teppich aus Wolle/Polyestergewebe ausgestattet.

Nach jedem Lüftungsvorgang, der bei volleöffnetem Fenster und offenstehender Tür stattfand, haben wir vor den Probenahmen jeweils eine Stunde "stabilisiert", also zugewartet, daß sich die Reste des ausgenebelten Mittels gleichmäßig im Raum verteilen bzw., daß an den Wänden und der Möblierung adsorbiertes DDVP verdampfen und sich erneut im Raum verteilen konnte. Das Ziehen der Proben erfolgte bei Raumtemperaturen von $20 - 22^\circ\text{C}$.

Ergebnisse und Diskussion

Unsere Versuche gliedern sich in 2 Teile:

- (I) Versuchsreihen mit niedriger Aufwandmenge (ca. $2,3 \text{ mg DDVP/m}^3$)
- (II) Versuchsreihen mit hoher Aufwandmenge (ca. 240 mg DDVP/m^3).

Die im folgenden vorgelegten Kurven sind aus Mittelwerten mehrerer Wiederholungen entwickelt und zwar aus jeweils mindestens 2 und höchstens 8 Einzelversuchen.

I. In unserer ersten Versuchsreihe mit der niedrigeren Aufwandmenge von $2,3 \text{ mg DDVP/m}^3$ - wie sie zur Fliegen- und Mückenbekämpfung sehr zahlreich von Laien in Privathaushalten angewendet wird -, wollten wir zunächst ermitteln, ob die natürlichen konzentrationsvermindernden Prozesse - Luftaustausch, Adsorption, Zersetzung - ausreichen, um den festgelegten Grenzwert von $0,2 \text{ mg DDVP/m}^3$ nach kurzer Zeit zu erreichen. Mit anderen Worten, wir wollten feststellen, ob bei den häufig verwendeten Insektensprays auf DDVP-Basis überhaupt gelüftet werden muß.

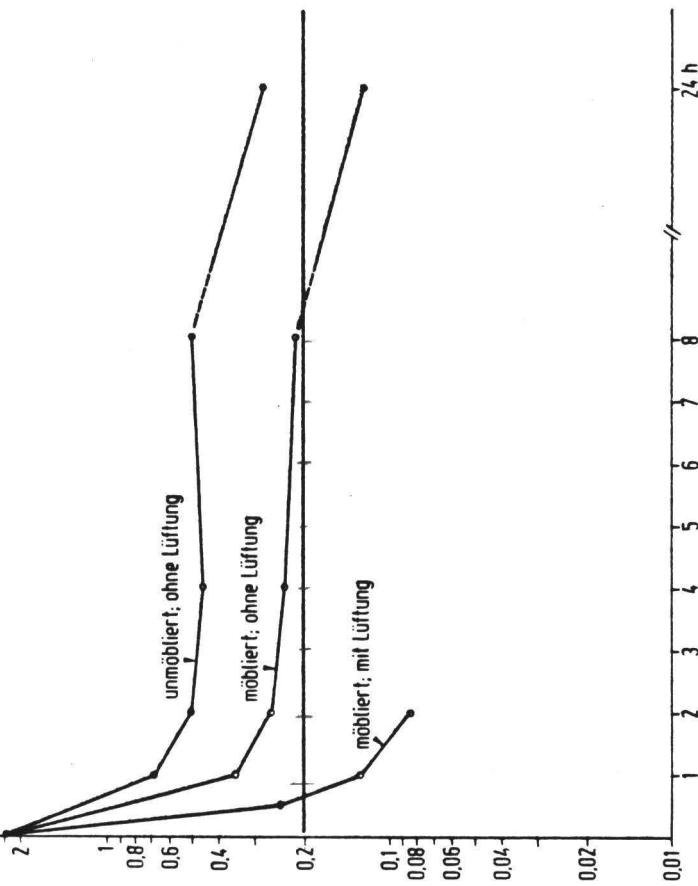
Die Konzentrationsabnahme (Abb. 1) verlief insgesamt sehr langsam, allerdings in der möblierten Kammer etwas schneller als in der unmöblierten. Der Grenzwert ($0,2 \text{ mg DDVP/m}^3$) wurde durch eine Waagerechte markiert. Erst 24 Stunden nach der Ausbringung wurde in der möblierten Kammer der Grenzwert mit $0,112 \text{ mg DDVP/m}^3$ unterschritten, während der Meßwert in der unmöblierten Kammer zu diesem Zeitpunkt noch $0,278 \text{ mg DDVP/m}^3$ betrug.

Wegen fehlender Praxisnähe verzichteten wir nach diesen Ergebnissen auf Versuche mit Lüftung in der unmöblierten Kammer in niedriger Dosierung.

In der möblierten Kammer konnten wir in der Folge nachweisen, daß nach 1/2stündiger Lüftung sich noch eine Konzentration von $0,244 \text{ mg DDVP je m}^3$ aufbauen konnte und erst nach einer Stunde wurde ein Wert von $0,126 \text{ mg/m}^3$ nachgewiesen.

DDVP [mg/m³]

Abb. 1: DDVP - Raumluftkonzentration (\bar{x} aus mehreren Versuchsreihen)
niedrige Aufwandmenge (~2,3 mg/m³)
Versuchskammer: 12,06 m³
Temp.: 20 - 22° C



II. Im 2. Teil unserer Untersuchungen beschäftigten wir uns mit dem Verhalten der DDVP-Konzentrationen in der möblierten und der unmöblierten Kammer nach Vernebeln hoher Aufwandmengen, wie sie zur Bekämpfung von versteckt lebenden Gliedertieren (Schaben, Wanzen, Zecken) benötigt werden.

Eine Stunde nach der Ausnebelung von 240 mg DDVP/m³ stellten wir - noch ohne Lüftung - in der unmöblierten Kammer nur 60 mg/m³ und in der möblierten nur 37 mg/m³ fest. 24 Stunden danach - dies ist die normal erforderliche Einwirkungszeit, - wiegen wir - immer noch ohne Lüftung - in dem leeren Versuchsraum 23 mg /m³ und in dem mit Möbeln ausgestatteten 5,5 mg/m³ nach (Abb.2).

Somit ist festzuhalten, daß sich in beiden Fällen trotz der aufgewendeten Menge von 240 mg Dichlorvos/m³ die Sättigungskonzentration von 145 mg/m³ ohne Lüftung auch nicht annähernd eingestellt hatte. Wie erwartet, hatte das Mobiliar größere Dichlorvosmengen gebunden als die Fliesen des kahlen Versuchsräumes.

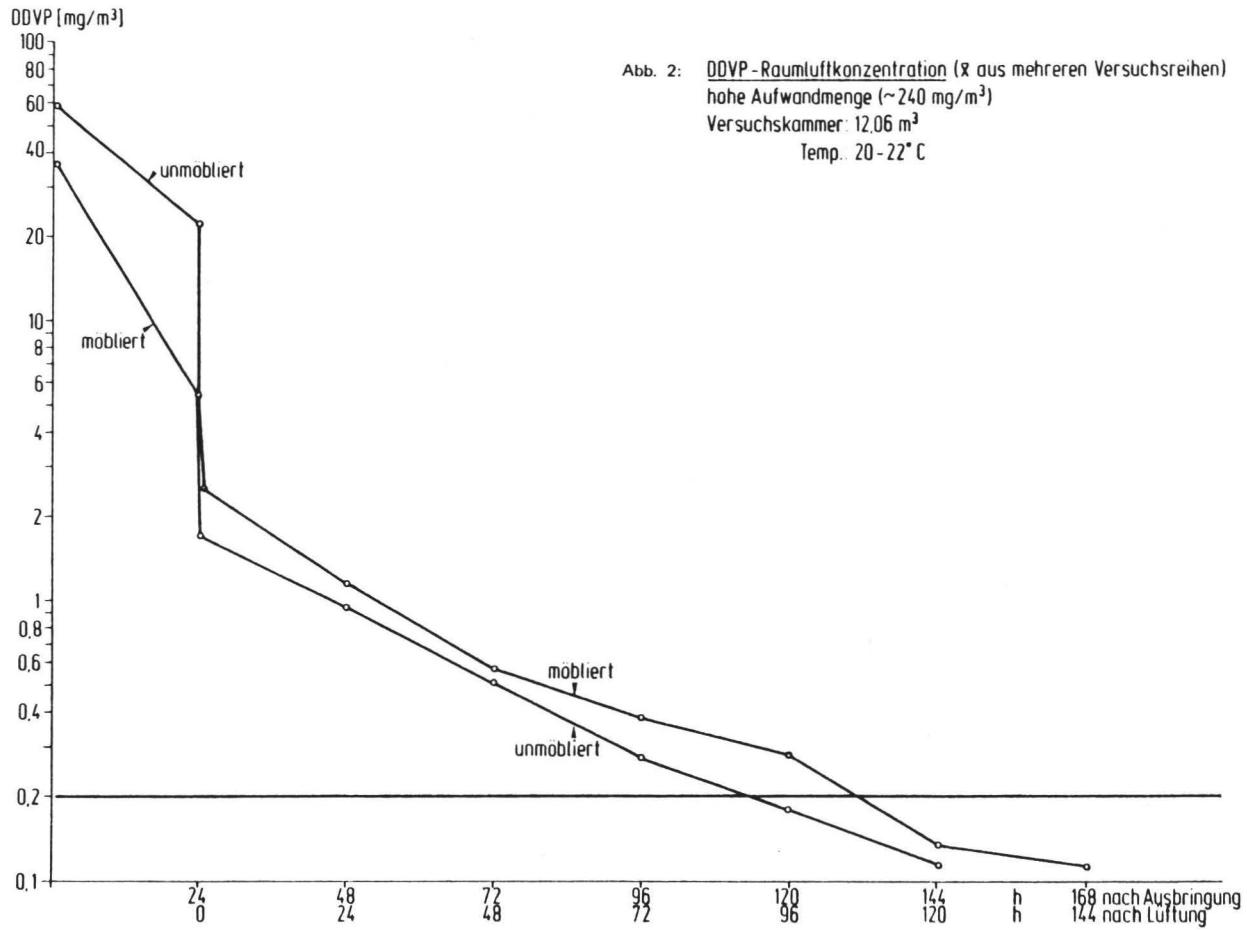
Bereits eine einstündige Lüftung mit nachfolgender einstündiger Stabilisierung ließ dieses Verhältnis allerdings umkehren. In dem unmöblierten Raum waren nun nur noch 1,7 mg/m³ und in dem möblierten 2,5 mg DDVP/m³ nachzuweisen. Die weiteren Messungen nach jeweils 24-stündigem Lüften und 1-stündigem Stabilisieren ergaben ein nur langsames, parallel verlaufendes Absinken der DDVP-Konzentrationen in beiden Kammertypen, wobei in dem mit Möbeln ausgestatteten Raum regelmäßig etwas höhere Werte ermittelt wurden. Nach 96 Stunden dauernder Lüftung wurde dann in der unmöblierten Kammer der Grenzwert und in der möblierten nach 120 Stunden unterschritten.

Die während unserer Untersuchungen zum Vergleich herangezogenen Gassspürrohrchen der Fa. Drägerwerk AG., Lübeck, zum Nachweis von Phosphorsäureestern zeigten bei dem angenommenen Grenzwert von 0,2 mg DDVP/m³ gut mit den Laborergebnissen übereinstimmende Werte. Bei sachgemäßer Verwendung erscheinen sie daher durchaus geeignet, um als Hilfsmittel für Schädlingsbekämpfer zum Erkennen des Freigabetermins für mit Dichlorvos entwesete Räume zu dienen.

Inzwischen hatten wir Gelegenheit anläßlich von Schädlingsbekämpfungen in mehreren Privatwohnungen, Tierhaltungs- und Krankenhausküchenräumen unsere Laborexperimente mit Meßergebnissen aus der Praxis zu vergleichen. Sie zeigten eine gute Übereinstimmung, trotz der in den verschiedenen Räumlichkeiten voneinander z.T. abweichenden äußeren Bedingungen.

In meinen abschließenden Bemerkungen kann ich mich kurz fassen. In Räumen, in denen Dichlorvos enthaltende Entwesungsmittel ausgebracht worden sind, befinden sich am Ende der zur Bekämpfung erforderlichen Einwirkungszeit noch erhebliche Restmengen des Wirkstoffs.

Vergleicht man den eingangs zitierten Exponentialansatz zur Abnahme von Wirkstoffkonzentrationen in der Raumluft in Abhängigkeit von Luftwechsel und



Zeit mit den von uns experimentell ermittelten Werten, so ist bereits nach niedrigen Aufwandmengen nur eine geringe Übereinstimmung festzustellen. Während nach der Berechnung eine 15-minütige Lüftungszeit erforderlich wäre, wurde von uns die Zeit bis zur Reduzierung auf 0,2 mg DDVP/m³ mit 60 Minuten ermittelt. Wesentlich größer ist die entsprechende Differenz nach dem Einsatz der hohen Aufwandmengen. Nach der Rechnung wären dann nur 43 Minuten Volllüftung (10/h) zum Erreichen des Grenzwerts notwendig, während wir für die unmöblierte Kammer 96 Stunden und für die möblierte 120 Stunden feststellten. Offensichtlich wird also die Konzentrationsabnahme in höherem Maße von anderen Kräften bestimmt als nur von Luftwechsel und Zeit. Hier ist vor allem an eine verlangsamte Freisetzung des Wirkstoffs nach Adsorption an Materialien zu denken.-

Die vorgestellten Untersuchungsergebnisse sollten zu entsprechenden Warnhinweisen in Gebrauchsanweisungen von Schädlingsbekämpfungsmitteln umgesetzt werden. Wir sind uns dabei durchaus der Schwierigkeiten bewußt, die bei der Schädlingsbekämpfung durch lange Lüftungszeiten entstehen. Es wäre denkbar - wir haben dies allerdings nicht nachprüfen können -, daß derartige Räume schon nach kürzeren Lüftungszeiten freigegeben werden können, dann jedoch nur unter der Voraussetzung einer fortdauernden vollen Belüftung. Es müßten dann allerdings zuvor weitere Entgiftungsmaßnahmen vorgenommen werden an Gegenständen, die mit der unbedeckten Haut oder Lebensmitteln in Berührung kommen können.

Literatur

1. Hansen, K. u. G. Sagner: Gesundheitliche Aspekte bei der Verwendung von Insektentrips. Verbraucherdiest (B)20., 184 (1975)
2. Sagner, G.: Hygienisch-toxikologische Bedeutung von Insektiziden in Haus und Hof. In "Organische Verunreinigungen in der Umwelt-Erkennen, Bewerten, Vermindern". Erich Schmidt Verlag, Berlin 1978
3. Zimmerli, B.: Biozide Stoffe in der Raumluft. Chemische Rundschau 30., (Nr. 49), 8 (1977)
4. Geiger, M. u. R. Fürrer: Über die analytische Bestimmung von 0,0-Dimethyl-2,2-dichlorvinylphosphat (DDVP). Ztschr. analyt. Chemie 174., 401 (1960)
5. Büchler, W. u. W. Heizler: Zur colorimetrischen Bestimmung von 0,0-Dimethyl-2,2-dichlorvinylphosphat (DDVP). Ztschr. analyt. Chemie 194., 422 (1962)
6. Witter, R.F., Th.B. Gaines, J.G. Short, V.A. Sedlack and D.R. Maddock: Studies on the Safety of DDVP for the Disinsection of Commercial Aircraft. Bull. Wld. Hlth. Org. 24., 635 (1961)

7. Rasmussen, W.A., J.A. Jensen, W.J. Stein and W.J. Hayes, jr.: Toxicological Studies of DDVP for Disinsection of Aircraft. Aerospace Medicine 34., 593 (1963)
8. Cavagna, G., G. Locati and E.C. Viglianii: Clinical Effects of Exposure to DDVP (Vapona) Insecticide in Hospital Wards. Arch. Environ. Hlth. 19., 112 (1969)
9. Cavagna, G., G. Locati and E.C. Viglianii: Exposure of Newborn Babies to "Vapona" Insecticide. European J. Toxicol. 3., 49 (1970)
10. Gillett, J.W., J.R. Harr, F.T. Lindstrom, D.A. Mount, A.D. St.Clair and L.J. Weber: Evaluation of Human Hazards on Use of Dichlorvos (DDVP), especially in Resin Strips. Residue Reviews 44., 115 (1972)
11. Smith, P.W., H. Mertens, M.F. Lewis, G.E. Funkhouser, E.A. Higgins, C.R. Crane, D.C. Sanders, B.R. Endecott and M. Flux: Toxicology of Dichlorvos at Operational Aircraft Cabin Altitudes. Aerospace Medicine 43., 473 (1972)
12. Menz, M., H. Luetkermeier and K. Sachsse: Long-Term Exposure of Factory Workers. Arch. Environ. Hlth. 28., 72 (1974)
13. Leary, J.S., W.T. Keane, C. Fontenot, E.F. Feichtmeier, D. Schultz, B.A. Koos, L. Hirsch, E.M. Lavor, C.C. Roan and C.H. Hine: Safety Evaluation in the Home of Polivinyl Chloride Resin Strip Containing Dichlorvos (DDVP). Arch. Environ. Hlth. 29., 308 (1974)

Anschrift der Verfasser:
Dr. G. Sagner 1)
M. Schöndube 2)

- 1) Max von Pettenkofer-Institut des Bundesgesundheitsamtes,
Unter den Eichen 82 - 84, D - 1000 Berlin 45
- 2) Institut für Wasser-, Boden- und Lufthygiene
des Bundesgesundheitsamtes,
Corrensplatz 1, D - 1000 Berlin 33

Luftqualität in Innenräumen

Hrgb. K. Aurand, B. Seifert und J. Wegner
Gustav Fischer Verlag, Stuttgart-New York 1982

Mykosen durch Pilzsporen in der Raumluft

Mycoses Caused by Fungal Spores Occurring in Indoor Air

F. Staib

Summary

Fungal spores in indoor air may cause mycoses and allergies in man. The following different types of exposure are interesting from the epidemiological view-point: (a) the occupational exposure (work done with fungi-contaminated material), (b) the accidental exposure (formation and growing of fungi by constructive defects), and (c) the inconspicuous constant exposure (as part of life-style, e.g. by plants or small pets). It is stressed that the only way to characterize the indoor air quality with regard to its content of fungal spores is by uncontestable mycological diagnostics.

Zusammenfassung

Pilzsporen in der Raumluft können beim Menschen Ursache von Mykosen und Allergien sein. Epidemiologisch interessieren die verschiedenartigsten Expositionsmöglichkeiten:

1. Die berufliche Exposition (Arbeiten mit pilzhaltigem Material),
2. Die akzidentelle Exposition (Pilzwachstum oder Pilzvorkommen durch bau-technische Mängel),
3. Die unauffällige, konstante Exposition (Teile der Wohnkultur, wie die Hal-tung von Zimmerpflanzen und kleinen Haustieren).

Nur eine einwandfreie mykologische Diagnostik gewährleistet die Beurteilung der Raumluftqualität hinsichtlich eines Pilzsporengehalts.

Bei der Beurteilung der Raumluft hinsichtlich ihres Gehalts an Krankheitserregern muß auch den Pilzsporen Beachtung geschenkt werden (1, 14, 20, 23, 30, 31, 33, 35, 42). Es handelt sich hierbei vornehmlich um die Sporen von Fadenpilzen (Schimmelpilze), die normalerweise nur dort vorkommen, wo der Pilz Wachstumsbedingungen (Nährsubstrat und Temperatur) vorfindet und damit zur Ansiedlung und Versporung gelangen kann (44).

Die Aufgabe des medizinischen Mikrobiologen, speziell des medizinischen Mykologen, ist nicht nur die Diagnostik einer Mykose, sondern auch die Klärung epidemiologischer Zusammenhänge (Infektionsquellen- und Streuherd-Suche) wie auch die Beratung Mykose- oder Allergie-anfälliger Personen bezüglich einer entsprechenden Expositionsprophylaxe.

Mykose- oder Allergie-Fälle überraschen immer wieder mit neuen epidemiologischen Zusammenhängen (11, 15, 20, 23, 28, 36).

Da der Großteil der bei uns heimischen fakultativ-pathogenen Pilze nur für den Empfänglichen, d. h. Resistenzgeschwächten (13, 18, 21, 27, 38, 41, 42, 45, 46, 47) und Allergiker (Atopiker) (23, 52) von Bedeutung ist, wird eine zufällige Exposition von Menschen gegenüber bestimmten Pilzsporen nur sehr schwer erkannt. Leider werden noch allzuoft bekannte Expositionsgefahren für gefährdete Personen in der Familie, am Arbeitsplatz und in der Klinik verharmlost oder gar verantwortungslos mißachtet.

Im folgenden wird versucht, die fast grenzenlose Breite der Expositionsmöglichkeiten gegen Pilzsporen in der Raumluft nach epidemiologischen Gesichtspunkten aufzugliedern. Abschließend werden Vorschläge zur Untersuchung auf Pilzsporen gemacht und Hinweise zur Expositionsprophylaxe gegeben.

Berufliche Exposition

In beruflich genutzten Räumen, in denen sich pilzhaltiges Material anhäuft oder Produkte hergestellt werden, die für Pilzwachstum anfällig sind, ist die Möglichkeit der Inhalation infizierender oder allergisierender Pilzsporen gegeben. Folgende Gebiete sind hier besonders hervorzuheben: Land- und Gärtnerei-Wirtschaft (6, 12, 16, 17, 19, 24, 42), Getreideverarbeitung (9, 49), Nusse-Großhandel und -Verarbeitung (49), Ölmühle (49), Vogelhaltung und -zucht (6, 40), Archivalienrestaurierung (unveröffentlicht), Altkleidersortierbetriebe (42), Holzverarbeitung (2, 5, 8, 26, 28), Müllkompostierung in Türmen und Behältern (17). Hervorzuheben sind Berufe, die sich mit mykologischen Arbeiten in Medizin, Biologie und Technik beschäftigen (Laborinfektion) (6, 20, 32, 38, 42).

Die Inhalation von Pilz- oder Actinomyzeten-angereichertem Staub kann auch Ursache einer allergisch-interstitiellen Lungenfibrose sein (Farmerlunge u.a.) (2, 5, 7, 8, 11, 12, 19, 26, 54), deren diagnostische Abgrenzung von einer Mykose mikrobiologisch-serologisch und allergologisch möglich ist (12).

Akzentuelle Exposition

Pilzvorkommen durch bautechnische Mängel, z.B. Belüftung mit pilzsporenhaltiger Luft (29, 30, 33), feuchte Wohnräume (51), Lebensmittel (49), Müll (17), Unsauberkeiten, kann zu einem gesundheitsschädlichen Gehalt an Pilzsporen in der Raumluft führen (39). Auch Menschen können Streuherd von Pilzsporen sein (34).

Für das sog. Befeuchterfieber durch Klimaanlagen werden neben Bakterien, Thermoaktinomyzeten und Protozoen auch Pilze verantwortlich gemacht (11, 28).



Abb. 1: Untersuchung von Erdnüssen auf *A.flavus*-Sporen mit Hilfe des Luftkeimsammlers RCS (49).



Abb. 3: Verschimmelung einer Schreibzimmerwand. Ein undichter Wasserrohranschluß in der Zimmerwand, durch einen Bücherschrank verdeckt, führte zu einem versteckten, breitflächigen, massiven Schimmelpilz-Wachstum (Dematiaceae). Der in diesem Raum Beschäftigte erkrankte an akuten Asthma-Anfällen und Bronchitis.

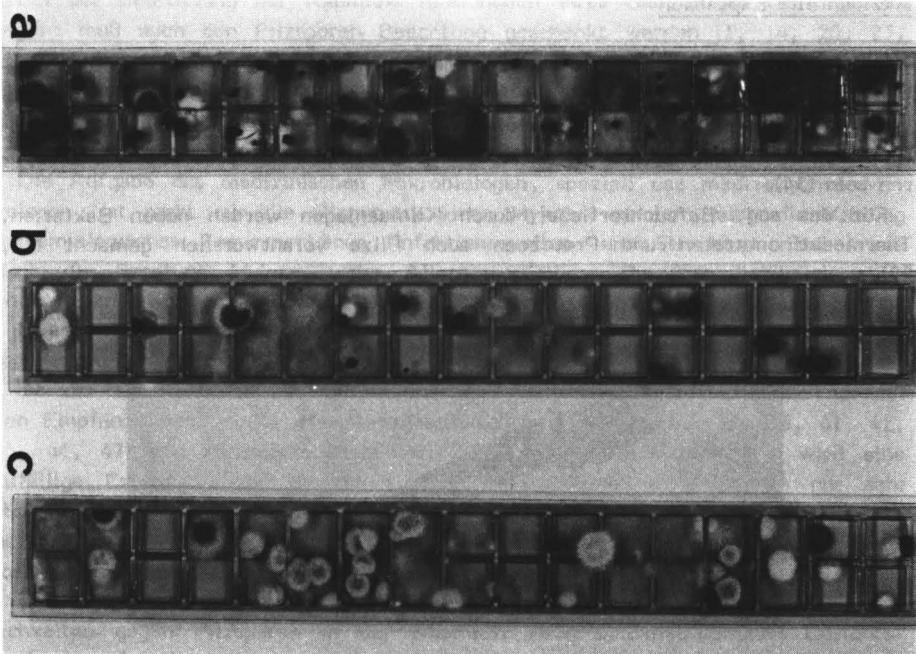


Abb. 2: Untersuchung der Raumluft auf Pilzsporen bei der Restaurierung von Archivalien mit Hilfe des Luftkeimsammlers RCS unter Verwendung von Sabouraud-Dextrose-Agar nach 3 Tagen/26 °C.

- 102 koloniebildungsfähige Einheiten aus 160 l angesaugter Luft;
- 26 koloniebildungsfähige Einheiten aus 40 l angesaugter Luft;
- 47 koloniebildungsfähige Einheiten aus 40 l angesaugter Luft.

Originalgröße eines Teststreifens: 34 Agarfelder von je 1 cm².

Tabelle 1: Mögliche Mykosen durch Pilzsporen in Raumluft nach Literaturangaben

Mykose	Vorkommen	Atemwege und Lunge	Blutbahn (Inokulation)	Primärer Organbefall		Haare
				Haut(●) Schleimhaut(▲)		
Aspergillose (6,8,12,18,23,27, 32,38,39,42-47)	weltweit	+	+	+ (●)		
Coccidioidomykose (6,8,32,38)	USA, Zentral- u. Südamerika	+				
Histoplasmose (6,8,32,38)	USA, Afrika	+				
Sporotrichose (6,8,32)	weltweit			+ (●,▲)		
Cryptococcose (6,8,10,22,32,38,40)	weltweit	+				
Candida-Mykosen (6,8,32,38)	weltweit	+	+	+ (●,▲)		
Mikrosporie und Trichophyton- Infektionen (6,8,31,32)	weltweit			+ (●)		+

Tabelle 2: Mögliche Streuherde von menschenpathogenen Pilzsporen in Raumluft

Pilzart	Topferde	Bekannte Streuherde						Baustoffe: Holz, Tapeten usw.	Sporen größe (µm)
		Vogelfäkalien: Taube (△) Stubenvogel (△) Huhn (○) Fledermaus (○)	Ölsaaten und Nüsse	Getreide und Tierfutter	Kleine Haustiere: Stubenvogel (▲) Katze (●) Meerschweinchen (■)	Mensch	Belüftungs- und Befeuchtungs anlagen		
Aspergillus fumigatus	+		+	+	+ (▲)	+	+	+	2,5-3
Aspergillus niger	+		+	+		+	+	+	2,5-4
Aspergillus flavus	+		+	+		+	+	+	3-6
Coccidioides immitis	+								(2,5-3) x (3-4)
Histoplasma capsulatum		+ (○)							2-4
Sporothrix schenckii	+							+	(2-3) x (3-6)
Cryptococcus neoformans und Filobasidiella neoformans		+ (△)	+ (△)						4-8
Microsporum canis und andere Dermatophyten					+ (●)	+			2-3
					+ (■)				3-5

Unauffällige konstante Exposition

Teile unserer Wohnkultur, wie die Haltung von Zimmerpflanzen und kleinen Haustieren, sind häufig die Ursache einer Kontamination der Raumluft mit Pilzsporen.

a. Zimmerpflanzen

Topferde von Zimmerpflanzen erwies sich als möglicher Standort menschenpathogener Aspergillus-Arten, hierbei an erster Stelle Aspergillus fumigatus (36, 42), der Erreger der bei uns häufigsten Lungenmykose, der Aspergillose. Als besonders förderlich für das selektive Wachstum dieser thermotoleranten Arten erwies sich Topfpflanzenerde in Heizkörpernähe (44). Über die Biologie und Ökologie von Aspergillus-Arten in der Erde von Topfpflanzen wurde von uns ausführlich berichtet (35, 44). Serologisch wurde die Identität der Antigene solcher A. fumigatus-Sporen bestätigt (43). Über Aspergillus-Infektionen in der Wohnung wie auch während des Klinikaufenthaltes, wurde mehrfach berichtet (23, 42, 45, 46, 47, 52, 53).

Topferde von Zimmerpflanzen kann auch Standort und Streuherd anderer menschenpathogener Pilzarten sein. So bringt kürzlich SYMMERS in England zwei Sporotrichose-Erkrankungen und einen Fall von Coccidioidomykose der Lunge mit der Topferde von Zimmerpflanzen in einen ursächlichen Zusammenhang (50). Der Verdacht einer Coccidioides immitis-Inhalationsinfektion lag hierbei nahe, da es sich bei dieser Pflanze um ein Reisesouvenir aus dem San Joaqui Valley in Californien/USA, dem bekanntesten Endemiegebiet für Coccidioidomykose, handelte, und der Erkrankte selbst nie in solchen Ländern war oder anderweitig Gelegenheit hatte, mit diesen infektionstüchtigen Sporen in Kontakt zu kommen.



Abb. 4: Typische Exposition von Patienten gegen Aspergillus-Sporen in der kalten Jahreszeit (45).

Im Bild: Ein Blattkaktus in Topferde über einem Heizkörper (s. Hierzu Abb. 2).

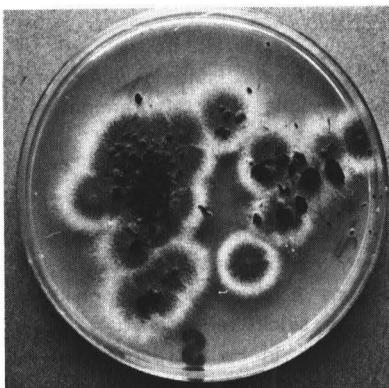


Abb. 5: Isolierung von *A. fumigatus* in Reinkultur aus der Topferde eines Blattkaktus nach 2 Tagen/37 °C (44). Petrischalen Durchmesser etwa 80 mm (s. hierzu Abb. 1).



Abb. 6:
Konidienträger von *A. fumigatus* mit reichlicher Konidienbildung auf Sabouraud-Dextrose-Agar nach 48 Std./37 °C. Diese Konidienketten zerfallen durch geringste Luftbewegung in einzelne Sporen (Konidien) mit einer Größe von 2 - 3 µm. Nur mit Hilfe eines Klebestreifen-Präparats wie hier im Bild, können solche intakten Konidienketten dargestellt werden.
X 140

b. Kleine Haustiere

Stubenvogelkäfig

Fäkalien von Taube und Stubenvogel (z.B. Kanarienvogel) sind der einzige bekannte Standort von Cryptococcus neoformans, Erreger der Cryptococcose des Menschen mit bevorzugtem Befall des Zentralvervensystems. Da die Lunge als Eintrittspforte dieses Erregers gilt (6, 10, 38,41), ist die Inhalations-Exposition aufgrund jüngster morphogenetischer Beobachtungen von besonderem Interesse. Wir konnten zeigen, daß der imperfekte Sproßpilz C.neoformans, der sich auf den herkömmlichen Nährböden wie ein Sproßpilz vermehrt, beim Angebot von wasserlöslichen Substanzen von Kanarienvogel- oder Taubenkot in seine geschlechtliche Form, Filobasidiella neoformans, verbunden mit üppiger Myzel- und Basidiosporenbildung übergehen kann (37). Da dieser Vorgang innerhalb von 48 Std./ 26 °C abläuft, sind auch temporär begrenzte Sporenabgaben an die umgebende Raumluft vorstellbar. Wegen der Infektionsgefahr beim Umgang mit solchen Kulturen, ist ein entsprechender Arbeitsschutz erforderlich (Verhinderung der Inhalation von Basidiosporen!) (4). Bei dem bisherigen Nachweis von C.neoformans in Raumluft wurde nur die Blastospore mit einer durchschnittlichen Größe von 4-8 µm, aber nicht die Basidiospore mit einer Größe von nur 2-2,5 µm diskutiert (40). Dieses Beispiel macht deutlich, daß unsere gebräuchlichen synthetischen Nährmedien, wie sie zur Anzucht und Beurteilung von pathogenen Pilzen Verwendung finden, u.U. nicht immer für die Feststellung solcher epidemiologisch interessierender Eigenschaften geeignet sind (37).

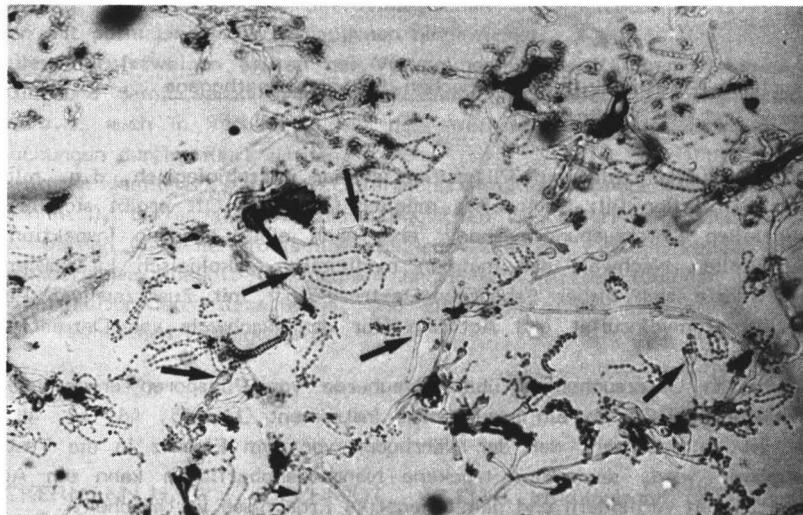


Abb. 7: Filobasidiella neoformas, die perfekte Form von c.Neoformas, auf Taubenkotfiltrat-Agar (37) nach 8 Tagen/ 26 °C. Vor Herstellung des Klebenstreifen-Präparats wurde das Kulturmateriel in der Petrischale durch Verdampfen von Formalin (10 vol. %) innerhalb von 6 Std. abgetötet. Im Bild: Ausschnitt aus einem Klebestreifen-Präparat mit Basidien s. Pfeile und leicht zerfallenden Ketten von Basidiosporen. X 140

Katze

In der umgebenden Raumluft von Hautmykose-Patienten (Tier und Mensch), muß immer auch mit dem Vorkommen infektionstüchtiger Einheiten solcher Erreger gerechnet werden (13). Siam- und Perserkatzen sind gegenwärtig bei uns die häufigste Infektionsquelle für die Hautmykose Mikrosporie, mit bevorzugtem Befall des behaarten Kopfes bei Kindern bis zum Pubertätsalter; auch Erwachsene können an Mikrosporie der Haut erkranken (8, 8, 32). In Räumen, in denen stärkst befallene Tiere (Katzen !) gehalten wurden, gelang mehrfach aus der Raumluft die Isolierung von vermehrungsfähigen Sporen des z.Zt. häufigsten Erregers der Mikrosporie, Microsporum canis, (unveröffentlicht).

Tierfutter

Pilzbefallenes Tierfutter kann Ursache einer Raumluftkontamination mit fakultativ-pathogenen Schimmelpilzsporen sein. Beispiel: Bei einem 60jährigen ambulanten Patienten, der an einem fraglichen Lungentumor erkrankte, wurde konstant aus dem Sputum A.fumigatus isoliert. Damit stellten sich klinisch-diagnostische Probleme, zumal im Serum des Patienten keine Antikörper gegen A. fumigatus festgestellt werden konnten. In der Wohnküche des Patienten, in der ein Zwergkaninchen seit 7 Jahren untergebracht war, fand sich das vorrätige Futter (pelletiertes Standardfutter) massenhaft befallen mit A.flavus, A.fumigatus und A.niger, was zwangsläufig zu einer ständigen Sporenabgabe in die umgebende Raumluft führte.

Untersuchung der Raumluft auf menschen- und tierpathogene Pilzsporen und ihre Bekämpfung

Eine Raumluftkontrolle auf Pilzsporen ist nur mikrobiologisch, d.h. mit Hilfe eines kulturellen Pilz-Nachweises möglich (35, 42). Oft ergibt sich die Wahl der speziellen Untersuchungsmethodik erst nach einer genauen Inspektion. Für den kulturellen Nachweis der meisten medizinisch-mykologisch interessierenden Pilze bewährte sich bisher Sabouraud-Dextrose-Agar mit Zusätzen von Penicillin G, Streptomycinsulfat und Actidion (für den Nachweis von Dermatophyten) (6, 32, 38, 49).

Bei unseren Untersuchungen über Streuherde von Pilzsporen erwies sich das Luftansauggerät RCS als ein brauchbares Instrument (14, 35, 46, 47, 48, 49). Hierbei ist zu beachten, daß der Nährboden vor dem Einsatz in die Teststreifen gegossen wird, denn eine trockene Nährbodenoberfläche kann ein Auskeimen von Sporen verhindern und damit negative Ergebnisse vortäuschen.

Anhand der Typisierung von Pilzstämmen ist u.U. die Möglichkeit der Klärung besonderer epidemiologischer Fragestellungen gegeben (6, 22, 32, 37, 38).

Eine Keimzahlbestimmung sollte immer angestrebt werden. Da aber die Morphogenese der Pilze die damit verbundene Sporenbildung und -abgabe in die Raumluft zeitlich sehr variieren kann, muß bei Keimzahlbestimmungen mit sehr differierenden Ergebnissen gerechnet werden. Nachdem, wie eingangs darauf hingewiesen, nur der in seiner Resistenz geschwächte oder empfängliche Mensch durch solche Pilzsporen als Krankheitserreger gefährdet ist, ist eine Quantifizierung der Exposition nicht unbedingt erforderlich, hier sollte dem qualitativen und konstanten Nachweis besondere Beachtung geschenkt werden.

Mit den zitierten und besprochenen Beispielen von Raumluftkontamination durch Pilzsporen wurde gezeigt, daß ein unbedenklicher Gehalt der Raumluft an Pilzsporen, ob als infektionstüchtige Einheit oder als Allergen nur dann erreichbar ist, wenn den Pilzen in einem Raum keine Standortmöglichkeiten geboten werden oder dem Raum keine Pilzsporen-haltige Außenluft zugeführt wird (30). Es ist bekannt, daß mangelnde Lüftung von Räumen Schimmelpilz-Wachstum fördert.

Formalin (Formaldehyd) ist das wirksamste und verlässlichste Desinfektionsmittel gegen pathogene Pilze (42). Pulmologen empfehlen bei Lungenaspergillose-Patienten nach Möglichkeit häufige Raumdesinfektionen mit Formalin (53).

Für Berufsgruppen, die bei ihrer Arbeit der ständigen Gefahr einer Inhalation infektionstüchtiger oder allergisierender Pilzsporen ausgesetzt sind, ist ein entsprechender Arbeitsschutz erforderlich (4, 6, 32, 34, 36, 38, 42). In diesem Zusammenhang sei auch auf die Empfehlungen der Deutschen Forschungsgemeinschaft zum Einsatz von mikrobiologischen Sicherheitskabinen (1979) beim Arbeiten mit pathogenen Mikroorganismen hingewiesen.

In allen Berufszweigen sollten bei Vorkommen von auffälligem Schimmelpilz-Wachstum und damit verbundener Luftstaubbildung über entsprechende Kontrollorgane, u.a. auch in Verbindung mit dem Werksarzt, medizinisch-mykologische Untersuchungen durchgeführt werden.

Pilzkulturen jeglicher Art von Untersuchungsmaterial (medizinisch, biologisch und technisch), dürfen nur in mikrobiologischen Laboratorien gehalten und bearbeitet werden (4). Die problemlose Beziehbarkeit von Fertignährböden verführt bedauerlicherweise allzuoft mykologisch ungeschulte Ärzte, Biologen und Techniker zum kulturellen Pilznachweis, und dies meist unter unzulässigen technischen und räumlichen Bedingungen.

Literatur

1. ACKERMANN,H.-W., B.SCHMIDT, V.LENK: Mykologische Untersuchungen von Außen- und Innenluft in Berlin. mykosen 12, 309-320 (1969)

2. AVILA,R., S.LACEY: The role of *Penicillium frequentans* in suberosis. (Respiratory disease in workers in the cork industry). Clinical Allergy 4, 109-117 (1974)
3. BAUER,U., F.STAIB, W.HÄGE: Aspergillus-Befall bei Hauttransplantation und Therapie. Chirurg 46, 279-282 (1975)
4. BUNDESMINISTER DER JUSTIZ: Vorläufige Empfehlungen für den Umgang mit pathogenen Mikroorganismen und für die Klassifikation von Mikroorganismen und Krankheitserregern nach den im Umgang mit ihnen auftretenden Gefahren. Bundesanzeiger 33, Nr. 169a, 12-20 (1981)
5. EMANUEL,D.A., F.J.WENZEL, B.R.LAWTON: Pneumonitis due to cryptostroma corticale (Marple-Bark disease). New Engl. J.Med. 274, 1413-1418 (1966)
6. EMMONS,C.W., C.H.BINFORD, J.P.UTZ, K.J.KWON-CHUNG: Medical Mycology. Lea & Febiger, Philadelphia (1977)
7. FORSBACH,G.: Farmer's lung as occupational disease in the Federal Republic of Germany. In: Haller,R. de and Suter, F. (Eds.): Aspergillosis and Farmer's Lung in Man and Animal, p. 310. Huber, Bern, Stuttgart, Wien (1974)
8. GEDEK,B.: Kompendium der medizinischen Mykologie. In: Pareys Studien-
texte Nr. 25. Parey, Berlin, Hamburg (1980)
9. GEMEINHARDT,H., I.BERGMANN: Zum Vorkommen von Schimmelpilzen
in Bäckereistäuben. Zbl.Bakt.,II.Abt.Orig. 132, 44-54 (1977)
10. GROSSE,G., F.NIEDOBITEK, M.I'AGE, F.STAIB: Chronische Lungenkryptokokkose. Dtsch.med.Wschr. 106, 1035-1037 (1981)
11. GRÜN,L.: Befeuchterfieber bzw. Montagskrankheit durch Klimaanlagen.
hyg. + Med. 6, 33-35 (1981)
12. HALLER,R. de, F.SUTER: Aspergillosis and Farmer's Lung in Man and Animal. Huber, Bern, Stuttgart, Wien (1974)
13. HENZE,G., P.ALDENHOFF, U.STEPHANI, G.GROSSE, E.KAZNER,
F.STAIB: Successful treatment of pulmonary and cerebral aspergillosis in
an immuno-suppressed child. European J. of Pediatrics, im Druck
14. HERMAN,L.G.: Aspergillus in patient care areas. Ann.N.Y. Acad. Sci. 353, 140-146 (1980)
15. KAITZIS,G.: Pflanzen im Krankenhaus trotz Hydrokultur problematisch.
TASPO Nr. 4, 24-28 (1980)
16. KHAN,Z.U., R.S.SANDHU, H.S.RANDHAWA, D.PARKASH: Allergic bronchopulmonary aspergillosis in a cane-sugar mill. Scand.J.resp.Dis. 58, 129-133 (1977)

17. KLOPOTEK,A. von: *Aspergillus fumigatus*. Ein Beitrag zur Ökologie medizinisch-interessanter Pilze. *forum microbiologie* 4, 19-20 (1981)
18. KRUMHAAR,D., R.VOIGT, J.MOLLINEDO: Chirurgische Behandlung der bronchopulmonalen Aspergillose. *Kongr.Ber.Wiss.* Tag.Norddtsch.Ges.Lungen- u. Bronchialheilk. 16, 225-229 (1980)
19. LACEY,J.: The microbiology of hay and straw. In: Haller, R. de and Suter,F. (Eds.): *Aspergillosis and Farmer's Lung in Man and Animal*, p.16, Huber, Bern, Stuttgart, Wien (1974)
20. LESTSCHENKO,W.M., N.D.SCHEKLAKOW: Die Rolle der Schimmelpilze in der Berufspathologie. *mykosen* 11, 865-877(1968)
21. MISHRA,S.K., F.STAIB, D.KRUMHAAR, J.STEFFEN, R.VOIGT, Th.ABEL: *Aspergillus-Serumpräzipitine bei Patienten einer Lungenklinik.* *Dtsch.med. Wschr.* 101, 1377-1381 (1976)
22. MISHRA,S.K., F.STAIB, U.FOLKENS, R.A.FROMTLING: Serotypes of *Cryptococcus neoformans* strains isolated in Germany. *J.Clin.Microbiol.* 14, 106-107 (1981)
23. MUCKELMANN,R., G.KUNKEL, F.STAIB, B.BLOHM, R.RUDOLPH, S.K.MISHRA, J.A.MÜLLER, H.MAST, M.SLADEK: Respirationsallergien verursacht durch *Aspergillus*-Arten aus der Topferde von Zimmerpflanzen. *Prax.Pneumol.* 35, 363-366 (1981)
24. MULLINS,J., R.HARVEY, A.SEATON: Sources and incidence of airborne *Aspergillus fumigatus* (Fres.). *Clin.Allergy* 6, 209-217 (1976)
25. NOBLE,W.C., J.M.CLAYTON: Fungi in the air of hospital wards. *J. gen. Microbiol.* 32, 397-402 (1963)
26. O'BRIEN,I.M., J.BULL, C.CREAMER, R.SEPULVEDA, M.HARRIES, P.S.BURGE, J.PEPYS: Asthma and extrinsic allergic alveolitis due to *Meurilius lacrymans*. *Clin.Allergy* 8, 535-542 (1978)
27. PEPYS,J.: Immunopathology of pulmonary aspergillosis. In: Haller, R. de and Suter,F. (Eds.): *Aspergillosis and Farmer's Lung in Man and Animal*, p.111. Huber, Bern, Stuttgart, Wien (1974)
28. PESTALOZZI,C.: Febrile Gruppenerkrankungen in einer Modellschreinerei durch Inhalation von mit Schimmelpilzen kantaminiertem Befeuchterwasser (Befeuchterfieber). *Schweiz.med.Wschr.* 89, 710-713 (1959)
29. RIETH,H.: Toxinogene Pilze in Klimaanlagen. *Derm.Mrschr.* 159, 376 (1973)
30. ROSE,H.D.: Mechanical control of hospital ventilation and *Aspergillus* infections. *Amer.Rev.resp.Dis.* 105, 306-307 (1972)

31. SCHÖNBORN,C., F.WINDEN: Untersuchungen über das Vorkommen von Pilzen in der Luft und im Staub von Klinikräumen. mykosen 12, 385-391 (1973)
32. SEELIGER,H.P.R., THEYMER: Diagnostik pathogener Pilze des Menschen und seiner Umwelt. Thieme, Stuttgart, New York (1981)
33. SOLOMON,W.R.: Assessing fungus prevalence in domestic interiors. J. Allergy clin.Immunol. 56, 235-242 (1975)
34. STAIB,F.: Aspergillus fumigatus in der Ausatmungsluft eines Arztes. Dtsch. med. Wschr. 99, 1804-1807 (1974)
35. STAIB,F.: Raumluftuntersuchungen auf Aspergillus-Arten in der Wohnung eines chronisch Lungenkranken. Bundesgesundhbl. 21, 471-474 (1978)
36. STAIB,F.: Zur Bekämpfung von Aspergillus fumigatus-Infektionen während des Klinikaufenthalts. Öff.Gesundh.-Wesen 41, 777-781 (1979)
37. STAIB,F.: The perfect state of Cryptococcus neoformans, Filobasidiella neoformans, on pigeon manure filtrate agar. Zbl.Bakt.Hyg., I.Abt.Orig. A 248, 575-578 (1981)
38. STAIB,F.: Pilzinfectionen des Zentralnervensystems. In: Hopf, H.Ch., Poeck,K. and Schliack,H. (Hsg.): Neurologie in Praxis und Klinik, Band II. Thieme, Stuttgart, New York (1981)
39. STAIB,F., H.P.R.SEELIGER: Parenterale Infektionsmöglichkeiten mit Schimmelpilzsporen. Münch.med.Wschr. 108, 2159-2162 (1966)
40. STAIB,F., G.BETHÄUSER: Zum Nachweis von ryptococcus neoformans im Staub von einem Taubenschlag. mykosen 11, 619-624 (1968)
41. STAIB, F. G.GROSSE, A.SCHOON, R.BERGER, Th.ABEL: Cryptococcosis, Zufallsdiagnose post mortem. mykosen 20, 319-325 (1977)
42. STAIB,F., Th.ABEL, S.K. MISHRA, G.GROSSE, M.FOCKING, A.BLISSE: Zum Vorkommen von Aspergillus fumigatus in Berlin (West). Zbl.Bakt.Hyg., I.Abt. Orig. A 241, 337-357 (1978)
43. STAIB,F., U.FOLKENS, B.TOMPAK, TH.ABEL, D.THIEL: A comparative study of antigens of Aspergillus fumigatus isolates from patients and soil of ornamental plants in the immunodiffusion test. Zbl.Bakt.Hyg., I.Abt.Orig. A 242, 93-99 (1978)
44. STAIB,F., B.TOMPAK, D.THIEL, A.BLISSE: Aspergillus fumigatus and Aspergillus niger in two potted ornamental plants, cactus (*Epiphyllum truncatum*) and clivia (*Clivia miniata*). Biological and epidemiological aspects. Mycopathologia 66, 27-30 (1978)
45. STAIB,F., J.STEFFEN, D.KRUMHAAR, G.KAPETANAKIS, C.MINCK, G.GROSSE: Lokalisierte Aspergillose und Oxalose der Lunge durch Aspergillus niger. Dtsch. med. Wschr. 104, 1176-1179 (1979)

46. STAIB,F., Th.ABEL, S.K.MISHRA, J.A.MÜLLER: Aspergillus fumigatus-Infektionen der Lunge bei Mucovisidose. Dtsch. med.Wschr. 105, 442-445 (1980)
47. STAIB,F., D.BOHL, B.FORH, S.K.MISHRA, C.RAJENDRAN, J.A.MÜLLER: Tödliche Aspergillose nach Infaktpneumonie. Prax.Pneumol. 34, 732-738 (1980)
48. STAIB,F., C.RAJENDRAN: Untersuchungen von Hydrokultur-Zimmerpflanzen auf menschenpathogene Aspergillus-Arten. Hyg.+Med. 5, 575-577 (1980)
49. STAIB,F., C.RAJENDRAN: Air aspirator for the detection of Aspergillus flavus in foodstuffs. Zbl.Bakt.Hyg., I.Abt Orig. B 172, 377-381 (1981)
50. SYMMERS,W.St.C.: Persönliche Mitteilung, 1981
51. TÖRÖK,M., A.L.WECK, de, M.SCHERRER: Allergische Alveolitis infolge Verschimmelung der Schlafzimmerwand. Schweiz. med.Wschr. 111, 924-929 (1981)
52. VELCOVSKY,H.-G., M.GRAUBNER: Allergische Alveolitis durch Inhalation von Schimmelpilzsporen aus Blumenerde. Dtsch. med.Wschr. 106, 115-120 (1981)
53. VOIGT,R.: Allergische Alveolitis. Dtsch.med.Wschr. 106, 414 (1981)
54. WECK,A.L. de, J.GUTERSONN, E.BÜTIKOFER: La maladie des laveurs de fromage (Käsewascherkrankheit): une forme pariculiere du syndrome du poumon du fermier. Schweiz.med. Wschr. 99, 872-876 (1969)

Anschrift des Verfassers:
Dir. u. Prof. Prof. Dr.Dr. F.Staib

Robert Koch - Institut des Bundesgesundheitsamtes,
Nordufer 20, D - 1000 Berlin 65

Luftqualität in Innenräumen

Hrgb. K. Aurand, B. Seifert und J. Wegner
Gustav Fischer Verlag, Stuttgart-New York 1982

Hausstaubmilben als Krankheitserreger beim Menschen

House-Dust Mites as Vectors of Human Diseases

G. Hoffmann

Summary

The genuine European house-dust mite, *Dermatophagoides pteronyssinus*, is the producer of the most common and most potent allergen in the house-dust in Central Europe. Such allergens causing asthma, rhinitis, tracheitis, bronchitis and/or conjunctivitis in man may also be produced by the other species of house-dust mites such as *D. farinae* and *Euroglyphus maynei*. House mites and mites of stored products rarely account for such diseases but more frequently for acarodermatitis - especially on farms. Allergies due to house-dust mites mainly occur in midsummer and in early autumn. Particularly children under 10 years of age are effected by these allergies. Textile articles such as mattresses, upholstered furniture and carpets are breeding places of the genuine house-dust mites. Skin scales of humans, mammals and birds affected by mould provide the nutritional substrate of the mites.

Zusammenfassung

Die echte europäische Hausstaubmilbe *Dermatophagoides pteronyssinus* ist der Produzent des in Mitteleuropa verbreitetsten und potentesten Allergens des Hausstaubes. Solche Asthma, Rhinitiden, Tracheitis, Bronchitis und/oder Konjunktivitiden beim Menschen verursachenden Allergene können auch von den anderen Hausstaubmilbenspezies *D. farinae* und *Euroglyphus maynei* verursacht werden. Haus- und Vorratsmilben sind seltener für derartige Erkrankungen, dage-

gen häufiger - insbesondere in landwirtschaftlichen Betrieben - für Akarodermatitiden verantwortlich. Hausstaubmilbenallergien treten vornehmlich im Hochsommer und Frühherbst auf. Betroffen sind vor allem Kinder im Alter unter 10 Jahren. Brutorte der echten Hausstaubmilben sind textile Gegenstände wie Matratzen, Polstermöbel und Teppiche. Die Ernährungsgrundlage der Milben bilden schimmelbefallene Hautschuppen von Menschen, Säugetieren und Vögeln.

Je nach seiner Zusammensetzung kann der Hausstaub Entwicklungsmedium für eine Reihe systematisch unterschiedlich einzuordnender Milben sein. Am häufigsten werden in Mittel- und Westeuropa aus ihm Milben der Familie der Pyroglyphidae isoliert. Zu diesen zählen Dermatophagoïdes pteronyssinus (Trouessart), D. farinae (Hughes) und Euroglyphus maynei (Cooreman). Obwohl auch eine Vielzahl Milbenspezies aus anderen Familien z.B. der Acaridae, der Glycyphagidae, der Carpoglyphidae oder der Tarsonomidae im Hausstaub eine Entwicklungsbasis finden, werden im allgemeinen in der medizinischen Literatur nur die 3 genannten Pyroglyphidenarten als echte Hausstaubmilben bezeichnet und als die Träger der potentesten Allergene für den Menschen angesehen. Ob die echten Hausstaubmilben auch bei Haustieren Erkrankungen erzeugen können, ist bisher nicht bekannt.

Die von Hausstaubmilben in unseren Breiten vorzugsweise durch Dermatophagoïdes pteronyssinus (s. Abb. 1) ausgelösten Allergien sind Inhalationsallergien. Sie äußern sich klinisch in andauerndem oder in Einzelfällen auch nur saisonal auftretendem Bronchialasthma, Bronchitis, Tracheitis, Rhinitis, gelegentlich zusätzlich auch durch andere Symptome wie Konjunktivitis. Synchron mit der Zunahme der Milbenpopulation im Staub in den Hochsommer- und den ersten Herbstmonaten mehren und verstärken sich die zumeist nachts oder am frühen Morgen auftretenden Beschwerden. Gebietsweise, z.B. in London, treten derartige Erkrankungen auch in den ersten Frühjahrsmonaten gehäuft auf (2, 9, 33, 46, 51, 67, 69).

Die Hausstaubmilbenallergie tritt in Mittel- und Westeuropa vornehmlich bei Kindern im Alter von 2 - 10 Jahren auf. In diesem Zusammenhang wurde von WARNER (67) in England festgestellt, daß vor allem jene Kinder von hausstaubmilbenbedingten Inhalationsallergien betroffen sind, die in den Monaten Oktober bis Dezember, der Zeit der massivsten Vermehrung von D. pteronyssinus und somit der des höchsten Allergenangebots, geboren wurden. Jungen waren dreimal häufiger betroffen als Mädchen. Außerhalb Mittel- und Westeuropas wurde z.T. ein anderes Prädilektionsalter (z.B. 10 - 39 Jahre) für die Hausstaubmilbenallergie ermittelt (26, 60).



Abb. 1:
Dermatophagoides pteronyssinus, ventral
(250 x) Foto: Mumcuoglu

Die Zahl der Milben pro Gramm Staub kann zwischen 1 und 10.000 schwanken. Die Milbenentwicklung ist abhängig vom Mikroklima, d.h. vom Grad der Luftfeuchte, der Temperatur im Brutstaub, ggf. der Zusammensetzung der Atmosphäre sowie des Nahrungsangebots am Brutort. Temperaturen von 20 - 35°C und zwischen 60 und 85 % wechselnde relative Luftfeuchte ermöglichen dort den Aufbau massiver Populationen. Optimum sind etwa 25°C und 80 % relative Luftfeuchte. Gegenüber kurzfristigen Temperatur- und Luftfeuchtigkeitschwankungen im Bereich von 5 - 40°C bzw. von 20 - 100 % weisen die Adul-ten der Hausstaubmilbe *D. pteronyssinus*, die in Mitteleuropa in der Regel etwa 80 % der Milbenfauna im Hausstaub stellt, eine relativ hohe Resistenz auf (3, 9, 14, 15, 28, 29, 67, 69, 70).

Außerdem ist die Milbenpopulationsstärke von der Zahl und Größe der Entwicklungsnischen sowie der Art der Raumnutzung abhängig (5, 23, 25, 36, 40, 51, 54, 58, 64, 67, 69). Das Nischen-Mikroklima ist auch durch das Makroklima beeinflußbar. Das zeigen die saisonalen Schwankungen der Stärke der Milbenpopulation und das Fehlen von Hausstaubmilben in Regionen ab 1.200 m ü.d. Meeresspiegel (24).

Brutorte der Hausstaubmilben sind in erster Linie Nähte, Knöpfe und Eindellungen an Matratzen, Bettdecken, Ritzen an der Bettgestellumrandung, Kissen sowie textile Bodenbeläge um das Bett. Dort wie auch in Tierlagern, z.B. von Hund und Katze, bietet sich den Milben das optimale, fast in jeder Nacht wieder erwärmte, mit höherer Feuchtigkeit und neuen Körperschuppen angereicherte Brutmilieu (30). Eine zumeist verzögerte Entwicklung kann auch in Teppichen, Vorhängen sowie in und auf Polstermöbeln stattfinden (41). Ist an diesen Stellen bei entsprechendem Mikroklima ausreichend organisches Material wie Schuppen, Haare von Menschen und Haustieren, Insekttenteile und/oder Kot oder pulverisierter pflanzlicher Detritus vorhanden, können sich Schimmel-, Hefen- und Algenrasen bilden, die den Milben neben den durch die Pilze angedauten Hautschuppen als Nahrungsbasis dienen (46, 52, 71).

Verschleppt werden die echten Hausstaubmilben durch Betten, Decken, Kleidung, Möbel und transportable Geräte mit Luftfiltern oder Insekten, die vorratsschädlichen Milben hingegen überwiegend durch den Transport befallener Lebens- und Futtermittel sowie Pflanzen oder deren nicht entsprechend entwesenes Verpackungsmaterial (39, 46, 55).

Das Alter von Häusern scheint nur insoweit eine Bedeutung für die Milbenentwicklung zu haben, wie sie aufgrund ihrer Baustuktur, ihrer Beheizungs- und Nutzungsweise die Entwicklung einer schwülwarmen Raumatmosphäre (Ofenheizung, Altersheime mit vielen Betten u.a.), die die Schimmelbildung begünstigt, ermöglichen. Viel bedeutender für die Entwicklung eines milbengünstigen Mikroklimas in den Räumen ist der Standort der Häuser. So ist insbesondere das feuchte Klima der Küste, an Seen und Wäldern im Flachland sowie in Gebieten mit hohen Niederschlagsmengen für die Milbenentwicklung günstig (33, 46, 54, 60).

Zwischen ländlichen und städtischen Siedlungen in klimatisch etwa gleichen Bedingungen unterliegenden Gebieten konnten bisher keine signifikanten Unterschiede der Häufigkeit des Vorkommens von Hausstaubmilben festgestellt werden (54).

In die Atemwege sowie auf Rastplätze wie Wände, Decken und Böden gelangen die Milbenteile und -exkreme durch Aufwirbelung des Staubes, etwa beim Saugen oder Wischen oder dem Bettenmachen bzw. durch Heizlüfter und Ventilatoren.



Abb. 2: *Glycyphagus domesticus*-Larve in Häutung (300 x)

Allergenträger sind sowohl lebende als auch tote Milben (9,69). Somit können selbst nach erfolgreicher Entwesung auch weiterhin über aufgewirbelten Milbenkot oder Kutikularteile (s. Abb. 2) enthaltenden Staub die Symptome einer Inhalationsallergie ausgelöst werden (2). Hauptbildungsort des Allergens ist der Milbendarm. Ein quantitativ wesentlich kleinerer Allergenanteil wird in der Kutikula gebildet (29, 45).

Ob derartige Allergene auch über die durch mehrfache Häutungen in großen Mengen anfallenden Kutikularteile von häuserbewohnenden Zecken, z.B. der Braune Hundezecche (*Rhipicephalus sanguineus* Latreille) oder der Taubenzecche (*Argas reflexus* Fabricius) wirksam werden, ist noch nicht bekannt (s. Abb. 3 u. 4). Dagegen wird von Einzelpersonen, insbesondere Argas-Laborzuchten betreuenden, häufiger über klinische Erscheinungen berichtet, die auf eine Sensibilisierung durch die nach der Blutaufnahme sezernierte Coxaldrüsensaftflüssigkeit hinweisen.

Unter den hiesigen echten Hausstaubmilbenarten produziert, abgesehen von Ausnahmestämmen der Spezies *D. farinae* und *E. maynei*, *D. pteronyssinus* das potenteste Allergen (43).

Weit weniger potent als die Allergene der Hausstaubmilben sind in der Regel die der ebenfalls im Hausstaub anzutreffenden Vorratsmilben (23, 25, 39, 42, 64). Sie erzeugen im allgemeinen über ihre Sekrete und Exkrete nur eine Aka-



Abb. 3: Rhipicephalus sanguineus, Larve in Häutung (25 x)



Abb. 4: *Argas reflexus*, Männchen ventral (6 x)



Abb. 5: *Acarus siro*, Mundwerkzeuge (450 x)

rodermatitis (Hautirritationen), seltener allergische Rhinitis oder Asthma. Zu den derartigen Krankheitserscheinungen verursachenden, vorratsschädigenden Milben zählen wenigstens 14 Tarsonomidenarten. Die Spezies Tarsomenus floricolus (Can. & Fan.) war am häufigsten im Hausstaub vertreten. Unter den Pyemotidae trifft dies auf die Getreidemilbe Pyemotes ventricosus (Newport) oder P. herfsi zu (25, 29, 36, 39).

Nach KORSGAARD und HALLAS (43) besitzen die Tarsonomiden zumindest dann Allergenträgereigenschaften für das Hausstaubasthma und die Hausstaubrhinitis, wenn ein gleichzeitiger Nachweis von Pyroglyphidenarten nicht gelingt. Für diese Vermutung sprechen ihre geringe Körpergröße von nur etwas über 100 µm, ihr häufiges Vorkommen in trockenem, pyroglyphidenfeindlichem Milieu und ihr Nachweis im menschlichen Sputum.

Im übrigen können auch im Hausstaub Cheyletiden, z.B. Cheyletus eruditus (Schrank) und Ch. tenuipilis sp.n., gegenüber anderen Milben einschl. der echten Hausstaubmilben der Gattung Dermatophagoides als Räuber auftreten (8, 16), außerdem Vorratsschädlinge aus den Familien der Acaridae, der Glycyphagidae und der Carpoglyphidae wie die Copramilbe (Thyrophagus putrescentiae Schrank), die Käsemilbe (T. casei Oudemans), T. longior (Gervais), die Mehlmilbe (Acarus siro Linnaeus) (s. Abb. 5), die Weizenkleedermatitismilbe (Suidasia nesbitti Hughes), die Backobst- oder Feigenmilbe (Carpoglyphus lactis Linnaeus), die Haumilbe (Glycyphagus domesticus De Geer) (s. Abb. 6), die langbehaarte Milbe (G. destructor Schrank), Chortoglyphus arcuatus (Troup.) und die Blumenzwiebelmilbe (Rhizoglyphus echinopus Fum. & Rob.).

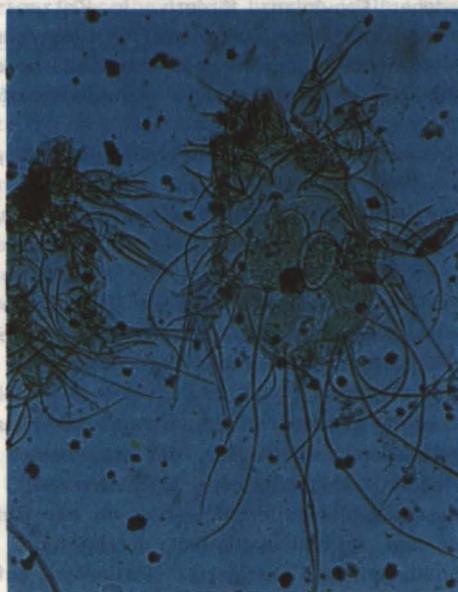


Abb. 6:
Glycyphagus domesticus,
Weibchen, dorsal (250 x)

Der Hausstaub kann selbst Allergenität besitzende Ausscheidungen von stationär-parasitären Milben enthalten, so von Krätzemilben (Sarcoptes scabiei De Geer - L.) und Haarbalgmilben (Demodex sp.). Wie Untersuchungen an Matratzen bzw. Betttextilien in Kliniken in der CSSR und der Bundesrepublik Deutschland zeigten, können diese Gegenstände dort sogar als Vektoren fungieren (36, 59).

Insgesamt sind bisher in Mitteleuropa bis zu 35 Milbenarten im Hausstaub gefunden worden, u.a. Trombiculidenlarven, Oribatiden- und Dermanyssidenarten (Rote Vogelmilbe - D. gallinae), die abgesehen von den schon oben erwähnten Arten nach dem derzeitigen Erkenntnisstand weniger als Krankheitserreger oder Vektoren, sondern vielmehr als Lästlinge von Menschen und Haustieren eine Rolle spielen (5, 36, 39, 43, 46, 54, 55, 59, 64).

Wie Experimente mit allergenhaltigen Extrakten von Vorratsmilben im Prick-Hauttest ergaben, reagieren Asthmapatienten zwar deutlich seltener als gegen Dermatophagoïdes, aber wenn sie reagieren, dann wesentlich heftiger auf diese Extrakte als auf jene von echten Hausstaubmilben. Dies hat vor allem Bedeutung für in der Landwirtschaft tätige sensibilisierte Personen, die ja relativ oft mit derart infestiertem Material umgehen müssen, oder solche, die in sehr feuchten Häusern wohnen. Ab ca. 85 % relativer Luftfeuchte wird die Entwicklung solcher Vorratsmilben sogar gegenüber der echten Hausstaubmilben (Pyroglyphidae) begünstigt (43, 62, 70). Zusätzlich kann die Lagerung von Futter und Einstreu für pflanzenfressende Haustiere die Entwicklung von Vorratsmilben verschiedener Provinien fördern. In Katzen- und Hundehaltungen dagegen dominiert die echte Hausstaubmilbe (D. pteronyssinus) (38, 70).

Die Reaktionen von Patienten können gegenüber Allergenen von Hausstaub- oder Vorratsmilben milbenart-, gattungs- oder familienspezifisch sein (12, 37, 63, 70).

Für Allergiker mit negativer Reaktion auf Milbenextrakte, jedoch positiver auf Hausstaubextrakte können andere Allergene des Staubes wie Teile von anderen Spinnentieren und Insekten, z.B. Schaben, Tierhaare, Pilzsporen, Pollen sowie Hautschuppen von Menschen und Tieren effektiv sein (27, 31, 43, 48, 71).

Xerophile Pilze, von denen bekannt ist, daß sie Bronchialasthma auslösen können (19, 57), wurden zuweilen in großer Spezies- und Koloniezahle im Haus- schmutz und in der Hausluft nachgewiesen. Ihre Allergene waren jedoch weit weniger potent als die der Milben (25, 36).

Menschliche Hautschuppen scheinen als Allergene des Hausstaubs, abgesehen von einigen Ausnahmesituationen (20, 43, 68), im allgemeinen nur eine untergeordnete Rolle in Form eines Residualallergens zu spielen (64).

Zur Diagnose der Hausstaubmilbenallergie werden in der Regel zunächst Hautproben wie der Prick- und der Intrakutantest durchgeführt (20, 43, 65). Im Falle einer Hausstaubmilbenallergie reagierten Patienten auf Hausstaubmilbenextrakte heftiger als auf Hausstaubextrakte (18, 66). Es gibt auch Fälle, bei

denen eine große Anzahl asymptomatischer Kontroll-Personen auf Hausstaub und Hausstaubmilbenextrakte reagierte (2). Nach den vorliegenden Untersuchungen ist anzunehmen, daß in Hauttesten je nach Methode und Allergenität des Hausstaubs zwischen 20 und 80, meist jedoch um 70 % der Personen mit einer inhalationsbedingten Hausstaubmilbenallergie eindeutig positiv reagieren (10, 26, 48, 67, 70). Die absolute Zahl der positiven Proben sagt aber nicht unbedingt etwas über die Populationsdichte und die Verbreitung der 3 heimischen Hausstaubmilbenarten aus (32).

Die Residualallergenaktivität des Hausstaubs, bezogen auf *Dermatophagoides* sp. betrug oft nur 1 % (66). Sie ging einmal auf das Vorhandensein anderer Milben- oder Insektenallergene, ein anderes Mal auf menschliche oder tierische Hautschuppen zurück.

Da unter bestimmten Bedingungen bei Hausstaubmilben-Rhinitis- und -Asthmapatienten eine Quantitätserhöhung des spezifischen Immunglobulins E (IgE) eintritt, können über den Radio-Allergo-Absorptionstest (RAST) die Ergebnisse der diagnostischen Trias, "Anamnese, Haut- und Provokationsproben" ergänzt und damit die diagnostische Sicherheit erhöht werden (7, 52). Ein negativer Ausgang dieser IgE-Bestimmung bei positivem Ergebnis der Trias bedeutet aber nicht, daß das verdächtigte Allergen als Ursache der vorliegenden Krankheitssymptome ausscheidet. Denn die Art der Testlösung, die Häufigkeit der Sensibilisierung, die Methoden der Hautproben, der Zustand des Erfolgsorgans zur Zeit der Reaktionsprobe, die Allergenstabilität und die Identität der in vitro oder in vivo benutzten Allergenextrakte bringen viele Unsicherheiten in die Beziehung der Trias einerseits und den Radioimmunproben andererseits (2, 17).

Als weitere in vitro-Probe zur Feststellung einer vermuteten D. pteronyssinus-Allergie wird gelegentlich u.a. ein Test mit kultivierten Patienten-Lymphozyten und Hausstaub- oder Hausstaubmilbenextrakten ausgeführt (49).

Die größere Bedeutung für die Feststellung einer Hausstaub- oder Hausstaubmilbenallergie haben jedoch die Provokationsproben mit allergenhaltigem Material am Erfolgsorgan (Nase und Bronchien). Durch sie kann im Zweifelsfalle die Aktualität eines gesuchten bzw. vermuteten auslösenden Allergens bewiesen werden. So wird festgestellt, ob die klinische Aktualität den in Hauttests oder in vitro-Proben ermittelten Antikörpern entspricht. Bei vorherigem Antikörernachweis dient der positiv verlaufende Provokationsversuch auch der Abgrenzung gegen eine noch oder schon wieder aphathogene Antikörperbildung (17).

Zum Nachweis der Antigenkomplexe und Allergene in Extrakten werden die Immunelektrophorese und die Radioimmunelektrophorese (Antigen-Patientenserumreaktion), der Ouchterlony-Test (Agargelldiffusion) sowie der Schultz-Dale-Test (isolierter Dünndarm sensibilisierter Meerschweinchen + Milbenkulturextrakt) benutzt (1,42).

Die Bekämpfung der Hausstaubmilben sollte in erster Linie auf die Vermeidung der spez. Allergen-Entwicklung im Nischenbiotop durch raumklimatische und Hygiene-Maßnahmen in befallenen Räumen erfolgen. Der Einsatz chemischer akarizider und fungizider Mittel ist nur in Ausnahmefällen zu erwägen (53). Die zuweilen vorgeschlagene Verwendung von Staubmilbenfeinden wie Raubmilben (Cheyletusarten), Spinnen sowie biologischen Konkurrenten unter den Hausmilben und den Schimmelpilzen (Stämme von Aspergillus penicillinaoides und Eurotiun repens) ist nicht praktikabel, da dazu entsprechend große, teure Zuchten das Material liefern müßten und darüber hinaus sicherzustellen wäre, daß dieses Material nicht allergenpotent ist (4, 5, 35). Außerdem wäre ein Einsatz von Milben und Schimmel in Wohnungen auch aus anderen hygienischen Gründen, so u.a. der Gefahr der Akaro-Dermatitis-erzeugung bzw. der nachteiligen Beeinflussung von Lebensmitteln inakzeptabel (22).

Für die betroffenen Allergiker besteht bei frühzeitigem Erkennen der Allergieursache zudem eine hohe Chance zur spezifischen Hypo-sensibilisierung - zur Reduzierung der Schock- und Lokalwirkung am besten mit L-Thyrosin adsorbier-ten Allergenextrakten - (3, 13, 17, 46, 57, 67) und, sofern dafür die Notwen-digkeit besteht, zur begleitenden Therapie mit Dinatrium cromoglicicum (Inha-lation, Einschnupfen) oder Ketotifen (oral). Auch Glukokortikoide und in bestim-mten Fällen Antihistaminika sowie Adrenergika wurden u.a. bei Personen mit Rhinitis, Bronchialasthma, Urticaria und Konjunktivitis auf allergischer Basis mit Erfolg verwandt. Die Akarodermatitis durch Haus- oder Vorratsmilben ist symptomatisch mit entzündungshemmenden Mitteln zu behandeln (39).

Je nach Art, Umfang und Örtlichkeit der Vermilbung ist (sind) unter folgen-den physikalisch-hygienischen Entwesungs- bzw. Populationsausdünnungs-Maß-nahmen die geeignete(n) auszuwählen:

1. Die Erhöhung der Lufttrockenheit in den befallenen Räumen u.a. durch Heizen (28, 30, 46),
2. regelmäßiges Durchlüften der Räume in den ersten warmen Frühjahrs- sowie den warmen Hochsommer- und Herbsttagen um die Mittagszeit (28, 46, 58),
3. wiederholtes, gründliches Staubaugen, insbesondere in den Schlaf- und Wohnräumen, sowie dem Klopfen von Betten, Matratzen, Teppichen und Polstermöbeln durch nicht derart allergische Personen im Freien. Haus-staubempfindliche Personen müssen dabei einen Gesichtsschutz tragen (6, 25, 41, 46, 50, 54),
4. häufiges Wechseln bzw. Waschen von Bettdecken, Laken, Kissen und Woll-decken oder Auslegen derselben an warmen Tagen,
5. die Verwendung von glatten Matratzen ohne Nischen (Nähte, Knöpfe und Reißverschlüsse) und mit leicht feucht abwischbaren, glattflächigen Über-zügen aus Kunststoff (4, 24),
6. schneller Verbrauch oder milbensichere Verpackung zur Schimmelbildung neigender Materialien wie bestimmte Lebensmittel, Futtermittel und tie-rische Einstreu sowie sofortige Beseitigung schon verschimmelter Produk-te,

7. Benutzung von langen Gummi- oder Plastikhandschuhen beim Umgang mit Haus- und Vorratsmilben infestierten Substraten und Waschen dabei getragener Kleidung,
8. Vermeidung des Duschens oder Badens vor dem Zubettgehen (24) sowie
9. Verzicht auf Haustierhaltung.

Reine Desinfektionsmaßnahmen fungizider Natur sind meist erfolglos, weil z.B. auf den Schuppen und Haaren, die nach der Bekämpfungsaktion auf die desinfizierten Flächen gelangt sind, sich erneut Schimmelpilze ansiedeln und somit für die Milben wieder eine Nahrungsgrundlage schaffen (36). Im übrigen bleibt nach der Anwendung von Fungiziden und Akariziden das Allergen der toten Hausstaub- und ggf. auch anderer Milben bzw. des Milbenkots erhalten. Außerdem sind Akarizide bis auf seltene Ausnahmen nicht fungizid (67). Deshalb sind bei Hausstaubmilbenbefall gründliche Raum- und Gegenstände-Reinigungsmaßnahmen bei geringerer Beeinträchtigung der Wohnqualität erfolgversprechender.

Am ehesten ist noch die Anwendung von Akariziden in leeren Vorratsräumen gegenüber Vorratsmilben zu empfehlen, wenn zuvor deren direkte oder indirekte Nahrungsgrundlagen (Lebens- und Futtermittel) beseitigt und anschließend die Raumluftfeuchte durch einfache Lüftung oder mittels Entlüftungsaggregat entscheidend gesenkt wird (11). Anzuwenden wären für den konkreten Fall geeignete, für diesen Zweck von der Biologischen Bundesanstalt zugelassene Mittel.

In Tierhaltungen sollten Vorratsmilben-Allergiker bei der Arbeit mit staubhaltigem pflanzlichen Material wie Heu, Stroh und Futtergetreide einen Atemschutz tragen (23).

In der Abbildung 7 werden die Möglichkeiten der Bekämpfung neben den gesundheitsschädlichen Eigenschaften der Milben des Hausstaubs nochmals übersichtsweise dargestellt.

Zusammenfassend ist festzustellen, daß die europäische Hausstaubmilbe (D. pteronyssinus) das potenteste und verbreiteste Allergen für die Erkrankungen der Atemwege des Menschen erzeugt. Lokal können in Mitteleuropa auch andere Hausstaubmilben (D. farinae und E. maynei) die gleiche Bedeutung erlangen. Die Haus- und die Vorratsmilben erreichen diese Bedeutung nur unter bestimmten spezifischen Voraussetzungen. Sie treten weit häufiger als Verursacher von Hautirritationen, sog. Akarodermatitiden, mit oder ohne Beeinträchtigung des Wohlbefindens von Mensch und Haustieren sowie als Lebens- und Futtermittelschädlinge in Erscheinung.

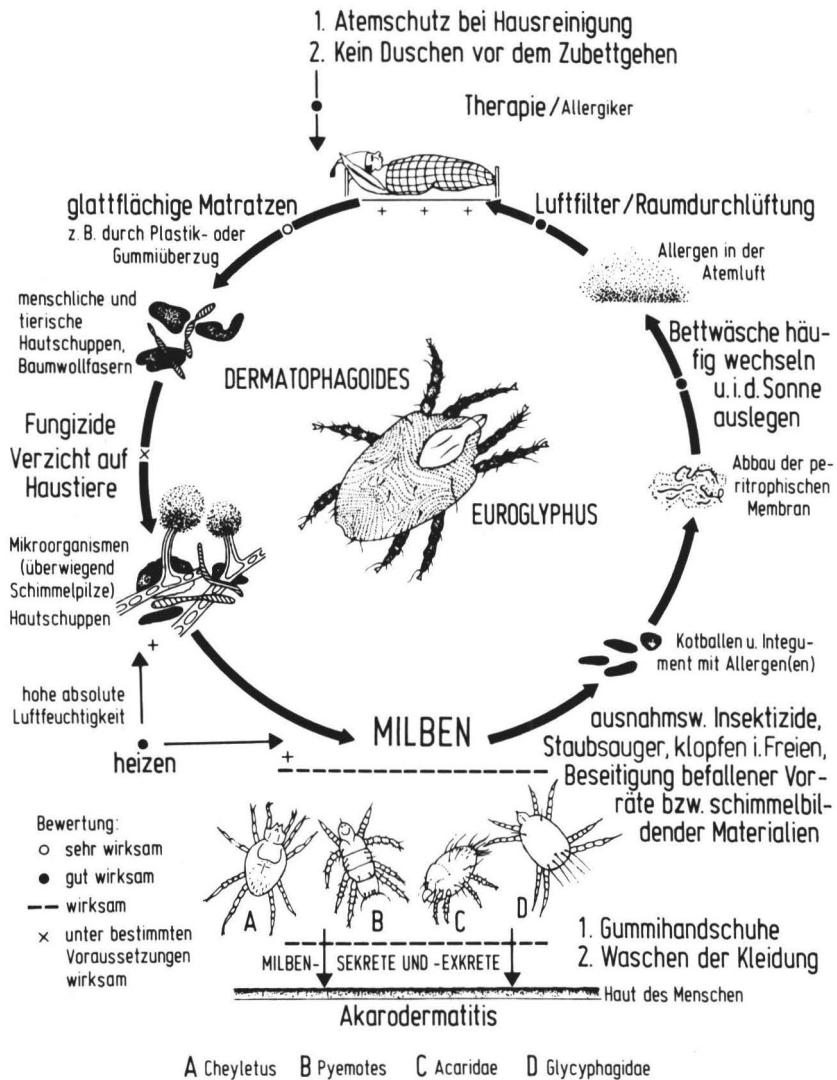


Abb. 7:

Übersicht über die gesundheitsschädlichen Eigenschaften und die Bekämpfungsmöglichkeiten von im Hausstaub auftretenden Milben unter besonderer Berücksichtigung der Hausstaubmilben-Altergie (Grundlage: Schema nach van Bronswijk. - 1972)

Literatur

1. Aas, K. (1980): Die Natur der Allergene. *Die gelben Hefte* 20, 77-85
2. Arlian, L.G.; Bernstein, I.L.; Johnson, C.L.; Gallagher, J.S.: Ecology of house dust mites and dust allergy. In Rodriguez, G.D. (1979): Rec. Adv. Acarol. Volume II, 185-195, Academic Press New York
3. -, (1977): Humidity as a factor regulating feeding and water balance of the house dust mites *Dermatophagoides farinae* and *D. pteronyssinus* (Acar: Pyroglyphidae). *J. Med. Entomol.* 14, 484-488
4. Bencard-Allergie-Dienst, Stremannallee 6, 4040 Neuss 1
5. Van Bronswijk, J.E.M.H.: House-dust as an ecosystem. In Rodriguez, G.D. (1979): Rec. Adv. Acarol. Volume II, 167-172, Academic Press New York
6. Burr, M.L.; Dean, B.V.; Merret, T.G.; Neale, E.; St.Leger, A.S.; Verrier-Jones, E.R. (1980): Effects of antimite measures on children with mite-sensitive asthma: a controlled trial. *Thorax* 35, 505-512
7. Businco, L.; Vorsetto-Menghi, A.M.; Lucarelli, S.; Frediani, T.; Salvati, L.; Businco, E. (1979): Intradermal skin tests with specific IgE and bronchial provocation tests. *Clin. Allerg.* 9, 459-463
8. Carter, H.F.; Wedd, G. & D'Abera V.S.E. (1944): The occurrence of mites (Acarina) in human sputum and their possible significance. *Ind. Med. Gaz.* 79, 163-168
9. Charlet, L.D.; Mulla, M.S.; Sanchez-Medina, M. (1978): Domestic Acari of Colombia: population trends of house dust mites (Acar: Pyroglyphodae) in homes in Bogota, Colombia. *Int. J. Acarol.* 4, 23-31
10. Cookson, J.B.; Makoni, G. (1975): Seasonal asthma and the house-dust mite in tropical Africa. *Clin. Allerg.* 5, 375-380
11. Czernecki, N., Kraus, H. (1978): Mite dermatitis from *Tyrophagus dimidiatus*. *Ztschr. für Hautkrankheiten* 53, 414-416
12. Dasgupta, A., Cunliffe, A.C. (1970): Common antigenic determinants in extract of house dust and *Dermatophagoides* species. *Clin. Allerg.* 9, 229
13. Delespesse, G.; Debisschop, M.J.; Flament, J. (1979): Measurement of IgG antibodies to house dust mite and grass pollen by a solid-phase radioimmunoassay. *Clin. Allerg.* 9, 503-514
14. Dobson, R.M. (1980): Some effects of microclimate on the longevity and development of *Dermatophagoides pteronyssinus* (Trouessart). *Acarol.* 21, 482-486
15. Dusbabek, F.: Dynamics and structure of mixed populations of *Dermatophagoides farinae* and *D. pteronyssinus*. In Rodriguez, G.D. (1979): Rec. Adv. Acarol. Vol. II, 173-177, Academic Press New York

16. Fain, A.; Feldman-Muhsam, B.; Mumcuoglu, Y. (1980): Cheyletus tenuipilis (n.sp.) (Acari, Cheyletidae), a new house dust mite in western Europe and in Israel. Bull. Ann. Soc. Entomol. 116, 35-44
17. Fuchs, E. (1980): Allergische Reaktionen: Klinik, Diagnostik, Therapie. Die gelben Hefte 20, 49-58
18. Greco, D.B.; Filogonio, C.J.B.; Creco, J.B. (1977): Comparative study of cutaneous susceptibility to Dermatophagoides farinae and to house dust. Medico 83, 138
19. Gronemeyer, W.; Fuchs, E. (1974) Allergosen. Dr. Karl Thomae GmbH, Biberbach an der Riss
20. Haahtela, T.; Jokela, H. (1979): Asthma and allergy in Finnish conscripts. Allergy 34, 413-420
21. Hill, L.E. (1976): A double-blind controlled clinical trial of prolonged hypersensitization with D. pteronyssinus extract in allergic rhinitis in Hong Kong: a Hong Kong chest services/Medical Research Council study. Brit. J. Dis. Chest 70, 212-213
22. Hoffmann, G. (1980): Lebensmittelhygiene und Schädlingsbekämpfung in Räumen. Der praktische Schädlingsbekämpfer 32, 153-157
23. Ingram, C.G.; Jeffrey, I.G.; Symington, I.S.; Cuthbert, O.D. (1979): Bronchial provocation studies in farmers allergic to storage mites. Lancet 2, 1330-1332
24. Irsch, W. (1981): Kleine Spinne - große Wirkung. Umschau 17, 537-538
25. Ishii, A.; Takaoka, M.; Ichinoe, M.; Kabasawa, Y.; Ouchi, T. (1979): Mite fauna and fungal flora in house dust from homes of asthmatic children; Allergy, 34, 379-387
26. Kang, S.Y.; Hue, S.H.; Ro, Y.M. (1979): House dust mite sensitivity in respiratory allergic subjects in Korea. Seoul J. Med. 20, 1-9
27. Kersten, W.; Worth, G. (1977): Einteilung des Asthma bronchiale. Fortschr. Med. 95, 2697-2807
28. Korsgaard, J. (1978): House-dust mites in Danish homes. Allergy 33, 329-330
29. Korsgaard, J.; Hallas, T.E. (1979): Tarsenomid mites in Danish house dust. Allergy 34, 225-232
30. Korsgaard, G. (1979): The effect of the indoor environment on the house dust mite. In Fanger, P.O. and Valbjørn, O.: Indoor climate. Effects on human comfort, performance, and health. Danish Building Research Institute, Copenhagen 1979, 187-205
31. Kullberg, M.T.; Trindade, J.C.; Cesar-Ramos, J.M.; Ribeiro, L.; Ferreira, N.G. (1978): Etiological factors of bronchial asthma in the child. Allergenic importance of mites. Medico 87, 27-33

32. Lang, J.D.; Mulla, M.S. (1978): Spatial distribution and abundance of house dust mites, *Dermatophagoides* spp. in homes in southern California. *Environ. Entomol.* 7, 121-127
33. Lang, J.D.; Mulla, M.S. (1978) Seasonal dynamics of house dust mites, *Dermatophagoides* spp., in homes in southern California. *Environ. Entomol.* 7, 281-286
34. Lind, P.; Korsgaard, J.; Lowenstein, H. (1979): Detection and quantitation of *Dermatophagoides* antigens in house dust by immunochemical techniques. *Allergy* 34, 319-326
35. Lustgraaf, B. van den: Cerophilic fungi and house-dust mites. In Rodriguez, C.D. (1979): Rec. Adv. Acarol. Volume II, 179-183, Acad. Press, New York
36. Lustgraaf, B. van den; Jorde, W. (1977). Pyroglyphid mites, xerophilic fungi and allergenic activity in dust from hospital mattresses. *Act. Allergol.* 32, 406-412
37. Miyamoto, T.; Oshima, S.; Sasa, M.; Ishizaki, T. (1969): Cross antigenicity among six species of dust mites and house dust antigens. *J. Allergy* 44, 228-238
38. Mumcuoglu, Y. (1976): House dust mites in Switzerland. I. Distribution and taxonomy. *J. Med. Entomol.* 13, 361-373
39. -; (1976): Acaro-Dermatitis. *Schweiz. Rdsch. f. Med.* 65, 101-104
40. -; (1976): Zur Biologie der Hausstaubmilbe *Dermatophagoides pteronyssinus* (Trouessart, 1897) (Acarina: Astigmata). *Allergie u. Immun.* 22, 127-131
41. -; (1976): Hausstaubmilben in der Schweiz, ihre allergenen Eigenschaften u. Bekämpfung. *Diss. Univ. Basel*
42. -; (1977): Immunological investigations of house dust and house dust mites. *Allergie u. Immun.* 23, 107-110
43. -; (1977): House dust mites in Switzerland. III. Allergenic properties of the mites. *Act. Allergol.* 32, 333-349
44. -; (1977): House dust mites in Switzerland. II. Culture and control. *Int. J. Acarol.* 3, 19-25
45. -; Rufli, T. (1979): Immunological investigations of house dust and house dust mites. II. Localization of the antigen in the body of the house mites *Dermatophagoides pteronyssinus* by means of the indirect immuno-fluorescence methode. In Rodriguez, G.D. (1979): Rec. Adv. Acarol. Volume II. 205-210, Academic Press New York
46. -; (1979): Hausstaub- und Milbenallergie. *Naturwiss. Rdsch. Stuttgart* 32, 54-57

47. Nakagawa, T.; Kudo., K.; Okudaira, H.; Miyamoto, T.; Horiuchi, Y. (1977): Characterization of the allergenic components of the house dust mite, *Dermatophagoides farinae*. *Int. Arch. Allergy and Appl. Immun.* 55, 47-53
48. Niekerk, C.H. van; Shore, S.C.; Weinberg, E.G. (1977): The house-dust mite and childhood asthma in the Cape Peninsula. *South Africa Med. J.* 52, 74-75
49. Olivé, A.; Garcia-Calderon, J.M.; Vich, J.M.; Garcia-Calderon, P.A. (1978): The lymphocyte transformation test (LTT) applied to children with atopic asthma caused by allergens in house dust. *Ann. Allergy* 41, 116-120
50. Østergaard, P.A. (1979): The effect of eradication of dust in the bedrooms of children with asthma due to allergy to house dust mites. *Ugeskrift for Laeger* 141, 2928-2931
51. Ouchi, T.; Ishii, A.; Takaoka, M.; Kabasawa, Y. (1977): Mite fauna in the living environment of asthmatic children. *Japan. J. Sanit. Zool.* 28, 377-383
52. Pauli, G.; Bessot, J.C.; Thierry, R. (1979): Inhibition experiments with solid phase mite or epithelia in house dust hypersensitivity. *Allergy* 34, 311-318
53. Penaud, A.; Nourrit, J.; Autran, P.; Timon-David, P.; Jacquet-Francillon, M.; Charpin, J. (1975): Methods of destroying house dust pyroglyphid mites. *Clin. Allerg.* 5, 109-114
54. Pletnev, B.D.; Dmitrieva, N.P. (1977): The acarina fauna of house-dust in the habitations of patients with atopic dermatitis. *Vest. Derm. Ven.* 2, 32-36
55. Rao, N.S.K.; ChannaBasavanna, G.P. (1977): Some unrecorded mites from house dust samples collected in Bangalore, Karnataka. India. *Acarol. News.* 5, 5-7
56. Romanski, B.; Pawlik, K.; Wilewska-Klubo, T. (1977): The advances of hyposensibilisation therapy in bronchial asthma patients allergic to house dust antigen. *Allergie u. Immun.* 23, 211-213
57. Ruppert, V. (1974): Asthmafibel. Schwarzeck-Verlag, München
58. Samsinak, K.; Vobrazkova, E.; Spicak, V. (1978): Investigations on the fauna of beds in flats, children's sanatoria and old-age homes. *Folia Parasitol.* 25, 157-163
59. -; Palicka, P.; Vobrazkova, E.; Malis, L.; Zitek, K. (1978): Findings of *Sarcopetes scabiei* (Linnaeus 1758) in the beds of patients with scabies (Sarcoptiformes: Sarcoptidae). *Int. J. Parasitol.* 4, 33-37
60. Santos, M.A. (1978): Allergy-inducing mites in the bedroom dust of houses in Puerto Rico. *Bol. Asoc. Med. Puerto Rico* 70, 419-422

61. Somorin, A.O.; Hunpono-Wusu, O.O.; Mumcuoglu, Y.; Heiner, D.C. (1978): Mite allergy in Nigerians: studies on house dust mites in houses of allergic patients in Lagos. *Irish J. Med. Sci.* 147, 26-30
62. Spieksma, F. Th.M.; Spieksma-Boezeman, M.I.A. (1967): The mite fauna of house dust with particular reference to the house-dust mite Dermatophagoides pteronyssinus. *Acarol.* 9, 22
63. -; Voorhorst, R. (1969): Comparison of skin reactions to extracts of house-dust mites and human skin scales. *Act. Allergol.* 24, 124
64. - (1976): Hausstaubmilben als Asthmaursache. *Allergie u. Immun.* 22, 389-392
65. Vipulakom, P.; Lekhavat, T.; Attakorn, N. (1979): Allergic rhinitis due to house dust mite. *J. Med. Assoc. Thailand* 62, 252-259
66. Voorhorst, R. (1977): The human dander atopy. II. Human dander, a complicating factor in the study of the relationship between house dust and Dermatophagoides allergens. *Ann. Allergy* 39, 339-343
67. Warner, J.O. (1978): Mites and asthma in children. *Brit. J. Dis. Chest* 72, 78-87
68. Wolfenberger, V.; Boley, R.B.; Hall, C.E.; Zeleznick, L.D. (1974): The occurrence of antigens of Dermatophagoides farinae Hughes in allergenic extracts of house dust. *Ann. Allergy* 32, 252-256
69. Woodford, P.H.; Arlian, L.G.; Bernstein, I.L.; Johnson, C.L.; Gallagher, J.S.: Population dynamics of Dermatophagoides spp. in southwest Ohio homes. In Rodriguez, G.D. (1979): Rec. Adv. Acarol. Volume II, 197-204, Academic Press, New York
70. Wraith, D.G.; Cunningham, A.M.; Seymour, W.M. (1979): The role and allergenic importance of storage mites in house dust and other environments. *Clin. Allerg.* 9, 545-561
71. Zschunke, E. (1978): Contact urticaria, contact dermatitis and asthma from cockroaches. *Arch. Dermatol.* 114, 1715-1716

Anschrift des Verfassers:
Dr. G. Hoffmann

Institut für Wasser-, Boden- und Lufthygiene
des Bundesgesundheitsamtes,
Corrensplatz 1, D - 1000 Berlin 33

Luftqualität in Innenräumen

Hrgb. K. Aurand, B. Seifert und J. Wegner
Gustav Fischer Verlag, Stuttgart-New York 1982

Medizinisch-hygienische Bewertung von Luftschadstoffen im Wohnbereich

Hygienic and Health Evaluation of Air Pollutants in Living Rooms

H. Rüden

Summary

Not only ambient air but indoor air as well contains viable and nonviable noxae which may cause injuries to human health. There are many sources of air pollutants which may be present in the solid, liquid or gaseous state: besides substances from many extramural sources there is a growing number of compounds produced indoors (e.g. from building materials). The concentration of these substances is increasing since energy conservation measures (e.g. tightening of windows) have reduced considerably natural ventilation which should guarantee the air exchange between the indoor and the outdoor environment.

The following text gives an overview on different pollutants and on their hygienic relevance. Measures to reduce the exposure of man to air pollutants are presented and discussed.

Zusammenfassung

Nicht nur in der Außenluft, sondern auch in der Raumluft wirken belebte und unbelebte Noxen auf den Menschen ein, die zu einer gesundheitlichen Beeinträchtigung führen können. Die Herkunft der Luftschatstoffe, die in fester, flüssiger oder gasförmiger Form vorliegen, ist vielfältiger Natur: neben zahlreichen extramuralen Quellen oder Reservoiren sind zunehmend auch Schadstoffe intramuralen Ursprungs bedeutsam (z.B. aus Baumaterialien), da aufgrund

von Heizenergiesparmaßnahmen die natürliche Lüftung, die einen Luftaustausch zwischen der Innen- und Außenluft aufrechterhalten soll, in erheblichem Umfang reduziert wird (z.B. durch Abdichten von Fenstern), so daß sich intramurale Schadstoffe in der Raumluft des Wohnbereiches anreichern können.

Im folgenden wird eine Übersicht über die verschiedenen Schadstoffe und ihre gesundheitliche Relevanz erstellt, und es werden Abhilfemaßnahmen zur Reduktion der gesundheitlichen Belastungen des Menschen durch Luftsadstoffe erläutert und diskutiert.

1. Einleitung

Bislang wurden Bereiche der Hygiene wie der Wohnhygiene in der Bundesrepublik Deutschland recht stiefmütterlich behandelt; erst in den letzten Jahren ist die Relevanz erkannt worden, u.a. ausgelöst durch die Formaldehydemissionsproblematik von Bau- und Wohnmaterialien aus Spanplatten, weil hier die Interessen des Verbrauchers in seinem Individualbereich, der Wohnung, unmittelbar beeinträchtigt zu sein schienen (5, 6). Daß diese Fragen erst heute aktuell sind, ist das zweifelhafte Verdienst der Heizenergiesparpolitik, da durch Minderung der Lüftungsraten als Folge der Fenster- und Außenfassadenabdichtung eine Verschlechterung der Raumluftqualität auftritt. Der vermeintliche Nachteil im Hinblick auf eine Festsetzung von Raumluftqualitätsanforderungen im Wohnbereich liegt in jeglichem Fehlen gesetzlicher Normen, wie sie für den Arbeits- und öffentlichen Bereich teilweise bestehen; denn solange gesundheitliche Risiken einer Vielzahl von Raumluftschadstoffen nur unzureichend oder gar nicht beurteilt werden können, ist eine gesetzliche Festlegung von Grenzwerten mit erheblichen Fehlern und Risiken behaftet. Im Vordergrund der folgenden Ausführungen steht daher der Wohnbereich.

2. Art und Herkunft der Luftsadstoffe

Die Einflußgröße, die zu einer Beeinträchtigung der Raumluftqualität im Wohnbereich führen, lassen sich in belebte und unbelebte Noxen unterteilen. Das Spektrum der unbelebten Einflußgrößen ist, wie aus Tab. 1 hervorgeht, relativ groß. Die Quelle der Schadstoffe ist einerseits die Außenluft, mit der sie in das Innere von Gebäuden übertreten, und andererseits die Raumluft, z.T. entstanden durch unmittelbare, anthropogen bedingte Aktivitäten und Emissionen im Wohnumfeld des Menschen. Das Ausmaß der Belastung der Raumluft mit extramuralen Schadstoffen hängt von den Außenluftimmissionsgegebenheiten am Standort der Wohnung ab, weshalb der Bewohner selbst hierauf nur geringfügigen Einfluß hat. Der Gesetzgeber hat aber durch Einführung maximaler Immissionskonzentrationen (MIK-Werte) für verschiedene Schadstoffe einen gesundheitlichen Toleranzbereich festgelegt.

Tabelle 1: Unbelebte und belebte Einflußgrößen auf die Raumluft im Wohnbereich

Art der Einflußgröße	Außenluft	Herkunft aus Innenluft
Unbelebt		
gasförmig	SO ₂ NO _x CO Kohlenwasserstoffe	CO NO _x Aldehyde (z.B. Formaldehyd) weitere flüchtige Substanzen wie z.B. organische Verbindungen (u.a. aus Baustoffen, Wohnmaterialien, Farbanstrichen, Lösungsmitteln)
fest/flüssig	Schwebestaub Schwermetalle (z.B. Pb, Cd)	Gerüche (Mensch, Speisen) CO ₂ Schwebestaub (insbes. Hausstaub)
physikalisch	Temperatur	Temperatur Feuchtigkeit
Belebt		
fest/flüssig	Viren (Bakterien) Pilze (insbes. Schimmelpilze)	Viren Bakterien Schimmelpilze Milben

Einzelne Schadgase wie SO₂ haben die Eigenschaft, daß sie beim Übergang in das Wohnumfeld z.B. vom Mauerwerk adsorbiert werden können, so daß für diese Schadgase die In-door-Konzentrationen unter den Out-door-Konzentrationen liegen (13). Ist darüber hinaus als Folge der Heizenergiesparmaßnahmen der Luftaustausch nicht nur von innen nach außen sondern auch in umgekehrter Richtung erheblich eingeschränkt, ist mit einer Konzentrationszunahme der extramuralen Schadstoffe in der Wohnraumluft in dem sonst zu erwartenden Umfang nicht zu rechnen. Eine derartig starke Reduktion des natürlichen Luftaustausches hat aber für die intramuralen Schadstoffe zur Folge, daß diese sich in der Raumluft anreichern können, insbesondere bei langfristiger und erheblicher Freisetzung der Schadstoffe aus raumbedingten Quellen (16). Daraus resultiert für intramurale Schadstoffe ein höheres Gesundheitsgefährdungspotential.

Als Emissionsquellen für organische Verbindungen sind Baustoffe, Wohnmate-

rialien, wie z. B. textile Fußbodenbeläge und Spanplatten, sowie Farbanstriche einschließlich Holzschutzmittelanstriche anzusehen, denen wegen der langfristigen kontinuierlichen Freisetzung dieser leicht flüchtigen Substanzen eine u.U. erhebliche Toxizität zukommt. Reinigungs- und Pflegemittel einschließlich Desinfektionsmittel, wobei man über den Einsatz letzterer im Wohnbereich geteilter Meinung sein kann, stellen nur eine zeitlich begrenzte Noxe dar.

Neben diesen gasförmigen Substanzen sind partikuläre Substanzen als Schwebestaub bedeutsam, deren Herkunft in der Regel gleichermaßen extramuralen und intramuralen Ursprungs ist. Hierzu zählt auch der Hausstaub als Allergen.

Schließlich verbleiben als unbelebte Noxen oder - besser gesagt - Einflußgrößen die physikalisch-chemischen Parameter, die das menschliche Befinden qualitativ verändern können. Hierzu zählen Gerüche, ferner die Temperatur in Form von Kälte oder Wärme und die Feuchtigkeit. Und schließlich kann sich bei verminderter Luftaustausch CO_2 in der Luft anreichern.

Zu den belebten Noxen zählen die Mikroorganismen, wobei die Krankheitserreger vorzugsweise intramuraler Herkunft sind, da sie in der Außenluft - von Ausnahmen abgesehen - schlechte Überlebenschancen haben (8, 11, 12).

3. Medizinische Relevanz der Luftschaadstoffe

Die genannten Einflußgrößen bzw. Schadstoffe haben einen qualitativ unterschiedlichen Krankheitswert. Manchen kommt kein unmittelbarer Krankheitswert zu, da sie nur zu Störungen des Wohlbefindens führen (Tab. 2), andere führen zu gesundheitlichen Störungen (Tab. 3).

Tabelle 2: Störung des Wohlbefindens durch verschiedene Einflußgrößen

Raumklimagrößen

Raumlufptemperatur, Strahlungstemperatur
(folglich Temperaturdifferenz)
Luftgeschwindigkeit
Luftwechsel ("verbrauchte Luft")
(Luftfeuchtigkeit)

Gerüche

menschliche Ausdünstungen
Speisengerüche

CO_2 -Anreicherung

„verbrauchte Luft“

Tabelle 3: Medizinisch-hygienisch relevante Störungen durch verschiedene Einflußgrößen einschließlich von Schadstoffen

Mikroorganismen
Infektionserreger (Viren, Bakterien, Pilze)
Allergene (Baubestandteile von Pilzen und Bakterien)
unbelebte partikuläre Substanzen
Schwebstaub (z.B. Schwermetalle)
Hausstaub (Milben, Haustiere)
Schadgase
kurzfristig
SO ₂
NO _x
CO
Kohlenwasserstoffe
Reinigungs- und Desinfektionsmittel
langfristig
organische Verbindungen einschl. organische Lösungsmittel aus
Baustoffen
Wohnmaterialien (Spanplatten, textile Fußbodenbeläge)
Farb- und Holzschutzanstrichen
CO aus Feuerstätten

Bei unphysiologischer Veränderung der Raumklimagrößen (Tab. 2) ist mit einer bloßen Beeinträchtigung des Wohlbefindens zu rechnen. D.h., der Mensch schützt sich durch Bekleidung, Aktivitäten etc. vor derartigen unphysiologischen Einflüssen, so daß in der Regel Krankheitssymptome nicht auftreten. Selbst der Einfluß der Luftfeuchtigkeit als medizinisch bedeutsame Größe ist in der Vergangenheit überbewertet worden, zumindest im Hinblick auf die Festlegung einer unteren Feuchtigkeitsgrenze.

Auch Geruchsemissionen bzw. -immissionen (Tab. 2) sind in der Regel medizinisch weniger bedeutsam, sie stören nur das Wohlbefinden. Gleiches gilt für den Staub. Eine Ausnahme bilden hier nur bestimmte Personengruppen wie solche mit chronischen Bronchitiden.

Die medizinisch relevanten Störungen sind in Tab. 3 dargestellt. So können Mikroorganismen, insbesondere Erreger viraler Atemwegsinfektionen, krankheitsverursachend sein, da die Luft den bevorzugten Transportvektor darstellt. Die aerogene Ausbreitung ist aber in aller Regel auf den Wohnraum selbst oder auf die Wohnung beschränkt, nur unter besonderen Bedingungen können sie auch ver-

tikal oder horizontal andere Wohnungen erfassen, wobei die Ausbreitung beispielsweise in mehrgeschossigen Häusern von physikalischen Parametern wie bestehenden Druckdifferenzen und Temperaturgradienten abhängt. Die hierbei geäußerte Vermutung, daß Personen, die in den oberen Etagen wohnen, häufiger an Atemwegsinfektionen erkranken als diejenigen in den unteren Etagen, bedarf noch der experimentellen Bestätigung.

Neben dem Menschen gibt es aber andere mikrobielle Reservoir, wie z.B. Topfpflanzenerde, für Aspergillus fumigatus-Sporen (14). Ihre Krankheitsrelevanz ist jedoch auf einen relativ kleinen Personenkreis mit vorgeschädigtem Respirationsorgan beschränkt. Gleiches gilt für Staub unterschiedlicher Provenienz, soweit er als Allergen wirksam ist (7). Daneben scheinen textile Fußbodenbeläge als mikrobielle Quelle angesehen zu werden. Es lassen sich jedoch kaum mikrobiologische Gründe gegen den Einsatz von Teppichbodenbelägen im Wohnbereich ins Feld führen, da ein gehäuftes Auftreten von Infektionen bei Verwendung von textilen Fußbodenbelägen im Vergleich zu anderen Hartfußbodenbelägen bislang nicht festgestellt worden ist.

Unter den Schadgasen (Tab. 3) sind kurzfristig und langfristig wirkende Noxen zu unterscheiden. Neben den Schadstoffen aus der Außenluft wie SO₂, NO_x, CO und Kohlenwasserstoffe haben flüchtige Substanzen aus Reinigungs-, Pflege- und Desinfektionsmitteln eine untergeordnete medizinische Bedeutung bezüglich einer Raumluftbelastung, da ihr Einsatz zeitlich eng begrenzt ist. Die durch den Desinfektionsmittelgebrauch hervorgerufene Formaldehyd-Kontamination der Wohnraumluft ist daher in aller Regel als gering anzusehen und daher bedeutungslos (3).

Relativ gesundheitsabträglicher ist die langfristige Exposition des Menschen gegenüber Schadstoffen aus Bindemitteln von Bau- und Wohnmaterialien (Spanplatten, Möbeln), aus Klebstoffen (Teppichböden) sowie aus Lack-, Farb- und Holzschanzstrichen. Hierzu zählen neben Formaldehyd, der als Harnstoffformaldehydharz verwendet wird, Pentachlorphenol (10), Aldehyde, Monocarbonsäuren (15) und zahlreiche weitere organische Verbindungen (4). Unter Umständen können schwerwiegende Krankheitsbilder ausgelöst werden, wobei die Noxen nicht nur - vielleicht sogar in verringertem Maße - per Inhalation sondern auch per kutan oder peroral aufgenommen werden können. Ihren jeweiligen Anteil am Krankheitsgeschehen quantifizieren zu wollen, ist nahezu unmöglich, hierzu bedarf es toxikologischer Langzeitstudien. Es muß jedoch festgestellt werden, daß die gesundheitliche Wertung der organischen Innenluftverunreinigungen nur unzureichend bekannt bzw. weitgehend unbekannt ist. So ist der bereits erwähnte Schadstoff "Formaldehyd" in seiner Wirkung umstritten (6).

4. Abhilfemaßnahmen

Deshalb erscheint gerade für die letztere langfristig wirkende Schadstoffgruppe eine Reglementierung besonders bedeutsam, was jedoch nicht eine Festsetzung von maximalen Raumluftkonzentrationen beinhaltet, wie es am Arbeitsplatz durch Einhaltung der MAK-Werte (maximale Arbeitsplatzkonzentrationen) gehandhabt wird. In der Regel sollte von einer Festsetzung von Grenz- und Richtwerten für die Wohnraumluft abgesehen werden - außer für gefährdete Personengruppen im öffentlichen Bereich, wozu Schulen, Kindergärten und Altersheime zählen. Eine Übertragbarkeit der MAK-Werte auf den Wohnbereich erscheint nicht sinnvoll, da mit den MAK-Werten außergewöhnliche, auf den Arbeitsplatz bezogene Raumluftbelastungen gekennzeichnet werden.

Vielmehr kommt es darauf an, die eingesetzten Werkstoffe, wie z.B. Wohnmaterialien, auf ihre potentielle Toxizität zu untersuchen, weshalb zur Verminderung der Emissionen strenge Maßstäbe angelegt werden sollten. So haben bekanntermaßen die Vorkommnisse um die mit einem Harnstoff-Formaldehydharz als Bindemittel versehenen Spanplatten zu einer Richtlinie geführt, u.a. zu der Klassifizierung von Spanplatten bezüglich Formaldehydabgabe in unterschiedlichen Emissionsklassen, so daß gesundheitliche Risiken zukünftig weitgehend ausgeschlossen werden können (1); d.h. durch Festlegung von Qualitätskriterien für im Wohnbereich verwendete Werkstoffe ist eine Belastung der Wohnraumluft von vornherein zu verhindern.

Da jedoch auch zukünftig chemische Substanzen eingesetzt werden, bei denen erst nach langfristigen Expositionen eine gesundheitlich abträgliche Wirkung erkannt werden kann, ist es erforderlich, Maßnahmen zur Beseitigung der Raumluftnoxen für die einzelnen Wohnräume zu gewichten. Wie aus Tab. 4 hervorgeht, nehmen Schlaf- und Kinderzimmer die höchste Priorität ein, hingegen wird der Raumluftqualität in Nebenräumen eine untergeordnete Bedeutung beigemessen - im Hinblick auf kürzere Aufenthaltszeiten der Bewohner.

Tabelle 4: Wohnhygienische Rangliste für die einzelnen Räume einer Wohnung im Hinblick auf die Raumluftqualität

-
- | | |
|----|--|
| 1. | Schlafzimmer
Kinderzimmer |
| 2. | Wohnzimmer |
| 3. | Küche
Badezimmer |
| 4. | Nebenräume (für längeren Aufenthalt) |
| 5. | Nebenräume (für sporadischen Aufenthalt) |
-

Trotz umfassender gesetzlicher Regelungen wird es aber notwendig sein, die Schadstoffe nach ihrer Freisetzung und ihrer Anreicherung in der Raumluft zu vermindern, um die Raumluft qualitativ zu verbessern, wozu jedoch eine große Zahl von sog. Luftverbesserungseinrichtungen zur Verfügung stehen (Tab. 5), denen das Prädikat "umstritten" gemeinsam ist.

Tabelle 5: Umstrittene Maßnahmen bzw. Einrichtungen zur Verbesserung der Raumluftqualität

-
- Luftreinigungsapparate (Umluft)
(außer bei gezieltem Einsatz wie z.B. Pollenallergie)
 - Dunstabzugshauben (Umluft)
 - Raumluftventilatoren („Miefquirl“)
 - Luftionisatoren
 - Raumluftparfümierer
 - Luftbefeuhter
 - Elektrische Wechsel- und Gleichfelder
-

Daher bleibt als einzige sinnvolle Maßnahme die natürliche Belüftung (Tab. 6) übrig, mit einer notwendigen Mindestluftwechselrate von 0,8 pro Stunde (17).

Tabelle 6: Wirksame Maßnahmen zur Verbesserung der Raumluft

-
- 1. Natürliche Lüftung
(u.a. Stoßlüftung)
 - 2. Mechanische Entlüftung
(Küchen, Bäder)
 - 3. Raumlufttechnische Anlagen
(nur in besonderen Fällen zur Aufrechterhaltung physiologischer und hygienischer Größen)
-

Eine weitere Möglichkeit stellt die mechanische Be- und Entlüftung dar sowie schließlich raumlufttechnische Anlagen, wobei aber die Indikationsstellung eng begrenzt sein solle. Es muß im letzteren Fall ausdrücklich darauf hingewiesen werden, daß partikuläre, aus der Raumluft stammende Substanzen bei Umluftbetrieb durch Filter unterschiedlicher Abscheidegrade entfernt werden können, daß aber diese Abscheidung in der Regel gasförmige Substanzen, also die Hauptgruppe der Luftschadstoffe im Wohnbereich, nicht mit einschließt. Die in diesem Zusammenhang zur höheren Energieausbeute eingesetzten Regenerativwärmeaustauscher sind hinsichtlich der Abscheidung gasförmiger Luftscha-

stoffe ähnlich zu beurteilen. Auf die in der Öffentlichkeit immer wieder diskutierte Frage des künstlichen Klimas bzw. dadurch bedinger "unphysiologischer" Raumluftzustände soll hier nicht eingegangen werden.

5. Schlußbetrachtung

Zusammenfassend ist festzustellen:

1. Die medizinische Bewertung von Luftschadstoffen im Wohnbereich ist relativ vielfältig, da infolge der großen Zahl der chemischen Substanzen das Wirkungsspektrum z.T. nur unzureichend untersucht worden ist.
Da vor allem das Wirkungsspektrum der überwiegenden Zahl der Substanzen unspezifisch ist, wenn auch einheitlich Reizungen der Atemwege und Augenbindehaut auftreten, sollte von einer Grenzwertfestsetzung der Raumluft Abstand genommen werden - von Einzelbeispielen, wie z.B. Formaldehyd (wegen seiner zahlreichen Verwendungsmöglichkeit) abgesehen.
2. Trotz dieser Beurteilungsschwierigkeiten ist es unbedingt notwendig, Qualitätsanforderungen an Materialien zu definieren (2), um eine Raumluftkontamination von vornherein zu unterbinden.
3. Eine Festsetzung von Grenz- und Richtwerten für die Wohnraumluft - d.h. nur für den privaten Bereich, wozu nicht Schulen, Kindergärten, Altenheime und Krankenhäuser zählen -, oder gar eine Übernahme der MAK-Werte aus dem arbeitstechnischen Bereich in den Wohnbereich (2), ist aus hygienischer Sicht nicht vertretbar bzw. wünschenswert, zumal sich die Frage stellt, wie die Einhaltung derartiger Richtwerte kontrolliert werden sollte.
4. Trotz der vielfältigen Emissionsquellen zur Verschlechterung der Raumluftqualität kommt nicht allen Schadstoffen oder Einflußgrößen eine krankheitsrelevante Bedeutung zu. Im Einzelfall ist mit der gebotenen Sorgfalt zu prüfen, ob die jeweilige Substanz toxikologisch bedenklich ist, andernfalls können verallgemeinernde Aussagen über gesundheitliche Risiken von Substanzgruppen Ansätze zu einer Verbesserung der Raumluftqualität in Mißkredit bringen. Die Festsetzung von Grenzwerten für die Raumluftqualität im Wohnbereich in Form maximaler Raumluftkonzentrationen (MaRaK), wie es in der UdSSR praktiziert wird (9), scheint derzeit nicht geboten zu sein.

Literatur

1. Anonym: Richtlinie über die Verwendung von Spanplatten hinsichtlich der Vermeidung unzumutbarer Formaldehydkonzentrationen in der Raumluft. Beuth-Verlag, Berlin und Köln 1980

2. Aurand, K. und G. von Nieding: MIK- und MAK-Werte und ihre Bedeutung zur Bewertung von Innenraumsituationen. Dieses Buch, S. 1
3. Bellinger, H.: Anwendung von Desinfektionsmitteln in Innenräumen (Krankenhaus, Gewerbe, Wohnraum). Dieses Buch, S. 327
4. Brieda, F. und K.-N. Lindackers: Luftverunreinigung durch Lösungsmittel Quellen-Quantitäten-Schutzmaßnahmen. In: Organische Verunreinigungen in der Umwelt (Hrsg.: K. Aurand, U. Hässelbarth, E. Lahmann, G. Müller und W. Niemitz). S. 498 - 504. E. Schmidt-Verlag, Berlin 1978
5. Deimel, M.: Erfahrungen über Formaldehyd-Raumluftkonzentrationen in Schulneubauten. In: Organische Verunreinigungen in der Umwelt (Hrsg.: K. Aurand, U. Hässelbarth, E. Lahmann, G. Müller und W. Niemitz). S. 416 - 427. E. Schmidt-Verlag, Berlin 1978
6. Einbrodt, H.J. und D. Prajsnar: Untersuchungen über die Belastung des Menschen durch Formaldehyd in Schul- und Wohnräumen. In: Organische Verunreinigungen in der Umwelt (Hrsg.: K. Aurand, U. Hässelbarth, E. Lahmann, G. Müller und W. Niemitz). S. 428 - 435. E. Schmidt-Verlag, Berlin 1978
7. Hoffmann, G.: Hausstaubmilben als Krankheitserreger beim Menschen. Dieses Buch, S. 385
8. Hood, A.M.: Open-Air factors in enclosed systems. J. Hyg. (Camb.) 72, 53 - 60 (1974)
9. Kettner, H.: Die Verunreinigung von Innenräumen durch chemische Stoffe des täglichen Gebrauchs und ihre hygienische Bedeutung. In: Organische Verunreinigungen in der Umwelt (Hrsg.: K. Aurand, U. Hässelbarth, E. Lahmann, G. Müller und W. Niemitz) S. 448 - 453. E. Schmidt-Verlag, Berlin 1978
10. Parlar, H. und I. Gebefügi: Vorkommen und Verhalten von Pentachlorphenol in geschlossenen Räumen. In: Organische Verunreinigungen in der Umwelt (Hrsg.: K. Aurand, U. Hässelbarth, E. Lahmann, G. Müller und W. Niemitz) S. 436 - 447. E. Schmidt-Verlag, Berlin 1978
11. Rüden, H.: Über Luftinhaltsstoffe und Mikroorganismen in Luftfiltern. Habilitationsschrift, Medizinische Fakultät, Bonn 1977
12. Rüden, H. und E. Thofern: Über die Wirkung von Luftinhaltsstoffen auf verschiedene Mikroorganismen. Zbl.Bakt.Hyg., I. Abt. Orig.B. 162, 106 - 113 (1976)
13. Seifert, B.: Vergleich der innerhalb und außerhalb geschlossener Räume auftretenden Konzentrationen von Luftverunreinigungen. Dieses Buch, S. 41
14. Staib, F.: Innenraumluft und Mykosen. Dieses Buch, S. 369

15. Ullrich, D., Nagel, R. und B. Seifert: Einfluß von Lackanstrichen auf die Innenraumluftqualität am Beispiel von Heizkörperlacken. Dieses Buch, S. 283
16. Wanner, H.U.: Luftqualität im Innern von Gebäuden. Kongreßbericht 21. Intern. Kongr. f. techn. Gebäudeausrüstung. S. 115 - 118. Bertelsmann-Verlag, Gütersloh 1980
17. Wegner, J. und G. Schlüter: Die Bedeutung des Luftwechsels für die Luftqualität von Wohnräumen. Dieses Buch, S. 31

Anschrift des Verfassers:
Prof. Dr. H. Rüden

Technische Universität Berlin,
Fachbereich 21 - Umwelttechnik,
Fachgebiet Hygiene,
Amrumer Str. 32, D - 1000 Berlin 65

Luftqualität in Innenräumen

Hrbg. K. Aurand, B. Seifert und J. Wegner
Gustav Fischer Verlag, Stuttgart-New York 1982

Diskussionen zu den Vorträgen Hoffmann, Sagner/Schöndube, Staib, Hoffmann, Rüden

Lübke, Remscheid:

Ich bitte Herrn Prof. Staib, etwas ausführlicher über das Gefährdungspotential durch Schimmelbildung in Gebäuden zu sprechen.

Staib, Berlin:

Unsere Hauptarbeit bezieht sich auf Untersuchungsmaterialien vom Menschen, d.h. wir untersuchen täglich Sputum und andere Proben von kranken Menschen. Und nur ausgehend von den Diagnosen, die wir täglich an kranken Menschen erstellen, machen wir dann entsprechende Umgebungsuntersuchungen. Bisher standen bei uns noch keine Pilze zur Diskussion, die sich im Mauerwerk hätten einnistieren können. Diese Pilze, die sog. Schwarze-Pilze oder Dema kommen bei uns überwiegend nicht als Erreger von Mykosen infrage, sondern überwiegend als allergisierende Agentien, z.B. für die Auslösung des Asthma bronchiale. Unter diesen Pilzen fanden sich aber auch Aspergillus-Arten. Wir werden täglich von neuen epidemiologischen Gegebenheiten überrascht.

Seeber, Berlin:

Ich möchte darauf hinweisen, daß vorwiegend Menschen betroffen sind, deren immune Abwehrlage darniederliegt, insbesondere ältere Menschen. Ähnliche Beobachtungen machen wir auch bei bakteriellen Infekten. Ob z.B. strahlenexponierte Patienten nach einer Karzinomoperation nun von Pilzsporen befallen werden oder von Mikroben, meistens werden sie mit so einem fremden Agens schlecht fertig. Das sollte dazu gesagt werden, um die übrige Bevölkerung nicht unnötig zu beunruhigen.

Hoffmann, Berlin:

Bei Rohwürsten und Schinken kommt es bei den neuen Methoden der Konserverung dazu, daß sich bei dem Transport vom Hersteller zu den Lagern, z.B. hier nach Berlin, Massen von Schimmelpilzen auf den Rohwürsten in den Kartons bilden, verschiedene Scopulariopsis brevicaulis, Aspergillus-, Alternaria- und Penicilliumarten. Unter den Beschäftigten war niemand, der Beschwerden hatte.

Staib, Berlin:

Diesen Kommentar hört man natürlich immer wieder. Es geht hier eben nur um disponierte Menschen, wie auch in dem einen Fall der Familie, die ich erwähnte: der Vater hatte eine Tuberkulose durchgemacht, seine Frau und die beiden 15jährigen Kinder hatten gesunde Lungen. Alle waren auf die gleiche Weise exponiert, aber der Vorschaden des Vaters genügte, um ihn allein erkranken zu lassen.

Stichler, Stuttgart:

Ich stelle Ihnen folgende Situation vor: eine türkische Familie mit vier kleinen Kindern wohnt in einem Kellerraum, der durch die Wohnnutzung praktisch völlig verschimmelt ist. Wie würden Sie es beurteilen, wenn ein hausärztliches Attest vorliegt, daß die Kinder irgendwelche Infekte haben? Ich glaube, das ist eine Situation, die wir heute in einer Großstadt relativ häufig vorfinden.

Staib, Berlin:

Unsere Arbeit würde damit beginnen, die Kinder hinsichtlich ihrer Infekte mikrobiologisch zu untersuchen. Wenn daraufhin Pilze zur Diskussion stehen, dann würden wir feststellen, welche Keime sich in der Raumluft befinden, welche inhaliert werden und welche Sporen sich im Sputum finden. Damit wäre die Situation geklärt.

Stichler, Stuttgart:

Wäre es zu weit gegriffen, wenn man sagen würde, eine solche Wohnung sei von vornherein eigentlich für Kleinkinder also eine Risikogruppe, nicht zuträglich?

Staib, Berlin:

Sicher, das ist richtig.

Lübke, Remscheid:

Mir ist bekannt, daß Wohnungsbaugesellschaften Rundschreiben an ihre Mieter schicken, daß sie sehr umfangreich lüften sollen, nachdem jetzt fugendichte Fenster eingebaut wurden, um den Pilzbefall und auch sekundär die Bauschäden zu mindern. Das türkische Wohnverhältnis ist da kein Einzelfall.

Seeber, Berlin:

Zum Vortrag von Herrn Hoffmann vielleicht noch eines: es ist ja beachtlich, welch maßgebliches Allergen die Hausstaubmilben darstellen. Hinsichtlich der Gegenmaßnahmen kommt man wieder zurück auf die Staubbentonfierung. Man sollte nicht so sehr den chemischen Reinigungsmitteln trauen, sondern gründlich saubern machen, wie es unsere Elterngeneration getan hat.

Mössmer, München:

Es gibt seit zwei Jahren ein Gerät auf dem Markt, das nicht nur ionisiert, sondern auch ein Elektrofilter besitzt, das wirksam in der Lage ist, Partikel wie Staub, Keime, Pilze aus der Luft zu filtern. Ich möchte Herrn Prof. Staib fragen, ob er Geräte dieser Art empfehlen kann.

Staib, Berlin:

Ich begrüße jede Art der Keimverminderung im Raum.

Ahrens, Neumünster:

Meine Frage geht an Herrn Sagner. Bei den Messungen von DDVP haben Sie einmal kolorimetrisch gemessen und dann mit den Prüfröhrchen; haben Sie die Werte einmal verglichen? Mir ist bekannt, daß seit kurzem die von Ihnen verwendeten Röhrchen, die ein Fünftel des MAK-Wertes bei DDVP nachweisen, nicht mehr erhältlich sind und es statt dessen unter derselben Bestellnummer jetzt andere Röhrchen gibt, die nur noch den halben MAK-Wert anzeigen.

Sagner, Berlin:

Ich kann leider nicht die Ursache dafür angeben, weshalb man die Empfindlichkeit geändert hat. Wir haben parallel zu unseren kolorimetrischen Messungen mit den Röhrchen gearbeitet, die einen Wert von 0,2 mg/m³ sehr deutlich angaben, und wir waren damit sehr zufrieden.

Ahrens, Neumünster:

Sind die Röhrchenwerte von Ihnen mit der kolorimetrischen Methode überprüft worden?

Sagner, Berlin:

Ich sagte schon, von diesen Röhrchen mit einer Empfindlichkeit von 0,5 mg/m³ habe ich bisher nichts gehört. Man kann aber mit diesen Röhrchen auch auf eine Empfindlichkeit von 0,2 mg/m³ kommen, wenn man die Zahl der Hübe entsprechend erhöht. Wie genau die Messung dann allerdings noch ist, kann ich Ihnen nicht sagen. Für Konzentrationen von 2 mg/m³ müßten wir bei den von uns verwandten Röhrchen mit 10 Hüben arbeiten. Das dauert einige Zeit, aber wir waren sehr zufrieden mit der Übereinstimmung.

Knöppel, Ispra:

Herr Sagner hat in seinem Vortrag zum ersten Mal explizit den Einfluß von Sorptionsprozessen auf die Raumluftkonzentration von Schadstoffen angesprochen. Kann man das von Ihnen gezeigte an und für sich plausible Verhalten, d.h. in einem Anfangsstadium Erniedrigung und später Erhöhung der Raumluftkonzentration durch Wiederabgabe, zumindest für Stoffe in einem gewissen Siedepunktbereich verallgemeinern und spielt das insgesamt eine merkliche Rolle und liegen dazu evtl. schon Untersuchungen vor im Hinblick auch auf unterschiedliche Materialien?

Sagner, Berlin:

Spezielle Untersuchungen liegen dazu von unserer Seite nicht vor. Unsere Ergebnisse ermöglichen jedoch schon einige Aussagen. Wenn man den Exponentialansatz mit den tatsächlich gefundenen Werten vergleicht, dann sieht man, daß die Lüftung zwar einen deutlichen Einfluß hat, aber sehr wichtig ist eben diese langsame Abgabe. Wir haben doch gesehen, wie stark sich nach der großen eingebrachten Substanzmenge nur eine Stunde Lüftung auswirkt. Aber dann kam es zu dieser langen Verzögerung.

Hoffmann, Berlin:

Wir machen seit Jahren biologische Tests mit unseren Schädlingen auf Platten, z.B. PVC-Platten, und sehen relativ häufig diese verzögerte Abgabe. Dabei können wir aus dem Wirkungsverlauf schließen, daß es genauso ist, wie Herr Sagner ausführte.

Egerer, München:

Im Hinblick auf die Schädlingsbekämpfer selber, die ja nun am meisten belastet sind, möchte ich fragen, ob es bei Dichlorvos - Atemschutz vorausgesetzt - auch eine Aufnahme über die Haut gibt und wie man diese ausschalten kann?

Sagner, Berlin:

Das läßt sich natürlich nicht ausschließen, und jeder Schädlingsbekämpfer, der arbeitet, sollte Schutzkleidung tragen und dazu dann die Schutzmaske. Er soll sich natürlich nicht selbst besprühen und sich nach Möglichkeit nicht zu lange in diesen Räumen aufhalten, in denen hohe Mengen von ihm ausgenobelt worden sind, auch wenn er eine Maske trägt.

Aurand, Berlin:

Ich möchte das Beispiel von Pentachlorphenol benutzen, um an dieser Stelle einige generelle Bemerkungen zu machen. Wir haben PCP gemessen, und zwar in der Luft und im Urin. Wir haben nicht gesagt, ab wann das PCP wirk-

lich gefährlich ist. Von Herrn Krause haben wir gehört, daß in Wohnungen, in denen Holzschutzmittel ganz generell angewandt wurden, einige Bewohner ganz bestimmte Beeinträchtigungen erlitten, die in direktem Zusammenhang mit dieser Anwendung gestanden haben. Aber eine wirklich gesundheitliche Schädigung, d.h. irgendeine direkte klinisch zu behandelnde, festzustellen, war nicht möglich. Deswegen ist es auch nicht vertretbar, einen Grenzwert festzulegen. Was wir aber erreichen müssen, ist folgendes: Festzustellen, wo die Beeinträchtigung herkommt, um zu beurteilen, ob sie unumgänglich ist. Ich glaube, das ist ein ganz entscheidender Punkt der Prävention. Wir müssen ganz anders denken, und deswegen ärgere ich mich, wenn nur in starrer Weise geprüft wird, ob alle Werte in Ordnung sind und keiner mehr weiter denkt. Das ist die Gefahr, wenn man nur noch mit Zahlen operiert, die das Bundesgesundheitsamt vorgibt. Wenn wir z.B. die vielen Verbindungen in Lacken und anderen Stoffen betrachten, so könnte man für jede einzelne Verbindung einen Grenzwert verlangen. Die Konsequenz einer Überschreitung dieses Wertes wäre eine Herausnahme des Lackes. So einfach ist es jedoch nicht.

Ich bin froh, daß dieses Auditorium so ideal zusammengesetzt ist: Verursacher, Kontrolleure und Öffentlichkeit, vertreten durch die Presse. Ihnen allen möchte ich sagen: Unsere Maßnahmen sollen weder zu voreilig noch zu perfektionistisch sein. Es kann sein, daß durch einen gewissen vordergründigen Perfectionismus in Wirklichkeit etwas viel Schlimmeres passiert, und davor möchte ich warnen. Wir müssen gemeinsam versuchen, all die Dinge etwas sinnvoller und langfristiger anzugehen. Die herstellende Industrie muß sich Gedanken über ihre Produkte machen und Qualitätskontrolle betreiben. Erst wenn für die einzelnen Produkte verbindliche Qualitätskriterien festgelegt sind, kann man sagen: hier ist das schlechte Material, das heraus muß. Dann werden auch Anstrengungen gemacht, daß eine unnötige Belastung aufhört. Hier läßt sich noch vieles optimieren. Wir brauchen einige Stoffe zum Teil gar nicht, und sie sind nur da, weil man nie daran gedacht hat, daß sie überhaupt vorhanden sind. Diesen Prozeß in Gang zu setzen, war eigentlich der tiefere Sinn dieser Veranstaltung.

Tischendorf, Aachen:

Ich möchte vor allen Dingen im Namen der Architekten und Planer von raumlufttechnischen Anlagen sprechen und sagen, daß eine solche Veranstaltung für uns ungeheuer wichtig ist. Bisher haben die Planer für raumlufttechnische Anlagen zur Luftreinigung selbst eigentlich nur die Außenluft benutzt. Inzwischen haben wir gelernt, daß die Außenluft nicht immer Frischluft ist, z.B. bei Smogwetterlagen oder Inversionswetterlagen, wie wir sie fast zu einem Viertel der Zeit des Jahres - leider - in Ballungsgebieten beobachten müssen, d.h. wir können auch mit gesteigerten Außenluftraten nicht mehr immer eine wirkliche Raumluftverbesserung erzielen.

Diese Veranstaltung ist, so glaube ich, auch ein wichtiger Hinweis, uns der Raumluftreinigung in raumlufttechnischen Anlagen vermehrt zuzuwenden. Wir sollten vor allen Dingen an die gasförmigen Luftschadstoffe denken. Leider stehen uns nur sehr wenige Mittel bzw. Technologien zur Reinigung der Luft zur Verfügung. Wir verfügen über die Wäscher, aber da sind es nur die wasserlöslichen Substanzen, die wir entfernen können, oder die Aktivkohle, da sind es nur die hochmolekularen und von denen auch nur bestimmte, oder die Elektroabscheider. Mit Faserfiltern können Partikel abgeschieden werden. Einige Filter verursachen wieder besondere Gefahren, wie die Elektroabscheider, die Schadstoffe wie Ozon und Stickoxide abgeben. Wir sind an einem Anfang, und ich wünschte mir sehr, daß das Ergebnis dieses Kolloquiums vor allen Dingen meinem Berufsstand gut bekannt wird. Es ist von großer Bedeutung, daß man überhaupt über diese Fragen in dieser Form schon sprechen kann.

Luftqualität in Innenräumen

Hrgb. K. Aurand, B. Seifert und J. Wegner
Gustav Fischer Verlag, Stuttgart-New York 1982

Schlußwort

Concluding Remarks

Meine Damen und Herren, ich glaube, es ist an der Zeit, aus dieser interdisziplinären Veranstaltung die Konsequenzen zu ziehen, die für unsere weitere Arbeit wichtig sind. Wir sollten die Methoden zur Erfassung von Luftinhaltsstoffen hinsichtlich der Probenahme und der Analyse vernünftig weiterentwickeln, damit wir für Wohnräume bessere qualitative und quantitative Aussagen bekommen. Wir machen zwar auf Grund von Registrierungen der Außenluft-Meßnetze große epidemiologische Erhebungen und versuchen, daraus Rückschlüsse auf die Beeinflussung der Gesundheit durch Luftverunreinigungen zu ziehen. Wir haben in der Vergangenheit jedoch viel zu wenig über die unterschiedlichen Belastungen in den Wohnungen dieser Gebiete nachgedacht. Die Zahlen und Fakten, die hier vorgetragen wurden, zeigen, daß wir die Bestandteile der Wohnraumluft bei epidemiologischen Untersuchungen berücksichtigen müssen.

Es stellt sich auch die Frage: Welche Schadstoffquellen innerhalb von Wohnungen können wir ohne großen Aufwand vermindern oder ganz ausschalten? Was wir z.B. über Holzschutzmittel und Anstrichfarben gehört haben, deutet darauf hin, daß auf diesem Gebiet im Sinne einer Entlastung der Raumluft ganz erhebliche Verbesserungen möglich und nötig sind. Es ist einfach nicht vertretbar, daß z.B. ein Fertighaus noch nach mehreren Jahren Formaldehyd-Konzentrationen in der Raumluft aufweist, die aus gesundheitlicher Sicht nicht tolerierbar sind. Im Interesse der Nutzer dieser zahlreichen Häuser müssen hier Veränderungskonzepte entwickelt werden. Es lohnt sich, über diese Frage nachzudenken.

Ich danke allen Referenten, Diskussionsteilnehmern und Zuhörern für die Mitwirkung an dieser Veranstaltung, auch für die offene Form, in der wir miteinander diskutieren konnten. In Kürze wird auch in den USA eine große Konferenz

dieses Gebiet behandeln (Anmerkung der Herausgeber: Vgl. den Bericht auf S. 421 ff.) und Rückkopplungen werden zeigen, wie wichtig diese Thematik jetzt und in absehbarer Zeit ist.

Zur Klärung aller Fragen brauchen wir auch weiterhin ein offenes Gespräch zwischen "Verursachern", "Betroffenen" und "Kontrolleuren". Nur unter Mitwirkung aller wird es uns möglich sein, sinnvolle Beiträge zur Erhaltung der Gesundheit des Menschen im Innenraumbereich zu leisten.

Ladies and gentlemen, I feel it is time to draw some conclusions from this interdisciplinary meeting which will be important for our work in the future. We should continue to develop methods for sampling and analysis to assess the components of indoor air, thus obtaining better qualitative and quantitative information about the living environment. Using ambient air monitoring data, we are presently carrying out large epidemiological studies and attempting to use such work to evaluate the health effects of air pollutants. However, we have not been considering sufficiently enough the different situations within the homes in the areas under investigation, thus ignoring a major source of human exposure. The figures and facts that have been reported here demonstrate clearly that we must take into account the components of indoor air during epidemiological studies.

A question to consider is: which sources of indoor air pollutants can we reduce or exclude completely without too great an effort? From what we have heard for example about wood preservatives and paints it would appear that significant improvements of the indoor air quality could be achieved by proper selection of materials, and such action is necessary. It is simply not acceptable that a prefabricated house, even several years after its installation has intolerable concentrations of formaldehyde in the air. The occupants of the many houses of this type have a justified interest to ensure that concepts of abatement be practised. It is worthwhile reflecting on this subject.

I thank all speakers, all participants in the discussions and the audience for their taking part at this Symposium and for the frank discussions which we have had. In a few days, a large conference in the United States will cover the same topic (Editors' note: cf. the Report on this conference on pp. 421) and there will certainly be a feed-back demonstrating how important the subject is now and will be in the future.

To get answers to all questions we shall need continued open discussion amongst 'those polluting', 'those affected' and 'those regulating'. It is only by cooperation between representatives of all three groups that it will be possible to make significant contributions to maintain man's health in the indoor environment.

Luftqualität in Innenräumen

Hrgb. K. Aurand, B. Seifert und J. Wegner
Gustav Fischer Verlag, Stuttgart-New York 1982

„International Symposium on Indoor Air Pollution, Health and Energy Conservation, 1981“ Eine Zusammenfassung

B. Seifert, H. M. Wagner

Summary

The 2nd International Symposium on Indoor Air Pollution, Health and Energy Conservation took place in Amherst, Mass. (USA), from 13 to 16 October 1981. More than 120 papers dealing with seven topics (Characterization of the Indoor Environment; Radon, Formaldehyde and Other Organic Pollutants, Aerosols and Inorganic Gases in the Indoor Environment; Health Effect of Indoor Pollutants; Energy Conservation and Indoor Air Quality; Ventilation and Controls; Exposure Studies; Modeling) were presented.

After an introductory overview on the Symposium, the contents of about 50 papers are summarized.

1. Einleitung

Vom 13. bis 16. Oktober 1981 fand in Amherst, Massachusetts, USA, das International Symposium on Indoor Air Pollution, Health and Energy Conservation statt, das von der Harvard University unter der Schirmherrschaft verschiedener nationaler und internationaler Behörden veranstaltet wurde. Das Symposium war als Nachfolgeveranstaltung zu dem vom 30.8. bis 1.9.1978 in Kopenhagen durchgeführten International Indoor Climate Symposium gedacht. Es nahmen rund 400 Personen teil, davon etwa ein Viertel aus Ländern außerhalb der USA. In über 120 teilweise parallel gehaltenen Vorträgen wurde versucht, den gegenwärtigen Wissensstand und Ansätze für künftige Forschungsaktivitäten auf dem Gebiet der Luftqualität in Innenräumen zu beschreiben.

Der folgende Bericht gibt zuerst eine kurze Übersicht über die Ergebnisse der Tagung und faßt dann die wichtigsten Vorträge nach Sachgruppen zusammen. Der volle Wortlaut von etwa der Hälfte der Vorträge soll in einer Sondernummer von "Environment International" bei Pergamon Press Inc., New York, erscheinen.

2. Übersicht über die Ergebnisse der Tagung und Wertung

Die methodisch/analytisch ausgerichteten Vorträge über die Bestimmung von Schadstoffen im Innenraum zeigten, daß für "klassische" Substanzen wie z.B. Kohlenmonoxid oder Stickstoffoxide recht viel Wissen vorhanden ist. Dies gilt sowohl für die durch kontinuierliche Messungen in verschiedenen Innenräumen bestimmten Schadstoff-Konzentrationen als auch für die mit personengebundenen Meßgeräten ermittelten Schadstoffbelastungen des Einzelnen ("personal exposure"). Anders liegen die Verhältnisse im weiten Bereich der organischen Substanzen und der biologischen Kontaminanten (Sporen, Viren, Bakterien, Allergene). Mit Ausnahme von Formaldehyd verfügen wir hier bislang nur über ein lückenhaftes Wissen hinsichtlich der Art und Konzentration sowie der standardisierten Bestimmungsmethoden. Gerade diese Substanzklasse ist es aber, die nach unseren Kenntnissen einen großen Teil der von der Bevölkerung vorgebrachten Belästigungen und Beschwerden im Innenraumbereich verursacht.

Vom Vertreter des "Office of Research and Development" der amerikanischen Umweltschutzbehörde EPA wurde mitgeteilt, daß in den USA 1982 entgegen der weitaus großzügigeren ursprünglichen Planung nur noch 1 Mio \$ für Belastungsstudien mit CO und organischen Substanzen an etwa 500 Personen bereitstehen. Weitere 1,5 Mio \$ stellt das Energieministerium für die in Zusammenhang damit stehende Entwicklung von Passivsammlern sowie für die Radonmessungen zur Verfügung. Für die Untersuchung der Emission von organischen Substanzen aus Baumaterialien, für groß angelegte Feldstudien sowie für die Entwicklung von Rechenmodellen zur Vorhersage der Innenraumsituation werden dagegen in naher Zukunft in den USA keine Forschungsmittel verfügbar sein.

Epidemiologische Untersuchungen über die gesundheitliche Auswirkung von Kontaminationen im Wohnbereich haben gezeigt, daß ein Einfluß des Wohnungsbzw. Hausalters auf die Gesundheit bestehen kann. Subjektive Beschwerden treten wesentlich häufiger in Neubauten oder renovierten Wohnungen auf. Daß die Beschäftigung mit der Luftqualität in älteren Häusern trotzdem nicht vernachlässigt werden darf, zeigt das Beispiel der biologischen Allergene (Schimmelpilze, Schwamm, Milben etc.), die erst nach einer gewissen Weile, wenn sich nämlich ausreichend allergenhaltiger Staub angesammelt hat, ihre Wirkung entfalten. Wenn folglich bei neuen Häusern gesundheitliche Beeinträchtigungen auftreten, dürften die biologischen Allergene insgesamt eine relativ unbedeutende Rolle spielen. Andererseits könnte das gehäufte Auftreten respiratorischer

Krankheitssymptome auch bei renovierten Wohnungen für die Beteiligung biologischer Allergene sprechen, da im Falle einer Renovierung große Mengen "älteren Staubes" hochgewirbelt und verteilt werden können.

Bei der Exposition gegenüber biologischen Kontaminanten ist von Interesse, daß Schimmel und andere allergen-produzierende Organismen, die ein feuchtes Klima zur Vermehrung benötigen, besonders häufig in südlichen Ländern und Westeuropa (England, Irland) vorkommen. Der Grund dafür liegt darin, daß in diesen Ländern im Winter nicht oder kaum geheizt wird, so daß die Fenster meist geschlossen bleiben, wodurch sich die Feuchte in den Innenräumen erhöht.

Bei den subjektiven Beschwerden handelt es sich überwiegend um respiratorische Symptome und psychosomatische Reaktionen. Oft werden derartige Beschwerden gleichzeitig mit objektivierbaren Krankheitsbildern beobachtet: So haben viele Personen, die unter "Kopfweh" leiden, auch Asthma oder Allergien.

Eine positive Korrelation zwischen Schadstoffgehalt der Innenluft und gesundheitlichen Befunden wird oft durch folgende Tatsache verschleiert: Personen, die unter subjektiven, nach ihrer Einschätzung auf die schlechte Luftqualität zurückzuführenden Beschwerden leiden, öffnen häufiger die Fenster, um zu lüften. Dies führt dann unter Umständen zu Meßwerten, die die tatsächliche Exposition nicht korrekt widerspiegeln. Ferner kann durch zurückliegende höhere Expositionen eine Sensibilisierung erfolgt sein, die durch später gemessene niedrige Konzentrationen nicht ohne weiteres erklärt werden kann.

Bei einigen Kontaminanten und zwar solchen, die in sehr hoher Konzentration auftreten und ein besonders charakteristisches Symptombild aufweisen, wie dies z.B. beim Formaldehyd der Fall ist, lassen sich deutliche Zusammenhänge zwischen ihrem Auftreten in Innenräumen und gesundheitlichen Beeinträchtigungen aufzeigen.

Bei Schadstoffen wie NO₂, die meist mit anderen Substanzen gleichzeitig auftreten (z.B. Verbrennungsprodukte bei Gasbenutzung), in Konzentrationen unterhalb der Reizschwelle vorkommen und außerdem nur ein diffuses Wirkungsbild aufweisen (erhöhte Infektionsrate der Atemwege), sind solche Beziehungen dagegen nur schwer nachzuweisen.

Noch diffiziler ist die Aufklärung ursächlicher Zusammenhänge bei den biologischen Kontaminanten. Hier ist einerseits die individuell sehr verschiedene Symptomatik bei den betroffenen Personen ein Problem, andererseits konkurrieren die Hausstaub-Allergene noch mit solchen aus der Außenluft (Pollen), wobei sich die Erscheinungsbilder überlagern können. Zusätzlich ist die Identifizierung der Allergene meist wesentlich komplizierter als die analytische Erfassung chemischer Verbindungen wie Formaldehyd oder Stickstoffdioxid.

Der Schwerpunkt dieses Symposiums lag eindeutig bei der Behandlung lüftungs-technischer Verfahren und chemischer Noxen. Kaum ein Vortrag befaßte sich ausschließlich mit dem Thema der Wirkung, Analyse oder Bewertung biologischer Kontaminanten. In drei Vorträgen wurde diese Frage als Teilaspekt behandelt. In einem dieser Vorträge wurde über die Größenverteilung biologischer Teilchen

in Räumen mit Luftfilteranlagen berichtet. Es zeigte sich, daß durch diese Anlagen nur ein beschränkter Schutz möglich war, da sich nach einer gewissen Zeit Durchbruchseffekte bemerkbar machten. Unter diesem Gesichtspunkt scheint die Präsentation des Problems im Rahmen dieser Veranstaltung etwas einseitig gewesen zu sein.

In Anbetracht der starken wirtschaftlichen Interessen, die mit Herstellung und Vertrieb lüftungstechnischer Einrichtungen und Instrumenten für Luftanalysen und Datenaufbereitung verbunden sind, ist die Verführung groß, sich hauptsächlich dem Gebiet der leicht erfaßbaren, gängigen chemischen Innenraumschadstoffe zuzuwenden. Dabei würden das diffizilere und für Gerätehersteller möglicherweise weniger interessante Gebiet der biologischen Kontamination und die weniger gängigen Stoffe (z.B. PCP, Lindan, PCB und andere organische Stoffe) vernachlässigt. Hierdurch könnte es möglicherweise bei der Beurteilung gesundheitlicher Risiken durch Innenraumkontaminationen zu falschen Schwerpunktsetzungen und damit Fehleinschätzungen der realen Situation kommen. Für künftige Symposien über diese Thematik sollte auf eine ausgewogenere Darstellung der einzelnen Bereiche geachtet werden.

3. Vorträge

3.1 Ermittlung der individuellen Exposition mit Hilfe von personengebundenen Sammlern (Personal Sampler)

Nachdem sich die Erkenntnis durchgesetzt hatte, daß viele Menschen den überwiegenden Teil des Tages in Innenräumen zubringen, stellte man sich mehr und mehr die Frage, inwieweit epidemiologische Aussagen über die Wirkung von Luftschadstoffen einen Sinn haben, wenn nur die mit fest installierten Meßgeräten gemessenen Schadstoffkonzentrationen in der Außenluft zur Beurteilung der Exposition herangezogen werden. Besonders für solche Verbindungen, deren Konzentration in der Innenluft häufig über der in der Außenluft liegt, wäre für eine sinnvolle Aussage eher die Kenntnis der tatsächlichen Exposition des Individuums wünschenswert. Es leuchtet ein, daß dieser Wunsch mit den herkömmlichen automatisch-kontinuierlich registrierenden Meßgeräten allein schon wegen ihres Gewichtes nicht zu erfüllen ist, so sehr eine Aufzeichnung der kurzzeitigen Spitzenbelastungen auch im Innenraum nützlich wäre.

Als Kompromiß zwischen den Kosten und Einsatzmöglichkeiten in der Praxis sowie dem Erhalt von hygienisch/epidemiologisch verwendbaren Daten mit akzeptabler zeitlicher Auflösung (nach Möglichkeit unter 24 h) bieten sich die personengebundenen Sammelgeräte (Personal Sampler) an, über die in einer Reihe von Vorträgen berichtet wurde. Diese Geräte dienen nur zur Probenahme, die Analyse muß anschließend gesondert durchgeführt werden.

Über einen Passivsampler für Radon berichtete H.W. Alter. Der Sammler kann je nach Modell Radon allein oder Radon und Radon-Zerfallsprodukte erfassen, wobei die in einem Plastikmaterial durch die Alpha-Strahlung bewirkten Spuren gezählt werden, die durch ein besonderes Ätzverfahren sichtbar gemacht werden. Der Monitor wurde bei über 25000 Messungen in USA, Kanada und Schweden meist mit Expositionszeiten zwischen ein und vier Monaten erfolgreich eingesetzt.

Formaldehyd kann mit einem mehrfach verwendbaren, von A.R. Hawthorne und T.G. Matthews entwickelten Passivsampler nach dem Diffusionsprinzip gemessen werden, dessen Herstellungskosten unter \$ 5,-- liegen. Zur Absorption dient Wasser, und als Diffusionsmembran wird ein Dimethylsilicon-Polymer verwendet. Die Bestimmungsgrenze liegt um 0,05 ppm bei 10stündiger Exposition. Als Möglichkeit zur kurzzeitigen Probenahme wurde von den Autoren in einem weiteren Vortrag der Einsatz von Molekularsieb-13X-Röhrchen in Verbindung mit einer Pumpe zum Durchsaugen der Probeluft erwähnt. Mit dieser Anordnung konnten bei 15minütiger Probenahme noch 5 ppm Formaldehyd erfaßt werden.

Auch die Arbeit von K. Geisling et al. beschäftigte sich mit einem Diffusionssammler für Formaldehyd, allerdings wurde als Sammelphase ein mit Na-Bisulfit-Lösung imprägniertes Filter verwendet. Der Sammler ist ähnlich aufgebaut wie das Palmes-Röhrchen für NO₂ und verfügt über eine Nachweisgrenze von 10 ppm . h, so daß bei einwöchiger Exposition eine Formaldehydkonzentration um 0,05 ppm erfaßt werden kann.

Über personengebundene Sammler für anorganische Substanzen wurde am Beispiel von Kohlenmonoxid, Stickstoffoxiden, Schwefeldioxid und Staub vorgetragen, wobei allerdings nur für NO_x ein Passivsampler verfügbar ist, während für die anderen Stoffe pumpenbetriebene Sammler eingesetzt werden, die aber teilweise schon ein erhebliches Volumen und Gewicht haben (S. Mintz et al. und R.L. McKenzie et al.).

Als Alternative zum Palmes-Röhrchen wurde von Y. Yanagisawa und H. Nishimura ein "Filterbadge" genannter Passivsampler zur Bestimmung von NO₂ oder NO₂ + NO vorgestellt, dessen Ergebnisse innerhalb von 5 % mit den nach der Saltzman-Methode erhaltenen übereinstimmen und der im unteren ppb-Bereich eingesetzt werden kann, wenn die Probenahmzeiten über 24 h liegen. Der Sammler wird von Toyo Roshi International, Inc., Los Angeles, vertrieben.

F. Silverman et al. untersuchten die Wirkung von SO₂, NO₂ und Staub auf Astmatiker (36 Astmatiker und 18 Gesunde), wobei ein weiteres Ziel der Stu-

die die Bewertung von Messungen mit Personal Samplern im Vergleich zu solchen mit festen Meßstationen war. Es wurden deshalb zu Vergleichszwecken außer den Personal Samplern auch Meßstationen in der Außenluft hinzugezogen und Sampler des gleichen Typs wie des von den Personen am Körper getragenen fest inner- und außerhalb der Wohnungen installiert. Jeder der Probanden mußte während 2 Wochen im Sommer und 2 Wochen in der Heizperiode täglich den Sampler mit sich führen und spirometrische Untersuchungen an sich durchführen lassen. Die auf diese verschiedenen Arten gewonnenen luftanalytischen Daten wurden jeweils einzeln in Relation zur Anfallshäufigkeit bei den Probanden gesetzt, um die Aussagefähigkeit der verschiedenen analytischen Ergebnisse für die gesundheitlichen Parameter zu testen.

Die Immissionsmessungen ergaben relativ niedrige Schadstoffkonzentrationen in dem betroffenen Gebiet. Dennoch konnten deutliche Unterschiede zwischen den Expositionen, wie sie von den verschiedenen analytischen Daten abgeleitet wurden, festgestellt werden. Obwohl die Auswertungen z.Zt. noch laufen, scheint sich ein Zusammenhang zwischen der Höhe der NO₂-Konzentration und der Anfallshäufigkeit abzuzeichnen. Diese Beziehung läßt sich jedoch nur bei den mit Personal Samplern gewonnenen Daten herstellen. Die Ergebnisse sind als vorläufig zu betrachten.

3.2 Formaldehyd

Außer Fragen der Formaldehyd-Analytik, so z.B. den bereits im vorigen Abschnitt erwähnten Passivsammeln für Formaldehyd (HCHO), wurde in einer Reihe von Vorträgen über die in der Praxis vorliegenden HCHO-Konzentrationen und festgestellte Wirkungsbefunde berichtet.

Besonders die in USA häufig als Dauerwohnungen benutzten Wohnwagen ("mobile homes") zeichnen sich aufgrund der verwendeten Baumaterialien häufig durch hohe HCHO-Konzentrationen aus. Bei der Untersuchung von 27 Wohnungen in Wisconsin, von denen 17 mobile homes waren, fanden K. Dally et al. beim ersten Besuch 0,06 bis 2,1 ppm HCHO und über ein Jahr später - teilweise nach Einleitung von Maßnahmen zur Reduzierung des HCHO-Gehaltes - 0,05 bis 1,2 ppm. Der Grenzwert im Staate Wisconsin beträgt z.Zt. 0,4 ppm.

In einer anderen ebenfalls in Wisconsin durchgeföhrten Untersuchung stellten H.A. Anderson et al. sowie L.P. Hanrahan et al. in 137 mobile homes HCHO-Konzentrationen fest, die von unterhalb der Nachweisgrenze (0,1 ppm) bis zu 2,8 ppm reichten. Der arithmetische Mittelwert betrug 0,46 ppm, der Medianwert 0,39 ppm und die 75%- und 90%-Werte 0,59 bzw. 0,85 ppm. Für mobile homes, die weniger als 3 Jahre alt waren, wurde ein Monatsmittelwert von 0,54 ppm ermittelt, für ältere mobile homes 0,19 ppm.

Subjektive Beschwerden wurden über Fragebögen monatlich abgefragt, die von den Probanden selbst ausgefüllt werden mußten. Nach 6 Monaten wurde eine umfassendere Befragung mit anschließender freiwilliger ärztlicher Untersuchung angeschlossen. Die untersuchenden Ärzte wurden nicht über die Expositionshäufigkeiten ihrer Patienten aufgeklärt. Bei der Untersuchung wurden bei allen Personen über 12 Jahren eine spirometrische Messung und eine Untersuchung der Diffusionskapazität vorgenommen.

Nach den bisher ausgewerteten Bögen von 118 Erwachsenen war bei 72 % Husten und bei 58 % Augenreizungen festgestellt worden. Diese Symptome waren jedoch nicht unbedingt mit dem Aufenthalt im Wohnbereich korreliert. Nur ca. 11 % der Personen assoziierten Husten, jedoch 71 % Augenreizungen mit dem Aufenthalt in den Innenräumen. Die Häufigkeit des Auftretens von Husten korrelierte aber nicht direkt mit der Konzentration von Formaldehyd. Allerdings brachten die Probanden aus Wohnungen, in denen ein Formaldehydgehalt über 0,8 ppm festgestellt worden war, Husten wesentlich häufiger in Verbindung mit dem Aufenthalt im Wohnbereich.

Die klinische Untersuchung wurde bisher bei 53 Erwachsenen aus 32 Haushalten durchgeführt. Vier Fälle von Erkältungen wurden von der statistischen Auswertung ausgeschlossen. 36 % der Beteiligten waren Allergiker. In Haushalten, in denen die mittlere Konzentration unter 0,4 ppm Formaldehyd lag, hatten 10 % der Personen Reizerscheinungen. Bei Konzentrationen oberhalb 0,4 ppm waren dies 25 %. Von den 9 Individuen, bei denen die Innenraumkonzentration über 0,8 ppm lag, hatten mehr als die Hälfte Beschwerden. Betrachtet man die Gruppe, die unter irgendwelchen Symptomen litt, so lag die mittlere Konzentration in deren Wohnbereich bei $0,7 \pm 0,3$ ppm, während die nicht betroffene Gruppe im Mittel Konzentrationen von $0,4 \pm 0,3$ ppm gegenüber exponiert waren. Die spirometrischen Messungen ergaben lediglich mit Rauchen eine Korrelation. Die Auswertungen werden noch fortgesetzt.

T. Godish versuchte den in Innenräumen von 43 Wohnungen auftretenden Formaldehydkonzentrationen ein breites Spektrum von Reizsymptomen (19 verschiedene subjektive Befindungsparameter wie Augenreizung, Atemnot, Asthmaanfälle, Schlafstörungen etc.) zuzuordnen. Die Erfragung der Beschwerden erfolgte über einen Fragebogen, der auch andere Informationen wie Wetterföhligkeit, Reaktion beim Verlassen der Wohnung, Anwesenheit von Rauchern, Bezug neuer Wohnungen, Wohnungsrenovierungen, Erwerb neuer Möbel etc. berücksichtigt. Luftanalysen erfolgten als stichprobenartige Messungen wiederholt in jeder Wohnung. Ferner wurden Temperatur und rel. Feuchte erfaßt. Zum Vergleich wurden auch Außenluftmessungen vorgenommen.

Es zeigte sich, daß in über 70 % der Wohnungen stets diejenigen Familienmitglieder unter den stärksten Beschwerden bzw. unter der größten Zahl von Symptomen litten, die sich am längsten im Wohnbereich aufhielten. Die am häufigsten angegebenen Symptome (40 %) waren Halsschmerzen, Kopfschmer-

zen, Müdigkeit, Husten, Augenreizungen und (30 %) Atembeschwerden, Schlafstörungen, Erkältungen. Die Tatsache, daß die Ursache im Wohnbereich zu suchen war, wurde dadurch offenbar, daß bei 60 % der untersuchten Wohnungen eine oder mehrere Personen berichteten, die Symptome ließen nach, wenn sie sich für eine Weile außerhalb ihrer Wohnungen aufhielten.

Einen Überblick über die derzeitige Einschätzung der toxischen Wirkung des Formaldehyds gaben K.C. Gupta et al. Einleitend wurde dargestellt, in welchem Ausmaß der Mensch gegenüber Formaldehyd exponiert wird: Trotz der Tatsache, daß Formaldehyd ein Bestandteil einer Reihe von Emissionen in der Außenluft (z.B. Kfz oder Industrie) und auch Produkt photochemischer Prozesse ist und somit in der Außenluft regelmäßig vorkommt, sind die Konzentrationen im Innenbereich meist wesentlich höher. Dies ist überwiegend auf die Verwendung von Baustoffen (Harnstoff-Formaldehyd-Isolationsstoffe, Spanplatten, Sperrholz) zurückzuführen.

Durch die Sensibilisierung, die Formaldehyd bei manchen Personen bewirkt - zu diesem Schluß kommt die National Academy of Science (NAS) in ihrem Bericht von 1980 -, kann es für die Reizeffekte des Formaldehyds keinen für die Gesamtbevölkerung gültigen Wirkungsschwellenwert geben. In einem weiteren Bericht der NAS (1981) wurde geschätzt, daß ca. 10 bis 12 % der amerikanischen Bevölkerung eine Überempfindlichkeit der Atemwege aufweist, die sie gegenüber Formaldehyd empfindlich reagieren läßt.

Da die Verstoffwechselung des Formaldehyds in Mensch und Tier sehr ähnlich verläuft, ist eine Übertragung der tierexperimentell gewonnenen Ergebnisse auf den Menschen vertretbar. Die Tatsache, daß Formaldehyd mutagen auf Bakterien, Viren, Pilze, Insekten, Nager und Gewebekulturen wirkt, spricht dafür, daß es sich um ein universelles Mutagen handelt, das auf den Menschen in ähnlicher Weise reagieren könnte. Der Autor resümierte die Literatur hinsichtlich der karzinogenen Wirkung von Formaldehyd auf das Versuchstier und kritisierte ältere Befunde, die zu negativen Ergebnissen geführt hatten. Diese Arbeiten hatten seiner Meinung nach in Bezug auf die Expositionsmethoden, die pathologischen Untersuchungsverfahren oder die Tierzahl Unzulänglichkeiten. Erst Svenberg (1980) und Kerns (1980) gelang es dann einwandfrei, bei Ratten und Mäusen die Bildung von Tumoren im Nasen-Rachen-Raum durch Formaldehyd-Inhalation nachzuweisen (Expositionszeit: 12 Monate, Konzentration zwischen 6 und 15 ppm Formaldehyd). Bei einer weiteren Studie ließ sich die karzinogene Wirkung von Formaldehyd in Kombination mit HCl ermitteln. Bei diesem Versuch könnte sich evtl. Bis-chlormethylether, das bekanntlich ein starkes Karzinogen ist, gebildet haben.

Epidemiologische Studien zur Ermittlung einer karzinogenen Wirkung von Formaldehyd waren bisher negativ. Sie sind jedoch nach Meinung der Autoren ausnahmslos, was die Größe der Probandenzahl betrifft, unzulänglich (Marsh, 1980; Walrath, 1980; Wong, 1980). Z.Zt. laufen einige epidemiologische Studien des

National Cancer Institute, des National Institute for Occupational Safety und Health und des Chemical Industry Institute of Toxicology, die mit weit größeren Fallzahlen arbeiten und möglicherweise in zwei oder drei Jahren zur Klärung dieser Frage beitragen können.

3.3 Organische Verbindungen

Insgesamt muß festgestellt werden, daß die Kenntnisse über Qualität und Quantität organischer Substanzen in der Innenluft noch äußerst gering sind. Die Environmental Protection Agency plante eine Untersuchung zur Ermittlung der Belastung von Individuen mit Pesticiden, polycyclischen aromatischen Kohlenwasserstoffen, anderen organischen Verbindungen und Schwermetallen, jedoch ist die Durchführung dieses Programmes im Augenblick noch ungewiß (L. Wallace und E. Pellizzari). Informationen zum Thema organische Verbindungen kamen hauptsächlich aus Skandinavien.

B. Berglund et al. berichteten über die gleichzeitige olfaktometrische und gaschromatographische Untersuchung der Luft von Vorschulen und Bürogebäuden und konnten zwei Gruppen von Substanzen unterscheiden: neben solchen, die überall gefunden werden, traten einige auf, die für das betreffende Gebäude typisch waren. In allen Fällen lagen die Konzentrationen innen höher als außen. Angeregt durch die Tatsache, daß in Stockholm seit 1976 in 50 von 200 Vorschulen über Beschwerden wie trockene Kehle, Augenreizung und Husten geklagt wird, führten die Autoren außerdem über drei Jahre hinweg eine Longitudinalstudie an einer neu gebauten Vorschule durch. Aus den Befunden ergab sich die Empfehlung, derartige Gebäude nach Fertigstellung etwa 6 Monate lang leer stehen zu lassen und während dieser Zeit mit Außenluft zwangszubelüften. Für weitere zwei Jahre sollte der Umluftanteil der zur Klimatisierung dienenden Luft beschränkt werden.

Über das Ausgasen von organischen Substanzen aus Baumaterialien trug L. Mølhave vor. Bei der Untersuchung von 42 Materialien in einer 1 m^3 -Klimakammer stellte er eine mittlere Emissionsrate von $0,25\text{ mg}$ organischer Substanz/ m^2 Materialfläche und Stunde fest. Der Anteil der identifizierten Verbindungen an den im Chromatogramm auftretenden Substanzen betrug 47 % für Alkylbenzole, 28 % für Alkane und 13 % für andere Kohlenwasserstoffe. Aldehyde und Amine wurden in drei bzw. zwei Materialien identifiziert. Praktisch alle Baustoffe wiesen einen typischen Geruch auf.

K. Kreiss et al. führten das Beispiel einer Atemwegsreizung durch Reinigungsmittel an. In einem Bürogebäude waren mehrere Monate lang vermehrt Trockenheit der Atemwege, Atembeschwerden, verstopfte Nase und Kopfweh aufgetreten.

ten. Bei dem einzigen Asthmatiker unter den 45 dort arbeitenden Personen war eine Verschlimmerung seines Krankheitszustandes festzustellen. Insgesamt waren die Beschwerden bei 2/3 der Beschäftigten aufgetreten. Die Symptome ließen meist Zeit nach Verlassen des Büros nach.

Es wurde beobachtet, daß Tisch- und andere Oberflächen in diesem Büro mit einer weißen Staubschicht bedeckt waren. Außerdem wurde akutes Auftreten der oben beschriebenen Symptome ausgelöst, wenn man die Teppiche klopfte oder stauchte, wobei ein weißer, feiner Staub aufgewirbelt wurde. Es stellte sich heraus, daß das verwendete Teppich-Shampoo in viel zu hoher Konzentration verwendet worden war, wodurch sich große Mengen des Detergents' Natrium-Dodecylsulfat im Teppich ablagerten. Dies löste, wenn es als trockener Staub hochgewirbelt und inhaliert wurde, die beschriebenen Symptome aus.

Ein ähnlich gelagerter Fall wurde aus einer Kindertagesstätte berichtet. In beiden Fällen ließen die Beschwerden sofort nach, nachdem die Teppiche feucht-extrahiert worden waren. Die Autoren konnten auch noch weitere Fälle aufklären, die auf die Ablagerung solcher Detergentien in Teppichen zurückzuführen waren.

Natrium-Dodecylsulfat ist ein anionisches Detergens, das weitverbreitet in Waschmitteln, Kosmetika, Shampoos, Zahnpasten und sogar Nahrungsmitteln Anwendung findet. Als inhalativ wirkender Reizstoff war die Verbindung bisher nicht bekannt. Die Tatsache, daß außer dem Natrium-Dodecylsulfat auch weitere Stoffe in dem Präparat enthalten waren, ließe den Schluß zu, daß diese (optischen Aufheller, Chelatisierer, Geruchsstoffe, Konservierungsstoffe) ebenfalls zu der Auslösung der oben genannten Symptome beitragen. Die Autoren sind an Hand der vorliegenden tierexperimentellen Daten allerdings der Auffassung, daß Natrium-Dodecylsulfat die wirksame Komponente ist.

3.4 Innenräume mit Gasherden und Gasöfen

Die Grundlage zur Diskussion über die gesundheitliche Bedeutung der durch offene Gasflammen entstehenden Kohlenmonoxid- und Stickstoffoxid-Konzentrationen bildeten eine Reihe von Vorträgen über die Ergebnisse von Feldmessungen in den Niederlanden (E. Lebret et al.; B. Brunekreef et al.) und in USA (D. Moschandreas und J. Zabransky; J.R. Girman et al.), aus denen hervor ging, daß Gasgeräte einen erheblichen Beitrag zur CO- und NO_x-Konzentration in Innenräumen leisten. Je nach Probennahmedauer und -ort wurden in Küchen Werte bis zu einigen Hundert µg NO₂/m³ und über 50 ppm CO gemessen. Diese Konzentrationen lagen teilweise weit über den für die Außenluft vorgeschriebenen Grenzwerten.

Der Vortrag von T. Sterling, in dem untersucht wurde, ob und wann unter dem Gesichtspunkt des Energieverbrauches ein vollständiger Verzicht auf Gas-

geräte in Wohnungen empfehlenswert sein, führte zu einer kontroversen Diskussion, die leider aus Zeitmangel abgebrochen wurde. Sterling hatte aus Modellberechnungen ermittelt, daß der Verbraucher in Gegenden mit Gradtagen über 5000 (in den USA etwa nördlich von New York) energiemäßig besser beraten sei, Strom statt Gas zu verwenden. Er wurde scharf von Vertretern der Gasindustrie angegriffen, da "sein angeblich einfaches Rechenmodell über 100 Eingangsparameter aufweise". Ein anderer Diskussionsteilnehmer verwies darauf, daß Sterlings Forschungsprogramme von der Zigarettenindustrie finanziert seien. Die gesamte Diskussion hinterließ den Eindruck, daß das Thema - zumindest in den USA - erhebliche Emotionen freisetzt. Dieser Eindruck wurde durch den Vortrag von R. Welch, einem Vertreter der Gasindustrie, verstärkt. Welch kündigte zu Beginn eine sachliche Auseinandersetzung mit dem Thema an, verwendete dann aber so einseitige Zitate, daß auch die anschließende Diskussion des Vortrages nicht sehr sachlich verlief und lautstark in der Pause weitergeführt wurde.

Rietz et al. untersuchten an Kindern die Auswirkung von Gasverbrauch im Haushalt auf die Gesundheit. Als Vergleich wurden Kinder aus Haushalten mit Elektroöfen herangezogen. Als medizinischer Parameter für die gesundheitliche Beeinträchtigung wurde die Lungenfunktion gewählt.

Der Versuch, NO₂-Konzentrationen mit Veränderungen der Lungenfunktion zu korrelieren, verlief negativ. Bei einer Gruppe von Kindern zeigten sich Beeinträchtigungen von Lungenfunktionsgrößen, allerdings war hier dieser Zusammenhang nur in Verbindung mit der Verwendung von Gas im Haushalt nachzuweisen.

Die Autoren nehmen an, daß die Vielzahl anderer Noxen, die ebenfalls durch die Verwendung von Gas entstehen, diese Wirkung ausgelöst haben könnten (z.B. CO₂, SO₂, Formaldehyd, Cyanide, Wasserdampf, Kohlenmonoxid und Sulfate). Ferner könnte das Kollektiv möglicherweise hinsichtlich seiner Reagibilität nicht optimal ausgesucht worden sein. Als weiterer kritischer Punkt ist die Tatsache zu nennen, daß bei der Bestimmung des Stickstoffdioxids (NO₂) keine Peaks erfaßt wurden, sondern über den ganzen Tag integriert wurde. Das bedeutet, daß die für eine Beeinflussung der Atemfunktionsgrößen wichtigen Peakkonzentrationen nicht mit den Lungenbefunden korreliert werden konnten. Schließlich mag das Kollektiv für die statistische Erfassung der geringfügigen Veränderungen der Lungenfunktion möglicherweise zu klein gewesen sein.

Keinen Einfluß auf "respiratorische Symptome" (chronischer Husten, chronischer Auswurf, chronischer Husten und Auswurf) fanden K.J. Helsing et al. bei Nichtrauchern, die gegenüber Zigarettenrauch exponiert waren. Die Verwendung von Gas im Haushalt jedoch zeigte bei den gleichen Probanden einen deutlichen Einfluß bei den gleichen Parametern. Die Probanden, bei denen dies festgestellt wurde, waren Nichtraucher. Bei ihnen war die Häufigkeit des Auftretens der obengenannten respiratorischen Symptome um über 100 % erhöht.

3.5 Tabakrauch

In einem Vortrag, der sich gedanklich eng an die Belastung von Innenräumen mit NO₂ und CO aus Gasgeräten anschloß, wurden von B.W. Good et al. Ergebnisse vorgestellt, die den geringen Anteil des Zigarettenrauchens an der NO₂-Konzentration im Innenraum belegen sollten. Bei der Untersuchung von 90 ausgewählten Haushalten ohne Gasgeräte (überwiegend in Vororten) mit Passivraummern und einwöchiger Probenahmezeit ergab sich, daß in Raucherwohnungen die NO₂-Konzentration nur etwa 3 bis 4 µg/m³ höher war als in entsprechenden Nichtraucherhaushalten und daß in beiden Fällen die NO₂-Konzentration in der Außenluft unterschritten wurde. Die Autoren verwiesen darauf, daß die NO₂-Emission von Gasgeräten im Normalfall eine wesentlich stärkere Erhöhung der NO₂-Konzentration bewirkt. Zu ähnlichen Ergebnissen kamen auch J.R. Girman et al. nach Experimenten in einer Klimakammer.

In einer Reihe weiterer Vorträge wurde darauf hingewiesen, daß bei Tabakrauch weniger Stickstoffoxide als vielmehr Schwebstaub die wichtigste Rolle spielt. W.S. Cain et al. schlossen aus ihren Versuchen in einer 34 m³-Versuchskammer, daß der US-Außenluft-Grenzwert für Gesamtstaub (75 µg/m³ als Jahresmittelwert) bei regelmäßigm Rauchen in Innenräumen im allgemeinen überschritten wird. In einer weiteren Arbeit dieser Gruppe (B.P. Leaderer et al.) wurde erläutert, daß der von der American Society of Heating, Refrigerating and Air Conditioning Engineers (ASHRAE) angegebene Luftwechsel-Wert von 35 cfm (ca. 60 m³/h) in Raucherräumen zwar für annehmbare CO-Gehalte, nicht jedoch zur Schaffung vertretbarer Gesamtschwebstaubgehalte ausreicht. Nach Meinung der Autoren muß zu diesem Zweck die Lüftungsrate um den Faktor 4 heraufgesetzt oder durch Einbau von Filtern für eine Reduzierung des Staubgehaltes der Luft gesorgt werden.

M. Lebowitz et al. berichteten über eine umfassende Studie, in der die Auswirkung von Passivrauchen auf die Lungenfunktion von Kindern untersucht wurde. Die Autoren wiesen anfangs auf die Widersprüche hin, die sich aus den bisher vorliegenden Studien ergeben. Ihre eigenen Auswertungen basieren auf den Daten der Tucson Epidemiological Study. In dieser Studie wurden ca. 1650 Familien erfaßt, d.h. ungefähr 3800 Individuen. Es wurden soziale Aspekte berücksichtigt und Paare gebildet. Als Untersuchungsparameter wurden folgende Größen gemessen: FVC (Forcierte Vital-Kapazität), FEV-1 (Forciertes expiratorisches Volumen in einer Sekunde), der maximale Flow bei 50 % der Vitalkapazität und der maximale Flow bei 75 % der ausgeatmeten Vitalkapazität. Die Funktionswerte wurden auf Körpergewicht hin korrigiert. Die Paaranalysen zeigten keinen signifikanten Zusammenhang zwischen Passivrauchen und Lungenfunktion.

3.6 Radon

Nach A.V. Nero und W.W. Nazaroff wird die Radonexposition vorwiegend von den geologischen Quellen bestimmt, das heißt vom Boden, auf dem sich ein Gebäude befindet. Der Beitrag der Baustoffe (wie z.B. Schlackenbausteine, Gips aus Phosphatschlacke und Beton) ist, mit einigen wenigen Ausnahmen, geringer. Die höchsten Radonkonzentrationen befinden sich folglich in Keller- oder Souterrainräumen. Die Art der Durchlässigkeit beziehungsweise die Lüftungscharakteristik des Hauses ist entscheidend für den Transport und die Verteilung des Radons über die restlichen Wohnräume. Ausnahmen finden sich nur dort, wo stark radonabgebende Baumaterialien verwendet wurden und der Untergrund als Quelle eine untergeordnete Rolle spielt.

H.M. Sachs et al. verwiesen auf die große Streubreite der Radonexposition. So befindet sich der größte Teil der Bevölkerung in einem sehr niedrigen Expositionsreich. Einige wenige Personen sehen sich jedoch zum Teil sehr hohen Radonkonzentrationen ausgesetzt.

Für die Auslösung von Krebs sind die Alpha-strahlenden Radontöchter verantwortlich, da sie als Aerosole in der Lunge abgelagert werden und punktuell das Gewebe einer höheren Strahlungsdichte aussetzen. Erhöhte Lungenkrebsraten, die denen von Raucherkollektiven entsprechen, findet man bei Bergarbeitern, die im Abbau von Hematit, Flußspat und Zink tätig sind, also nicht nur in Uranbergwerken. Daß Rauchen einen zumindest additiven Effekt auf die Bildung von Lungenkarzinomen besitzt, ist umstritten. Ob es sich allerdings um eine Potenzierung handelt, ist bislang noch nicht geklärt. Die bisher vorliegenden tierexperimentellen Daten sind kaum auf den Menschen übertragbar, da sowohl der Typ der durch Radonexposition erzeugten Tumoren, als auch die im Atemtrakt befallene Region beim Tier anders geartet ist als beim Menschen. Im arbeitsmedizinischen Sektor liegen eine Reihe von Befunden vor, die eine dosisabhängige Wirkung im Sinne einer Karzinogenese belegen. Allerdings sind diese Expositionen um zwei bis drei Größenordnungen höher als bei "normalen" Innenraumbelastungen. Um den fehlenden Belastungsbereich zu überbrücken, laufen zur Zeit in Frankreich und in USA (s. unten) mehrere Studien über die karzinogene Wirkung von Radontöchtern an Versuchstieren. Gleichzeitig werden groß angelegte epidemiologische Studien vorbereitet, die auch in niedrigen Konzentrationsbereichen mögliche Zusammenhänge zwischen einer Radonexposition und Krebshäufigkeit aufzeigen sollen (s.u.).

S. Rasmussen et al. berichteten über eine großangelegte Studie, die den ganzen Staat Maine erfassen soll und zum Ziel hat, die Frage eines Zusammenhangs zwischen der Lungenkrebsmortalität und der Innenraum-Radon-Exposition zu klären. Auch der Faktor Rauchen, der als zusätzlicher und evtl. potenzi-

rend wirkender Faktor in Frage kommt, soll bei dieser Studie mit berücksichtigt werden.

Maine ist in 505 Verwaltungsbezirke aufgeteilt. Die in jedem dieser Bereiche anfallenden Todesstatistiken werden hinsichtlich der Fälle von Lungenkrebs ausgewertet. Gleichzeitig wird an Hand geologischer Karten die wahrscheinliche Radonkonzentration in jedem dieser Bezirke abgeschätzt (beispielsweise Granitformationen als Untergrund). Diese Informationen werden mit der Lungenkrebshäufigkeit korreliert. Zu einem späteren Zeitpunkt sollen die grob geschätzten Radon-Expositionen durch aufwendigere Verfahren überprüft werden (beispielsweise durch direkte Radonmessungen im Grundwasser und in den einzelnen Wohngebieten). Ferner sollen der "Urbanisierungsgrad" der einzelnen Bezirke und berufliche Risiken in der statistischen Auswertung mit berücksichtigt werden, da diese Faktoren auf die Lungenkrebsrate einen Einfluß haben können. Die Studie läuft z.Zt an.

Die Radon-Exposition umfaßt das gasförmige Radon-222 und die Radontöchter Polonium-218 und Polonium-214. Da die Radontöchter an Partikel gebunden sind und somit in der Lunge deponiert werden, sind sie für die gesamtradioaktive Exposition möglicherweise von größerer Bedeutung als das Radon selbst. R. Fleischer hatte bereits früher nachgewiesen (1980), daß in einigen Wohnungen die Radonkonzentration Größenordnungen erreicht, die den beruflichen Expositionen gleichkommen, bei denen bereits die Auslösung von Lungenkrebs nachgewiesen worden ist. Einer Extrapolation von beruflichen Verhältnissen auf den Wohnbereich bedarf es hier somit nicht, da die Situation - zumindest was stark belastete Wohnbereiche betrifft - direkt übertragbar ist. Bei der jetzigen Studie wurde der Versuch unternommen, eine mögliche Beziehung zwischen der Lungenkrebsrate und dem Vorkommen und der Verarbeitung von Phosphaten, die Radon und Radontöchter enthalten, bei der beruflich nicht exponierten Bevölkerung zu untersuchen. Es konnte auch eine deutliche positive Korrelation zwischen den beiden Bezugsgrößen nachgewiesen werden. Diese Beziehung besteht jedoch auch mit der Populationsdichte. Nach statistischer Berücksichtigung des letztgenannten Parameters zeigte sich jedoch immer noch ein signifikanter Zusammenhang zwischen der Lungenkrebsrate und Phosphatvorkommen und -verarbeitung.

Eine Überprüfung, ob Uranvorkommen und -verarbeitung zu ähnlichen Ergebnissen führt, ergab einen negativen Befund. Der Autor postuliert, daß der Grund hierfür darin liegt, daß Urangewinnung und -verarbeitung in größerem Maßstab erst relativ spät eingesetzt haben und bei der langen Latenzzeit ein Anstieg in der Krebsstatistik (für die Jahre 1950 - 1969) noch nicht nachweisbar ist.

3.7 Lüftung/Energieeinsparung

Über den Einfluß von in und am Gebäude vorgenommenen Maßnahmen zur Energieeinsparung auf die Innenluftqualität berichteten C. Hollowell et al. am Beispiel von fünf "Energiespar"-Neubauten und drei nachträglich zur Energieeinsparung modifizierten Häusern. Bei den Neubauten waren nur für Staub erhöhte Konzentrationen festzustellen, während die anderen gemessenen Verbindungen (außer Aldehyden wurden keine Organika gemessen) übliche Gehalte aufwiesen. Nach Durchführung von Maßnahmen zur Energieeinsparung an alten Häusern waren höhere Konzentrationen nur für CO_2 festzustellen.

Ein Anstieg der Luftfeuchte nach Dichtungsarbeiten wurde von J. Korsgaard in dänischen Häusern beobachtet und hatte vor allem einen Einfluß auf das Auftreten von Hausstaubmilben.

Die in den USA zur Wiedergewinnung der in Abluft von Kleinklimageräten enthaltenen Energie eingesetzten Wärmeaustauscher wurden von W.J. Fisk et al. auf ihre Leistungsfähigkeit untersucht. Von 5 Modellen erreichten nur 2 Wirkungsgrade über 80 %. Sie nahmen je 1 m^3/h umgewälzter Luft 4 W auf. A. Persily erreichte mit einem weiteren Gerät statt der vom Hersteller angegebenen 70%igen Ausbeute nur einen Gesamtwirkungsgrad von 50 %.

G. Huber und H.U. Wanner führten in einer 30 m^3 -Klimakammer Versuche zur Ermittlung der minimal nötigen Lüftungsrate durch. Bei Zuführung von mindestens 12 bis 15 m^3 Frischluft pro Person blieb die CO_2 -Konzentration unter 0,15 %, und es wurden keine belästigenden Gerüche beobachtet.

In einer Untersuchung an 60 "Energiespar"-Häusern, die von 2 Baufirmen hergestellt worden waren, stellten F.J. Offermann et al. fest, daß es möglich ist, mit Luftwechselraten von 0,2 bis 0,4 ohne Einbußen an der Qualität der Innenluft auszukommen. Die Zahlen gelten nur für tabakrauchfreie Räume.

Eine durch Messung des CO_2 -Gehaltes der Innenluft gesteuerte Lüftung betrachteten D. Södergren und P. Peterson. Die CO_2 -Konzentration wurde automatisch in einem Raum des Gebäudes gemessen. Über einen Computer wurde der Luftwechsel so geregelt, daß die Abluft 700 ppm CO_2 enthielt.

Eine ähnliche Vorgehensweise wählten J.E. Janssen et al. für die Lüftung eines Schulgebäudes. Sie steuerten die Frischluftzufuhr ebenfalls mit Hilfe des CO_2 -Gehaltes der Abluft (825 - 2500 ppm) und befragten die Gebäudeinsassen über ihr Wohlbefinden.

Dabei ergab sich, daß bei gleicher Raumtemperatur ein Umfeld mit CO₂-Gehalten um 1800 ppm als wärmer empfunden wurde als ein Umfeld mit geringerem CO₂-Gehalt. Die Autoren schließen daraus, daß eine gewisse Energieeinsparung dadurch möglich ist, daß die Raumtemperatur leicht gesenkt wird, wenn der CO₂-Gehalt im Raum ansteigt (US-Grenzwert: 2500 ppm CO₂).

3.8 Modellberechnungen

Die Variationsbreite der Innenluftbedingungen ist aus den verschiedenartigsten Gründen außerordentlich groß. Da es unmöglich ist, jede Wohnung gesondert zu überwachen, wird ähnlich wie bei der Situation in der Außenluft versucht, mit Hilfe von Modellberechnungen eine Aussage über die Innenluftqualität zu treffen. Die vorgestellten Rechenmodelle betrafen einerseits die unter bestimmten Bedingungen erforderlichen Lüftungssysteme und andererseits die bei Verwendung bestimmter Materialien in einem Raum zu erwartenden Schadstoff-Konzentrationen.

Den interessanten Fall der Berechnung der notwendigen Lüftungsrate bei intermittierender Schadstoffbelastung diskutierte F. Lorenz am Beispiel eines Parkhauses mit morgendlichem und abendlichem Stoßverkehr. Sein Rechenprogramm ist für einen programmierbaren Tischrechner geeignet.

Über die Berechnung der Innenluft-Konzentration organischer Schadstoffe bei Verwendung verschiedenartigster Baustoffe berichtete L. Mølhave (vgl. Abschnitt 2.3). H. Özkanak et al. führten Messungen der Kurz- und Langzeit-Konzentrationsprofile für NO, NO₂ und CO in einem Wohnhaus durch und verwendeten die Ergebnisse zur Erstellung ihres Rechenmodells.

Die Vorhersage von HCHO-Konzentrationen in mobile homes ist nach L.P. Hanrahan (vgl. Abschnitt 2.2) über das Alter der Häuser unter Berücksichtigung der Temperatur und der Luftfeuchte möglich.

Zwei Vorträge (T.L. Hernandez et al.; M.B. Rogozan) befaßten sich mit der modellmäßigen Vorhersage von Radon-Konzentrationen in Innenräumen.

A. Duan verglich drei Möglichkeiten zur Ermittlung der individuellen Schadstoffbelastung: (A) Die kontinuierliche Registrierung der Schadstoffkonzentration, der das Individuum über 24 h hinweg ausgesetzt ist, (B) die durch Integration über einen bestimmten Zeitraum hinweg ermittelte individuelle Belastung und (C) das Fugas-Modell, bei dem die mittlere Schadstoff-Konzentration an den wahrscheinlichen Aufenthaltsorten der Bevölkerung gemessen wird und dem Einzelnen aufgrund seines Tagesablaufs eine Schadstoff-Belastung zugeschrieben

wird. Duan selbst schlägt ein 2-Stufen-Modell vor, bei dem die Grundlagen für spätere Abschätzungen dadurch gewonnen werden, daß je ein Kollektiv nach den Methoden B und C eine Zeit lang verfolgt wird.

3.9 Weitere Vorträge

Aus der Fülle der weiteren Vorträge seien hier nur noch einige der besonders interessanten besprochen.

M.J. Atherton verglich die Belastung mit Kohlenmonoxid, die sich anhand der Analysendaten von fest installierten Meßgeräten ergibt, mit derjenigen, die beim Einsatz personengebundener Geräte erhalten wird. Es wurden zwei Gruppen von Verkehrspersonal in die Untersuchungen einbezogen, die jeweils im Außen- und im Innendienst eingesetzt waren. Neben den CO-Messungen in der Außen- und Innenluft wurden auch CO-Bestimmungen in der Atemluft vor und nach der achtständigen Arbeitszeit durchgeführt. Die Ergebnisse deuten darauf hin, daß fest eingerichtete Meßstellen die tatsächliche Exposition etwa um den Faktor 3 zu niedrig wiedergeben.

Zu qualitativ ähnlichen Befunden kamen auch R.A. Ziskind et al., die 9 zufällig ausgewählte Personen 45 Tage lang sowohl mit personengebundenen CO-Monitoren ausrüsteten als auch über ihre tägliche Beschäftigung Protokoll führen ließen. Bei einer zeitlich ausgedehnten Teilnahme am Verkehr ließ sich die Individual-Belastung nur schlecht durch die Meßwerte von festen Stationen beschreiben.

R.L. Riley führte ein Beispiel für die Verteilung infektiöser Keime über ein zentrales Lüftungssystem vor. Der Fall betraf eine Masernepidemie in einer Schule. Ein einziger Krankheitsfall führte nach einer Verzögerung von 10 Tagen, bedingt durch die Inkubationszeit, in 14 verschiedenen Klassenräumen zu insgesamt 28 Masernfällen, ohne daß die Kinder der verschiedenen Klassen miteinander in Kontakt getreten wären.

Zur Abhilfe schlägt der Autor den Einbau einer UV-Bestrahlungseinheit in den Luftkanälen vor. Dieses ist insofern besonders wirkungsvoll, da aus Gründen der Energieeinsparung zu einem hohen Prozentsatz eine Rückführung der Luft stattfindet, wodurch diese wiederholt mit UV-Strahlung behandelt wird. (Hier hat der Berichterstatter erhebliche Bedenken vorzubringen: Die intensive UV-Bestrahlung der in die einzelnen Räume geführten Luft kann, besonders wenn es sich um wiederholte Bestrahlung handelt, zu photochemischen Reaktionsprodukten führen, die möglicherweise ihrerseits zu starken Reizerscheinungen bei den Kindern führen können).

W.J. Rea et al. berichteten von sensationell anmutenden Heilerfolgen bei chronisch Kranken, die unter einem weiten Spektrum von Erkrankungen litten (Phlebitis, Atembeschwerden, Allergien etc.). Die Autoren führen diese Heilerfolge auf den temporären Aufenthalt der Patienten in unkontaminiertem Raum zurück. Nach einer Austestung sämtlicher für die Probanden in Frage kommenden Allergene wurden anschließend strikte Diäten verordnet und eine Reihe von Modifikationen der Lebensgewohnheiten durchgesetzt. Die Untersuchungen wurden in einer Forschungsanlage in Texas durchgeführt, über deren Aufbau in einem weiteren Vortrag berichtet wurde. In diesem Reinluft-Trakt sorgen kontaminationsfreie Oberflächen aus Keramik und Stahl und aufwendige Gas- und Aerosolfilter und schließlich eine streng "allergenfreie" Nahrung für die optimalen Bedingungen für den Patienten. Der Vortragende versicherte, daß die Patienten nach dem Verlassen der Klinik nach einer Desensibilisierung weitgehend beschwerdefrei waren und zum Teil sogar ihre Berufe wieder ausüben konnten. Er stellte die Kosten der konventionellen medizinischen Behandlung für das gleiche Kollektiv von Patienten (200.000,-- Dollar) der wesentlich geringeren, auf seine Empfehlung zurückzuführenden Therapie gegenüber, die nach seiner Einschätzung auf nur 200 Dollar zu beziffern ist.

(An Hand der vorgeführten Fälle und Krankengeschichten stellt sich die Frage, ob hier nicht starke psychogene Faktoren bei der Krankheit und dem Heilprozeß eine Rolle gespielt haben und die zweifelsfrei beeindruckenden Heilerfolge primär auch auf die Art der psychologischen "Betreuung" und nicht so sehr mit der Entfernung von "Allergenen" aus der Umwelt des Kranken zu erklären sind: der Autor führte z.B. die allergischen Anfälle einiger Patienten auf normales Trinkwasser und den Verzehr von Rindfleisch zurück).

M.S. Levine et al. beschrieben die Untersuchung innenraumbedingter Beeinträchtigung des Wohlbefindens in zwei benachbarten Bürogebäuden. Folgende Expositionssparameter wurden hierbei erfaßt: Schimmel, Gerüche, Zigarettenrauch, Formaldehyd, Gesamtkohlenwasserstoffe, Kohlenmonoxid und Stickoxide. In einem der zwei ausgewählten Gebäuden waren starke Belästigungen der dort Arbeitenden aufgetreten. Die Beschwerden waren z.B. Augenreizungen, Übelkeit, Husten, Kopfweh und weitere subjektive Beschwerden. Diese Symptome wurden mittels eines Fragebogens abgefragt.

Bei den untersuchten Expositionssparametern zeigten sich keine signifikanten Unterschiede mit Ausnahme eines gehäuften Auftretens von Schimmelpilzen in dem Gebäude, in dem die Belästigungen aufgetreten waren. Dies war u.a. auf die ungenügende Lüftung zurückzuführen, die zu einer zu großen Feuchte in dem Gesamtgebäude führte. Die Faktoren Schimmelpilze und mangelhafte Lüftungsverhältnisse scheinen möglicherweise in Verbindung mit weiteren, nicht erfaßten Parametern die Ursache für die aufgetretenen gesundheitlichen Beeinträchtigungen gewesen zu sein.

Ein weiterer Fall der Auswirkung des Innenraumklimas bzw. der Innenluftkontamination auf die Gesundheit der in einem Gebäude Arbeitenden wurde von E. Sterling und T. Sterling beschrieben. Die Quote der Krankheitshäufigkeit (Fehlzeiten) war nach einem Umzug deutlich in die Höhe geschnellt. Die Häufigkeit von Kopfschmerzen hatte erheblich zugenommen (über 20 %), und über 60 % der Beschäftigten beklagten sich über Augenreizung. Diese und weitere subjektive Beschwerden, ferner die Art der Arbeit und der Arbeitsabläufe wurden mittels eines Fragebogens erfaßt. Die Auswertung ergab, daß die Verwendung von gewissen Leuchtstofflampen, deren Emission einen relativ hohen UV-Anteil hatten, in Verbindung mit einer zu geringen Luftwechselrate als die Ursache der Beschwerden anzusehen war: Durch den UV-Anteil kam es zu photochemischen Reaktionen, die durch den geringen Luftwechsel (höhere Verweilzeit der bestrahlten Luft) noch verstärkt wurden. Der Austausch der in den Büroräumen verwendeten Leuchtstofflampen durch andere Lampen mit "weichem" Licht und eine Erhöhung der Luftwechselrate reduzierten schlagartig die Überhäufigkeit der bis dahin aufgetretenen Beschwerden auf das übliche Maß.

Anschrift der Verfasser:
Dir. u. Prof. Dr. Seifert
Prof. Dr. H.M. Wagner

Institut für Wasser-, Boden- und Lufthygiene
des Bundesgesundheitsamtes,
Corrensplatz 1, D - 1000 Berlin 33



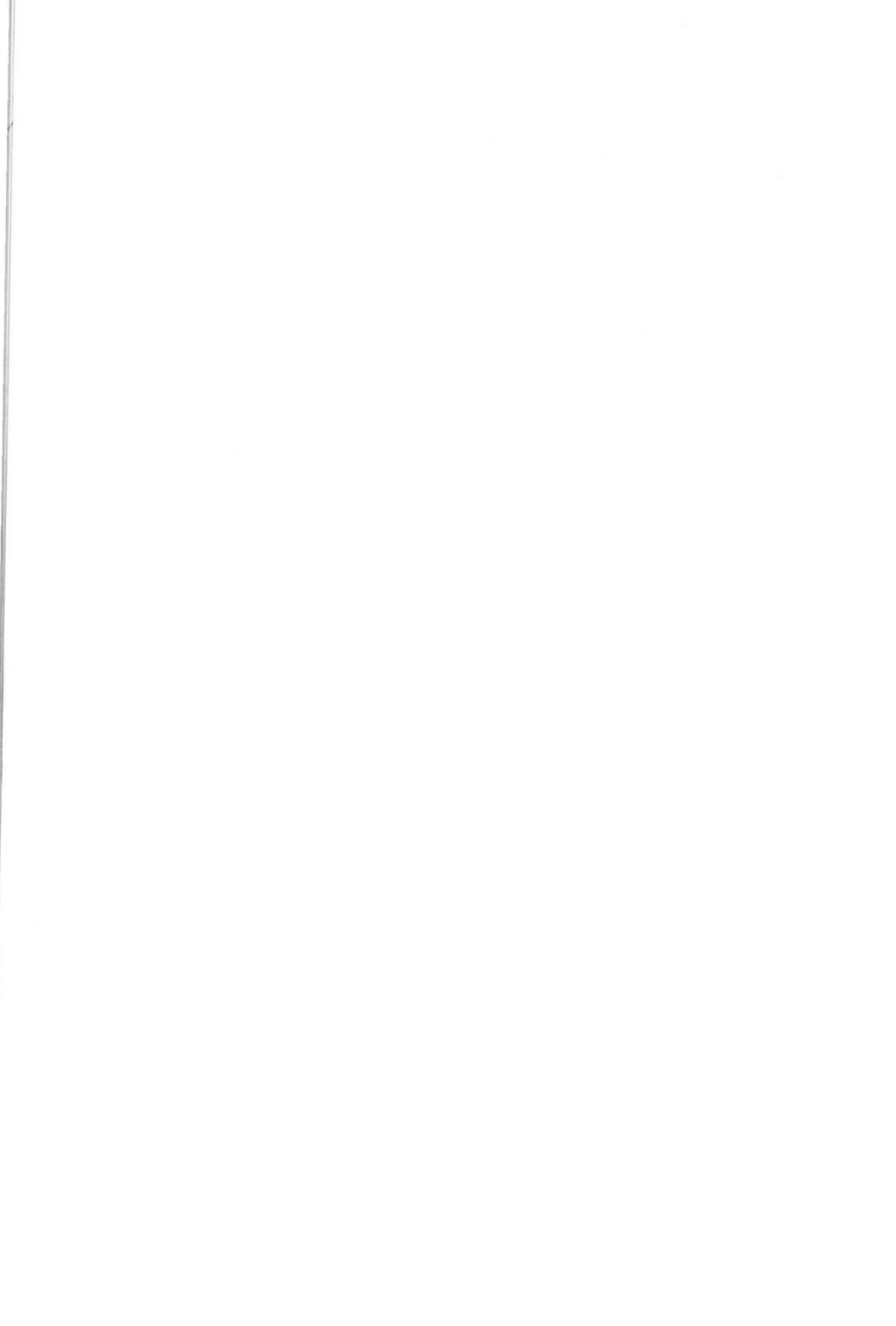
Luftqualität in Innenräumen

Hrbg. K. Aurand, B. Seifert und J. Wegner
Gustav Fischer Verlag, Stuttgart-New York 1982

Verzeichnis der Autoren

List of authors

	<u>Seite</u>
I. Andersen	145
K. Aurand	1,419
H. Bellinger	327
K. Biersteker	199
I. Boleij	199
B. Brunekreef	199
D. Clark	209
H.-J. Deppe	91
C. du Ve Florey	209
B. Goldstein	209
B. Hantschke	269
G. Hoffmann	349,385
H.H. John	209
T. Kivistö	167
Chr. Krause	309
M. Kunde	317
G. Kunkel	75
E. Lebret	199
M. Lehtimäki	167
L. Meckel	129
R. Melia	209
L. Mølhave	299
R. Morris	209
R. Muckelmann	75
R. Nagel	283
G. von Nieding	1
J. Peško	155
W. Pietrulla	137
K.-E. Prescher	191
H. Rüden	403
W. Rudolf	219
R. Rudolph	75
G. Sagner	359
G. Schlüter	31
H. Schmier	155
M. Schöndube	359
L. Seedorff	145
B. Seifert	41,283,421
A. Skov	145
J. Smit	199
F. Staib	369
W.A.M. den Tonkelaar	219
G. Ulbrich	179
D. Ullrich	283
H.M. Wagner	421
H.U. Wanner	11
A. Weber	17
J. Wegner	31,331
A. Wicke	155
B. Zimmerli	235



Buchveröffentlichungen aus dem
Institut für Wasser-, Boden- und Lufthygiene
des Bundesgesundheitsamtes

Aurand, K. (Hrsg.)	
Kernenergie und Umwelt, 1976	38,- DM
Aurand, K., Hässelbarth, U., Müller, Gertrud, Schumacher, W., Steuer, W. (Hrsg.)	
Die Trinkwasserverordnung	
Einführung und Erläuterungen für Wasserversorgungs- unternehmen und Überwachungsbehörden, 1976	38,- DM
Döhring, Edith und Igisch, I. (Hrsg.)	
Probleme der Insekten- und Zeckenbekämpfung	
ökologische, medizinische und rechtliche Aspekte, 1978	38,- DM
Ising, H. (Hrsg.)	
Lärm – Wirkung und Bekämpfung , 1978	28,- DM
Aurand, K., Hässelbarth, U., Lahmann, E., Müller, Gertrud, Niemitz, W. (Hrsg.)	
Organische Verunreinigungen in der Umwelt –	
Erkennen, Bewerten, Vermindern , 1978	86,- DM
Aurand, K. und Spaander, J. (Hrsg.)	
Reinhaltung des Wassers: 10 Jahre deutsch- niederländische Zusammenarbeit , 1979	34,- DM

Aurand, K., Hässelbarth, U. und Müller, Gertrud (Hrsg.)

Wolter, R. und Biermann, H. (Bearbeiter)

Atlas zur Trinkwasserqualität der Bundesrepublik

Deutschland (BIBIDAT), 1980

98,- - DM

Aurand, K. (Hrsg.)

Bewertung chemischer Stoffe im Wasserkreislauf, 1981

76,- - DM

Aurand, K., Gans, I. und Rühle, H. (Hrsg.)

Radioökologie und Strahlenschutz, 1982

96,- DM

Erich Schmidt Verlag, Berlin

Berichte aus dem
Institut für Wasser-, Boden- und Lufthygiene
des Bundesgesundheitsamtes

WaBoLu-Berichte 1/1981	Sonneborn, M. (Hrsg.) Erfassung und Bewertung mutagener Stoffe in Wässern. Fachtagung des Instituts für Wasser-, Boden- und Luftthygiene des Bundesgesundheitsamtes, Berlin, 12. Juni 1980, 46 S.
WaBoLu-Berichte 2/1981	Lahmann, E., Konieczny, L., Palm, H., Prescher, K.-E., und Schöndube, M. Ergebnisse von automatisch-stationären und manuellen Stickoxyd-Bestimmungen in Berlin. 30 S. und 90 Anl.
WaBoLu-Berichte 3/1981	Aurand, K. und Fischer, M. Gefährdung von Grund- und Trinkwasser durch leicht- flüchtige Chlorkohlenwasserstoffe. Seminar des Fortbildungszentrums Gesundheits- und Umweltschutz Berlin e.V., Berlin, 4.-5. Dezember 1980, 99 S.
WaBoLu-Berichte 4/1981	Milde, G. Grundwasserhygienische Arbeiten als Voraussetzung von einwandfreien Trinkwasserversorgungen. 24 S.
WaBoLu-Berichte 5/1981	Fischer, M., Müller, Gertrud und Roßkamp, Elke Study of cariogenic substances in water. 50 S.
WaBoLu-Berichte 6/1981	Wegner, J. (Hrsg.) Krankenhaushygiene. Seminar des Fortbildungszentrums Gesundheits- und Umweltschutz Berlin e.V. Berlin, 25.-26. Oktober 1978, 90 S.
WaBoLu-Berichte 7/1981	Arndt, J., Gans, I. und Rühle, H. Bestimmung des Radionuklidgehaltes im Abwasser aus Kernkraftwerken. Ringversuch 1979. 106 S.

Dietrich Reimer Verlag, Berlin

Berichte aus dem
Institut für Wasser-, Boden- und Lufthygiene
des Bundesgesundheitsamtes

WaBoLu-Berichte **Aurand, K. und Filip, Z. (Hrsg.)**
1/1982 **Hygienische Untersuchungen in Schwimmbadanstalten,**
 62 S.

WaBoLu-Berichte **Fett, W.**
2/1982 **Meteorologische Studien zur Lufthygiene.**
 1. Staubniederschläge in der Umgebung einer kontinuierlichen Einzelquelle: Berechnung, Verteilung und Beziehung zur Staubkonzentration. S. 7-20

 2. Betrachtungen zur klimatologischen Trendanalyse der Schwefeldioxidimission in deutschen Städten. S. 21-39

WaBoLu-Berichte
3/1982 Arndt, J. und Gans, I.
Untersuchungen zur Emission von Phosphor 32, Eisen 55
und Nickel 63 mit Abwässern aus Kernkraftwerken in der
Bundesrepublik Deutschland.
95 S.

Schriftenreihe des Vereins für
Wasser-, Boden- und Lufthygiene E.V. in Berlin-Dahlem

Nr. 1 *	Stooff; Chemische und physikalisch-chemische Fragen der Wasserversorgung	
Nr. 2	Meinck; Englisch-deutsche und deutsch-englische Fachausdrücke aus dem Gebiete der Wasserversorgung und Abwasserbeseitigung	DM 7,—
Nr. 3	Kisker; Die Überwachung der Grundstückskläranlagen	DM —,50
Nr. 4	Kolkwitz; Ökologie der Saproben	DM 5,—
Nr. 5 *	Beger; Leitfaden der Trink- und Brauchwasserbiologie	
Nr. 6 *	Meinck, Stooff, Weldorf, Kohlschütter; Industrie-Abwässer	
Nr. 7 *	Lüdemann; Die Giftwirkung des Mangans auf Fische, Krebse und Fischnährtiere	
Nr. 8	Büsscher; Untersuchungen über den Aufwuchs in Wasserbecken und seine Bekämpfung mit Kupfersulfat	DM 2,60
Nr. 9	Meinck/Thomaschk; Untersuchungen über den aneroben Abbau von Viskoseschlamm	DM 4,40
Nr. 10	Beyreis/Heller/Bursche; Beiträge zur Außenlufthygiene	DM 9,60
Nr. 11	Steinkohlenflugasche	DM 15,—
Nr. 12 *	Bethge, Löbner, Nehls, Kettner, Lahmann; Außenlufthygiene, 1. Folge	
Nr. 13 *	Bethge, Bü scher, Zinkernagel, Löbner; Außenlufthygiene, 2. Folge	
Nr. 14a*	Kruse; Einheitliche Anforderungen an die Trinkwasserbeschaffenheit und Untersuchungsverfahren in Europa	
Nr. 14b	Einheitliche Anforderungen an die Beschaffenheit, Untersuchung und Beurteilung von Trinkwasser in Europa	DM 8,60

Nr. 15	Löbner; Ergebnisse von Staubniederschlagsmessungen an verschiedenen Orten Deutschlands	DM 2,--
Nr. 16	Naumann/Heller; Probleme der Verunreinigung von Grund- und Oberflächenwasser durch Mineralöle und Detergentien. Luftverunreinigung und Abhilfemaß- nahmen	DM 2,50
Nr. 17	Aurand/Delius/Schmier; Bestimmung der mit Nieder- schlag und Staub dem Boden zugeführten Radio- aktivität (Topfsammelverfahren)	DM 4,--
Nr. 18 *	Naumann; 60 Jahre Institut für Wasser-, Boden- und Lufthygiene	
Nr. 19	Abhandlungen aus dem Arbeitsgebiet des Instituts für Wasser-, Boden- und Lufthygiene	DM 17,60
Nr. 20	Sattelmacher; Methämoglobinämie durch Nitrate im Trinkwasser	DM 4,80
Nr. 21	Vorträge auf der Jahrestagung des Vereins für Wasser- Boden- und Lufthygiene 1963 in Berlin	DM 4,80
Nr. 22	Langer/Kettner; Vorträge auf der Jahrestagung des Vereins für Wasser-, Boden- und Lufthygiene 1964 in Köln	DM 5,10
Nr. 23	Lahmann; Luftverunreinigungen in den Vereinigten Staaten von Amerika	DM 5,50
Nr. 24 *	Mauch; Bestimmungsliteratur für Wasserorganismen in Mitteleuropäischen Gebieten	
Nr. 25	Lahmann/Morgenstern/Grupinski; Schwefeldioxid-Immissionen im Raum Mannheim/ Ludwigshafen	DM 6,80
Nr. 26	Kempf/Lüdemann/Pflaum; Verschmutzung der Gewässer durch motorischen Betrieb, insbesondere durch Außen- bordmotoren	DM 8,50
Nr. 27	Neuzeitliche Wasser-, Boden- und Lufthygiene	DM 10,80
Nr. 28	Lahmann; Untersuchungen über Luftverunreinigungen durch den Kraftverkehr	DM 13,40

Nr. 29	Heller/Kettner; Forschungsarbeiten über Blei in der Luft und in Staubniederschlägen	DM 11,60
Nr. 30	Meteorologie und Lufthygiene	DM 19,80
Nr. 31 *	Die Desinfektion von Trinkwasser	
Nr. 32	Rattenbiologie und Rattenbekämpfung	DM 29,40
Nr. 33	Beiträge aus dem Gebiet der Umwelthygiene	DM 30,80
Nr. 34	Gewässer und Pestizide 1. Fachgespräch	DM 15,20
Nr. 35	Kettner; Geruchsbelästigende Stoffe	DM 15,--
Nr. 36	Durchlässigkeit von Lockersedimenten – Methodik und Kritik	DM 9,20
Nr. 37	Gewässer und Pflanzenschutzmittel 2. Fachgespräch	DM 27,40
Nr. 38	Umweltschutz und öffentlicher Gesundheitsdienst	DM 34,60
Nr. 39	Schadstoff-Normierung der Außenluft in der Sowjetunion – MIK-Werte und Schutzzonen 1972	DM 4,60
Nr. 40	Hygienisch-toxikologische Bewertung von Trinkwasserinhaltsstoffen	DM 21,50
Nr. 41	Lufthygiene 1974	DM 26,--
Nr. 42	Immissionssituation durch den Kraftverkehr in der Bundesrepublik Deutschland	DM 70,--
Nr. 43	Schwimmbadhygiene	DM 35,--
Nr. 44	Zur Diskussion über das Abwasserabgabengesetz	DM 18,--
Nr. 45	Siedlungshygiene und Stadtplanung	DM 31,--
Nr. 46	Gewässer und Pflanzenschutzmittel 3. Fachgespräch	DM 32,--
Nr. 47	Dulson; Organisch-chemische Fremdstoffe in atmosphärischer Luft	DM 28,--

Nr. 48	Chemisch-ökologische Untersuchungen über die Eutrophierung Berliner Gewässer unter besonderer Berücksichtigung der Phosphate und Borate	DM 35,50
Nr. 49	Lahmann/Prescher; Luftverunreinigungen in der Umgebung von Flughäfen	DM 33,50
Nr. 50	Oetting; Hydrogeochemische Laboruntersuchungen an Bergmaterialien und einer Hochofenschlacke	DM 43,20
Nr. 51	Gewässer und Pflanzenbehandlungsmittel IV 4. Fachgespräch	DM 33,50
Nr. 52	Aktuelle Fragen der Umwelthygiene Arbeiten des Instituts für Wasser-, Boden- und Lufthygiene des Bundesgesundheitsamtes	DM 62,—
Nr. 53	Aurand/Seifert/Wegner: Luftqualität in Innenräumen	DM 69.50
Nr. 54	Limnologische Beurteilungsgrundlagen der Wassergüte und aktuelle Fragen der Wasserwirtschaft und des Umweltschutzes Kolkwitz-Symposium 1981	DM 12.50

Gustav Fischer Verlag - Stuttgart

Mit * gekennzeichnete Nummern sind vergriffen

Mitglieder des Vereins für Wasser-, Boden- und Lufthygiene E.V. bezahlen nur 30 % der vorgenannten Preise mit Ausnahme der Schriftenreihe Nr. 42 – Vorzugspreis für Mitglieder – **DM 45,—**.

Der gemeinnützige Verein fördert insbesondere die wissenschaftlichen Arbeiten des Instituts für Wasser-, Boden- und Lufthygiene des Bundesgesundheitsamtes.

Wer an Informationen über den Verein für Wasser-, Boden- und Lufthygiene E.V. interessiert ist oder Mitglied dieses Vereins werden möchte, wende sich bitte an den Geschäftsführer, Herrn Dipl.-Ing. H. Schönberg, Tel: 030 – 866 23 42 (Postanschrift: Verein für Wasser-, Boden- und Lufthygiene E.V.

Postfach, D-1000 Berlin 33)



02LU200133

ISBN 3-437-30376-7