

Richtwerte für die Innenraumluft: Basisschema

Einleitung

Während zur Sicherstellung einer für Mensch und Umwelt zuträglichen Qualität der Außenluft seit vielen Jahren ein umfassendes Regelwerk existiert, gibt es entsprechend verbindliche Regelungen für die Innenraumluftqualität nicht, wenn man von der Arbeitsstättenverordnung absieht. Für eine Reihe von Innenraumluftverunreinigungen wurden zwar in der Vergangenheit Bewertungsmaßstäbe entwickelt [1], jedoch erfolgte dies in wenig systematischer Weise.

Den wesentlichen gesetzlichen Rahmen für die Festsetzung von Richtwerten für Stoffe in der Innenraumluft liefert das Baurecht, in der Regel in Form der jeweiligen Landesbauordnung. Danach darf von einem Raum keine Gesundheitsgefährdung für den Nutzer ausgehen. Als weitere gesetzliche Grundlage steht für den Fall einer Verschlechterung der Innenraumluftqualität durch Emissionen aus der unmittelbaren Nachbarschaft das Bundes-Immissionschutzgesetz (BImSchG) zur Verfügung. Beispielsweise basiert hierauf der einzige bisher festgeschriebene Grenzwert, nämlich der für Tetrachlorethen in der Luft von Räumen, die an Chemisch-Reinigungen angrenzen (vgl. 2. Verordnung zum BImSchG).

Hinsichtlich der Anwendung und Durchsetzung eines Regelwerkes für die Innenraumluft ist zu bedenken, daß der überwiegende Teil der Innenräume privat genutzt wird und die Möglichkeiten zum Eingreifen in die Privatsphäre der Bürger begrenzt sind und bleiben sollen. Trotzdem hat es sich in der Vergangenheit immer wieder gezeigt, daß nicht nur für Schulen, Kindergärten, Büros usw., sondern auch für privat genutzte Räume entschieden werden muß, ob unter gesundheitlichen Aspekten eine Nutzung ohne Probleme möglich ist oder untersagt werden muß. Eine bundesweit einheitliche, klar definierte Vorgehensweise bei der Bewertung von Innenraumluftproblemen ist im höchsten Maße wünschenswert und erleichtert darüber hinaus die Arbeit der örtlichen Behörden.

Beurteilungsmaßstäbe sind auch nach Auffassung der Bundesregierung nötig, wie in der unter Federführung des Bundesministeriums für Umwelt, Natur-

schutz und Reaktorsicherheit von einer Interministeriellen Arbeitsgruppe erstellten »Konzeption der Bundesregierung zur Verbesserung der Luftqualität in Innenräumen« niedergelegt ist [2]. Auch in einem vom Ausschuß für Umwelthygiene (AUH) der Arbeitsgemeinschaft der Leitenden Medizinalbeamteninnen und -beamten der Länder (AGLMB) erarbeiteten Bericht, der von der 67. Gesundheitsministerkonferenz zustimmend zur Kenntnis genommen wurde [3], wird die Erarbeitung bundeseinheitlicher Richtwerte empfohlen.

Mit dem Problem der Festsetzung von Richtwerten für die Innenraumluft hat sich die Innenraumluftthygiene-Kommission (IRK) des Umweltbundesamtes^{*} wiederholt beschäftigt. Um die in Deutschland auch an anderer Stelle, so z.B. beim AUH der AGLMB, laufenden Überlegungen zu diesem Thema möglichst frühzeitig auf eine zwischen Bund und Ländern abgestimmte Grundlage zu stellen, wurde Ende 1993 eine Ad-hoc-Arbeitsgruppe aus Mitgliedern der IRK und der AGLMB ins Leben gerufen, deren Ziel die gemeinsame Erarbeitung von Richtwerten für die Innenraumluft ist.

In der oben erwähnten Innenraumkonzeption wird empfohlen, daß die Richtwert-Erstellung einem »pluralistischen Gremium« übertragen werden sollte. Ein derartiges Gremium wurde allerdings bisher nicht eingerichtet. In der Bundesratsdrucksache 250/96 über den Stand der Umsetzung der in der Konzeption vorgeschlagenen Maßnahmen wird dazu ausgeführt: »Die Interministerielle Arbeitsgruppe hat die Gründung eines eigenständigen Gremiums, das - wie in der Konzeption gefordert - Bewertungsmaßstäbe für Luftverunreinigungen in Innenräumen in Form von Empfehlungen abgibt, erörtert. ... Die Interministerielle Arbeitsgruppe war ... der Auffassung, daß erforderlichenfalls ein ad hoc einzuberufendes Gremium die Aufgabe der Abgabe von Empfehlungen für einzelne Stoffe bzw. Stoffgruppen übernehmen könnte.«

Die Ad-hoc-Arbeitsgruppe IRK/AGLMB, in der neben Mitarbeitern von Bundes- und Länderbehörden auch Vertreter wissenschaftlicher Forschungseinrichtungen tätig sind, arbeitet in Übereinstimmung mit dieser Auffassung. Sie kommt mit ihrer Arbeit, bei der sie sich auch auf ein im Auftrag des nordrhein-westfälischen Ministeriums für Arbeit, Gesundheit und Soziales erarbeitetes Gutachten stützen kann, einem großen Bedürfnis der Praxis nach. Ihre Tätigkeit läßt sich auch mit den Intentionen des Rates von Sachverständigen für Umweltfragen vereinbaren, der in dem kürzlich veröffentlichten Umweltgutachten 1996 [4] ausführlich das Thema »Umwelstandards« diskutiert hat. Dem Umweltrat liegt insbesondere daran, daß Umwelstandards in voller Transparenz erarbeitet und angewendet werden, wozu auch die Begründung von Bewertungen und Entscheidungen im Standardsetzungsprozeß gehört (Tz. 884).

Auch die Ad-hoc-Arbeitsgruppe sieht es als ein wesentliches Ziel ihrer Arbeit an, die Ableitung von Richtwerten für die Innenraumluft nachvollziehbar zu machen. Die Arbeitsgruppe hat sich daher zu Beginn ihrer Arbeit darauf verständigt, eine Definition der Richtwerte festzulegen und ein Basisschema für deren Ableitung zu entwickeln, dem prinzipiell bei der Bearbeitung der einzelnen Innenraumluftverunreinigungen zu folgen ist. Von diesem Schema, in dem teilweise (z.B. hinsichtlich einiger Faktoren) mangels gesicherterer Erkenntnisse lediglich plausible Annahmen (»Konventionen«) getroffen werden, kann abgewichen werden, wenn im Einzelfall valide wissenschaftliche Kenntnisse vorliegen, die ein solches Abweichen erlauben oder gar erforderlich machen. Zu den wesentlichen Aufgaben gehört in diesem Zusammenhang auch die begründete Auswahl derjenigen Daten, die bei der Ableitung der Richtwerte zu grunde gelegt werden.

Die Ergebnisse der Arbeit der Ad-hoc-Arbeitsgruppe IRK/AGLMB werden sukzessive veröffentlicht werden. Diese erste Mitteilung stellt die Grundlagen der Richtwertableitungen vor. In weiteren Mitteilungen werden Anwendungen des Schemas auf einzelne Stoffe dargelegt werden (vgl. S. 416 ff. in diesem Heft).

* Bis zum Übergang des Instituts für Wasser-, Boden- und Lufthygiene zum Umweltbundesamt am 1.7.1994 war diese Kommission eine Kommission des (jetzt nicht mehr bestehenden) Bundesgesundheitsamtes.

Definitionen

Zur Definition des Begriffes »Innenraum« verweist die Ad-hoc-Arbeitsgruppe auf die Ausführungen des Rates von Sachverständigen für Umweltfragen [5]. Danach zählen zu den Innenräumen: Wohnungen mit Wohn-, Schlaf-, Bastel-, Sport- und Kellerräumen, Küchen und Badezimmern; Arbeitsräume bzw. Arbeitsplätze in Gebäuden, die nicht im Hinblick auf Luftschadstoffe Arbeitsschutzrechtlichen Kontrollen unterliegen (so z.B. Büros, Verkaufsräume); öffentliche Gebäude (Krankenhäuser, Schulen, Kindergärten, Sporthallen, Bibliotheken, Gaststätten, Theater, Kinos und andere Veranstaltungsräume) sowie die Fahrgasträume von Kraftfahrzeugen und allen öffentlichen Verkehrsmitteln.

Darüber hinaus ist eine Unterscheidung in Wohnräume und Räume mit wohnähnlicher Nutzung (z.B. Kindertagesstätten) einerseits und Räume mit nutzungsbedingt geringerer Exposition (z.B. Büroräume, Schulen usw.) andererseits sinnvoll. Die Ad-hoc-Arbeitsgruppe orientiert sich bei der Festsetzung von Richtwerten für die Innenraumluft primär an Wohn- bzw. wohnähnlichen Räumen.

Entsprechend den baurechtlichen Anforderungen legt die Arbeitsgruppe bei der Ableitung von Richtwerten für die Innenraumluft ihr Augenmerk vorrangig auf die Ableitung eines Konzentrationswertes, der in einem Bereich liegt, in dem Schäden für die menschliche Gesundheit mit hinreichender Wahrscheinlichkeit anzunehmen sind. Von diesem ausgehend kann durch Wahl eines Sicherheitsabstandes ein Konzentrationsbereich abgeleitet werden, in dem gesundheitliche Beeinträchtigungen nicht mehr zu erwarten sind.

Folgende Definitionen liegen den Ableitungen zugrunde:

Richtwert II (RW II)

Der Richtwert II ist ein wirkungsbezogener, begründeter Wert, der sich auf die gegenwärtigen toxikologischen und epidemiologischen Kenntnisse zur Wirkungsschwelle eines Stoffes unter Einführung von Unsicherheitsfaktoren stützt. Er stellt die Konzentration eines Stoffes dar, bei deren Erreichen bzw. Überschreiten unverzüglich Handlungsbedarf besteht, da diese geeignet ist, insbesondere für empfindliche Per-

Ableitung von Innenraum-Richtwerten:

Richtwert II (RW II)

(Erläuterungen im Text)

LO(A)EL Mensch

für humanrelevante Endpunkte und Exposition

LO(A)EL Tier

für humanrelevante Endpunkte und Exposition

↓

3

Wirkungsschwelle Tierversuch
(Expositionsmuster entspricht nicht RW-II-Bedingungen)

↓

10

(Interspezies-Unterschiede)

↓

Schwellen für den Menschen

(Expositionsmuster entspricht nicht RW-II-Bedingungen)

↓

10

(Intraspezies-Unterschiede)

↓

Schwellen für empfindliche Individuen

(Expositionsmuster entspricht nicht RW-II-Bedingungen)

↓

5

(Exposition-Unterschied Arbeitsplatz / Dauerbelastung)

↓

Schwellen für empfindliche Individuen

(Expositionsmuster entspricht RW-II-Bedingungen)

↓

2

(wenn Kinder nicht ausreichend berücksichtigt sind, sonst 1)

↓

Schwellen für empfindliche Individuen einschließlich Kinder

(Expositionsmuster entspricht RW-II-Bedingungen)

↓

1

(andere Wirkungen, andere Pfade, Kombinationswirkungen ?)

RW II

sonen bei Daueraufenthalt in den Räumen eine gesundheitliche Gefährdung darzustellen. Je nach Wirkungsweise des betrachteten Stoffes kann der Richtwert II als Kurzzeitwert (RW II K) oder als Langzeitwert (RW II L) definiert sein.

Der Handlungsbedarf ist als unverzüglicher Prüfbedarf zu verstehen, z. B.: im Hinblick auf Sanierungsentscheidungen zur Verringerung der Exposition. Eine Schließung der Räume kann daher notwendig sein. Die Überschreitung des Richtwertes II sollte umgehend mit einer Kontrollmessung unter üblichen Nutzungsbedingungen und – soweit möglich und sinnvoll – einer Bestim-

mung der internen Belastung der Raumnutzer verbunden werden.

Richtwert I (RW I)

Der Richtwert I ist die Konzentration eines Stoffes in der Innenraumluft, bei der im Rahmen einer Einzelstoffbehandlung nach gegenwärtigem Kenntnisstand auch bei lebenslanger Exposition keine gesundheitlichen Beeinträchtigungen zu erwarten sind. Eine Überschreitung ist mit einer über das übliche Maß hinausgehenden, hygienisch unerwünschten Belastung verbunden. Aus Vorsorgegründen besteht auch im Konzentrationsbereich zwischen RW I und RW II Handlungsbedarf.

Der RW I wird vom RW II durch Einführen eines zusätzlichen Faktors 10 abgeleitet. Dieser Faktor ist eine Konvention.

Bei geruchsintensiven Stoffen muß der RW I abweichend von dieser schematischen Ableitung auf der Grundlage der Geruchswahrnehmung (Detektionsschwelle) festgelegt werden, wenn sich dadurch ein kleinerer Zahlenwert für den RW I ergibt.

Der RW I kann als Sanierungszielwert dienen. Er soll nicht »ausgeschöpft«, sondern nach Möglichkeit unterschritten werden.

Kriterien für die Ableitung des Richtwertes II

Richtwerte für die Luft in Innenräumen sollen unterschiedlich empfindliche Menschen, die sich zeitlich unbegrenzt in solchen Räumen aufhalten, vor unerwünschten Wirkungen von Luftverunreinigungen schützen. Über die Wirkung der zu bewertenden Stoffe liegen häufig nur Informationen aus Tierversuchen oder Erfahrungen mit bestimmten Personengruppen – z.B. am Arbeitsplatz – vor. Wenn aus solchen Erkenntnissen Richtwerte abgeleitet werden, so geschieht dies üblicherweise dadurch, daß Interspezies-, Intraspezies- und Expositions-Unterschiede durch Einführung von Faktoren berücksichtigt werden. (Da sich die Bezeichnung »Faktoren« eingebürgert hat, wird der Begriff auch hier eingesetzt, obwohl die »Faktoren« eigentlich Divisoren sind. Ein Faktor größer 1 führt hier also zu einem geringeren Wert.) Liegen ausreichende Informationen vor, so kann der Zahlenwert derartiger Faktoren im Einzelfall begründet werden. Oft wird jedoch der Fall eintreten, daß für den speziellen Stoff die Datenlage keine spezifische Festlegung des jeweilig einzusetzenden Faktors zuläßt. Für diese Fälle ist es notwendig, Schutzfaktoren nach einem nachvollziehbaren Schema festzusetzen. Dabei müssen einerseits die Unsicherheiten ausreichend berücksichtigt werden, andererseits muß aber auch vermieden werden, daß durch Annahme der denkbar schlimmsten Situation auf jeder Stufe extreme Sicherheits-Anforderungen gestellt werden, die bewirken könnten, daß ein so bewerteter Stoff nicht mehr eingesetzt wird und dafür ein Ersatzstoff auf den Markt gelangt, über dessen Wirkungen weniger bekannt ist und der möglicherweise gesundheitlich bedenklichere Ex-

positionen hervorruft als der substituierte Stoff.

Da jeder einzelne Ableitungsschritt mit Unsicherheiten behaftet ist, soll bei der Richtwert-Ableitung grundsätzlich ein möglichst kurzer Ableitungsweg angestrebt werden, das heißt, daß möglichst wenige Unsicherheits- oder Umrechnungsfaktoren auftreten sollen. Demnach sind z.B. tierexperimentelle Daten nur dann heranzuziehen, wenn geeignete Humandaten nicht vorliegen.

Berücksichtigung unterschiedlicher Ausgangsdaten

In einem Ableitungsschema kann man, je nach Datenlage, von einem NOEL/NOAEL oder LOEL/LOAEL ausgehen. Meist gibt es aber nur entweder LO(A)EL- oder NO(A)EL-Angaben. Der NO(A)EL liegt unterhalb der Wirkungsschwelle, die zwischen LO(A)EL und NO(A)EL anzusetzen ist; beim LO(A)EL ist noch mit einer gewissen Wahrscheinlichkeit mit einer Wirkung zu rechnen.

Wenn der RW II als (justitabler) Eingriffswert verstanden werden soll, ist es sinnvoll, vom LO(A)EL auszugehen. Dabei muß jeweils überlegt werden, ob Eintrittswahrscheinlichkeit und Schwere der möglichen Wirkung noch akzeptiert werden können, das heißt, ob LO(A)EL und Wirkungsschwelle praktisch gleichgesetzt werden können. Diese Abwägung ist prinzipiell bei Humandaten leichter möglich als bei tierexperimentell gewonnenen Daten.

Bei tierexperimentellen Daten ist der Bereich zwischen LO(A)EL und NO(A)EL wesentlich schwieriger zu beurteilen. Deshalb sollte hier bei der Ableitung von einer hypothetischen Wirkungsschwelle ausgegangen werden. Da es in fast allen Fällen unmöglich sein wird, die Wirkungsschwelle exakt zu lokalisieren, bietet sich an, sie bei dem geometrischen Mittel anzusiedeln, was bei einem in der Praxis häufig anzu treffenden Unterschied von einer Größenordnung zwischen LO(A)EL und NO(A)EL zu einem Faktor 3 (Wurzel aus 10, gerundet) führt.

- Schritt 1:

Stehen ausreichende Humandaten zur Ermittlung eines LO(A)EL zur Verfügung, so wird dieser direkt als Ausgangswert verwendet, wenn dies unter Berücksichtigung der Schwere des Effektes nach der Datengrundlage vertretbar erscheint.

Wenn die Ableitung von einem LO(A)EL aus Tierexperimenten ausgehen muß, wird ein Faktor 3 eingesetzt.

Interspezies-Unterschiede

Bei der Beurteilung von Speziesunterschieden ist der Stellenwert des untersuchten Endpunktes zu berücksichtigen. Im Tierexperiment beobachtete Effekte können für den Menschen irrelevant sein, dann lassen sich keine quantitativen Schlüsse ziehen. Dies gilt auch, wenn die für den Menschen als relevant angesehenen Effekte im Tierversuch nicht beobachtbar sind, z.B. subjektive Symptome oder Befindlichkeitsstörungen.

Speziesunterschiede für vergleichbare Endpunkte lassen sich zu einem erheblichen Teil auf Unterschiede in der Pharmakokinetik zurückführen. Insbesondere spielen dabei Unterschiede im Stoffwechsel des betrachteten Stoffes eine Rolle. Dies kann zu einer im Vergleich zum Versuchstier geringeren oder höheren Bioverfügbarkeit kritischer Metaboliten führen.

Liegen zu diesem Punkt keine Erkenntnisse vor, trägt man dem Schutzziel konventionell mit der Annahme Rechnung, daß der Mensch zehnmal empfindlicher ist als das Versuchstier. Bei entsprechender Datenlage kann dieser Faktor größer oder kleiner als 10 sein.

- Schritt 2:

Faktor 10 für Interspezies-Unterschiede, wenn der herangezogene Tierversuch eine Aussage über den Eintritt des wahrscheinlich kritischen Effektes zuläßt und wenn keine Erkenntnisse vorliegen, die einen niedrigeren oder höheren Faktor begründen.

Intraspezies-Unterschiede

In der Gesamtbevölkerung gibt es eine beträchtliche Streubreite der Empfindlichkeit gegen schädliche Einwirkungen. Der LO(A)EL wird immer durch die empfindlichsten Individuen einer untersuchten Gruppe bestimmt. Genaue Kenntnisse über die Situation in den Randbereichen der Verteilung der Empfindlichkeit werden aber nicht zu erhalten sein, da viele Untersuchungen aus ethischen Gründen nicht an den ganz besonders empfindlichen Individuen durchgeführt werden können und weil aus praktischen Gründen die unter-

suchte Gruppe in der Regel kleiner ist, als dies aus statistischen Gründen wünschenswert wäre.

Wenn also Befunde aus der »Normalbevölkerung« zugrunde gelegt werden, so ist zwar ein Teil der interindividuellen Unterschiede schon abgedeckt, für die aus den genannten Gründen nicht messbaren Intraspezies-Unterschiede muß jedoch noch ein Faktor eingeführt werden. Dieser liegt üblicherweise bei 10. Wenn man sich von vornherein auf Befunde stützt, die an »empfindlichen« Gruppen/Individuen erhoben worden sind, kann der Faktor kleiner als 10 sein.

- Schritt 3:

Zur Berücksichtigung von Intraspezies-Unterschieden wird ein Faktor 10 eingesetzt. Wenn entsprechende Daten vorliegen, kann der Faktor reduziert werden.

Unterschiedlicher Zeitbezug

Generell kann man davon ausgehen, daß bei epidemiologischen Untersuchungen auch dann, wenn Schadstoff-Konzentrationen nur als Mittelwert über einen längeren Zeitraum ermittelt worden sind, »übliche« Kurzzeit-Spitzen mit aufgetreten sind. Beobachtete Wirkungen können dann entweder mit der durchschnittlichen Belastung oder mit den Konzentrationsspitzen zusammenhängen. Wenn Informationen über das Verhältnis von Spitzen- zu Durchschnittskonzentrationen vorliegen, kann – wenngleich mit einer gewissen Unsicherheit behaftet – aus Langzeitbeobachtungen auch auf die Wirkung von Konzentrationsspitzen geschlossen werden. Im umgekehrten Fall, bei der Extrapolation von Kurzzeit- auf Langzeit-Expositionen, ist zumindest bei Laborversuchen der Schluß von Kurzzeit- auf Langzeitwirkungen wesentlich unsicherer.

Je nach Stoff und üblicherweise anzu treffendem Expositionsmuster muß entschieden werden, welches Zeitintervall gemeint ist, wenn von »Kurzzeit-« und »Langzeit-«-Wert die Rede ist. Bei Stoffen, die ein von Tag zu Tag ähnliches Expositionsmuster erwarten lassen, ist unter Expositions-Gesichtspunkten vom Begriff »Langzeit« schon dann auszugehen, wenn ein vollständiger Zyklus des »üblichen« Expositionsmusters im Mittelungszeitraum enthalten ist. Bei anderen Stoffen kann ein Monats- oder Jahresbezug sinnvoller sein. Ähnliche Differenzierungen gelten auch für den

Begriff »Kurzzeit«. Hier können einerseits Belastungsspitzen von wenigen Minuten unter Wirkungs-Gesichtspunkten wichtig sein, andererseits aber evtl. auch 24-Stunden-Zeiträume bei einmaliger Anwendung eines Stoffes, z.B. beim Ausbringen eines Schädlingsbekämpfungsmittels. Zeitbezüge müssen bei der Ableitung von Richtwerten bedacht werden.

Umrechnung von Arbeitsplatz-Exposition auf Dauer-Exposition

Für den Übergang von Arbeitsplatz-Befunden (»40-Stunden-Woche«) auf Dauerexposition ist rechnerisch ein Faktor von $168/40 = 4,2$ anzusetzen, gerundet also ein Faktor 5. Diese rein zeitliche Umrechnung ist dann sinnvoll, wenn es sich um Expositionen in Konzentrationsbereichen handelt, in denen Dosis-Wirkungs-Beziehungen linear verlaufen. Sie ist nicht ohne weiteres anwendbar, wenn während der Expositionszeit Stoffwechsel- oder Ausscheidungsvorgänge so stark beansprucht werden, daß Abweichungen von der linearen Kinetik zu erwarten sind. Außerdem muß bedacht werden, daß neben der Dauer der Exposition auch die Dauer der »Erholungsphase« eine Rolle spielen kann. Eine solche »Erholung« von Innenraum-Belastungen existiert aber nicht für Menschen, die sich ständig in einem Raum aufhalten (müssen). In Sonderfällen können an diesem Punkt der Ableitung stoffspezifische Abweichungen begründet sein.

Kurzzeit-/Langzeit-Exposition

Wenn es aus toxikologischen Gründen sinnvoll erscheint, neben Langzeit-Werten auch Kurzzeit-Werte festzulegen, z. B. zur Spitzenbegrenzung, so sind für die Festlegung von Kurzzeit-Werten Kurzzeit-Daten heranzuziehen, die in der Regel auf akute Effekte abzielen. Für die Festlegung von Langzeit-Werten dagegen sind Daten mit relevanten toxikologischen Endpunkten in der Regel aus Langzeit-Studien heranzuziehen.

- Schritt 4:

Zur Übertragung von Arbeitsplatz-Befunden auf Dauer-Exposition wird der Faktor 5 eingesetzt, es sei denn, es liegen Hinweise darauf vor, daß der lineare Bereich der Dosis-Wirkungs-Beziehung wegen starker Beanspruchung von Stoffwechsel- oder Ausscheidungsvorgängen verlassen wird.

Physiologisch bedingte Dosis-Unterschiede

Kinder haben – bezogen auf das Körpergewicht – ein höheres Atemminutenvolumen als Erwachsene und nehmen deshalb inhalativ von luftgetragenen Fremdstoffen relativ mehr auf als Erwachsene. Da sich Kinder in praktisch allen Innenräumen aufhalten können, sollte prinzipiell ein Faktor 2 vorgesehen werden, wenn Kinder in der Gruppe, auf die sich die bei der Richtwert-Ableitung zugrunde gelegten Wirkungsbefunde beziehen, nicht ausreichend vertreten waren. Dieser Faktor wird nicht als Berücksichtigung einer besonderen Empfindlichkeit verstanden, sondern wegen des für den Inhalationspfad relevanten höheren Atemminutenvolumens im Verhältnis zum Körpergewicht bei Kindern eingeführt. Auf den Faktor sollte nur verzichtet werden, wenn nachweisbar eine höhere Stoffwechselaktivität die Eliminierung von Fremdstoffen beschleunigt.

- Schritt 5:

»Kinder-Faktor« 2 zur Berücksichtigung physiologisch bedingter Unterschiede.

Weitere Gesichtspunkte

Nach Durchlaufen des Ableitungs-Schemas bis zu diesem Punkt ergibt sich eine Konzentration, die als Richtwert II (RW II) festgelegt werden kann. Der Wert wird dabei üblicherweise gerundet, vor allem, um dem Eindruck einer unrealistischen Genauigkeit entgegenzuwirken.

Vor der endgültigen Festlegung des Wertes sollte jedoch noch geprüft werden,

– ob andere, in der Ableitung nicht berücksichtigte Wirkungen einzubezogen werden müssen,

– ob die Inhalation den wesentlichen Aufnahmepfad darstellt oder ob die akzeptable Aufnahme des Stoffes noch mit anderen möglichen Aufnahmepfaden abgeglichen werden muß.

Im Ableitungsschema ist für diese Punkte der Faktor 1 eingesetzt, das heißt, es ist keine pauschale Berücksichtigung vorgesehen. Die Punkte sollten jedoch bedacht werden, und es sollte angegeben werden, weshalb sie keine Rolle spielen oder wie sie bei der Ableitung berücksichtigt worden sind.

Kombinationswirkungen mit anderen Substanzen

Für Stoffgemische am Arbeitsplatz ist in der TRGS 403 [6] ein Bewertungsverfahren definiert, bei dem die Quotienten aus Stoffkonzentration und MAK-Wert für alle Einzelsubstanzen, deren Konzentrationen mindestens 10 % ihres jeweiligen MAK-Wertes erreichen, aufsummiert werden. Die Summe der Einzelquotienten darf den Wert 1 nicht überschreiten. Von diesem Verfahren kann abgewichen werden, wenn dies arbeitsmedizinisch oder toxikologisch begründet werden kann.

Ein entsprechendes Vorgehen ist auch für Stoffgemische in Innenräumen denkbar, sofern diese Stoffe gleiche Wirkungspunkte haben und/oder

sich in ihren Wirkungsmechanismen entsprechen. Dies kann z.B. für Stoffgemische mit Toluol, Xylenen, Styrol, Ethylbenzol und C₉-Benzolen angenommen werden, ferner für höhere Alkane (C₈ bis C₁₂), für Lindan und DDT, für Terpene oder für Phenole und Kresole. Voraussetzung für die Ableitung eines derartigen Summenrichtwertes ist aber, daß zumindest für einen repräsentativen Vertreter aus der jeweiligen Gruppe eine Einzelstoffbewertung vorliegt und daß Vorstellungen über die relative Toxizität der anderen Stoffe (im Vergleich zu dem bewerteten Vertreter) dieser Gruppe bestehen.

Literatur:

- [1] Bundesgesundheitsamt: Bewertung der Luftqualität in Innenräumen. Bundesgesundhbl. 36, 3 (1993) 117-118.
- [2] Bundesminister für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit: Konzeption der Bundesregierung zur Verbesserung der Luftqualität in Innenräumen. Bonn, Sept. 1992.
- [3] Entschließung der 67. Konferenz der für das Gesundheitswesen zuständigen Ministerinnen und Minister, Senatorinnen und Senatorn (GMK). Hamburg, Okt. 1994.
- [4] Der Rat von Sachverständigen für Umweltfragen (SRU): Umweltgutachten 1996. Wiesbaden, Februar 1996.
- [5] Der Rat von Sachverständigen für Umweltfragen (SRU): Luftverunreinigungen in Innenräumen - Sondergutachten. Wiesbaden, Mai 1987.
- [6] Bundesminister für Arbeit und Sozialordnung: Bewertung von Stoffgemischen in der Luft am Arbeitsplatz (TRGS 403). Bundesarbeitsblatt 10/89 (1989) 71-72.

Ad-hoc-Arbeitsgruppe aus Mitgliedern der Innenraumlufthygiene-Kommission (IRK) des Umweltbundesamtes und des Ausschusses für Umwelthygiene der AGLMB

Infektionen mit enterohämorrhagischen *Escherichia coli* (EHEC)

Bedeutung der EHEC als Krankheitserreger

Enterohämorrhagische *E. coli* (EHEC) sind eine seit 1982 bekannte Gruppe von darmpathogenen *Escherichia coli*, die bei Menschen schwere, blutige Durchfallerkrankungen (hämorrhagische Colitis) erzeugen. Besonders bei Kindern unter zehn Jahren und bei älteren Menschen kann als Folge einer enteralen Infektion mit EHEC etwa drei bis zwölf Tage nach der Ansteckung ein enteropathisches hämolytisch-urämisches Syndrom (D+HUS) auftreten. Das D+HUS tritt in 5-10 % der EHEC-Infektionen bei Kindern auf, oft mit oder nach Sistieren des Durchfalls. In 50 % solcher HUS-Fälle wird eine Dialyse erforderlich, ca. 10-30 % der Erkrankungen enden mit einer terminalen Niereninsuffizienz (lebenslange Dialysepflicht bzw. Tod der Patienten). Die Therapie dieser Erkrankungen beschränkt sich hauptsächlich auf supportive Maßnahmen; geeignete

Impfstoffe wurden bisher nicht entwickelt.

Eigenschaften der EHEC

EHEC gehören zur Gruppe der Verotoxin-bildenden *E. coli* (VTEC). VTEC sind seit 1977 bekannt, die von ihnen gebildeten Verotoxine zeigen Gemeinsamkeiten mit dem von *Shigella dysenteriae* Typ I (D+HUS-Erreger der Tropen) gebildeten Shiga-Toxin. VTEC werden deshalb auch als Shiga-like-Toxin bildende *E. coli* (SLTEC) bezeichnet. Alle EHEC produzieren einen oder mehrere Typen von Shiga-like-Toxinen (SLT). Mit dem Begriff EHEC werden SLTEC bezeichnet, die die gleichen klinischen, epidemiologischen und pathogenetischen Eigenschaften zeigen, wie der 1982 entdeckte »Prototyp« des EHEC, *E. coli* O157:H7.

Vorkommen und Verbreitung

SLTEC gehören zu einer großen Zahl von serologisch unterschiedlichen Gruppen von *E. coli*. Das natürliche Reservoir dieser Keime sind große und

kleine Wiederkäuer, besonders Rinder, Schafe und Ziegen. Die serologische Vielfalt der SLTEC ist enorm, mehr als 150 verschiedene Serotypen (O:H) sind bei Rindern beschrieben. Untersuchungen zeigten, daß SLTEC häufig bei landwirtschaftlichen Nutztieren vorkommen und wahrscheinlich natürliche Konsumenten der Darmflora bei Wiederkäuern sind. Bei Untersuchungen an gesunden Berliner Nutztierebeständen konnten SLTEC aus dem Kot von 21,1 % der Rinder, 56,1 % der Ziegen und 66,6 % der Schafe isoliert werden [1]. Solche Befunde stellen eine weltweit typische Situation dar. Die WHO stellte folgerichtig fest, daß eine Sanierung der Tierbestände von SLTEC mit dem Ziel der Eindämmung von EHEC-Infektionen nicht durchführbar ist [2, 3].

Virulenzpotential

Sind alle in der Natur vorkommenden SLTEC auch EHEC, d. h. Erreger von HC und HUS beim Menschen? Eine abschließende Antwort kann hierzu nicht erfolgen. Bestandsuntersuchungen zeigten zwar, daß der weitaus

* Vortrag, gehalten auf der Fortbildungsveranstaltung für den Öffentlichen Gesundheitsdienst vom 13. bis 15. 3. 1996 in Berlin