

In dieser Ausgabe finden Sie:

Seite

Troposphärische Ozonkonzentrationen im
Stadt-Land-Vergleich aus gesundheitsbezogener Sicht

21

Untersuchungen zum Eintrag und Abbauverhalten von
Ozon in Innenräumen

25

Anhörung des Bundesinstituts für gesundheitlichen
Verbraucherschutz und Veterinärmedizin sowie des
Umweltbundesamts zu Kohlenwasserstoff-Lösemitteln (KWL)
am 17. - 18. April 1996 in Berlin

30

Rezension

33

Veranstaltungshinweis

34

Impressum

Die in namentlich gekennzeichneten Beiträgen geäußerten Ansichten und Meinungen
müssen nicht mit denen des Herausgebers übereinstimmen!

Herausgeber: Umweltbundesamt - Institut für Wasser-, Boden- und Lufthygiene
Redaktion: Fachgebiet V 1.1
Corrensplatz 1
14195 Berlin

Tel: **030 - 8903 1649**
von 8.00 bis 12.00 Uhr

Fax: 030 - 8903 1830

Troposphärische Ozonkonzentrationen im Stadt-Land-Vergleich aus gesundheitsbezogener Sicht

Einleitung

Ausgeprägte Schönwetterperioden führen im Sommer auch in Deutschland zu sogenannten Sommersmogsituationen mit erhöhten Konzentrationen des troposphärischen Ozons, als dessen Leitkomponente. Dies ist kein neues Phänomen, denn bereits innerhalb der 70er Jahre registrierten in Deutschland durchgeführte Luftqualitätsmeßprogramme erhöhte troposphärische Ozonkonzentrationen in städtischen Ballungsräumen, wie z.B. Köln, Frankfurt und Mannheim. Dabei wurden Spitzenkonzentrationen von mehreren hundert Mikrogramm pro Kubikmeter registriert, so z.B. im Juni 1976 für Mannheim ein maximaler Halbstundenwert von $664 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Allerdings liegt dieser Wert noch deutlich unter den in Los Angeles gemessenen maximalen Konzentrationen (z.B. in den 70er Jahren mit maximalen Einstundenwerten von $> 1000 \mu\text{g}/\text{m}^3$).

Das in den letzten Jahren gestiegene Interesse an den Auswirkungen erhöhter troposphärischer Ozonkonzentrationen auf Umwelt und Gesundheit beeinflusste auch die Aufmerksamkeit der allgemeinen und der Fachöffentlichkeit. Zwischenzeitlich wurde eine Reihe von Projekten zu diesem Problembereich initiiert und durchgeführt. Hinsichtlich der Interpretation von Ozonkonzentrationen für die gesundheitliche Bewertung hat sich derweil das Problem einer undifferenzierten Anwendung unterschiedlich aggregierter Konzentrationsmittelwerte entwickelt. Daraus folgend wird allzu häufig pauschal davon ausgegangen, daß Ozonwerte in ländlichen Regionen grundsätzlich höher seien als in Innenstädten [u.a. 1]. Häufig wird dies noch zusätzlich gestützt durch die z.T. ausschließliche Betrachtung von Extrembeispielen, wie z.B. der Auswertung von Meßdaten Kfz-bezogener Stationen. An solchen Schwerpunkten innerstädtischer Verkehrsbelastung werden zwangsläufig hohe Konzentrationen an Stickstoffmonoxid gemessen, das sich reduzierend auf die Ozonkonzentrationen auswirkt; die ausschließliche Berücksichtigung solcher Stationen kann im betrachteten Kontext zu falschen Schlüssen führen. Zwar ist auf den ersten Blick die Aussage nicht als falsch abzuweisen, da Tages-, Monats- und Jahresmittelwerte für Ozon im städtischen Umland über denen der Stadt liegen. Bei der gesundheitsbezogenen Betrachtung von erhöhten Ozonkonzentrationen darf man sich jedoch nicht auf die Mittelungszeiträume der Tages-, Monats- und Jahresmittelwerte beschränken, da hierfür die Berücksichtigung von kurzzeitigen Spitzenkonzentrationen (1/2h-, 1h-Mittelwert (1h-MW) und im weiteren Sinne auch der 8h-MW) unerlässlich ist. Dies wird auch durch die derzeit zur Bewertung herangezogenen Kurzzeitwerte für Ozon deutlich, wie u.a. die der WHO [2], die derzeit überarbeitet werden, des VDI [3], und der EU [4]. In Deutschland durchgeführte umweltepidemiologische Studien wiesen bereits ab Ende der 80er resp. Anfang der 90er Jahre darauf hin, daß

gesundheitsrelevante Ozonspitzenkonzentrationen durchaus auch innerhalb von Städten auftreten können [u.a. 5, 6]. Ergänzend soll angemerkt werden, daß über die Gesundheitsrelevanz durch anhaltende, erhöhte mittlere Ozonkonzentrationen, z.B. in Form eventueller chronischer Schädigungen der Atemwege, derzeit widersprüchliche Aussagen existieren, die eine Abschlußbewertung nicht zulassen.

Der Stadt-Land-Vergleich

Die durchgeführte Auswertung dient der differenzierten Interpretation von Ozonkonzentrationen in Innenstädten und ländlichen Regionen Deutschlands aus gesundheitsbezogener Sicht. Hierzu wurden maximale 1/2h-MW (max. 1/2h-Wert) und 98%-Werte (98%-Wert) eines Monats den Monatsmittelwerten (MoMW) gegenübergestellt. Für die Gesamtauswertung wurden Ozondaten der Ländermeßnetze Baden-Württemberg, Bayern, Berlin, Hamburg, Hessen, Nordrhein-Westfalen und Sachsen für die Monate Mai bis August der Jahre 1990 bis 1995 verwendet. Je zwei Meßstationen pro Bundesland wurden ausgewählt. Das benötigte Datenmaterial ist aus den veröffentlichten Länder-Monatsberichten zur Luftqualität zusammengestellt worden.

Das hier präsentierte Beispiel vergleicht exemplarisch für Bayern die innerstädtische Meßstation Nürnberg-Willy-Brandt-Platz ('City' genannt) mit der ländlichen Meßstation Tiefenbach ('Land' genannt). Hierzu zeigt die Abbildung sehr deutlich, daß Ozonspitzenkonzentrationen (max. 1/2h-Wert und 98%-Wert) in der Innenstadt gleich hoch oder höher liegen können als in der ländlichen Region. Dies entwickelt sich über die Sommer 1991/92 und wird für die Sommer 1993 bis 1995 besonders deutlich. Weitere Beispiele dieser Vergleichsbetrachtung zeigen für Baden-Württemberg (Mannheim-Mitte 'City' versus Schwarzwald-Süd 'Land'), Berlin (Wedding 'City' versus Marienfelde 'Land'), Hamburg (Sternschanze 'City' versus Tatenberg 'Land'), Hessen (Wiesbaden-Mitte 'City' versus Witzenhausen 'Land'), Nordrhein-Westfalen (Düsseldorf-Lörick 'City' versus Eggegebirge 'Land') und Sachsen (Dresden-Postplatz 'City' versus Pirna 'Land') mehr oder weniger ähnliche Ergebnisse.

Besonders interessant ist die Analyse der 98%-Werte, die zeigt, daß zu Beginn der 90er Jahre die innerstädtischen Konzentrationen noch unter denen der ländlichen Region liegen. Ab 1993 deutet sich eine Umkehrentwicklung an, ab der die 98%-Werte der Innenstädte (mit Ausnahme Berlins) auf einem Niveau bzw. über denen des ländlichen Raumes liegen. Bezüglich der Monatsmittelwerte wird, wie nicht anders zu erwarten, bestätigt, daß über alle Auswertungen hinweg die Ozonkonzentrationen ländlicher Regionen über denen der Innenstädte liegen.

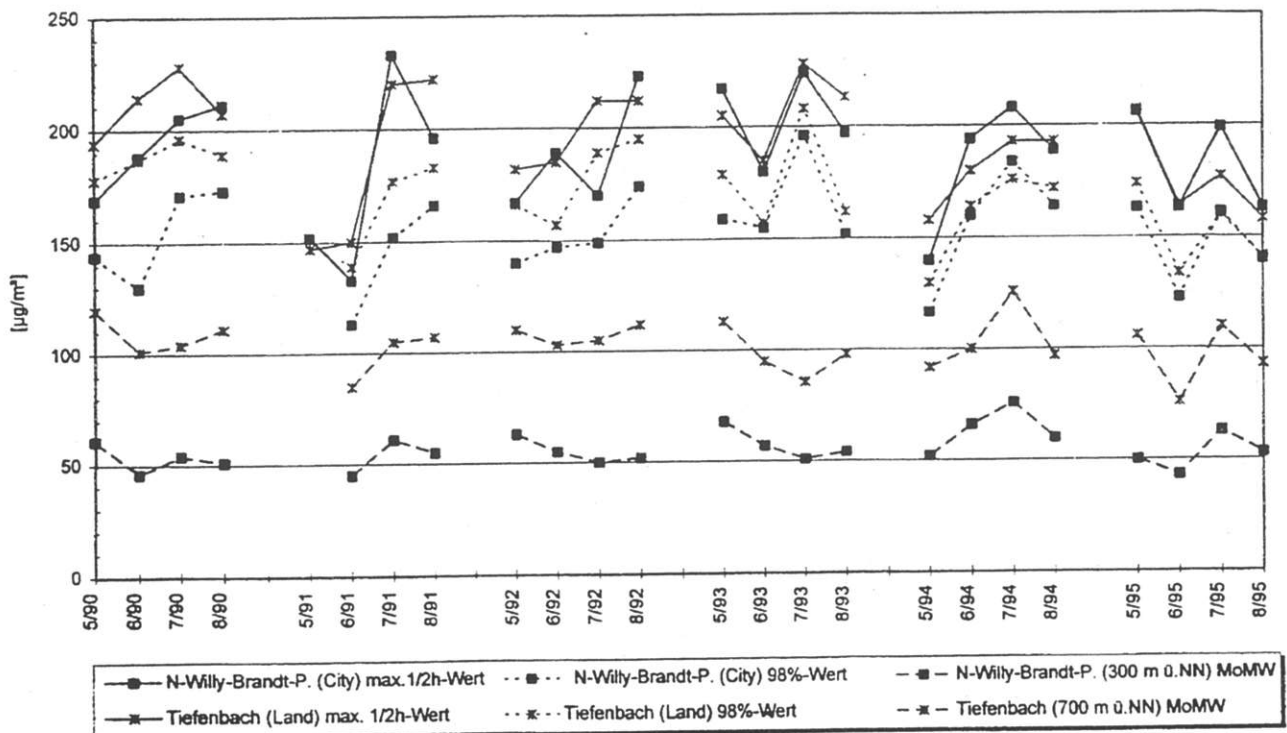


Abbildung: Ozonkonzentrationen (max. 1/2 Stunden-, 98%- u. Monatsmittelwerte in $\mu\text{g}/\text{m}^3$). Innenstadt (Nürnberg-Willy-Brandt-Platz) versus ländlicher Raum (Tiefenbach) für die Monate Mai bis August 1990 bis 1995

Schlußbetrachtung

Die Auswertung bestätigt, daß in Deutschland gesundheitsrelevante Ozonkonzentrationen gemessen werden, die in Innenstädten gleich hoch oder höher als in ländlichen Regionen sein können (z.B. max. 1/2 Stundenmittelwerte). Besonders zu erwähnen ist die Tatsache, daß die hier dargestellten Ergebnisse der 98%-Werte ab Mitte der 90er Jahre auf eine Tendenz sich annähernder Ozonkonzentrationsniveaus zwischen Innenstädten und ländlichen Regionen hinweisen. Ob diese Tendenz ausschließlich auf den Einfluß der ausgeprägten Schönwetterperioden der Sommer 1993 bis 1995 zurückzuführen ist oder durch andere Effekte beeinflusst wird, wie z.B. der Entwicklung der Stickstoffoxidkonzentrationen in Abhängigkeit des Bestandes schadstoffreduzierter Kraftfahrzeuge, müssen weitere Auswertungen zeigen.

Abschließend sei auf die Bedeutung der richtigen Auswahl von innerstädtischen Meßstationen, die für die Charakterisierung expositions- und gesundheitsrelevanter Ozonbelastungen geeignet sind, hingewiesen. Je nach Problem- bzw. Fragestellung muß größtmögliche Sorgfalt einerseits der Auswertung des für die in diesem Kontext behandelten Aspekte geeigneten Datenmaterials angewendet werden. Andererseits gilt dies ebenso für die Auswahl geeigneter Standorte neu einzurichtender Meßstationen. Derzeit werden Kriterien zur Auswahl expositionsrelevanter Luftqualitätsmeßstellen innerhalb des WHO-Projektes 'Health and Environment Geographic Information System (HEGIS)', das Bestandteil des Aktionsplanes für Umwelt und

Gesundheit in Europa 'EHAPE' ist, erarbeitet [7]. Abschließend sei erwähnt, daß die zu berücksichtigenden Meßstationen nicht zwangsläufig die höchsten Ozonkonzentrationen messen, die z.B. innerhalb einer Stadt auftreten können, und von daher die maximal mögliche Exposition der Bevölkerung an der Außenluft eher unterschätzen.

Eine vertiefte Gesamtauswertung erscheint in der Juni-Ausgabe der Zeitschrift "Umweltwissenschaften und Schadstoff-Forschung - Zeitschrift für Umweltchemie und Ökotoxikologie" der Ecomed Verlagsgesellschaft [8].

Literatur

- [1] Swedish Environmental Protection Agency/SEPA (Hrsg.), 1995: EU COST CITAIR Newsletter 2/95.
- [2] World Health Organization, 1987: Air Quality Guidelines for Europe. WHO Regional Publications, European Series No. 23. Regional Office for Europe, Copenhagen.
- [3] VDI 2310 Blatt 15, 1987: Maximale Immissions-Konzentrationen für Ozon (und photochemische Oxidantien). Berlin Beuth Verlag.
- [4] Richtlinie 92/72/EWG des Rates vom 21.9.1992 über die Luftverschmutzung durch Ozon. Amtsblatt der Europäischen Gemeinschaften vom 13.10.1992, Nr. L 297/1.
- [5] Mücke, H.-G., 1991: Gesundheitliche Auswirkungen von Ozon-Photosmog-Situationen. Eine humanökologisch-umweltepidemiologische Felduntersuchung 1989 in Düsseldorf. Inaugural-Dissertation, Universität-Gesamthochschule Essen.
- [6] Höppe, P., Lindner, J., Rabe, G., Praml, G., 1995: Der Einfluß erhöhter Ozonkonzentrationen auf die Lungenfunktion ausgewählter Bevölkerungsgruppen (Abschlußbericht). Umwelt und Entwicklung in Bayern. Materialien 111. Bayerisches Staatsministerium für Landesentwicklung und Umweltfragen, München.
- [7] World Health Organization, 1997: Health-Related Air Quality Indicators and Their Application in Health Impact Assessment in HEGIS. Report on a WHO Consultation. Sosnowiec/PL, 21-23 November 1995. EUR/ICP/EHAZ 94 06/MT03. Regional Office for Europe, Copenhagen/DK.
- [8] Mücke, H.-G., 1997: Interpretation bodennaher Ozonkonzentrationen für die gesundheitliche Bewertung. UWSF - Z. Umweltchem. Ökotox. 9 (3), 153 - 161.

Dr. H.-G. Mücke, Umweltbundesamt, Institut für Wasser-, Boden- und Lufthygiene, WHO-Colloaborating Centre for Air Quality Management and Air Pollution Control

Untersuchungen zum Eintrag und Abbauverhalten von Ozon in Innenräumen

1. Einleitung

Der nächste Sommer steht vor der Tür und damit erneut das Problem der inzwischen auch in unseren Breiten regelmäßig auftretenden erhöhten Ozonkonzentrationen in der Außenluft.

Bund und Länder haben sich nach langem Hin und Her 1995 zu einheitlichen Maßnahmen und Vorgehensweisen bei Sommersmogperioden entschlossen, was unter anderem im Ozongesetz der Bundesregierung von 1995 zum Ausdruck kommt [Gesetz zur Änderung des Bundes-Immissionsschutzgesetzes 1995; BMU 1995].

Unklar bleibt jedoch nach wie vor die Frage, was im Falle erhöhter Ozonkonzentrationen, die beim verstärkten Lüften (wie im Sommer allgemein üblich) auch in Innenräume eingetragen werden, zu tun ist, ob die eingetragenen erhöhten Ozonkonzentrationen dort überhaupt mögliche gesundheitlich negative Auswirkungen haben können, da allgemein in der Literatur ein rascher Abbau des Ozons im Innenraum angenommen wird.

Das Umweltbundesamt hat dieses zum Anlaß genommen, den Eintrag und das Abbauverhalten von erhöhten Ozonkonzentrationen im Sommer im Labor- und Feldversuch zu messen und zu untersuchen, ob dabei möglicherweise weitere gesundheitsbedenkliche Folgeprodukte entstehen. Hierfür wurde die Formaldehydkonzentration in der Raumluft vor und nach Ozoneintrag bestimmt, da aus neueren amerikanischen Studien bekannt ist, daß Olefinverbindungen aus Ausstattungsmaterialien in Reaktion mit Ozon zur Formaldehydbildung führen können [Reiss et al. 1995].

2. Untersuchungsprogramm

2.1 Methodik

In Prüfkammerversuchen wurde zunächst das Abbauverhalten von Ozon, welches in zwei verschiedenen Konzentrationen (110 und 140 $\mu\text{g}/\text{m}^3$) über jeweils 48 h eingeleitet wurde, untersucht. Als Ausstattungs- bzw. Baumaterialien wurde der Einfluß von Vinylschaum- und Rauhfaser tapete, Sperrholz, Latexwandfarbe, Teppichboden (Kurzvelour) und Reibputz untersucht. Die Versuche wurden im Frühjahr und Herbst 1995 durchgeführt.

In den Sommermonaten 1995 und 1996 wurden ergänzend der Eintrag und das Abbauverhalten von Ozon und Stickstoffoxiden aus der Außenluft in einem Versuchsfertighaus am Stadtrand von Berlin (Berlin-Marienfelde) untersucht. Die NO - und NO_2 -Messungen dienten zur Überprüfung, ob auch im Innenraum die photochemischen Kettenreaktionen von Stickstoffoxiden und Ozon weiterhin ablaufen oder nicht.

2.2 Ergebnisse

In **Abbildung 1** sind die gemessenen Ozonkonzentrationen in der Prüfkammer ohne und nach Einbringen der verschiedenen Ausstattungs- und Baumaterialien dargestellt. Es wird deutlich, daß bei allen Materialien eine verstärkte Abnahme der Ozonkonzentrationen auftritt, die sowohl durch Ad- bzw. Absorptionseffekte als auch durch chemische Reaktion mit den Materialien bedingt sein kann.

Abbildung 2 zeigt die gemessenen Formaldehyd- (HCHO)-Konzentrationen in der Prüfkammer. Im Vergleich zur Formaldehydgrundbelastung („ohne Material“) wurde in vielen Fällen eine erhöhte Formaldehydbildung beobachtet, die bei einem ersten Versuch beim Reibputz am höchsten ausfiel. Bei Einbringen einer weiteren Reibputzcharge konnten diese Resultate aber nicht bestätigt werden, ebensowenig beim Einbringen beider Reibputzchargen zusammen ($= 2 \text{ m}^2$ eingebrachte Fläche).

Abbildung 3 zeigt den Eintrag und das Abklingverhalten von Ozon im Versuchsfertighaus an mehreren Tagen im Sommer 1996. Bereits nach ca. 30 Minuten intensiven Lüftens (beide Fenster im Raum weit geöffnet, Raumvolumen $= 70 \text{ m}^3$) wurden im Innenraum nahezu Konzentrationswerte wie in der Außenluft erreicht. Nach Schließen der Fenster klangen die Ozonkonzentrationen ab, und zwar wie Vergleichsmessungen des natürlichen Luftwechsels bei geschlossenen Fenstern mit Lachgas gezeigt haben, schneller als durch den natürlichen (freien) Luftwechsel (hier 0,6-0,8/h) allein zu erklären war (in diesem Fall dürfte der natürliche Luftaustausch mit der Außenluft ohnehin eher zu einem weiteren Ozoneintrag von außen nach innen als zu einer Verdünnung der Konzentrationen und zu einem Austrag von innen nach außen führen, da das Ozonkonzentrationsgefälle im Sommer bei Tage von außen nach innen verläuft). Etwa eine Stunde nach Schließen der Fenster wurden wieder die Ozonausgangskonzentrationen vor dem Lüften erreicht.

In einem weiteren kleineren Versuchsraum (50 m^3 Rauminhalt) wurden bereits etwa nach 30 Minuten wieder die Ozonausgangswerte vor dem Versuch erreicht.

3. Diskussion

Die Untersuchungen haben bestätigt, daß von außen in den Innenraum eingetragenes Ozon dort abgebaut wird. Der Abbau dauert in Abhängigkeit von Raumvolumen und natürlichem Luftwechsel bei geschlossenen Fenstern 30-60 Minuten und eventuell länger. Dies stimmt mit Untersuchungen von Reiss überein, der in Prüfkammerversuchen ähnliche Abbauraten (ca. 1-2,8/h) ermitteln konnte [Reiss 1994].

Eine weitere Reaktion des Ozons mit ebenfalls von außen eingetragenen Stickstoffoxiden konnte aufgrund der Versuche innen offenbar wegen fehlender Sonneneinstrahlung nicht nachgewiesen werden.

Eine Reaktion mit Bau- und Ausstattungsmaterialien war im Prüfkammerversuch eindeutig nachweisbar. Verschiedene Chargen ein und desselben Produktes (Beispiel: Reibputz) können dabei jedoch zu unterschiedlichen Resultaten führen. Im Feldversuch deutete sich der Ozon-Abbau durch das raschere Abklingen der

Konzentrationen (dargestellt als Kurvendiagramm) im Vergleich zum Kurvendiagramm des natürlichen Luftwechsels an.

Bestätigt werden konnte durch die Versuche auch, daß beim Abbau des Ozons verstärkt Formaldehyd gebildet werden kann, eine Substanz, deren Konzentrationen in der Innenraumluft durch Begrenzung der Emissionen aus Holzwerkstoffen deutlich reduziert werden konnten.

4. Schlußfolgerung

Eine allgemeine Empfehlung, sich bei hohen Ozonkonzentrationen in Innenräumen aufzuhalten und die Fenster zu schließen, kann in dieser generellen Form nicht gegeben werden, da dann bereits verstärkt Ozon in den Innenraum durch Lüften gelangt sein kann und dort vorübergehend in erhöhten Konzentrationen vorliegt. Das Ozon kann außerdem beim Abbau zur Bildung neuer ebenfalls gesundheitsbedenklicher Folgeprodukte führen, von denen im Rahmen dieses Meßprogramms lediglich Formaldehyd untersucht werden konnte. Weitere Reaktionsprodukte sind denkbar.

Es sollte daher das Lüften hauptsächlich zu Tageszeiten geringerer Ozonkonzentrationen in der Außenluft erfolgen. Wie **Abbildung 3** zeigt, sollte ansonsten einer Stoßbelüftung der Vorzug gegeben werden.

Literatur

(BMU) Bundesministerium für Umwelt Naturschutz und Reaktorsicherheit: Handeln gegen Sommersmog - Die neuen Ozonregelungen. Informationsheft, Bonn (1995)

Gesetz zur Änderung des Bundes-Immissionsschutzgesetzes vom 19. Juli 1995. BGBl. I, S. 930 vom 25.7.1995

Reiss, R. (jr.): Ozone deposition and reactive chemistry on residential surfaces. PhD Thesis, Harvard School of Public Health, Boston, USA (1994)

Reiss, R. (jr.), P.B. Ryan, P. Koutrakis and S.J. Tibbetts: Ozone reactive chemistry on interior latex paint. Environm. Sci. & Technol. 29 (1995) 1906-1912

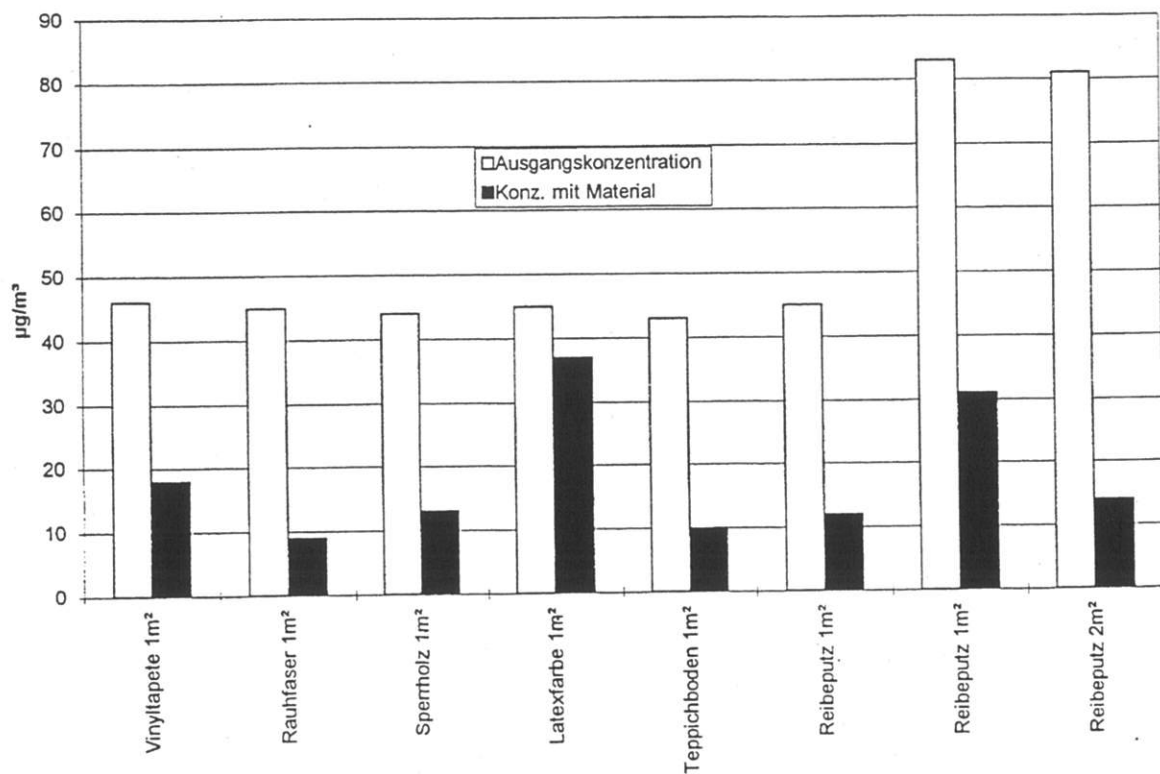


Abbildung 1: Ozonabbau bei verschiedenen Materialien

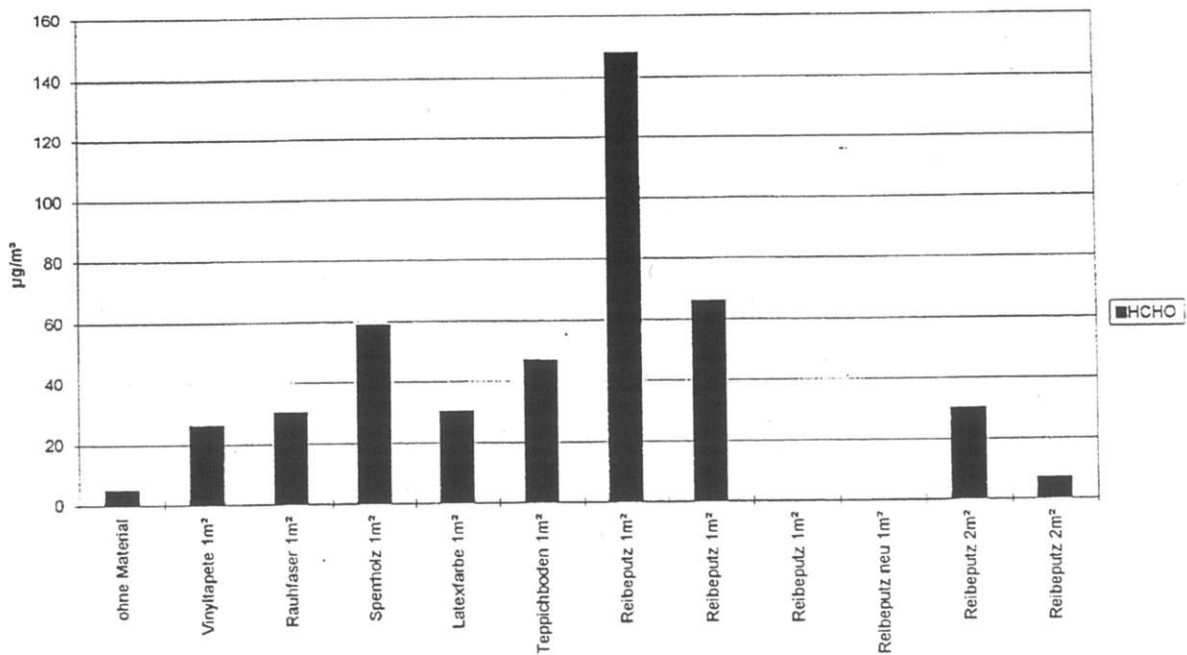


Abbildung 2: Formaldehydkonzentrationen bei verschiedenen Materialien

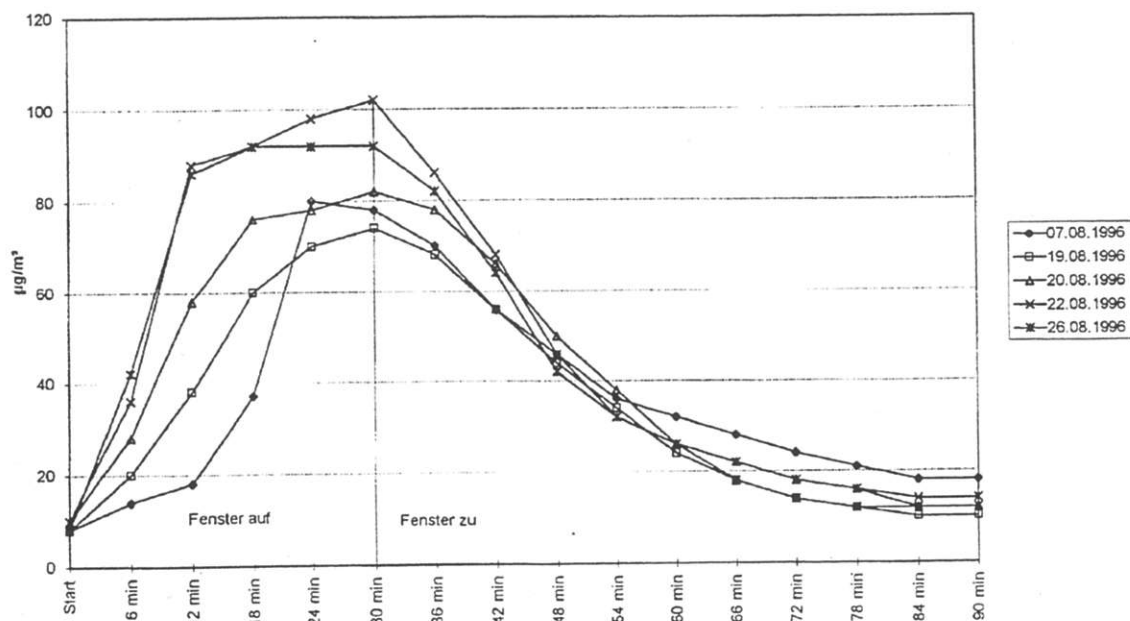


Abbildung 3: Abklingverhalten von Ozon im Versuchsfertighaus

Dr. Heinz-Jörn Moriske, Umweltbundesamt, Institut für Wasser-, Boden- und Lufthygiene

Anhörung des Bundesinstitutes für gesundheitlichen Verbraucherschutz und Veterinärmedizin sowie des Umweltbundesamtes zu Kohlenwasserstoff-Lösemitteln (KWL) am 17. - 18. April 1996 in Berlin

Unter den zum Schutz der Erdatmosphäre, insbesondere aber der Ozonschicht, eingeleiteten Maßnahmen zählen nach dem Montrealer Protokoll vom September 1987 auch Schritte zur Substitution der die Ozonschicht abbauenden Stoffe. Das Verbot der Verwendung von Fluor-Chlor-Kohlenwasserstoffen, die Novelle der 2. Verordnung zur Durchführung des Bundesimmissionsschutzgesetzes, aber auch die umweltpolitische Diskussion zur Gefährlichkeit der Chlor-Kohlenwasserstoffe (CKW) haben eine intensive Suche nach CKW-Ersatzstoffen auf allen Anwendungsgebieten initiiert.

Als Substitutionsprodukte werden inzwischen eine Vielzahl von Gemischen verwendet, die häufig auf der Basis von Kohlenwasserstoff-Lösemitteln aufbauen, wobei KWL in diesem Zusammenhang definiert sind als offenkettige (n- und iso-) und cyclische Aliphate der Kettenlängen C₉ bis C₁₃ (Siedebereich ca. 180 bis 220 °C, Flammpunkt > 55 °C).

Um alle vorhandenen wissenschaftlichen Erkenntnisse zu diesen KWL zusammenzutragen, aber auch, um bestehende Wissenslücken aufzudecken, beauftragte das Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit das Bundesinstitut für gesundheitlichen Verbraucherschutz und Veterinärmedizin sowie das Umweltbundesamt mit der Vorbereitung und Durchführung einer Anhörung zur gesundheitlichen Bewertung der Kohlenwasserstoff-Lösemittel. Die Anhörung fand am 17. und 18. April 1996 am Bundesinstitut für gesundheitlichen Verbraucherschutz und Veterinärmedizin statt.

Obwohl statistisch gesicherte Angaben nicht vorliegen, wurde abgeschätzt, daß KWL in Deutschland bereits in einer Gesamtmenge von 260 000 bis 450 000 t/a produziert und in erheblichem Maße verbrauchernah eingesetzt werden. Angaben zu den in den einzelnen Anwendungsbereichen eingesetzten Mengen definierter Produktqualitäten sind nur ansatzweise (z.B. chemische Reinigungen: ca. 800 t/a, insbesondere Isoparaffine) verfügbar. Die Systematisierung der KWL ist aus toxikologischer Sicht nicht befriedigend geregelt. Es ist deshalb im allgemeinen nicht möglich, anhand einer für ein KWL-Gemisch vorliegenden CAS-Nummer eine detaillierte qualitative und quantitative Beschreibung der enthaltenen Komponenten vorzunehmen. Auch die exakte Bestimmung sicherheitstechnischer Kenngrößen (z.B. Flammpunkt) ist wegen der Anwendung unterschiedlicher Verfahren, die z.T. unterschiedliche Ergebnisse liefern, noch unbefriedigend; die Standardisierung von Bestimmungsmethoden für Flammpunkt und Unteren Explosionspunkt sowie die

Entwicklung einer praktikablen Dampfkonzentrationsanalytik in der Arbeitsatmosphäre wird deshalb als notwendig erachtet.

Der Hauptemissionsweg für KWL verläuft über die Luft. In Wasser sind KWL so wenig löslich ($< 20 \text{ mg/l}$), daß die Austragung über diesen Emissionsweg als gering bezeichnet werden kann.

Der gegenwärtige Kenntnisstand zur ökotoxikologischen Relevanz sowie zum Umweltverhalten (Mobilität, Persistenz, Akkumulationsverhalten von KWL) ist trotz des umfangreichen Einsatzes nicht befriedigend, da nur für einige Stoffgemische spezifische Daten vorliegen und eine größere Studie zur Gewinnung kinetischer Parameter erst angelaufen ist.

Bisherige tierexperimentelle Untersuchungen der KWL ließen eine geringe inhalative, dermale und orale akute Toxizität erkennen. Bezüglich der haut- und augenreizenden Wirkungen zeichnet sich die Tendenz eines mit steigender Kettenlänge geringer werdenden Potentials ab. Hautsensibilisierende Eigenschaften wurden bisher weder für n- noch für iso-Paraffine nachgewiesen.

Aus einer subchronischen Studie an Ratten ergab sich für Isoparaffin-KW eine nephrotoxische Wirkung, die fast ausschließlich an männlichen Tieren beobachtet wurde. Neurotoxische Befunde waren ebenfalls in dieser Studie sowie in einer weiteren erkennbar. Außerdem gibt es Hinweise auf ein anästhesierendes Potential aliphatischer KW.

Studien zur chronisch-toxischen Wirkung und adäquate Kanzerogenitätsstudien für die zur Diskussion stehenden KWL wurden nicht referiert. Genotoxische Wirkungen von KWL konnten nicht aus den wenigen vorliegenden Angaben zu einschlägigen Untersuchungen abgeleitet werden. Hinweise gibt es jedoch auf eine tumorpromovierende Wirkung, wobei bisher nicht geklärt werden konnte, ob diese auf n-Paraffine beschränkt ist oder auch für Isoparaffine besteht. Die verfügbaren reproduktionstoxikologischen Untersuchungsergebnisse waren bei unzureichender Datenlage negativ.

Im Hinblick auf besondere Belastungen des Menschen wurde festgestellt, daß die aus dieser Stoffgruppe im Haushalt verwendeten Lampenöle eine akute Gefahr für Kinder durch Aspiration bei versehentlichem Trinken darstellen.

Meßdaten zur Belastung am Arbeitsplatz ebenso wie KWL-Immissionsmeßwerte in der Nachbarschaft von Betrieben (insbesondere in Wohnbereichen) sind nicht in einer für eine Bewertung ausreichenden Zahl vorhanden. Erfahrungen über eine gesundheitsschädigende Wirkung auf den Menschen mit direktem Bezug auf eine gewerbliche KWL-Exposition liegen nicht vor. Epidemiologische Untersuchungen zu den Auswirkungen von Langzeitexpositionen des Menschen gegenüber aliphatischen KWL der hier betrachteten Kettenlängen sind nicht näher vorgestellt worden.

Die Sachverständigen stimmten in der Auffassung überein, daß eine Risikobewertung für eine potentielle KWL-Einwirkung auf den Menschen anhand des vorliegenden Datenmaterials nicht möglich ist und gezielte Forschungsaktivitäten dringend

erforderlich sind. Trotzdem wurde in der Diskussion von der Anwenderseite überwiegend die Auffassung vertreten, daß der weitere Einsatz von KWL als Substitute für CKW gerechtfertigt ist und nach Möglichkeit forciert werden sollte. Von seiten der Behördenvertreter wurde allerdings festgehalten, daß die KWL Altstoffe darstellen, die trotz ihres umfangreichen und vielseitigen Einsatzes weder toxikologisch noch ökotoxikologisch ausreichend bewertet werden können.

Zur Bearbeitung der aufgezeigten Wissenslücken werden Arbeitsgruppen gebildet, deren Arbeitsgebiete durch folgende Hauptthemen beschrieben werden können:

- Systematisierung von KWL
- Identifikation von im Rahmen des Chemikalienrechts notwendigen Untersuchungen
- Präzisierung und Optimierung von Forschungsansätzen mit dem Ziel der Schaffung einer realen Datenbasis für eine Risikobewertung

Ein ausführlicher Bericht erscheint im Bundesgesundheitsblatt (Heft 5/1997).

Dr. Elke Roßkamp, Umweltbundesamt, Institut für Wasser-, Boden- und Lufthygiene
Dr. Peter Elstner, Bundesinstitut für gesundheitlichen Verbraucherschutz und Veterinärmedizin

Rezension

Pluschke, P.: Luftschadstoffe in Innenräumen - Ein Leitfaden. 332 S., 31 Abb. u. 44 Tab., DM 98,--. Berlin/Heidelberg/New York/London/Paris/Tokyo/Hongkong: Springer-Verlag 1996. ISBN 3-540-59310-1.

„Inhaltlich“, so der Autor im Vorwort, „stehen in diesem Buch die Darstellung von Art, Herkunft und Verbreitung der wichtigsten Luftschadstoffe in Innenräumen sowie die Erörterung von Konzepten zur Vermeidung, Minderung und Sanierung der Schadstoffbelastung im Vordergrund.“ Dagegen werden bautechnische und architektonische Aspekte, sowie RLT-Anlagen nur am Rande behandelt.

Selbstverständlich mußte angesichts der immer noch stark anwachsenden Veröffentlichungsflut - wovon ein Literaturverzeichnis von 727 Nummern zeugt - auch innerhalb des so abgesteckten Rahmens eine Auswahl getroffen werden. So wird nach einer „kurzen Geschichte der schlechten Luft“ und einer knappen Übersicht über „Herkunft, Verbreitung und Verteilungsmuster“ von Luftschadstoffen und Gerüchen in Gebäuden im dritten, etwa 2/3 des Gesamtumfangs ausmachenden Hauptteil des Buches eine „Übersicht über die wichtigsten Luftschadstoffe in Innenräumen ...“ (o. Arbeitsstätten) gegeben: Anorg. Gase (CO_2 , CO, NO_x , O_3), flüchtige org. Verbindungen, Formaldehyd, (leichtflüchtige) halogenierte Kohlenwasserstoffe, polychlorierte Aromaten und biozide Wirkstoffe. Schließlich Asbest, Hausstaub, Radon und Tabakrauch.

Die Darstellung in den einzelnen Kapiteln läßt den erfahrenen Praktiker erkennen: eine technologisch fundierte Darstellung der Einsatzbereiche, Übersicht und Diskussion der auftretenden Belastungen und ihres jeweiligen Trends, eine Beschreibung der Wirkungen und der existierenden Beurteilungsmaßstäbe und schließlich ggf. eine Darstellung der Sanierungsmöglichkeiten. Jedem, der als Umweltmediziner, im ÖGD oder sonst im Behördenbereich mit der Beurteilung von Luftverunreinigungen in Innenräumen zu tun hat, aber auch Architekten und Bauherren kann das Buch als zuverlässiger Leitfaden dienen.

Dr. M. Fischer, Umweltbundesamt, Institut für Wasser-, Boden- und Lufthygiene

Veranstaltungshinweis

Frankenberger Ökopädiatrie-Tagung

„Kinder, Kleider und Kosmetika“

Zeit: 20.09.1997, 9.30 bis 16.00 Uhr

Ort: Frankenberg (Eder), Ederberglandhalle

Programm:

9.30 Uhr	Priv.-Doz. Dr. Platzek	"Gesundheitlicher Verbraucherschutz bei Bekleidungstextilien und Kosmetika"
10.30 Uhr	Frau Karen Schmidt	"Umweltbelastungen in der textilen Kette"
11.00 Uhr	Kaffeepause	
11.15 Uhr	Dr. Klier	"Hautpflege"
12.00 Uhr	Priv.-Doz. Dr. Griese	"Allergische Hautveränderung durch Kosmetika"
13.00 Uhr	Mittagspause	
14.00 Uhr	Prof. Gieler	"Neurodermitis, Psyche und Umwelt"
15.00 Uhr	Frau Prof. Helga Idel	"Umwelt und Immunsystem"

Allgemeine Hinweise:

- Anmeldung: Wird erbeten bei
Dr. Erich Enders
Arzt für Kinderheilkunde
Rosenthaler Straße 16
35066 Frankenberg
Telefon 0 64 51 - 72 72 - 0
Telefax 0 64 51 - 72 72 - 4
- Tagungsgebühr: 40,00 DM pro Teilnehmer.
Überweisungen bitte auf das Sonderkonto:
Ökopädiatrie-Tagung
Konto-Nr. 1029630 BLZ 533 912 00
Volksbank Frankenberg
- Hotelverzeichnis: Auskünfte erteilt das Verkehrsamt
der Stadt Frankenberg, Tel. 0 64 51 - 50 50
- Telefon: Während der Veranstaltung sind Sie erreichbar
unter der Telefon-Nr. 0 64 51 - 505 103

Die Veranstaltung wird unterstützt vom Berufsverband der Ärzte für Kinderheilkunde und Jugendmedizin Deutschlands, Landesverband Hessen.