



# CHEMISCHE INNENRAUMNOXEN

**Auszug aus**

**Auswirkungen energiesparender  
Maßnahmen im Wohnbau  
auf die Innenraumluftqualität und Gesundheit  
ANHANG**

Juli 2005

**Gefördert aus Mitteln der Wohnbauforschung (Forschungsvorhaben F 1469)  
des Bundesministeriums für Wirtschaft und Arbeit**

Dr. Hans-Peter Hutter, Dr. Hanns Moshhammer, Dr. Peter Wallner, Ärztinnen und Ärzte  
für eine gesunde Umwelt (ÄGU)

DI Peter Tappler, DI. Felix Twardik, Innenraum Mess- und Beratungsservice (IMB)

Dr. Erika Ganglberger, Mag. Susanne Geissler, Ing. Antonia Wenisch, Österreichisches  
Ökologie-Institut (ÖÖI)

## Inhaltsverzeichnis

<i>Inhaltsverzeichnis</i>	2
---------------------------	---

### **Chemische innenraumnoxen** **4**

1.1	<i>Formaldehyd</i>	4
1.1.1	Eigenschaften und Vorkommen	4
1.1.2	Gesundheitliche Auswirkungen	6
1.1.3	Richt- und Orientierungswerte für Formaldehyd	7
1.2	<i>Organische Verbindungen</i>	8
1.2.1	Allgemeine Eigenschaften und Vorkommen	8
1.2.2	Aromatische Kohlenwasserstoffe	9
1.2.3	Aliphatische und cycloaliphatische Kohlenwasserstoffe	9
1.2.4	Alkohole, Ketone, Ester	10
1.2.5	Isoprenoide	10
1.2.6	Aldehyde	11
1.2.7	Phthalate	11
1.2.8	Siloxane	11
1.2.9	Mikrobiell verursachte flüchtige organische Verbindungen (MVOC)	12
1.2.10	Reaktive Substanzen, Sekundärprodukte	12
1.2.11	Weitere flüchtige organische Verbindungen	12
1.2.12	Sehr flüchtige organische Verbindungen (VVOC)	13
1.2.13	Mittelflüchtige organische Verbindungen (SVOC)	13
1.2.14	Gesundheitliche Auswirkungen von organischen Verbindungen	13
1.2.15	Richt- und Orientierungswerte für flüchtige organische Verbindungen	14
1.3	<i>Biozide</i>	19
1.3.1	Eigenschaften und Vorkommen	19
1.3.2	Pentachlorphenol (PCP)	19
1.3.3	Lindan	20
1.3.4	Dichlofluanid	20
1.3.5	Pyrethroide	20
1.3.6	DDT (Dichlordiphenyltrichlorethan)	20
1.3.7	Polychlorierte Sulfonamid-Diphenylether und Amino-Diphenylether	21
1.3.8	Richt- und Orientierungswerte	21
1.4	<i>Polyzyklische Aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK)</i>	24
1.4.1	Eigenschaften und Vorkommen	24
1.4.2	Gesundheitliche Auswirkungen	24
1.4.3	Richt- und Orientierungswerte für Polyzyklische Aromatische Kohlenwasserstoffe	25
1.5	<i>Polychlorierte Biphenyle (PCB)</i>	25
1.5.1	Eigenschaften und Vorkommen	25
1.5.2	Gesundheitliche Auswirkungen	26
1.5.3	Richt- und Orientierungswerte für Polychlorierte Biphenyle (PCB)	26
1.6	<i>Polychlorierte Dibenzodioxine und -furane (PCDD/PCDF)</i>	27
1.6.1	Eigenschaften und Vorkommen	27

---

1.6.2	Gesundheitliche Auswirkungen	27
1.6.3	Richt- und Orientierungswerte	28
1.7	<i>Flammschutzmittel und Weichmacher</i>	29
1.7.1	Allgemeines	29
1.7.2	Phthalate	29
1.7.3	Trisphosphate	29
1.7.4	Bromierte Flammschutzmittel	30
1.7.5	Chlorparaffine	30
1.7.6	Richt- und Orientierungswerte für Flammschutzmittel und Weichmacher	31
1.8	<i>Geruchsstoffe</i>	31
1.8.1	Eigenschaften und Vorkommen	31
1.8.2	Gesundheitliche Auswirkungen	33
1.8.3	Richt- und Orientierungswerte für Geruchsstoffe	34
1.9	<i>Faserstoffe</i>	35
1.9.1	Eigenschaften und Vorkommen	35
1.9.2	Gesundheitliche Auswirkungen	36
1.9.3	Richt- und Orientierungswerte	36
1.10	<i>Partikel</i>	37
1.10.1	Eigenschaften und Vorkommen	37
1.11	<i>Anorganische Luftverunreinigungen</i>	38
1.11.1	Allgemeines	38
1.11.2	Anorganische Luftverunreinigungen, ihre Quellen in Innenräumen und ihre gesundheitlichen Auswirkungen	38
1.11.3	Richt- und Orientierungswerte	38
1.12	<i>Radon</i>	39

# CHEMISCHE INNENRAUMNOXEN

## 1.1 Formaldehyd

### 1.1.1 Eigenschaften und Vorkommen

Formaldehyd ist ein sehr reaktives, stechend riechendes Gas mit der chemischen Formel HCHO. Die wässrige Lösung wird „Formalin“ genannt. Hauptquelle von Formaldehydbelastungen in Innenräumen sind Spanplatten, aber auch andere Holzwerkstoffe, die mit Harnstoff-Formaldehydverbindungen verleimt wurden.

Mit Harnstoff-Formaldehydharzen und Melamin-Harnstoff-Formaldehyd-Harzen verleimte Holzwerkstoffe haben stets ein merkliches und anhaltendes Formaldehydabgabepotential. Die Qualität von Aminoplastharzen wurde jedoch in den letzten Jahren erheblich verbessert, was zu einer deutlich verringerten Abgasung von Formaldehyd führte. Mit Phenoplasten verleimte Holzwerkstoffe weisen nur eine geringe Formaldehydabgabe auf, es können jedoch Phenol, Essig- und Ameisensäure freigesetzt werden. Formaldehydfreie Verleimungen sind mit Diisocyanatklebstoffen möglich. Deren Monomere sind jedoch ebenfalls gesundheitlich bedenklich, was besondere Umsicht im Herstellungsprozess erfordert.

Die Formaldehydabgabe nimmt zwar besonders am Beginn merklich ab, kann jedoch fallweise auf einem erhöhten Niveau über Jahre anhalten. Bei Verwendung sehr schlechter Qualitäten ist die Abgasung von Formaldehyd auch noch nach Jahrzehnten hoch. Es konnte in der im Auftrag des Bundesministeriums für Gesundheit und Konsumentenschutz durchgeführten Studie „Formaldehyd und Luftwechsel in Österreichischen Fertigteilhäusern“ (Tappler et al. 1997) eindeutig nachgewiesen werden, dass rund 50% der aus Spanplatten erbauten älteren Fertigteilhäuser (Gruppe A, Baujahr vor 1985) heute noch deutlich erhöhte Konzentrationen an Formaldehyd in der Raumluft aufweisen.

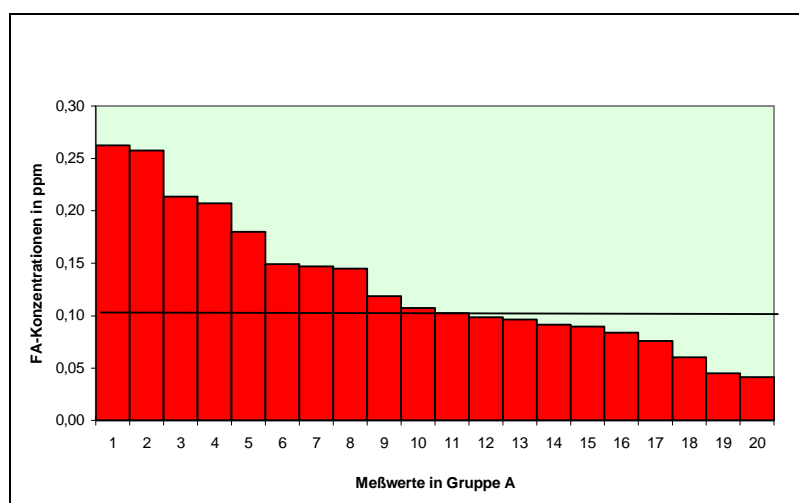


Abbildung 1: Formaldehydkonzentrationen in älteren Fertighäusern (Baujahre bis 1985) aus (Tappler et al. 1997)

Zu Formaldehydkonzentrationen in Innenräumen existieren zahlreiche Felduntersuchungen. Eine größere Zahl älterer Arbeiten berichtet von Formaldehydkonzentrationen bis zu

mehreren ppm in nicht gewerblich genutzten Innenräumen (COST 1990). Eine ältere Untersuchung in 100 österreichischen Wohnungen zeigte, dass in 97 % der untersuchten Fälle Formaldehydkonzentrationen über 0,05 ppm und in 79 % der Fälle über 0,1 ppm nachgewiesen wurden (Panzhauser et al. 1987).

Eine nicht repräsentative Untersuchung in österreichischen Innenräumen aus dem Jahr 1992 ergab, dass in rund 10 % der von einem privaten Messinstitut auf Betreiben der Nutzer untersuchten Räume der Wert von 0,1 ppm überschritten wurde (Tappler und Gann 1992). Der 50 % Wert lag bei 0,053 ppm (Bereich der Werte: 0,012 -0,288 ppm). Die höchsten Messwerte fanden sich in Wohnungen, in denen mehr als 8 Jahre vor der Untersuchung großflächig Spanplatten sowohl zum Möbelbau als auch als Wandmaterial verwendet wurden. Der absolut höchste, in dieser Untersuchung gemessene Wert von 0,288 ppm wurde in einem Fertigteilhaushaus aus dem Jahre 1973 gemessen, dessen Wände und Decken zur Gänze aus Spanplatten bestanden.

Von Krause et al. wurden in Deutschland insgesamt 329 nach dem Zufallsprinzip ausgewählte Wohnungen mittels Passivsammler auf Formaldehyd untersucht. Der 50 % Wert lag bei 0,044 ppm, der höchste gemessene Wert bei 0,247 ppm (Krause et al. 1991). Hutter et al. (2002) fanden in 160 zufällig ausgewählten Wohnungen in Wien mittels aktiver Probenahme (in Schlafräumen nach mind. 4 Stunden ohne Fensterlüftung) Formaldehydkonzentrationen zwischen 0,007 und 0,092 ppm. Nur 6 Wohnungen hatten Werte über 0,05 ppm.

Die in Österreich seit 1990 gültige Formaldehydverordnung begrenzt die Ausgasung von Holzwerkstoffen unter Prüfraumbedingungen auf 0,1 ppm (Formaldehydverordnung 1990). Aber auch Holzwerkstoffe, die dieser Verordnung entsprechen, können bei höherer Luftfeuchte und/oder Temperatur, bei niedriger Luftwechselrate und hoher Raumbeladung in ungünstigen Fällen bis zu einem Vielfachen dieser Konzentration in der Luft von Innenräumen verursachen. Bei Spanplatten fällt die Formaldehydabgabe an die Raumluft vom Beginn an sehr rasch ab und pendelt sich dann bei einem relativ konstanten Wert ein. Dieser kann jedoch noch immer sehr hoch sein, insbesondere dann, wenn große Mengen an Holzwerkstoffen schlechter Qualität verwendet wurden bzw. der Luftwechsel in einem niedrigen Bereich lag.

In der Praxis werden bei Raumluftmessungen auch nach Jahrzehnten stark überhöhte Werte festgestellt, immer dann, wenn schlechte Qualitäten an Holzwerkstoffen verwendet wurden und/oder große Flächen pro gegebenem Raumvolumen vorliegen (Tappler 2005). Aus dem Ausland importierte Möbel unterlagen bis 1991 keiner qualitativen und gesetzlichen Beschränkung!

Bei säurehärtenden Lacken wird vor allem in der ersten Zeit in hohem Ausmaß Formaldehyd an die Raumluft abgegeben, es kommt hier in der Regel zu Überschreitungen von Raumluftgrenzkonzentrationen über einen Zeitraum von einigen Wochen. Zu Lacken wird mitunter Formaldehyd auch als Konservierungsstoff beigegeben. Auch sogenannte UF-Schäume (die in Österreich wenig Anwendung fanden) können über längere Zeiträume stark erhöhte Konzentrationen an Formaldehyd in der Raumluft verursachen. Diskontinuierliche Quellen in Innenräumen sind darüber hinaus Desinfektionsmittel, offene Gasflammen und vor allem Zigarettenrauch.

### 1.1.2 Gesundheitliche Auswirkungen

Formaldehyd ist eine flüchtige Verbindung, die schon in sehr niedrigen Konzentrationen gesundheitliche Wirkungen bei empfindlichen Menschen verursachen kann.

Luftkonzentrationen in ppm	Wirkung (Rat von SV 1987)
0,01-1,6	Schwelle für Augenreizungen
0,05-1,0	Geruchsschwelle
0,05	Neurophysiologische Effekte: Kopfschmerzen,
0,05-0,08	Sehstörungen, Schwindelgefühle
0,08-1,6	Augen und Nase gereizt
0,1	Reizung der oberen Atemwege, darüber Stechen und
0,1-10	Brennen in den Augen, Husten Atemnot
10-20	nach wenigen Minuten starker Tränenfluss
30	Lebensgefahr, toxisches Lungenödem, Pneumonie
Darüber hinausgehende gesundheitliche Wirkungen:	
Kontaktallergien und Hautausschläge	
Lungenfunktionsstörungen	
Verstärkende Wirkung auf Bronchial-Asthma	
Verdacht auf krebserzeugende Wirkung (in MAK Werte Liste kategorisiert unter III B), laut WHO karzinogen für den Menschen	
Eventuell allergisierende Wirkung über den Luftweg	

Tabelle 1: Gesundheitliche Wirkung von Formaldehyd

Reizungen der Atemwege, sowie leichtes Stechen in Nase und Rachen sind in jedem Fall ab Konzentrationen von 2,5 mg/m<sup>3</sup> zu erwarten. Ab dem Konzentrationsbereich von 1 mg/m<sup>3</sup> sind irritative Erscheinungen (z.B. Augenreizungen) praktisch von jedem wahrnehmbar, unter diesen Werten hängt die gesundheitliche Wirkung stark von der Empfindlichkeit der betreffenden Person ab. Hinsichtlich der chronischen Toxizität werden eine sensibilisierende Wirkung auf den Atemtrakt aber ebenso auf Grund von Tierversuchen ein krebserregendes Potential diskutiert. Im Jahr 2004 hat die IARC die Kanzerogenität von Formaldehyd neu bewertet (IARC 2004). Aufgrund von Follow-up-Ergebnissen dreier großer Kohortenstudien und dreier neuer Fall-Kontroll-Studien wurde die Evidenz für den Zusammenhang mit Krebs des Nasopharynx beim Menschen als ausreichend angesehen. Ebenso wurde die Evidenz für solche Karzinome im Tierversuch als ausreichend betrachtet. Deshalb wurde die Klassifikation für Formaldehyd auf Typ 1 (karzinogen für den Menschen) geändert. Auch eine allergisierende Wirkung über den Luftweg wird diskutiert (Wantke et al. 1996, Wantke et al. 2000).

### 1.1.3 Richt- und Orientierungswerte für Formaldehyd

Formaldehyd	Raumluftkonzentration [ppm]	Bemerkungen
Produktsicherheitsbeirat des BM für Familie, Jugend und Konsumentenschutz (1985)	0,1	Grenzwertempfehlung für Innenräume, die nicht als Arbeitsplatz dienen
Wirkungsbezogene Immissionsgrenzkonzentration – WIK (BMUJF 1997)	0,04	Grenzkonzentration zum Schutz der menschlichen Gesundheit, auch für besonders empfindliche Gruppen, konzipiert für die Außenluft
Weltgesundheitsorg. WHO	0,083	30-Minuten Richtwert (WHO 2000a)
	0,05	level of no concern (WHO 1983)
Bundesgesundheitsamt Deutschland (BGA 1977, BGA 1984)	Richtwert auch unter ungünstigen Bedingungen einzuhalten	Richtwert auch unter ungünstigen Bedingungen einzuhalten

Tabelle 2: Richtwerte für Formaldehyd

**Im folgenden werden die einzelnen Richtwerte erklärt:**

#### **Grenzwertempfehlung Produktsicherheitsbeirat**

Der Produktsicherheitsbeirat des Bundesministeriums für Familie, Jugend und Konsumentenschutz hat in Vollziehung des Produktsicherheitsgesetzes 1985 einen Grenzwert für Innenräume, die nicht als Arbeitsplätze dienen, von 0,1 ppm Formaldehyd in der Raumlufte empfohlen (Produktsicherheitsbeirat BMFJK1985).

#### **Wirkungsbezogene Immissionsgrenzkonzentrationen WIK**

Wirkungsbezogene Immissionsgrenzkonzentrationen (WIKs), die von der Österreichischen Akademie der Wissenschaften, Kommission Reinhaltung der Luft erarbeitet wurden, bilden eine Basis, um die menschliche Gesundheit, auch für besonders empfindliche Gruppen, vor schädlichen Einflüssen zu schützen und Beeinflussungen für Gesundheit und Wohlbefinden nach dem bei der Publikation gegebenen Stand des Wissens zu vermeiden (BMUJF 1997). Die Werte wurden für den Außenbereich konzipiert. Obwohl direkte Beweise für den Einfluss von Formaldehyd auf die Krebsentstehung beim Menschen fehlten, erschien es den Autoren plausibel, den aus Tierversuchen belegten NOEL (no observed effect level) von 2 ppm für Formaldehyd auch auf den Menschen zu übertragen. Bei Einhaltung der Immissionsgrenzkonzentration von 0,04 ppm war insbesondere aufgrund der neueren Modelle anzunehmen, dass auch Krebserkrankungen bei Langzeiteinwirkung vermieden werden. Formaldehyd wurde allerdings von der IARC (Untergruppe der WHO für Krebsforschung) als kanzerogen für den Menschen klassifiziert und in Kategorie 1 eingestuft. Eine entsprechende Publikation der IARC ist zur Zeit in Vorbereitung.

#### **Richtwert deutsches Bundesgesundheitsamt**

Das (ehem.) deutsche Bundesgesundheitsamt hat 1977 und 1984 einen Richtwert von 0,1 ppm für maximale Immissionskonzentrationen in Innenräumen empfohlen, der auch unter ungünstigen Bedingungen einzuhalten ist (BGA 1977, BGA 1984). Dieser Wert dient in Deutschland als Interventionswert.

## Richtwert Weltgesundheitsorganisation (WHO)

Die Weltgesundheitsorganisation legte in den aktuellen Air Quality Guidelines for Europe einen Richtwert von  $0,1 \text{ mg/m}^3 = 0,083 \text{ ppm}$  als Halbstundenmittelwert fest (WHO 2000a). Eine ältere Publikation der WHO definierte einen „level of no concern“ von  $0,06 \text{ mg/m}^3 = 0,05 \text{ ppm}$ , unter dem Gesundheitsschäden unwahrscheinlich sind (WHO 1983).

## 1.2 Organische Verbindungen

### 1.2.1 Allgemeine Eigenschaften und Vorkommen

Organische Verbindungen können aufgrund ihres Siedepunktes grob in sehr flüchtige organische Verbindungen (VVOC = Very Volatile Organic Compounds), flüchtige organische Verbindungen (VOC = Volatile Organic Compounds) und mittelflüchtige organische Verbindungen (SVOC = Semivolatile Organic Compounds) eingeteilt werden. Nachdem auch andere Definitionen bestehen, hängt es bei bestimmten Substanzen von der Definition ab, ob die Substanz zu den VOC gezählt werden kann oder nicht.

Flüchtige organische Verbindungen umfassen laut European Collaborative Action (ECA) (1997) organische Verbindungen, die im analytischen Fenster im Eluationsbereich zwischen  $C_6$  (n-Hexan) und  $C_{16}$  (n-Hexadecan) detektierbar sind. Die Definition der ECA spiegelt in etwa den Bereich der Substanzen wieder, der von einer WHO working group (WHO 1989) als VOC bezeichnet wird (siehe untenstehende Tabelle). Die Einbeziehung der Spalte „Probennahmetechnik“ in die Tabelle soll unterstreichen, dass die Definition nicht ohne die verfügbaren analytischen Möglichkeiten gesehen werden darf.

Kategorie	Abkürzung	Siedebereich in °C	Probennahmetechnik
Very volatile (gaseous) organic compounds	VVOC	< 0 bis Bereich 50 - 100	Gasmaus oder Kanister, Adsorption an PDMS
Volatile organic compounds	VOC	Bereich 50 - 100 bis Bereich 240 - 260	Adsorption an Tenax, graphitierter Kohlenstoff oder Aktivkohle, PDMS
Semivolatile organic compounds	SVOC	Bereich 240 - 260 bis Bereich 380 - 400	Adsorption an PU-Schaum oder XAD-2
Organic compounds associated with particulate matter or particulate organic matter	POM	> 380	Probenahme mit Filtern

Tabelle 3: Klassifizierung organischer Substanzen nach WHO (1989)

In anderen Bereichen existieren davon abweichende Definitionen für VOC, die ein überlappendes, aber insgesamt anderes Substanzspektrum ergeben.

Flüchtige organische Verbindungen werden in Innenräumen vor allem in organischen Lösungsmitteln, Klebern, Schäumen und bestimmten Kunststoffen eingesetzt und von diesen Materialien auch an die Raumluft abgegeben. Materialien der Innenausstattung, Möbel sowie Lacke können als Hauptquellen von VOCs in Innenräumen angesehen werden. Organische Lösungsmittel für Kleber, Farben und Lacke sind dabei in der Regel Gemische aus Toluol, verschiedenen Estern, Xylolen und Alkoholen, daneben können diverse andere aliphatische und aromatische Verbindungen enthalten sein.



Die VOC-Emissionen von neu in einen Raum gebrachten Materialien, Anstrichstoffen oder Einrichtungsgegenständen verringern sich im Laufe der Zeit. In den letzten Jahren hat sich das VOC-Substanzspektrum in Innenräumen verändert. Mit dem zu beobachtenden Ersatz leichter flüchtiger Lösungsmittel durch höher siedende Stoffe verlängert sich die Zeitspanne, während welcher mit relevanten Emissionen zu rechnen ist. Wie lang die jeweilige Zeitspanne im Einzelnen ist, hängt vom Charakter der einzelnen Verbindung und den räumlichen Bedingungen, hauptsächlich von dem Luftwechsel, aber auch von der Raumtemperatur ab.

Die wichtigsten Vertreter der Gruppe der VOCs umfassen (ohne Anspruch auf Vollständigkeit) die folgenden Verbindungsklassen: Aromatische Kohlenwasserstoffe; Aliphatische und Cycloaliphatische Kohlenwasserstoffe, Alkohole, Ketone, Ester, Isoprenoide, Aldehyde, Phthalate, Siloxane und mikrobiell verursachte flüchtige organische Verbindungen (MVOC). Im folgenden werden die verschiedenen Verbindungsklassen kurz charakterisiert.

### 1.2.2 Aromatische Kohlenwasserstoffe

Als aromatische Kohlenwasserstoffe bezeichnet man die Abkömmlinge der einfachsten aromatischen Verbindung Benzol. Die Substanz Benzol selbst wird als Lösemittel nicht mehr verwendet. Als Verunreinigung kann es jedoch in Toluol und anderen Lösemitteln enthalten sein.

Aromate wie Toluol, Ethylbenzol oder Xylole werden hauptsächlich in Nitro- und Kunstharzlacken als Verdüner eingesetzt. Auch bestimmte Dispersionskleber für Bodenbeläge können aromatische Lösemittel enthalten. Durch die Vorgaben der Österreichischen Lösungsmittel-Verordnung wurde die Verwendung aromatenhaltiger Rezepturen im Bau- und Renovierungsbereich im letzten Jahrzehnt stark eingeschränkt, aromatische Lösemittel, vor allem Toluol, sind aufgrund ihrer vielfältigen Anwendung im Bereich der Bauprodukte und Materialien der Inneneinrichtung jedoch noch immer in nahezu jedem Innenraum in höherer Konzentration als in der Außenluft nachweisbar. Eine größere Bedeutung als Quelle in Innenräumen haben heute noch höhersiedende Aromaten in Bitumenanstrichen. Styrol, eine Substanz mit charakteristischem Geruch, wird vor allem nach der Aufbringung von Feuchtigkeitsabdichtungen auf Polyesterbasis nachgewiesen.

### 1.2.3 Aliphatische und cycloaliphatische Kohlenwasserstoffe

Aliphatische Kohlenwasserstoffe ist die Bezeichnung für eine Gruppe von chemisch relativ stabilen Chemikalien, die häufig als Verdüner für Farben, Lacke und Öle eingesetzt werden. Aliphatische Kohlenwasserstoffe besitzen einen relativ hohen mittleren Geruchsschwellenwert.

Diesel- und Heizöl setzen sich zum Großteil aus einer charakteristischen Mischung geradkettiger und verzweigter aliphatischer Kohlenwasserstoffe im Siedebereich von etwa C<sub>9</sub>-C<sub>14</sub> zusammen. Bei nicht vollständiger lufttechnische Trennung zwischen Räumen mit Heizöltanks (bzw. Garagen mit Dieselöltanks, undichten Fahrzeugtanks etc.) und Innenräumen kann die mit Heiz- oder Dieselöl belastete Luft zu einer relevanten Quelle werden. Relativ hohe Konzentrationen an Aliphaten in der Raumluft treten auch nach Lecks von Heizölleitungen auf. Durch die relativ niedrige Geruchsschwelle von Verunreinigungen des Heiz- oder Dieselöls können Kontaminationen der Raumluft schon in relativ niedrigen Konzentrationen geruchlich wahrgenommen werden.

Isoaliphatische Lösemittel (Isoparaffine) weisen in ihrer Molekülkette im Unterschied zu den geradkettig aufgebauten n-Alkanen Verzweigungen auf. Iso-Aliphaten sind Substanzgemische, deren genaue Zusammensetzung nicht bis ins Detail bekannt ist. Charakteristisch für die Iso-Aliphaten ist die große Variationsbreite der in den Gemischen vorkommenden Verbindungen mit gleicher Kohlenstoffzahl, da einer einzigen Summenformel

eine Vielzahl von Isomeren mit unterschiedlichen chemischen und physikalischen und auch toxikologischen Eigenschaften zuzuordnen ist. Iso-Aliphaten werden von einigen Naturprodukten-Herstellern anstelle von Terpenkohlenwasserstoffen als Lösungsmittel verwendet. Als Begründung wird von den Herstellern ein gegenüber den Terpenen geringeres allergenes Potential und geringere Toxizität der Iso-Aliphaten angeführt.

Aufgrund der fehlenden Quellen in der Außenluft sind aliphatische Verbindungen in unbelasteten Räumen in geringeren Konzentrationen als aromatische Kohlenwasserstoffe in der Innenraumlufte nachweisbar.

Die wichtigste Verbindung aus der Gruppe der Cycloaliphaten dürfte die Substanz Cyclohexan sein, das als Lösungsmittel für Lacke und andere Anstrichmittel verwendet wird. Daneben sind auch Methylcyclohexan und Methylcyclopentan zu nennen, da diese Substanzen in vielen Erdölprodukten, die im Baubereich verwendet werden, enthalten sind und dadurch in relevanten Konzentrationen in der Innenraumlufte detektiert werden (Pluschke 1996).

#### 1.2.4 Alkohole, Ketone, Ester

Vertreter dieser Substanzgruppen sind in zahlreichen lösemittelhaltigen Zubereitungen enthalten. Alkohole wie Isobutanol werden als Lösemittel und zur Verbesserung der Verlauffähigkeit und des Glanzes in konventionellen Kunstharzlacken (z.B. Alkydharzlacken) und aufgrund ihrer Wasserlöslichkeit zunehmend in wässrigen Lacksystemen, Wandfarben und Bodenbelagsklebern eingesetzt. Die Substanz Methylethylketon (MEK) und Cyclohexanon findet man als häufigen Bestandteil von Lösemitteln. Ethylacetat und Butylacetat gehören zur Gruppe der Essigsäureester und werden als Lösemittel z.B. für Polyurethanlacke sowie in UV-gehärteten Lacksystemen eingesetzt. Die Substanzen Benzophenon und Cyclohexanon finden sich als Sekundäremission aus UV-gehärteten Lacksystemen (Salthammer et al. 1999). Lacke, wie sie z.B. zur Versiegelung von Holzfußböden verwendet werden, enthalten sehr oft leichtflüchtige Essigsäureester. Am häufigsten findet man hier die Substanz n-Butylacetat. Essigsäureester und Ketone sind häufig schon in relativ niedrigen Konzentrationen an ihrem charakteristischen durchdringend-fruchtigen Geruch erkennbar.

Weitere sehr flüchtige Ketone wie Aceton werden in Kosmetika eingesetzt (Nagellackentferner) und spielen in Innenräumen eine untergeordnete Rolle.

Ester und Ether mehrwertiger Alkohole finden sich als Bestandteil lösungsmittelarmer Rezepturen von Wandfarben und sogenannter „Wasserlacke“, die in zunehmendem Ausmaß eingesetzt werden. Bei den in der Raumlufte häufig detektierten Substanzen handelt es sich durchwegs um Glykole, Glykolether und deren Acetate, die Teils den VOC und Teils der Gruppe der MVOC zugeordnet werden. Obwohl ihre Vertreter in der Mehrzahl schwerer flüchtig sind als klassische Lösungsmittel, finden sich dennoch relevante Mengen dieser Substanzen in der Raumlufte von Innenräumen (Plieninger 1998).

#### 1.2.5 Isoprenoide

Isoprenoide sind Stoffe, deren Grundkörper aus Isopren ( $C_5H_8$ )-Bausteinen aufgebaut sind. Vertreter sind z.B. Terpene oder Campher.

Als Alternativen zu synthetisch hergestellten Lösungsmitteln werden seit einigen Jahrzehnten in zunehmendem Ausmaß Terpenkohlenwasserstoffe verwendet. Hier ist vor allem das Zitruschalenterpen Limonen zu nennen, das als Lösungsmittel in Naturöl- und Naturharzpräparaten eingesetzt wird. Die Verwendung von Terpentinöl (eine Mischung unterschiedlicher Terpene) als Lösungsmittel ist stark rückläufig, Verbindungen wie  $\alpha$ -Pinen,  $\beta$ -Pinen oder  $\delta$ -Caren wurden jedoch auch in relevanten Konzentrationen als Abgasung von Nadelholz nachgewiesen (Salthammer 1996). In Innenräumen findet man mitunter die einen

charakteristischen Geruch aufweisende Substanz Campher, die als Riech- und Geschmacksstoff z.B. in Mottenschutzstreifen sowie in Arzneimitteln enthalten sein kann.

Durch die zunehmende Verwendung von lösungsmittelfreien Klebern können Sesquiterpene, die in diesen Produkten enthaltenen sind, in erhöhten Konzentrationen in der Innenraumluft vorliegen.

Neben den genannten Substanzen existieren noch eine Reihe weitere Isoprenoide, die in zahlreichen Produkten in Innenräumen als Duftölbestandteil enthalten sind und zum Teil von den Nutzern bewusst freigesetzt werden.

### 1.2.6 Aldehyde

Aldehyde nehmen insofern eine Sonderstellung unter den in Innenräumen vorkommenden flüchtigen Verbindungen ein, da für die in der Raumluft nachgewiesenen höheren Aldehyde in der Regel keine primären Quellen existieren. Aldehyde entstehen vor allem im Raum selbst als Reaktionsprodukte von in Baustoffen und Materialien der Inneneinrichtung enthaltenen Substanzen. Beispiele dafür sind die Entstehung von höheren Aldehyden aus Alkydharzlacken oder aus Produkten, die Leinöl enthalten wie z.B. ölhältige Imprägnierungen oder Linoleum (Jensen et al. 1993). Der häufigste in Innenräumen gefundene höhere Aldehyd ist Hexanal. Höhere Aldehyde besitzen einen relativ niedrigen Geruchsschwellenwert.

Der einfachste Aldehyd, Formaldehyd, gehört laut WHO-Definition zu den VVOC und wird wegen seiner raumluftthygienischen Bedeutung in der Regel eigens abgehandelt. Weitere sehr flüchtige Aldehyde wie Acetaldehyd spielen in Innenräumen eine untergeordnete Rolle.

### 1.2.7 Phthalate

Phthalsäureester werden vor allem als Weichmacher (siehe Kap. 1.7) eingesetzt. Geringer flüchtige Phthalate wie auch DEHP fallen aufgrund ihres hohen Siedepunktes nicht mehr in die vorgegebene VOC-Definition laut WHO. Der wichtigste Vertreter der Phthalate ist die Substanz Di-2-(ethylhexyl)-phthalat (DEHP), die zu den SVOC gerechnet wird. Neben DEHP werden Di-n-butylphthalat (DBP) sowie Butylbenzylphthalat und Diethylphthalat in Bauprodukten eingesetzt (B.A.U.C.H. 1991). Der Haupteinsatzbereich von Phthalsäureestern sind Produkte aus Weich-PVC wie Bodenbeläge und Tapeten.

### 1.2.8 Siloxane

Ein relativ neuer Rezepturbestandteil in speziellen Lacken (z.B. für Möbeloberflächen) sind flüchtige organische Siliciumverbindungen vom Siloxan-Typ. Sie werden unter anderem als Additive zur Verminderung der Grenzflächenspannung, zur Verbesserung des Verlaufs und der Pigmentnetzung sowie zur Erhöhung der Kratzfestigkeit eingesetzt. Siloxane besitzen einen sehr hohen Geruchsschwellenwert, dies prädestiniert sie für eine immer stärkere Verwendung als Bestandteil von in Innenräumen eingesetzten Rezepturen.

Flüchtige Siloxane in der Innenraumluft kommen zum Teil in erheblichen Konzentrationen (bis  $> 100 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ) vor. Die Siedepunkte der in der Regel in Raumluft nachgewiesenen zyklischen Methyl-Siloxane liegen zwischen ca.  $170^\circ\text{C}$  und über  $220^\circ\text{C}$ . Es handelt sich um methylierte Cyclotri-, Cyclotetra- und Cyclopentasiloxane. In den meisten Untersuchungen, in denen Konzentrationen flüchtiger organischer Verbindungen in Innenräumen bestimmt wurden, wurde diese Substanzgruppe nicht berücksichtigt. Eine Bewertung anhand von statistisch ermittelten Durchschnitts- oder Perzentilwerten ist daher derzeit nicht möglich.

### 1.2.9 Mikrobiell verursachte flüchtige organische Verbindungen (MVOC)

Als MVOC-Verbindungen = Microbial Volatile Organic Compounds bezeichnet man die organischen Stoffwechselprodukte der Mikroorganismen, vor allem von Schimmelpilzen (Keller 1998). Aufgrund ihrer geringen Geruchsschwelle lassen sich zahlreiche MVOCs geruchlich wahrnehmen.

Ob sich MVOCs als Indikatoren zur Beurteilung für das Vorliegen von mikrobieller Aktivität bzw. eines Schimmelwachstums eignen, wird derzeit kontroversiell diskutiert (Schleibinger et al. 2004). Es wird angenommen, dass einige dieser Verbindungen für Schimmelpilze spezifisch sind, manche von Schimmelpilzen abgegebenen Verbindungen gleichen jedoch Substanzen, wie sie auch von Baumaterialien und Einrichtungsgegenständen emittiert werden. MVOC-Verbindungen kommen in der Innenraumlufte in der Regel in deutlich geringeren Konzentrationen vor als Lösungsmittelbestandteile, es ist daher für deren Nachweis meist eine spezielle Probenahme und Analytik notwendig.

### 1.2.10 Reaktive Substanzen, Sekundärprodukte

Aus der Außenluft über den Luftaustausch in Innenräume eingetragene Verbindungen wie Ozon und freie Radikale können in der Gasphase oder in Materialoberflächen mit anderen reaktiven Stoffen reagieren und neue Verbindungen erzeugen. Art und Menge dieser so genannten sekundären Emissionsprodukte sind von den Vorläufersubstanzen und den klimatischen Parametern abhängig. Zahlreiche im Innenraum gebräuchliche Produkte emittieren darüber hinaus herstellungsbedingt reaktive Verbindungen oder Sekundärprodukte (Salthammer 2000). Solche Verbindungen können schon in niedrigen Konzentrationen durch ihre Geruchsintensität oder ihre irritative Wirkung das menschliche Wohlbefinden negativ beeinflussen (Wolkoff et al. 1997). Es konnte auch nachgewiesen werden, dass durch Oxidationsprodukte des Limonens Effekte am Auge auftreten (Klenø und Wolkoff 2002).

Für den Nachweis dieser Verbindungen ist zum Teil eine über Routinemethoden hinausgehende, spezielle Analytik notwendig, manche in der Innenraumlufte vermutete Substanzen können derzeit überhaupt noch nicht charakterisiert werden.

### 1.2.11 Weitere flüchtige organische Verbindungen

Synthetische Wandbeschichtungen und Teppiche sind mitunter eine relevante Quelle für Substanzen mit niedrigem Geruchsschwellenwert wie Vinylcyclohexen oder 4-Phenylcyclohexen sowie weiterer Verbindungen wie trimeres Isobuten (Sollinger und Levsen 1992, Loidl und Pagani 1996). Als Hauptquelle dieser Substanzen stellte sich bei einer österreichischen Untersuchung vor allem die Rückenbeschichtung von Teppichen heraus (Tappler et al. 1994).

Die bis in die neunziger Jahre als Feuchteisolierung verwendeten Teerepoxyanstriche führen neben der Abgasung an polyzyklischen aromatischen Kohlenwasserstoffen (PAK) zu einer Beeinträchtigung der Innenraumluftequalität durch naphthalinartige Gerüche (Brown et al. 1990). Die für den Geruch verantwortlichen Methylnaphthaline können sowohl der Gruppe der flüchtigen organischen Verbindungen als auch der PAK zugeordnet werden. Ähnliches gilt für die Gruppe der charakteristisch riechenden Chlornaphthaline, die in der Vergangenheit als Wirkstoffe für Holzschutzmittel eingesetzt wurden (Pluschke et al. 1996).

Erwähnenswert ist auch die Gruppe der Triphosphate und Chlornaphthaline, die in jüngster Zeit in den Mittelpunkt des Interesses gerückt sind und deren Raumluftekonzentrationen abhängig von der Flüchtigkeit mitunter relevante Werte annehmen können. Triphosphate werden vor allem als Flammschutzmittel und als Weichmacher in Bodenbeschichtungen eingesetzt.

### **1.2.12 Sehr flüchtige organische Verbindungen (VVOC)**

Als VVOC werden organische Substanzen mit Siedepunkten unter etwa 50 - 100 °C (WHO 1989) bzw. unter dem Siedepunkt von n-Hexan (ECA 1997) bezeichnet. Die bekanntesten Vertreter sind Butan, Propan und Aceton. Die Konzentrationen der in Bauprodukten enthaltenen VVOC (meist Lösungsmittelbestandteile) verringern sich in der Regel nach Fertigstellung von Bauarbeiten aufgrund der hohen Flüchtigkeit sehr rasch.

Diskontinuierlich in höheren Konzentrationen freigesetzte VVOC im Zuge von Körperpflege (z.B. Aceton als Nagellackentferner), Reinigung (Möbelpolituren) und Hobbytätigkeiten (Lösungsmittel für Klebstoffe) können kurzfristig hohe Konzentrationen an VVOC in der Innenraumluft verursachen.

### **1.2.13 Mittelflüchtige organische Verbindungen (SVOC)**

Als SVOC werden organische Substanzen mit Siedepunkten zwischen etwa 240 - 260 °C und 280 - 400 °C (WHO 1989) bzw. über dem Siedepunkt von n-Hexadecexan (ECA 1997) bezeichnet. SVOC liegen zum Teil staubgebunden vor.

Es besteht seitens der Industrie die Tendenz, vermehrt schwerflüchtige organische Verbindungen (SVOC) wie TXIB oder bestimmte Phthalate in Bauprodukten einzusetzen. Es handelt sich dabei meist um Ester und Ether mehrwertiger Alkohole, die sich als Bestandteil lösungsmittelarmer Rezepturen von Wandfarben und so genannter „Wasserlacke“ finden. Bei den in der Raumlufthäufiger detektierten Substanzen handelt es sich durchwegs um Glykole, Glykolether und deren Acetate (Plieninger 1998). Mit dem zu beobachtenden Ersatz leichter flüchtiger Lösungsmittel durch höher siedende Stoffe verlängert sich die Zeitspanne, während welcher mit relevanten Emissionen zu rechnen ist. Die verwendeten SVOC können zum Teil auch in der Raumluftlängere Zeit nach Anwendung in überraschend hohen Konzentrationen nachgewiesen werden.

### **1.2.14 Gesundheitliche Auswirkungen von organischen Verbindungen**

Auswirkungen einzelner organischer Verbindungen (meist VOC) auf die Gesundheit und das Wohlbefinden des Menschen umfassen ein weites Spektrum, das von sensorischen Wahrnehmungen (Gerüche, Reizerscheinungen) bereits bei niedrigen Konzentrationen bis hin zu meist erst bei höheren Konzentrationen auftretenden toxischen Langzeiteffekten reicht. Von besonderer Bedeutung ist die Tatsache, dass es sich bei einem Teil der für niedrigere Konzentrationen angegebenen Effekte um Sinneswahrnehmungen oder andere Wirkungen handelt, die sich der Überprüfung im Tierversuch weitgehend oder vollständig entziehen (BMLFUW 2004). VOC-Gemische können bereits in niedrigen Konzentrationen unspezifische Effekte auslösen. Von besonderer Bedeutung ist dabei die Reizung der Schleimhäute der Augen, Nase und Atemwege. Auch Kopfschmerzen, Müdigkeit, Konzentrationsschwäche, Übelkeit, erhöhte Körpertemperatur und andere unspezifische Symptome können auftreten (Molhave 1991). Molhave (1991) hat auf der Basis von experimentellen Untersuchungen an Probanden Zusammenhänge zwischen der Konzentration eines definierten VOC-Gemisches und Befindlichkeitsbeeinträchtigungen ermittelt. Es fanden sich systematische Beziehungen zwischen der Konzentration der eingesetzten VOC-Mischung als Summenwert und Wirkungen:

Summe-VOC Konzentration (mg/m <sup>3</sup> )	Wirkungen
< 0,2	Keine Reizwirkung, keine Beeinträchtigung des Wohlbefindens
0,2 ... 3	Bei Wechselwirkung mit anderen Expositionsparametern Reizwirkung oder Beeinträchtigung des Wohlbefindens
3 ... 25	Reizwirkung und/oder Beeinträchtigung des Wohlbefindens, bei Wechselwirkung mit anderen Expositionsparametern können Kopfschmerzen auftreten
> 25	Kopfschmerzen und weitere neurotoxische Wirkungen möglich

Tabelle 4: Beziehung zwischen Gesamtkonzentrationen einer VOC-Mischung und Expositionswirkungen nach Molhave (1991)

Neben der direkten gesundheitlichen Wirkung von organischen Verbindungen können Sekundärverbindungen in der Innenraumlufte (z.B. schleimhautreizende Substanzen aus Terpenen durch Oxidation mit Luftsauerstoff) entstehen (Wolkoff et al. 1999). Ähnliche Reaktionsmechanismen sind aufgrund der chemischen Doppelbindungen auch bei Leinöl oder Latex zu erwarten.

### 1.2.15 Richt- und Orientierungswerte für flüchtige organische Verbindungen

In der vom Umweltministerium und der österreichischen Akademie der Wissenschaften herausgegebenen Richtlinie zur Bewertung der Innenraumlufte werden Richtwerte für die Innenraumlufte festgelegt (BMLFUW 2004, AK-Innenraumlufte 2004). Die angegebenen österreichischen Richtwerte werden in der Regel als wirkungsbezogene Innenraumrichtwerte (WIR) definiert, wobei ein WIR jene Konzentration darstellt, bei deren Unterschreitung gemäß dem derzeitigen Wissensstand mit keiner schädigenden Wirkung zu rechnen ist.

Für Tetrachlorethen (auch PER oder TCE) ist der WIR mit 250 µg/m<sup>3</sup> als 7-Tages-Mittelwert festgelegt. Bei Überschreitung dieses Wertes sind Maßnahmen einzuleiten, die nach dem Stand der Technik geeignet sind, eine Reduktion der Raumluftekonzentration herbeizuführen. Der WIR für Styrol beträgt 40 µg/m<sup>3</sup> als 7-Tages-Mittelwert. Bei Unterschreiten des Wertes von 10 µg/m<sup>3</sup> Styrol bei einer Kurzzeitmessung unter worst-case Bedingungen wird davon ausgegangen, dass auch der WIR unterschritten ist. Eine Langzeitmessung ist dann nicht erforderlich (BMLFUW 2004).

Für die Substanz Toluol aus der Gruppe der aromatischen Kohlenwasserstoffe existiert zur Zeit erst ein Richtwertvorschlag. Darin wird ein WIR von 75 µg/m<sup>3</sup> als Halbstunden-Mittelwert festgesetzt. (AK-Innenraumlufte 2004).

Für die krebserregende Substanz Benzol werden keine wirkungsbezogenen Grenzkonzentrationen, sondern nur Werte zur Begrenzung des Krebsrisikos angegeben. In den Luftqualitätskriterien VOC wird ein Aktionswert von 10 µg/m<sup>3</sup> und ein Zielwert von 2,5 µg/m<sup>3</sup> jeweils als Jahresmittelwert angegeben (BMUJF 1997). Der Grenzwert im Immissionsschutzgesetz-Lufte beträgt 5 µg/m<sup>3</sup> (IG-L 2001).

Aus kontrollierten Wirkungsstudien mit VOC-Gemischen definierter Zusammensetzung kann geschlossen werden, dass die Wahrscheinlichkeit für das Auftreten von Reizwirkungen und Geruchswahrnehmungen mit steigender Gesamtkonzentration des Gemisches, ausgedrückt als VOC-Gesamtkonzentration, zunimmt. Wegen der Variabilität der Zusammensetzung des VOC-Spektrums und der daraus resultierenden Vielfalt möglicher Wirkungsendpunkte lassen sich jedoch keine abgesicherten Dosis-Wirkungs-Beziehungen angeben.

Substanz	Bezeichnung	Raumluftkonzentration [mg/m <sup>3</sup> ]	Bemerkungen
Tetra- chlorethen (TCE, PER)	WIR – wirkungsbezogener Innenraumrichtwert (BMLFUW 2004)	0,250	7-Tages Mittelwert
	Grenzwert für Innenräume in Deutschland Bundes- immissionsschutzgesetz (1990)	0,1	7-Tages Mittelwert
Styrol	WIR – wirkungsbezogener Innenraumrichtwert (BMLFUW 2004)	0,040	7-Tages Mittelwert
		0,010	Stunden-Mittelwert, bei Unterschreitung keine 7-Tages Messung nötig
	Dt. Innenraumrichtwert Ad-hoc Arbeitsgruppe der IRK (Sagunski 1998)	0,03	Richtwert I: bei Unterschreitung wird keine Gefährdung angenommen
		0,03 ... 0,3	Zwischenbereich: über das übliche Maß hinausgehende, hygienisch unerwünschte Belastung
		0,3	Richtwert II: Akuter Handlungsbedarf
Toluol	WIR – wirkungsbez. Innenraumrichtwert (AK-Innenraumluft 2004)	0,075	Stunden-Mittelwert Vorschlag, noch nicht veröffentlicht
	WIK – wirkungsbez. Immissionsgrenzkonz. (BMUJF 1997)	0,300	Luftqualitätskriterien VOC, Akademie der Wissenschaften, Tagesmittelwert
	Dt. Innenraumrichtwert Arbeitsgruppe der IRK (Sagunski 1998)	0,3	Richtwert I: bei Unterschreitung keine Gefährdung
		0,3 ... 3	Zwischenbereich: über das übliche Maß hinausgehende, hygienisch unerwünschte Belastung
		3	Richtwert II: Akuter Handlungsbedarf
Xylole	WIK – wirkungsbez. Immissionsgrenzkonz. (BMUJF 1997)	0,350	Tagesmittelwert
Benzol	Immissionsschutzgesetz Luft (IG-L 2001)	5 µg/m <sup>3</sup>	Grenzwert
	(BMUJF 1997)	10 µg/m <sup>3</sup>	Jahresmittelwert
		2,5 µg/m <sup>3</sup>	Zielwert
C <sub>1</sub> -C <sub>4</sub> - Alkylbenzole	Landesgesundheitsbehör- de Hamburg, Deutsch- land (Sagunski 2004)	0,3	Richtwert I: bei Unterschreitung keine Gefährdung
		0,3 ... 3	Zwischenbereich: über das übliche Maß hinausgehende, hygienisch unerwünschte Belastung

Substanz	Bezeichnung	Raumluftkonzentration [mg/m <sup>3</sup> ]	Bemerkungen
		3	Richtwert II: Akuter Handlungsbedarf
Naphthalin	Deutsche Innenraumrichtwerte Ad-hoc Arbeitsgruppe der IRK (Sagunski und Heger 2004)	0,002	Richtwert I: bei Unterschreitung keine Gefährdung
		0,002 ... 0,02	Zwischenbereich: über das übliche Maß hinausgehende, hygienisch unerwünschte Belastung
		0,02	Richtwert II: Akuter Handlungsbedarf
Monochlornaphtalin	Landesgesundheitsbehörde Hamburg, Deutschland (Sagunski 2004)	0,002	Richtwert I: bei Unterschreitung keine Gefährdung
		0,002 ... 0,02	Zwischenbereich: über das übliche Maß hinausgehende, hygienisch unerwünschte Belastung
		0,02	Richtwert II: Akuter Handlungsbedarf
C <sub>9</sub> -C <sub>14</sub> -Alkane/-Isoalkane	Landesgesundheitsbehörde Hamburg, Deutschland (Sagunski 2004)	1	Richtwert I: bei Unterschreitung keine Gefährdung
		1 ... 10	Zwischenbereich: über das übliche Maß hinausgehende, hygienisch unerwünschte Belastung
		10	Richtwert II: Akuter Handlungsbedarf
Bicyclische Terpene	Deutsche Innenraumrichtwerte Ad-hoc Arbeitsgruppe der IRK (Sagunski und Heinzow 2003)	0,2	Richtwert I: bei Unterschreitung keine Gefährdung
		0,2 ... 2	Zwischenbereich: über das übliche Maß hinausgehende, hygienisch unerwünschte Belastung
		2	Richtwert II: Akuter Handlungsbedarf
Monocyclische Terpene	Landesgesundheitsbehörde Hamburg, Deutschland (Sagunski 2004)	0,2	Richtwert I: bei Unterschreitung keine Gefährdung
		0,2 ... 2	Zwischenbereich: über das übliche Maß hinausgehende, hygienisch unerwünschte Belastung
		2	Richtwert II: Akuter Handlungsbedarf
N-Methylpyrrolidon	Landesgesundheitsbehörde Hamburg, Deutschland (Sagunski 2004)	0,04	Richtwert I: bei Unterschreitung keine Gefährdung
		0,04 ... 0,4	Zwischenbereich: über das übliche Maß hinausgehende, hygienisch unerwünschte Belastung
		0,4	Richtwert II: Akuter Handlungsbedarf
Propanal, Hexanal, Furfural	Landesgesundheitsbehörde Hamburg, Deutschland (Sagunski 2004)	0,002	Richtwert I: bei Unterschreitung keine Gefährdung



Substanz	Bezeichnung	Raumluftkonzentration [mg/m <sup>3</sup> ]	Bemerkungen
C <sub>2</sub> -C <sub>6</sub> -Aldehyde	Landesgesundheitsbehörde Hamburg, Deutschland (Sagunski 2004)	1	Richtwert II: Akuter Handlungsbedarf
Dichlormethan	Deutsche Innenraumrichtwerte Ad-hoc Arbeitsgruppe der IRK (Witten, Sagunski und Wildeboer 1997)	0,2	Richtwert I: bei Unterschreitung keine Gefährdung
		0,2 ... 2	Zwischenbereich: über das übliche Maß hinausgehende, hygienisch unerwünschte Belastung
		2	Richtwert II: Akuter Handlungsbedarf
Siloxan D5	Landesgesundheitsbehörde Hamburg, Deutschland (Sagunski 2004)	0,3	Richtwert I: bei Unterschreitung keine Gefährdung
		0,3 ... 3	Zwischenbereich: über das übliche Maß hinausgehende, hygienisch unerwünschte Belastung
		3	Richtwert II: Akuter Handlungsbedarf
MMA	Landesgesundheitsbehörde Hamburg, Deutschland (Sagunski 2004)	0,1	Richtwert I: bei Unterschreitung keine Gefährdung
		0,1 ... 1	Zwischenbereich: über das übliche Maß hinausgehende, hygienisch unerwünschte Belastung
		1	Richtwert II: Akuter Handlungsbedarf
TXIB	Landesgesundheitsbehörde Hamburg, Deutschland (Sagunski 2004)	0,01	Richtwert I: bei Unterschreitung keine Gefährdung
		0,01 ... 1	Zwischenbereich: über das übliche Maß hinausgehende, hygienisch unerwünschte Belastung
		1	Richtwert II: Akuter Handlungsbedarf

Tabelle 5: Österreichische und deutsche Richtwerte für ausgewählte VOC

Aufgrund der beschriebenen Einschränkungen der Aussagekraft eines Summenparameters VOC werden in der österreichischen Richtlinie zur Bewertung der Innenraumlufte keine Richt-, sondern lediglich Orientierungswerte festgelegt (BMLFUW 2004). Konzentrationen im Bereich unter etwa 0,3 mg/m<sup>3</sup> sind als niedrig zu bezeichnen. Konzentrationen zwischen etwa 0,3 und 0,5 mg/m<sup>3</sup> sind durchschnittlich. Der geringfügig erhöhte Bereich liegt zwischen etwa 0,5 und 1 mg/m<sup>3</sup>. Konzentrationen zwischen etwa 1 und 3 mg/m<sup>3</sup> sind als deutlich erhöht zu bezeichnen. Summenkonzentrationen an VOC über etwa 3 mg/m<sup>3</sup> werden als stark erhöht bewertet. Mit steigender Konzentration nimmt auch die Wahrscheinlichkeit zu, dass sich spezifische Quellen an VOC in den jeweiligen Innenräumen befinden. Diese Werte haben keinen toxikologischen Hintergrund, sondern spiegeln die in der Praxis auftretenden Konzentrationsbereiche wider.

Bezeichnung	Bewertung der Konzentration	Raumluftkonzentration [mg/m <sup>3</sup> ]	Bemerkungen
Österreichische Richtlinie zur Bewertung der Innenraumluft (BMLFUW 2004)	Niedrig	< 0,300	Keine Richtwerte, keine scharfen Abgrenzungen der Bereiche, keine toxikologische Bewertung, Angabe des Messverfahrens nötig
	Durchschnittlich	0,300 ... 0,500	
	Leicht erhöht	0,500 ... 1,000	
	Deutlich erhöht	1,000 ... 3,000	
Schleibinger et al. (2002)	Zielwert	< 0,300	Keine Definition der Messmethodik, keine toxikologische Bewertung
	Richtwert	1,000	
Deutsche Innenraumrichtwerte Ad-hoc Arbeitsgruppe der IRK/ AGLMB (Seifert 1999)	Hygienischer Vorsorgebereich	< 0,2 ... 0,3	Richtwerte für TVOC, keine scharfen Abgrenzungen der Bereiche, keine toxikologische Bewertung
	Für dauernd benutzte Räume	< 1 ... 3	
	Nur vorübergehend zumutbar	10 ... 25	

Tabelle 6: Österreichische und deutsche Orientierungswerte für die Bewertung des Summenparameters-VOC

In Deutschland wurden für einzelne Substanzklassen von VOC Richt- und Zielwerte publiziert. Diese Werte stellen jedoch keine toxikologisch abgeleiteten Werte im Sinne von wirkungsbezogenen Innenraumrichtwerten dar.

Substanzklasse	Richtwerte nach Schleibinger et al. (2002) [µg/m <sup>3</sup> ]	Zielwerte nach Schleibinger et al. (2002) [µg/m <sup>3</sup> ]	Zielwerte nach Seifert (1990b) [µg/m <sup>3</sup> ]
Summe Alkane	200	50	100
Summe Aromaten	200	50	50
Summe Terpene und Sesquiterpene	150	40	30
Summe Chlorierte Kohlenwasserstoffe	20	5	30 (Halogenierte KW)
Summe Aldehyde	120	50	20 (Aldehyde/Ketone)
Summe Ketone	50	20	
Summe Glykolester und -ether	100	20	20 (Ester)
Summe Ester einwertiger Alkohole	50	20	
Summe Alkene	10	5	
Summe Alkohole	50	20	
Andere			50

Tabelle 7: Ziel- und Richtwerte für Klassen von VOC

## 1.3 Biozide

### 1.3.1 Eigenschaften und Vorkommen

Biozide sind keine homogene chemische Stoffklasse, sondern werden aufgrund ihrer Wirkung so bezeichnet. Zu den wichtigsten gesundheitlich relevanten Verbindungen zählen persistente Verbindungen wie Pentachlorphenol (PCP), Lindan oder DDT.

Biozide werden in Innenräumen hauptsächlich in der Holzbehandlung und in der Schädlingsbekämpfung eingesetzt. Ein weiteres Anwendungsgebiet sind Textilien, hier vor allem Pyrethroide in Wollteppichen. Auch sogenannte „Insektenstecker“ können eine Quelle an Bioziden (meist Pyrethroide) sein.

### 1.3.2 Pentachlorphenol (PCP)

Pentachlorphenol (PCP) ist eine beständige, geruchlose Substanz, die nahezu unlöslich in Wasser ist. Es ist ein starkes Gift für Bakterien, Algen, Pilze und Hefen. Infolgedessen wurde PCP überwiegend als Fungizid für Holz oder Holzprodukte eingesetzt. Weiters fand diese Substanz als Konservierungsmittel bei Dispersionsfarben Verwendung. In Innenräumen ist besonders der Einsatz als Fungizid bei Holz und Holzprodukten relevant. Auch im Latexrücken von Teppichen wurden vereinzelt erhöhte Konzentrationen von PCP nachgewiesen.

PCP wurde mittlerweile in Österreich in allen Anwendungsbereichen wegen seiner akuten und chronischen Toxizität sowie wegen des Gehalts an Dioxinen und Furanen verboten (PCP Verordnung 1991). Trotzdem werden auch noch in Räumen, die vor Jahrzehnten mit solchen Holzschutzmitteln behandelt wurden, hohe Werte von PCP und dem meist gemeinsam verwendeten Lindan nachgewiesen.

PCP lagert sich an Einrichtungsgegenstände, Textilien, dem Verputz und dem Hausstaub an, sodass auch nach einer Entfernung der Quelle der Gehalt im Hausstaub hoch bleiben kann. Durch die vielfältige Verwendung von PCP ist diese Substanz im Blut auch von unbelasteten Menschen nachweisbar. Die Substanz kann in den menschlichen Organismus sowohl über die Atemwege als auch über den Verdauungstrakt oder die Haut resorbiert werden.

Die dokumentierten Angaben zu akuten Intoxikationen in der Industrie stammen aus Unglücksfällen. Hierbei findet man das Vorliegen einer Hyperthermie, eines Blutdruckanstieges, Kopfschmerzen, Apathie, Reizzustände an Haut und Schleimhäuten, Gliederschmerzen, Parästhesien, Akrozyanose, Übelkeit, Bauchschmerzen und Erbrechen. Chronische Intoxikationen können sich in Müdigkeit, Kopfschmerzen, Konzentrationsschwäche, Antriebsschwäche, Schleimhautreizungen, Appetitlosigkeit, Abmagerung, Durchfälle, Gelenk- und Knochenschmerzen, Schlafstörungen, akneförmige Hautveränderung (sog. Chlorakne, durch Dioxin-Verunreinigungen von technischem PCP bedingt), Immunschwäche, häufige Infektionen, Störung der Blutbildung, Leberschäden, periphere Neuropathien, Depressionen und Hyperpigmentierungen im Gesicht äußern (Heinzow 1993).

In Einzelfällen traten schwere Erkrankungen bei Holzschutzmittel-Anwendern auf, für die ein ursächlicher Zusammenhang mit PCP aber nicht zu beweisen, allerdings auch nicht zu widerlegen war. Hinter den häufig beschriebenen längerfristigen Krankheitssymptomen wurden unter anderem auch Verunreinigungen, v.a. des technischen PCP durch Polychlorierte Dibenzodioxine und Polychlorierte Dibenzofurane als Auslöser vermutet.

Aus Tierversuchen liegen Hinweise auf kanzerogene Mechanismen vor. Aus diesem Grund wird PCP in der Grenzwertverordnung in die Gruppe eindeutig krebserzeugender Arbeitsstoffe (Gruppe A2, im Tierversuch krebserzeugend) eingeordnet (Grenzwerte-

Verordnung 2003). Der epidemiologische Nachweis, dass PCP auch beim Menschen bösartige Neubildungen hervorrufen kann, wurde bislang nicht erbracht.

### 1.3.3 Lindan

Bei Lindan (Gamma-Hexachlorcyclohexan) handelt es sich um eine umweltstabile Substanz, die früher aufgrund ihrer Wirkung gegen Insekten in Holzschutzmitteln sowie zur Bekämpfung von Ameisen, Motten, etc. eingesetzt wurde. Heute ist Lindan u. a. noch in medizinischen Präparaten zur Bekämpfung von Kopfläusen enthalten.

Die Belastung etwa der Muttermilch mit Lindan ist in den letzten Jahrzehnten zurückgegangen. In der Innenraumluft liegen die Konzentrationen heute meist unter  $0,1 \mu\text{g}/\text{m}^3$  (Tappler 2005).

Lindan wirkt (in hohen Dosen) neurotoxisch und schädigt bei chronischer Einwirkung die Leber. Bei Mäusen wurden Lebertumoren induziert. Ob Lindan mutagen wirkt, ist umstritten. Weiters wurden u. a. Effekte auf das Immunsystem sowie östrogene Wirkungen beobachtet (Mersch-Sundermann 2001).

### 1.3.4 Dichlofluanid

Dichlofluanid wurde 1964 als Wirkstoff von Pflanzen- und Holzschutzmitteln eingeführt. Untersuchungen zum Langzeitverhalten sind bisher nicht bekannt. Dichlofluanid wird als Wirkstoff gegen Pilzbefall in Holzschutzmitteln verwendet. Dichlofluanid ist einer der am häufigsten eingesetzten bläuewidrigen Wirkstoffe in lösemittelhaltigen Präparaten. Es kommt aber auch in Lacken und sonstigen Anstrichmitteln zum Einsatz.

Die akute Toxizität von Dichlofluanid ist (im Tierversuch) gering. Nach Einatmen größerer Mengen sind lokale Reizerscheinungen möglich. Weiters werden unter anderem mutagene und gentoxische Wirkungen diskutiert (Mersch-Sundermann und Kevekordes 2001a). Dichlofluanid ist auch ein Kontaktallergen.

### 1.3.5 Pyrethroide

Pyrethroide (bekanntester Vertreter: Permethrin) sind synthetische Insektizide, die sich vom Pyrethrum, das in den Blüten mehrerer Chrysanthemenarten vorkommt, ableiten. Sie sind umweltstabil und lipophil. Pyrethroide finden sich in Insektensprays, -strips und -steckern, in Entwesungsmitteln, Mitteln gegen Flöhe und Kopfläuse und in Holzschutzmitteln. Weiters werden Wollteppiche, Textilien und Möbel damit ausgerüstet (Mersch-Sundermann und Kevekordes 2001b). Permethrin kann daher in den meisten Wohnungen im Hausstaub nachgewiesen werden. Pyrethroide werden darüber hinaus auch über Lebensmittel (Rückstände von Pflanzenschutzmitteln) aufgenommen.

Als hochwirksame Nervengifte führen Pyrethroide im Fall von Vergiftungen vor allem zu neurologischen Symptomen. Vermutlich gibt es empfindlichen Personen, bei denen schon geringe Konzentration zu Reizungen der Schleimhäute, Augen und der Haut führen (BgVV 2000). Es kann zu Missempfindungen und Taubheitsgefühlen der Haut, gelegentlich zu Benommenheit und Kopfschmerz kommen. Die Symptome gelten im Allgemeinen als reversibel (Otto und von Mühlendahl 2003). Diskutiert werden weiters u.a. krebserzeugende Wirkungen verschiedener Pyrethroide (Mersch-Sundermann und Kevekordes 2001b).

### 1.3.6 DDT (Dichlordiphenyltrichlorethan)

Der chlorierte Kohlenwasserstoff DDT wurde vor 130 Jahren erstmals synthetisiert. 1939 entdeckte der Schweizer Chemiker Müller seine insektizide Wirkung. Damit stand ein billiges Mittel für die Malariabekämpfung zur Verfügung. DDT ist ein Musterbeispiel für eine Substanz, die in der Natur nur langsam abgebaut wird und sich in der Nahrungskette anreichert. Zu den

bekanntesten Wirkungen von DDT bzw. seines Metaboliten DDE zählen die Verweiblichung von männlichen Tieren und die Reduktion der Eischalendicke von Vögeln.

Weltweit gesehen kam DDT von 1940 bis 1972 vor allem in der Landwirtschaft zur Anwendung (schätzungsweise 80 % der ausgebrachten Menge). In den frühen 70er-Jahren wurde DDT in zahlreichen Industrieländern verboten. In der ehemaligen DDR wurde das DDT- (und Lindan-) haltige Holzschutzmittel Hylotox 59 bis 1989 eingesetzt. Vor allem auf Dachböden wurden – auf Grund der mit dem Mittel imprägnierten Dachstühle – bei Messungen in den 90er-Jahren hohe Konzentrationen in der Raumluft gefunden (bis ca.  $4,9 \mu\text{g}/\text{m}^3$  DDT); weiters in Wohnungen, in denen Holzeinbauten oder Möbel mit Hylotox 59 imprägniert worden waren (Konzentrationen bis ca.  $1,2 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ) (Baudisch und Prösch 2000).

DDT dürfte auch beim Menschen Einfluss auf die Reproduktion haben (Fruchtbarkeit, Frühgeburtlichkeit, etc.). Ob DDT das Krebsrisiko erhöht, ist umstritten. Beschrieben wurden weiters negative Effekte auf das Immunsystem (z.B. Perez-Maldonado et al. 2004).

### 1.3.7 Polychlorierte Sulfonamid-Diphenylether und Amino-Diphenylether

Polychlorierte Sulfonamid-Diphenylether / Polychlorierte Amino-Diphenylether wurden als insektizide Wirkstoffe in den 80er-Jahren z.B. in Schurwollteppichen eingesetzt. Bei diesen Substanzen handelt es sich um schwererflüchtige chlororganische Verbindungen. Polychlorierte Sulphonamid-Diphenylether (PCSD) und polychlorierte Amino-Diphenylether (PCAD) haben abhängig vom Chlorierungsgrad Siedepunkte zwischen  $400 \text{ }^\circ\text{C}$  und  $600 \text{ }^\circ\text{C}$ . PCAD treten dabei als technische Verunreinigungen der PCSD und auch als deren primäres Abbauprodukt auf. In technischen Gemischen weisen PCSD- und PCAD-Moleküle 4 bis 7 Chloratome auf. Zur Toxizität der PCSD und PCAD liegen nur sehr wenige Daten vor. Zur Reproduktionstoxizität, Mutagenität und Kanzerogenität liegen keine substanzspezifischen Angaben vor.

Zur Toxizität von polychlorierten Sulphonamid-Diphenylether-Gemischen liegen ausschließlich Angaben des Herstellers (Fa. BAYER AG) vor (ARGUK 2004). Zur akuten Toxizität des Produktes EULAN<sup>®</sup> WA neu nennt dieser einen  $\text{LD}_{50}$  von  $1000 \text{ mg}/\text{kg}$ . Bezogen auf den Wirkstoff-Anteil von 20 % bedeutet dies einen  $\text{LD}_{50}$  von  $200 \text{ mg}/\text{kg}$  für das Wirkstoff-Gemisch. Zur chronischen Toxizität des Wirkstoff-Gemisches wird von derselben Quelle ein NOEL von  $3 \text{ mg}/\text{kg}$  Körpergewicht und Tag, ermittelt an Ratten, angegeben.

Zur Toxizität der polychlorierten Amino-Diphenylether liegen keinerlei Daten vor. PCAD stellen allerdings aromatische Amine dar. Aus dieser Stoffgruppe sind bereits einige Substanzen als krebserzeugend eingestuft.

### 1.3.8 Richt- und Orientierungswerte

In Deutschland liegt der Richtwert I für Pentachlorphenol bei  $0,1 \mu\text{g}/\text{m}^3$  ( $100 \text{ ng}/\text{m}^3$ ), der Richtwert II bei  $1 \mu\text{g}/\text{m}^3$  ( $1000 \text{ ng}/\text{m}^3$ ). Für eine Beurteilung der Situation wurden bei bewohnten Gebäuden weitere Untersuchungen (Biomonitoring) gefordert (Ad-hoc Arbeitsgruppe 1997).

Ein älteres Bewertungsschema, das für PCP und Lindan publiziert wurde, kann für die Beurteilung eines Sanierungsbedarfes bzw. zur Festlegung der weiteren Vorgangsweise eingesetzt werden (Blessing und Derra 1992). Bei Raumluftkonzentrationen kleiner  $0,1 \mu\text{g}/\text{m}^3$  wird unbelastete Luft angenommen. Bei Werten bis zu  $0,25 \mu\text{g}/\text{m}^3$  ergibt sich in der Regel noch kein akuter Handlungsbedarf. Bei Werten zwischen  $0,25 - 0,5 \mu\text{g}/\text{m}^3$  wurde unter Berücksichtigung des Vorsorgeprinzips zumindest ein mittelfristiger Sanierungsbedarf gesehen. Bei Werten zwischen  $0,5 - 1 \mu\text{g}/\text{m}^3$  besteht nach diesem Schema bereits akuter Handlungsbedarf. Werte über  $1 \mu\text{g}/\text{m}^3$  führen in der BRD in der Regel zur Schließung von

öffentlichen Einrichtungen bis zur erfolgreichen Sanierung. Bei 1 µg/m<sup>3</sup> liegt der vom ehem. BGA/ Berlin festgelegte Richtwert.

PCP	Raumluftkonzentration [µg/m <sup>3</sup> ]	Bemerkungen
Bundesgesundheitsamt Deutschland (Balfanz et al. 1992b)	1	bei Überschreitung Sanierungsbedarf
Ad-hoc Arbeitsgruppe der IRK/ AGLMB, Deutschland (Ad-hoc Arbeitsgruppe 1997)	0,1	Richtwert I: bei Unterschreitung keine Gefährdung
	0,1 ... 1	Zwischenbereich: über das übliche Maß hinausgehende, hygienisch unerwünschte Belastung
	1	Richtwert II: Akuter Handlungsbedarf

Tabelle 8: Richtwerte für Pentachlorphenol – Raumluft

Für alle weiteren Biozide sind keine allgemein verwendeten Richtwerte für die Raumluft bekannt. Für einige Substanzen wäre ein solcher auch nicht sinnvoll, da es sich um Stoffe handelt, deren Flüchtigkeit gering ist und die sich fast ausschließlich im Hausstaub anlagern (z.B. Permethrin).

Für den Hausstaub, der in der Regel als Sammelmedium für Biozid vor allem bei Screenings herangezogen wird, existieren eine Reihe von Bewertungsvorschlägen.

Für PCP wird von der deutschen Richtlinie für die Bewertung und Sanierung Pentachlorphenol (PCP)-belasteter Baustoffe und Bauteile in Gebäuden ein Wert von 1 mg/kg (Wochenstaub) bzw. 5 mg/kg (Altstaub) als Richtwert definiert, bei dessen Überschreitung weitere Maßnahmen, wie Material- oder Luftuntersuchungen, vorzunehmen sind (PCP-Richtlinie 1997). Bei erhöhten Werten ist eine Holzschutzmittelbehandlung von Holz oder Holzwerkstoffen in den betreffenden Räumen sehr wahrscheinlich. Die vom deutschen Umweltbundesamt (UBA 2005) im so genannten „Umwelt-Survey 1998“ in repräsentativen Wohnungen ermittelten Werte geben einen guten Überblick über durchschnittlich zu erwartende Konzentrationen:

Substanz	Konzentrationsangaben [mg/kg]	
	50 Perzentil	90 Perzentil
Pentachlorphenol (PCP)	0,2	1,6
Lindan	< 0,05	0,28
Permethrin	0,17	4,8

Tabelle 9: Orientierungswerte Hausstaub Innenraum (UBA 2005)

Weitere Staubrichtwerte wurden als sogenannte AGÖF-Richtwerte publiziert und werden in Deutschland von einer Reihe von Instituten zur Bewertung von Staubkonzentrationen angewendet (AGÖF 2004). Diese Werte haben keinen toxikologischen Hintergrund, geben jedoch die Konzentrationsbereiche an, in denen die in Innenräumen üblicherweise zu messenden Werte liegen.

Die AGÖF-Richtwerte basieren auf statistischer Ableitung und umfassen Hintergrund-, Normal- und Auffälligkeitswerte. Als Hintergrundwert wird dabei das 10-Perzentil der Messwerteverteilung verwendet, als Normalwert das 50-Perzentil und als Auffälligkeitswert das 90 Perzentil. Bei diesen sogenannten AGÖF-Orientierungswerten handelt es sich um keine toxikologische Einschätzung, sondern um einen Vergleich mit real in Innenräumen vorkommenden Konzentrationen.

Der „Hintergrundwert“ beschreibt einen Zustand, der durch die konsequente Vermeidung von Emissionsquellen erreichbar und deswegen grundsätzlich anzustreben ist. Diese Hintergrundwerte sind vielfach kleiner/gleich der Nachweisgrenze der angewandten Methoden.

Der „Normalwert“ stellt die durchschnittliche Belastungssituation des betrachteten Kollektivs dar, die im Allgemeinen auf Quellen im Innenraum zurückgeht. Bei diesen Werten können zwar Innenraumquellen angenommen werden, ein Handlungsbedarf lässt sich daraus üblicherweise jedoch nicht ableiten.

Der „Auffälligkeitswert“ beschreibt eine Überschreitung von in Innenräumen üblichen Konzentrationen und legt das Vorhandensein einer Quelle nahe.

Es ist zu beachten, dass bedingt durch die Probenahme die untersuchte Matrix sehr inhomogen sein kann. Es kann weiters nicht ausgeschlossen werden, dass zufällig schadstoffhaltige Materialteile in den Staub gelangen, wodurch die gemessenen Konzentrationen nicht mehr dem Durchschnittswert entsprechen.

<b>Organo-Chlor-Pestizide</b>	Hintergrundwert 10 Perzentil [mg/kg]	Normalwert 50 Perzentil [mg/kg]	Auffälligkeitswert 90 Perzentil [mg/kg]
Pentachlorphenol (PCP)	<0,1	0,3	1
γ-HCH (Lindan)	<0,1	0,1	0,5
Hexachlorbenzol (HCB)	<0,1	<0,1	0,1
Chlorthalonil	<0,1	<0,1	1,5
Furmecycloxy	<0,1	<0,1	0,5
Heptachlor	<0,1	0,1	0,5
Dichlofluanid	<0,1	0,1	0,2
Tolyfluanid	<0,1	0,1	0,2
Endosulfan 1+2	<0,1	<0,1	0,5
Summe DDE/ DDD/ DDT	<0,1	<0,1	3
Dieldrin	<0,1	<0,1	0,1
Tebuconazol	<0,1	<0,1	0,1
Heptachlorepoxyd	<0,1	<0,1	0,1
Aldrin	<0,1	<0,1	1,0
Endrin	<0,1	<0,1	0,5
Methoxychlor	<0,1	0,1	5
Propiconazol	<0,1	0,1	0,1
<b>Pyrethroide/Pyrethrum</b>			
Allethrin	<0,5	<0,5	1
Tetramethrin	<0,5	<0,5	1
Phenothrin	<0,5	<0,5	1
Permethrin	<0,5	<0,5	5
Cyfluthrin	<0,5	<0,5	1
Cypermethrin	<0,5	<0,5	1
Fenvalerat	<0,5	<0,5	1
Deltamethrin	<0,5	<0,5	1
Piperonylbutoxyd	<0,5	<0,5	1

<b>Organo-Chlor-Pestizide</b>	Hintergrundwert 10 Perzentil [mg/kg]	Normalwert 50 Perzentil [mg/kg]	Auffälligkeitswert 90 Perzentil [mg/kg]
<b>Organo-Phosphorsäureester</b>			
Chlorpyrifos	<0,1	0,1	1
<b>Polychlorierte Diphenylether</b>			
PCSD + PCAD	<0,1	<0,1	10

Tabelle 10: AGÖF-Richtwerte für Biozide im Hausstaub, Auswahl (AGÖF 2004)

## 1.4 Polyzyklische Aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK)

### 1.4.1 Eigenschaften und Vorkommen

PAK werden häufig auch als PAH (polycyclic aromatic hydrocarbons) bezeichnet. Die polyzyklischen aromatischen Kohlenwasserstoffe umfassen weit mehr als 100 Substanzen, deren Moleküle mindestens 2 miteinander verbundene aromatische Ringe aufweisen. PAK finden sich in Abgasen, die bei unvollständiger Verbrennung emittiert werden, weiters etwa in Teer, Autoreifen und Lebensmitteln.

Ende der 90er-Jahre sorgten vor allem in Deutschland alte PAK-haltige Parkettkleber für Besorgnis unter der Bevölkerung und zu entsprechenden Minimierungsbemühungen. Das Vorgehen beim Vorhandensein solcher Klebstoffe ist vom Benzo(a)pyren-gehalt abhängig.

Einen Sonderfall stellen als Feuchteisolierung verwendete Teerepoxyanstriche dar. Neben der Abgasung größerer Mengen an polyzyklischen aromatischen Kohlenwasserstoffen (PAK) kann vor allem der naphthalinartige Geruch zu einer Beeinträchtigung der Innenraumlufqualität führen (Brown et al. 1990).

### 1.4.2 Gesundheitliche Auswirkungen

PAK mit höheren Siedepunkt sind größtenteils an unlösliche Partikel gebunden, überwiegend an Ruß. Diese Partikel sind meist so klein, dass sie bis in die letzten Verzweigungen der Atemwege (Alveolen) gelangen können. Die den Teilchen anhaftenden PAK können in der Lunge abgelöst und dort chemisch verändert werden. Erst durch diese Metabolisierung entstehen aus den aufgenommenen Verbindungen die eigentlichen krebserzeugenden Stoffe.

Die mit Abstand wichtigste biologische Wirkung einer Reihe von PAK ist das kanzerogene Potential. Dieses variiert innerhalb dieser Stoffgruppe. Es reicht von „nicht nachweisbar“ (Benzo[e]pyren) bis zu „sehr stark“ (Benzo[a]pyren). Der Wirkungsmechanismus ist bisher noch nicht ausreichend bestimmt, so dass der große Unterschied in der kanzerogenen Potenz trotz der chemischen Strukturähnlichkeit nicht erklärt werden kann.

Abgas mit hoher PAK-Konzentration hat bei beruflich Exponierten (u.a. Doll et al. 1972, Manz et al. 1982) sowie bei Ratten und Mäusen nach Inhalation dosisabhängig Lungentumoren erzeugt. Anzumerken ist in dieser Hinsicht, dass Abgase (z.B. Dieselmotorenabgas) auch andere kanzerogene Komponenten enthalten und die PAK-Fraktion keineswegs den größten Teil der kanzerogenen Potenz des Verbrennungsgemisches repräsentiert.

Nach intensiven Hautkontakt mit PAK enthaltenden Gemischen wurde beim Menschen und bei Versuchstieren häufig eine kanzerogene Wirkung beobachtet (Pott und Heinrich 1993). Aus verschiedenen Tierexperimenten geht hervor, dass in der Lunge und auf der Haut kanzerogen wirkende PAK auch auf andere Gewebe krebserzeugend wirken, dies allerdings mit unterschiedlicher Stärke. Auch eine systemische Wirkung scheint vorzuliegen (Pott und Heinrich 1993).



Eine Reihe von PAK werden in der MAK-Werte Liste der Grenzwerteverordnung 2003 als im Tierversuch krebserzeugend angeführt. Benzo(a)pyren (BaP) wird von der International Agency for Research against Cancer (IARC, 1987) als „wahrscheinliches Humankarzinogen“ eingestuft. Ältere Parkettkleber auf Teerbasis enthielten große Anteile an PAK. Diese Kleber können nun brüchig werden und gerade bei schadhaftem Parkett zu einer erhöhten Belastung im Hausstaub führen. Die meiste Belastung liegt in Form gröberer, nicht atembare Körner vor (Heudorf und Angerer, 2000). Auch für andere Anwendungen (z.B. Holzstöckelpflaster, Fliesen) wurden Kleber auf Teerbasis eingesetzt.

### 1.4.3 Richt- und Orientierungswerte für Polyzyklische Aromatische Kohlenwasserstoffe

Allgemein gültige Bewertungsmaßstäbe für Polyzyklische Aromatische Kohlenwasserstoffe in der Innenraumlufte sind nicht bekannt. Zur Bewertung einer Raumlufbelastung können Hintergrundwerte dienen, die in unbelasteten Räumen gemessen wurden.

Die Hamburger Gesundheitsbehörde betrachtet das im Tierversuch als krebserregend nachgewiesene Benzo(a)pyren als Leitsubstanz für die Polyzyklischen Aromatischen Kohlenwasserstoffe.

Benzo(a)pyren	Raumlufkonzentration [ng/m <sup>3</sup> ] <sup>1</sup>	Bemerkungen
Landesgesundheitsbehörde Hamburg, Deutschland (Sagunski 2004)	5	Richtwert I: bei Unterschreitung keine Gefährdung
	5 ... 50	Zwischenbereich: über das übliche Maß hinausgehende, hygienisch unerwünschte Belastung
	50	Richtwert II: Akuter Handlungsbedarf

Tabelle 11: Richtwerte für Benzo(a)pyren – Raumlufte

## 1.5 Polychlorierte Biphenyle (PCB)

### 1.5.1 Eigenschaften und Vorkommen

PCB ist die Abkürzung für polychlorierte Biphenyle (Chlorbiphenyle), eine Verbindungsklasse C<sub>12</sub>H<sub>(10-n)</sub>Cl<sub>n</sub>, Molekulargewicht 189 - 499 g/Mol (je nach Chlor-Gehalt), die theoretisch aus 209 Isomeren und homologen Vertretern (Kongeneren) besteht. Diese können nach Ballschmiter und Zell mit der sog. BZ-Nummer charakterisiert werden. Daneben existiert für das Handelsprodukt Aroclor eine vierziffrige Kennzahl. In der Praxis handelt es sich meist um schwer trennbare Gemische mit einem Chlor-Gehalt von ca. 30 - 60 %, die bei Einwirkung von elementarem Chlor auf Biphenyl unter der katalytischer Wirkung von Eisen od. Eisenchlorid entstehen (Römpp 1995).

Von den theoretisch möglichen 209 Kongeneren wurden ungefähr 130 in kommerziellen Produkten eingesetzt. PCB-hältige Materialien wurden vor allem für Außenfugen von

<sup>1</sup> ng/m<sup>3</sup> = Nanogramm pro Kubikmeter

Betonplattenbauten, in bestimmten Wandfarben, jedoch auch als Dehnungsfugen, beim Einbau von Fenstern und Türen in Innenräumen und in Lacken eingesetzt. Der Gesamtanteil von PCBs kann bis zu 30 % betragen, wobei besonders durch die flüchtigeren Kongenere hygienisch bedeutsame Konzentrationen in der Innenraumluft entstehen. Die hohe Beständigkeit von polychlorierten Biphenylen führt in der Umwelt zu ubiquitären Kontaminationen, es kommt weiters zur Akkumulierung im Körper von Lebewesen.

### 1.5.2 Gesundheitliche Auswirkungen

Polychlorierte Biphenyle zählen wie die Dioxine, Furane, DDT und andere chlororganische Verbindungen zu den persistenten Umweltgiften. Daher stellen sie noch immer ein Problem dar, obwohl ihre offene Anwendung schon seit vielen Jahren verboten ist.

Als Hauptquelle der PCB-Belastung des Menschen ist die Nahrung anzusehen. Die Belastung ist jedoch rückläufig. In der Innenraumluft dominieren im Allgemeinen niedriger chlorierte PCB; diese Belastungen werden mehrheitlich für weniger bedenklich angesehen als die durch höher chlorierte PCB aus der Nahrung. Der Grund dafür ist, dass sich niedrig chlorierte Kongenere weniger stark im Körper anreichern (Kommission „Human-Biomonitoring“ 2003). Generell ist die gesundheitliche Bewertung der PCB-Gemische in der Raumluft derzeit noch umstritten.

Die akute Toxizität von PCB-Gemischen ist relativ gering. Erkennbare Effekte werden erst nach längerer Belastung sichtbar. Die vielfältigen Symptome chronischer Vergiftungen beim Menschen wurden bekannt, als 1968 im japanischen Yusho über 10.000 Personen versehentlich kontaminiertes Reisöl (enthielt PCB und PCDF) verzehrt haben. Die tägliche Aufnahme entsprach ca. 160 µg PCB/kg Körpergewicht und ca. 0,9 µg PCDF/kg Körpergewicht über einen Zeitraum zwischen 20 und 190 Tagen (Zimmermann und Schlatter 1995). Es traten unter anderem Veränderungen der Haut wie Chlorakne, Ödeme der Augenlider und Hyperpigmentierungen, Störungen des Immunsystems sowie Veränderungen des Thymus, der Milz und der Leber auf. Desweiteren kam es zu verschiedenen Fortpflanzungsstörungen.

Einige epidemiologische Untersuchungen an beruflich exponierten Personen und Yusho-Patienten weisen im Zusammenhang mit PCB-Exposition auf eine kanzerogene Wirkung beim Menschen hin (WHO 1993).

Gegenwärtig ist von dem Verdacht auszugehen, dass hohe Dosen an PCB die Entstehung von Tumoren fördern könnten. Daher werden von der deutschen MAK-Werte-Kommission PCB als krebserregend eingestuft. Ebenso liegt laut IARC (1987) eine begrenzte Evidenz für PCB als Humankarzinogen und ausreichende Evidenz für Kanzerogenität im Tierversuch vor.

Bei chronischer Belastung können auch niedrige Dosen von PCB diverse toxische Effekte hervorrufen. Die toxikologische Bewertung von PCB ist auch deshalb schwierig, da die Gemische meist mit Furanen und Dioxinen verunreinigt sind.

### 1.5.3 Richt- und Orientierungswerte für Polychlorierte Biphenyle (PCB)

Raumluftkonzentrationen bis 300 ng/m<sup>3</sup> werden vom ehemaligen deutschen Bundesgesundheitsamt (BGA) als unbedenklich angesehen (Vorsorgewert). Bei Konzentrationen zwischen 300 und 3000 ng/m<sup>3</sup> sollte nach BGA-Empfehlung die Quelle der Raumluftverunreinigung aufgespürt und nach Möglichkeit beseitigt werden oder zumindest eine Verminderung der PCB-Konzentration angestrebt werden (Lukassowitz 1990). Der Zielwert einer Sanierung liegt bei weniger als 300 ng/m<sup>3</sup>. Konzentrationen größer 3000 und kleiner 10000 ng/m<sup>3</sup> stellen nach Ansicht des BGA noch kein konkretes Gesundheitsrisiko dar. Es wurde jedoch empfohlen, bei derartig hohen Belastungen Sofortmaßnahmen zur Expositionsminderung durchzuführen (Roßkamp 1992).

Die einschlägigen PCB-Richtlinien der ARGEBAU (1994) sowie der einzelnen Bundesländer in Deutschland<sup>2</sup>, die unter anderem Konzentrationsgrenzen zur Bewertung der PCB-Belastung in Innenräumen und Dringlichkeitsempfehlungen von Sanierungsmaßnahmen enthalten, orientieren sich ebenfalls an den oben genannten Richtwerten. Die PCB-Richtlinie von Nordrhein-Westfalen schätzt Konzentrationen über 3000 ng/m<sup>3</sup> im Unterschied zu anderen Richtlinien so ein, dass akute Gesundheitsschäden nicht auszuschließen sind.

PCB	Raumluftkonzentration [ng/m <sup>3</sup> ]	Bemerkungen
Deutsches Bundesgesundheitsamt (Lukassowitz 1990, Roßkamp 1992)	< 300	unbedenklich
	300 ... 3000	Quelle der Raumluftverunreinigung soll aufgespürt und nach Möglichkeit beseitigt werden, es ist zumindest eine Verminderung der PCB-Konzentration anzustreben
	> 3000	Sofortmaßnahmen zur Expositionsminderung

Tabelle 12: Richtwerte für PCB – Raumluft

## 1.6 Polychlorierte Dibenzodioxine und -furane (PCDD/PCDF)

### 1.6.1 Eigenschaften und Vorkommen

Als Hauptquelle von Polychlorierten Dibenzodioxinen und -furanen (Dioxine und Furane – PCDD/PCDF) in Innenräumen werden Verunreinigungen der dort in Bauprodukten eingesetzten Polychlorierten Biphenyle (PCB) sowie Verunreinigungen des Holzschutzmittels Pentachlorphenol (PCP) betrachtet (Blessing und Derra 1992).

### 1.6.2 Gesundheitliche Auswirkungen

Prinzipiell können Dioxine und Furane eine Reihe toxischer Effekte auslösen: Als Leitsymptom der Dioxinintoxikation gilt die sogenannte Chlorakne (akneartige Hyperkeratose im Gesicht und an den freien Hautstellen), wobei Ausmaß und Dauer der Läsionen von der aufgenommenen Dioxinmenge abhängig ist. Diese Hauterkrankung trat bei hochexponierten Chemiarbeitern sowie bei einigen Anrainern der Chemiefabrik in Seveso nach dem Unfall 1976 auf. Weitere Fälle fanden sich in Japan (Yusho 1968) und Taiwan (Yu-cheng 1979) durch orale Aufnahme von mit Furanen kontaminiertem Reisöl. Dabei zeigte sich, dass Intoxikationen mit PCDD und PCDF prinzipiell ähnliche Symptome verursachen. Damit liegt der Schluß nahe, dass beide Substanzgruppen am gleichen Wirkungsort angreifen bzw. die gleichen biochemischen Reaktionen auslösen .

Immunologische Effekte sind dosisabhängig. im Tierversuch konnte eine ausgeprägte Rückbildung des Thymus bei Exposition gegenüber hohen Dosen (Mikrogramm-Bereich) gefunden werden. Im unteren Nanogramm-Bereich trat bei Versuchstieren eine Verschiebung im Muster der Immunzellen auf (Neubert et al. 1994).

Weitere Auswirkungen sind unter anderem Hirsutismus (abnorm starke Behaarung), Hauterkrankungen (Porphyria cutanea tarda), Leberschäden, Stoffwechselstörungen (Hyperlipidämie), vegetative Funktionsstörungen (z.B. Atmung, Kreislauf), neurologische Symptome (Polyneuropathien) und depressive Symptome.

<sup>2</sup> z.B. PCB-Richtlinie Baden Würthemberg, PCB-Richtlinie Nordrhein Westfalen

Kanzerogene und teratogene Wirkungen der Dioxine/Furane wurden im Tierversuch eindeutig bewiesen (IARC 1997). Es fanden sich besonders hepatozelluläre Karzinome, Schilddrüsenkarzinome, Plattenepithelkarzinome der Lunge sowie Plattenepithelkarzinome der Mundhöhle. Epidemiologische Studien über die Kanzerogenität von Dioxinen/Furanen beim Menschen wurden ebenfalls durchgeführt (z.B. Fingerhut et al. 1991, Zober et al. 1990, Saracci et al. 1991). Die meistzitierte Studie von Fingerhut et al. (1991) untersuchte retrospektiv 5172 Arbeiter in 12 chemischen Betrieben in den USA, die einer Dioxinbelastung (TCDD) am Arbeitsplatz ausgesetzt waren. Als Ergebnis dieser Studie zeigte sich eine geringe, jedoch signifikante Erhöhung der allgemeinen Krebssterblichkeit. Weichteilsarkome waren häufiger als erwartet. Diese Erhöhung war jedoch nicht signifikant. In einer Subgruppe (1520 langzeitexponierte Arbeiter) konnte ein signifikanter Anstieg der Weichteilsarkom- und Lungenkrebssterblichkeit nachgewiesen werden (jedoch geringe Fallzahl bei den Weichteilsarkomen). Die Autorin kam zu dem Schluss, dass diese Studie das früher angenommene hohe Krebsrisiko durch TCDD nicht ohne weiteres bestätigen kann. Außerdem ließ sich nicht ausschließen, ob die untersuchten Arbeiter nicht auch mit anderen Kanzerogenen in Berührung gekommen sind.

Die überwiegende Mehrheit der Befunde aus Mutagenitätsstudien zeigen keine genotoxische Wirkung von 2,3,7,8-TCDD und anderen PCDD-Kongenere. Diese Substanzen bilden auch keine Addukte mit der DNA, weder in vivo noch in vitro (Kociba 1984, Poland und Glover 1979). Von der IARC wurde 2,3,7,8-TCDD 1997 in Gruppe 1 („carcinogenic to humans“) eingestuft.

Für viele polychlorierte Dibenzodioxine und -furane ist die Datenlage für eine abschließende, fundierte toxikologische Bewertung noch nicht ausreichend. Untersuchungen zum Wirkungsmechanismus weisen darauf hin, dass eine Rezeptorbindung der erste Schritt und das gemeinsame Prinzip der toxischen Wirkung sein dürfte. Die toxische Potenz und somit das potentielle Gesundheitsrisiko eines Isomeregemisches lassen sich grob auf Basis der so genannten Toxizitäts-Äquivalenzfaktoren (TEF) abschätzen. Für das „Seveso-Gift“ (2,3,7,8-TCDD) als giftigste Verbindung wurde der Faktor 1 festgelegt, für die anderen Verbindungen – entsprechend ihrer niedrigeren Toxizität – Faktoren kleiner als 1. Das Konzept ist nicht unumstritten und weist zahlreiche Mängel auf (Wittsiepe und Wilhelm 2001).

### 1.6.3 Richt- und Orientierungswerte

Von der Landesgesundheitsbehörde Hamburg wurden Richtwerte für PCDD/PCDF festgelegt (Sagunski 2004).

PCDD/PCDF Toxizitätsäquivalente	Raumluftkonzentration [pg/m <sup>3</sup> ] <sup>3</sup>	Bemerkungen
Landesgesundheitsbehörde Hamburg, Deutschland (Sagunski 2004)	0,5	Richtwert I: bei Unterschreitung keine Gefährdung
	0,5 ... 5	Zwischenbereich: über das übliche Maß hinausgehende, hygienisch unerwünschte Belastung
	5	Richtwert II: Akuter Handlungsbedarf

Tabelle 13: Richtwerte für Polychlorierte Dibenzodioxine und -furane – Raumluft

<sup>3</sup> pg/m<sup>3</sup> = Picogramm pro Kubikmeter

## 1.7 Flammenschutzmittel und Weichmacher

### 1.7.1 Allgemeines

Unter der Funktionsbezeichnung Flammenschutzmittel und Weichmacher werden Substanzen mit unterschiedlicher chemischer Struktur bezeichnet. Eine exakte Trennung nach der Verwendung ist nicht immer möglich. Chlorparaffine wurden z.B. sowohl als Weichmacher in PVC als auch als Flammenschutzmittel eingesetzt.

### 1.7.2 Phthalate

Bei den Estern der Phthalsäure handelt es sich im allgemeinen um farblose, wasserunlösliche, schwer flüchtige Flüssigkeiten, die als Weichmacher für PVC, als fettfreie Schmiermittel, Schaumverhütungsmittel, Lösungsmittel, als Trägerflüssigkeit in Pestiziden, Kosmetika, Parfüms, als Insektenvertreibungsmittel und als Vorprodukte für Duroplaste, synthetische Fasern, Folien und Lackharze Verwendung finden (Römpp 1995).

Von den verschiedenen Phthalaten, die als Weichmacher Verwendung finden, sind Diethylhexylphthalat [Di-sec-octylphthalat, Phthalsäuredi-(2-ethylhexyl)ester, nach DIN 7723 DOP, oft wird jedoch die Abkürzung DEHP verwendet], Dibutylphthalat und Diisodecylphthalat (DIDP) die mengenmäßig bedeutendsten Produkte. Der Anteil des DEHP an der Gesamtproduktion von Phthalat-Weichmachern schwankt länderabhängig zwischen 60 und 70 %.

Phthalate sind nahezu ubiquitär. Ursachen hierfür sind unter anderem hohe Produktions- und Anwendungsmengen, eine Vielzahl von Einsatzbereichen, die Bio- und Geoakkumulationstendenz und eine gewisse Stabilität gegenüber physikalisch-chemischen und biologischen Abbaureaktionen.

In der entsprechenden Fachliteratur sind eine Reihe von gesundheitsschädigenden Wirkungen dokumentiert. Hierbei spielen u.a. hormonähnliche Effekte und die strukturelle Ähnlichkeit mit den Prostaglandinen als Entzündungsmediatoren eine Rolle. So werden verfrühter Eintritt der Pubertät ebenso wie eine Zunahme von entzündlichen Atemwegsveränderungen (insbesondere bei inhalativer Belastung) diskutiert (Kundi 2004). Insgesamt ist die Datenlage aber äußerst dürftig, zumal erst seit kurzem ein verlässlicher Marker zum Biomonitoring vorliegt (Koch et al. 2003).

### 1.7.3 Trisphosphate

Trisphosphate sind Verbindungen auf Phosphorsäureesterbasis. In Innenräumen können unter anderem Tris(2-chlorethyl)phosphat (TCEP), Tris (2-chlorpropyl)phosphat (TCPP) und Tris(2-butoxyethyl) Phosphate (TBEP) nachgewiesen werden (Hansen et al. 2000).

Für eine flammhemmende Wirkung ist ein TCEP-Anteil von 10 - 20 % im Produkt erforderlich. Wird TCEP als Weichmacher eingesetzt, reichen etwa 5 Prozent (oder auch weniger) aus. Trisphosphate werden etwa Montageschäumen, Anstrichmitteln, Klebern, Polstermöbeln, Matratzen, PVC-Tapeten und PVC-Bodenbelägen zugesetzt; weiters geben auch elektrische Geräte und Isolierplatten mit entsprechender Beschichtung diese Substanzen an die Raumluft ab.

Nach dem Chemikaliengesetz bzw. der Gefahrstoffverordnung ist z.B. TCEP mit dem Symbol Xn (gesundheitsschädlich) und mit den Sätzen R 22, R36/38 (gesundheitsschädlich, reizt die Augen und die Haut) zu versehen.

Ob bei geringeren Konzentrationen und Dauereexposition Probleme auftreten, ist nach den spärlichen Unterlagen, die für eine toxikologische Beurteilung zur Verfügung stehen, nicht bekannt. Es existieren jedoch einzelne Fallberichte aus umweltmedizinischen Ambulanzen, wonach unter Exposition mit TBEP Reizerscheinungen allgemeiner Art auftreten können

(Augenbrennen, Hals-, Schleimhautbeschwerden, verstopfte Nase, Hautausschläge) (siehe auch Hutter et al. 2002).

Der NOEL (No Observed Effect Level) beträgt für TBEP (abgeleitet aus Tierversuchen) 15 mg/kg Körpergewicht und Tag. Eine Anreicherung im Organismus ist jedoch nach derzeitigem Wissensstand nicht zu befürchten. Das Gesundheitsrisiko durch TBEP für die Gesamtbevölkerung wird von der WHO derzeit als niedrig angesehen (WHO 2000b).

TCEP schädigt im Tierversuch vor allem das Nervensystem und die Niere und verringert die Fruchtbarkeit. Weiters weist es (bei Tieren) ein krebserzeugendes Potenzial auf (Sagunski und Roskamp 2002).

#### **1.7.4 Bromierte Flammschutzmittel**

Bromierte Flammschutzmittel werden in den Kunststoffgehäusen von elektrischen Geräten, Leiterplatten, Textilien, Teppichrücken, Dämmplatten, Schäumen, Polstermöbeln, Autositzen und Matratzen eingesetzt. Bei den bromierten Flammschutzmitteln unterscheidet man drei große Gruppen: Polybromierte Diphenylether (PBDE), Tetrabrom-Bisphenol A (TBBPA) und Hexabromcyclodecan (HBCD). Im Mittelpunkt der Diskussion standen dabei in den letzten Jahren die Polybromierten Diphenylether.

Theoretisch existieren bei den Polybromierten Diphenylethern analog zu den PCBs 209 Kongenere. In der Praxis werden vor allem Penta-, Octa- und Decabrom-Diphenylether eingesetzt; wobei es sich bei den kommerziellen Produkten um Mischungen aus verschiedenen PBDE handelt. Während in Europa – bedingt durch freiwilligen Verzicht und durch Verbote – die Produktion abgenommen hat, nimmt sie in Amerika und Kanada zu.

PBDE sind stabile Substanzen, die in der Umwelt sowie im menschlichen Fettgewebe, im Blut und in der Frauenmilch nachgewiesen werden können. Die Konzentrationen in der Muttermilch sind dabei in Amerika viel höher als in Europa (Schechter et al. 2003). Auch in Innenräumen finden sich Polybromierte Diphenylether in der Luft und im Staub. Die hauptsächliche Aufnahme dürfte aber über die Nahrung erfolgen. Werden Kunststoffe, die mit PBDE ausgerüstet sind, erhitzt oder verbrannt, bilden sich Dioxine und Furane.

Im Tierversuch stören PBDE u.a. die Gehirnentwicklung, schädigen die Leber und zeigen hormonelle Wirkungen. Ob ähnliche Effekte auch beim Menschen zu befürchten sind, ist derzeit nicht bekannt (Birnbäum und Staskal 2004).

#### **1.7.5 Chlorparaffine**

Chlorparaffine sind farblose, flüssige oder feste Chlorierungsprodukte des Paraffins mit unterschiedlichem Chlor-Gehalt, eingesetzt in wasserfesten Imprägnierungen, als Flammschutzmittel zusammen mit antimon- oder phosphorhaltigen Synergisten, als Weichmacher für PVC und Lackrohstoffe, ferner als Anstrichmittel, für Schmierflüssigkeiten und Metallbearbeitungsöle. Weiters sind Anwendungen in Dichtungsmaterialien und dauerelastischen Fugenmassen bekannt. Etwa 200 verschiedene Chlorparaffine werden industriell genutzt, immer als Substanzgemische. In der Umwelt sind Chlorparaffine sehr reaktionsträge und konnten deshalb im Wasser und Boden, in Muscheln, Fischen, Vögeln und auch im menschlichen Fettgewebe in Spuren nachgewiesen werden.

Chlorparaffine gelten als akut wenig giftig. Die toxischen Eigenschaften sind von der Kettenlänge und dem Chlorierungsgrad abhängig. Kurzkettige Vertreter, mit 10 - 13 Kohlenstoff-Atomen und zu 58 % chloriert, könnten als Tumorpromoter wirken (Römpf 1995). Dafür liegen aus Tierversuchen Anhaltspunkte vor. Sie dürften aber nicht genotoxisch wirken. Die toxikologische Beurteilung der Chlorparaffine ist jedoch noch nicht abschließend geklärt.

### 1.7.6 Richt- und Orientierungswerte für Flammschutzmittel und Weichmacher

Von der deutschen Ad-hoc Arbeitsgruppe wurden Richtwerte für TCEP festgelegt (Sagunski und Rosskamp 2002). Da die Datenlage für andere Trisphosphate schlechter als für TCEP ist, hat die deutsche Ad-hoc Arbeitsgruppe, vorgeschlagen, die Richtwerte für die Innenraumlufte vorläufig auch für die Summe von TCEP und weiteren Organophosphaten (TCPP, TBEP, TBP, TEHP, TPP) anzuwenden.

TCEP (gilt auch für andere Trisphosphate)	Raumluftkonzentration [µg/m <sup>3</sup> ]	Bemerkungen
Ad-hoc Arbeitsgruppe der IRK/AGLMB, Deutschland (Sagunski und Rosskamp 2002)	5	Richtwert I: bei Unterschreitung keine Gefährdung
	5 ... 50	Zwischenbereich: über das übliche Maß hinausgehende, hygienisch unerwünschte Belastung
	50	Richtwert II: Akuter Handlungsbedarf

Tabelle 14: Richtwerte für TCEP und andere Trisphosphate – Raumlufte

## 1.8 Geruchsstoffe

### 1.8.1 Eigenschaften und Vorkommen

Eine nicht zu unterschätzende Beschwerdequelle in Innenräumen sind schlechte Gerüche, teilweise durch menschliche Aktivitäten, teilweise durch Baustoffe und Materialien zur Inneneinrichtung verursacht. Die Ursachen für zahlreiche in Innenräumen auftretende Gerüche sind bekannt (Schriever und Marutzky 1991), wenngleich es nicht immer gelingt, sämtliche hinter den auftretenden Gerüchen stehende geruchsbildenden Substanzen zu identifizieren. In Hinblick auf die Charakterisierung dieser Substanzen besteht mitunter die Schwierigkeit, dass das menschliche Geruchsorgan Geruchsstoffe wahrnehmen kann, die analytisch nicht oder nur mit speziellen Methoden erfassbar sind.

Häufig auftretende Geruchsquellen bei Bauprodukten sind Beschichtungen aller Art. Polyurethanlacke oder Fugenmassen können beispielsweise die Verbindung n-Butylacetat, die einen niedrigen Geruchsschwellenwert besitzt, über einen längeren Zeitraum in geruchsrelevanten Konzentrationen an die Raumlufte abgeben. Typische Gerüche nach Styrol werden von Polyester-Dichtanstrichen verursacht.

Auch Beschichtungen auf Naturharzbasis können eine Quelle von Geruchsstoffen darstellen. Beschwerden werden in der Praxis besonders bei unsachgemäßer Verarbeitung lösungsmittelhaltiger Produkte wie Bodenöle berichtet (Tappler 2004a). Bei falscher Anwendung tritt manchmal in der Praxis der Fall ein, dass erhebliche Mengen der Beschichtungsstoffe in Materialschichten eintreten, in denen eine Abgasung der Lösungsmittel und produkttypische Vernetzung des Bindemittels verhindert wird. Ein Beispiel ist die Renovierung alter Parkettböden mit breiten Fugen, bei denen Lösungsmittelbestandteile zwischen Blindboden und Parkettschichte bzw. zwischen die Parkettbretter eintreten und dort unkontrolliert oxidieren. Als Folge können geruchsintensive Zerfalls- und Zersetzungsprodukte wie organische Säuren und Aldehyde entstehen. Es wurde auch analytisch nachgewiesen, dass leinöhlhaltige Anstriche unterschiedliche organische Stoffe, vor allem Aldehyde und organische Säuren emittieren (Andersson et al. 1999).

Der Bodenbelag Linoleum, dessen Hauptanteil Leinöl unter anderem aus den Bestandteilen Linolsäure und Linolensäure besteht, kann zu einer Geruchsquelle in Räumen werden. Aus den Leinölbestandteilen entstehen geruchsintensive Substanzen, die als für Linoleum typisch empfunden und vom Konsumenten in der Regel nicht beanstandet werden. Bei falscher Lagerung bzw. Produktion, die nicht dem letzten Stand der Technik entspricht, verstärken sich allerdings diese Abgasungen, die dann zu den vor allem durch höhere Aldehyde verursachten, persistenten muffigen Gerüchen führen (Jensen et al. 1993).

Auch Kork gibt, abhängig von der Produktionsmethode, stark unterschiedliche Mengen an VOC, darunter eine Reihe von Substanzen mit niedrigem Geruchsschwellenwert, an die Raumluft ab (Horn et al. 1998). Wird nun beispielsweise Korkgranulat niedriger Qualität in der Bodenschüttung eingesetzt, wie es in der Praxis mitunter vorkommt, kann dies aufgrund der offenen Verbindung zwischen dem Material und der Raumluft zu starken Gerüchen führen. Die Geruchsqualität reicht dabei von "korktypisch" bis zu "Geruch nach geselchtem Fleisch" (Tappler 2005).

Neben den angeführten Beispielen gibt es eine Reihe von dokumentierten Fällen von Gerüchen aus Baustoffen und Materialien der Inneneinrichtung. Beispiele dafür sind in der nachfolgenden Tabelle dargestellt.

Geruch	Quelle	Ursache (Beispiele)
„Neue Möbel“	Holzbeschichtungen	n-Butylacetat als Lösungsmittel von Holzanstrichen
Stechend-aromatisch, „chemisch“	Dichtanstriche gegen Feuchtigkeit, Abdichtmaterialien	Styrolabgabe durch falsche Mischung der Komponenten der Polyesterbeschichtung (Sagunski 2004, Tappler 2005)
Putzereigeruch, „chemisch“	Chemisch-Reinigungsbetriebe	Durchtritt von Tetrachlorethen (PER) aus dem Gewerbebetrieb (BMLFUW 2004)
Teerartig	Feuchteisolierungen, Kleber, alte Imprägnierungen	Methylnaphtaline aus Teerepoxyharzanstrichen (Brown et al. 1990), teerhältige Bodenkleber, Karbolineum
Nach Lösungsmittel	Feuchteisolierungen, PUR-Holzbodenversiegelung, Gewerbebetriebe	Depotbildung diverser Lösungsmittelbestandteile bei Bautenanstrichen, Aromaten und n-Butylacetat bei Holz-Anstrichen infolge falscher Mischung der Komponenten (Schriever und Marutzky 1990) oder falscher Aufbringung, Durchtritt von Lösungsmittelbestandteilen aus Gewerbebetrieb (Sagunski 2004, Tappler 2005)
Muffig	Leinöl	Aldehyde, unkontrollierte Zersetzung statt Vernetzung der Komponenten (Andersson et al. 1999)
„neuer Teppich“	Textile Bodenbeläge	4-Phenyl-cyclohexen (4-PCH), 4-Vinyl-cyclohexen (4-VCH) und andere VOC (Aromaten) aus Rückenbeschichtung (Sollinger und Levsen 1992, Tappler et al. 1994)



Geruch	Quelle	Ursache (Beispiele)
Nach Kork, "geselcht"	Kork	Aldehyde und weitere Stoffe aus Kork, der mittels eines bestimmten Produktionsverfahren hergestellt wurde (Horn et al. 1998)
Holzartig	Holz, Naturharz-Holzbeschichtung	Terpene aus harzreichem Weichholz und terpenhaltigen Imprägnierungen (Salthammer und Fuhrmann 1996)
Ammoniakähnlich, urinartig	Glaswolle	Zersetzung von bei der Produktion zugesetzten stickstoffhaltigen Salzen unter Feuchtigkeitseinfluss
Ammoniakähnlich, süßlich	Beton	Unbekannt, vermutlich Zusatzstoffe
Süßlich	Fußboden, Spachtelmassen	Bildung von 2-Etylhexanol aus Diethylhexylphthalat, stammend aus PVC und alkalischen Materialien wie z.B. Betonestrich
Süßlich, nach Marzipan	UV-Lacke	Benzaldehyd, Cyclohexanon durch Unregelmäßigkeiten in der Produktion
Gummi	Kautschuk-Bodenbeläge	Eigengeruch des Materials, geruchserzeugende Substanzen unbekannt
Essig	Silikondichtmassen	Freisetzung von Essigsäure bei Anwendung
Muffig	Gebäude mit größeren Mengen an Holzwerkstoffen	Bildung von Chloranisolen aus Phenolen, Chlorphenolen oder Chlorbenzolen in Verbindung mit mikrobieller Aktivität (Binder et al. 2004)
Muffig, linoleumtypisch	Linoleum	Aldehyde und andere flüchtige organische Substanzen (Jensen et al. 1993)
PVC-typisch	PVC-Bodenbeschichtungen	Eigengeruch des Materials, geruchserzeugende Substanzen unbekannt
Abgas- und Garagengerüche	Garage	Durchtritt von Abgasen und Garagenluft (Damberger et al. 2004)

Tabelle 15: Praxisorientierte Beispiele für Geruchsstoffe aus Bauprodukten; Quelle, wenn nicht anders angegeben Tappler (2005)

### 1.8.2 Gesundheitliche Auswirkungen

Der Geruchssinn hat eine wesentliche Bedeutung als Informations- und Warnsystem. Ein entsprechender Reiz wirkt als Signal für erhöhte Aufmerksamkeit. Wenn Gerüche über das Riechhirn „Alarmsignale“ setzen, sind sie als Stressoren anzusehen, die Stressreaktionen im Organismus auslösen können. In der Folge kann es zu einer vegetativen Gleichgewichtsverschiebung bis hin zur Belastung (Stressphänomene) kommen.

Neben zentralnervösen Wirkungen (EEG-Veränderungen) konnten beim Menschen nach Geruchsstimulierung Reaktionen Seitens des Kreislaufs (Blutdruck- und Pulsfrequenzveränderungen), der Atmung (Änderung der Atemfrequenz und -tiefe), des Verdauungstrakts (Appetitlosigkeit, Übelkeit, Erbrechen) sowie unspezifische Symptome wie Kopfschmerzen und Schlafstörungen beobachtet werden.

In einer Arbeit des Österreichischen Bundesinstitutes für Gesundheitswesen werden Gerüche folgendermaßen beurteilt (Auszug): „Gerüche werden individuell und situationsbedingt sehr unterschiedlich beurteilt. In der überwiegenden Zahl der Fälle werden jedoch persistente

Gerüche, deren Auftreten und Dauer von den Raumnutzern nicht gesteuert werden können, als störend empfunden. Psychovegetative Reaktionen wie periphere Vasokonstriktion oder Pupillenerweiterung werden durch Geruchsreize beeinflusst. Berichtet wird auch über geruchsbedingte Schlafstörungen. Es wird vermutet, dass sich schlechte Gerüche verstärkend auf asthmatische Symptome auswirken.“ Gerüche sind als maßgebliche Beeinträchtigung der Wohnqualität anzusehen (ÖBIG 1995). Bei der Festsetzung von Richtwerten für die Innenraumlufte wird im Rahmen des deutschen Basisschemas zur Festlegung von Richtwerten für die Innenraumlufte gefordert, dass eine Überschreitung des Geruchsschwellenwert einer Substanz mit einer hygienisch unerwünschten Belastung verbunden ist (Ad hoc-Arbeitsgruppe 1996).

Generell stehen nicht die akuten gesundheitlichen Schäden im Vordergrund, sondern die durch Gerüche verursachten Belästigungen. Als Belästigungsreaktionen treten im Sinne psychologischer Abwehrmechanismen Symptome wie allgemeines Unbehagen und Gereiztheit bis hin zu Niedergeschlagenheit auf. Die Größe der Belästigungsreaktion ist als komplexe Größe von geruchs- und situationsspezifischen Einflüssen sowie persönlichen Merkmalen (subjektive Einstellungen und Bewertungen des Individuums) – ähnlich wie bei der Verarbeitung von Lärm – abhängig. Ist die Exposition lange anhaltend, können sich über Stressmechanismen psychosomatische bzw. psychisch mitbedingte somatische Schädigungen bzw. Erkrankungen entwickeln.

### 1.8.3 Richt- und Orientierungswerte für Geruchsstoffe

Für in Innenräumen vorkommende Geruchsstoffe werden unterschiedliche mittlere Geruchsschwellenwerte angegeben. Eine offizielle, im deutschsprachigen Raum veröffentlichte Publikation ist die Geruchsimmissions-Richtlinie des Landes Nordrhein-Westfalen (GIRL 1998). Die VOC-Datenbank des dänischen National Instituts für Occupational Health stellt eine aktuelle Zusammenstellung von Geruchsschwellenwerten im europäischen Raum dar (VOCBASE 1996). Daneben existieren noch weitere bedeutende Publikationen in Zusammenhang mit Geruchsschwellenwerten (z.B. Ruth 1986, Devos et al. 1990, Ranson von und Belitz 1992, Woodfield und Hall 1994).

Substanz	Literaturstelle	Mittlerer Geruchsschwellenwert <sup>4</sup> [µg/m <sup>3</sup> ]	Anmerkung
n-Butylacetat	Geruchsimmissions-Richtlinie Nordrhein-Westfalen (GIRL 1998)	30	
	Woodfield und Hall (1994)	47	Werte gewonnen aus dynamischer Verdünnungsmethode
Hexanal	Ranson von und Belitz (1992)	17	Werte gewonnen aus dynamischer Verdünnungsmethode
	Devos et al. (1990)	57,5	Mittelwert aus gewichteten Angaben aus der Literatur
Nonanal	Ranson von und Belitz (1992)	10	Werte gewonnen aus dynamischer Verdünnungsmethode
	Devos et al. (1990)	13,5	Mittelwert aus gewichteten Angaben aus der Literatur

<sup>4</sup> Der Begriff mittlerer Geruchsschwellenwert bedeutet, dass die Substanz bei dieser Konzentration von 50 % einer repräsentativen Gruppe von Probanden geruchlich wahrgenommen werden kann.

Substanz	Literaturstelle	Mittlerer Geruchsschwellenwert <sup>4</sup> [µg/m <sup>3</sup> ]	Anmerkung
1-Butanol	Woodfield und Hall (1994)	90	Werte gewonnen aus dynamischer Verdünnungsmethode
2-Butoxyethanol	Woodfield und Hall (1994)	5,1	Werte gewonnen aus dynamischer Verdünnungsmethode
Ammoniak	Geruchsimmissions-Richtlinie Nordrhein-Westfalen	1.900 (1,9 mg/m <sup>3</sup> )	
	Devos et al. (1990)	4.070 (4,07 mg/m <sup>3</sup> )	Mittelwert aus gewichteten Angaben aus der Literatur

Tabelle 16: Mittlere Geruchsschwellenwerte von häufig in Innenräumen vorkommenden Substanzen

## 1.9 Faserstoffe

### 1.9.1 Eigenschaften und Vorkommen

Unter dem Begriff Faserstoffe werden faserförmige Stoffe mit unterschiedlichen physikalischen und humantoxischen Eigenschaften zusammengefasst. Die für den Innenraum wichtigsten Vertreter sind Asbest und künstliche Mineralfasern (Glas- und Steinwolle). Daneben können in Innenräumen Gipsfasern und bei Einbau von Zellulosedämmstoffen auch Zellulosefasern in relevanten Konzentrationen nachgewiesen werden.

Asbest ist ein Sammelbegriff für faserförmige Silikatminerale. Man unterscheidet Chrysotil (Weißasbest), Aktinolith, Tremolit, Amosit (Braunasbest), Krokydolith (Blauasbest) und Anthophyllit. Das Naturprodukt Asbest (gr. asbestos = unauslöschlich) vereinigt eine Reihe von einzigartigen technischen Eigenschaften in sich: es ist nicht brennbar, chemisch beständig, verrottungsfest und isoliert gut. Darüber hinaus kann es versponnen und in verschiedene Bindemittel eingearbeitet werden. Daher wurde dieses Material in zahlreichen Bereichen verwendet. Schon im Altertum wurden aus Asbest Dochte und unbrennbare Tücher hergestellt. Seit der Mitte des 19. Jahrhunderts für eine breite Produktpalette eingesetzt, fand Asbest vor allem im Hoch- und Tiefbau Verwendung. Von solchen Produkten können jedoch durch Erschütterungen, Alterung, Beschädigungen oder Luftbewegungen Fasern in die Atemluft freigesetzt werden. Je schwächer dabei die Asbestfasern im Produkt gebunden werden, desto stärker ist die Gefahr der Freisetzung.

Insgesamt enthielten mehrere tausend Produkte im Bauwesen Asbest. Die wichtigsten Anwendungsbereiche waren die Verstärkung von Kunststoffen und mineralischen Produkten (z.B. Dachplatten, Asbestzement) und die Dämmung (Brandschutz, Schallschutz). In Gebäuden, die zwischen 1960 und 1982 errichtet oder umgebaut wurden, vor allem aber in solchen, die über Brandabschnitte oder über haustechnische Anlagen verfügen, ist die Wahrscheinlichkeit, dass Asbestprodukte verwendet wurden, besonders hoch. Als besonders problematisch wird dabei der nur schwach gebundene Spritzasbest eingeschätzt. In Wohnungen und Büros wurden asbesthaltige Dämmplatten, PVC-Fußbodenbeläge, Heizkörper- und Wandverkleidungen oder auch Nachtstromspeichergeräte (bis 1976) eingesetzt. Aber auch in diversen anderen Materialien wie z.B. Farben, Fugenmassen, Putzen und Dichtungen war Asbest zu finden. Mit freiem Auge ist Asbest nicht sicher von anderen Materialien unterscheidbar.

Die Verwendung, Herstellung und der Verkauf von Weißasbestprodukten ist in Österreich durch die Asbestverordnung weitgehend eingeschränkt worden, die von Blauasbest wurde gänzlich verboten (Asbest-VO 1990). Die Ausnahmen (z.B. Bremsbeläge, Trinkwasserrohre) müssen entsprechend gekennzeichnet werden.

Künstliche Mineralfasern (vor allem Glas- und Steinwolle) werden in erster Linie zur Wärmedämmung, aber auch für zahlreiche weitere Anwendungen in Bauprodukten (z.B. Schalldämpfer in Lüftungstechnischen Anlagen) verwendet. Seit Jahren wird auch bei künstlichen Mineralfasern eine krebserzeugende Wirkung diskutiert. Man weiß nach heutigem Kenntnisstand, dass nicht chemische Inhaltsstoffe von Fasern, sondern die Faser selbst den krebserzeugenden Stoff darstellt. So hängt eine krebserzeugende Wirkung von Fasern, egal welcher Herkunft – anorganischen wie organischen, natürlichen wie künstlichen – von Merkmalen wie ihrer Länge, ihrem Durchmesser und ihrer Beständigkeit ab. Letzteres beschreibt ihre Fähigkeit, in der Lunge über viele Jahre zu haften. Fasern mit einer Länge über 5 µm, einem Durchmesser von kleiner als 3 µm und einem Länge-zu-Durchmesser-Verhältnis von über 3:1 werden nach einer Definition der Weltgesundheitsorganisation als lungengängige ("kritische") Fasern oder kurz "WHO-Fasern" bezeichnet. Weisen solche Fasern eine gewisse "Biobeständigkeit" auf, werden sie als krebserzeugend eingestuft. Die Einstufung der Kanzerogenität glasiger, d.h. amorpher WHO-Fasern aus Glas, Stein, Schlacke und Aluminiumsilikaten (keramische Fasern) wird mit Hilfe des sogenannten Kanzerogenitätsindex (KI) vorgenommen, der sich aus der Summe der Massengehalte der Oxide von Bor, Natrium, Magnesium, Kalium, Kalzium und Barium abzüglich des doppelten Massengehaltes von Aluminiumoxid der zu bewertenden Faser ergibt. Stäube glasiger (amorpher) KMF gelten nicht als krebverdächtig, wenn der KI bestimmte Werte erreicht oder überschreitet und spezielle Tierversuche dem nicht widersprechen.

Gipsfasern (Calciumsulfatanhydrit-Faserkristalle) werden als Verstärkungs- und Füllstoffe eingesetzt.

### 1.9.2 Gesundheitliche Auswirkungen

Die biologische Wirkung der Asbestfasern beruht auf der geometrischen (länglichen) Form der Fasern und deren hoher Beständigkeit im Organismus (Schneider et al. 2003a). Asbest ist als sehr stark krebserzeugender Stoff ausgewiesen (MAK-Werte-Liste IIIA1: Stoffe, die beim Menschen erfahrungsgemäß bösartige Geschwülste zu verursachen vermögen). Das Einatmen von Asbestfaserstaub kann vor allem zu Asbestose, Lungenkrebs und Mesotheliom führen. RaucherInnen, die Asbest exponiert sind, haben ein besonders hohes Lungenkrebsrisiko.

Die Kanzerogenität von künstlichen Mineralfasern (Glas-, Steinwollen, etc.) ist im Vergleich zu Asbest gering, da die Fasern andere physikalische Eigenschaften besitzen. Generelle Aussagen können aber nicht gemacht werden.

Entscheidend für die Kanzerogenität ist die Biopersistenz von länglichen Fasern. Die Faserarten werden heute entsprechend geprüft, klassifiziert und gekennzeichnet (Bernstein 1998). Gesundheitlich von Bedeutung sind weiters die mechanischen Reizungen von Haut und Schleimhäuten bei der Verarbeitung von Mineralfasern.

Obwohl die Faserdurchmesser von Gipsfasern zum Teil im lungengängigen Bereich liegen, sind die Fasern wegen ihrer guten Löslichkeit im Körper nicht kanzerogen.

### 1.9.3 Richt- und Orientierungswerte

Richtwerte für die Belastung der Raumluft mit Asbest und künstlichen Mineralfasern in der Luft von Innenräumen sind in Österreich nicht vorhanden. Hinweise zur Beurteilung von Asbest-Faserkonzentrationen geben Richtwerte für die Erfolgskontrolle im Falle von Asbestsanierungen, wie sie zum Beispiel in der deutschen Asbest-Richtlinie festgeschrieben

sind (DIBt 1996). Wenn Richtwerte zur Erfolgskontrolle von Sanierungen unterschritten werden, können die betreffenden Räume wieder genutzt werden und es wird keine Gefährdung mehr angenommen.

Bei der Erfolgskontrolle von Sanierungen ist nachzuweisen, dass die beiden folgenden Bedingungen eingehalten sind:

- Messwert der Asbestfaser-Konzentration: kleiner 500 Fasern/m<sup>3</sup>
- Obergrenze des Vertrauensbereichs : kleiner 1000 Fasern/m<sup>3</sup>

Richt- oder Grenzwerte für künstliche Mineralfasern sind für Innenräume nicht vorhanden. Nach Aussagen des deutschen Umweltbundesamtes sind im Bezug auf künstliche Mineralfasern Raumluftkonzentrationen von „einigen tausend Fasern je Kubikmeter“ als „deutlich erhöht“ zu bewerten (UBA 1994).

## 1.10 Partikel

### 1.10.1 Eigenschaften und Vorkommen

Partikel in Innenräumen können aus verschiedenen Quellen stammen, eine davon ist die Außenluft. Durch Lebensvorgänge in Räumen, Haustierhaltung, Hobbyaktivitäten und Kochvorgänge werden Partikel in unterschiedlichen Größen erzeugt, die abhängig von ihrer Größe unterschiedlich lange in der Raumluft persistieren können.

Aus der Außenluft stammende Luftbestandteile wie Ozon und andere reaktive Verbindungen können in der Gasphase oder an Materialoberflächen mit im Innenraum emittierten Stoffen reagieren und neue Verbindungen erzeugen. Art und Menge dieser so genannten sekundären Emissionsprodukte sind stark von den Vorläufersubstanzen und den klimatischen Parametern abhängig. Zahlreiche im Innenraum gebräuchliche Produkte emittieren herstellungsbedingt stark reaktive Verbindungen (Salthammer 2000), die als Vorläufersubstanz dieser Sekundärprodukte zu betrachten sind. Solche Verbindungen können schon in niedrigen Konzentrationen durch ihre Geruchsintensität oder ihre irritative Wirkung das menschliche Wohlbefinden negativ beeinflussen (Wolkoff et al. 1997, Wolkoff et al. 1999).

Für den Nachweis dieser Verbindungen ist zum Teil eine über Routinemethoden hinausgehende, spezielle Analytik notwendig, manche Substanzen können derzeit überhaupt noch nicht analytisch erfasst werden. Vorläufige Ergebnisse zeigen, dass bei der Reaktion von VOC (wie Limonen, Pinenen) und Ozon ultrafeine Partikel entstehen (Weschler und Shields 1999). Die gesundheitliche Relevanz derartiger reaktiver Mischungen wird zur Zeit vor allem von nordeuropäischen Arbeitsgruppen intensiv untersucht, es ist jedoch schon abzusehen, dass diese Substanzen eine nicht zu unterschätzende Wirkung vor allem im Bereich der oberen Atemwege und der Augen haben (Klenø und Wolkoff 2002, Rohr et al. 2002).

Lungengängiger Feinstaub, hier vor allem der PM<sub>2,5</sub>- und Submikrometeranteil, wird zunehmend als Schadstoff wahrgenommen, der gravierende gesundheitliche Auswirkungen haben kann (Pope et al. 2002). Umfangreiche Untersuchungen der Konzentrationen in der Innenraumluft wurden im Rahmen europaweiter Projekte durchgeführt (Hänninen et al. 2004). Feinstaub wird vor allem als Luftverunreinigung in der Außenluft diskutiert, es hat sich jedoch gezeigt, dass die Exposition schlecht mit der Konzentration in der Außenluft korreliert (Koistinen et al. 2001). Durch Deposition und raumlufttechnische Anlagen mit entsprechender Filterung kommt es zu signifikanten Reduktionen des Feinstaubanteils gegenüber der Außenluft (Fisk et al. 2002). Als spezifische Quelle im Innenraum kommen vor allem menschliche Lebensvorgänge sowie gegebenenfalls Emissionen von Tonerbestandteilen in Frage.

## 1.11 Anorganische Luftverunreinigungen

### 1.11.1 Allgemeines

Die wichtigsten anorganischen Luftverunreinigungen sind:

- Kohlenstoffmonoxyd (Kohlenmonoxyd, CO)
- Stickoxide (vor allem NO<sub>2</sub>)
- Ozon (O<sub>3</sub>)
- Kohlenstoffdioxid (CO<sub>2</sub>)
- Schwefeldioxid (SO<sub>2</sub>)

### 1.11.2 Anorganische Luftverunreinigungen, ihre Quellen in Innenräumen und ihre gesundheitlichen Auswirkungen

Anorganische Luftverunreinigungen können im Einzelfall zu einer relevanten Belastung der Innenraumluft führen und z.B. Reizungen der Atemwege verursachen. Alle angesprochenen anorganischen Luftverunreinigungen haben bedeutende Quellen im Außenbereich, die sich in abgeschwächter Form auf die Konzentration in Innenräumen auswirken. In der Innenraumluft scheint ein nicht zu vernachlässigender Abbau mancher reaktiver Substanzen wie NO<sub>2</sub> oder O<sub>3</sub> stattzufinden, bei sehr schlecht gelüfteten Gebäuden ist daher die „indoor/outdoor rate“ sehr niedrig (Witthauer et al. 1999). In etlichen Fällen existieren mit Ausnahme von CO<sub>2</sub>, das in einem eigenen Kapitel behandelt wird, keine Quellen im Innenraum, es ist hier davon auszugehen, dass die Konzentration innen unter anderem stark vom Luftwechsel abhängt.

### 1.11.3 Richt- und Orientierungswerte

Die Österreichische Akademie der Wissenschaften hat in ihren Luftqualitätskriterien wirkungsbezogene Immissionsgrenzkonzentrationen für Kohlenmonoxid (CO), Stickstoffdioxid (NO<sub>2</sub>) und Ozon vorgeschlagen. Diese Werte wurden vor allem für den Außenbereich festgelegt, haben jedoch auch im Innenbereich Gültigkeit.

Für Kohlenmonoxid (CO) und Stickstoffdioxid (NO<sub>2</sub>) liegen Richtwerte für Innenräume der deutschen Ad-hoc Arbeitsgruppe der IRK/AGLMB vor. Auch die WHO definierte in ihren Luftqualitätskriterien Richtwerte für diese Substanzen und für Ozon (WHO 2000a). Für Kohlenstoffdioxid (CO<sub>2</sub>) aus nicht-anthropogenen Quellen sind keine Richtwerte bekannt. Einen Überblick über die verschiedenen Grenz- und Richtwerte geben die nachstehenden Tabellen.

**„Anlage 1: Konzentration  
zu § 3 Abs. 1**

Als Immissionsgrenzwert der Konzentration zum dauerhaften Schutz der menschlichen Gesundheit in ganz Österreich gelten die Werte in nachfolgender Tabelle:

Konzentrationswerte in  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  (ausgenommen CO: angegeben in  $\text{mg}/\text{m}^3$ )

Luftschadstoff	HMW	MW8	TMW	JMW
Schwefeldioxid	200 *)		120	
Kohlenstoffmonoxid		10		
Stickstoffdioxid	200			30 **)
Schwebestaub			150	
PM <sub>10</sub>			50 ***)	40
Blei in PM <sub>10</sub>				0,5
Benzol				5

\*) Drei Halbstundenmittelwerte pro Tag, jedoch maximal 48 Halbstundenmittelwerte pro Kalenderjahr bis zu einer Konzentration von  $350 \mu\text{g}/\text{m}^3$  gelten nicht als Überschreitung.

\*\*\*) Der Immissionsgrenzwert von  $30 \mu\text{g}/\text{m}^3$  ist ab 1. Jänner 2012 einzuhalten. Die Toleranzmarge beträgt  $30 \mu\text{g}/\text{m}^3$  bei In-Kraft-Treten dieses Bundesgesetzes und wird am 1. Jänner jedes Jahres bis 1. Jänner 2005 um  $5 \mu\text{g}/\text{m}^3$  verringert. Die Toleranzmarge von  $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$  gilt gleich bleibend von 1. Jänner 2005 bis 31. Dezember 2009. Die Toleranzmarge von  $5 \mu\text{g}/\text{m}^3$  gilt gleich bleibend von 1. Jänner 2010 bis 31. Dezember 2011.

\*\*\*\*) Pro Kalenderjahr ist die folgende Zahl von Überschreitungen zulässig: ab In-Kraft-Treten des Gesetzes bis 2004: 35; von 2005 bis 2009: 30; ab 2010: 25.“

Tabelle 17: Grenzwerte nach Immissionsschutzgesetz-Luft idF BGBl I Nr. 62/2001

Hinsichtlich der Innenraumlufthat die deutsche Kommission für Innenraumlufthygiene Richtwerte für Stickstoffdioxid und Kohlenmonoxid erarbeitet.

## 1.12 Radon

Der Schadstoff Radon wurde im Hauptteil gesondert abgehandelt. Nachstehend werden nur die Richtwerte angeführt.

Die österreichische Strahlenschutzkommission empfiehlt für Innenräume einen Planungsrichtwert von  $200 \text{ Bq}/\text{m}^3$ , der bei Planung und Bau neuer Wohnungen eingehalten werden soll, sowie einen Eingreifrichtwert von  $400 \text{ Bq}/\text{m}^3$ , bei dessen Überschreitung Sanierungsmaßnahmen empfohlen werden (SSK 1994).

Radon	Raumluftkonzentration [Bq/m <sup>3</sup> ] <sup>5</sup>	Bemerkungen
Österreichische Strahlenschutzkommission (SSK 1994)	200	Planungsrichtwert
	400	Eingreifrichtwert
Länderarbeitskreis umweltbezogener Gesundheitsschutz, Deutschland (Sagunski 2004)	100	Richtwert I: bei Unterschreitung keine Gefährdung
	100 ... 1000	Zwischenbereich: über das übliche Maß hinausgehende, hygienisch unerwünschte Belastung
	1000	Richtwert II: Akuter Handlungsbedarf

Tabelle 18: Richtwerte für Radon – Raumlufthat

<sup>5</sup> Bq/m<sup>3</sup> = Becquerel pro Kubikmeter